

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة محمد الصديق بن يحي-جيجل
Université Med-Seddik Benyahia-Jijel

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de l'Environnement
et des Sciences Agronomiques



كلية علوم الطبيعة و الحياة
قسم علوم المحيط و العلوم الفلاحية

Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme : **Master Académique**

Filière : Sciences Biologiques
Option : Toxicologie Fondamentale et Appliquée

Thème

Evaluation de la capacité d'accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée du site minier de Boudoukha (w. de Skikda)

Présenté par :

Chaloum Chahrazed
Touati Amina

Membres de jury:

Présidente : M^{lle} Khennouf H.
Examinateur : Pr Mayache B.
Encadreur: M^{me} Bencharif N.

Session : Juillet 2018

Numéro d'ordre:



Remerciement

En premier lieu, nous remercions Dieu, le tous puissant, pour nous avoir donné la patience, la volonté et la force nécessaire pour terminer ce travail.

Nous tenons d'abord à remercier notre promoteur M^{me} Bencharif pour sa patience, sa disponibilité, ses conseils et aussi pour son encouragement.

Nous tenons à remercier l'ensemble des membres du jury qui nous ont fait l'honneur en acceptant de juger notre travail.

Nous remercions également tous les enseignants qui ont contribué à notre formation durant nos cinq ans d'étude.

Nous remercions aussi tous les ingénieurs de laboratoire de l'écotoxicologie de l'université de Jijel pour leur aide.

En fin, nous remercions tous ceux qui ont participé de près ou de loin à réaliser ce travail.

Amina et chahrazed





Dédicace :

A celle qui a consacré sa vie et souffert pour veiller à mon bien être

A ma chère mère

A Mon cher père

A mes chères sœurs : Bouchra, fatima Zohra

*A mes chers frères : Mohamed Lamin, Abd Nasser, AbdLfatahet Abd
Rahim*

*A mes chères amies : Amina, Hizia, Aicha, Mariem, Ahlem, Sabrina,
Maryama , Souria et Wissem*

A Mon Cher fiancé Abd Malek etsa famille

*Pour votre patience, votre soutien, pour tout les bons moments
passés, ceux qui restent à venir.....*

Chahrazed





A celle qui a consacré sa vie et souffert pour veiller à mon bien être

A ma chère mère

A Mon cher père

A mes chères sœurs : Samia, Nadjat, Abla, Asia, Nawal, Fatima Zohra et Sabrina .

A mes chers frères : Naserddine, Reda et Fares.

A mes chères amies : Hizia , Wahida, Anissa, Aicha , Mariem , Ahlem , Saida, Hassiba et Imen

A mon binôme Chahrazed.

Pour votre patience, votre soutien, pour tout les bons moments passés, ceux qui restent à venir.....

Amina



Sommaire

Liste des abréviations	iv
Liste des figures.....	vi
Liste des tableaux	vii
Introduction	1

Partie I: Synthèse bibliographique

Chapitre 1 : Les éléments traces métalliques

1-1-Généralités sur les ETM	3
1-1-1- Définition	3
1-1-2- Origine des ETM	3
1-1-2-1- Origine naturelle	3
1-1-2-2- Origine anthropique	4
1-1-3- Comportement des ETM dans le sol	4
1-2- Les métaux lourds dans les plantes	5
1-2-1- Exposition des plantes aux métaux lourds	5
1-2-2- Devenir des métaux lourds dans les plantes	5
1-2-3- Absorption racinaire	6
1-2-4- Translocation	6
1-2-5- Bioaccumulation	6
1-2-6- Facteurs de transfert des ETM dans la plante	7
1-2-7- Transfert des ETM du sol vers la plante	7
1-2-8- Transfert des ETM des racines vers les parties aériennes	7
1-2-9- Toxicité et tolérance.....	7
1-3- Les éléments traces métalliques étudiés	8
1-3-1- Cadmium	8
1-3-1- 1- Définition et propriétés physico-chimiques	8
1-3-1-2-Transfert du cadmium aux plantes	8
1-3-2- Cuivre	9
1-3-2-1- Définition et propriétés physico-chimiques	9
1-3-2-2- Transfert du cuivre aux plantes	9
1-3-3- Zinc	10

1-3-3-1- Définition et propriétés physico-chimiques	10
1-3-3-2- Transfert du zinc aux plantes	10

Partie II : Partie pratique

Chapitre 2 : Matériel et Méthodes

2-1- Présentation de la zone d'étude.....	11
2-1-1 Présentation géographique de la Kabylie de Collo.....	11
2-1-2- Présentation de la région de Boudoukha.....	11
2-1-3- Situation géographique.....	11
2-1-4- Réseau hydrographique.....	12
2-1-5- Climat et végétation.....	12
2-1-6- Historique des travaux miniers de la région de Boudoukha	12
2-2- Echantillonnage et technique de prélèvement.....	13
2-2-1- Choix des stations de prélèvement et leur situation géographique.....	13
2-2-2- Choix de la végétation.....	13
2-2-2-1- <i>Cynodon dactylon</i> L	14
2-2-2-2- <i>Dittrichia viscosa</i> L.....	15
2-2-2-3- <i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.....	15
2-2-2-4- <i>Rumex bucephalophorus</i> L.....	16
2-2-3- Prélèvement des échantillons	17
2-2-3-1- Prélèvement du sol.....	17
2-2-3-1-1- Technique de prélèvement.....	17
2-2-3-1-2- Conditionnement et transport d'échantillons	17
2-2-3-1-3- Préparation des échantillons.....	17
2-2-3-2- Prélèvement des plantes.....	18
2-2-3-2-1- Technique de prélèvement.....	18
2-2-3-2-2- Préparation des échantillons.....	18
2-3- Analyses physico-chimiques du sol.....	18
2-3-1- Mesure de pH.....	18
2-3-2- Mesure de la conductivité électrique.....	18
2-3-3- Dosage de la matière organique.....	19
2-3-4- La capacité d'échange cationique.....	19
2-3-5- Dosage du calcaire total.....	20

2-4- Analyse des métaux lourds	20
2-4-1- Préparation des extraits de sol.....	20
2-4-2- Préparation des extraits de plantes.....	21
2-5- Technique d'analyse des métaux lourds	21
2-6- Analyse statistique	22
 Chapitre 3 : Résultats et Discussion	
3-1- Compartiment sol	23
3-1-1- Caractéristiques physico-chimiques.....	23
3-1-1-1- pH	23
3-1-1-2- Conductivité électrique (CE).....	24
3-1-1-3- La matière organique (MO)	25
3-1-1-4- La capacité d'échange cationique (CEC)	26
3-1-1-5- Le calcaire total (CaCO ₃)	27
3-1-2- Les métaux lourds.....	28
3-1-2-1- Cadmium	28
3-1-2-2- Cuivre.....	29
3-1-2-3- Zinc.....	30
3-2- Compartiment plante	31
3-2-1- Cadmium.....	31
3-2-2- Cuivre.....	33
3-2-3- Zinc.....	34
3-3- Transfert sol-plantes	35
3-3-1- Facteur de bioconcentration (FBC)	35
3-3-2- Facteur de translocation (Ft)	37
Conclusion	39
Références bibliographiques	41
 Annexes	

Liste des abréviations

AFNOR: Association Française de Normalisation.

ANOVA: Analyse de la variance.

Ag: Argent.

CaCO₃: Carbonate de calcium.

Cd: Cadmium.

CE: Conductivité Electrique.

CEC: Capacité d'Echange Cationique.

Cl⁻: Ions de Chlore.

Cm : Centimètre.

Cr : Chrome.

Cu : Cuivre.

E.R.E.M : Etudes et Réalisation d'Ensembles Mécaniques.

ETM : Eléments Traces Métalliques.

FBC : Facteur de Bioconcentration.

Fe : Fer.

FeSO₄ : Sulfure de Fer.

Ft : Facteur de translocation.

g/cm³ : gramme par centimètre cube.

g/mol : gramme par mol.

HCl: Acide chloridrique.

Hg : Mercure.

HNO₃ : Acide nitrique

H₃PO₄: Acide phosphorique.

H₂SO₄: Acide sulfurique.

INPN : Inventaire National du Patrimoine Naturel

INRA : Institut National de la Recherche Agronomique.

meq/100g : Milliéquivalent par cent gramme.

mg/kg : Milligramme par kilogramme.

ml: Millilitre.

mm/an : Millimètre par an.

ms/cm : Millisemences par centimètre

Mn : Manganèse.

MO: Matière organique.

NaOH: Hydroxyde de sodium.

Ni : Nickel.

Pb : plomb.

pH : Potentiel d'hydrogène.

% : pourcentage.

ppm: Partie par million.

ROS : la production d'espèces réactives de l'oxygène.

SAA: Spectrophotométrie d'Absorption Atomique.

T (°C) : moyennes mensuelles des Températures en Degré Celsius.

V : Volume.

Zn : Zinc.

Liste des figures

Figure 01: Photo satellite de la région de Boudoukha.....	11
Figure 02 : Situation géographique des stations de prélèvement	13
Figure 03 : <i>Cynodon dactylon</i> L.....	14
Figure 04: <i>Dittrichia viscosa</i> L.....	15
Figure 05: <i>Mentha suaveolens</i> Ehrh	15
Figure 06 : <i>Rumex bucephalophorus</i> L	16
Figure 07: Variations du pH dans les sols du site minier.....	23
Figure 08: Variations de la conductivité électrique dans les sols du site minier.....	24
Figure 09: Variations de la matière organique dans les sols du site minier.....	25
Figure 10: Variations de la capacité d'échange cationique dans les sols du site minier.....	26
Figure 11: Variations du calcaire totale dans les sols du site minier.....	27
Figure 12: Variations des teneurs en cadmium dans les sols du site minier	28
Figure 13: Variations des teneurs en cuivre dans les sols du site minier	29
Figure 14: Variations des teneurs en zinc dans les sols du site minier	30
Figure 15: Variations des teneurs en cadmium dans les racines et les parties aériennes des espèces végétales étudiées	32
Figure 16 : Variations des teneurs en cuivre dans les racines et les parties aériennes des espèces végétales étudiées.....	33
Figure 17: Variations des teneurs en zinc dans les racines et les parties aériennes des espèces végétales étudiées.....	34
Figure 18: Variations du facteur de bioconcentration du Cd, Cu, et Zn dans les espèces végétales étudiées.....	36
Figure 19 : Variations du facteur de translocation du Cd, Cu, et Zn	38

Liste des tableaux

Tableau 01: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cd, Cu, et Zn des espèces végétales étudiées	34
Tableau 02: Facteurs de translocation (Ft) du Cd, Cu, et Zn	36



Introduction

Introduction

Les métaux lourds constituent de sérieux polluants environnementaux, en particulier dans les zones à haute pression anthropique ; leur présence dans l'atmosphère, le sol et l'eau, même sous forme de traces, peut causer de graves problèmes à tous les organismes (**Augusto Costa et Pereira Duta, 2001**).

L'accumulation des métaux lourds dans les sols est une préoccupation en production agricole en raison de leurs effets néfastes sur la croissance des cultures et la santé de l'environnement (**Augusto Costa et Pereira Duta, 2001**).

L'exploitation minière est l'une des plus importantes sources de métaux lourds dans l'environnement. Les opérations d'extraction et de broyage minier, la concentration de minerais et l'évacuation de résidus, constituent des sources majeures de contamination de l'environnement (**Adriano, 1986**).

Les recherches récentes ont montré que les sols dans différentes parties du monde particulièrement dans les zones minières contiennent des concentrations énormément élevées de métaux lourds (**Wei et Yang, 2010 ; Duong et Lee, 2011**). Les travaux concernant les métaux lourds ont commencé à attirer l'attention des scientifiques à cause de leur non biodégradabilité, leur toxicité, leur persistance, et leur prévalence (**Nasr et al., 2006**).

En Algérie, ils sont principalement issus des mines abandonnées, présentes dans de nombreuses régions ayant un historique d'exploitation minière. L'impact direct des opérations minières à ciel ouvert est l'altération profonde et durable des sols, sur des superficies souvent considérables (**Thornton, 1996**). Cette dégradation, qui survient durant l'activité minière, modifie considérablement la composition floristique des sites, ne permettant l'installation que d'un nombre limité d'espèces tolérantes, capables d'absorber les métaux au niveau de leurs racines, puis de les transloquer vers leurs parties aériennes (**Alloway, 1995**) afin de réduire la concentration ou la disponibilité des métaux du sol contaminé (**Paz-Ferreiro et al., 2014**).

La zone minière de Boudoukha qui se caractérise par une végétation spontanée à vocation pastorale, avec de vaste plantation de lentisques, d'oliviers et d'autres arbres fruitiers. Il existe donc une possibilité réelle d'une contamination de toutes ces plantes par les métaux lourds et d'un transfert et d'une concentration de ces derniers dans tous les maillons de la chaîne trophique.

Ainsi on se propose dans ce présent travail d'évaluer d'une part la contamination et/ou la pollution par les éléments traces métalliques (Cd, Cu et Zn) des sols et de la végétation spontanée en se référant aux valeurs de références, et l'influence des variations des conditions physico-chimiques du milieu notamment le pH, le calcaire total, la teneur en matière organique, la conductivité électrique et la capacité d'échange cationique sur leur mobilité.

L'objectif de ce travail est de déterminer d'une part la capacité de certaines espèces de végétations spontanées telles que *Cynodon dactylon*, *Dittrichia viscosa*, *Mentha suaveolens* et *Rumex bucephalophorus* à accumuler certains métaux lourds: Cd, Cu et Zn; et d'évaluer d'une autre part leur potentiel pour une application future en phytoremediation des sols contaminés par les métaux lourds.

Notre mémoire est structuré en deux parties interdépendantes:

La première partie est une synthèse bibliographique consacrée à des généralités sur les éléments traces métalliques (définition, origine des ETM...), le transfert des ETM dans les plantes et les éléments traces métalliques étudiés.

La deuxième partie représente l'étude expérimentale qui expose le matériel, les méthodes d'une part et les résultats et leur discussion d'une autre part

Le travail sera clôturé par une conclusion.



Partie I :
Synthèse bibliographique



Chapitre 1 :
Les éléments traces métalliques

1-1- Généralités sur les ETM

1-1-1- Définition

La notion « d'éléments traces métalliques » (ou ETM) est mal définie, néanmoins, celle-ci se substitue peu à peu à celle de « métaux lourds » (**Miquel, 2001**). Par ce terme générique « d'éléments traces métalliques » on désigne des métaux et métalloïdes dont la teneur moyenne dans les sols est inférieure à 1g.kg^{-1} (**Gouzy et Ducos, 2008**).

Certains de ces éléments sont des contaminants stricts, non nécessaires aux êtres vivants pour assurer leur développement comme le Pb, Cd et Hg. D'autres sont des oligo-éléments essentiels pour les organismes vivants (Cu, Zn, Fe, Mn, Ni, Cr). Cependant, une exposition à forte dose chronique à ces oligo-éléments peut également s'avérer toxique (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**).

La persistance des métaux est particulièrement prononcée dans l'environnement : contrairement aux polluants organiques, les métaux ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement, aussi ils sont souvent transportés sur de grandes distances par l'air ou l'eau. Ces caractéristiques favorisent l'augmentation du potentiel toxique dans l'environnement (**Bliefert et Perraud, 2008**).

1-1-2- Origines des éléments traces métalliques

Les origines de la présence des ETM dans l'environnement sont multiples. Les ETM sont présents naturellement en très faible quantité dans le sol, l'eau et l'air mais la problématique les concernant provient essentiellement des rejets d'origines anthropiques (**Bourrellet et al., 1998**).

Il faut différencier la part qui résulte de la contamination d'origine humaine et la part naturelle.

1-1-2-1-Origine naturelle

Les éléments traces métalliques présents naturellement dans les sols sont hérités des matériaux parentaux (ou roches mères) dont ces sols sont issus par altération biogéochimique (**Mathieu et al., 2008**), puis ils se concentrent pour constituer le fond pédogéochimique (**Doelsch, 2004**), qui est par définition « la concentration naturelle d'un élément ou d'une substance dans un horizon de sol, résultant uniquement de l'évolution géologique et pédologique, en absence de tout apport lié aux activités humaines » (**Baize, 2000**).

