

République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
Université A. M. OULHADJ - Bouira  
Faculté des Sciences et des Sciences Appliquées  
Département de Génie des Procédés



# Mémoire

Présenté par  
**SEGHIR Hanane**  
**SADAoui Nadjet**  
Pour l'obtention du diplôme de

# MASTER

Filière : Génie des Procédés  
Spécialité : Sciences et Génie de l'environnement

Phytoremédiation d'un sol pollué en zinc par la plante  
Coriandũ album (Coriandre)

Devant le jury composé de :

Mr LOUNICI H.	Professeur	UAMO, Bouira	Encadreur
Mme ZAABAR A.	MCA	UAMO, Bouira	Examinatrice
Mme EL HANAFI N.	MCB	UAMO, Bouira	Examinatrice

## ***Remerciements***

Nous remercions Dieu tout puissant, qui nous a tracé le chemin de notre vie, et qui nous a permis de réaliser ce modeste travail.

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à notre promoteur Professeur LOUNICI Hakim pour ses précieuses orientations, son aide, ses conseils et son souci de réaliser ce travail de recherche.

Nos meilleures salutations avec tous nos respects et nos remerciements aux membres de jury, merci pour votre disponibilité pour la lecture de ce mémoire et aussi d'avoir accepté de juger cette thèse.

Nous remercions aussi tous les membres du laboratoire de département de Génie des Procédés pour leur aide pendant notre travail.

Enfin, nous tenons également à remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

## DEDICACES

*Toutes les lettres ne sauraient trouver les mots qu'il faut... Tous les mots ne sauraient exprimer la gratitude, L'amour, le respect, la reconnaissance... Aussi, c'est tout simplement que Je dédie cette thèse ...*

### *A MES CHERES PARENTS*

*Aucune dédicace ne saurait exprimer mon respect, mon amour éternel et ma considération pour les sacrifices que vous avez consenti pour mon instruction et mon bien être. Je vous remercie pour tout le soutien et l'amour que vous me portez depuis mon enfance et j'espère que votre bénédiction m'accompagne toujours. Que ce modeste travail soit l'exaucement de vos vœux tant formulés, le fruit de vos innombrables sacrifices, bien que je ne vous en acquitte jamais assez. Puisse Dieu, le Très Haut, vous accorder santé, bonheur et longue vie et faire en sorte que jamais je ne vous déçoive.*

### *A MES CHERS FRERES ET MA CHERE SŒUR*

*Les mots ne suffisent guère pour exprimer l'attachement, l'amour, L'affection et le respect que je porte pour vous. En témoignage de mon affection fraternelle, de ma profonde tendresse et reconnaissance, je vous souhaite une vie pleine de bonheur et de succès et que Dieu, le tout puissant, vous protège et vous garde.*

*Je tiens à remercier tout particulièrement ma grand-mère et mes adorables tantes ainsi toutes ma famille.*

*Enfin, un grand remerciement à toutes mes amies qui m'ont beaucoup soutenu et aidé à réaliser ce travail de thèse avec leur amour, humour, que de très bons moments, je leur dis merci d'avoir été là à cet instant précis car ils m'ont apporté beaucoup de belles choses.*

*Hanane*

# *Dédicace*

## *A ma très chère mère FATMA*

*Aucune dédicace ne saurait être assez éloquente pour  
Exprimer ce que tu mérites pour tous les sacrifices que tu n'as*

*Cessé de me donner depuis ma naissance*

*Je te dédie ce travail en témoignage de mon profond  
Amour. Puisse Dieu, le tout puissant, te préserver et*

*T'accorder santé, longue vie et bonheur.*

## *A mon Père AHMADE*

*Symbole de beauté, de fierté, de sagesse et de patience*

## *A mon très cher mari Omar*

*A mes sœurs FATIMA, SOUMIA, hadjer*

## *A mon très cher frère SMAIL*

*Mon très chères amies*

*A tous ceux qui me donnent l'aide pour réaliser mon projet fin d'étude*

*NADJET*

<b>Liste des figures</b>		
<b>Figure</b>	<b>Titres</b>	<b>Pages</b>
<b>I.1</b>	Contamination diffuse et locale	<b>5</b>
<b>I.2</b>	Différentes formes et localisations des éléments traces dans les sols	<b>6</b>
<b>I.3</b>	Le cheminement des métaux lourds dans l'environnement	<b>11</b>
<b>I.4</b>	Comportement différent d'adsorption des organismes vivants par rapport à la concentration du substrat	<b>15</b>
<b>I.5</b>	Diagramme schématique montrant les mécanismes du processus de phytoremédiation pour l'absorption des métaux	<b>24</b>
<b>I.6</b>	Schéma représentant une phytoextraction assistée par des chélateurs	<b>25</b>
<b>I.7</b>	Classification des particules de sol selon l'International Society of Soil Science. Le sol est constitué de particules ayant un diamètre apparent maximum de 2 mm.	<b>31</b>
<b>I.8</b>	Dynamique de TE dans le sol	<b>32</b>
<b>I.9</b>	Différentes formes physiques de polluants organiques dans le sol	<b>33</b>
<b>I.10</b>	Représentation de la capacité d'échange cationique	<b>33</b>
<b>II.1</b>	Les graines de coriandre	<b>36</b>
<b>II.2</b>	La coriandre	<b>38</b>
<b>II.3</b>	Test de germination	<b>39</b>
<b>II.4</b>	Préparation de la solution	<b>39</b>
<b>II.5</b>	Disposition du semis	<b>40</b>
<b>II.6</b>	Schéma représentant les différentes étapes de Préparation des échantillons	<b>41</b>
<b>II.7</b>	Schéma du mode opératoire de l'analyse granulométrique selon l'ASTM D-422	<b>43</b>
<b>II.8</b>	Schéma représentant les différentes étapes de la minéralisation	<b>51</b>
<b>III.1</b>	Variation des hauteurs des tiges (cm) en fonction du temps	<b>54</b>
<b>III.2</b>	Variation de nombre de germination en fonction du temps	<b>55</b>
<b>III.3</b>	Variation du poids en fonction du temps	<b>56</b>
<b>III.4</b>	La teneur en zinc dans les racines	<b>58</b>
<b>III.5</b>	La teneur en zinc dans les tiges	<b>58</b>

Liste des figures et des tableaux

<b>III.6</b>	La teneur en zinc dans les feuilles	
<b>Tableau</b>	<b><u>Liste des tableaux</u></b>	<b>Page</b>
<b>I.1</b>	Principales propriétés Physico-chimiques du zinc	<b>10</b>
<b>II.1</b>	La taille de l'échantillon dépend du diamètre de la plus grosse particule	<b>44</b>
<b>II.2</b>	Quelques éléments d'interprétation de la valeur de la CEC de vos sols	<b>50</b>
<b>III.1</b>	Analyses physico-chimiques du sol	<b>57</b>

## *Listes des abréviations*

**As** : arsenic

**B** : bore

**°C** : degré Celsius

**CEC** : capacité d'échange cationique

**Eh** : Potentiel d'oxydo-réduction

**ETM** : élément trace métallique

**HNO<sub>3</sub>** : acide nitrique

**kg/ha** : kilogramme/hectare

**mm** : millimètre

**mV** : millivolt

**g/ha** : gramme/hectare

**g/kg** : gramme / kilogramme

**pH** : potentiel d'hydrogène

**rpm** : rotation par minute

**SAA** : spectrométrie d'absorption atomique

**Se** : sélénium

**Sn** : étain

**PHC** : Petroleum hydrocarbons (hydrocarbures pétroliers)

**TE** : Éléments totaux

**%** : pourcentage

**€** : euro

# Sommaire

---

**Remerciement**

**Dédicace**

**Listes des figures et liste des tableaux**

**Introduction** ..... 1

## **CHAPITRE I : Partie bibliographique**

I.1 Généralités sur les métaux lourds..... 3

I.1.1. Définition des métaux lourds..... 3

I.1.2. Classification des métaux lourds..... 3

I.1.2.1. Les métaux essentiels..... 3

I.1.2.2. Les métaux toxiques..... 4

I.1.3. Origine des métaux lourds..... 4

I.1.4. Formes et localisations des métaux lourds dans les sols..... 5

I.1.5. Mobilité, biodisponibilité et toxicité..... 6

I.1.6. Impacts..... 8

I.2. Pollution par les métaux lourds : cas de zinc..... 9

I.2.1. Introduction..... 9

I.2.2. Les sources..... 10

I.2.3. Toxicité du zinc..... 10

I.2.4. Impact sur l'environnement..... 10

I.3. Les plantes..... 12

I.3.1. Toxicité des métaux lourds pour les plantes..... 12

I.3.2. Prélèvement, absorption et transfert des ETM dans les plantes..... 12

I.3.3. Mécanismes de résistance..... 14

I.3.4. Mesuré de la tolérance..... 16

I.4. Techniques de remédiation conventionnelles..... 17

I.4.1. La stabilisation physico-chimique..... 17

I.4.2. Le lavage des terres..... 18

I.4.3. Le confinement..... 19

I.4.5. L'électrocinétique..... 20

I.4.6. La désorption thermique..... 21

I.5. Techniques de remédiation non conventionnelles..... 22

I.5.1. Les micro-organismes..... 22

I.6. Nécessité de la dépollution..... 22

I.7. La phytoremédiation..... 23



# Sommaire

---

I.7.1. Définition.....	23
I.7.1.1. La phytoextraction.....	24
I.7.1.2. La phytostabilisation.....	27
I.7.1.3. La phytovoltalisation.....	29
I.7.2. Les avantages de la phytoremédiation.....	29
I.8. Environnement du sol.....	30
I.8.1. Composition du sol.....	30
I.8.3. Structure du sol.....	31
I.8.4. Perméabilité.....	31
I.9. Propriétés chimiques du sol.....	32
I.9.1. Capacité d'échange cationique.....	33
I.9.2. pH du sol.....	33
I.9.3. Éléments totaux et biodisponibles.....	34
I.9. 4. Salinité du sol.....	34
I.9. 5. Potentiel d'oxydo-réduction (Eh).....	34
<b>CHAPITRE II : Matériels et méthodes</b>	
II.1. Matériel végétal.....	36
II.1.1. Choix d'espèce végétale .....	36
II.1.2. Test de germination .....	38
II.1.3. Les solutions de traitement .....	39
II.1.4. Etude de la phytoremédiation.....	40
II.1.5 La récolte des plantes.....	40
II.1.5.1 Les paramètres étudiés.....	40
II.1.5.1.1 Hauteur de la plante.....	40
II.1.5.1.2 Détermination du nombre de germination.....	40
II.1.5.1.3 Mesure du poids .....	41
II.1.6 Préparation des échantillons.....	41
II.2 Analyse du sol.....	42
II.2.1 Taux d'humidité .....	42
II.2.2 Analyse granulométrique.....	43
II.2.3 Meseur de la C.E.C.....	49
II.5.1 La minéralisation .....	50
II.6. Dosage des métaux lourds par spectrométrie d'absorption atomique.....	51

# Sommaire

---

II.6.1. Principe .....	51
II.6.2. Mode opératoire.....	52
<b>Chapitre III : Résultats et discussions</b>	
III.1. Effet sur la croissance.....	53
III.2. Analyses physico-chimiques du sol.....	56
III.2.1 Granulométrie.....	56
III.2.2 Le potentiel d'hydrogène(pH).....	57
III.2.3 Conductivité électrique.....	57
III.2.4 La matière organique.....	57
III.2.5 La Capacité d'échange cationique .....	57
III.3 Résultat et discussion de dosage des métaux lourds.....	58
<b>Conclusion.....</b>	<b>60</b>
<b>Références bibliographiques.....</b>	<b>61</b>
<b>Annexes</b>	

# ***INTRODUCTION***

## Introduction

Les pollutions d'origine métallique constituent un des risques majeurs dans le monde actuel. C'est un problème d'actualité qui préoccupe toutes les régions soucieuses de maintenir leur patrimoine côtier à un haut degré de qualité. En effet, plusieurs métaux lourds peuvent être très dangereux pour la santé de l'Homme et pour les autres êtres vivants lorsqu'ils sont présents dans l'environnement à des concentrations élevées. Les éléments métalliques sont sous différentes formes, toujours présents au sein de l'environnement. A l'état de traces, ils sont nécessaires voir indispensables aux êtres vivants. A concentration élevée, en revanche, ils présentent une toxicité plus au moins grave. La présence de métaux dans l'environnement résulte de causes naturelles et des activités humaines. Ils posent un problème réel, car ils s'accumulent et ne sont pas biodégradables

L'activité humaine contribue également à augmenter leur concentration par le stockage de déchets industriels et urbains, les diverses pratiques agricoles et les retombées atmosphériques provenant des usines. D'autres composés inorganiques peuvent être recensés, à savoir les cyanures (traitements des minerais). Ces composés ont engendré une contamination de quantités importantes des sols, pouvant même se propager aux sols environnants et contaminer les nappes phréatiques. Des quantités importantes de sols contaminés doivent aujourd'hui être nettoyées. Le problème des sols contaminés est aujourd'hui très préoccupant pour les pays émergents. Les métaux lourds tels que le plomb, le cadmium, le cuivre, le zinc et le mercure, etc. ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent dans l'environnement pendant de longues périodes. De plus ils sont continuellement rajoutés dans les sols par diverses activités. L'accumulation des métaux lourds dans l'environnement peut se répercuter sur la santé des êtres humains et des animaux.

Parmi les éléments métalliques cités, le Zn est un oligo-élément essentiel pour la plante mais devient toxique à forte concentration, l'accumulation et le transfert des éléments métalliques constituent un risque pour la santé humaine via la contamination de la chaîne alimentaire, mais aussi pour le milieu naturel dans son ensemble.

Pour remédier les milieux contaminés, les techniques classiques de dépollution sont souvent très chères et peu respectueuses de l'environnement. Actuellement les solutions de dépollution passent de plus en plus par l'utilisation des plantes, c'est ce qu'on appelle la phytoremédiation. Il s'agit d'une technique peu coûteuse, utilisant les végétaux pour éliminer ou rendre moins toxiques les polluants dans le sol.

L'objectif de ce travail est la phytoremédiation des sols pollués en métaux lourds (le Zinc) par la plante coriandre

Dans la suite de ce travail, les grandes parties présentées seront :

- La partie bibliographique décrivant les principaux ETM, les principes de la phytoremédiation.
- La description des matériels et méthodes employés que ce soit pour la réalisation du dispositif expérimental, en laboratoire ou lors des analyses statistiques.
- Le dernier chapitre est consacré aux résultats obtenus et leur interprétation et enfin on termine avec une conclusion générale.

# ***CHAPITRE I***

## ***PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE***

## **I.1 Généralités sur les métaux lourds**

### **I.1.1. Définition des métaux lourds**

La définition du terme « métaux lourds » varie selon les auteurs mais communément, il est assemblé sous cette appellation les éléments d'une densité supérieure à  $5\text{g/cm}^3$  que nous pouvons retrouver dans l'eau, l'air et le sol. Parmi les métaux lourds, nous retrouvons des éléments majeurs et des éléments traces, c'est-à-dire des éléments dont la concentration dans la croûte terrestre est pour chacun d'entre eux inférieure à 1%.

Parmi les métaux lourds, on cite classiquement le Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Mn, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn ainsi que trois autres éléments, le B, As et Se qui ne sont cependant pas des métaux par leur structure atomique (**Impens *et al.*, 1991**).

Le terme métaux lourds, implique aussi une notion de toxicité. Le terme « éléments traces métalliques » est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement. Dans ce contexte, nous utiliserons le terme « métaux lourds » dans le sens de l'impact toxique sur les humains et les environnements (**Huynh, 2009**).

### **I.1.2. Classification des métaux lourds**

Les métaux lourds peuvent être classés en se basant sur leur densité :

- Les métaux lourds sont dits lourds si leur densité dépasse 5.
- Les métaux lourds sont dits légers si leur densité est inférieure à 5. Ces métaux lourds sont dangereux pour la santé humaine à très faible concentration selon « the states environmental protection agency ».

Cependant, le cadmium, le plomb, le chrome, le zinc et d'autres sont considérés (à moins forte dose pour certains) comme étant dangereux pour la santé humaine et dont la présence dans l'environnement doit être surveillée (**Diffus, 1980**).

On en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques.

#### **I.1.2.1. Les métaux essentiels**

Sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans l'est biologiques (**Loue, 1993**). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la Concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), du zinc (Zn), du fer (Fe). Par exemple, le zinc (Zn), à la concentration du milli

molaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (**Kabata-Pendias A., et Pendias H., 2001**).

### **I.1.2.2. Les métaux toxiques**

Ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd) (**Behanzin G. J., et al., 2014**).

### **I.1.3. Origine des métaux lourds**

La présence de métaux lourds dans les sols peut être d'origine naturelle ou anthropique. L'origine naturelle de métaux lourds est fonction du fond pédo-géochimique local et des apports de poussières et aérosols libérés dans l'atmosphère par l'activité volcanique, les embruns marins, etc. La composition chimique de la roche-mère va influencer la richesse future du sol en métaux. A cela, s'ajoute les sources anthropiques qui sont, quant à elles, liées à l'exploitation et au traitement des minéraux, à la fabrication et l'utilisation d'engrais et de pesticides, à l'industrie chimique, aux décharges et à l'incinération de déchets ménagers et industriels, etc.

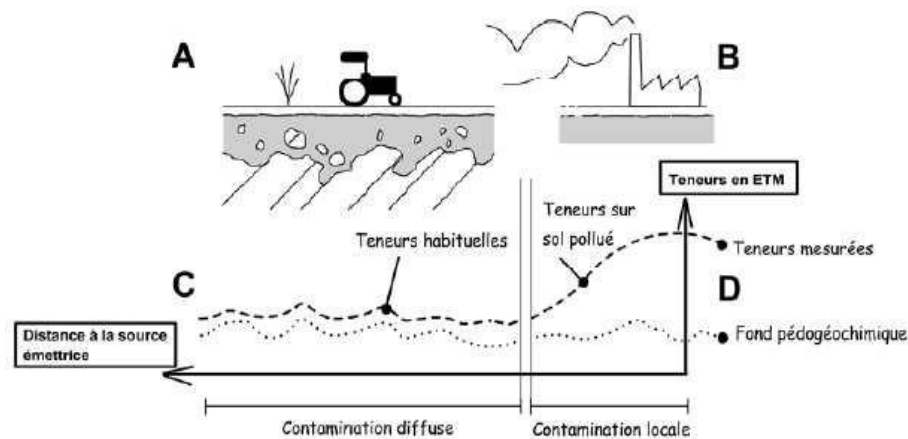
L'accomplissement des cycles biogéochimiques des métaux dans les sols et les plantes modifie la forme chimique des éléments traces métalliques et participe à leur évolution dans les sols. Enfin, les transferts pédologiques verticaux et latéraux vont entraîner le lessivage des métaux vers les horizons profonds et les nappes phréatiques. Ainsi, les métaux se trouvent dispersés dans les différents horizons du sol (**Bert et Deram, 1999 ; Baize, 1997**).

Nous pouvons distinguer deux types de contamination suite aux apports en métaux lourds (Figure I.1) :

- Les Contaminations locales : qui touchent une aire relativement faible et sont dues à une ou plusieurs source(s) bien identifiée(s) et souvent très proches(s) (quelques mètres à quelques kilomètres). Il s'agit généralement d'apports massifs, souvent associés aux exploitations minières, aux installations industrielles et à d'autres installations, tant en cours d'exploitation qu'après leur fermeture. » (**Pereira et Sonnet, 2007**).



- Les contaminations diffuses : qui affectent tous les sols, plus ou moins faiblement mais de manière généralisée. Ce type de contamination résulte principalement de dépôts atmosphériques qui ne peuvent pas être liés à une ou plusieurs source(s) ponctuelle(s) identifiable(s) et des pratiques agricoles et horticoles (épandage d'engrais, d'amendements, de boues de station d'épuration, traitements phytosanitaires, etc.). Ce type de contamination ne peut être totalement évité : elle est la conséquence d'apports involontaires (émissions atmosphériques industrielles, par exemple) ou d'impuretés indésirables dans les apports volontaires (**Pereira et Sonnet, 2007**).

