



République Algérienne Démocratique et Populaire Ministère  
de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



**Université Amar Telidji- Laghaout**

**FACULTE DES SCIENCES**

**DEPARTEMENT : SCIENCES AGRONOMIQUES**

**MEMOIRE DE MASTER**

**Présenté par : CHERIETT Souad**

**DOMAINE : SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE (SNV)**

**FILIERE : SCIENCES AGRONOMIQUES**

**OPTION : PROTECTION DES VEGETAUX**

**Thème**

**Étude de seuil de tolérance de l'Astragale (*Astragalus armatus* Willd.) et du cresson (*Lepidium sativum*), vis-à-vis du Zinc (Zn) au stade de germination**

**Jury de soutenance :**

<b>Nom et Prénom</b>	<b>Grade</b>	<b>Qualité</b>
<b>Mr. AMARA Yacine</b>	<b>MCB</b>	<b>Président</b>
<b>Mme. ZAZA Messaouda</b>	<b>MAA</b>	<b>Examineur</b>
<b>Mme. MALLEM Hamida</b>	<b>MCA</b>	<b>Encadreur</b>

-

**Promotion : Juillet 2022**

**Titre : Étude de seuil de tolérance de l'Astragale (*Astragalus armatus* Willd.) et du cresson (*Lepidium sativum*), vis-à-vis du Zinc (Zn) au stade de germination**

**Résumé :**

De nos jours, la pollution des sols est une des difficultés environnementales les plus importantes et la phytoremédiation y est souvent intégrée en tant que procédé de décontamination. La phytoremédiation consiste à utiliser des plantes qui sont tolérantes au stress métallique et qui ont la capacité d'accumuler et de transposer les métaux lourds. L'objectif de cette étude est de déterminer la gamme des doses de zinc tolérées par *Astragalus armatus* et le cresson alénois au stade de la germination et de l'émergence, et de déterminer lequel est le plus affecté par les métaux lourds. L'essai a été effectué au laboratoire dans une étuve à 25°C, les doses de Zn testées ont été 0.05g/l, 0.1 g/l, 0.3 g/l et 0.5 g/l. Les résultats ainsi obtenus montrent que le taux de germination des graines chez les deux espèces ; n'a pas été influencé par les doses de Zn testées. Concernant la durée de médiane de la germination, le cresson tolère bien le Zn plus que l'astragale qui ne tolère le Zn à partir de 0,05g/l. à partir de la dose de 0.1 g/l l'enracinement et la croissance chez les deux espèces sera ralenti. En analysant les résultats de l'indice de vigueur enregistrés, il a été constaté que, les doses de 0.1 g/l , 0.3 g/l et 0.5 g/l ont présentées les plus basses moyennes comme indice de vigueur . Les résultats acquis sont en faveur de l'implication d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*, dans un projet de phytoremédiation pour assainir des sols contaminés par l'excès de Zinc.

**Mots clés:** Germination, *Astragalus armatus*, cresson alénois (*Lepidium Sativum*), métaux lourds (Zn), phytoremédiation pollution.

**Title: Tolerance threshold study of Astragalus (Astragalus armatus Willd.) and Cress (Lepidium sativum), vis-à-vis Zinc (Zn) at germination stage**

**Abstract :**

Today, soil pollution is one of the most important environmental challenges and phytoremediation is often integrated as a decontamination process. Phytoremediation is the use of plants that are tolerant to metal stress and have the ability to accumulate and transfer heavy metals. The objective of this study is to determine the range of zinc doses tolerated by *Astragalus armatus* and *Alene cress* at the germination and emergence stage, and to determine which is most affected by heavy metals. The test was carried out in a laboratory oven at 25°C, the Zn doses tested were 0.05g/l, 0.1g/l, 0.3 g/l and 0.5 g/l. The results obtained show that the germination rate of the seeds in both species was not influenced by the Zn doses tested. Regarding the median duration of germination, cress tolerates well Zn more than *astragalus* which tolerated Zn from 0.05g/l. from the dose of 0.1 g/l rooting and growth in both species will be slowed. In analyzing the results of the IPC, it was found that the 0.1 g/l, 0.3 g/l, and 0.5 g/l doses had the lowest average IPC values. The results obtained are in favour of the involvement of *Astragalus armatus* and *Lepidium sativum* in a phytoremediation project to remediate soils contaminated by excess zinc.