Les éléments-traces, à l'état naturel dans le sol, ont des concentrations variables puisqu'ils proviennent de la dégradation de la roche mère (ayant elle-même des teneurs variées), voir des retombées atmosphériques « naturelles » (notamment volcans, incendies de forêts) (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**).

1-1-2-2- Origine anthropique

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 (**Weiss et al., 1999**).

Les sources anthropogènes sont les suivantes :

1- Activités agricoles : correspondent aux impuretés présentes dans les produits phytosanitaires (comme le cuivre dans la bouillie bordelaise ou le plomb dans les pesticides), ou les engrais (le cadmium dans les engrais phosphatés).

2- Activités urbaines : regroupent l'épandage des boues de station d'épuration ou le trafic routier (le plomb utilisé comme antidétonant) (**Bril et Bollinger, 2006**).

3- Activités industrielles : les industries de transformation sont à l'origine de nombreuses pollutions métalliques comme le recyclage des ferrailles, le traitement des minerais, le raffinage son à l'origine de fortes teneurs en ETM dans les sols (**Sterckeman et al., 2000 ; Bril et Bollinger, 2006**).

4- Activités minières : les exploitations minières laissent des terrils de déchets appelés abusivement « stériles » qui contiennent des milliers de tonnes de métaux qui affectent les sols et acidifient les eaux souterraines (**Bril et Bollinger, 2006**).

1-1-3-Comportement des ETM dans le sol

Les éléments traces métalliques sont présents naturellement dans les sols selon des concentrations, ils peuvent se trouver sous différentes formes, dans un système poreux naturel, sous forme ionique soluble, auront tendance à se distribuer entre les phases solides et liquides en s'associant préférentiellement à des ligands dissous dans l'eau interstitielle pour former des complexes solubles (complexation), ou à des surfaces solides telles que les colloïdes, les argiles présents dans le système (adsorption) (**Galvez-Cloutier et Lefrançois, 2005**).

Les formes associées à la phase solide sont en quantité très majoritaire, et sont généralement pas biodisponibles, alors que les formes solubles (cations ou anions libres, complexes minéraux neutres, etc.) bien que minoritaires revêtent une importance particulière, puisqu'elles sont plus biodisponibles (**Galvez-Cloutier et Lefrançois, 2005**).

Les principaux facteurs de l'environnement influant sur la mobilité des éléments traces métalliques dans les sols sont le pH, le potentiel d'oxydoréduction et la capacité d'échange cationique (CEC) (**Greger, 1999**).

D'autres facteurs, comme le climat ou les interactions entre les différents éléments présents dans les sols, peuvent aussi modifier la mobilité d'un ETM (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**).

1-2- Les métaux lourds dans les plantes

1-2-1- Exposition des plantes aux métaux lourds

L'exposition des végétaux aux éléments traces métalliques a une double origine : par voie aérienne, les ETM sont présents ou déposés à la surface des organes (feuilles, tiges) ; et peuvent aussi être absorbés par les racines dans la solution du sol. Cette exposition racinaire est majoritaire et inféodée à la nature du sol et à son fonctionnement mais également au type de contamination. L'importance relative de ces deux voies d'exposition dépend des éléments traces, des plantes et de la proximité d'une source de contamination. La contamination des sols augmente la probabilité d'exposition via la solution du sol (**Mench et Baize, 2004**).

1-2-2- Devenir des métaux lourds dans les plantes

Une fois entrés dans la racine de la plante, les éléments-traces peuvent circuler dans le végétal. Une partie des éléments-traces reste immobilisée dans les parois des cellules racinaires, une autre partie entre dans les cellules racinaires et se trouve piégée par des acides organiques (exemple : acide citrique) ou d'autres molécules et stockée dans les vacuoles (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**).

Les ETMs sont transportés par voie apoplastique dans les tissus de la plante. Afin d'atteindre les vaisseaux xylémiens des racines, les ETMs doivent d'abord traverser la bande de caspary jusqu'aux vaisseaux conducteurs de la sève brute, le xylème, qui les emmènent vers les parties aériennes.

Enfin, les éléments-traces peuvent également être évacués de la plante via les racines ou les feuilles. Ce phénomène reste toutefois mineur, ce qui explique que globalement le bilan est positif et que l'on observe une accumulation des éléments-traces dans la plante (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**).

1-2-3- Absorption racinaire

La voie principale d'absorption des métaux se fait par simple diffusion au travers de l'apoplaste du cortex racinaire et de l'endoderme (voie apoplastique). Le transport des éléments métalliques à travers la paroi cellulaire 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, qui agissent comme des échangeurs d'ions (**Briat et Lebrun, 1999**).

Puis au niveau de l'endoderme, le transport peut devenir actif au niveau de la membrane plasmique des cellules de la bande de Caspary (voie symplastique), autorisant cette fois un transfert contre le gradient de la concentration (**Greger, 1999**).

2-2-4- Translocation

Après leur absorption, le transport des éléments traces métalliques 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 complexant, tels que les acides organiques, les acides aminés et divers peptides (**Alloway, 1995**).

Chez certaines espèces la translocation d'éléments toxiques est plus importante que chez d'autres, pouvant conduire à une accumulation des métaux dans les feuilles et les autres parties aériennes (**Foy et al., 1978**).

En effet, le Cd et le Zn sont transférés vers les parties aériennes plus facilement que le Pb, qui reste complexé au niveau de la racine (**Greger, 1999**).

1-2-5-Bioaccumulation

On désigne par bioaccumulation le processus d'absorption par lequel les êtres vivants peuvent accumuler dans leur organisme des nutriments, toute autre substance présente naturellement dans son environnement ou encore un polluant organique de synthèse, quelle que soit la voie de pénétration dans l'organisme considéré (**Ramade, 2007**).

Certaines plantes accumulent des quantités inhabituelles d'éléments métalliques : 100 mg/kg pour le cadmium, 1000 mg/kg pour le nickel, le cuivre et le cobalt ou encore 10000 mg/kg pour le zinc et le manganèse. Ces espèces sont alors qualifiées de plante « hyperaccumulatrice » (Brooks, 1998).

1-2-6-Facteurs de transfert des ETM dans la plante

1-2-7-Transfert des ETM du sol vers la plante

La pénétration d'un élément dans une plante peut être évaluée par le facteur de transfert sol/plante ou également appelé facteur de bioconcentration, noté FBC. Il représente la possibilité de transfert d'un contaminant du sol vers les plantes, et il est généralement défini comme le ratio entre la concentration dans les plantes et celle dans le sol où ont poussé les plantes, et calculé comme suit (Chumbley et Unwin, 1982 ; Cui et al., 2004, Zheng et al., 2007) :

$$\text{FBC} = [\text{ETM}] \text{ plante} / [\text{ETM}] \text{ substrat de culture.}$$

Avec les concentrations exprimées en mg.kg⁻¹ et relatives aux masses sèches du sol et des plantes (Zheng et al., 2007).

1-2-8- Transfert des ETM des racines vers les parties aériennes

La capacité d'accumuler des métaux dans les parties aériennes par rapport aux racines peuvent être mieux illustrés par le calcul du facteur de translocation (Ft) qui indique le pourcentage du métal absorbé par les racines et qui atteint les parties aériennes de la plante (Zacchini et al., 2009):

$$\text{Ft} = [\text{ETM}] \text{ parties aériennes} / [\text{ETM}] \text{ racines.}$$

1-2-9- Toxicité et tolérance

Pour de nombreuses plantes, des concentrations excessives en métaux entraînent des effets toxiques variant selon les espèces, mais les symptômes les plus communs sont les points chlorotiques ou bruns sur les feuilles, les racines brunes et abîmées, la nécrose, l'inhibition de la croissance, l'inhibition racinaire, la diminution significative des rendements de récolte, et la réduction de la photosynthèse. A l'heure actuelle, les bases moléculaires de ces perturbations sont encore mal connues, mais on admet généralement qu'elles résultent d'un stress oxydatif, dû à la production d'espèces réactives de l'oxygène ou « Réactive Oxygen Species » (ROS) (Devi et Prasad, 1999).

Pour éviter ces inconvénients, des systèmes de stockage ou de détoxification des métaux accumulés ont été sélectionnés chez certains végétaux dits tolérants. Ces plantes possèdent généralement des mécanismes de tolérance, encore mal compris, soient largement prépondérants : la modification de la perméabilité membranaire, qui permet de réduire l'entrée des métaux dans la cellule (Meharg, 1993) ; le système antioxydant, qui limite les dégâts des espèces réactives de l'oxygène (Noctor et Foyer, 1998 ; Foyer et Noctor, 2000) et la chélation intracellulaire, qui empêche l'activité de l'ion métallique (De Knecht et al., 1992).

1-3- Les éléments trace métallique étudiés

1-3-1- Cadmium

1-3-1-1- Définition et propriétés physico-chimiques

Le cadmium est un métal blanc argenté, brillant, inodore, relativement mou et déformable (Bliefert et Perraud, 2001).

Le cadmium (Cd) est l'élément du groupe IIB à la table périodique (Adriano, 2001), de numéro atomique 48, de masse atomique 112,4g/mol et d'une masse volumique (densité) de 8.65 g/cm³ à 20°C. Son point de fusion est de 320.9°C et le point d'ébullition est de 765°C (Wright et Welbourn, 2002 ; Ramade, 2007).

1-3-1-2-Transfert du cadmium aux plantes

Chez les plantes, le cadmium n'a aucune fonction biologique connue, toxique à de faibles concentrations. Il est principalement absorbé par les plantes sous sa forme soluble (Cd⁺²). Le Cd est plus mobile dans le sol que le Zn et le Pb, donc plus disponible pour les plantes (Tremel-Schaub et Feix, 2005). La teneur de certaines plantes est directement proportionnelle à celle du sol (Burgat-Sacaze et al., 1996). Le transfert du cadmium vers la plante dépend principalement du pH et de la concentration du métal dans le sol (Tudoreanu et Phillips, 2004).

Dans les sols salins, les concentrations élevées de Cl⁻ étaient principalement responsables à l'augmentation du transfert du Cd dans la plante, suite à la formation de chloro-complexes qui induit à l'augmentation de la solubilité et la mobilité du Cd solide (Norvell et al., 2000).

1-3-2- Cuivre

1-3-2-1- Définition et propriétés physico-chimiques

Le cuivre est le métal le plus utilisé dans le monde, c'est un micronutriment essentiel à faible dose requis dans la croissance des plantes et surtout dans la production des semences (Wuana et Okieimen, 2011).

Le cuivre (Cu) est l'élément du groupe IB du tableau périodique, de couleur rougeâtre, de numéro atomique 29, de masse atomique 63.5 g/mol et d'une masse volumique de 8,96 g/cm³ à 20°C. Son point de fusion est de 1083°C et son point d'ébullition est de 2595°C (Pichard et al., 2005a).

1-3-2-2-Transfert du cuivre aux plantes

Le cuivre est considéré comme l'élément le plus mobile des métaux lourds (Pugh et al., 2002) ; Dans le sol le cuivre se complexe très rapidement à de nombreux éléments qui vont limiter sa mobilité. Il est bien réparti le long du profil et se fixe préférentiellement sur la matière organique (25 à 50%), 98% du Cu soluble dans le sol se trouvent complexés à la matière organique, les oxydes de fer, de manganèse et les argiles (Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Pugh et al., 2002).

L'absorption du cuivre par les plantes est en fonction du pH du sol (Saur, 1990) qui contrôle l'activité des ions Cu⁺² contenus dans la solution du sol en contact avec les racines (Pichard et al., 2005a). A pH inférieur à 7, le cuivre en solution se trouve majoritairement dans le sol sous la forme Cu⁺² ce qui facilite son absorption par les racines (Saur, 1990).

La plupart des plantes ont des teneurs en cuivre dans les racines plus élevées que dans les parties aériennes car elles stockent préférentiellement le cuivre dans les racines afin de limiter sa translocation vers les parties aériennes (Brun et al., 2001).

1-3-3-Zinc

1-3-3-1-Définition et propriétés physico-chimiques

Le zinc est un élément trace métallique qui semble nécessaire à toute forme de vie (**Hantke, 2005**). C'est un métal à la fois essentiel à de faibles concentrations et toxique à concentrations élevées (**Broadley et al., 2007**).

Le zinc (Zn) est l'élément du groupe IIB du tableau périodique, de numéro atomique 30, de masse atomique 65.4 g/mol et d'une masse volumique de 7.14 g/cm³ à 20°C. Son point de fusion est de 419.5°C et son point d'ébullition est de 906° (**Adriano, 2001; Pichard et al., 2005b**).

1-3-3-2-Transfert du zinc aux plantes

Le zinc est un micronutriment essentiel pour les plantes (**Kochian, 1993**). Il est principalement absorbé par les plantes sous sa forme soluble Zn⁺ (**Grusak et al., 1999**). En cas de carence en zinc, la plante produit des phytosidérophores capables de complexer le Zn et le rendre disponible à la plante (**Grusak et al., 1999**). L'absorption du zinc par des plantes a été rapportée comme étant linéaire avec sa concentration dans le sol c'est-à-dire l'absorption du Zn augmente avec l'augmentation de sa concentration dans le sol (**Liénard et Colinet, 2018**).

De nombreux facteurs affectent la distribution du zinc dans le sol, le principal facteur responsable du transfert du zinc est bien le pH. En effet, plus le pH est élevé, plus le zinc est facilement adsorbé sur les sites d'échange de cations et n'est donc plus dans la fraction soluble. Par contre, plus le pH est faible, plus le zinc est facilement délogé de ces sites d'échange de cations par d'autres cations et se retrouve donc dans la fraction soluble (**Broadley et al., 2007**).



Partie II :
Partie pratique



Chapitre 2 :
Matériel et Méthodes

2-1- Présentation de la zone d'étude

2-1-1- Présentation géographique de la Kabylie de Collo

La mine de Boudoukha qui fait l'objet de notre étude appartient à l'aire géographique dénommée Kabylie de Collo. Cette dernière occupe la partie centrale du massif cristallin de Petite Kabylie qui s'étend sur plus de 150 Km le long du littoral méditerranéen entre la ville de Jijel à l'Ouest et la ville de Skikda à l'Est, sur une largeur d'environ 50 Km.

Géographiquement, la Kabylie de Collo est subdivisée en deux grands domaines : la partie nord dénommée domaine du Cap-Bougaroun et la partie sud, domaine des Beni-Toufout. Les grandes agglomérations de la Kabylie de Collo sont la ville côtière de Collo dans la partie nord, les villages d'Ain-Kechera et de Boudoukha au Sud, la ville d'El-Milia à l'Ouest et le village de Tamalous à l'Est (**Bouftouha, 2000**).

2-1-2- Présentation de la région de Boudoukha

2-1-3- Situation géographique

La mine de Boudoukha se trouve à la sortie du village de Boudoukha ; elle est située à 5 Km à l'Ouest du village d'Ain-kechera (wilaya de Skikda) et à 20 Km à l'Est de la ville d'EL Milia (wilaya de Jijel).



Figure 01: Photo satellite de la région de Boudoukha (**Google Earth, 2017**)

2-1-4- Réseau hydrographique

La région de Boudoukha est traversée par un certain nombre d'Oued notamment, Oued Boudoukha au Sud et Oued Bou el fessadja au Nord, qui sillonnent la région pour se jeter dans l'Oued Ghezal.

2-1-5- Climat et végétation

La région de Boudoukha, comme toute la Kabylie de Collo est caractérisée par un climat méditerranéen avec un été sec et chaud et un hiver doux et pluvieux. La pluviométrie de la région atteint parfois 1500 mm/an, ce qui permet le développement d'une végétation très dense et souvent impénétrable.

Le couvert végétal de la région est constitué essentiellement de chênes lièges, chênes zénes, pins maritimes ...etc ; avec de vaste plantation de lentisques, d'oliviers et d'autres arbres fruitiers (**Bouttine et Serir, 2002**).

2-1-6- Historique des travaux miniers de la région de Boudoukha

La mine de Boudoukha comporte deux filons principaux et quelques filons secondaires dont la minéralisation est constituée par la blende, galène, un peu de la pyrite et de chalcopryrite. Ils sont caractérisés par leur régularité et leur étendue. Ces filons ont été découverts en 1900 ; suite au tracé de la route EL-Milia-Tamalous.