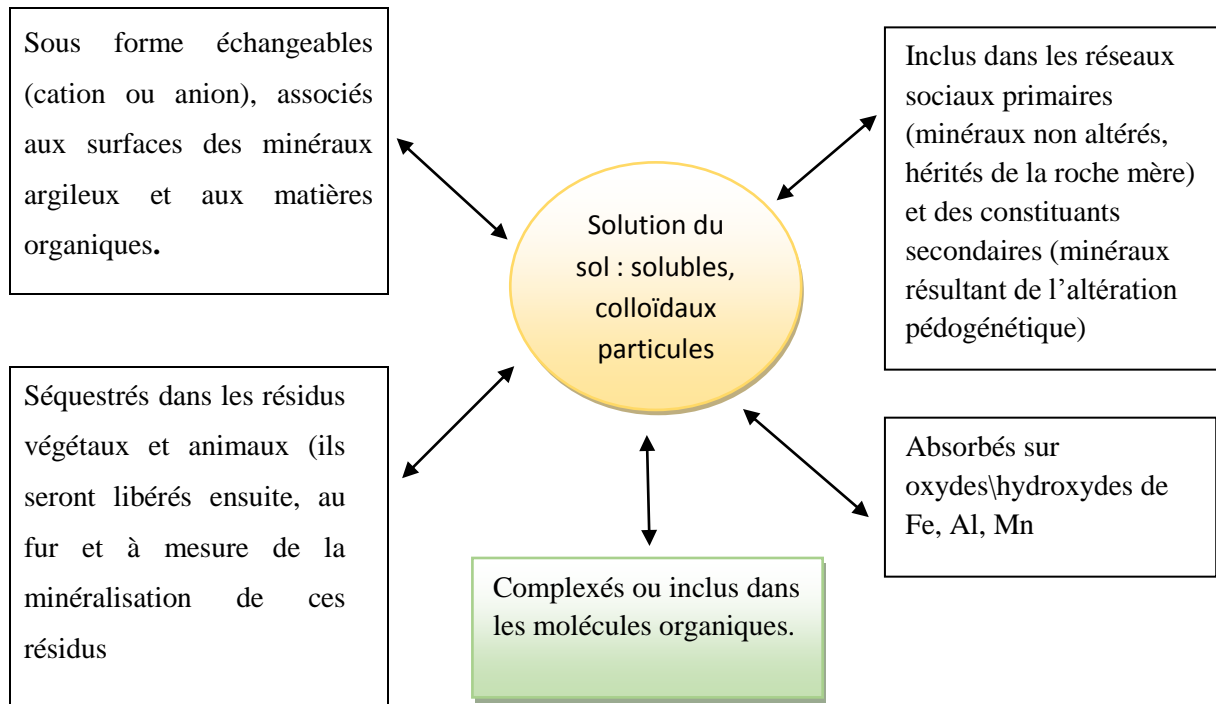


**Figure I.1** : Contamination diffuse et locale (**Pereira et Sonnet, 2007**).

#### **I.1.4. Formes et localisations des métaux lourds dans les sols**

Les métaux lourds existent dans six compartiments différents du sol (Figure I.3).

La solution du sol peut être le lieu de fixation à une phase solide, c'est le phénomène de sorption tandis que l'influence des facteurs externes peut mener à ce que les métaux lourds repassent en solution, c'est le phénomène de désorption (**Baize, 1997**). Les métaux lourds sous formes associées à la phase solide se trouvent en quantité majoritaire mais ce sont les métaux lourds sous formes associées à la phase liquide (solution du sol avec ses éléments solubles) qui, bien que minoritaires, sont les plus importants puisqu'ils sont les plus biodisponibles (**Pereira et Sonnet, 2007**).



**Figure I.2 :** Différentes formes et localisations des éléments traces dans les sols (**Baize, 1997**)

### I.1.5. Mobilité, biodisponibilité et toxicité

Les métaux lourds ont tendance à passer d'une forme à l'autre et leur répartition dans les différents compartiments du sol évolue dans le temps. On appelle spéciation l'ensemble des espèces chimiques sous lesquelles les éléments traces métalliques se présentent dans le sol. Selon la spéciation, les liaisons qui se formeront entre les métaux lourds et les autres composés seront différentes, influençant la mobilité et donc la toxicité de ceux-ci.

Quatre facteurs influencent le comportement prévisible des métaux lourds dans les sols : l'héritage minéralogique, les processus pédologiques, la dynamique propre de l'élément chimique et le fonctionnement actuel des sols (**Baize, 1997**).

Sans un minimum de mobilité ou de biodisponibilité, les métaux lourds, disséminés dans l'atmosphère puis de manière non homogène dans le sol, peuvent y rester de nombreuses années étant donné leur persistance, c'est-à-dire leur faible capacité de dégradation par voie biologique ou chimique.

La mobilité d'un élément trace métallique constitue l'aptitude d'un élément à passer dans des compartiments du sol où il est de moins en moins énergétiquement retenu, avec comme compartiment ultime la phase liquide ou, dans certains cas, l'atmosphère du sol (**Juste, 1988**).

Il existe de multiples paramètres influençant la mobilité des métaux dans les sols dont les plus importants sont (**Colinet, 2003**) :

- Le pH : à pH faible, la solubilité de la plupart des métaux est plus élevée (**Alloway, 1995**) ;
- Le potentiel redox (Eh) : en conditions réduites, la mobilité des métaux lourds est plus faible. Le potentiel redox est fortement lié au pH puisqu'il augmente quand celui-ci diminue (**Alloway, 1995**) ;
- La quantité et la composition de la matière organique : sous l'action d'agents chélatants et par leur grande affinité avec la matière organique, les métaux peuvent être complexés. Ils forment alors un complexe organométallique et sont immobilisés ;
- Malgré l'immobilisation, il peut y avoir un phénomène de co-précipitation, c'est-à-dire la précipitation simultanée d'un agent chimique en conjonction avec la matière organique (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001**) ;
- La capacité d'échange ionique : les métaux lourds ont une grande affinité avec la fraction argileuse du sol ainsi qu'avec d'autres phases minérales comme les oxydes de fer, d'aluminium, de manganèse ou les phosphates, les carbonates, etc. La présence de ces éléments favorise l'immobilisation des métaux lourds. En effet, ils possèdent une charge électro-négative qui leur permet de contracter des liaisons réversibles avec, notamment, les cations métalliques, qui restent échangeables. La capacité d'échange ionique minérale joue un rôle plus important dans la fixation que la matière organique (**Alloway, 1995 ; Impenset al., 1991**).

D'autres facteurs influencent la mobilité des métaux lourds dans les sols. La température peut avoir un effet direct sur les équilibres physico-chimiques (solubilisation, cinétique d'échange...) et un effet indirect lié aux conséquences de l'activité microbologique. Les micro-organismes sont capables d'accumuler des éléments traces métalliques dans leurs tissus, de modifier le pH, de libérer des ions... (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001**).

La biodisponibilité représente la capacité d'un élément trace métallique à passer d'un compartiment du sol quel qu'il soit vers une bactérie, un animal ou un végétal vivant dans ce dernier (**Juste, 1988**).

Les quantités de métaux lourds absorbés par les plantes sont fonction de nombreux facteurs. Premièrement, il y a les facteurs liés au sol tels que le matériau parental, le type de pédogenèse, le pH, la matière organique... Deuxièmement, l'absorption et le transfert du polluant est fonction de la plante (espèce, cultivar, morphologie racinaire, types d'exsudats...).

La plante peut produire des exsudats racinaires susceptibles d'entrer en interaction avec les métaux lourds ou de provoquer le développement d'une flore microbienne entrant en compétition avec le végétal pour l'absorption de certains éléments ou favorisant l'absorption de ces éléments via la production de ligands organiques. Troisièmement, les caractéristiques de l'environnement physique comme la température, l'humidité, etc. jouent également un rôle. Enfin, l'absorption est fonction de l'environnement microbien ainsi que des éléments eux-mêmes et de leurs interactions (**Colinet, 2003 ; Juste, 1988**).

La mesure de la concentration totale des métaux lourds dans le sol ne reflète pas systématiquement la toxicité d'un site pour la plante. Les seuils de toxicité sont fonction de la mobilité et de la biodisponibilité des métaux. Dès lors, les scientifiques se trouvent confrontés à de grandes difficultés lorsqu'il s'agit de déterminer les seuils de concentration totale d'éléments traces métalliques considérés comme phytotoxiques (**Kabata-Pendia et Pendias, 2001**).

#### **1.1.6. Impacts**

L'accumulation des métaux lourds dans les sols, l'eau ou l'air, constitue une menace. Le fait qu'ils puissent remonter la chaîne trophique représente un danger pour les écosystèmes et pour la santé des organismes vivants et peut avoir des conséquences sociales, environnementales et économiques catastrophiques. Les trop fortes teneurs en métaux lourds diminuent la densité, la biodiversité et l'activité de la microflore et de la microfaune du sol (**Bert et Deram, 1999**).

Toutefois, la perte de biodiversité de la microflore et de la microfaune est discutable. En effet, nous verrons que des écotypes végétaux se développent spécifiquement sur des sites métallifères.

L'aération du sol est moins bonne, la minéralisation de la matière organique est plus lente. A long terme, le fonctionnement de l'écosystème du sol est réduit ainsi que sa fertilité. La nutrition et le métabolisme des plantes sont perturbés. Certaines espèces végétales, non tolérantes, disparaissent ce qui entraîne des changements dans la composition des communautés végétales (**Bert et Deram,1999**).

Les animaux peuvent être contaminés par contact avec la peau, par inhalation de poussières toxiques et par ingestion de l'eau et d'aliments pollués. La dispersion des métaux constitue un danger pour la faune sauvage, le bétail et l'homme, qui se situe en bout de chaîne alimentaire. Dans certaines zones très contaminées, le pâturage, les cultures fourragères ou destinées à l'alimentation humaine sont interdites (**Bert et Deram,1999**).

## **I.2. Pollution par les métaux lourds : cas de zinc**

### **I.2.1. Introduction**

Le zinc (Zn), de numéro atomique 30, est le 24<sup>ème</sup> élément le plus abondant sur Terre. Il est classé dans la catégorie des éléments de transition dans le tableau périodique et fait partie du groupe 12, dans la période 4 et dans le bloc d. Sa dernière orbitale d est donc remplie, ce qui lui donne des propriétés chimiques particulières et essentielles en biologie (**Ishimaru et al.,2011**). De faible dureté et de couleur bleue blanchâtre, le zinc est présent généralement sous la forme ionique de cation bivalent ( $Zn^{2+}$ ) et se lie facilement aux matériaux terrestres, organiques ou inorganiques, avec lesquels il forme diverses combinaisons stables (**SantéCanada, 1987**).

Le zinc est, dans la nature, habituellement associé à d'autres métaux tels que le cuivre

Et le plomb. Parmi ces composés, citons :

- L'oxyde de zinc  $ZnO$  (blanc de zinc ou blanc de neige) ;
- Le chlorure  $ZnCl_2$  ;
- Le sulfure  $ZnS$  (blende) ;
- Le sulfate  $ZnSO_4$ .

L'air sec n'attaque pas le zinc. Humide, il l'attaque et le ternit par formation d'une pellicule grise d'hydrocarbonate grise qui le patine et le protège contre l'oxydation. Il n'est pas considéré comme toxique. Le zinc est facilement attaqué par les acides et d'autant mieux qu'il est moins pur, particulièrement les acides chlorhydrique et sulfurique (**NAS, 1997**).

**Tableau I.1:** Principales propriétés Physico-chimiques du zinc (**kaiser, 2011**)

<b>Symbole chimique</b>	<b>Zn</b>
<b>Numéro atomique</b>	30
<b>Masse atomique</b>	65.37
<b>Densité (à 25°C)</b>	7133kg/m <sup>3</sup>
<b>Température de fusion</b>	419°C (692.7°k)
<b>Isotopes</b>	60 à 73

### I.2.2. Les sources

Les sources naturelles de zinc dans l'environnement sont l'altération de roches (56%), le volcanisme (22%) et la végétation (**Lantzy et Mc Kenzie, 1979 ; Phelan et al. 1982 ; Horowitz, 1985**). Cependant, Nriagu a calculé que ces sources naturelles ne représentent qu'environ 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et le traitement de minerai et les activités industrielles représenteraient 75% et 18% respectivement, des émissions du Zn dans le milieu naturel (**Anonyme, 2007**).

### I.2.3. Toxicité du zinc

Le zinc est un élément essentiel pour la croissance et la survie du corps humains. En revanche, de fortes concentrations en zinc peuvent nuire à la santé humaine (**S. Kadouche, 2013**). Lorsque de faibles doses de zinc sont absorbées, des risques de perte de l'appétit, de diminution des sensations de goût et d'odeur peuvent survenir. Trop de zinc peut tout de même provoquer des problèmes de santé importants, comme des crampes d'estomac ; des irritations de la peau, des vomissements, des nausées, de l'anémie. De très hauts niveaux de zinc peuvent endommager le pancréas et perturber le métabolisme des protéines. Une exposition intensive au chlorure de zinc peut provoquer des désordres respiratoires (**S. Arris, 2008**).

L'environnement ne cesse d'être pollué par le zinc provenant des activités humaines. Les eaux usées industrielles riches en zinc polluent les sources d'eau propres, ce qui nuit à la vie de la faune et de la flore aquatique (**S. Kadouche**).

### I.2.4. Impact sur l'environnement

Le zinc est présent naturellement dans l'air, l'eau et le sol mais les concentrations en zinc de façon non naturelle du fait du rejet de zinc par les activités humaines.

La plupart du zinc est rejeté par les activités industrielles, telles que l'exploitation minière la combustion du charbon et des déchets et l'industrie de l'acier.

La production mondiale de zinc ne cesse d'augmenter, ce qui basiquement signifie que de plus en plus de zinc se retrouve dans l'environnement.

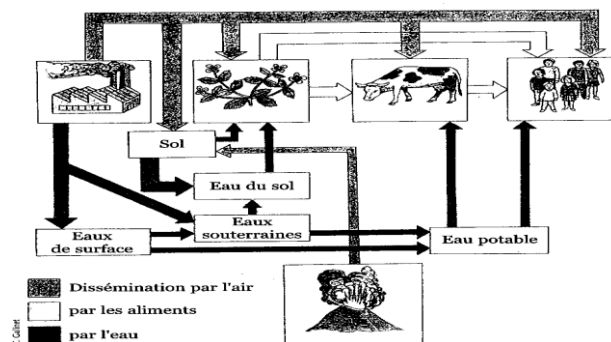
D'importantes quantités de zinc peuvent être trouvées dans le sol. Quand le sol des terres agricoles est pollué par du zinc, les animaux absorbent des concentrations mauvaises pour leur santé. Le zinc soluble dans l'eau qui se trouve dans le sol peut contaminer les eaux souterraines (Arris S, 2008).

Le zinc n'est pas seulement une menace pour le bétail, mais aussi pour les plantes. Du fait de l'accumulation de zinc dans le sol, les plantes absorbent souvent des quantités de zinc que leur système ne peut pas gérer.

Sur un sol riche en zinc seul un nombre limité de plantes a des chances de survivre. C'est pourquoi il n'y a pas beaucoup de diversité des plantes près des usines manipulant du zinc. Du fait de ces effets sur les plantes le zinc est une sérieuse menace pour la production des terres agricoles. Malgré ça les engrais contenant du zinc sont toujours utilisés.

Enfin le zinc peut interrompre l'activité du sol, car il a une influence négative sur l'activité des micro-organismes et les vers de terre. La décomposition de la matière organique peut être sérieusement ralentie de ce fait (Prasada S 1993).

**Figure I.3 :** Le cheminement des métaux lourds dans l'environnement (Bert et Deram, 1999)



### **I.3. Les plantes**

#### **I.3.1. Toxicité des métaux lourds pour les plantes**

Les effets visibles de la toxicité varient 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 et la diminution significative des rendements de récolte. D'autres effets moins visibles, comme par exemple l'inhibition racinaire, la réduction de la photosynthèse, etc. précèdent souvent ces symptômes (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Morel, 1997**).

#### **I.3.2. Prélèvement, absorption et transfert des ETM dans les plantes**

Le système sol-plante est un système ouvert avec des inputs, parmi lesquels on trouve les contaminants, et des outputs liés l'érosion, la lixiviation, la volatilisation. Au sein de ce système, certaines plantes sont capables de prélever les éléments traces métalliques via leurs racines ou de les absorber via leurs feuilles. Des transferts ont également lieu à l'intérieur de la plante (**Alloway, 1995**).

Le prélèvement racinaire est fonction (**Alloway, 1995**) :

- Des concentrations et de la spéciation des métaux dans la solution du sol ;
- Des mouvements des métaux dans le sol vers la surface racinaire ;
- Du transport des métaux de la surface des racines vers l'intérieur de la racine via des transporteurs (protéines);
- De la translocation des racines aux feuilles.

Ces mécanismes sont influencés par la présence des micro-organismes, présents dans la rhizosphère, qui peuvent augmenter la surface racinaire d'absorption et aider à prélever les éléments nutritifs. Les micro-organismes peuvent également avoir des effets négatifs : libération de substances toxiques et séquestration de nutriments.

Les racines possèdent une capacité d'échange cationique significative et libèrent des exsudats capables de complexer les éléments traces métalliques et de les mobiliser ou de les immobiliser selon leurs besoins.

Les mécanismes d'absorption des métaux par les racines peuvent être passifs (non métaboliques) ou actifs. Le prélèvement passif correspond à la diffusion des ions dans la solution du sol vers l'endoderme des racines. Le prélèvement actif, basé sur des processus métaboliques à l'intérieur des racines, requiert de l'énergie métabolique et s'oppose au gradient des concentrations. Les mécanismes de prélèvement diffèrent selon les métaux mais



aussi en fonction des espèces de plantes.

Les interactions entre les métaux lourds peuvent également influencer le prélèvement racinaire suite à des mécanismes d'antagonisme ou de synergie. On parle d'antagonisme lorsque la combinaison des effets physiologiques de deux ou plusieurs éléments est inférieure à la somme de leurs effets indépendants et de synergie lorsque la combinaison de ces éléments est favorable (**Alloway, 1995 ; Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Morel, 1997**).

L'absorption foliaire s'ajoute au prélèvement racinaire. L'absorption dépend (**Alloway, 1995**) :

- De l'espèce à laquelle appartient la plante ;
- De son état nutritionnel ;
- De l'épaisseur de sa cuticule ;
- De l'âge de la feuille ;
- De la présence de cellule stomatique ;
- De l'humidité à la surface des feuilles.

L'absorption foliaire se déroule en deux phases : la pénétration non métabolique par la cuticule et les mécanismes métaboliques qui sont responsables du transport des ions à travers la membrane plasmique et à l'intérieur du protoplaste.

L'absorption foliaire est plus efficace que l'absorption racinaire puisqu'il n'y a plus de concurrence avec l'absorption du sol (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Morel, 1997**).

Enfin, il y a le mouvement des ions métalliques à l'intérieur des plantes. Le transport des ions dans les tissus de la plante fait appel à plusieurs procédés : le mouvement dans les xylèmes et les phloèmes, le stockage, l'accumulation et l'immobilisation. La distribution et les modèles d'accumulation varient selon les éléments traces métalliques, les espèces de plantes et les saisons de croissance.

Après l'absorption racinaire et foliaire, les espaces intercellulaires du cortex (c'est à dire de l'écorce) et les parois cellulaires sont accessibles et les ions vont soit s'y diffuser, soit interagir avec les charges négatives des parois cellulaires qui vont limiter leur transfert. Dans le premier cas, les éléments traces métalliques poursuivent leur chemin jusqu'à la membrane plasmique où ils sont transférés de la solution externe vers le cytoplasme. Les métaux absorbés dans la cellule sont immobilisés et détoxifiés dans le cytoplasme grâce à la formation de complexes avec les molécules organiques (acides organiques, acides aminés ou

phytochélatines). Les métaux sont ensuite transférés dans les vacuoles, lieux importants pour la séquestration des éléments toxiques, des cellules racinaires ou transportés vers les parties aériennes.

Si les ligands chélateurs sont les éléments les plus importants pour le contrôle des transferts de cations métalliques dans les plantes, d'autres facteurs comme le pH, l'état redox, les cations en compétition, l'hydrolyse, la polymérisation et la formation de sels insolubles gouvernent également la mobilité des métaux dans les tissus de la plante.

Lorsque les concentrations en métaux lourds sont importantes, leur accumulation et immobilisation se fait généralement dans les racines. Cependant, certaines espèces de plantes peuvent accumuler les métaux dans leurs parties supérieures (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Morel, 1997**).