**Key words:** Germination, *Astragalus armatus*, *Alenois cress (Lepidium Sativum)* heavy metals (Zn), phytoremediation.

**العنوان: دراسة عتبة التسامح النباتي القتدال ( *Astragalus armatus* Willd ) والجرجير ( *Lepidium sativum* ) بالنسبة لمعدن الزنك (Zn) في مرحلة الإنبات**

**ملخص:**

اليوم، يعد تلوث التربة أحد أهم التحديات البيئية وغالبًا ما يتم دمج المعالجة النباتية كعملية إزالة التلوث. المعالجة النباتية هي استخدام النباتات التي تتحمل إجهاد المعادن ولديها القدرة على تراكم ونقل المعادن الثقيلة. الهدف من هذه الدراسة هو تحديد نطاق جرعات الزنك التي يتحملها *Astragalus armatus* والجرجير في مرحلة الإنبات والظهور، وتحديد أيهما الأكثر تأثرًا بالمعادن الثقيلة. تم إجراء الاختبار في حاضنة مختبر عند 25 درجة مئوية، وكانت جرعات Zn التي تم اختبارها 0.05 جرام/لتر و 0.1 جرام/لتر و 0.3 جرام/لتر و 0.5 جرام/لتر. تظهر النتائج التي تم الحصول عليها أن معدل إنبات البذور في كلا النوعين لم يتأثر بجرعات Zn التي تم اختبارها. فيما يتعلق بالمدة المتوسطة للإنبات، فإن الجرجير يتحمل جيدًا Zn أكثر من *Astragalus armatus* الذي يتحمل Zn من 0.05 جرام/لتر. من جرعة 0.1 غرام/لتر وسيتباطأ النمو في كلا النوعين. عند تحليل نتائج مؤشر القوة، وجد أن جرعات 0.1 جرام/لتر و 0.3 جرام/لتر و 0.5 جرام/لتر لديها أدنى قيم متوسطة لمؤشر القوة. تؤيد النتائج التي تم الحصول عليها مشاركة *Astragalus armatus* و *Lepidium sativum* في مشروع الإصلاح النباتي لإصلاح التربة الملوثة بالزنك الزائد.

**الكلمات المفتاحية: إزالة التلوث، الإنبات *Astragalus armatus* *Lepidium sativum***

**لمعدن الزنك (Zn)**

# Remerciements

*En premier lieu, nous tenons à remercier Dieu, notre créateur pour nous avoir donné la force pour accomplir ce modeste travail.*

*Je tiens aussi à remercier mon encadreur : **DOCTEUR MALLEM Hamida**, et à témoigner de toute notre reconnaissance pour son aide consistante, ses conseils judicieux et pour ses remarques objectives et surtout pour sa gentillesse permanente, et pour son grand soutien et ses conseils considérables.*

*J'adresse mes remerciements aux membres du jury Mme ZAZA Messaouda et Mr. AMARA Yacine , enseignant chercheurs à l'université de Laghouat, pour avoir accepté d'examiner ce mémoire et de le valoriser par vos précieuses orientations , grand merci, ce qui pour moi un grand honneur.*

*Je profite de cette opportunité pour exprimer ma gratitude à tous nos enseignants qui ont contribué par leurs collaborations, disponibilité et sympathie durant toute ma formation.*

*Que toute personne ait participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail accepte mes grands et sincères remerciements.*

*Souad*

# Dédicaces

*Je dédie ce modeste travail :*

*A mon père Abdelkader, pour l'éducation qu'il a su me donner et qui m'a permis avec l'aide de Dieu d'arriver là où je suis.*

*A celle qui m'a transmis la vie, l'amour, le courage, à ma chère maman Fatma, toutes mes joies, mon amour et ma reconnaissance. Que Dieu les garde et les protège.*

*À mes chers frères et sœurs, chacun par son nom :  
Abdelhalime, Mustapha, Fadila, Aissa, Walida  
Widad, Khadidja, Halima*

*À toute la famille surtout mes chers cousines ;  
Houda, Sarah, Nadjet, Wafa, Amina, Rania, Assia*