L'exploitation à commencé en 1910, avec l'installation d'une laverie très complète et trois sections de cribles à cinq compartiments. Par la suite il y a eu installation d'une usine de flottation sélective mais sans résultat. Ce n'est que vers 1945-1946 que les mines furent fermées. Vers les années 1970, L'E.R.E.M a effectué des travaux de prospection notamment l'implantation de sondages afin de délimiter les corps minéralisés et d'en estimer les réserves.

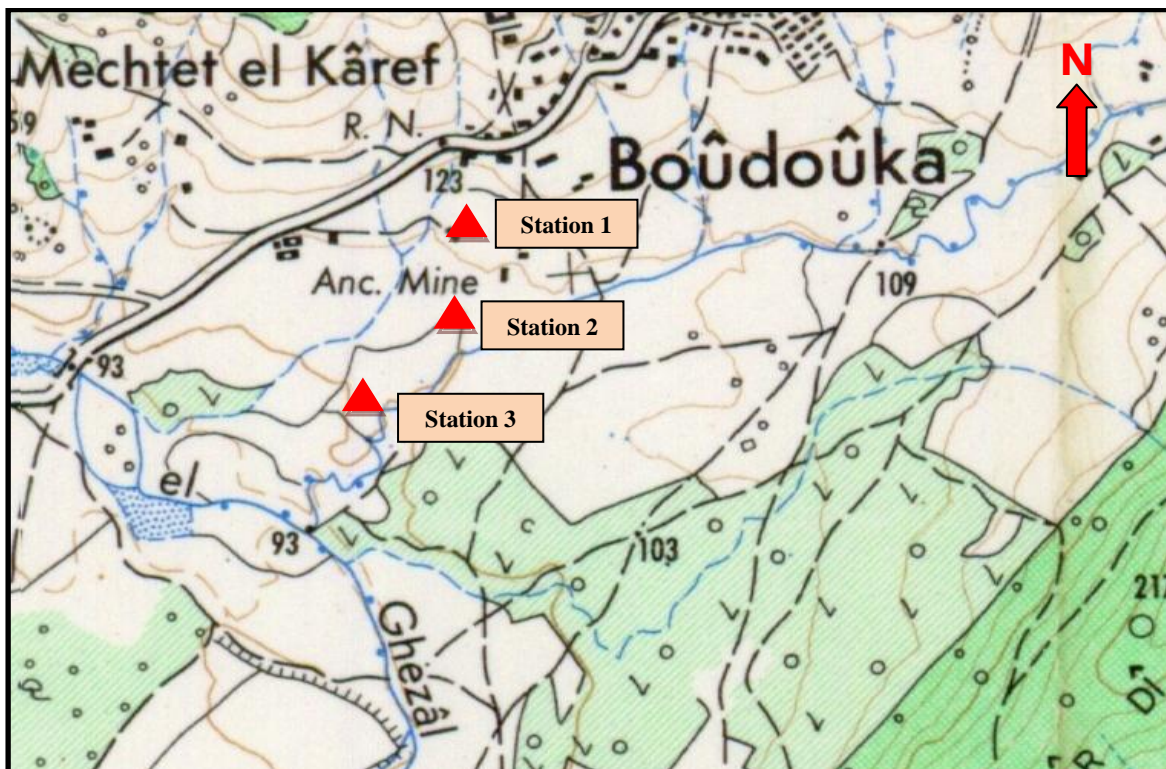
La région de Boudoukha est caractérisée par la présence des filons de quartz à minéralisation sulfurée polymétallique (Cu, Zn, Pb, Fe, Ag,). Ces filons sont encaissés dans le corps grandioritique de Boudoukha ainsi que dans les formations du socle (**Bouftouha, 2000**).

2-2- Echantillonnage et technique de prélèvement

L'échantillonnage est la première, et l'une des plus importantes étapes ; son rôle est d'assurer la représentativité de l'échantillon étudié. La reconnaissance des caractéristiques du milieu permet de fixer le nombre d'échantillons à prélever. Il y aura toujours l'intérêt à ce qu'il soit le plus détaillé possible et accumuler un maximum d'informations avant d'entamer les étapes ultérieures de la démarche.

2-2-1- Choix des stations de prélèvement et leur situation géographique

Les stations de prélèvement ont été choisies en fonction de la disponibilité de la végétation, une prospection préliminaire réalisée sur le site nous a permis de choisir trois stations (figure 02).



Source: Carte topographique de Ain Kechera 5-6; Echelle 1/25000

Figure 02: Situation géographique des stations de prélèvement

2-2-2- Choix de la végétation

Pour la végétation, nous avons opté aux espèces spontanées les plus fréquentes et les plus communes au sein de la zone d'étude. Les espèces choisies sont: *Cynodon dactylon* L., *Dittrichia viscosa* L., *Mentha suaveolens* Ehrh., *Rumex bucephalophorus* L. L'analyse des plantes est portée sur les deux parties : partie aérienne (tiges et feuilles) et partie souterraine (racines).

2-2-2-1- *Cynodon dactylon* L.

2-2-2-1-1- Systématique

Règne : Plantae

Division : Magnoliophyta

Classe : Liliopsida

Ordre: Cyperales

Famille: Poaceae

Genre: *Cynodon*

Espèce: *Cynodon dactylon* L.



Figure 03: *Cynodon dactylon* L.

Nom commun: Chiendent pied-de-poule (Tela Botanica, 2017).

2-2-2-1-2- Habitat

Cynodon dactylon est une graminée distribuée partout dans le monde et surtout originaire des régions tropicales et tempérées chaudes (Kaliyaperumal et al., 2013), trouvé dans les zones ouvertes où il y a des perturbations fréquentes des animaux de pâturage et des inondations. En raison de sa nature envahissante, on l'appelle «l'herbe du diable» (Datta et al., 2012).

2-2-2-1-3- Description botanique

C'est une plante vivace à rhizome longuement rampant sur la surface du sol environ 20 m de longueur, elle est très ramifiée portant de nombreuses feuilles dressées à longue gaine entourant la tige et a limbe aplatie 2.5 - 20 cm de longueur (Duke, 1983).

L'inflorescence composée de 2 à 6 épis digités, droits, purpurins ou verts à rachis villos au moins à la base, disposés sur deux rangs serrés, en épis paraissant dentée de 50 mm de longueur au plus (Duke, 1983 ; Buranie, 1996).

2-2-2-2- *Dittrichia viscosa* L.

2-2-2-2-1- Systématique

Règne : Plantae

Division : Magnoliophyta

Classe : Magnoliopsida

Ordre : Asterales

Famille : Asteraceae

Genre : *Dittrichia*

Espèce: *Dittrichia viscosa* L.



Figure 04: *Dittrichia viscosa* L.

Nom commun : L'inule visqueuse (**Tela Botanica, 2017**).

2-2-2-2-2- Habitat

L'inule visqueuse réponde dans tout le bassin méditerranéen, sur les sols salés, les prairies humides et les bords de cours d'eau (**Quezel et Santa, 1962**), largement réponde en Algérie dans les racailles et les terrains argileux (**Benayache et al., 1991 in Bakhta, 2013**).

2-2-2-2-3- Description botanique

L'inule visqueuse est une plante tout glanduleuse agréable (selon certains, désagréable pour d'autre à odeur forte qui appartient à a famille des Astéracées. Elle est ligneuse à sa base (forte racine pivotante lignifiée pouvant atteindre 30 cm de long. Elle atteint 50cm à1m de hauteur et présente des capitules à fleurs jaunes est très nombreuses au sommet de la tige. Les feuilles sont entières ou dentées, aiguës (**Quezel et Santa, 1962**).

2-2-2-3- *Mentha suaveolens* Ehrh.

2-2-2-3-1- Systématique

Règne: Plantae

Division: Magnoliophyta

Classe: Magnoliopsida

Ordre: Lamiales

Famille: Lamiaceae

Genre: *Mentha*

Espèce: *Mentha suaveolens* Ehrh.



Figure 05: *Mentha suaveolens* Ehrh.

Nom commun: Menthe odorante ou Menthe à feuilles rondes (**Tela Botanica, 2017**).

2-2-2-3-2- Habitat

La menthe odorante est une plante assez fréquente dans les prairies humides, marécages, tourbières; les zones humides des vallées alluviales, des fleuves, des rivières et des clairières forestières humides (**Ducerf et Thiry, 2003 ; Burnie et al., 2006**).

2-2-2-3-3- Description botanique

La menthe à feuilles rondes est une plante herbacée de type vivace dont la hauteur peut varier d'une quarantaine de centimètres à près d'un mètre de hauteur, elle fait partie de la famille des lamiacées (labiées). Elle présente des tiges de forme quadrangulaire ramifiée (**Tela Botanica, 2017**). Les feuilles sessiles, sont arrondies, gaufrées, blanches tomenteuses en-dessous et crénelées. Les épis de fleurs, placés à l'extrémité des tiges sont longs, serrés et coniques. Au fond des calices persistants, se logent quatre fruits en croix (**Ducerf et Thiry, 2003 ; Burnie et al., 2006**).

2-2-2-4- *Rumex bucephalophorus* L.

2-2-2-4-1- Systématique

Régne : Plantae

Division : Magnoliophyta

Classe : Magnoliopsida

Ordre : Polygonales

Famille : Polygonaceae

Genre : Rumex

Espèce : *Rumex bucephalophorus* L.

Nom commun: Rumex tête de bœuf (**INPN, 2017**).



Figure 06 : *Rumex bucephalophorus* L.

2-2-2-4-2- Habitat

Rumex bucephalophorus est une plante annuelle de 5-30 cm, se rencontre dans des lieux secs et sableux du pourtour méditerranéen (**Tela Botanica, 2017**).

2-2-2-4-3- Description botanique

Plante annuelle le plus souvent de couleur rouge formant des touffes dans des terrains plus ou moins sablonneux. Les feuilles sont de petite taille. Les fleurs sont vertes, elles aussi de petite taille (**Tela Botanica, 2017**).

2-2-3- Prélèvement des échantillons

2-2-3-1- Prélèvement du sol

Les prélèvements se font à 20 cm de profondeur, couche à laquelle se réfèrent les valeurs indicatives de la plupart des pays (OFEFP, 1989 ; Baize, 1997).

2-2-3-1-1- Technique de prélèvement

Les métaux lourds se rencontrent dans le sol sous forme de traces et présentent de fortes variations de concentrations (OFEFP, 1989). Il est donc important que les échantillons soient toujours prélevés de la même manière avec le même instrument. Il faut éviter les instruments en acier inoxydable, nickelés, laqués. Pour cette raison, on a utilisé une tarière en fer.

2-2-3-1-2- Conditionnement et transport d'échantillons

Les prélèvements sont mis directement dans des sacs en plastique. Le conditionnement en plastique est obligatoire pour les métaux et pour les produits minéraux parce qu'il n'est pas sensible aux contaminations externes (poussière, humidité.).

La quantité prélevée est de l'ordre de 1kg, quantité suffisante pour l'analyse et la mise en réserve pour d'éventuelles répétitions et stockage. L'identification des échantillons est nécessaire pour éviter les risques de confusion.

2-2-3-1-3- Préparation des échantillons

La préparation des échantillons est nécessaire pour le rendre représentatif à l'analyse. Une fois au laboratoire les échantillons ont été séchés à l'air libre, à température ambiante, à l'abri de la lumière solaire directe pour limiter l'évolution biologique, assurer la conservation des échantillons à moyen et à long terme.

Les échantillons, ensuite, ont été homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2 mm pour obtenir un échantillon homogène, puis stockés dans des boîtes en polyéthylène ayant préalablement subi le schéma classique de conditionnement avant l'utilisation (lavage, séjour dans l'acide, rinçage à l'eau distillée puis séchage).

2-2-3-2- Prélèvement des plantes

2-2-3-2-1- Technique de prélèvement

Les échantillons de plantes sont collectés en évitant d'abimer les racines lors de la collecte.

2-2-3-2-2- Préparation des échantillons

Les plantes sont lavées délicatement avec de l'eau de robinet puis à l'eau déminéralisée, découpées manuellement en deux parties : aérienne et souterraine. Ensuite, les deux parties de chaque plante sont mis à sécher dans une étuve à 105°C pendant 48h. Une fois séchées, les plantes sont broyées à l'aide d'un broyeur électrique jusqu'à l'obtention d'une poudre fine, puis conservées dans des sachets hermétiquement fermés.

2-3- Analyses physico-chimiques du sol

2-3-1- Mesure de pH

Le pH se mesure à l'aide d'un pH-mètre HANNA (HI 2210). On constitue une suspension de sol dans l'eau dans laquelle on mesure le pH, c'est-à-dire la concentration en ions H⁺ à l'état dissocié, dans le liquide surnageant.

Le procédé consiste à peser 10 g de terre tamisée (2 mm) dans un bécher ; ajouter 25 ml d'eau distillée, et agiter 1 minute avec une baguette de verre. Laisser reposer 2 heures. Plonger l'électrode dans le liquide surnageant et effectuer la mesure. Laisser la lecture se stabiliser durant plusieurs secondes. Noter les valeurs à la deuxième décimale près (**Mathieu et Pielain, 2003**).

2-3-2- Mesure de la conductivité électrique

La conductivité électrique d'une solution du sol est un indice des teneurs en sels solubles dans ce sol, elle exprime approximativement la concentration des solutés ionisables présents dans l'échantillon c'est-à-dire son degré de salinité. Elle est mesurée à l'aide de conductimètre de type HANNA (HI 2315).

Le principe est basé sur l'extraction des sels d'un échantillon solubles dans l'eau, dans des conditions bien définies et dans un rapport sol sec /eau 1/5 : il consiste à peser 10 g de sol tamisé (2 mm) et ajouter 50 ml d'eau distillée, on agite ensuite avec un agitateur magnétique pendant 2 heures. Cela permet de mettre en suspension la totalité de l'échantillon et obtenir un équilibre entre la phase solide et la phase liquide. La solution est ensuite laisser reposer 1/2 heure, puis on mesure la conductivité à l'aide d'un conductimètre électronique sur la solution du sol (**Mathieu et Pielain, 2003**).

2-3-3- Dosage de la matière organique

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir du dosage de l'un de ses constituants les plus importants : le carbone. Le dosage de ce dernier est effectué par la méthode de WALKLEY-BLACK. Celle-ci se base sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu acide (AFNOR, 1994). Le procédé consiste à introduire 1 g de sol dans un erlenmeyer de 500 ml. Ajouter 10 ml de solution de bichromate 1N et 20 ml d'acide sulfurique. Agiter pendant une minute et laisser reposer durant 30 minutes. Au contenu de l'erlenmeyer on ajoute 200 ml d'eau distillée, 10 ml de H_3PO_4 et 1ml de l'indicateur de diphénylamine.

La titration est effectuée avec la solution de $FeSO_4$ (dans une burette de 50 ml). Le virage est atteint quand la couleur change du violet au vert. Un essai à blanc doit être effectué. Le pourcentage de la matière organique est donné par l'équation suivante :

$$\% MO = 4 \times 1,725 (a-b)/a$$

Où:

a= volume en ml de la solution de $FeSO_4$ ajouté au blanc ;

b=volume en ml de la solution de $FeSO_4$ ajouté au sol : prendre la moyenne des deux répétitions.

2-3-4- La capacité d'échange cationique

La méthode utilisée est celle décrite par la norme française (AFNOR, 1994). Le principe de cette méthode est basé sur un échange de cations retenus par un échantillon de terre et les ions ammonium d'une solution aqueuse d'oxalate d'ammonium en présence de carbonate de calcium. La détermination de la CEC se fait par mesure de la concentration dans les filtrats des ammoniums libres. Pour cela on procède d'abord à la préparation de la solution du sol comme suit : 5g de sol, 750 mg de $CaCO_3$ et 50 ml de la solution d'oxalate d'ammonium ; obtenue après centrifugation à 1000 tr/min pendant 15 min.