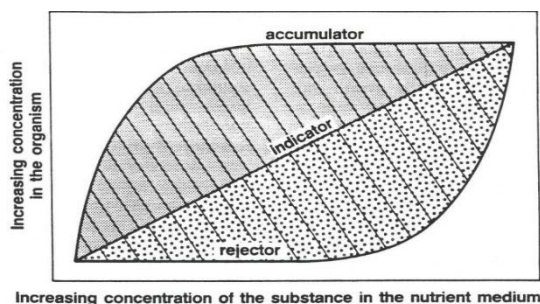
### **I.3.3. Mécanismes de résistance**

Face au stress déclenché par une biodisponibilité excessive en métaux lourds, les plantes peuvent mettre en place deux mécanismes de résistance de nature différente mais non exclusifs (**Verkleij et Schat, 1990 ; Hopkins, 2003**). Certaines plantes choisissent la formule de l'évitement : capacité d'un organisme à éviter une absorption importante de métaux. D'autres pratiquent la tolérance, ce qui correspond à :

« La capacité d'une plante à survivre et à se reproduire sur des sites toxiques ou hostiles, pour la plupart des autres plantes, parce que le sol contient des quantités élevées d'un ou plusieurs métaux. » (**Baker et Macnair, 1994 dans Bert et Deram, 1999**).

La distinction qui est faite dans la littérature entre la résistance par l'exclusion et la résistance par la tolérance n'est pas toujours claire. Verkleij et Schat considèrent que les mécanismes de la tolérance pourraient faire partie des mécanismes d'évitements tandis que Baker et Walker (1990) classent les mécanismes d'exclusion parmi les stratégies de tolérance des plantes aux métaux.

En fonction du facteur de transfert sol-plante des éléments traces métalliques, les plantes peuvent être classées en quatre groupes : les excluantes, les indicatrices, les accumulatrices et les hyperaccumulatrices.



**Figure I.4 :** Comportement différent d'adsorption des organismes vivants par rapport à la concentration du substrat.

Dans le cas de l'exclusion, la concentration des métaux dans les feuilles est maintenue à un niveau faible et constant jusqu'à ce qu'une concentration critique dans le sol soit atteinte. Au-delà de cette concentration critique, le métal est massivement transporté dans les parties aériennes de la plante et provoque des dégâts liés à sa toxicité.

Dans le cas de l'indication le prélèvement des métaux et leur transport jusqu'aux feuilles est régulé ou se fait de manière passive. Les concentrations internes reflètent exactement les concentrations externes. Enfin, dans le cas de l'accumulation, les métaux sont activement concentrés à l'intérieur des tissus de la plante. Les études réalisées sur les plantes accumulatrices suggèrent une tendance à l'accumulation des métaux en concentrations plus importantes dans les feuilles que dans les racines.

Les plantes peuvent également éliminer les éléments toxiques de leurs tissus via plusieurs mécanismes comme la volatilisation (pour le Se et le Hg), l'excrétion racinaire et la séparation de leurs feuilles contaminées (Morel, 1997).

Un quatrième groupe pourrait être ajouté à la Figure I.4 : ce sont les plantes hyperaccumulatrices. Lorsque l'accumulation d'un type de métal dans une plante peut dépasser un certain seuil, les quantités de métaux absorbées par rapport à la biomasse sont jugées tellement importantes que les plantes entrent dans la catégorie des espèces hyperaccumulatrices.

« Certaines plantes accumulent 10 fois plus d'éléments que les autres comme des hyperaccumulatrices. » (Bert et Deram, 1999).

Les scientifiques comptent actuellement plus de 400 espèces de plantes hyperaccumulatrices en métaux lourds. Parmi ces espèces, 390 sont des accumulatrices de nickel.

Les raisons pour lesquelles ces plantes hyperaccumulent les métaux lourds sont encore à l'étude. Plusieurs hypothèses ont été émises par Boyd et Martens (**Brooks, 1998**). L'hyperaccumulation peut être :

- Le moyen pour une plante de mieux tolérer un élément trace métallique, en le stockant, afin d'éviter qu'il n'interfère avec des mécanismes physiologiques et y crée des dommages ;
- Une stratégie de résistance à la sécheresse ;
- Un moyen d'éviter la compétition avec les plantes qui sont moins tolérantes;
- Une accumulation par inadvertance des métaux lourds;
- Une défense contre les herbivores et les pathogènes ;

La dernière hypothèse est la plus probable (**Bert et Deram, 1999**).

#### **I.3.4. Mesure de la tolérance**

Pour mesurer la tolérance d'une plante, les auteurs observent le plus souvent l'allongement racinaire des plantes cultivées dans un milieu liquide additionné ou non à un métal. Parallèlement, à l'allongement racinaire, ils observent également l'état de santé des plantes (arrêt de la croissance, troubles de photosynthèse...) et mesurent leur biomasse (**Bert et Deram, 1999**).

Un indice de tolérance a été développé. Il correspond au rapport de l'allongement racinaire en solution toxique sur l'allongement racinaire en solution témoin (**Bert et Deram, 1999**). Cet indice pose cependant quelques problèmes

- C'est un ratio;
- Il varie selon la concentration en métal;
- Un génotype peut donner lieu à plusieurs indices de tolérance.

Au fur et à mesure, les chercheurs se sont tournés vers des substituts de l'indice de tolérance

- La DL50 ou *dose létale moyenne* : dose qui entraîne la mort de 50% de la population;
- La DL100 ou *dose létale 100* : dose minimale qui entraîne la mort de 100% de la population ;
- La CE50 ou *concentration efficace moyenne* (indicateur de morbidité) : concentration qui inhibe un processus chez 50% de la population;
- La CE100 ou *concentration efficace 100* : concentration minimale qui inhibe un processus chez 100% de la population.

## **I.4. Techniques de remédiation conventionnelles**

### **I.4.1. La stabilisation physico-chimique**

La stabilisation physico-chimique est également appelée technique d'inertage, de stabilisation/solidification ou encore d'immobilisation. Elle peut s'appliquer in situ ou ex situ. Cette méthode de remédiation reprend l'ensemble des techniques qui consistent à réduire le risque de dissémination des contaminants dans le milieu environnant, de manière stable et pérenne, en les immobilisant sous une forme moins soluble et/ou moins toxique à travers la mise en œuvre de mécanismes physico-chimiques. Cela peut être fait soit par action directe dans le sol (in situ), soit au moyen d'une installation mobile acheminée sur le site (on site), soit dans une installation dédiée (off site) (**Ademe,2010**).

Dans le cas d'une stabilisation physico-chimique in situ, les agents chimiques en solution sont mis en contact avec le sol via des méthodes de forage, d'injection et de malaxage particulières et ils immobilisent les polluants. Les techniques de stabilisation physico-chimique ex situ s'appliquent de la même manière mais sur des sols excavés. Elles nécessitent plus de matériel puisqu'il faut rassembler tous les instruments nécessaires au chantier et qu'après le mélange il faut déposer le produit stabilisé en bassins, caissons, containers... Dans tous les cas, il est ensuite nécessaire de surveiller le comportement du sol stabilisé par rapport à la toxicité et à la biodisponibilité des polluants sur le long terme (**Ademe,2010**).

Afin de transformer les contaminants en une forme moins soluble et/ou moins toxique, des mécanismes chimiques sont mis en œuvre tels que les mécanismes d'insolubilisation par précipitation, d'adsorption sur des matrices particulières, de neutralisation ou de complexation, d'oxydoréduction, de réactions de substitution où les ions polluants sont échangés avec d'autres ions alcalins ou alcalinoterreux et se retrouvent fixés dans la structure cristalline de certains minéraux. Tous ces mécanismes sont soumis aux conditions du milieu (in situ) ou aux conditions opératoires (ex situ) comme le pH, le potentiel redox, la solubilité, etc (**Ademe,2010**).

Dans certains cas, la stabilisation physico-chimique est accompagnée d'une solidification qui s'obtient par l'utilisation de liants minéraux, hydrauliques ou par vitrification et qui permet de diminuer les transferts des agents extérieurs vers le sol contaminé et des agents polluants mobilisables vers l'extérieur ou les phénomènes d'oxydation (**Ademe, 2010**).

Les techniques de stabilisation physico-chimique se heurtent à plusieurs difficultés.

- Premièrement, il y a les limites liées à la nature du sol et à l'homogénéité entre le sol et

les liants apportés.

- Deuxièmement, il existe des limites liées à la nature de la pollution minérale et à la profondeur de la contamination. Lors de la stabilisation physico-chimique, il y a transformation des métaux lourds. Il faut être attentif à ce que des modifications non désirées ou incontrôlées ne perturbent pas l'immobilisation des contaminants. Dans le cas de pollutions mixtes, il faut prendre garde aux possibles interactions chimiques entre contaminants organiques, métalliques et agents de stabilisation (**Ademe, 2010**).
- Troisièmement, il y a le coût, c'est-à-dire les charges liées à la consommation de réactifs, de l'énergie, celles liées au transport ou à la mise en place des unités mobiles de traitement et à la maintenance. Selon l'ADEME, le coût moyen de la stabilisation physico-chimique varie entre 30 et 110€/tonne lorsque la technique est appliquée in situ et on site ; et entre 70 et 200€ lorsque la technique est appliquée offsite.

Enfin, si la stabilisation permet de réduire la mobilité des polluants, il ne faut toutefois pas considérer le site comme étant dépollué. D'autant plus que, la stabilité sur le long terme des matrices de solidification et de stabilisation est inconnue (**Mulligan *et al.* 2001**).

#### **I.4.2. Le lavage des terres**

Cette technique est également connue sous d'autres dénominations comme le flushing, le lessivage et l'extraction chimique aux solvants, à l'acide-base ou par tensio-actifs.

Le lavage des terres a pour objectif la mobilisation des contaminants soit par solubilisation à l'eau, aux solvants ou avec des acides-bases, soit par transformation chimique avec des oxydants ou des réducteurs. Lorsque la technique est appliquée in situ, cela se fait par action directe dans le sol : il y a mise en contact du sol avec des agents d'extraction, solubilisation des polluants, récupération et traitement des effluents liquides. Lorsque cette technique est appliquée ex situ, elle est précédée d'une extraction des terres et suivie d'une classification granulométrique permettant d'isoler les parties fines dans lesquelles la pollution est concentrée (**Ademe, 2010**).

Les techniques de lavage s'effectuent par percolation et par agitation. Le lavage in situ est uniquement réalisé via la percolation :

« Les solutions de réactifs sont injectées par pompage ou arrosage au niveau des contaminations. Après mise en solution des polluants, les percolats sont récupérés par des structures de drainage (forages, tranchées drainantes, ...), puis sont traités et le plus souvent

réinjectés dans le sous-sol » (**Ademe, 2010**).

La mise en œuvre des techniques de lavage ex situ par percolation consiste essentiellement au lessivage de sol contaminé en tas sur des bâches étanches. Les agents d'extraction chimique sont récupérés par pompage via l'intermédiaire de drains et, envoyés jusqu'à une cuve de stockage, traités et recyclés ou rejetés (**Ademe, 2010 ; Dechamp et Meerts, 2003**).

Les techniques de lavage des terres par agitation s'appliquent uniquement aux méthodes ex situ : après criblage, les sols sont mis en contact avec la solution dans des réacteurs agités.

Afin d'augmenter la cinétique d'échange. Ensuite, la phase solide et la phase liquide sont séparées par des méthodes telles que la décantation, la filtration, la centrifugation, etc. La phase liquide est traitée tandis que la phase solide est rincée pour éliminer la solution contaminée résiduelle (**Ademe, 2010**).

Les limites du lavage des terres sont multiples.

- Premièrement, en augmentant la mobilité des contaminants, il y a augmentation des risques. Il faut donc que les équipements mis en place assurent une récupération de l'intégralité des percolas.
- De plus, tout comme pour la technique de stabilisation physico-chimique, il faut éviter les modifications physico-chimiques non désirées ou non contrôlées consécutives à la transformation du polluant.
- Troisièmement, si la teneur en particules fines dans le sol est trop importante, il y a un risque de colmatage du sol lors du traitement par percolation en tas.

Enfin, le coût de cette technique est assez important : entre 35 et 80€/tonne lors de l'application on site, entre 350 et 500€/tonne lors de l'application off site (**Ademe, 2010 ; Cliquot de Mentque, 1998**).

#### **I.4.3. Le confinement**

Le confinement est défini in situ comme l'aménagement autour du volume de sol pollué d'une barrière peu perméable. On site, le confinement vise l'installation des terres dans une cavité dont la perméabilité est faible et où les eaux d'infiltration sont collectées via des drains et traitées. Les barrières peu perméables permettant l'isolation des parties contaminées peuvent être constituées d'un dispositif étanche en argile, d'une couche poreuse en brique ou en graviers calcaires, de composés chimiques qui précipitent les métaux, de

ciment, d'acier, de bentonite, etc. Cette technique engendre une dépréciation du terrain pour une utilisation ultérieure et suppose une surveillance soutenue sur le long terme afin de garantir la pérennité de l'ouvrage et de prévenir toute évolution négative des contaminants (**Impens et al., 1991 ; Mulligan et al., 2001 ; Schadeck et al., 2007**).

Le terme confinement, dans le cas d'un traitement in situ, est similaire à celui d'encapsulation, de couverture, d'étanchéification et d'isolement. Lorsque l'on réalise un confinement on site, on peut également parler de mise en alvéole, mise en tombeau ou de mise en dépôt contrôlé sur site (**Ademe, 2010**).

La réalisation d'une couverture sur un sol sain est souvent développée dans les régions d'exploitations minières à ciel ouvert. La couverture peut être appliquée avec ou sans excavation et avec ou sans apport de matière organique. Il est préférable d'établir un lit de rupture, fait de graviers, d'argile, etc. ou de film plastique, entre le sol contaminé et le sol sain afin d'éviter que les polluants ne remontent vers la terre saine par capillarité (**Impens et al., 1991**).

Le coût moyen du confinement in situ se situe entre 35 et 60€/tonne tandis que le confinement on site est situé entre 20 et 110€/tonne (**Ademe, 2010**).

La technique de confinement se justifie dans le cas de pollutions multiples afin d'éviter la réalisation de plusieurs traitements. Cependant, comme pour la stabilisation physico-chimique, il ne faut pas oublier que celle-ci ne dépollue pas le site. Le confinement doit être perçu comme un traitement d'attente permettant de sécuriser de gros volumes de pollution avant la mise en place d'une autre technique économiquement acceptable (**Cliquot deMentque, 1998**).

#### **I.4.5. L'électrocinétique**

Après excavation, il est possible de traiter les terres via l'extraction électrique. Cette méthode est basée sur l'application d'un champ électrique dans le sol induisant le transport des polluants vers les électrodes où ils sont récupérés. Quatre mécanismes peuvent être appliqués (**Impens et al., 1991 ; Mulligan et al., 2001**) :

- L'électromigration : déplacement des atomes, via un flux d'électrons, dans le sol;
- L'électrophorèse : génération d'un mouvement des particules dans la phase aqueuse du sol;
- L'électroosmose : production d'un mouvement de la solution aqueuse du sol de l'anode vers la cathode. Cette méthode peut être appliquée in situ également;



- L'électrolyse : déplacement des ions et des complexes dans la phase aqueuse du sol.

La présence d'objets métalliques, de roches, de fondations, de décombres peut interférer avec le bon déroulement des processus d'électrocinétique. Ce processus est efficace avec des sols d'argile de basse perméabilité (**Mulligan *et al.*, 2001**). Le coût de ces mécanismes dépend de la puissance électrique qu'il faut développer ainsi que du temps pendant lequel il faut la maintenir. L'énergie électrique nécessaire est aussi fonction de la concentration des ions en présence, des objectifs de concentration à atteindre, du pH autour des électrodes dans le sol, etc (**Impens *et al.*, 1991**).

#### **I.4.6. La désorption thermique**

La désorption thermique s'applique uniquement *ex situ*. Cette technique consiste à extraire les composés volatils du sol pollué par chauffage, la température n'excédant pas les 650°C, soit dans une installation fixe, soit dans une unité de traitement mobile amenée sur le site contaminé. Avant leur introduction dans le désorbeur, les sols sont soumis à un prétraitement : broyage, tamisage, dé ferrailage et séchage. Dans le désorbeur, le réchauffement va augmenter les pressions de vapeur. Ainsi, les contaminants en phase liquide ou solide adsorbés sur la matrice vont passer en phase gazeuse puis ils seront récupérés ou immobilisés. Les gaz issus du désorbeur seront traités avant leur rejet dans l'atmosphère et le sol dépollué sera refroidi et réhumidifié pour éviter les émissions de poussières (**Ademe, 2010 ; Mulligan *et al.*, 2001**).

« L'efficacité du procédé a été démontrée pour des sols pollués par des métaux volatils tels que le mercure. »

Les limites de cette technique sont les suivantes

- La composition granulométrique d'entrée : un sol fin facilite le traitement, les polluants étant souvent adsorbés à la surface des particules fines. Les sols argileux et les matériaux de grosses dimensions sont moins adaptés à la désorption thermique;
- La porosité : la porosité interne du substrat lorsqu'elle est trop importante induit non seulement une résistance au transfert des composés mais aussi une possibilité de ré adsorption de ceux-ci. Cela influence négativement la vitesse de désorption;
- La teneur en matière organique : lorsque la teneur en matière organique est supérieure à 20%, la quantité de gaz à traiter et donc le coût de traitement augmentent;
- La manœuvrabilité des sols et les propriétés d'écoulement (**Ademe, 2010**).

### **I.5. Techniques de remédiation nonconventionnelles**

Les deux techniques biologiques que nous allons analyser dans la suite sont des techniques encore à l'étude. Nous approfondirons plus spécialement les techniques de phytoremédiation.

#### **I.5.1. Les micro-organismes**

Certains micro-organismes possèdent des propriétés leur permettant d'immobiliser ou de mobiliser les métaux lourds disséminés dans les sols via l'accumulation intracellulaire, la production d'agents chélatants, la réduction des métaux, etc (**Talpin, 2006**).

Dans le cas de la biosorption, les métaux lourds et d'autres ions sont adsorbés dans une solution aqueuse via l'utilisation des micro-organismes qui lient les métaux sur leur surface cellulaire. Cette technique permet d'immobiliser les métaux (**Kavamura et Esposito, 2010 ; Mulligan et al., 2001**).

La biolixiviation, quant à elle, mobilise les métaux en utilisant les capacités de certains micro-organismes à les dissoudre dans l'environnement. Un exemple très connu est l'utilisation de *Thiobacillus*, un micro-organisme qui peut effectuer la lixiviation microbiologique de métaux comme le cuivre, l'argent, l'uranium et le zinc par l'oxydation des composés sulfurés induisant une baisse du pH dans le milieu et donc une augmentation de la solubilité des métaux qui sont alors récupérés. Une autre technique de biolixiviation qui a du potentiel pour la remédiation des sols contaminés en métaux lourds est l'utilisation du champignon *Aspergillus niger*. Ce champignon est capable de produire de l'acide citrique et de l'acide gluconique provoquant la mobilisation des métaux (**Kavamura et Esposito, 2010 ; Mulligan et al., 2001**).

Les micro-organismes sont également capables d'oxyder ou de réduire les contaminants métalliques. Le mercure et le cadmium peuvent être oxydés tandis que l'arsenic et le fer peuvent être réduits par ceux-ci (**Mulligan et al., 2001**).

Des recherches sont actuellement menées sur la résistance des bactéries aux métaux lourds liée à des possibles mécanismes de tolérance et de détoxification (**Kavamura et Esposito, 2010**).

### **I.6. Nécessite de la dépollution**

Les risques écotoxicologiques de la contamination par les métaux dans les sols, les ruisseaux et les eaux souterraines sont un grand problème de l'environnement et la santé humaine

---

(**Martin,1998**). Recourir à des techniques industrielles peut être utilisé efficacement pour nettoyer des sols contaminés mais la plupart de ces techniques exigent une technologie performante et sont par conséquent seulement chères et convenables pour des petites régions polluées (**Moffat, 1995**). Ces dernières années, le développement de techniques efficaces pour décontaminer les sites pollués est devenu indispensable. L'une d'elle, la phytoremédiation, exploite les propriétés de certaines plantes à accumuler de grandes quantités de métaux lourds (**Rufus et al.,1997, Salt et al., 1998, Prabha et al., 2007**).

### **I.7.La phytoremédiation**

#### **I.7.1. Définition**

Étymologiquement, le terme phytoremédiation est issu du grec *phyto* qui signifie *plante* et du latin *remedium* qui signifie *corriger un méfait* (**Bert et Deram, 1999**). Il est défini comme étant l'utilisation de plantes (arbres, espèces hyperaccumulatrices, plantes cultivables, etc.) et de leurs microbiotes associés, d'amendement du sol et de techniques agricoles pour bloquer, extraire, accumuler, transformer ou détruire les contaminants environnementaux.