*À mes ami (es) surtout mes chères;  
Fatima, Sarah, Houyam, Hadil, Zhour, Wissam, Halla, Hada*

*Qui m'ont supporté durant ces dernières années.  
Chez qui j'ai trouvé, l'entente dont j'avais besoin.*

*A tous ceux que j'aime et qui m'aiment...*

*Souad*

# Sommaire

Remerciements	
Dédicace	
Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Résumé	

Introduction Générale .....	2
-----------------------------	---

## Partie Bibliographie

### Chapitre 01 : Les Métaux lourds et la pollution

1.1. Origine des métaux lourds dans les sols .....	6
1.1.1. Origine naturelle .....	6
1.1.2. Origine anthropique .....	6
1.2. Zinc .....	7
1.2.1. Utilisation de zinc .....	7
1.2.2. Rôle du zinc .....	7
1.2.3. Phytotoxicité .....	8
1.3. La pollution .....	9
1.3.1. Définition de la pollution .....	9
1.3.2. Pollution des sols .....	9
1.3.3. Types de pollutions .....	9
1.3.3.1. Pollution organique .....	10
1.3.3.2. Pollution minérale .....	10
1.4. Méthodes de dépollution des sols .....	11

### Chapitre 02 : Phytoremédiation des sols pollués

2.1. Définition de Phytoremédiation .....	14
2.2. Principes de la Phytoremédiation .....	14
2.3. Les différentes techniques de la phytoremédiation .....	15
2.3.1. Phytoextraction .....	15
2.3.2. Phytostabilisation .....	16
2.3.3. Rhizofiltration .....	17
2.3.4. Phytodégradation .....	17
2.3.5. Phytovolatilization .....	18
2.4. Avantages et limites de la phytoremédiation .....	19
2.4.1. Avantages .....	19
2.4.2. Limites .....	20

### Chapitre 03 : Généralités sur *Astragalus armatus* et le cresson alénois

3.1. Répartition Géographique de genre <i>Astragalus</i> .....	23
3.2. Importance économique et usage traditionnelles .....	24
3.3. L'espèce <i>Astragalus armatus</i> .....	24
3.4. Description botanique .....	25

3.5. Répartition Géographique de genre <i>cresson</i> .....	26
3.6. Importance économique et usage traditionnelles.....	28
3.7. L'espèce <i>cresson alénois</i> .....	28
3.8. Description botanique.....	29

**Partie Expérimentale**  
**Chapitre 01 : Matériel et Méthodes**

1.1. Objectif de l'expérimentation .....	33
1.2. Matériel végétale .....	33
1.3. Préparation des solutions du métal lourd testé (Zn) .....	34
1.4. Lieu de l'expérimentation.....	34
1.5. Scarification et levée de dormance .....	34
1.6. Dispositif expérimental de l'essai de la germination.....	34
1.7. Les paramètres mesurés.....	37
1.7.1. Calcul de la faculté de germination (FG).....	37
1.7.2. La cinétique de la germination .....	37
1.7.3. La durée médiane de la germination.....	37
1.7.4. L'indice de vigueur de semis (SVI).....	38
1.8. Analyse statistiques .....	39

**Chapitre 02 : Résultats et discussions**

2.1. Résultats .....	41
2.1.1. Effet du Zinc sur les paramètres de germination de <i>L'Astragalus armatus</i> et <i>cresson alénois</i> .....	41
2.1.1.1. Effet du Zinc sur la cinétique de germination de <i>L'Astragalus armatus</i> et <i>cresson alénois</i> .....	41
2.1.1.2. Effet du Zinc sur le taux germination final de <i>L'Astragalus armatus</i> et <i>cresson alénois</i> .....	43
2.1.1.3. Effet du Zn sur la durée médiane de germination des graines <i>L'Astragalus armatus</i> et <i>cresson alénois</i> .....	44
2.1.1.4. Effet du Zn sur L'indice de vigueur de germination des graines <i>L'Astragalus armatus</i> et <i>cresson alénois</i> .....	45
2.1.1.5. Effet du Zn sur la longueur partie aérienne de germination des graines <i>L'Astragalus armatus</i> et <i>cresson alénois</i> .....	46
2.1.1.6. Effet du Zn sur la longueur de partie racinaire de germination des graines <i>L'Astragalus armatus</i> et <i>cresson alénois</i> .....	47
2.2. Discussion .....	49
<b>Conclusion générale .....</b>	<b>53</b>
<b>Références Bibliographiques .....</b>	<b>56</b>
<b>Annexe .....</b>	<b>62</b>