Ensuite 10 ml de la solution du sol sont prélevés et mélangés à 10 ml de la solution de NaOH (330 g/l) puis 190 ml d'eau distillée et quelques gouttes du phénol phtaléine dans un ballon d'un litre, muni d'un chauffe ballon. Dans le bêcher de collection on met 40 ml d'acide borique (40 g/l) et quelque goutte d'indicateur de Tachiro. Au moment où le virage de la couleur du violet vers le vert est effectué, on commence la titration par H_2SO_4 (50.025mol/l) et on marque le volume de H_2SO_4 puis on applique la formule de calcul suivante :

$$T = \frac{(V_2 - V_1) \times C \times 50 \times 2 \times 100}{m \times V}$$

Où :

T= capacité d'échanges cationique (meq/100g) ; V₂= volume du témoin ; V₁= volume de l'échantillon ; C=concentration de H₂SO₄=0,025 mol/L ; m= prise d'essai = 5 g de sol ; V= 10 ml de la solution du sol.

2-3-5- Dosage du calcaire total

La détermination de la quantité totale du calcaire du sol est réalisée en dosant la quantité totale de carbonates présents, selon la réaction suivante :



Le volume de CO₂ dégagé est proportionnel à la quantité de carbonates présents à une température et une pression constante. Il est déterminé avec le calcimètre de Bernard, qui doit être préalablement étalonné avec des quantités connues de CaCO₃. Pour cela, 1g de sol tamisé à 2 mm est introduit dans un erlenmeyer avec 4 ml de HCl contenus dans un tube à hémolyse. Après fermeture du bouchon, l'erlenmeyer est agité et le volume de CO₂ dégagé correspond au niveau atteint par le liquide de la burette du calcimètre. La quantité de gaz carbonique présente dans le sol est ensuite déduite de la courbe d'étalonnage. Après on convertit le taux de calcaire en pourcentage (AFNOR, 1994).

2-4- Analyse des métaux lourds

2-4-1- Préparation des extraits du sol

L'extraction est faite avec l'eau régale dont le grand pouvoir de dissolution est dû à l'effet combiné d'un acide oxydant HNO₃ et des ions Cl⁺ complexant (provenant de l'acide chlorhydrique). Cette méthode permet aussi la détermination de la quantité totale de toute une série d'éléments majeurs et traces.

Le procédé d'extraction décrit par **Hoening et al., (1979)**, consiste à ajouter, à 1g de sol séché et tamisé (2mm), de l'eau régale, constituée de 3 ml d'HCl concentré et 1 ml de HNO₃ concentré, dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, fixé sous réfrigérant et chauffé jusqu'à ébullition durant 15 minutes.

Après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, le contenu de l'erlenmeyer est filtré sur papier filtre sans cendre, lavé aux acides à vitesse moyenne de filtration ou sur membrane de type Millopore, dans un ballon jaugé de 50 à 100 ml selon le besoin.

2-4-2- Préparation des extraits de plantes

Les extraits de plantes sont préparés selon la méthode décrite par **Hoening et al., (1979)**. Elle consiste en une digestion.

Peser dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, 1g de d'échantillon de plantes séchées et broyées. Placer sous réfrigérant et introduire par le haut de celui-ci 1ml d'acide sulfurique concentré, 3 ml d'acide nitrique concentré et 3 ml d'eau oxygénée à 30%. Porter doucement à ébullition au bain du sable, en contrôlant la formation possible de mousse, maintenir en ébullition douce durant 15 mn.

Après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, filtrer le contenu de l'erlenmeyer sur papier filtre à vitesse moyenne ou sur membrane de type Millopore dans un ballon jaugé de 50 à 100 ml selon le besoin.

2-5- Technique d'analyse des métaux lourds

La technique de dosage des polluants métalliques utilisée est la spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A) de marque SHIMADZU AA6200 Atomic Absorption Flamme Emission Spectrophotomètre, au laboratoire de l'université de Jijel.

Le principe est basé sur la propriété d'absorption d'un rayonnement lumineux par un élément en fonction de sa concentration dans la solution à analyser. Les atomes d'un élément donné sont capables d'absorber l'énergie apportée par des photons dont la fréquence est caractéristique de l'élément à doser.

L'élément à doser dans l'échantillon est préalablement dissocié de ses composés chimique et porté à l'état non excité et non ionisé dit « état fondamental », cette dissociation thermique et obtenue par la combustion de l'échantillon dans une flamme ou dans un four en graphite. Une fois dissocié, l'élément est alors capable d'absorber des radiations de longueurs d'onde bien définies, qu'il est capable d'émettre (loi de Kirschhoff) (**Pansu et al., 1998**).

2-6- Analyse statistique

Pour le calcul des statistiques élémentaires et pour une meilleure illustration des résultats nous avons procédé au calcul des moyennes, d'écart types ainsi qu'une matrice de corrélation.

L'analyse statistique proprement dite est effectuée en faisant appel à l'analyse de la variance (ANOVA). Pour illustrer nos résultats, nous avons réalisé des histogrammes. Tous les calculs ont été effectués en utilisant le logiciel : Excel-2007, avec activation des macros A. Analysis ToolPak-VBA.



Chapitre 3 :
Résultats et Discussion

3-1- Compartiment sol

3-1-1- Caractéristiques physico-chimiques

Les résultats de caractérisation physico-chimique du sol sont illustrés dans les figures (07) à (11).

3-1-1-1- Le pH

L'analyse de la figure (07) montre que les valeurs moyennes du pH varient légèrement d'une station à une autre, le maximum est enregistré au niveau de la station 03 avec une valeur de 6.4 et le minimum est marqué au niveau de la station 02 avec une valeur de 4.59.

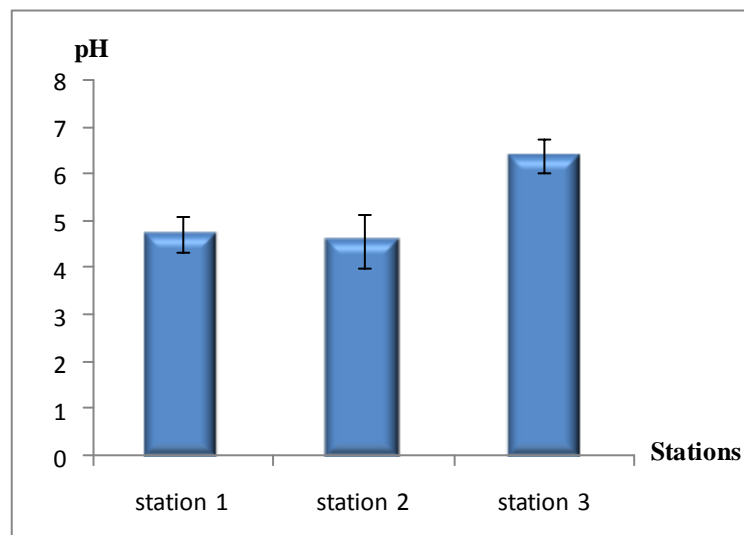


Figure 07: Variations du pH dans les sols du site minier

Les valeurs du pH ne présentent cependant aucune hétérogénéité entre les stations. D'ailleurs, l'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet station ($F = 4.27$, $P = 0.132$).

D'une façon générale, notre étude a révélé que le pH des sols du site minier de Boudoukha est faiblement acide pour la station 01 et 02, et hyper acide pour la station 03 (annexe : tableau 18) selon l'échelle de classification du pH de la solution du sol proposée par **Le Clech, (2000)**. L'acidification des sols peut avoir lieu du fait des précipitations atmosphériques acides mais aussi suite à l'oxydation de composés sulfurés, ou encore à la décomposition de la matière organique (**Citeau, 2006**).

Saidi, (2006) a montré des valeurs moyennes de pH entre 7,51 et 8,1 dans l'ancien site d'exploitation de minerais de zinc et de plomb dans la région de Haute Moulouya au Maroc.

3-1-1-2- La conductivité électrique (CE)

Selon la figure (08), les valeurs moyennes de la conductivité électrique sont plus ou moins variables d'une station à l'autre. La valeur minimale (0.75 ms/cm) est signalée au niveau de la station 03, alors que la valeur maximale (1.2 ms/cm) est celle enregistrée au niveau de la station 01. L'analyse de la variance des valeurs de la conductivité électrique présentent une différence significative entre les trois stations ($F = 28$, $P = 0.011$).

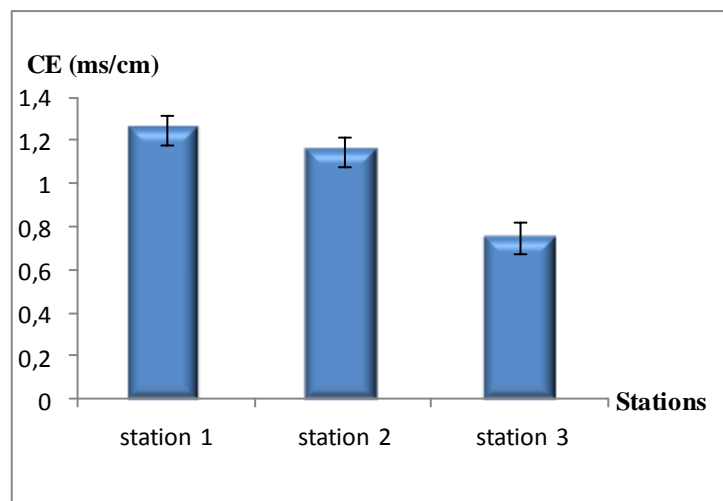


Figure 08 : Variations de la conductivité électrique dans les sols du site minier

Selon l'échelle de salure européenne proposée par **Gros, (1979)** (annexe : tableau 14), le taux de sels solubles du site minier de Boudoukha est peu salé (station 01, 02 et 03). Ces faibles teneurs en sels minéraux peuvent être dues au lessivage des sels vers les eaux souterraines.

La conductivité électrique et le pH sont fortement corrélées négativement ($r = -0.967$).

3-1-1-3- La matière organique (MO)

Les teneurs moyennes en matière organique des sols sont plus ou moins variables d'une station à une autre (fig.09), le maximum est enregistré au niveau de la station 01 avec une valeur de 5.07 %, et un minimum de 4.11% marqué au niveau de la station 02.

L'analyse de la variance des teneurs en matière organique des sols étudiés ne présentent aucune différence significative entre les trois stations ($F = 1.02$, $P = 0.458$).

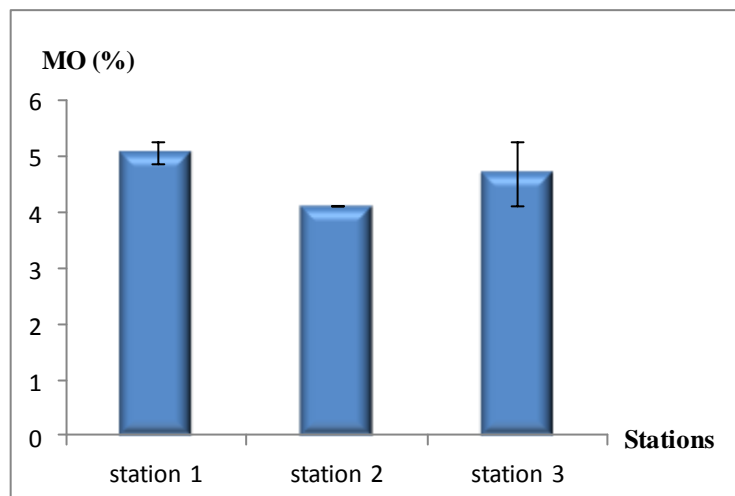


Figure 09: Variations de la matière organique dans les sols du site minier.

Les valeurs moyennes de la matière organique obtenues dans les trois stations, et par rapport à la norme de **Schaefer, (1975)** (annexe : tableau 15) montre que notre sol est considéré comme riche en matière organique ; les importants taux de la matière organique enregistrés au niveau des trois stations proviennent des résidus végétaux et animaux à divers degrés de décomposition, des produits de synthèse biologiques ou de réactions chimiques à partir des produits de dégradation (**Mathieu et Pielain, 2003**).

3-1-1-4- La capacité d'échanges cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique des sols varie d'une station à une autre (fig.10), le maximum est enregistré au niveau de la station 01 avec une valeur de (68.75meq/100g), et le minimum est marqué au niveau de la station 02 avec une valeur de (41.25meq/100g).

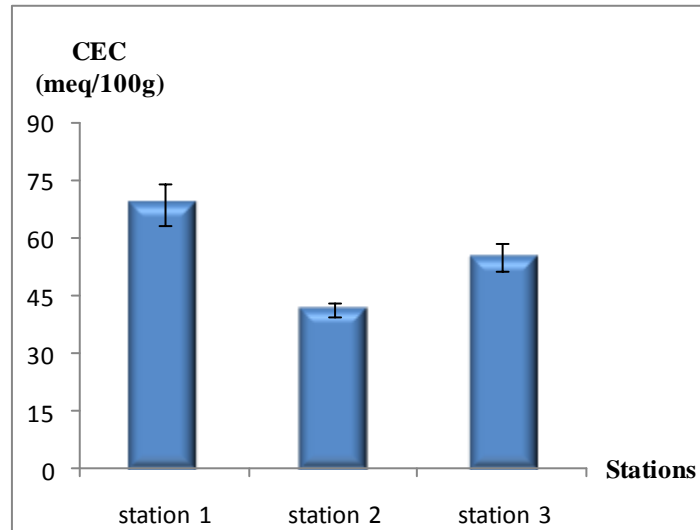


Figure 10: Variations de la capacité d'échanges cationiques dans les sols du site minier.

Les valeurs de la CEC de tous les échantillons analysés sont très élevées (annexe : tableau 17) selon les classes d'interprétation de la CEC adoptées par **INRA, (1988)**; Ce qui favorise la minéralisation de la matière organique. Cela explique la corrélation significative et positive avec la matière organique ($r = 0.990$).

Cependant, l'analyse de la variance de la capacité d'échange cationique des sols étudiés ne présente aucune hétérogénéité entre les trois stations ($F = 0.54$, $P = 0.629$).

3-1-1-5- Le calcaire total (CaCO_3)

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs moyennes de CaCO_3 varient légèrement d'une station à une autre. Le maximum est enregistré au niveau de la station 03 avec une valeur de 2.47 %, et le minimum est marqué au niveau de la station 01 avec une valeur de 2,05 %.

L'analyse de la variance ne montre aucune différence significative entre les valeurs moyennes du calcaire totale dans les sols des trois stations ($F = 0.74$, $P = 0.5491$).

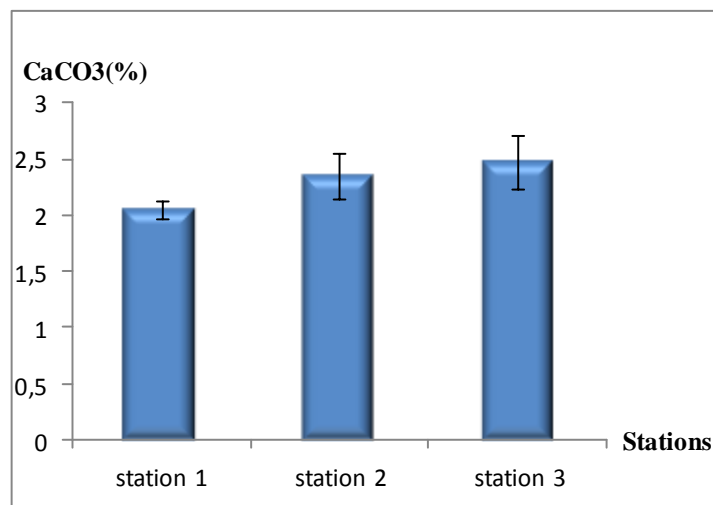


Figure 11: Variations du calcaire total dans les sols du site minier

D'après les teneurs en calcaire total dans les trois stations, et par rapport à la classification des sols en fonction des teneurs en calcaire total (annexe : tableau 16) proposée par (**Baize, 1988**) on constate que le sol de notre site d'étude est considéré comme peu calcaire.

Lorsqu'il y'a dilution de la solution du sol après une pluie ou une irrigation, l'activité des cations bivalents augmente plus vite que celles des monovalents. La dilution favorise donc la fixation des ions Ca^{++} et Mg^{++} (**Gallali, 2004**). Ce qui provoque l'augmentation du calcaire et diminue la mobilité des métaux dans le sol.

Le calcaire total présente une corrélation significative et négative avec la conductivité électrique ($r = - 0.843$).

3-1-2- Les métaux lourds

Les résultats des teneurs totales en éléments traces métalliques (Cd, Cu et Zn) sont représentés graphiquement dans les figures (12, 13 et 14).