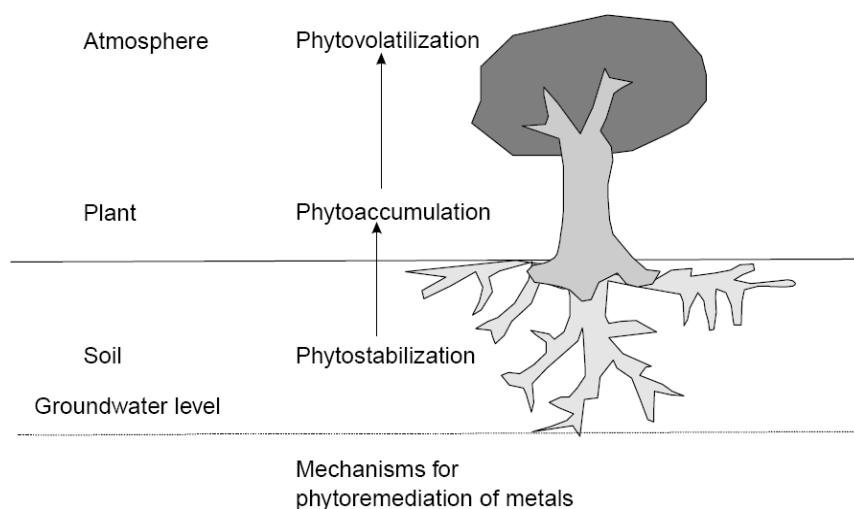
Ces techniques sont utilisées pour le traitement des sols, boues, sédiments, effluents liquides voire gazeux et s'appliquent aux polluants organiques mais aussi inorganiques comme les métaux lourds ou les radioéléments (**Cunningham et al., 1995 ; Dechamp et Meerts,2003**).

Aujourd'hui, aux Etats-Unis, le marché de la phytoremédiation représente 0,5% du marché total de l'assainissement (~100-150\$ million par an). En comparaison, l'utilisation des micro-organismes représente 2% de ce marché. 20% des polluants traités par phytoremédiation sont inorganiques.

Il existe plusieurs techniques de phytoremédiation. Parmi celles-ci, celles qui s'appliquent le plus souvent aux sols sont (**Bert et Deram, 1999 ; Mulligan et al., 2001**) :

- La phytodégradation;
- La phytoextraction ;
- La phytostabilisation;
- Laphytovolatilisation.

La phytodégradation, la phytoextraction et la phytovolatilisation appartiennent à la phytodécontamination, c'est-à-dire qu'elles visent à réduire la teneur des contaminants dans le sol. Mis à part la phytostabilisation qui s'applique préférentiellement in situ, toutes les autres techniques de phytoremédiation peuvent être également appliquées ex situ. Les termes qui reviennent le plus souvent lorsque l'on aborde la phytoremédiation sont : la phytostabilisation, la phytoextraction. La phytovolatilisation est également évoquée mais moins souvent que les techniques précédentes étant donné les limites de son application à quelques métaux lourds restreints. Les différentes techniques de phytoremédiation ne sont pas mutuellement exclusives (**Pilon-Smits ;2005**).



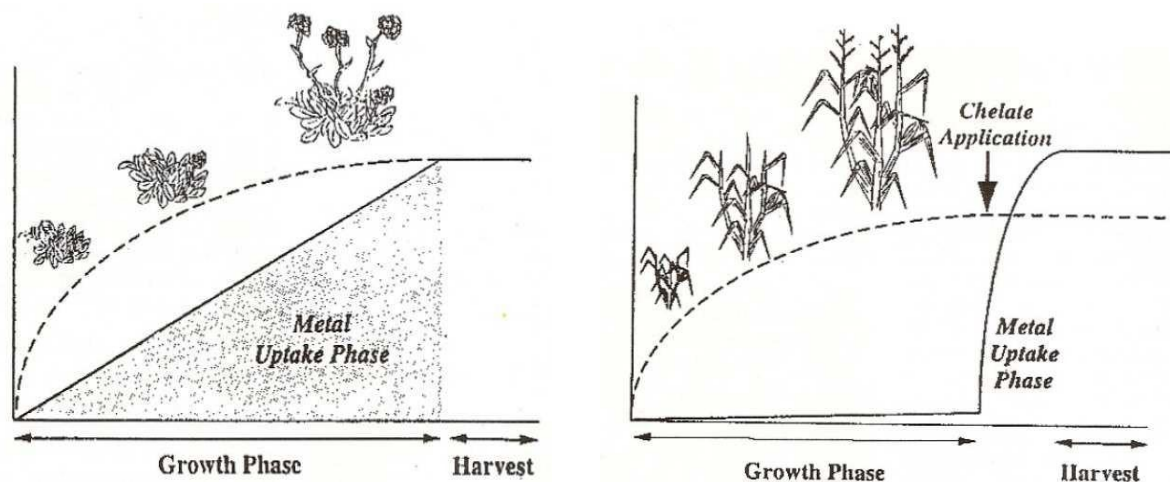
**Figure I.5 :** Diagramme schématisant les mécanismes du processus de phytoremédiation pour l'absorption des métaux (**Mulligan *et al.*,2001**)

#### **I.7.1.1.La phytoextraction**

La phytoextraction s'adresse aux sols moyennement à faiblement contaminés. Cette technique consiste à utiliser les capacités qu'ont certaines plantes accumulatrices ou hyperaccumulatrices à transférer via des transporteurs les métaux lourds des racines jusqu'à leurs tissus foliaires dans le but d'extraire les polluants d'un sol contaminé. Les contaminants sont stockés dans la biomasse de la plante via la lignification et dans les vacuoles de cellules des feuilles. Après l'accumulation des contaminants par les plantes, celles-ci peuvent être récoltées et traitées. Le procédé est répété jusqu'à ce que l'abaissement du niveau de pollution du sol soit significatif (**Ademe, 2010 ; Anonyme, 2009; Bert et Deram, 1999 ; Dechamp**

etMeerts,2003).

La phytoextraction est dite induite lorsqu'elle est assistée par des chélateurs de métaux qui sont appliqués au moment où la production de biomasse est optimale. S'il n'y a pas d'utilisation de chélateurs, il s'agit de phytoextraction continue. La phytoextraction induite est la plus développée (Jemal et Ghorbal, 2002).



**Figure I.6 :** Schéma représentant une phytoextraction assistée par des chélateurs (Salt *et al.*,1998 dans Jemal et Ghorbal, 2002)

La ligne continue représente la teneur en métal de la partie aérienne ; la ligne discontinue représente la production de biomasse de la partie aérienne.

La phytoextraction est également un procédé expérimenté dans des projets de développement d'une agriculture minière ayant pour objectif l'extraction des métaux de la roche et leur valorisation économique. On appelle cela le phytomining (Li *et al.*, 2003). Le phytomining nécessite encore des essais sur le terrain avant de pouvoir être appliqué. Sa viabilité varie en fonction du prix mondial du métal cible. Bien entendu, la biomasse pourrait être brûlée immédiatement pour sa valeur économique tandis que les cendres riches en métaux seraient stockées en attendant que le prix mondial remonte (Brooks *et al.*, 1998).

Pour le traitement de la biomasse produite, les auteurs évoquent souvent l'incinération et la valorisation énergétique. Les cendres, ou le biominerai, seraient stockées en centre d'enfouissement technique ou recyclées en métallurgie. En effet, pour certains métaux présentant un intérêt économique, comme le nickel, le thallium et les métaux précieux, le biominerai pourrait être purifié et les métaux recyclés (Bert et Deram, 1999 ; ADEME, 2010

; **Dechamp et Meerts, 2003 ; INA P-G, 2009**). Impens *et al.* (1991) évoquent la possibilité d'une biométhanisation de la biomasse préalable à l'incinération. La production de biodiesel et la gazéification sont également énoncées.

Une plante est considérée comme idéale pour la phytoextraction lorsqu'elle possède les quatre caractéristiques suivantes :

- Une biomasse importante ;
- Une grande capacité d'absorption des métaux lourds ;
- Une capacité de translocation de ces métaux vers les parties récoltables de la plante importante ;
- Une faible exigence par rapport à la qualité du sol.

Avec la phytoextraction, l'objectif est d'obtenir le maximum de minéralomasse. La minéralomasse, qui représente la quantité de métal extrait en g/ha grâce aux plantes, équivaut à la concentration en métaux dans la plante (en g/kg) multiplié par la biomasse de la plante (en kg/ha).

**Minéralomasse (g/ha) = concentration en métaux (g/kg) x biomasse (kg/ha) de la plante.**

Pour augmenter cette minéralomasse, il faut soit augmenter la concentration en métal dans la plante, soit augmenter la biomasse de la plante. Selon Mme Noret, l'idéal serait de pouvoir augmenter les deux mais cela n'est pas praticable à l'heure actuelle. Dès lors, il existe deux grands axes de recherches pour la phytoextraction :

- Les plantes hyperaccumulatrices à faible biomasse (*Thlaspi caerulescens*, *Arabidopsis halleri*, etc.);
- Les plantes à forte biomasse, peu accumulatrices (maïs, moutarde indienne, tabac, saule, etc.).

Un troisième axe est également développé : les plantes transgéniques combinant l'accumulation et la biomasse élevées. Il existe beaucoup de possibilités d'augmenter la capacité des plantes à tolérer des concentrations importantes en métaux et à les accumuler grâce à des manipulations transgéniques ; ce qui permet d'augmenter la rapidité de l'assainissement. L'une des approches consiste à surexprimer les transporteurs des membranes. Cela a été employé avec succès pour augmenter les capacités d'accumulation de cadmium, de manganèse, de plomb et de zinc chez certaines plantes comme le tabac (**Pilon-Smits, 2005**). Une autre approche consiste à surexprimer les gènes codant les enzymes qui

peuvent stimuler la synthèse d'agents chélatants comme la phytochélatine ou la métallothionéine (**Pilon-Smits, 2005 ; Grataoet al., 2005**). Les espèces hyperaccumulatrices offrent un matériel génétique intéressant que l'on pourrait envisager de transférer à d'autres espèces produisant une forte biomasse. Actuellement, la recherche continue à essayer d'isoler les gènes impliqués dans l'hyperaccumulation et l'hypertolérance des métaux lourds (**Pilon-Smits, 2005**). Les espèces du genre *Brassica* sont des candidates intéressantes car elles possèdent une relative proximité génétique avec certaines plantes hyperaccumulatrices comme *Thlaspi caerulescens* et *Arabidopsis halleri*. Le risque étant que l'on inocule le gène d'accumulation des métaux à une plante alimentaire (**Dechamp et Meerts, 2003**).

### **I.7.1.2. La phytostabilisation**

La phytostabilisation est une des techniques de phytoremédiation la plus éprouvée. La phytostabilisation peut également être appelée reverdurisassions ou revégétalisassions. Ce phénomène se produit souvent naturellement sur des sites contaminés laissés à l'abandon (**Dechamp et Meerts, 2003 ; Ademe, 2010**).

La phytostabilisation consiste en l'utilisation des capacités de la plante à adsorber les contaminants et à stabiliser le sol via le système racinaire protégeant ainsi les sols de l'érosion par le vent et l'eau et réduisant les percolations d'eau à travers le sol. Les plantes vont immobiliser les contaminants dans la zone racinaire par l'exsudation de composés chimiques, par l'inhibition des protéines de transport dans les membranes racinaires et par le stockage des contaminants dans les vacuoles des cellules racinaires (**Bert et Deram, 1999 ; Anonyme, 2009**).

La recolonisation végétale s'effectue en deux phases dont l'ordre d'application varie en fonction des circonstances.

- 1<sup>ère</sup> phase : Le semis d'espèces herbacées, et parfois d'espèces ligneuses, en choisissant des espèces adaptées (tolérantes) au(x) métal(aux) présent(s), soit un ensemble d'espèces relevant de la végétation typique de la région. Le principe étant de favoriser la colonisation naturelle du site et d'accélérer le processus de colonisation en fertilisant le sol et en l'amendant. Sur terrain acide, un chaulage sera souvent favorable (**Impens et al. 1991**).

- 2<sup>ème</sup> phase : Consiste à planter des espèces ligneuses. On apportera ou non dans le trou de plantation un sol « neuf », riche en fertilisants et amendements organiques. Si cette tâche est souvent difficile dans les sites miniers et les friches industrielles, l'opération est plus facile à réaliser dans les terrains contaminés, à proximité d'industries émettrices. Dans ce cas, les

métaux sont le plus souvent localisés dans les horizons les plus superficiels, la plantation des jeunes arbres se faisant à une plus grande profondeur, les racines seront initialement en contact avec un sol non contaminé (**Impens et al. 1991**).

La culture des végétaux tolérants aux métaux peut donc être précédée de l'incorporation d'amendements au sol tels que :

- Des minéraux phosphatés;
- Des amendements calciques;
- Des alumino-silicates purs ou associés;
- Des oxydes ou hydroxydes de Fe, Al et Mn;
- Divers substrats organiques.

Les amendements changent la forme chimique des contaminants dans le sol et permettent la diminution de leur disponibilité et donc de leur toxicité, c'est ce que l'on appelle les techniques d'inactivation. Le choix de l'amendement ou de la combinaison d'amendement ainsi que du couvert végétal est réalisé de manière à ce que l'effet d'immobilisation soit durable (**Ademe, 2010 ; Dechamp et Meerts, 2003**).

« Il a été mis en évidence que l'hydroxyapatite, la béringite, la grenaille d'acier, et l'association grenaille d'acier-béringite sont des amendements efficaces pour stabiliser les métaux des sols. Leurs effets semblent être reproductibles pour des sols présentant des caractéristiques physico-chimiques contrastées et contaminés par des sources variées. » (**Ademe, 2010**).

Il est important que l'amendement n'ait pas d'effets indésirables sur la fertilité physique (la structure) et chimique (la présence et la biodisponibilité en éléments nutritifs) des sols car les plantes en souffriraient et seraient moins efficaces.

Il a également été démontré que certaines interactions spécifiques entre les plantes métalphytes locales améliorent la phytostabilisation. Frérot *et al.* (2006) ont étudié *in situ* quatre espèces de plantes originaires des régions de la France méditerranéenne, des écotypes métallicoles. Parmi celles-ci, il y avait une légumineuse biennale, *Anthyllis vulneraria*, et trois espèces pérennes, *Festuca arvernensis*, *Koeleria vallesiana*, et *Armeria arenaria*. Ces plantes ont grandi pendant deux ans, selon différentes combinaisons, sur des sols hautement pollués en zinc, cadmium et plomb.

L'objectif de l'expérience était de déterminer la meilleure combinaison d'espèces en termes de couverture, de biomasse et de durabilité. Les résultats ont montré que des effets



réciproques de facilitation peuvent avoir lieu dans les environnements pollués en métaux lourds. Les efforts de phytostabilisation peuvent être améliorés par l'utilisation de mélanges comprenant des espèces métallophiles locales, des espèces de légumineuse et des espèces herbacées. Les espèces herbacées forment une couverture dense qui facilite la survie des espèces de légumineuse et, en retour, à l'âge adulte, les espèces de légumineuse améliorent la croissance des espèces herbacées notamment en fixant l'azote.

L'efficacité de l'immobilisation des métaux peut être suivie dans le système sol/eau/plante. Ce suivi doit se faire sur le long terme (**Ademe, 2010 ; Bert et Deram, 1999**).

Pour être une bonne candidate à la phytostabilisation, une plante doit (**Bert et Deram, 1999**) :

- Tolérer les métaux du site à remédier ;
- Tolérer les conditions de culture de ce site;
- Accumuler préférentiellement dans leur racine pour éviter la pénétration des contaminants dans des niveaux trophiques plus élevés;
- Induire une importante couverture végétale;
- Avoir de nombreuses racines moyennement profondes, qui stabilisent bien le sol.

### **I.7.1.3. La phytovolatilisation**

Cette technique utilise les plantes pour extraire les métaux lourds puis les éliminer par évapotranspiration via les stomates des feuilles ou les tiges. Parmi les métaux lourds, seuls le mercure et le sélénium sont adaptés à cette technique. La possibilité d'y inclure l'arsenic n'est pas à écarter. Une fois volatilisés, les polluants se dispersent dans l'atmosphère à des concentrations qui, normalement, ne représentent plus un danger pour l'homme. La phytovolatilisation présente également l'avantage de ne pas nécessiter de récolte de la biomasse puisque les contaminants sont dispersés dans l'atmosphère (**Pilon-Smits ; 2005 ; Anonyme, 2009 ; Dechamp et Meerts, 2003 ; Bert et Deram, 1999**).

### **I.7.2. Les avantages de la phytoremediation**

- Un traitement adapté pour les grandes surfaces contaminées ;
- Une faible perturbation du milieu contaminé ;
- Une technologie visuellement attractive ;
- Une bonne image aux yeux du public (**Koller, 2004**).

En plus la concentration des métaux lourds dans les plantes peut être aussi utilisée dans

d'autres domaines, par exemple, comme un indicateur de nouveaux gisements (dépôts) de minéraux (**Lutts et al., 2004**).

Cependant, la plupart des plantes hyperaccumulatrices sont difficiles à gérer et ont un système racinaire peu profond, leur intérêt est limité par conséquent dans le cas de contaminations moins profondes (**Keller et al., 2003**). En plus, le temps de traitement est généralement long, le procédé dépend de la météorologie, des attaques des insectes, des microorganismes et des substances phytopathogènes en outre la superficie des cites doit être suffisamment importante pour l'utilisation des techniques agricoles (**Koller, 2004**).

### **I.8. Environnement du sol**

Le sol est le matériau mou qui recouvre la surface de la terre. Tous les sols commencent par de la roche solide, qui est érodée en petits morceaux par les intempéries physiques et chimiques (**Parker 2009**). Le sol a une importance directe et pratique pour les organismes vivants. Il soutient la croissance des plantes, la vie humaine et animale. Il fournit de nombreux autres services écologiques tels que :

- La nourriture, les fibres, le carburant essentiel pour les maisons et les industries ;
- La biodiversité ;
- La filtration de l'eau ;
- Le cycle des nutriments ;
- La décomposition de la matière organique ;
- Les produits chimiques capacité tampon (équilibre entre les composés adsorbés à la surface du sol et libérés dans la solution du sol) (**Whalen et sampedro 2010**).

Le sol est un agent environnemental majeur qui interagit avec le contenu chimique dans ou là où il est ajouté en fonction de ses propriétés (**Duffy 2011**). Cette interaction dépend de ces propriétés physiques, chimiques et biologiques.

Les principales propriétés physiques du sol sont la composition, la texture, la structure et la perméabilité.

#### **• Composition du sol**

Le sol est composé de trois phases :

- Solide (50% de particules minérales et 5% de matière organique) ;
- Liquide (25% eau) et gaz (20% air) (**Paria 2008**).

La matière organique du sol est définie comme les résidus végétaux, animaux et microbiens présents dans le sol, à la fois décomposés et non décomposés (**Whalen**

**et Sampedro 2010**). Bien que la matière organique du sol en petite quantité joue un rôle majeur dans la structure du sol, car elle agit comme de la colle qui lie les particules du sol.

- **Texture du sol**

Le sol contient des particules de différentes tailles et caractéristiques. Ces particules sont divisées en trois fractions : sable, limon et argile (Figure I.7). La texture du sol fait référence à la quantité de ces fractions. Les espaces entre les particules de sol sont directement liés à sa texture et déterminent la facilité avec laquelle la substance se déplace à travers le sol (**Parker 2009**). Le sable, principalement composé de quartz et de feldspath, est relativement inerte, peu nutritif, a une faible rétention d'eau (mais un bon drainage) et est facile à aérer (**Duffy 2011**). Les particules de taille inférieure à 0,01 mm (argiles et limons de petite taille) sont appelées colloïdes et réactivité chimique élevée en raison de leur surface d'échange élevée (**McCauley et al. 2005**).

Argile	Limon	Sable	Gravier	Pierres
0.002		0.02	2	20mm

**Figure I.7** : Classification des particules de sol selon l'International Society of Soil Science. Le sol est constitué de particules ayant un diamètre apparent maximum de 2 mm.

- **Structure du sol**

La structure fait référence à l'arrangement des particules de sol. Il influence l'absorption d'eau et la circulation de l'air. Ces agrégats augmentent la stabilité contre l'érosion du sol, améliorent la fertilité du sol et la séquestration du carbone, maintiennent le mouvement de l'eau et la porosité (**McCauley et al. 2005**). La porosité du sol est une quantité de vide ou de pore. Une structure souhaitable devrait avoir une proportion élevée d'agrégats de taille moyenne et un nombre important de grands pores (**Parker 2009**).