## Liste des abréviations

<b>Abréviation</b>	<b>Signification</b>
ETM :	Éléments Traces Métalliques
% :	pourcentage
C° :	Degré Celsius
Cm :	centimètre
G :	gramme
L :	litre
T :	témoin
Zn :	zinc
PCB:	Les polychlorobiphényles
DDT:	le dichlore-diphényle-trichloro-éthane

## Liste des figures

<b>N</b>	<b>Titre</b>	<b>Page</b>
<b>Figure 1</b>	Origine des métaux lourds dans le sol ( <b>Robert, Juste. 1999</b> )	6
<b>Figure 2</b>	Courbe de croissance en réponse au statut nutritionnel de la plante en oligo-élément essentiel ( <b>Kabata – al, 1992 ; Morard, 1995</b> ).	8
<b>Figure 3</b>	Différentes techniques de phytoremédiation ( <b>Sourzat, 2016</b> )	14
<b>Figure 4</b>	Représentation schématique du processus de Phytoextraction des métaux lourds ( <b>Chedly, 2006</b> ).	16
<b>Figure 5</b>	Processus de la phytostabilisation des contaminants au niveau du sol ( <b>Pilon-Smits 2005</b> ).	17
<b>Figure 6</b>	Processus de la Phytodégradation des contaminants au niveau du sol ( <b>Pilon-Smits 2005</b> )	18
<b>Figure 7</b>	Processus de la Phytovolatilization des contaminants au niveau du sol ( <b>Pilon-Smits 2005</b> )	19
<b>Figure 8</b>	Présentation de quelques espèces du genre <i>Astragalus</i>	23
<b>Figure 9</b>	<i>Astragalus armatus</i> willd (APD,2021)	24
<b>Figure10</b>	Description d' <i>A. armatus</i> (a : plante ; b :feuille ; c : fruit ;d :graine)	26
<b>Figure11</b>	Carte géographique situant de <i>Lepidium sativum</i> ( <b>Gregory, 2007</b> )	27
<b>Figure12</b>	Le cresson alénois ( <b>George,1999</b> )	29
<b>Figure13</b>	la vue picturale de (a) les graines de cresson, (b) les graines dans l'eau, et (c) lapoudre de graines de cresson ( <b>Rasavi et al., 2007</b> )	30
<b>Figure14</b>	Aspect morphologique de <i>Lepidium sativum</i> a: feuilles; b:tiges; c:fleurs; d:grains ( <b>George,1999, p.26</b> )	30
<b>Figure15</b>	Les graines d' <i>Astragalus armatus</i> (originale, 2022).	33
<b>Figure16</b>	Les graines de <i>Cresson alénois</i> (originale, 2022)	33
<b>Figure17</b>	Schéma du dispositif expérimental adopté	35
<b>Figure18</b>	Photo du dispositif expérimental de <i>cresson alénois</i>	36
<b>Figure19</b>	Photo du dispositif expérimental d' <i>A. Armatus</i>	36
<b>Figure20</b>	mesure de la longueur de la racicule et de la pousse après 12 jours de La germination des graines de <i>A. armatus</i> (originale, 2022)	39
<b>Figure21</b>	mesure de la longueur de la racicule et de la pousse après 7 jours de La germination des graines du <i>Cresson alénois</i> (originale, 2022)	39
<b>Figure22</b>	La cinétique de germination de <i>L'Astragalus armatus</i> par jour sous l'effet du Zinc	41

<b>Figure 23</b>	La cinétique de germination de <i>Cresson alénois</i> par jour sous l'effet du Zinc	42
<b>Figure 24</b>	Effet des Doses du Zn sur le taux de germination des graines des deux espèces ( <i>A.armatus</i> et le <i>Cresson alénois</i> )	43
<b>Figure 25</b>	Effet des Doses du Zn sur la durée médiane (j) de germination des graines des deux espèces ( <i>A.armatus</i> et le <i>Cresson alénois</i> )	44
<b>Figure 26</b>	Effet des doses du Zn sur l'indice de vigueur de germination des graines de l' <i>A. Armatus</i> et le <i>Cresson alénois</i>	45
<b>Figure 27</b>	Effet des Doses du Zn sur la longueur de la partie aérienne des graines d'espèce : <i>A. Armatus</i> et <i>Cresson alénois</i>	46
<b>Figure 28</b>	Effet des Doses du Zn sur la partie racinaire de germination des graines d'espèce : <i>Armatus</i> et <i>cresson</i>	47