3-1-2-1- Cadmium

Les résultats d'analyse du cadmium dans les sols étudiés ne présentent aucune différence significative entre les stations ($F=1.96$, $p =0.285$). Les teneurs varient entre un minimum de l'ordre de 4,82 ppm signalé au niveau de la station 02, et un maximum de l'ordre de 45,18 ppm relevé au niveau de la station 01 (fig.12).

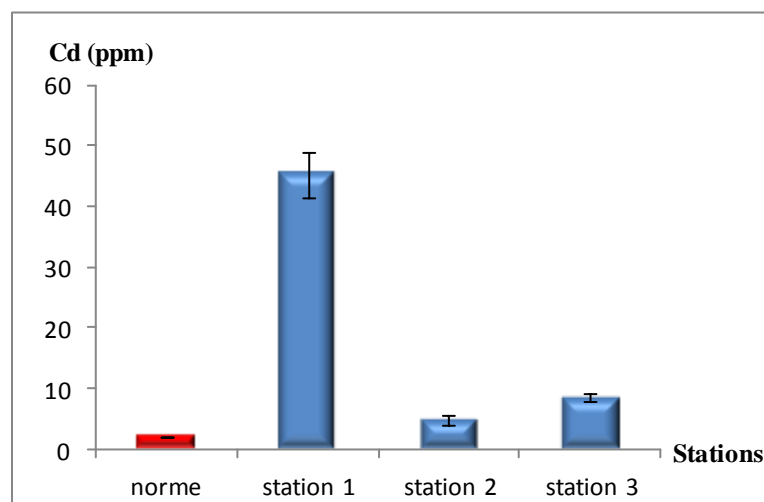


Figure 12: Variations des teneurs en cadmium dans les sols du site minier

Les valeurs enregistrées dépassent de loin la norme AFNOR (U44-041) établis par **Baize, (1994)** qui est de 2 ppm. Ces fortes concentrations peuvent justifier la présence d'une contamination des sols dues à la minéralisation naturelle et aux activités minières du passé.

Néanmoins nous avons enregistré une augmentation des teneurs du Cd au niveau de la station 01. Ces fortes teneurs enregistrées par rapport aux autres stations, peuvent être expliquées par l'augmentation du taux de la matière organique dans cette station.

Le cadmium présente une corrélation significative et positive avec la MO ($r = 0,836$) **Ben Achiba et al., (2009)**, ont également montré que la richesse du sol en matière organique favorise la fixation des métaux lourds par la formation des complexes organométalliques insolubles.

Cependant, une corrélation significative et négative a été enregistrée avec le CaCO_3 ($r = -0.930$) et positive avec la CEC ($r = 0.904$). En effet, la teneur des métaux augmente avec cette capacité (**Bounit et al., 2004**). C'est la raison pour laquelle la pollution par les métaux est plus élevée dans les sols lourds que dans les sols légers (**Bliefert et Perraud, 2008**).

L'étude réalisée par **Li et Thornton, (1993)** a montré des concentrations en cadmium atteignant 372 mg kg^{-1} dans les sols d'une ancienne région minière Shipham en Grande Bretagne.

3-1-2-2- Cuivre

L'analyse de la variance des concentrations de cuivre dans les sols ne présente aucune différence significative entre les stations ($F=1.41$, $P=0.370$). Les teneurs varient entre un minimum de l'ordre de $53,08 \text{ ppm}$ signalé au niveau de la station 03, et un maximum de l'ordre de 159.57 ppm relevé au niveau de la station 02.

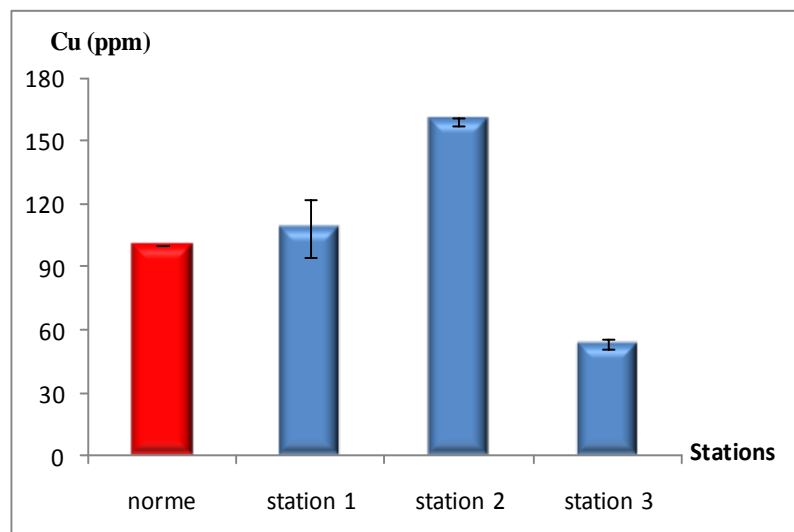


Figure 13: Variations des teneurs en cuivre dans les sols du site minier

A partir des résultats obtenus au cours de notre étude, nous pouvons constater que les concentrations de cuivre dans le sol des stations 01 et 02 dépassent la norme AFNOR établie par **Baize, (1994)** qui est de 100 ppm . Cependant, pour la station 03 la teneur en cuivre enregistrée est nettement inférieure.

Le cuivre présente une forte corrélation positive avec la conductivité électrique ($r = 0.771$) et une forte corrélation négative avec le pH ($r = - 0,906$). En effet le cuivre est peu mobilisable lors des variations du pH et de salinité (**Perrono, 1999**). Les nombreuses formes minérales libérées au cours des processus d'altération sont des composés très solubles notamment en milieu acide (**Adriano, 2001**).

L'étude faite par **Bennisse et al., (2004)** a montré des teneurs en cuivre atteignant 424 mg kg⁻¹; dans la région minière Draà Sfar située au nord-ouest de Marrakech.

3-1-2-3-Zinc

L'observation de la figure (14) montre que les teneurs en zinc sont généralement élevés. L'analyse de la variance des concentrations de zinc dans les sols ne présentent aucune différence significative entre les stations ($F= 5.61$, $P = 0.064$). Ces teneurs varient entre une valeur minimale de l'ordre 516,5 de ppm, enregistrée au niveau de la station 02 et une valeur maximale de l'ordre de 2933 ppm observée au niveau la station 1.

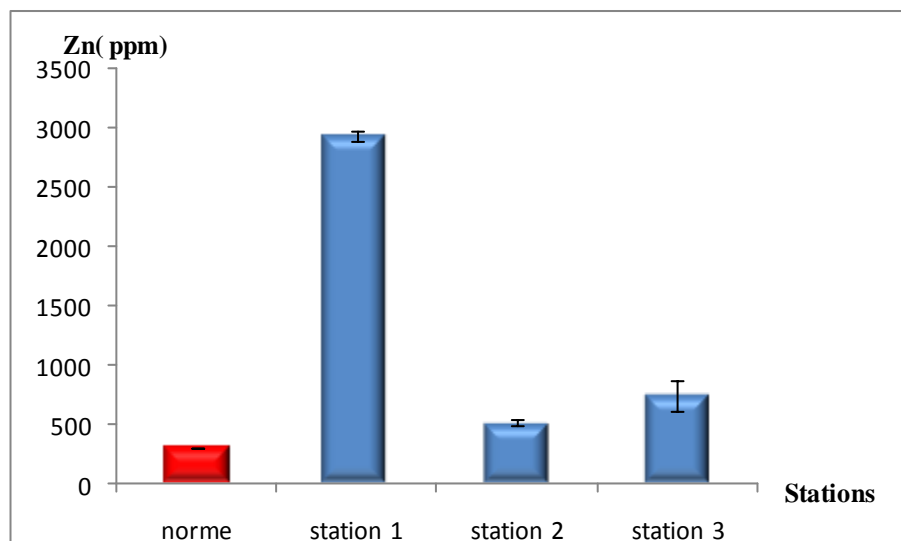


Figure 14 : Variations des teneurs en zinc dans les sols du site minier.

Les résultats de dosage du Zn dans les sols de la zone minière de Boudoukha ont révélé des taux qui dépassent de loin la norme AFNOR (U44-041) qui est de 300 ppm. Ces concentrations élevées sont dues à la minéralisation naturelle et aux activités minières du passé.

Le zinc présente une forte corrélation positive avec le CaCO_3 ($r = 0.999$), et des fortes corrélations négatives avec la CE ($r = -0,851$) et avec le cadmium ($r = -0.925$). Il a été démontré dans la littérature qu'une augmentation de la salinité du milieu entraîne la désorption du zinc des sédiments (Pichard et al., 2005b).

Li et Thornton, (1993) ont rapporté des concentrations en Zn atteignant 45900 mg kg⁻¹ dans la région minière de Shipham en Grande Bretagne.

3-2- Compartiment plante

Les résultats des teneurs en métaux lourds détectés dans les racines et la partie aérienne des plantes sont représentés graphiquement dans les figures (15) à (16).

3-2-1- Cadmium

La figure (15) nous a permis de comparer les teneurs en cadmium dans les racines et les parties aériennes des espèces végétales étudiées. En effet, nous avons constaté que l'accumulation est plus importante au niveau des parties aériennes pour toutes les espèces analysées. L'analyse de la variance des teneurs en cadmium des plantes étudiées ne présente aucune différence significative ($F = 1.01$, $P = 0.474$).

Les résultats montrent que les teneurs en cadmium dans les racines et les parties aériennes s'échelonnent entre un maximum de l'ordre de 4.89 ppm et 8.63 ppm respectivement chez *Dittrichia viscosa*, et un minimum de l'ordre de 4.08 ppm et 4.35 ppm respectivement chez *Cynodon dactylon*.

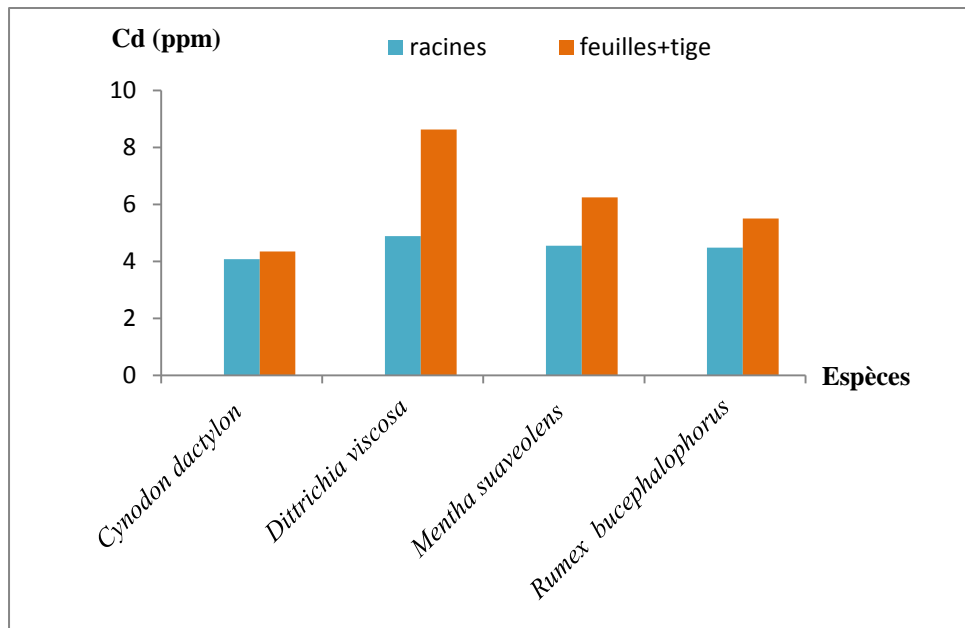


Figure 15 : Variations des teneurs en cadmium dans les racines et les parties aériennes (feuilles + tige) des espèces végétales étudiées

Il ressort des résultats que toutes les teneurs sont supérieures à la gamme normale proposée par **Reeves et Baker, (2000)** (0.1 - 3 ppm). Ainsi l'accumulation du Cd s'effectue dans un ordre décroissant dans les racines, puis la partie aérienne (les tiges et les feuilles) dans toutes les espèces étudiées. Ce qui nous permet de suggérer une accumulation par translocation à partir de l'environnement immédiat de la plante.

Le Cd est plus mobile dans le sol que le Zn et le Pb, donc plus disponible pour les plantes (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**). La teneur de certaines plantes est directement proportionnelle à celle du sol (**Burgat-Sacaze et al., 1996**). Le transfert du cadmium vers la plante dépend principalement du pH et de la concentration du métal dans le sol (**Tudoreanu et Phillips, 2004**).

3-2-2- Cuivre

L'observation de la figure (16) montre que les teneurs maximales en cuivre dans les racines et les parties aériennes sont de l'ordre de 119.02 ppm et 51.76 ppm enregistrées respectivement chez *Rumex bucephalophorus*. Cependant, les teneurs minimales sont de l'ordre de 6.48 ppm et 10.71 ppm remarquées chez *Dittrichia viscosa* et *Cynodon dactylon* respectivement. Des différences non significative entre les teneurs des espèces en cuivre ont été enregistrées ($F= 4.11, P = 0.102$).

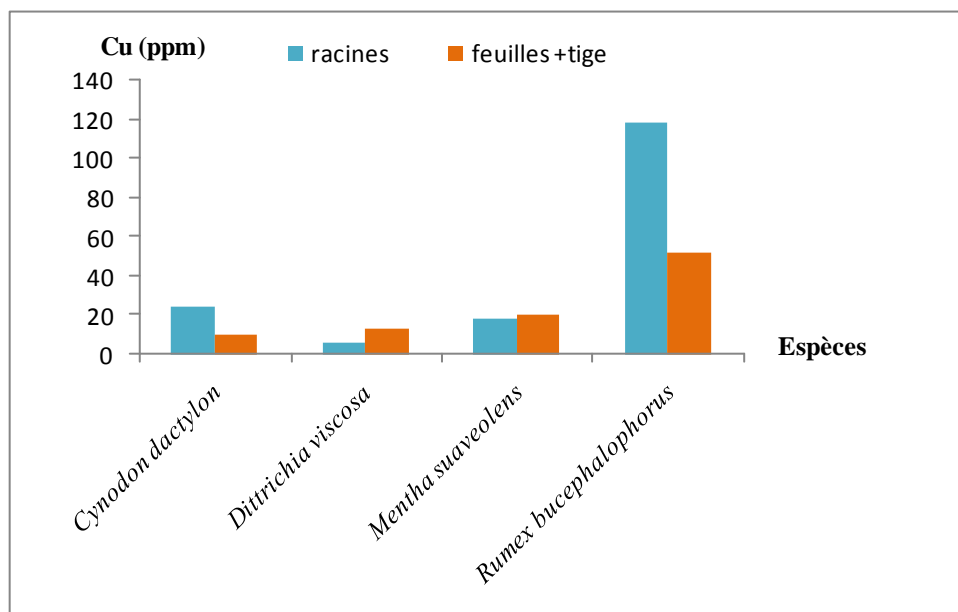


Figure 16 : Variations des teneurs en cuivre dans les parties souterraines et aériennes des espèces végétales étudiées

Il ressort des résultats que toutes les teneurs sont supérieures à la gamme normale (5-25 ppm) proposée par **Reeves et Baker, (2000)**. L'accumulation la plus importante en cuivre a eu lieu au niveau des racines de *Rumex bucephalophorus*. Ce qui nous a permis de suggérer qu'une grande partie du cuivre présent dans les racines n'a pas été transféré vers les parties aériennes (**Adriano, 1986**). Le cuivre présent dans les racines est entièrement sous forme complexée, mais la pénétration racinaire doit quand même se réaliser à l'état de formes dissociées. La vitesse de pénétration dans les racines est très faible. Elle diffère en fonction de la spéciation du métal (**Coullery, 1997**).

L'absorption du cuivre par les plantes est en fonction du pH du sol (Saur, 1990) qui contrôle l'activité des ions Cu^{+2} contenus dans la solution du sol en contact avec les racines (Pichard et al., 2005a). A pH inférieur à 7, le cuivre en solution se trouve majoritairement dans le sol sous la forme Cu^{+2} ce qui facilite son absorption par les racines (Saur, 1990).

La plupart des plantes ont des teneurs en cuivre dans les racines plus élevées que dans les parties aériennes car elles stockent préférentiellement le cuivre dans les racines afin de limiter sa translocation vers les parties aériennes (Brun et al., 2001).