- **Perméabilité**

La perméabilité ou la conductivité hydraulique est la capacité du sol à conduire l'eau. Un sol avec une bonne structure est plus perméable qu'un sol sans structure. La texture et la structure sont les principaux facteurs qui influencent le transport de l'eau et des contaminants dans le sol (**Glatstein et Francisca 2014**).

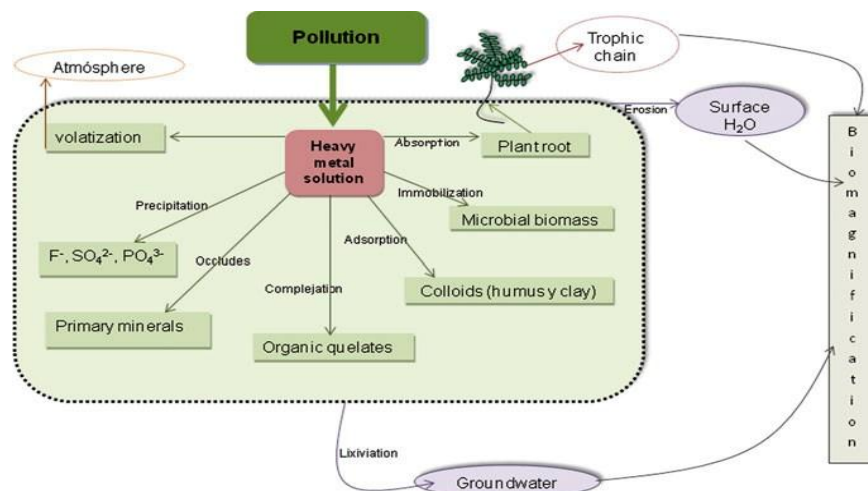
### I.9. Propriétés chimiques du sol

La plupart des interactions chimiques se produisent sur les surfaces des sols colloïdes en raison de leur grand échange de surface. Les interactions sol-contaminant se font généralement par

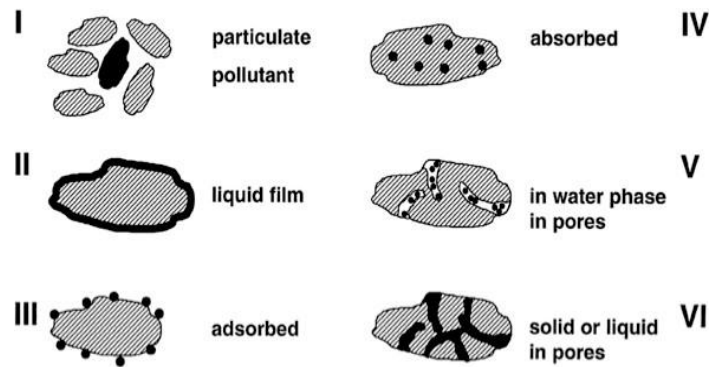
- La sorption ;
- Le teint ;
- La précipitation (**Tan 2000**).

Le teint et les précipitations sont appliqués aux contaminants inorganiques. Lorsque des TE sont ajoutés aux sols, certains d'entre eux peuvent interagir chimiquement ou physiquement avec les composés naturels des sols, étant immobilisés ou formant des composés à faible solubilité (figure I.8).

Les contaminants organiques, tels que les PHC, interagissent avec le sol par sorption. La sorption est le processus par lequel les contaminants interagissent avec l'interface des particules solides du sol. Cette interaction donne naissance à différentes formes physiques qui sont illustrées dans la (figure I.9) (**Volkering et al. 1997**). Contrairement à l'adsorption chimique qui se produit par liaison chimique, l'adsorption physique se produit lorsque les contaminants sont attirés à la surface des particules de sol. Les PHC sont adsorbés physiquement en raison des forces exercées sur la surface hydrophobe. Cette interaction a un effet direct sur les principales propriétés chimiques du sol telles que la capacité d'échange cationique, le pH, la teneur en éléments totaux et biodisponibles et la salinité.



**Figure I.8** : Dynamique de TE dans le sol (**Gupta 2013**).

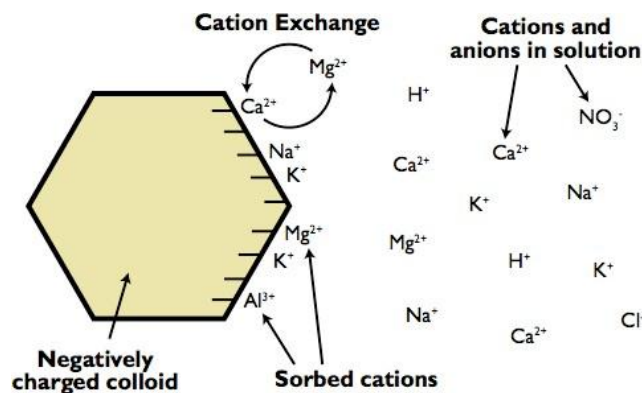


**Figure I.9 :** Différentes formes physiques de polluants organiques dans le sol

(I) particules solides ; (II) film liquide ; (III) adsorbé sur le sol ; (IV) absorbé dans le sol ; (V) dans les macropores du sol ; (VI) dans les micropores du sol (Volkering et al. 1997).

- **Capacité d'échange cationique**

La capacité d'échange cationique (CEC) est la capacité électrostatique du sol à fixer et échanger des ions positifs à la surface (Duffy 2011). Cette fonction est assurée par les colloïdes qui ont une charge majoritairement négative, ce qui leur permet d'attirer les cations présents dans le sol (Figure I.10) (McCauley et al. 2005).



**Figure I.10 :** Représentation de la capacité d'échange cationique (McCauley et al. 2005).

- **pH du sol**

Le pH du sol est une mesure des ions hydrogène ( $H^+$ ) présents dans le sol (McCauley et al. 2005). Le pH du sol peut affecter la CEC en modifiant la charge de surface des colloïdes. Par exemple, une concentration élevée de ( $H^+$ ) neutralise les charges négatives de colloïde (McCauley et al. 2005). De plus, le pH est une propriété chimique très importante car il influence :

- La croissance des organismes du sol ;
- La dégradation des contaminants organiques ;
- La disponibilité des nutriments et des contaminants.(Cao et al. 2009)

- **Éléments totaux et biodisponibles**

En général, l'étude d'un sol commence par déterminer les éléments totaux. La composition du sol dépend de la roche dont il provient, mais aussi du processus qu'il a subi au fil du temps (Whalen et Sampedro 2009). Les constituants de la phase minérale du sol peuvent être majeurs (par exemple aluminium, fer) ou mineurs (comme le zinc, le cuivre). Les éléments du sol en tant que contaminants ne sont pas tous disponibles. La portion disponible fait partie du total des éléments du sol impliqués dans les réactions physico-chimiques et biologiques (Duffy 2011). Les PHC sont un mélange de milliers de composés dont chacun a une disponibilité différente. Les propriétés physico-chimiques du sol telles que sa nature ou la période pendant laquelle il est contaminé influencent la disponibilité des éléments (Chigbo et Batty 2013).

- **Salinité du sol**

Les trois principaux types de sels qui peuvent affecter le sol sont salins, sodiques et salins-sodiques. Les sols salins contiennent de grandes quantités de sels solubles tels que le calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), le magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), le potassium ( $\text{K}^+$ ), tandis que les sols sodiques sont dominés par les ions sodium ( $\text{Na}^+$ ). Les sols salins-sodiques ont à la fois une forte concentration de sels et de sodium. Ces sels affectent la structure, la porosité et la teneur en eau de la plante, ce qui entraîne une diminution de la productivité (McCauley et al. 2005). Toutes ces propriétés physicochimiques déterminent l'activité des organismes du sol.

- **Potentiel d'oxydo-réduction (Eh)**

Le potentiel redox (Eh) permet de caractériser les échanges d'électrons entre les espèces chimiques. Ainsi, les formes oxydées prédominent pour un potentiel redox élevé, alors que les faibles valeurs favorisent l'apparition d'espèces réduites. Les valeurs les plus courantes du potentiel redox dans les sols naturels sont comprises entre -200 et 400 mV, domaine de potentiel qui recouvre des degrés d'oxydation variés de nombreuses espèces en solution, influant ainsi directement ou indirectement sur la mobilité des métaux qui constituent ces

espèces minérales. Le  $\text{Cr}^{3+}$  peut ainsi subir une oxydation directe en  $\text{Cr}^{6+}$ , plus mobile et plus toxique. De plus, la modification du degré d'oxydation des ligands ou des éléments se liant avec le métal influence indirectement la solubilité des métaux lourds. En conditions réductrices, les sulfates sont réduits en sulfures qui piègent volontiers les éléments chalcophiles tels que Fe, Zn, Pb, Cd (**Deneux-Mustin et al., 2003**). D'autre part, la dissolution des (hydro)oxydes est favorisée entraînant de manière opposée la solubilisation des métaux associés (**Chaignon, 2001**).

***CHAPITRE II***  
***MATERIELS ET METHODES***



**Matériels et Méthodes**

Les analyses de sol jouent un rôle important en production végétale ainsi que dans la gestion des éléments nutritifs. Elles constituent en fait le meilleur moyen de bien planifier les applications d'engrais pour les exploitations agricoles qui utilisent des engrais commerciaux comme source principale d'éléments nutritifs. Il est particulièrement important, dans le cas des fermes d'élevage, de connaître la teneur initiale du sol en éléments nutritifs. C'est à partir de cette dernière qu'on peut alors dresser le plan de gestion des éléments nutritifs qui permettra de gérer adéquatement à la fois les éléments nutritifs que la ferme produit et ceux qu'elle reçoit sous forme de biosolides et d'engrais commerciaux.

L'analyse de sol se fait en trois étapes : d'abord le prélèvement d'un échantillon représentatif dans chaque champ ou parcelle, puis l'analyse de l'échantillon afin de connaître les quantités d'éléments nutritifs disponibles, et enfin, l'utilisation des résultats pour établir les doses optimales d'engrais. La tenue de registres fait partie intégrante du processus d'analyse de sol. Les registres permettent de vérifier si la teneur du sol en certains éléments augmente, diminue ou demeure stable.

Toutes les études expérimentales ont été effectuées au Laboratoire du Département de Génie des Procédés sise à la faculté des Sciences et Sciences appliquées, Université du Bouira.

**II.1. Matériel végétal****II.1.1. Choix d'espèce végétale**

Le matériel végétal est constitué de graines de coriandre qui sont récupérées chez un commerçant disponible toutes l'année.



**Figure II.1** : Les graines de coriandre

- **Description de la plante**

La coriandre (*Coriandre sativum* L.), membre de la famille des Apiécées, fait partie des plantes médicinales les plus largement utilisées. Elle possède des propriétés nutritionnelles et médicinales. Elle est une plante aromatique très connue dans toutes les cuisines du monde. En effet, on l'appelle souvent persil chinois ou persil arabe. L'avantage avec la coriandre est qu'elle est comestible des feuilles à la racine. Certains l'appellent aussi punaise male car elle dégage une odeur comme l'insecte.

En plus d'être une excellente épice, la coriandre est un puissant détoxifiant de métaux lourds (**Belouchrani .AS et al, 2014**).

La coriandre est une plante herbacée, vert clair. Cette plante est une annuelle, qui mesure jusqu'à 60cm de hauteur, reconnaissable à ses tiges dressées, cannelées ramifiées portant des feuilles vert clair sont glabres, alternes et tombent assez rapidement et palmées. Elle possède des racines pivotantes et fuselées.

Les feuilles basales sont longuement pétiolées, pennatiséquées, composées de segments ovales incisés et dentés (rappelant un peu les feuilles du persil plat, d'où ses appellations vernaculaires) ; les feuilles supérieures sont sessiles, finement découpées en lanière et pourvues d'une longue gaine, large et membraneuse (**Wilhem thoméflora,1885**).

- **Les caractéristiques de la plante**

**Nom commun :** Coriandre

**Famille :** apiacée, ombellifères.

**Origine :** Asie occidentale, bassin méditerranéen, proche orient.

**Période de floraison :** juin, juillet, aout.

**Couleur des fleurs :** blanc, rose.

**Exposition :** soleil, mi- ombre.

**Type du sol :** bien drainé, humifère.

**Acidité du sol :** neutre, acide ou calcaire.

**Humidité du sol :** neutre, acide ou calcaire.

**Hauteur :** 30 à 60 cm

**Type de plante :** aromatique.

**Type de végétation :** annuelle.

**Type de feuillage :** persistant.

**Plantation :** printemps (Wilhem thoméflora, 1885).

- **Pourquoi la Coriandre ?**

Cette plante possède des propriétés de tolérance et d'accumulation des éléments traces métalliques (Cu, Zn, Cd, Pb ...), elles vont être ainsi capables d'accumuler les métaux dans leurs parties récoltables (Faten S., 2010).

### II.1.2. Test de germination

Le but de ce test est de connaître la faculté de germination des graines. On a mis 20 graines saines dans une boîte de pétri dont le fond est recouvert d'une couche de coton. Les graines sont ensuite recouvertes d'une fine couche de coton et le tout est humidifié à l'eau distillée sans excès.



**Figure II.2 :** La coriandre

Au bout de quatre jours, les graines ont commencé à pousser et la plupart entre eux ont grandi en une semaine.



a : le premier jour

b : le 4<sup>ème</sup> jour

c : en une semaine

**Figure II.3 : Test de germination**

### II.1.3. Les solutions de traitement

Les traitements effectués sur le sol des pots sont des concentrations croissantes en Zinc, pour cela on utilise chlorure de Zinc ( $ZnCl_2$ ). Les doses du Zinc utilisées au cours de notre expérimentation sont (100,200,300,400,500 et 600) mg\L.

- **Préparation de la solution polluante**

Nous avons préparé 10 g de  $ZnCl_2$  dans un litre d'eau distillée, ensuite nous avons mis la solution à une température de 60 °C sous agitation jusqu'à ce que la solution soit homogène.

A partir de cette solution, nous avons pris des volumes nécessaires aux concentration précédentes.

**Figure II.4 : Préparation de la solution**

### II.1.4. Etude de la phytoremédiation

- **Choix du sol**

Le sol a été prélevé d'un terrain agricole de la région de Bouira. Le prélèvement a été effectué sur un sol non labouré. L'expérimentation a nécessité l'utilisation de 50 pots en plastique de diamètre 15 cm et de hauteur 5 cm et d'une capacité pratique de 350 g.

- **Mode opératoire**

Après 24h de saturation des pots avec la solution de Zinc pour obtenir les concentrations à étudier, on a mis 350g de sol dans chaque pot ; ensuite on a déposé les graines selon une densité de semis 20graines /pot, à une profondeur de 1cm et un témoin négatif. Les pots ont été arrosés chaque jour pour couvrir les besoins en eau des plantes.



**Figure II.4 :** Disposition du semis

### II.1.5. La récolte des plantes

Après 5 semaines de culture les plantes ont été amenées au laboratoire. Les plantes ont été retirées des pots puis rincées dans l'eau distillée afin d'éliminer les fines particules de sol puis séchées dans un papier absorbant. Ensuite les plantes sont pesées avec une balance de précision.

#### II.1.5.1 Les paramètres étudiés

##### II.1.5.1.1 Hauteur de la plante

La croissance des plantes est déterminée par mesures répétées des longueurs moyennes des tiges principales. Les plantes sont photographiées à chaque point de mesure.

##### II.1.5.1.2 Détermination du nombre de germination

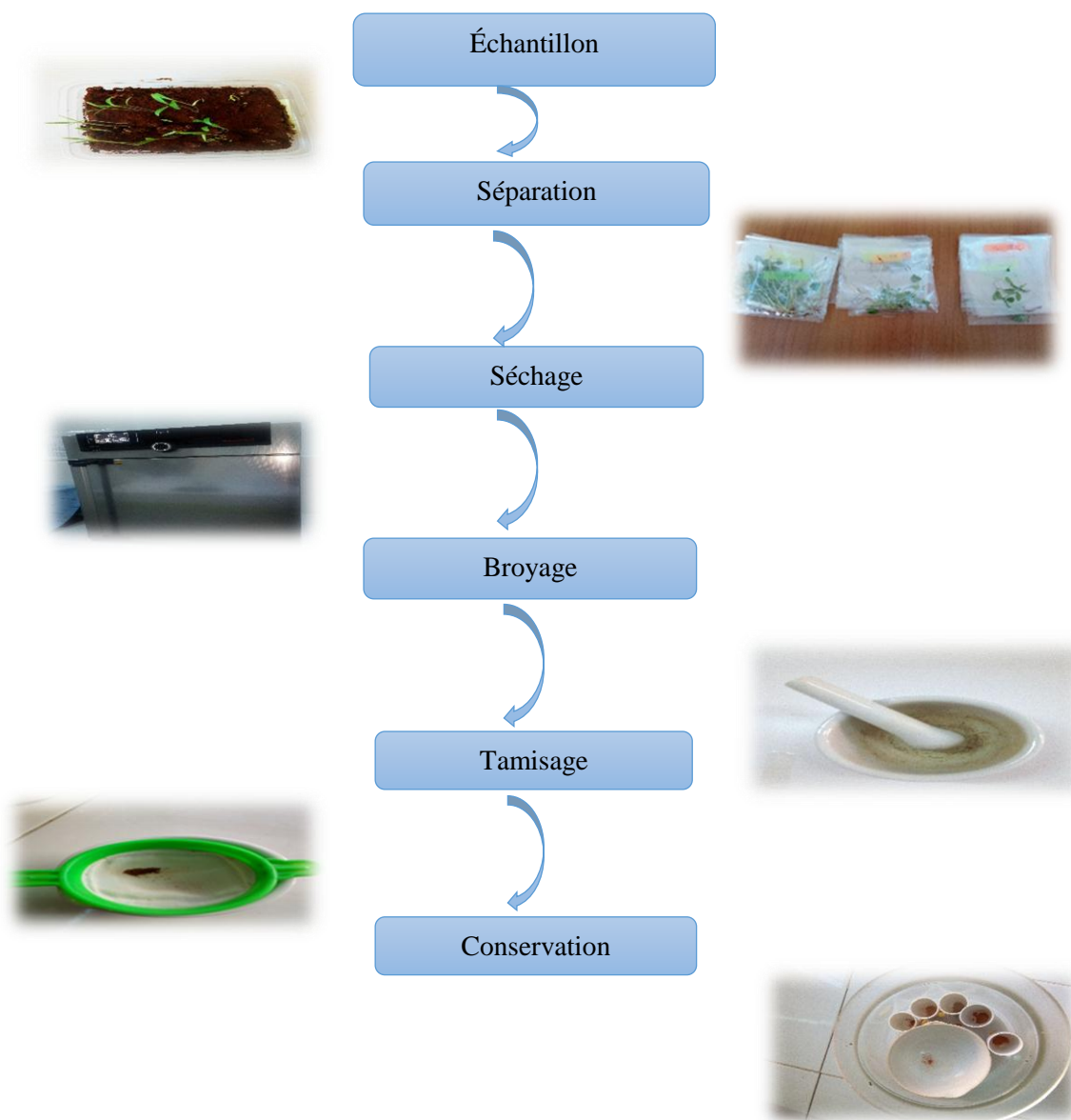
Le nombre de la germination de chaque plante a été déterminé la dernière semaine avant la récolte.

### II.1.5.1.3 Mesure du poids

Le poids (gr) de chaque plante a été déterminé à l'aide d'une balance de précision juste après la récolte.

### II.1.6. Préparation des échantillons

Les différentes parties de la plante (aériennes et souterraine) sont séparées. Les échantillons sont séchés dans une étuve à une température de 80°C pendant 24h. L'échantillon obtenu est écrasé à l'aide d'un mortier en porcelaine pour obtenir une poudre fine, et sont tamisés avec un tamis.



**Figure II.6** : Schéma représentant les différentes étapes de Préparation des échantillons

**II.2 Analyse du sol****II.2.1 Taux d'humidité**

Appareils

- Etuve à 105°C
- Boîtes à tare ou capsules de verre.
- Dessiccateur

➤ **Mode opératoire**

- Peser (à la balance de précision, à  $\pm 1$  mg près) une boîte à tare ou une capsule préalablement séchée à l'étuve à 105 °C et refroidie à la température ambiante dans un dessiccateur.
- . - Transvaser la totalité de l'échantillon de sol tamisé à 2.00 mm (conservé dans une boîte), dans un plateau émaillé et étaler le sol sur toute la surface du plateau.
- Mélanger avec une spatule de façon à homogénéiser le sol et prélever avec la spatule, par petites fractions, en différents endroits du plateau (on peut suivre les diagonales et les médianes du rectangle formé par les bords du plateau).
- Peser (à la balance de précision, à  $\pm 1$  mg près) une boîte à tare ou une capsule préalablement séchée à l'étuve à 105 °C et refroidie à la température ambiante dans un dessiccateur
- Transvaser la totalité de l'échantillon de sol tamisé à 2.00 mm (conservé dans une boîte), dans un plateau émaillé et étaler le sol sur toute la surface du plateau.
- Mélanger avec une spatule de façon à homogénéiser le sol et prélever avec la spatule, par petites fractions, en différents endroits du plateau (on peut suivre les diagonales et les médianes du rectangle formé par les bords du plateau).
- Prélever environ 5 g de sol.
- Peser la boîte à tare (ou la capsule) contenant l'échantillon puis la mener à l'étuve à 105 °C, pendant 24 heures.
- Peser la boîte à tare (ou la capsule) contenant l'échantillon séché, après l'avoir laissée refroidir à la température ambiante dans un dessiccateur.

➤ **Calcul**

Soit en g :

$$H \% = 100 \cdot (C.n - C_v) / (C_m - C_v)$$

**C<sub>v</sub>** : Poids de la boîte à tare vide

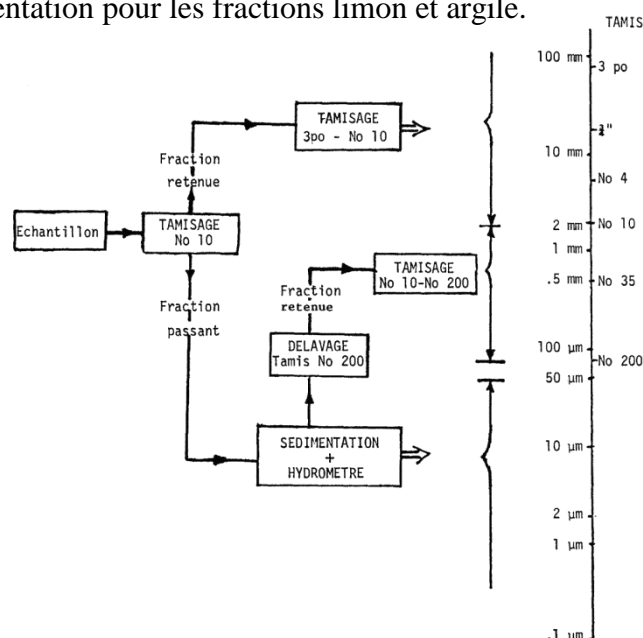
**C<sub>m</sub>** : Poids de la boîte à tare plus le sol séché à l'air

**C<sub>n</sub>** : Poids de la boîte à tare plus le sol séché à l'étuve à 105 °C

### II.2.2 Analyse granulométrique

L'analyse granulométrique a pour but de déterminer quantitativement la distribution des particules de sol par classes de diamètres. Le nombre et la grandeur des classes de diamètres dépendront de l'objectif pour suivi et, éventuellement, de l'importance de l'échantillon dont on dispose. Il y a lieu de faire remarquer dès à présent qu'il existe des différences quant aux limites des classes et quant aux appellations des sols en fonction du corps professionnel impliqué.

Le mode opératoire décrit ci-après est celui de la norme ASTM D-422 avec quelques modifications. Il est basé comme le montre la Figure II.7 sur le tamisage pour la fraction sable et la sédimentation pour les fractions limon et argile.



**Figure II.7** : Schéma du mode opératoire de l'analyse granulométrique selon l'ASTM D-422

➤ **Préparation de l'échantillon de sol**

Voici les étapes de la préparation de chaque échantillon de sol :



1. Faire sécher l'échantillon de sol à la température de la pièce.
2. Briser mécaniquement les agrégats avec un marteau en caoutchouc.
3. Tamiser le sol avec un tamis No 10 (2 mm).
4. Réduire une deuxième fois la fraction retenue sur le tamis No 10 avec un pilon ou marteau en caoutchouc jusqu'à ce que les particules de sol soient à grain unique.
5. Tamiser à nouveau sur le tamis No 10 et peser les portions retenues et passantes.

**Tableau II.1 :** La taille de l'échantillon dépend du diamètre de la plus grosse particule

Diamètre de la plus grosse particule	Masse minimale de l'échantillon retenue sur le tamis No 10
3 po (76 mm)	5000 g
2 po (51 mm)	4000 g
1,5 po (38 mm)	3000 g
1 po (25,4 mm)	2000 g
3/4 po (19 mm)	1000 g
3/8 po (9,5 mm)	500 g

La quantité minimum passant au travers du tamis No 18 est de

-150 g pour les échantillons très sableux

-100 g pour les autres types d'échantillons

Pour l'analyse granulométrique d'un sol pour le design d'un filtre, seule l'analyse de la fraction passant le tamis No 4 est nécessaire.

### ➤ Tamisage de la fraction retenue sur tamis No 10

Voici les étapes du tamisage de la fraction retenue sur le tamis No 10 ( $D > 2$  mm) :

1. Délaver la fraction retenue sur le tamis No 10 jusqu'à ce que le filtrant soit clair.
2. Sécher à l'étuve.
3. Peser et noter.
4. Tamiser avec une série de tamis (de 3 po à No 10) en fonction des besoins et de l'échantillon. Animer les tamis d'un mouvement latéral et vertical continu pour que l'échantillon soit toujours en mouvement sur le tamis.
5. Continuer le tamisage jusqu'à ce que la variation de poids sur un tamis soit inférieure à 1% pour une minute de tamisage.

6. Peser la fraction retenue sur chaque tamis et passant au travers du dernier.
7. Vérifier si la somme des fractions retenues ou passant est égale à la masse initiale mise en œuvre.

➤ **Sédimentation de la fraction passant le tamis No 10**

Voici les étapes pour la sédimentation de la fraction passant le tamis No 10 ( $D < 2$  mm) :

1. Prendre un échantillon d'environ 50 g (100 g pour les sols très sableux) passant au travers du tamis No 10 et peser. Détruire éventuellement la matière organique par  $H_2O_2$  (Ref. Method of Soil Analysis).
2. Placer l'échantillon dans un récipient de 250 ml et ajouter 100 ml de solution de hexamétaphosphate de sodium (50 g/litre) (agent de dispersion)
3. Après au moins 16 heures de repos, transférer le contenu dans le bol de l'agitateur et au besoin laver avec de l'eau distillée ou déminéralisée pour détacher les particules de sol retenues dans les coins.
4. Agiter pendant 2 minutes la solution au moyen de l'agitateur mécanique dont la vitesse de rotation est supérieure à 1000 rpm.
5. Transférer tout le contenu du bol d'agitation dans un cylindre vertical de 1000 cc et laver au besoin avec de l'eau distillée ou déminéralisée.
6. Compléter le volume à 1000 cc avec de l'eau distillée ou déminéralisée.
7. Remuer fermement pendant environ 1 minute le contenu du cylindre avec une baguette munie en son bout inférieur d'une rondelle trouée (on peut aussi le faire en tournant le cylindre de haut en bas en prenant soin de fermer le cylindre avec la paume de la main ou un bouchon).
8. Tenir compte du temps de sédimentation dès la fin du remuage.
9. S'il se forme une mousse à la surface de la suspension, ajouter 1 ou 2 gouttes d'alcool amylique.
10. Introduire lentement l'hydromètre à partir de la vingtième seconde et noter la concentration à 40, 50 et 70 secondes. Retirer l'hydromètre et le rincer à l'eau distillée. Prendre d'autres mesures à environ 5, 10, 15, 30 min., 1 h, 4 h, 7 h, et 12 h ou plus souvent en fonction de l'objectif poursuivi. Après chaque opération, retirer et rincer l'hydromètre. La limite inférieure des sables (0,050 mm) se situe pour un temps de sédimentation de 40-70 sec et la limite supérieure des argiles se situe pour un temps de 7 à 12 heures.

11. Préparer parallèlement dans un autre cylindre une solution témoin (100 ml de solution de hexamétaphosphate de sodium complété par de l'eau distillée ou déminéralisée à 1 000 cc) où la concentration et la température sont notées en même temps qu'à l'item 10. (Les deux solutions devront être à la même température -- celle du bac ou de la pièce). Il est recommandé de préparer au moins une solution témoin par solution de hexamétaphosphate de sodium pour minimiser les erreurs possibles lors de la préparation. La concentration des particules restant en suspension est égale à la différence entre la concentration de la suspension et celle de la solution témoin. Nous l'appellerons  $R_i$ .
12. Le diamètre maximum des particules encore en suspension est calculé par la loi de Stokes qui s'écrit :

$$D = \sqrt{\frac{30\mu}{980(G-Gl)} \frac{L}{T}} \quad [\text{II.1}]$$

**D**= diamètre effectif (mm)

**$\eta$**  =viscosité de la solution (poise)

**G**= densité des particules

**L**= distance parcourue par la particule entre la surface du liquide et le niveau d'enfoncement de l'hydromètre (cm)

**T**= temps (min)

En utilisant le tableau 1 en fonction de la température de la solution et de la densité des particules, le diamètre peut s'exprimer simplement [II.2]

$$D = \frac{K}{1000} \sqrt{\frac{L}{T}}$$

**K**= Constante déterminée selon le tableau 02 (annexe)

13. La longueur (L) ou la profondeur à laquelle la concentration des particules est mesurée dépend de l'enfoncement de l'hydromètre dans la suspension, par conséquent de la lecture de l'hydromètre.

14. Parallèlement, prendre un échantillon d'environ 50 g du même sol passant au travers du tamis No 10 et peser. Détruire éventuellement la matière organique comme à l'article 1 de la section 1.5, faire sécher à l'étuve à 105<sup>0</sup>C pendant 24 heures et peser.

Exprimer cette teneur en matière organique et humidité hygroscopique (sur une base humide) par rapport à la matière fraîche de l'échantillon, soit:

$$\theta = \frac{\text{Poids frais} - \text{poids séché à l'étuve}}{\text{poids frais}} \quad [\text{II.3}]$$

➤ **Tamissage de la fraction (2 mm -- .075 mm)**

1. Après la dernière lecture de l'hydromètre, prendre le contenu du cylindre et le transférer sur un tamis No 200 ou No 230 (préférentiellement) et délayer avec de l'eau jusqu'à ce que le filtrat soit limpide.
2. Transférer le contenu total retenu sur le tamis (en lavant au besoin) dans un récipient, faire évaporer et sécher à l'étuve, et peser.
3. Tamiser en utilisant les tamis No 18, No 35, No 60, No 140, No 200 (ou équivalents) et selon la même procédure qu'à la section 1.4 et peser la quantité de sol retenue sur chaque tamis et dans le contenant sous les tamis. Vous devez retrouver la même quantité totale de sol que pesée à l'item précédent.

➤ **Calcul des différentes fractions**

Les fractions retenues sur le tamis No 10 ( $D > 2 \text{ mm}$ ) :

1. La fraction retenue sur le tamis No 10 ( $D > 2 \text{ mm}$ ) est :

$$PD > 2mm = \frac{M_{no10}}{M_T} \quad [\text{II.4}]$$

$P_{D>2mm}$  = fraction retenue sur le tamis No 10

$M_{No 10}$  = masse retenue sur le tamis No 10 après délavage (section 1.6) (g)

$M_T$  = masse de l'échantillon (g)

$D$  = diamètre des particules

- Préparation de l'échantillon de sol

Les fractions en suspension ( $D < 0,050$  mm) lors de l'analyse par sédimentation (section 1.5)

1. Calculer la masse sèche (MS) de sol à sédimenter :

$$M_s = (1 - \theta) M_r \quad [\text{II.5}]$$

$\theta$  = teneur en eau hygroscopique et en matière organique (base humide)

$M_r$  = masse réelle de départ (section 1.5, article 1)

3. Calculer le diamètre équivalent maximum des particules en suspension par la loi de Stokes (équation 1.2).

$$P_{D < 2\text{mm}} = 100 - P_{D > 2\text{mm}} \quad [\text{II.6}]$$

4. Calculer la fraction plus petite que 2 mm ( $P_{D < 2\text{mm}}$ )

$$P_{D < D_i} = \frac{a(R_i - R_t)}{M_s} P_{D < 2\text{mm}} \quad [\text{II.7}]$$

$R_i$  = concentration lue des particules de sol en suspension (g/l) à l'instant "i" (section 1.5, article 11)

$R_t$  = concentration lue de la solution témoin (g/l) à l'instant i

$a$  = facteur de correction de la concentration tenant compte de la densité des particules en suspension (tableau 3 annexe) (l'hydromètre est gradué pour des particules d'une densité de 2.65)

5. fraction comprise entre deux diamètres ( $D_1$  et  $D_2$ )

$$P_{D_1 - D_2} = \frac{a(R_1 - R_2)}{M_s} P_{D < 2\text{mm}} \quad [\text{II.8}]$$

Les fractions de sable ( $0,075$  mm  $< D < 2$  mm) ou ( $0,063$  mm  $< D < 2$  mm) lors du tamisage à la section 1.6.

1. calculer les fractions retenues sur chacun des tamis

$$P_{Na} = P_a - b = \frac{M_{Noa}}{M_s} P_{D < 2\text{mm}} \quad [\text{II.9}]$$

2. calculer la fraction passante pour chacun des tamis en commençant par le tamis de 1 mm (No 18) et par la suite (No 35, No 60, No140, No 200 ou 230)

$$PD < D_i = PD < 2mm - \sum_{i=a}^n PNo i \quad [II.10]$$

**a** = tamis No 18

**n** = tamis correspondant au diamètre  $D_i$

### II.2.3 Mesure de la C.E.C

Connaître la valeur de la CEC est indispensable à une bonne interprétation des teneurs en éléments cationiques échangeables (K, Ca, Mg, Na). La répartition des différents cations sur la CEC et le taux de saturation (somme des cations échangeables/CEC) donne de précieuses indications sur le fonctionnement du sol. Elle est indispensable aux calculs des doses d'amendements basiques pour les chaulages de correction des sols acides. Le niveau de la CEC oriente également les choix stratégiques en termes de fertilisation potassique et magnésienne (calcul des doses et fréquences d'apports).

#### ➤ Comment mesurer la C.E.C. ?

Il existe plusieurs méthodes normalisées de mesure de la CEC, mais la plus courante, mise en œuvre par le LANO, est la méthode Metson. Elle est décrite dans la norme AFNOR NF X31-130.

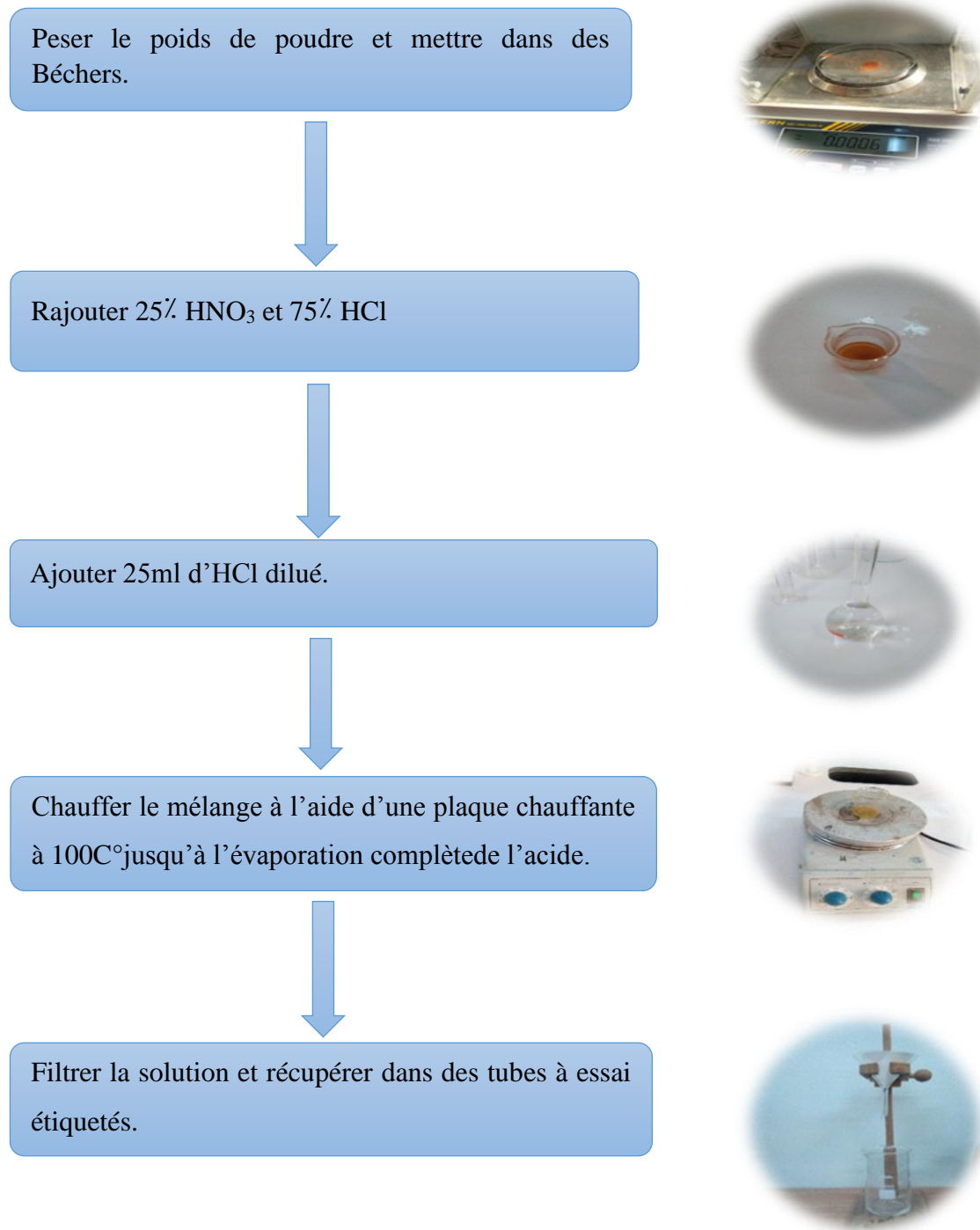
Cette méthode consiste à déplacer tous les cations adsorbés sur les sites d'échanges de la CEC, puis de saturer ces sites par un cation unique, qui est l'ammonium ( $NH_4^+$ ). L'ammonium est à son tour déplacé, puis dosé par spectrophotocolorimétrie automatique. Le nombre de site d'échange de la CEC correspond exactement au nombre d'ions ammonium dosés. Le résultat est exprimé en nombre de charges pour 100g de sol (milliéquivalents pour 100g ou méq/100g ou centimoles+/kg). Les valeurs des cations échangeables, exprimés classiquement en g/kg ou ‰, peuvent également être exprimés en méq/100g, ce qui permet de calculer les taux de saturation de la CEC pour chacun de ces éléments.

**Tableau II.2:** Quelques éléments d'interprétation de la valeur de la CEC de vos sols

Valeur de la CEC en méq/100 g	Interprétation
$CEC < 9$	Petite CEC
$9 \leq CEC \leq 12$	CEC moyenne
$12 < CEC \leq 15$	CEC assez élevée
$15 < CEC \leq 25$	CEC élevée
$CEC > 25$	CEC très élevée

### II.5.1. La minéralisation

Pour la minéralisation et le dosage, on a utilisé le poids d'échantillon (la feuille, la tige et les racines de la coriandre) met dans une capsule en porcelaine et calciné à 450°C dans un four à moufle pendant quatre heures. Les cendres obtenues sont minéralisées par 4ml l'eau régale (25%  $HNO_3$  et 75%  $HCl$ ), dans un bécher puis ramenées à sec jusqu'à décoloration de la minéralisation. Le résidu est redissout dans 25ml d' $HCl$  dilué(1N), puis filtré sur papier filtre, les éléments métalliques ont été ensuite dosées par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme au laboratoire.



**Figure II.8 :** Schéma représentant les différentes étapes de la minéralisation

### II.6. Dosage des métaux lourds par spectrométrie d'absorption atomique

La technique de la S.A.A est la plus couramment utilisée pour les dosages des éléments traces métalliques.



**II.6.1. Principe**

Lorsqu'un élément est disposé l'état atomique dans une flamme, il absorbe tout rayonnement de fréquence  $F$  qui lui correspond. L'intensité du rayonnement émergé permet d'évaluer la concentration de cet élément.