3-2-3- Zinc

L'observation de la figure (17) montre que les teneurs en zinc dans les racines s'échelonnent entre un maximum de 1144.5 ppm chez *Dittrichia viscosa* et un minimum de 279.85 ppm chez *Mentha suaveolens*. Cependant, dans les parties aériennes les teneurs en cet élément oscillent entre un maximum de 896.5 ppm chez *Rumex bucephalophorus* et un minimum de 321.75 ppm *Mentha suaveolens*. L'analyse de la variance des teneurs en zinc des espèces étudiées ne présentent aucune différence significative ($F=5.61$, $P=0.064$).

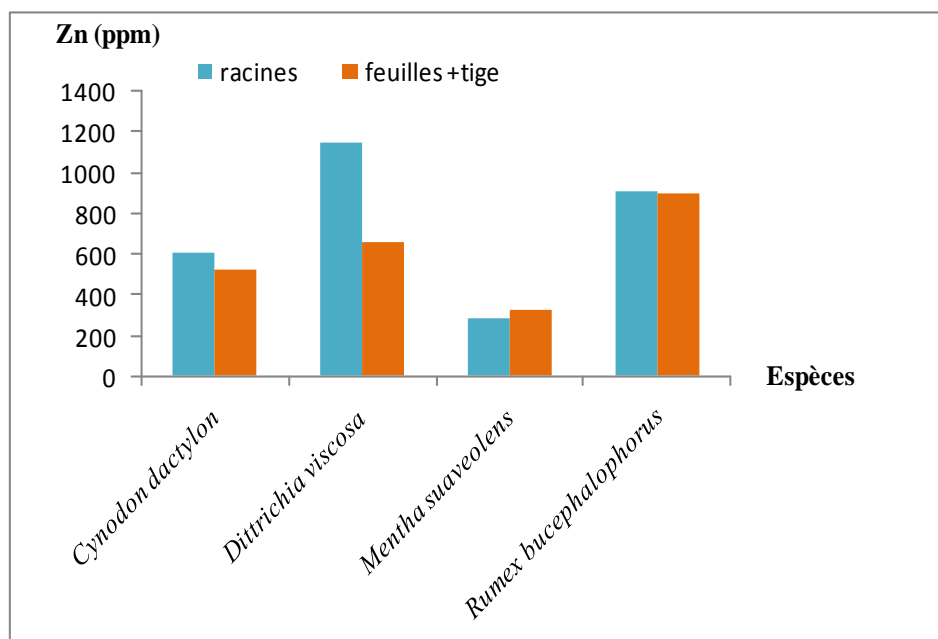


Figure17: Variations des teneurs en zinc dans les racines et les parties aériennes (feuilles + tiges) des espèces végétales étudiées

L'accumulation du zinc est plus importante au niveau des racines pour toutes les espèces étudiées, sauf chez *Mentha suaveolens* où la fraction la plus importante est enregistrée au niveau des parties aériennes (fig.17).

Il ressort des résultats que toutes les teneurs en cet élément sont supérieures au seuil limite estimé naturel (27-150 ppm) proposé par **Kabata-Pendias et Pendias, (1986)**. Cette rétention du zinc intervient dans les sols riches en Ca et P, dans les sols aérés contenant des composés sulfurés et dans les sols contenant de grandes quantités de minéraux saturés en Ca ou en hydroxydes (**Kabata-Pendias et Pendias, 1992**).

L'absorption du zinc par des plantes a été rapportée comme étant linéaire avec sa concentration dans le sol c'est-à-dire l'absorption du Zn augmente avec l'augmentation de sa concentration dans le sol (**Liénard et Colinet, 2018**). Les plantes ayant poussé dans un sol contaminé par du zinc accumulent du métal dans les racines (**Kabata-Pendias et Pendias, 1992**).

3-3- Transfert sol-plantes

La capacité d'une plante à accumulé des métaux à partir de son environnement peut s'évaluer au travers de deux facteurs qui sont le facteur de bioconcentration (FBC) et le facteur de translocation (Ft) (**Yoon et al., 2006**).

3-3-1- Facteur de bioconcentration (FBC)

Le facteur de bioconcentration traduit la capacité d'une espèce végétale à accumuler dans ses tissus (généralement les racines) un polluant à partir du sol (**Chumbley et Unwin, 1982; Yoon et al., 2006**).

Les FBC du Cd, Cu et Zn des espèces végétales étudiées sont rapportées dans le tableau (01), et représentés graphiquement par la figure (18).

Tableau 01: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cd, Cu et Zn des espèces végétales étudiées

	FBC			
	<i>Cynodon dactylon</i> L.	<i>Dittrichia viscosa</i> L.	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	<i>Rumex bucephalophorus</i> L.
Cd	1	0.759	1.324	1.18
Cu	0.169	0.418	0.661	0.820
Zn	2.101	0.667	0.579	3.379

D'après les résultats du tableau 01 on a constaté que les facteurs de bioconcentration (FBC) des métaux étudiés présentent des fluctuations plus au moins importantes entre les espèces étudiées.

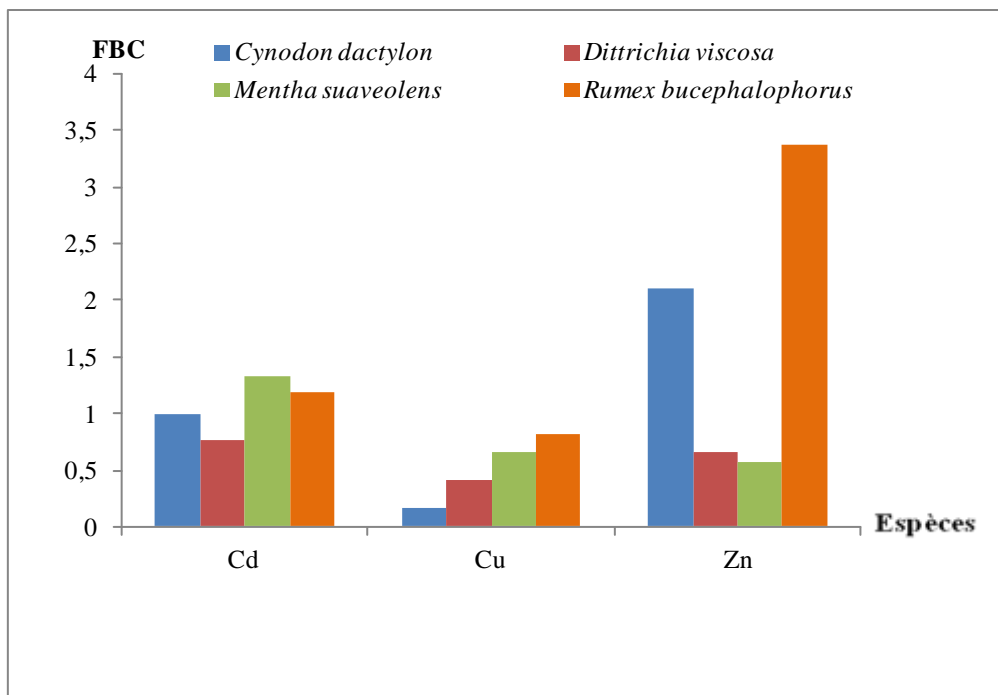


Figure18 : Variations du facteur de bioconcentration du Cd, Cu et Zn dans les espèces végétales étudiées

La figure (18) montre que les valeurs du facteur de bioconcentration des métaux (Cd, Cu et Zn) varient d'une espèce à l'autre ; pour le Cd les valeurs du FBC chez *Mentha suaveolens* sont supérieurs à ceux enregistrés chez les autres espèces, alors que les valeurs minimales sont enregistrées chez *Dittrichia viscosa*; pour le Cu et le Zn, les valeurs du FBC les plus élevés sont remarquées chez *Rumex bucephalophorus*, et les faibles valeurs sont enregistrées chez *Cynodon dactylon* et *Mentha suaveolens* respectivement.

Les plantes avec des valeurs de FBC > 1 sont des accumulateurs (**Baker, 1981 in Aransiolu et al., 2013**), donc parmi les diverses espèces analysées au sein de notre étude : *Rumex bucephalophorus* et *Cynodon dactylon* sont considérés comme bioaccumulateurs du zinc et du cadmium, aussi *Mentha suaveolens* est accumulatrice de ce dernier.

Le facteur de transfert du sol vers les plantes est fonction : de la nature du métal (**Zheng et al., 2007**), de la nature des plantes (de l'espèce ou du cultivar) et également de leur âge (**Yoon et al., 2006**), des caractéristiques des sols telles que le pH, la teneur en matière organique, ou la capacité d'échange cationique (**Roselli et al., 2003 ; Yoon et al., 2006 ; Zheng et al., 2007**). D'après **Roselli et al., (2003)**, la mobilité des métaux et donc leur transfert est faible dans le sol, surtout si le pH ou la teneur en matières organiques sont élevés.

3-3-2- Facteur de translocation (Ft)

Le facteur de translocation traduit la capacité d'une espèce végétale à transférer un polluant de ses racines vers ses parties aériennes (tige, feuilles,...) pour un polluant donné. Les Facteurs de translocation du Cd, Cu et Zn sont rapportés dans le tableau (02), et représentés graphiquement par la figure (19).

Tableau 02: Facteurs de translocation (Ft) du Cd, Cu et Zn

	Ft			
	<i>Cynodon dactylon</i> L.	<i>Dittrichia viscosa</i> L.	<i>Mentha suaveolens</i> Ehrh.	<i>Rumex bucephalophorus</i> L.
Cd	1.066	1.764	1.373	1.227
Cu	0.437	2.117	1.130	0.434
Zn	0.871	0.575	1.149	0.983

D'après la figure (19) des variations du facteur de translocation du Cd, du Cu et du Zn entre les différentes espèces ont été remarquées.

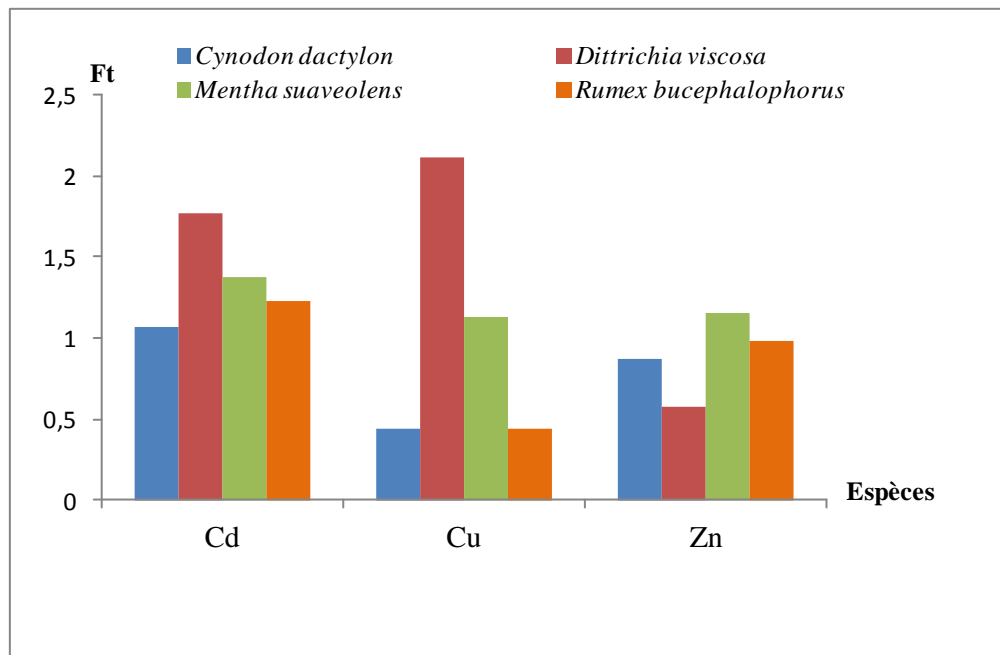


Figure 19: Variations du facteur de translocation du Cd, Cu et Zn

La valeur la plus élevée est enregistrée pour le Cu chez *Dittrichia viscosa* et la plus faible chez *Rumex bucephalophorus*, tandis que pour le Cd et le Zn les valeurs importantes sont enregistrées chez *Dittrichia viscosa* et *Mentha suaveolens*, et les faibles valeurs remarquées chez *Cynodon dactylon* et *Dittrichia viscosa* respectivement.

La détermination des coefficients de transfert des métaux permet de constater le niveau d'accumulation des métaux dans les deux compartiments de la plante, si le $Ft > 1$, l'accumulation des métaux se fait essentiellement dans la partie aérienne (**Baker, (1981) in Sasmaz et al., 2008**). Dans notre étude, On constate que le cadmium s'accumule dans les parties aériennes chez toutes les espèces étudiées. En moyenne pour le Cd, le facteur de transfert serait compris entre 1 et 10 (**Alloway, 1995**). Cependant, pour le Cu la translocation du métal est enregistrée chez *Dittrichia viscosa* et *Mentha suaveolens*. Tandis que l'accumulation du zinc au niveau des parties aériennes est réalisée seulement chez *Mentha suaveolens*.



Conclusion

Les activités humaines sont responsables d'une production importante de composés organiques et minéraux à effets toxiques pour l'environnement. En particulier l'accumulation de métaux qui résultent des activités minières présente un potentiel toxique important pour les organismes vivants (notamment les plantes) qui sont directement exposés ; Les résidus miniers sont une importante source de pollution aux métaux lourds, surtout s'ils sont générateurs de drainage minier acide.

Certaines plantes sont capables de prélever les éléments traces métalliques par leurs racines et les transférer vers leurs parties aériennes; Le dosage des métaux lourds dans les végétaux de ces sites met en évidence le degré de transfert des métaux et de leur bioaccessibilité pour l'homme.

Il paraît donc indispensable de mieux caractériser la végétation spontanée de ces milieux afin de déterminer leurs potentialités en termes de bioindication. Il est donc indispensable de poursuivre les recherches afin de sélectionner de nouvelles plantes tolérantes ou accumulatrices pour une application future en phytoremédiation.

Pour répondre à ces objectifs, des échantillons de sol et de végétation ont été récoltés et soumis à l'analyse physico-chimique et au dosage de quelques métaux lourds (Cd, Cu et Zn). Les prélèvements ont été réalisés au niveau de trois stations localisés au niveau du site minier de Boudoukha.

Les résultats obtenus montrent que les sols de l'ancienne mine de Boudoukha présentent des caractéristiques particulières: acides, peu calcaires, peu salés, CEC très élevée et riche en matière organique. En ce qui concerne les éléments traces métalliques, les concentrations enregistrées semblent avoir des valeurs supérieures aux normes internationales. C'est la composition minéralurgique de la roche mère qui est de type polymétallique. Par ailleurs, l'existence du fer ferrique entraîne l'oxydation d'autres sulfures, en réactivant le relargage des métaux qui peuvent dépasser de plusieurs fois leurs teneurs dans le minerai initial. C'est le cas du Cd, du Cu et du Zn qui proviennent vraisemblablement de l'altération des stériles contenant de la sphalérite, de la chalcopirite et de la blende.

La présente étude nous a permis également d'évaluer la distribution des ETM étudiés dans les deux parties racinaires et aériennes de certaines plantes spontanées : *Cynodon dactylon* L., *Dittrichia viscosa* L., *Mentha suaveolens* Ehrh., et *Rumex bucephalophorus* L. en relation avec le niveau de contamination des sols. La capacité de ces plantes à accumuler les métaux lourds étudiés peut s'évaluer au travers de deux facteurs qui sont le facteur de bioconcentration FBC et le facteur de translocation Ft.

Les résultats montrent que pour l'ensemble des espèces, les teneurs des éléments traces métalliques dans les racines et les parties aériennes dépassent largement les seuils limites estimés naturels. D'après les résultats obtenus, l'accumulation du cadmium est plus importante chez *Mentha suaveolens* L. Cependant, pour le cuivre et le zinc c'est beaucoup plus *Rumex bucephalophorus* L. qui intervient le plus dans la rétention du métal. Une remarquable variabilité dans les Ft entre les espèces a été constatée. La capacité de translocation varie d'une plante à une autre et d'un métal à un autre. L'étude a fait sortir pour le cadmium et le cuivre que la translocation du métal est beaucoup plus importante dans les parties aériennes chez *Dittrichia viscosa* que chez les autres espèces végétales étudiées. Cependant, pour le zinc, c'est *Mentha suaveolens* L. qui intervient dans la rétention du métal dans ses parties aériennes.