**II.6.2. Mode opératoire**

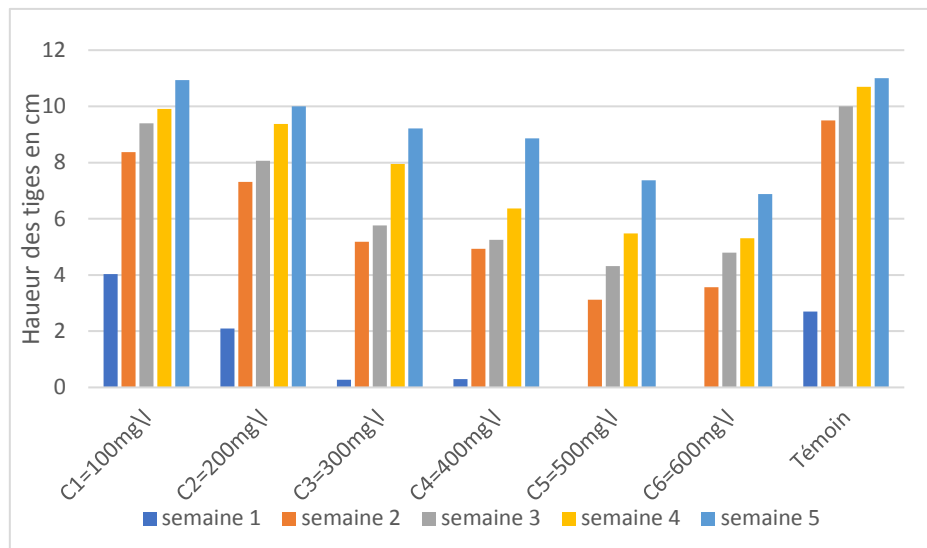
L'appareil est réglé suivant la longueur d'onde correspondant au maximum d'absorption de chaque élément à analyser. Il est pulvérisé à l'intérieur de l'appareil dans une flamme produite par un mélange gazeux. Une cellule permet de capter le rayonnement produit. Le résultat est donné directement sur l'appareil (**Tiola et Triola, 2012**).

***CHAPITRE III***  
***RESULTATS ET DISCUSSIONS***

### III.1. Effet sur la croissance

Le but de ce travail était d'étudier l'effet de la pollution du sol par le Zn sur la croissance de la Coriandre.

Après 3 semaines de culture, les graines ont poussé à différentes longueurs, nous avons mesuré la hauteur des tiges et le nombre des graines pour chaque concentration a chaque semaine, l'expérimentation a duré 5 semaines



**Figure I :** variation des hauteurs des tiges (cm) en fonction du temps.

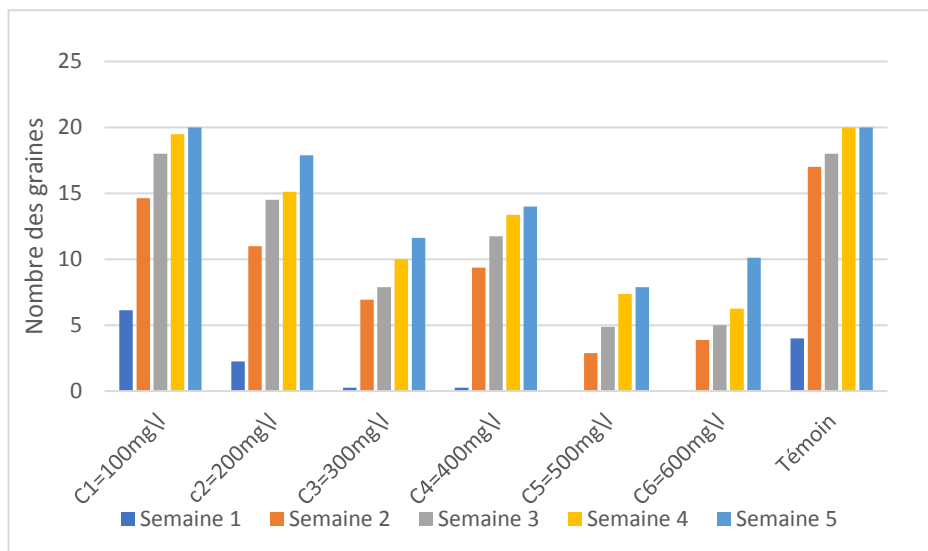
Le graphe représente la variation de la hauteur des tiges de coriandre, mesurés en cm en fonction du temps sous l'effet de la concentration de zinc qui est considéré comme une source de pollution pour le sol.

Nous observons que pour chaque augmentation de la concentration de zinc a une efficacité plus ou moins sur la germination de la plante (coriandre) et puis sur la hauteur des tiges, ce qui nous a permis de dire que cette dernière utilise le zinc comme une source de nutrition (etbiensure la dépollution du sol par la suite)

En comparant les pots avec celle de témoin nous pouvons dire que la hauteur des tiges est diminuée à chaque augmentation de la concentration de zinc et ça c'était bien remarquable pour C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub>, C<sub>3</sub> et C<sub>4</sub> durant toutes les semaines de l'expérimentation.

Concernant  $C_5$  et  $C_6$  qui représentent 500 mg/L et 600 mg/L successives nous remarquons que la germination commence à partir de deuxième semaine par contre les autres doses de polluant commence à partir de la première semaine et toujours y'a une diminution graduelle concernant la hauteur des tiges.

Les résultats de la mesure des nombres de germination sont illustrés par la figure suivante.



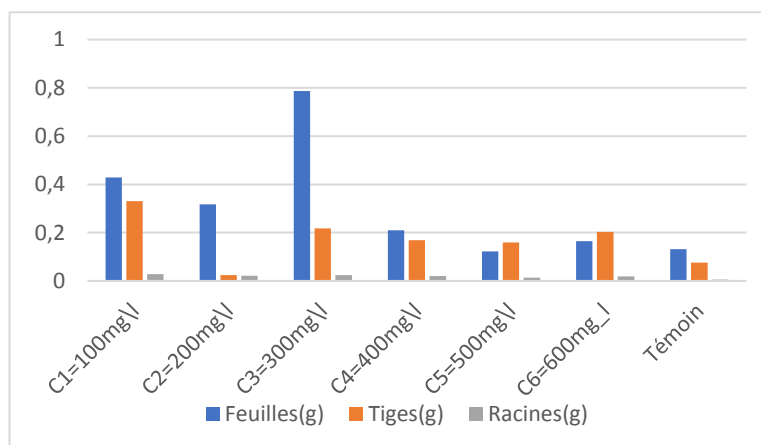
**Figure III.2 :** Variation de nombre de germination en fonction du temps

La figure représente le nombre de germination en fonction du temps sous l'effet de plusieurs concentrations de polluant.

Nous avons fait plantés 20 grains dans chaque pot, les résultats de la figure montre qu'il y'a une influence de zinc sur le nombre de germination.

Pour une concentration réduite  $C_1$  qui est 100 mg/l nous remarquons que le nombre de germination est totale pour chaque semaine et commence à partir de la première semaine avec celle de témoin, par contre les concentrations  $C_2$ ,  $C_3$ , et  $C_4$  la germination n'était plus complète durant toutes les cinq semaines, alors que pour  $C_5$  et  $C_6$  la germination commence par la deuxième semaine et le nombre de germination plus réduit avec celle de  $C_1$ ,  $C_2$ ,  $C_3$  et  $C_4$  pendant toutes les semaines de l'expérimentation.

L'exploitation des résultats graphique nous a permis de déduire que les doses les plus élevés de polluant dans le sol peuvent affecter sur le nombre de germination des graines de coriandre.



**Figure III.3** : Variation du poids en fonction du temps

Cette figure représente le poids des feuilles, des tiges et des racines après le séchage en fonction de plusieurs concentrations de zinc.

Nous observons qu'il y'a toujours une augmentation sur le poids des feuilles, des racines et des tiges par rapport à le poids des feuilles, des racines et des tiges de témoin.

Concernant le poids des racines nous avons obtenu une augmentation légère pour toutes les concentrations avec un poids un peu moins pour les racines de témoin, même observation enregistrée pour le poids des tiges, sauf pour C<sub>1</sub> le poids obtenu est le plus élevé que le poids des tiges des autres concentrations

Le poids des feuilles enregistré après le séchage est aussi plus élevé pour toutes les concentrations et par rapport au poids des feuilles de témoin.

### III.2. Analyses physico-chimiques du sol

Le but d'analyse physico-chimiques est de déterminer la distribution dimensionnelle des particules élémentaires du matériau constitutif d'un sol. L'ensemble des résultats d'analyse est présenté dans le tableau III.1

**Tableau III.1:** Analyses physico-chimiques du sol

Paramètre	Valeur	
pH	7.25	
Conductivité Electrique dS/m	0.35	
Calcaire total (CaCO <sub>3</sub> ) en %	2.10	
Complexe adsorbant meq/100 g	Na <sup>+</sup>	2.56
	K <sup>+</sup>	0.41
	Ca <sup>2+</sup>	13.55
	Mg <sup>2+</sup>	Non mesuré
Capacité d'échange cationique meq/100 G	17.2	
Matière organique en %	1.92	
Granulométrie en %	Argile	17.81
	Limon fin	46.23
	Limon grossier	20.14
	Sable fin	9.25
	Sable Grossier	6.57
Métaux Lourds mg/Kg	Cuivre Cu	0.84
	Zinc Zn	0.81
	Fer Fe	0.91
	Cobalt Co	0.63
	Chrome Cr	0.92
	Plomb Pb	0.67
	Manganèse Mn	0.71
	Nickel Ni	0.67

### III.2.1 Granulométrie

D'après les pourcentages la teneur en limon est supérieure à 65% donc on trouve que la texture de notre sol d'étude est limoneuse.

### III.2.2 Le potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH constitue un facteur dont le rôle est crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (**McLaughlin, et al, 2000**). Lorsque le pH augmente, les cations sont moins solubles et les anions sont plus solubles (**Blanchard, 2000**).

D'après le tableau on constate que le pH est neutre (pH=7.2)

### III.2.3 Conductivité électrique

La conductivité est fonction de la concentration en sels solubles (chlorures, sulfates, carbonates et bicarbonates alcalins et alcalinoterreux, nitrates et phosphates).

Les résultats obtenus dans l'expérimentation montrent que la CE est de classe 1 donc notre sol non salin.

### III.2.4 La matière organique

La MO des sols se caractérise comme les argiles par une grande surface spécifique et par son pouvoir gonflant permettant la pénétration de l'eau et la diffusion des molécules des petites tailles qui peuvent ainsi se lier avec les substances humiques (Choudhry, 1994).

D'après les résultats la teneur en matière organique de notre sol est moyennement riche.

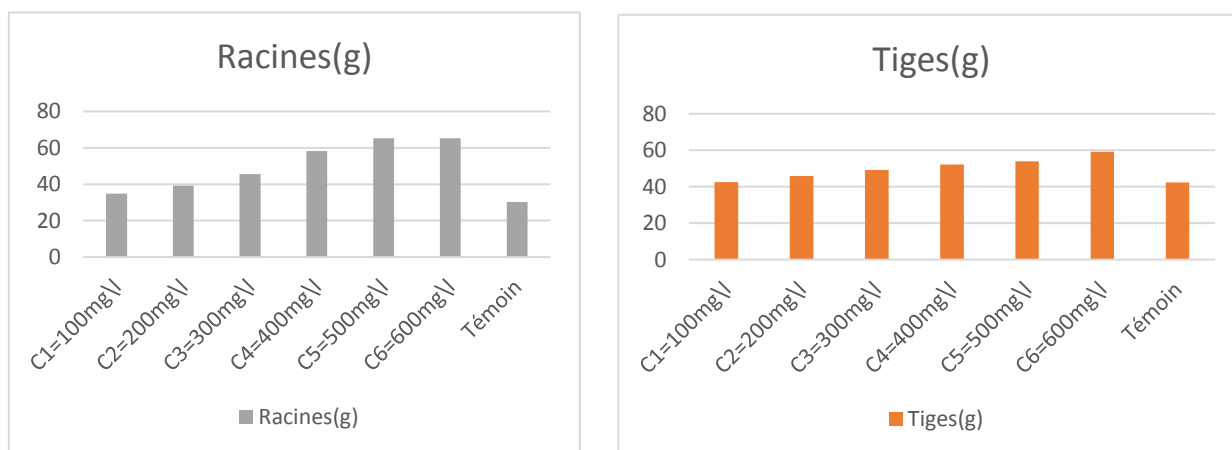
### III.2.5 La Capacité d'échange cationique

La CEC dépend des quantités et des types d'argile et de matière organique présents. Lorsque la matière organique augmente, la CEC augmente (Parker, 2009).

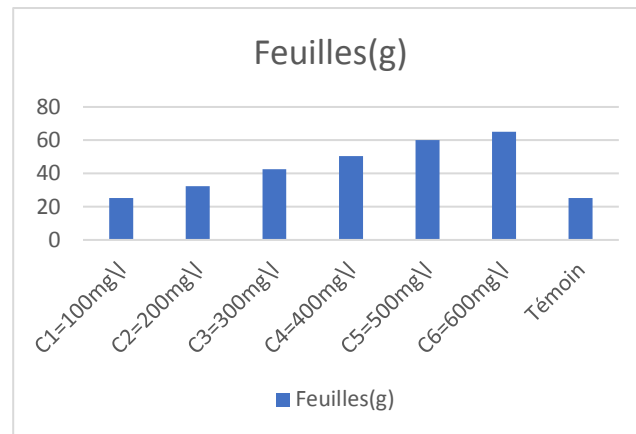
Comme la teneur en matière organique est moyennement riche alors la CEC est relativement élevée.

### III.3 Résultat et discussion de dosage des métaux lourds

Les résultats d'analyse dans les figures 4,5 et 6 montrent qu'il y a des différences des teneurs en zinc dans la racine, la tige et la feuille de la coriandre.



**Figure III.4 :** la teneur en zinc dans les racines **Figure III.5 :** la teneur en zinc dans les tiges



**Figure III.6 :** la teneur en zinc dans les feuilles

D'après les figures, on observe une augmentation croissante de la teneur en zinc dans les valeurs de Zn dans les différentes parties de la plante présentent un minimum enregistré dans la première concentration ( $c=100\text{mg/L}$ ) avec une valeur (de 25 à 42) et un maximum au niveau de la dernière concentration ( $c=600\text{mg/L}$ ) avec (de 59.2 à 65.2) de valeur.

La teneur en zinc est élevée dans la tige de la première concentration jusqu'à la troisième et a forte concentration on remarque que la teneur est élevée dans partie racinaire que celle des parties aériennes de la plante. Ceci prouve le rôle des racines dans la protection de la plante.

En comparant les résultats obtenus du Zn avec les concentrations du témoin nous constatons que les différentes valeurs sont supérieures donc on conclue que notre espèce a des capacités de prélèvement élevées.



# ***CONCLUSION***

La phytoremédiation constitue une nouvelle technologie permettant de dépolluer les sols contaminés par l'utilisation des plantes. Pour être efficace, il est nécessaire de disposer de plantes présentant une biomasse élevée.

L'objectif de ce travail a été d'étudier l'utilisation d'une plante (coriandre) dans la phytoremédiation au niveau des sols pollués par les métaux lourds (zinc)

Dans un premier temps nous avons étudié les caractéristiques physico-chimiques du sol de qui une texture majoritairement limoneuse moyennement riche en matière organique, non salé, un pH neutre et une CEC est relativement élevée.

Dans un deuxième temps, nous avons effectué une analyse basée sur le dosage des ETM dans le sol après une minéralisation par voie humide. Les résultats montrent que notre plante (coriandre) peut jouer le rôle de candidate de plante de phytoremédiation, nous rappelons qu'elle présente pas mal de qualités, une croissance très rapide, elle n'est pas saisonnière donc on peut voir plusieurs cycles durant une année, ce qui lui permet de prévoir des taux très réduits pour la phytoremédiation du sol.

***REFERENCES***  
***BIBLIOGRAPHIQUES***

## *Références Bibliographiques*

---

### -A-

**ADEME., (2010)**, « Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie ; <http://www2ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=1&cid=96&m=3&catid=10157> ».

**ADRIANO D.C., (2001)**,«Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals». 2nd Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg.

**ALKORTA I., HERNANDEZ-ALLICA J., BECERRIL J. M., AMEZAGA I., ALBIZU I., GARBISU C., (2004)**,« Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic », *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, Vol. 3, n°1, pp.71-90.

**ALLOWAY B. J., (1995)**, «Heavy metals in soils», London, Blackie academic & professional.

**ARRIS S., (2008)**,«Etude expérimentale de l'élimination des polluants organiques et inorganiques par adsorption sous-produits de céréale» Thèse de doctorat de l'université de Constantine- Algérie.

**ANONYME., (2007)**,«Britannica Encyclopedia. Sociedad Commercially» Editorial Santiago Ltda., Lima, 2800 pp.

**ANONYME.,(2009)**,«A Dictionary of Zoology». Ed. Michael Allaby. Oxford University Press 2009. Oxford Reference Online

### -B-

**BAIZE D., (1997)**, « Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols », (France). Paris: INRA, 401p.

**BAKER A., REEVES R D and HADJER A S M., (1994)**, «heavy metal accumulation and tolerance in British population of the metallophyte *thlaspi caerulescens* (*Brassicaceae*). *New phytologist*, 127:61-68.

**BAKER A.J.M., WALKER P.L., (1990)**,« Ecophysiology of metal uptake by tolerant plant », in: SHAW J. A., *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*, Florida, CRC Press, pp. 155-177.

**BEHANZIN G. J., ADJOU E.S., YESSOUFOU A.G., DAHOUENON A.E. et SEZAN A., (2014)**,« Effet des sels de métaux lourds (chlorure de Cobalt et chlorure de Mercure) sur l'activité des hépatocytes », *Journal Applied Biosciences*, Vol 83, pp 7499-7505.

## *Références Bibliographiques*

---

- BELOUHRANI .AS.,ABDIN., IOUNICIH., MAMERI N. (2014),** « Etude expérimentale de la phytoremédiation dans la restauration d'un sol pollué par les métaux lourds (cas du zinc) »
- BENNETT L. E., BURKHEAD J. L., HALE K. L., TERRY N., PILON M., PILON-SMITS E. A. (2003),**« Analysis of transgenic Indian mustard plants for phytoremediation of metal- contaminated mine tailings », *Journal of Environmental Quality*, Vol. 32, pp. 432-440.
- BEN BOUIH H., NASSALIH., LEBLANS M., SRHIRI A. (2005),**« Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc) », *Afrique Science*, **1**(1) :109-125.
- BERT V. et DERAM A., (1999),**«Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds », France, Environnement et Développement alternatif.
- BLANCHARD, C., (2000),**« Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués », Thèse Chimie, spécialité Sciences et Techniques du Déchet. L. France : INSA de Lyon, p301.
- BLIEFERT. C., PERRAUD. R. (2001),**«*Chimie de l'environnement : air, eau, sols, déchets*», Paris, De Boeck Université.
- BOURRELIER. PH., BERTHELIN0 J., (1998),**« Contamination des sols par les éléments en traces : lesrisques et leur gestion», In : Tec Doc Lavoisier, Paris, 440 p.
- BROOKS. R. R., (1998),**«*Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*», New York, CAB international.
- C-**
- CAO B. K. NAGARAJAN, and K. C. LOH., (2009),** «Biodegradation of aromatic compounds: current status and opportunities for biomolecular approaches», *Appl Microbiol Biotechnol*, 85: 207-28.
- CHAIGNON VALERIE., (2001),** « Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par de fongicides », thèse de doctorat en Géosciences de l'environnement, Aix-Marseille 3.
- CHANEY R. L., MALIK M., YIN M. L., BROWN S. L. BREWER E. P., ANGLE J. S., BAKERA. JM. (1997),**«Phytoremediation of soil metal »,*Current Opinion in Biotechnology*, Vol. 8, pp. 279-284.

## *Références Bibliographiques*

---

**CHIGBO, C., and L. BATTY.,(2013),**«Phytoremediation potential of Brassica juncea in Cu-pyrene co-contaminated soil: Comparing freshly spiked soil with aged soil», *Journal of Environmental Management*, 129: 18-24.

**CHOUDHRY T., (1994),**«Stochastic Trends and Stock Prices: An International Inquiry. Applied Financial Economics», 4, 383-390.

**CLIQUOT DE MENTQUE., (1998),** «Cleansing : the twelve efficient techniques ; Depollution : les 12 techniques efficaces »,Journal Name : Environnement Magazine, Journal Issue : 4565 ; Other Information : PBD : Mar 1998.

**COLINET. G.,(2003),** « Eléments traces métalliques dans les sols : Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse belge », Thèse de Gembloux.

**CUNNINGHAM. S. D., BERTI. W. R., HUANG J. W. (1995),** « Phytoremediation of contaminated soils », *Trends in Biotechnology*, Vol. 13, n°9, pp. 393-398.