Donc il ressort de notre étude que la présence d'une végétation spontanée à base de *Cynodon dactylon* L., *Dittrichia viscosa* L., *Mentha suaveolens* Ehrh. et *Rumex bucephalophorus* L. serait très efficace pour la phytoremédiation des sols de cette zone d'étude. Il est possible, dès lors, de revégétaliser rapidement les zones encore dépourvues de végétation ainsi que de nouveaux sites pollués.



Références bibliographiques

A

Adriano D.C., 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Trace elements in the environment; New York. Springer Verlag: 106- 155.

Adriano D.C., 2001. Trace elements in terrestrial environments: Biochemistry, bioavailability and risks of metals. 2ed. Springer-Verlag, New York : 263-626

AFNOR, 1994. Le Dictionnaire de l'environnement. Les termes normalisés ; Lexique français anglais, anglais-français. Paris La Défense, 307p.

Augusto Costa A.C., Pereira Duta F., 2001. Bioaccumulation of copper, zinc, cadmium and lead by *Bacillus* SP., *Bacillus cereus*, *Bacillus spearecus* and *Bacillus subtilus*. *Brazilian Journal of Microbiology*, 32 : 32-50.

Alloway B.J., 1995. Soil processes and the behaviour of heavy metals. In: Alloway B.J (Ed.). Heavy metals in soils. Chapman & Hall, London: 11-35.

Aransiolu S.A., Ijah U.J.J., Abioye O.P., 2013. Phytoremediation of lead polluted soil by *Glycine max* L., *Applied and Environmental Soil Science*, 07p.

B

Baize D., 1988. Guide des analyses courantes en pédologie ; INRA, France imprimé par Jouve, Paris, 172 p.

Baize D., 1994. Les Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les sols. Tout ce qu'il faut savoir, INRA Science du Sol – Orléans. 28 p.

Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France).édition INRA, paris, 408p.

Baize D., 2000. Teneurs totales en “métaux lourds” dans les sols français. Le courrier de l'environnement de l'INRA. No 39 : 39-54.

Bakhta R., 2013. Extraction des flavonoïdes de plante *inula viscosa* de la région d'oran et mise en évidence de l'activité microbienne. Mémoire de magister en chimie, Univ d'Oran, p 25.

Ben Achiba W., Gabteni N., Lakhdar A., Du Laing G., Verloo., Jedidi N., Gallali T., 2009. Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Elsevier, Oxford, vol. 130: 156-163.

- Bennisse, R., Labat M., Elasli A., Brhada F., Qatibi A., 2004.** Rhizosphere bacterial populations of metallophyte plants in heavy metal-contaminated soils from mining areas in semiarid climate. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 00: 1-7.
- Bliefert C., Perraud R., 2008.** Chimie de l'environnement air, eau, sol, déchets. Deboeck. Edition : 373-386.
- Bouttine N., Serir M., 2002.** Contribution à l'étude métallique de la mine de boudoukha (Kabylie de Collo), Université Mentouri - Constantine, 44 p.
- Bouftouha Y., 2000.** Pétrologie, géochimie et métallogénie des skarns de la Kabylie de Collo (Nord-Est Algérien), Unpublished Thesis, University of Mentouri – Constantine, 257 p.
- Bourelrier P.H., Berthelin J., Pedro G., 1998.** Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. (Tec & Doc Lavoisier, Ed.). Paris: Académie des sciences. Rapport 42.
- Bounit S., El Meray M., Chehbouni A., Ait Hsine H., 2004.** Comportement des éléments traces métalliques (Cu, Cd, Pb et Zn) dans trois types des boues résiduelles de la ville de Marrakeche- Maroc, Etude analytique et traitement Phys ; Chem. News, vol 17: 113- 125.
- Briat J.F., Lebrun M., 1999.** Plant responses to metal toxicity. *Plant Biology and Pathology* 322 : 43-54.
- Bril H., Bollinger J.C., 2006.** Comprendre les pollutions par les métaux. L'Actualité Chimique, Société chimique de France, 298, pp 54-62.
- Broadley M.R., White P.J., Hammond J .P., Zelko I., Lux A., 2007.** Zinc in plants .*New Phytologist*, 173: 677-702.
- Brooks R.R., 1998.** Geobotany and hyperaccumulators. In: Brooks, R.R. (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Walling ford : 55-118.
- Burnie G., Forrester S., Greig D., Guest S., Harmony M., Hobley S., Jackson G., Lavarack P., Ledgett M., McDonald R., Macoboy S., Molyneux B., Moodie D., Moore J., Newman D., North T., Pienaar K., Purdy G., Ryan S., Schien G., Silk J., 2006.** Botanica Encyclopédie de botanique et d'horticulture plus de 10000 plantes du monde entier, Editions places des victoires, Paris, ISBN 978-2-8562-0464-1, 1020 p.

Brun L.A., Maillet J., Hinsinger P., 2001. Pépin M Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils, *Environmental Pollution*, 111 : 293-302.

Buranie D., 1996. Fleurs de méditerranée, éd Bordas collection L'œil nature 287p

Burgat-Sacaze V., Craste L., Guerre P., 1996. Le cadmium dans les chaînes alimentaires : une revue center National d'informations toxicologique vétérinaire, *École Nationale Vétérinaire de Toulouse*, 23 : 671-680.

Buranie D., 1996. Fleurs de méditerranée, éd Bordas collection L'œil nature 287p

C

Chumbley C.G., Unwin R.J., 1982. Cadmium and lead content of vegetables crops grown on land with an history of sewage sludge application. *Environmental Pollution (Series B)*, 4 : 231-237.

Cîteau L., 2006. Rapport pour l'Agence de l'Eau Seine Normandie : 39-47.

Coullery P., 1997. Comportement de métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse. Doc. Ecole polytechnique de Lausanne. Département Génie rural.Suisse, 139 p.

Cui Y.L., Zhu Y.G., Zhai R.H., Chen D.Y., Huang Y.Z., Qui Y., 2004. Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environmental pollution*, 2:181-188.

D

Datta K. A., Mandal A., Paul R., 2012. An updated overview on *cynodon dactylon*, *International Journal of Research in Ayurveda and Pharmacy*, N°3,1 :11-14.

De Knecht J.A., Koevoets P.L.M., Verkleij J.A.C., Ernst W.H.O., 1992. Evidence against a role for phytochelatins in naturally selected increased cadmium tolerance in *Silene Vulgaris* (Moench) Garcke. *New Phytologist*, 122 : 681-688.

Devi S.R., Prasad M.N.V., 1999. *Membrane lipid alterations in heavy metal exposed plants.* In: Prasad, M.N.V. & Hagemayer, J. (Eds.). Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. Springer-Verlag, Berlin : 99-116.

Doelsch E., 2004. Eléments traces métallique-inventaire pour l'île de réunion (sols, déchets et végétaux), *CIRAD-Chambre d'Agriculture*, 125 p.

Ducerf G., Thiry C., 2003, les plantes bio-indicatrices guide de diagnostic des sols, Edition promonature, France, ISBN2-9519258-0-8, 278 p.

Duke J.A., (1983). Handbook of Energy Crops. (unpublished). Purdue University, Center for New Crops and Plants Products, West Lafayette, Indiana 1-5p.

Duong T. T.T., Lee B-K., 2011. Determining contamination level of heavy metals in road dust from busy traffic areas with different characteristics, *Journal of Environmental Management* ,92 : 554-562.

F

Foy C.D., Chaney R.L., White M.C., 1978. The Physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 2: 511-566.

Foyer C.H., Noctor G., 2000. Oxygen processing in photosynthesis: regulation and signaling. *New Phytologist*, 14 :359-388.

G

Gallali T., 2004. Clés du sol. Chapitre VII : Les phénomènes d'échange. Centre de publication universitaire.

Galvez-Cloutier R., Lefrançois PJ., 2005. Les sols contaminés par des métaux lourds : Distribution géochimique et techniques de restauration (Première partie), Sols et eaux souterraines, *vecteur environnement*, 38, N° 3 : 30-38.

Gouzy A., Ducos G., 2008. La connaissance des éléments traces métalliques : un défi pour la gestion de l'environnement. *Air pur* : 6-10.

Greger M., 1999. Metal availability and bioconcentration in plants. In: Prasad, M.N.V. & Hagemayer, J. (Eds.). Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, p2-18

Gros, 1979. Engrais guide pratique de la fertilisation 7ème Ed : Maison Rustique, 533 p

Grusak M.A., Pearson J.N., Marentes E., 1999. The physiology of micronutrient homeostasis in field crops. *Field crops research*, 6: 41-56.

H

Hantke K., 2005. Bacterial uptake and regulators. *Current Opinion in Microbiology*, 8: 196-202.

Hoening M., Dupire S., Wollast R., 1979. L'atomisation électrothermique en spectrométrie d'absorption atomique et son application dans les études de l'environnement. Tec et Doc, Paris, 340 p.

I

INRA., 1988. Institut national de la Recherche Agronomique

INPN, 2017. Inventaire National du Patrimoine Naturel.

file:///C:/Users/ZCS/Desktop/rr%C3%A9ffrance/INPN%202017.html

K

Kabata-Pendias A., Pendias H., 1986. Trace Elements in Soils and Plants, 6nd Ed. CRC Press, inc, USA 1-315.

Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992. Trace elements in soils and plants; 2nd edition. CRC press, Boca Raton, 365 pp.

Kaliyaperumal A., Kumarakurubaran S., Saradha D. M., 2013. *Cynodon dactylon* (L.) Pers . *Journal of Medicinal Plants Research* Vol 7(48) : 3477-3483

Kochian L.V., 1993. Zinc Absorption from hydroponic solutions by plant roots .in Zinc In: soils and plants .Springer: 45-57.

L

Le Clech B., 2000. Agronomie « des bases à la nouvelle orientation ». Edition Synthèse Agricol. Bordeaux. 260 p.

Lee C.G., Chon H.T., Jung M.C., 2001. Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au–Ag–Pb–Zn mine in Korea, *Applied Geochemistry*, 16 : 1377-1386

Li X., Thornton I., 1993. Multi-element contamination of soils and plants in old mining areas, U.K. *Applied Geochemistry*, 2: 51-56.

Liénard A., Colinet G., 2018. Cadmium and zinc uptake by barley in contaminated and uncontaminated soils of Belgium : *Evaluation and prediction*, 27, 28 p.

M

Mahar A., Wang P., Li R H., Zhang Z Q., 2015. Immobilization of lead and cadmium in contaminated soil using amendments: A review. *Pedosphere*, 25: 555-568.

Mathieu C., Pielain F., 2003. Analyse chimique des sols : méthode choisies, Editions Tec et Doc. Lavoisier, France, 214 p.

Mathieu A., Baize D., Raoul C., Daniau C., 2008. Proposition de référentiels régionaux en éléments traces métalliques dans les sols : leur utilisation dans les évaluations des risques sanitaires. Environnement, *Risques & Santé*, 7 :113-114.

Meharg A.A., 1993. The role of the plasmalemma in metal tolerance in angiosperms. *Physiologia Plantarum*, 88 : 191-198.

Mench M., Baize D., 2004. Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces : mesures pour réduire l'exposition. Courrier de l'environnement de l'INRA, n°52, 32 p.

Miquel G., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat n°261, 366 p.

N

Nasr S.M., Okbah M.A., Kasem S.M., 2006. Environmental Assessment of Heavy Metal Pollution in Bottom Sediments of Aden Port, Yemen, *International Journal of Oceans and Oceanography*, 1 : 99-109.

Noctor G., Foyer C.H., 1998. Ascorbate and glutathione: keeping active oxygen under control. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49 : 249-279.

Norvell W.A., Wu J., Hopkins D.G., Welch R.M., 2000. Association of Cadmium in Durum Wheat Grain with Soil Chloride and Chelate-Extractable Soil Cadmium. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64: 2162-2168.

O

OFEFP., 1989. Directives pour le prélèvement d'échantillons de sols et analyses de substances polluantes. Ed. OCFIM-Berne. 24 p.

P

Pansu M., Gautheyrou J., Loyer J.Y., 1998. L'analyse du sol ; échantillonnage, instrumentation et contrôle, édition MASSON, paris, ISBN : 2-225-83130-0, 497 p.

Paz-Ferreiro J., Lu H., Fu S., Méndez A., Gascó G., 2014. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils : a review, *Solid Earth*, 5 : 65-75.

Prasad M.N.V., Freitas H.M.O., 2003. Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electr. J. Biotech*, 6 : 285-321.

environnementales des substances chimiques INERIS, 90 p.

Perrono P., 1999. Les micropolluants métalliques et les sols amendés par des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole, Mém. D.U.E.S.S., D.E.P., Univ.Picardie.Amiens.<http://www.upicardie.fr/beauchamp/duue/perrono/perrono.htm>.

Pichard A., Bisson M., Houeix N., Gay G., Lacroix G., Lefevre J.P., Magaud H., Migne V., Morin A., Tissot S., 2005(a). Cuivre et ces dérivés ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERIS. 66 p.

Pichard A., Bisson M., Dietrich R., Hulot C., Houeix N., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., 2005(b). Le Zinc et ces dérivés ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERS : 69-178.

Pugh R E., Dick D G., Fredeen A L., 2002. Heavy metal (Pb, Zn, Cd, Fe, and Cu) contents of plant foliage near the anvil range Lead/Zinc mine, faro, Yukon Territory *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 52 : 273- 279.

Q

Quezel P., Santa S., 1962. Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Vol 1-2, Ed, CNRS, Paris (France).

R

Ramade F., 2000. Dictionnaire encyclopédique des polluants. Ediscience international, Paris, 563p.

Ramade F., 2007. Introduction à l'écotoxicologie : fondamentents et application. TEC et DOC, Lavoisier(Ed).Paris, P 65.

Reeves R.D., Baker A.J.M., 2000. Metal accumulating plants. In: Phytoremediation of toxic metals-using plants to clean up the environment. Raskin I., Ensley, B.D. (Eds.), John Wiley et Sons, New York: 193-229.

Roselli W., Keller C., Boschi. K., 2003. Phytoextraction capacity of trees growind on metal contaminated soil. *Plant and soil*, 256: 265-272.

S

Saidi N., 2006. « Essais de phytoremediation par vetivergrass (*Vetiveria zizanioides*)», Pollution et Phytoremédiation, Laboratoire des Géosciences Appliquée KENITRA-MAROC, 23p

Saur E., 1990. Mise au point bibliographique, au sujet de la nutrition oligominérale de plantes supérieure : carences et toxicités chez les conifères, *Ann sci for*, 47 : 367-389.

Sasmaz A., Obek E., Hasar H., 2008. The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia L.* grown in a stream carrying secondary effluent; Elsevier; *Ecological Engineering*, 33: 278-284.

Schaefer R., 1975. La matière organique du sol, 1^{er}siminaire de la croissance des sols du Maghrèbe, instutut national agronomique El Harache (Alger).

Sterckeman T., Douay F ., Proix N., Fourier H., 2000. Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environmental Pollution*, 107 : 377-389.

T

Tremel-Schaub T., Feix I., 2005. Contamination des sols : transferts des sols vers les plantes. EDP Sciences/ADEME(Ed), paris : 10-62.

Tudoreanu L., Phillips C.J.C., 2004. Empirical models of cadmium accumulation in maize, rye grass and soya bean plants. *J. Sci. Food .Agri*, 84 : 845-852.

Thornton I., 1996. Impacts of mining on the environment: some local, regional and global issues. *Applied Geochemistry*, 11: 355-361.

W

Weiss D., Shotyk W., Kempf O., 1999. Archives of Atmospheric Lead Pollution. *Naturwissenschaften Review Articles*, Springer-Verlag, 86 : 262-275.

Wei B., Yang L., 2010. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China, *Microchemical Journal*, 94 : 99-107.

Wuana R.A., Okieimen F.E., 2011. Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation, ISRN Ecology, p20.

Wright D.A., Welbourn P., 2002. Environmental Toxicology. Cambridge University Press, Cambridge, U.K: 253-301.

Y

Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma LQ., 2006. Accumulation of Pb, Cu and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *The Science of the Total Environment*, 368 : 456-464.