**-D-**

**DECHAMP. C., MEERTS. P. (2003),** « La phytoremédiation : Panacée pour l'environnement ou menace pour la biodiversité ? », *Les Naturalistes belges*, n°82, pp.135-148.

**DENEUX-MUSTIN S., MUNIER-LAMY C., MUSTIN C., MERLET D., BRTHELIN J., LEYVAL C., (2007),** «Selenium bioavailability and uptake as affected by four different plants in a loamy clay soil with particular attention to mycorrhizae inoculated ryegrass», *journal of environmental radioactivity* 97 (2-3),148-158.

**DIFFUS. J.H., (1980),**« Environnement toxicology »,Arnold. Pp68-76.

**DUFFY., STEPHEN. J.,(2011),**«*Environmental chemistry: a global perspective*»,(Oxford university press).

**-F-**

**FAKAYODE. SO.,(2005),**«Impact assessment of industrial effluent on water quality of the receiving Alaro River in Ibadan», Nigeria.*AJEAM-RAGEE*, **10**: 1-13

## *Références Bibliographiques*

---

**FATEN S., (2010),** « faisabilité du traitement des eaux d'un oued chargé en éléments traces métalliques (etm) par filtres plantés de macrophytes (phragmites australis) : cas de l'oued meboudja – Annaba – Algérie » Thèse de doctorat de l'université Badji Mokhtar Annaba.

**FREROT H., LEFEBVRE C., GRUBER W., COLLIN C., DOS SANTOS A., ESCARRE J., (2006),** « Specific interactions between local metallicolous plants improve the phytostabilization of mine soils », *Plant and Soil*, Vol. 282, n°1-2, pp. 53-65.

### -G-

**GHALI SOUAD., (2008),** « étude de la carbonisation d'un précurseur végétal, les noyaux d'olives. Utilisation dans le traitement des eaux », Skikda.

**GLATSTEIN DANIEL ALEJANDRO and FRANCISCA FRANCO MATIAS., (2014),** « hydraulic conductivity of compacted soils controlled by microbial activity », *Environmental Technology* 35(15).

**GRAITSON E., (octobre-novembre-décembre 2005),** « Inventaire et caractérisation des sites calaminaires en région wallonne », *Natura Mosana*, Vol. 58, n°4, pp. 83-124.

**GRATAO P. L., PRASAD M. N. V., CARDOSO F. P., LEA P. J. AZEVEDO R. A., (2005),** « Phytoremediation: green technology for the clean-up of toxic metals in the environment », *Brazilian Journal of Plant Physiology*, Vol. 17, n°1, pp. 53-64.

### -H-

**HOROWITZ. A., (1985),** « A primer on Trace Metal Sediment Chemistry », United States Geological Survey.

**HUYNH., (2009),** « Impact des métaux lourds sur l'interaction plantes/ terre/ microflore tellurique », thèse de Doctorat. Univ-Paris Est p169.

**HOPKINS. G. W., (2003),** « *Physiologie végétale* », Bruxelles, De Boeck.

### -I-

**IMPENS R., FAGOT J., AVRIL C., (1991),** « Gestion des sols contaminés par les métaux lourds (synthèse bibliographique) », *Annales de Gembloux*, 97<sup>e</sup> année, n°4, pp. 253-276.

**INA P.-G., (2009),** Institut National Agronomique Paris-Grignon : « la

## *Références Bibliographiques*

---

phytoremediation ;<http://taste.versailles.inra.fr/inapg/phytoremed/introduction/orimetaux.htm>».

**ISHIMARU, Y., BASHIR, K., & NISHIZAWA, N. K., (2011),** Zn uptake and translocation in rice plants. *Rice*, 4(1), 21–27.

### -J-

**JEMAL F., GHORBAL M. H., (2002),** « Phytoremédiation », *Revue H.T.E*, n°122, pp. 49-60.

**JUSTE C. (1988),** « Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol », *Science du sol*, Vol. 26, n°2, pp. 103-112.

### -K-

**KABATA-PENDIAS A et PENDIAS H., (2001),** « Trace elements in soils and plants », Third Edition CRC press, Boca Raton, USA.

**KADOUCHE S., (2013),**« utilisation des biomatériaux dans le traitement des eaux », thèse de doctorat, université de Tizi-Ouzou.

**KAISER J., KAISER1 W., HEIL2 A, ANDEAE3 M O., BENEDETTI1 A., CHUBAROVA4 N., JONES1 L., MORCERETTE1 J., RAZINGER1 M., SCHULTZ2 M G., SUTTIE1 M., and VAN DER WERF G R., (2011),** «Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power *Bio geosciences Discuss*», 8, 7339–7398, 2011 [www.biogeosciences-discuss.net/8/7339/2011/](http://www.biogeosciences-discuss.net/8/7339/2011/) doi:10.5194/bgd-8-7339-2011

**KAVAMURA V. N., ESPOSITO E., (janvier-février 2010),** « Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals », *Biotechnology Advances*, Vol. 28, pp.61-69.

**KELLER C., MARTEAU D., KAYSER U. N., RICHNER W., BRODBECK M., and SENNHAUSER M., (2003),** «take root development and effectiveness of phytoextraction of heavy metals: comparison of plants species in various field». *Plant soil* 249 :67-81.

**KENKEL. D., (1994),**«Cost of illness approach in valuing Health for policy: An economic approach». Tolley Kenkel, Fabien eds. The university Chicago Press.

**KOLLER E., (2004),** « Traitement des pollutions industrielles, eau, air, sols, boue », Ed. Dunod, p 424.



## Références Bibliographiques

---

### -L-

**LANTZY, R.J. et MC KENZIE, F.T., (1979)**, « Atmospheric trace metals: global cycles sans assessment of man's impact ». *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43: 511-523.

**LI Y., CHANEY R., BREWER E., (2003)**, « Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel: economic and technical considerations », *Plant and soil*, Vol. 249, n°1, pp. 107-115.

**LOUE.A., (1993)**, « Oligo-éléments en agriculture », Ed. Nathan, p45-177.

**LUTTS S., LEFEVRE I., DELPERE C., DECHAMPS C., ROBLEDO A. and CORREAL E., (2004)**, « Heavy metal accumulation by halophyte species Mediterranean saltbush », *Journal of Environmental Quality*, 33, 1271-1279.

### -M-

**MARTIN D., VOLLENWEIDER P., BUTTLER A., GUNTARDT-GOERG M. S., (2006)**, « Bioindication of heavy metal contamination in vegetable gardens », *Forest Snow and Landscape Research*, Vol. 80, n°2, pp. 169-180.

**MARTIN S., (1998)**, « sol interface fragile, chapitre : les sources de pollution des sols », INRA ; Paris, pp 151-155.

**MCCAULEY, ANN, CLAIN JONES, and JEFF JACOBSEN., (2005)**, « Basic soil properties », *Montana State Univ. Ext. Serv., Bozeman*.

**MCLAUGHLIN M.J., ZARCINAS B.A., STEVENS D.P., COOK N., (2000)**, « Soil testing for heavy metals », *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31 (11-14), 1661-1700.

**MEERTS P., GRUBER W., LEFEBVRE C., (2003)**, « Metal accumulation and competitive ability in metallicolous and non-metallicolous *Thlapsicaerulescens* fed with different Zn salts », *plants and soil* 249(1), 1-8.

**MOFFAT A. S., (1995)**, « Plants proving their worth in toxic metal cleanup », *Science* (Washington, DC), pp 269:302-303.

**MULLIGAN C. N., YONG R. N., GIBBS B. F., (2001)**, « Remediation technologies for metal- contaminated soils and groundwater: an evaluation », *Engineering Geology*, Vol. 60, pp. 193- 207.

with three native grasses and two amendments, in *International Journal of Phytoremediation*, n°12, 2010, pp. 1-17.

## *Références Bibliographiques*

---

### -N-

**NATIONAL ACADEMY OF SCIENCE (NAS), (1997)**, « Committee on Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants: Platinum-group Metals». (Washington, DC).

**NOURI M., HADDIOUI A., (2016)**, « Les techniques de dépollution des sols contaminés par les métaux lourds : une revue (The remediation techniques of heavymetalscontaminatedsoils: areview)

### -P-

**PARIA SANTANU., (2008)**,«surfactant-enhanced remediation of organic contaminated soil and water», *advances in colloid and interface science* 138(1),24-58.

**PARKER DK., SMOLDERSERIK., DEGRYSE FIEN., (2009)**, « Partitioning of metals (Cd, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications-a review», *European journal of soil science* 60(4),590-612.

**PENG H, YANG X., (2005)**,« Volatile constituents in the flowers of *Elsholtzia argyi* and their variation: a possible utilization of plant ressources after phytoremediation », *Journal of Zhjiang University Science*, Vol. 6, n°2, pp. 91-95.

**PHELAN. J.M., FINNEGAN. D.L., BALLANTINE.D.S., ZOLLER.W.H., HART. M.A. et MOYERS.J., (1982)**,«Airbone aerosls measurements in the quiescent plume of Mount St. Helen in September», 1980. *Journal of GeophysicsResearch*, 90(1093-1096).

**PEREIRA BENOIT [UCL] SONNET PHILIPPE., (2006-2007)** , «La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en Région wallonne. Book chapter, Rapport analytique sur l'état del'environnement wallon », *Edition MRW-DGRNE*,

**PILON-SMITS E., (2005)**,«Phytoremediation », *Annual Review of Plant Biology*, Vol. 56, pp. 15- 39.

**PILON-SMITS E., PILON M., (2000)**, « Breeding mercury-breathing plants for environmental cleanup », *Trends in Plant Science*, Vol. 5, n°6, pp. 235-236.

**PULFORD I. D., WATSON C., (2003)**, « Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review », *Environment International*, Vol. 29, pp. 529–540.

**PRABHA PADMAVATHIATHIAMMA k., LORETTA Y LI.,(2007)**, «

## *Références Bibliographiques*

---

phytoremediation technology: hyper-accumulation metals in plants», water, air and soil pollution 184(1-4),105-126.

**PRASADA.S., (1993)**,« Essentially and toxicity of Zinc - scand.J. Work.Env. Health», 19, Suppl.1, 134,

**PULFORD. I. D., WATSON. C., (2003)**,« Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review », *Environment International*, Vol. 29, pp. 529–540.

**-R-**

**RUFUS L. C., MINNIE M., YIN M. L., SALL Y L. B., ERIC P. B., SCOTT-ANGLE J., and ALAN J. M. B., (1997)**,« Phytoremediation of soil metals. Current opinion in Biotechnology, 8», pp 279-284.

**-S-**

**SALTS D E.; SMITH R D.; RASKIN I., (1998)**,«Phytoremediation». *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49, 643–668

**SANTE CANADA (SC)., (1987)**,« Le manganèse. *In SC. Site de Santé de l'environnement et du milieu de travail : Qualité de l'eau - Rapports et publications*, [En ligne]. [http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/manganese/manganese-fra.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/manganese/manganese-fra.pdf) (Page consultée le 15 mai 2011).

**SHUTCHA M. N.,MUBEMBA M. M., FAUCON M-P.,(2010)**, « Phytostabilisation of copper- contaminated soil in Katanga: an experiment with three native grasses and two amendments », *International Journal of Phytoremediation*, Vol. 12, pp.1–17.

**STEINER L.,ROSSELLI W. ; COMBE J. ; BARBEZAT V. ; BUTTLER A., (2006)**,« Reboisement de sites pollués – Enseignements tirés d'une étude de cas avec des métaux lourds», *Schweizerische Zeitschrift fur Forstwesen*, Vol. 157, n°5, pp. 157-161.

**-T-**

**TAN CS., REYNOLDS WD., BOWMAN BT., BRUNKE RR and DRURY CF., (2000)**, «Comparison of tension infiltrometer,pressure infiltrometer and soil core estimates of saturated hydraulic », *soil science society of America journal* 64(2),478,484.

**TIOLA M M. et TRIOLA M. F., (2012)**, « Biostatistique pour les sciences de la vie et de la santé », Ed Pearson, p41, Paris.

## *Références Bibliographiques*

---

-V-

**VANNEVEL L., MERTENS J., OORTS K., VERHEYEN K., (2007),** « Phytoextraction of metals from soils: How far from practice? », *Environmental Pollution*, Vol. 150, pp. 34-40.

**VANGRONSVELD J., COLPAERTJ. V., VAN TICHELEN K. K., (1996),**« Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals: physico-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation », *Environmental Pollution*, Vol. 94, n°2, pp. 131-140.

**VERKLEIJ J. A. C., SCHAT H. (1990),** « Mechanisms of Metal Tolerance in Higher Plants » in: SHAW J. A., *Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects*, Florida, CRC Press, pp. 179-193.

**VERBRUGGEN N, HERMANS C., SCHAT H., (2009),** « Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation and tolerance in plants », *New Phytologist*, 181, pp. 759-776.

**VOLKERING, F, AM BREURE, and WH RULKENS., (1997),**«Microbiological aspects of surfactant use for biological soil remediation», *Biodegradation*, 8: 401-17.

-W-

**WEI S.,TEIXEIRA DA SILVA J. A., ZHOU Q., (2008),**« Agro-improving method of phytoextracting heavy metal contaminated soil », *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 150, pp. 662-668.

**WHALEN,JOANN K, and LUIS SAMPEDRO., (2010),**« Soil ecology and management»,(CABI).

**WHITING S. N., REEVES R. D. RICHARDS D., JOHNSON M. S., COOKE J. A., MALAISSE F., PATON A., SMITH J. A. C., ANGLE J. S., CHANEY R. L., GINOCCHIO R., JAFFRE T., JOHNS R., MCINTYRE T., PURVIS O. W., SALT D. E., SCHAT H., ZHAO F. J., BAKER A. J.M., (mars 2004),**«Research priorities for conservation of metallophytes biodiversity and their potential for restoration and site remediation », *Restoration Ecology*, Vol. 12, n°1, pp. 106-116.

**WILHEM THOMÉFLORA., (1885),** « Von Deutschland, osterreinchund der schein », ouvrage. Gera, Germany

# ***ANNEXES***

**Annexe 01****Tableau 1** : Valeur des facteurs (K) utilisés dans l'équation [1.2] lors de l'utilisation de l'hydromètre 152 H

Température °C	Masse réelle des particules de sol (g/cm <sup>3</sup> )								
	2.45	2.50	2.55	2.60	2.65	2.70	2.75	2.80	2.85
16	15.10	15.05	14.81	14.57	14.35	14.14	13.94	13.74	13.56
17	15.11	14.86	14.62	14.39	14.17	13.96	13.76	13.56	13.38
18	14.92	14.67	14.43	14.21	13.99	13.78	13.59	13.39	13.21
19	14.74	14.49	14.25	14.03	13.82	13.61	13.42	13.23	13.05
20	14.56	14.31	14.08	13.86	13.65	13.44	13.25	13.07	12.89
21	14.38	14.14	13.91	13.69	13.48	13.28	13.09	12.91	12.73
22	14.21	13.97	13.74	13.53	13.32	13.12	12.94	12.76	12.58
23	14.04	13.81	13.58	13.37	13.17	12.97	12.79	12.61	12.43
24	13.88	13.65	13.42	13.21	13.01	12.82	12.64	12.46	12.29
25	13.72	13.49	13.27	13.06	12.86	12.67	12.49	12.32	12.15
26	13.57	13.34	13.12	12.91	12.72	12.53	12.35	12.18	12.01
27	13.42	13.19	12.97	12.77	12.58	12.39	12.21	12.04	11.88
28	13.27	13.04	12.83	12.64	12.44	12.25	12.08	11.91	11.75
29	13.12	12.90	12.69	12.49	12.30	12.12	11.95	11.78	11.62
30	12.98	12.76	12.56	12.36	12.17	11.99	11.82	11.65	11.49

**Annexe 02****Tableau02** : Longueur effective de sédimentation (L) pour l'hydromètre 152 H

Lecture g/l	Longueur cm	Lecture g/l	Longueur cm	Lecture g/l	Longueur cm
0	16.3	21	12.9	42	9.4
1	16.1	22	12.7	43	9.2
2	16.0	23	12.5	44	9.1
3	15.8	24	12.4	45	8.9
4	15.6	25	12.2	46	8.8
5	15.5	26	12	47	8.6

6	15.3	27	11.9	48	8.4
7	15.2	28	11.7	49	8.3
8	15.0	29	11.5	50	8.1
9	14.8	30	11.4	51	7.9
10	14.7	31	11.2	52	7.8
11	14.5	32	11.1	53	7.6
12	14.3	33	10.9	54	7.4
13	14.2	34	10.7	55	7.3
14	14.0	35	10.6	56	7.1
15	13.8	36	10.4	57	7.0
16	13.7	37	10.2	58	6.8
17	13.5	38	10.1	59	6.6
18	13.3	39	9.9	60	6.5
19	13.2	40	9.7		
20	13.0	41	9.6		

### **Annexe 03**

**Tableau 3** : Facteur de correction "a" en fonction de la masse réelle des particules de sol

Masse réelle (g/cm <sup>3</sup> )	Facteur de correction "a"
2.95	0.94
2.90	0.95
2.85	0.96
2.80	0.97
2.75	0.98
2.70	0.99
2.65	1.00
2.60	1.01
2.55	1.02
2.50	1.03
2.45	1.05

## RÉSUMÉ

Parmi les principaux polluants générés par les activités industrielles, les métaux lourds, tels que le Zn, le Pb, le Cr... posent des problèmes particulièrement préoccupants. En effet, ces éléments, par nature non biodégradables.

Le zinc est un des métaux utilisés par l'homme, il est considéré comme un oligo-élément mais à doses élevées : ils se comportent comme un métal lourd. Les plantes, du fait de leur immobilité, sont particulièrement exposées.

L'objectif de ce travail est de déterminer le rôle d'une plante (coriandre) dans la phytoremédiation au niveau des sols contaminés par les métaux lourds (Zinc). L'étude a porté sur l'exposition des graines du coriandre à un sol pollué par le Zn avec différentes concentrations (100,200,300,400,500 et 600 mg/l) pendant 5 semaines. Les résultats obtenus nous permettent de conclure que la coriandre est une plante accumulatrice et est utile pour réhabiliter les sols pollués en Zn, sachant que le Zn est un élément indispensable pour la santé et donc les parties racinaires de la coriandre pourront faire l'objet d'extraction du Zn.

**Mots clés :** métaux lourds, phytoremédiation, Zn, plante accumulatrice.

## ABSTRAT

Among the main pollutants generated by industrial activities, heavy metals, such as Zn, Pb, Cr, etc. pose particularly worrying problems. Indeed, these elements, by nature non-biodegradable.

Zinc is one of the metals used by humans, it is considered a trace element but in high doses: they behave like a heavy metal. Plants, because of their immobility, are particularly exposed.

The objective of this work is to determine the role of a plant (Coriander) in phytoremediation in soils contaminated by heavy metals (Zinc). The study looked at the exposure of coriander seeds to soil polluted with Zn at different concentrations (100,200,300,400,500 and 600 mg/l) for 5 weeks. The results obtained allow us to conclude that coriander is an accumulator plant and is useful for rehabilitating soil polluted with Zn, knowing that Zn is an essential element for health and therefore the root parts of coriander may be subject to extraction of Zn.

**Key words:** heavy metals phytoremediation Zn accumulator plant.

## المخلص

من بين الملوثات الرئيسية الناتجة عن الأنشطة الصناعية، تشكل المعادن الثقيلة، مثل الزنك والرصاص والكروم وما إلى ذلك مشكلات مقلقة بشكل خاص. في الواقع، هذه العناصر بطبيعتها غير قابلة للتحلل. الزنك هو أحد المعادن التي يستخدمها الإنسان، ويعتبر عنصرًا ضئيلاً ولكن بجرعات عالية: يتصرف مثل المعدن الثقيل. تتعرض النباتات بشكل خاص بسبب عدم حركتها.

الهدف من هذا العمل هو تحديد دور نبات (الكزبرة) في المعالجة النباتية في التربة الملوثة بالمعادن الثقيلة (الزنك). تناولت الدراسة تعرض بذور الكزبرة للتربة الملوثة بالزنك بتركيزات مختلفة (100.200.300.400.500 و 600 مجم / لتر) لمدة 5 أسابيع. نتيج لنا النتائج التي تم الحصول عليها أن نستنتج أن الكزبرة عبارة عن نبات تراكمي ومفيد لإعادة تأهيل التربة الملوثة بالزنك، مع العلم أن الزنك عنصر أساسي للصحة وبالتالي فإن أجزاء جذور الكزبرة قد تكون عرضة لاستخراج الزنك.

**الكلمات المفتاحية:** المعادن الثقيلة، المعالجة النباتية، الزنك، مصنع المركب.