Z

Zacchini M., Pietrini F., Mugnozza G.S., Iori V., Pietrosanti L., Massacci A., 2009. Metal tolerance, Accumulation and translocation in Poplar and Willow clones treated with cadmium in hydroponics; Springer science+Business media; *Water Air Soil Pollut*, 197: 23-34.

Zheng N., Wang Q., Zheng D., 2007. Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables. *The Science of the Total Environment*, 383 : 81-89.

Sites internet

- **Google Earth, 2017.** www.Google Earth. Com
- **Tela Botanica, 2017.** Base de Données Nomenclature de la Flore de France par Benoît Bock, BDNFF v4.02. (telabotanica. org).



Annexes

Annexe I : Courbes d'étalonnage

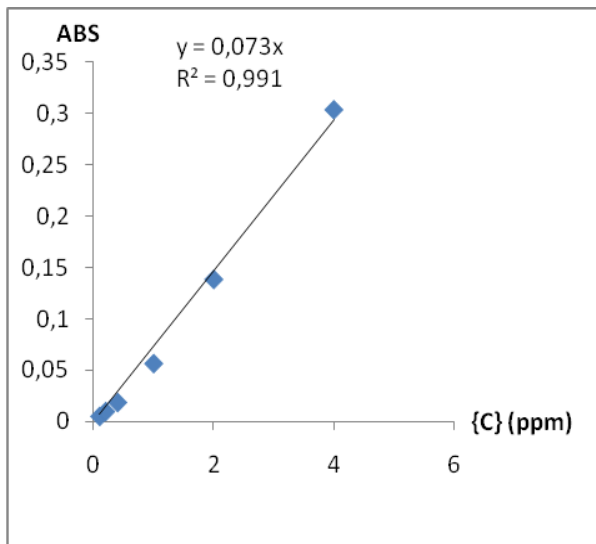


Figure 20: Courbe d'étalonnage du cadmium

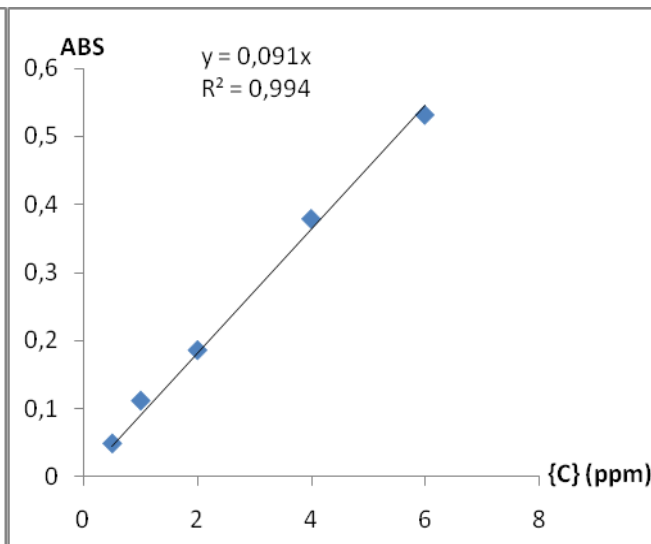


Figure 21: Courbe d'étalonnage du cuivre

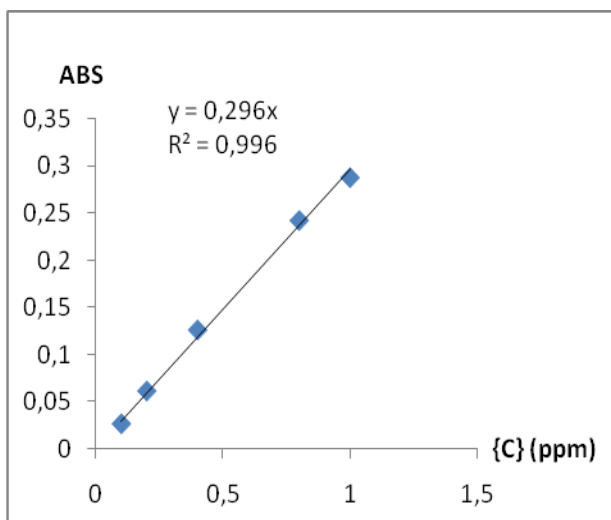


Figure 22: Courbe d'étalonnage du zinc

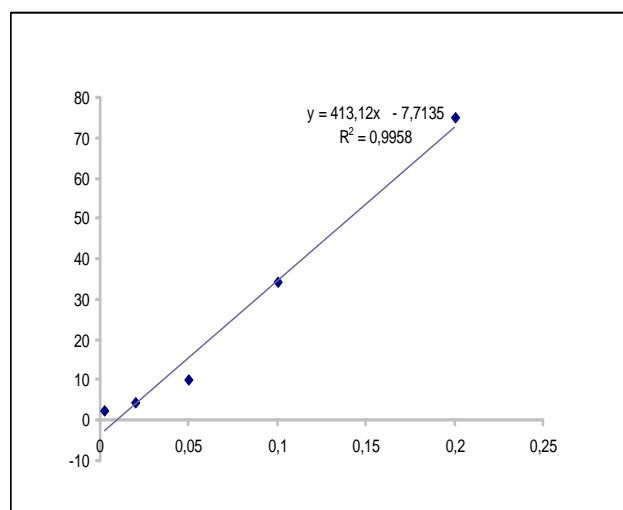


Figure 23: Courbe d'étalonnage du calcaire total.

Annexe II : Analyses statistiques

1- Matrice de corrélation (sol)

	pH	CE	MO	CaCO ₃	CEC	Cd	Cu	Zn
pH	1							
CE	-0,9677292	1						
MO	0,20287748	0,05042157	1					
CaCO ₃	0,68104201	0,84358428	-0,5788486	1				
CEC	0,06456803	0,18898224	0,99026023	0,68674283	1			
Cd	0,36630374	0,58896062	0,83683009	0,93081818	0,90490217	1		
Cu	0,90692679	0,77149809	0,59652223	-0,3091693	0,47896764	0,05979608	1	
Zn	0,69202569	0,85159997	0,56646447	0,9998859	0,67568381	0,92519094	0,32350007	1

2- Analyse de la variance

Tableau 03 : Analyse de la variance du pH du Sol

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	4,0537	2	2,02685	4,26795115	0,13261863	9,5520945
A l'intérieur des groupes	1,4247	3	0,4749			
Total	5,4784	5				

Tableau 04 : Analyse de la variance de la CE du Sol

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	0,28	2	0,14	28	0,01146579	9,5520945
A l'intérieur des groupes	0,015	3	0,005			
Total	0,295	5				

Tableau 05: Analyse de la variance de la MO du Sol

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes A l'intérieur des	0,94963333	2	0,47481667	1,02445252	0,45802173	9,5520945
groupes	1,39045	3	0,46348333			
Total	2,34008333	5				

Tableau 06: Analyse de la variance de la CEC du Sol

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes A l'intérieur des	756,25	2	378,125	0,54179104	0,62968007	9,5520945
groupes	2093,75	3	697,916667			
Total	2850	5				

Tableau 07 : Analyse de la variance du CaCO₃ du Sol

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes A l'intérieur des	0,19083333	2	0,09541667	0,73614504	0,54939782	9,5520945
groupes	0,38885	3	0,12961667			
Total	0,57968333	5				

Tableau 08 : Analyse de la variance du Cd dans le Sol

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes A l'intérieur des	1989,2944	2	994,6472	1,95694526	0,28582363	9,5520945
groupes	1524,79564	3	508,265213			
Total	3514,09004	5				

Tableau 09 : Analyse de la variance du Cu dans le Sol

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	11347,7859	2	5673,89293	1,40812655	0,3704392	9,5520945
A l'intérieur des groupes	12088,174	3	4029,39134			
Total	23435,9599	5				

Tableau 10 : Analyse de la variance du Zn dans le Sol

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	510005,054	3	170001,685	5,60906 953	0,06456	6,59138212
A l'intérieur des groupes	121233,43	4	30308,3575			
Total	631238,484	7				

Analyse de la variance à un critère de classification (comparaison entre les teneurs des espèces en métaux lourds :

Tableau 11: Analyse de la variance du Cd

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	6,8318375	3	2,2772791 7	1,0126360 2	0,4746353 1	6,591382117
A l'intérieur des groupes	8,99545	4	2,2488625			
Total	15,827287	5				

Tableau 12: Analyse de la variance du Cu

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	7363,00041	3	2454,33347	4,11415524	0,1026951	6,59138212
A l'intérieur des groupes	2386,23321	4	596,558303			
Total	9749,23362	7				

Tableau 13: Analyse de la variance du Zn

Source des variations	Somme des carrés	Degré de liberté	Moyenne des carrés	F	Probabilité	Valeur critique pour F
Entre Groupes	510005,054	3	170001,685	5,60906953	0,06456	6,59138212
A l'intérieur des groupes	121233,43	4	30308,3575			
Total	631238,484	7				

Annexe III : Echelles de classification des sols**Tableau 14: Echelle de salure européenne, d'après (Gros, 1979)**

Extrait	Non salé	Peu salé	Salé	Très salé	Extrêmement salé
CE (Ms/cm)	0 à 0.6	0.6 à 1.2	1.2 à 2.4	2.4 à 06	< 06

Tableau 15: Classification des sols en fonction du taux de la matière organique d'après (Schaefer, 1975)

Taux de la matière organique (%)	Terre
< 1	Très pauvre
1 à 2	Pauvre
2 à 4	Moyenne
> 4	Riche

Tableau 16: Classification des sols en fonction des teneurs en calcaire total (Baize, 1988).

Teneurs en calcaire total en %	Types de sol
<1	Sol non calcaire
1-5	Sol peu calcaire
5-25	Sol modérément calcaire
25-50	Sol fortement calcaire

Tableau 17: Classes d'interprétation de la CEC (INRA, 1988)

Classes	Très faible	Faible	Moyenne	Elevée	Très élevés
(CEC) meq/100g du sol	< 5	5-10	10-15	15-20	> 20

Tableau 18: Echelle de classification du pH de la solution du sol (Le Clech, 2000).

pH	5 - 6.5	<3.5	3.5 - 4.2	4.2 - 5	6.5 - 7.5	7.5 - 8.7	>8.7
Classes	Hyper Acide	Très acide	Acide	Faiblement Acide	Neutre	Basique	Très basique






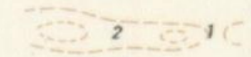

Annexe IV : Légende de la Carte topographique d'Ain Kechera 5-6

Route nationale (très bonne viabilité)	
Route nat ^{ale} ou Chemin dép ^{al} (bonne viabilité)	
Routes ou Chemins de viabilité moyenne	
Route ou Chemin de viabilité médiocre	
Piste automobile, chemin d'exploitation	
Laie forestière	
Piste ordinaire, sentier muletier, ligne de coupe	
Sentier	
Routes en remblai	
Routes en déblai	
Murs de soutènement	

Chemins de fer	à deux voies _____	
	à une voie _____	
	à voie étroite 1 m _____	
	à voie étroite, de moins de 1 m _____	
Câble transporteur d'énergie électrique _____		
Câble transporteur d'exploitation _____		
Signaux géodésiques _____		
Eglise. Chapelle. Croix _____		
Mosquée. Minaret. Koubba. Marabout _____		
Eolienne. Gazomètre. Puits de mine _____		
Cimetières : chrétien, arabe, israélite _____		

	Olivier	Oranger.	Palmier.	Cactus _____	♀	♂	♂	⌒	
Bois	Brous ^{les} H ^{tes}	Brous ^{les} B ^{ses}	Jardins	Vergers	Vigne	Oliveraie			

Cours d'eau (Oued) _____	
Cours d'eau à sec _____	
Ruisseau. Ravin sans eau _____	
Canaux _____	
Barrage et prise d'eau. Gué. Bac _____	
Source (Aïn). Puits (Bir). Fontaine _____	
Lavoir. Abreuvoir. Réservoir, Ch ^{ev} d'eau _____	
Aqueducs : sur le sol, sur viaduc, souterrain _____	
Etangs : permanent, périodique _____	
Daïa à bord défini _____	
Daïa à bord indéfini _____	

Falaise littorale. Marais salants _____		
Marais. Vase _____		
Balise. Bouée. Bouée lumineuse _____		
Phare. Sémaphore. Bateau feu _____		
Dunes. Sables _____		
Courbes : intercalaire (1), sous inter.'e (2) _____		
Courbe de cuvette (flèche dirigée vers le fond) _____		
Limites {	d'état _____	+++++
	de département _____	-----
	d'arrondissement _____
	de commune _____

Thème : Evaluation de la capacité d'accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée du site minier de Boudoukha (W. de Skikda)

Présenté par :

- Chaloum Chahrazed
- Touati Amina

Date de soutenance : juillet 2018

Résumé

Il est aujourd'hui important d'étudier l'impact de la contamination par les éléments traces métalliques sur l'environnement. Dans ce contexte, nous proposons d'étudier l'accumulation de quelques métaux lourds (Cd, Cu et Zn) sur certaines espèces de la végétation spontanée (*Cynodon dactylon* L., *Dittrichia viscosa* L., *Mentha suaveolens* Ehrh. et *Rumex bucephalophorus* L.) des sols de l'ancienne mine de Boudoukha. Pour cela, des échantillons de sol et de végétation ont été prélevés, soumis à des analyses physico-chimiques et analysés par spectrométrie d'absorption atomique.

Les résultats obtenus montrent que les sols sont acides, peu calcaires, peu salés, CEC très élevée et riches en matière organique. Concernant les métaux lourds, les résultats montrent une contamination du sol par le Cd, Cu et Zn. C'est la composition minéralogique de la roche mère qui est de type polymétallique. Ainsi les espèces végétales retenues révèlent une tolérance à cette contamination, elles sont capables d'absorber et d'accumuler des concentrations en ETM dans leurs racines et leurs parties aériennes.

Mots clés : mine de Boudoukha, ETM, sol, végétation spontanée, contamination, bioaccumulation.

Abstract

It is important today to study the impact of metallic trace elements contamination on the environment. In this context, we propose to study the accumulation of some heavy metals (Cd, Cu and Zn) on certain species of spontaneous vegetation (*Cynodon dactylon* L., *Dittrichia viscosa* L., *Mentha suaveolens* Ehrh and *Rumex bucephalophorus* L.) soils of the former Boudoukha mine. For this, soil and vegetation samples were taken, subjected to physicochemical analyzes and analyzed by atomic absorption spectrometry.

The results show that the soils are acidic, slightly calcareous and salted, very high CEC and rich in organic matter. About from heavy metals, results showed soil contamination by Cd, Cu and Zn. This is the mineralogical composition of the parent rock that is polymetallic type. So the selected plant species reveal a tolerance to this contamination, they are able to absorb and accumulate ETM concentrations in their roots and aerial parts.

Keywords: mine Boudoukha, ETM, soil, spontaneous vegetation, contamination, bioaccumulation.

ملخص

من المهم اليوم دراسة تأثير التلوث بالعناصر المعدنية الثقيلة على البيئة. في هذا السياق، نقترح دراسة تراكم بعض المعادن الثقيلة (النحاس، الكاديوم والزنك) على أنواع معينة من النباتات العفوية (*Cynodon dactylon*، *Dittrichia viscosa*، *Mentha suaveolens* و *Rumex bucephalophorus*). في التربة لمنجم بودوخة القديم. لهذا أخذت عينات من التربة والنباتات و خضعت لتحاليل فيزيوكيميائية و تم تحديد تراكيزها بواسطة الامتصاص الذري الطيفي

أظهرت النتائج أن التربة حمضية، قليلة الكلس، قليلة الملوحة، ذات قدرة تبادل كاتيوني عالية جداً، و فقيرة من حيث المواد العضوية. فيما يخص المعادن الثقيلة، أظهرت النتائج تلوث التربة بالنحاس، الكاديوم والزنك، هذا هو التركيب المعدني للصخرة الأم و التي هي من أصل متعدد المعادن، بالتالي الأنواع النباتية المدروسة تظهر سماحية لهذا التلوث، كما أنها قادرة على إمتصاص و تخزين كميات كبيرة من العناصر المعدنية الثقيلة في الجذور و الأجزاء الهوائية.

الكلمات المفتاحية: منجم بودوخة، العناصر المعدنية الثقيلة، التربة، غطاء نباتي طبيعي، تلوث، تراكم.