**Liste des tableaux**

<b><u>N</u></b>	<b><u>Titre</u></b>	<b><u>Page</u></b>
<b>Tableau 01</b>	Méthodes de dépollution des sols par les métaux lourds et ordres de grandeur des coûts associés <b>(Paul Lecomte, 1998.)</b>	12
<b>Tableau 02</b>	La classification scientifique de <i>Lepidium sativum</i> <b>(Friedel, 1904).</b>	11

# **Introduction**

## **Générale**

## Introduction générale

---

### Introduction

Les métaux lourds sont des éléments métalliques d'origine naturelle (dégradation des roches mères) et anthropique (activités agricoles et industrielles). Ce sont des composés extrêmement stables dans l'environnement, ils sont non biodégradables, ils peuvent s'accumuler dans le sol à travers l'activité agricole : épandage des produits phytosanitaires, irrigation par des eaux usées brutes. Ils se retrouvent ainsi le long de la chaîne alimentaire (**Lemière et al., 2001**).

Les polluants peuvent également être drainés par l'eau et les retombées de pluie caractérisant le dépôt humide. Outre leur persistance, l'effet négatif des métaux lourds sur les composants de l'écosystème peut être atténué par de nombreuses techniques telles que l'immobilisation et la phytoremédiation, une technologie verte basée sur l'utilisation des propriétés des espèces végétales telles que l'absorption et l'immobilisation des métaux lourds pour nettoyer les sites contaminés (**Lim et al., 2004 ; Pilon Smits, 2005**).

Pour réduire les effets toxiques des métaux lourds, il existe principalement des technologies de remédiation mécanique ou physico-chimique, stabilisation / immobilisation et désorption thermique, utilisés pour l'élimination des contaminants (**Belluck et al., 2006**). Ces techniques sont généralement coûteuses et perturbent les mécanismes biologiques du sol. Par conséquent, la technologie de phytoremédiation a reçu une considération croissante (**Marques et al., 2009**). La phytoremédiation est l'utilisation de plantes pour éliminer ou dégrader les contaminants organiques et inorganiques du sol et de l'eau (**Suthan et Suthersan, 2001**). Et ce par l'ajustement osmotique qu'il est l'un des mécanismes adaptatifs principaux des halophytes, qui comporte l'accumulation des molécules en réponse à un stress (**Zhang et al., 1999**) grâce à l'induction des gènes impliqués dans la synthèse des acides aminés comme la proline (**Szabados et Savouré, 2009**), des sucres solubles (**Zerrad, 2006 ; Bouchoukh, 2009 ; Azzouz, 2011**), et aussi dans la synthèse des protéines totales (**Zerrad, 2006**). En outre, les espèces végétales développent un système antioxydants par l'utilisation des polyphénols et flavonoïdes, plusieurs espèces appartenant au genre *Atriplex* sont bien adaptées à des conditions environnementales extrêmes et peuvent présenter des propriétés accumulatrices de métaux lourds (**Martinez et al., 2003**).

Le zinc est parmi les métaux lourds le plus fréquemment retrouvé à forte concentration dans les sols de friches industrielles (**Rollin et Quiot, 2005**). Il est un métal nécessaire en quantité généralement faible à la vie d'un grand nombre d'organismes car il joue un rôle

## Introduction générale

---

métabolique (métabolisme protéique et énergétique). Il permet d'éviter tout risque de lésion cutanée. A forte concentration, il peut être toxique. Il devient un contaminant et les plantes, premiers maillons de la chaîne alimentaire sont les premières touchées. Une de ces plantes est le cresson qui est un aliment occupant la septième place des légumes-feuilles très consommés par les ménages malgaches (**Rafalimanana, 2008**).

L'espèce *Astragalus armatus* Willd. est une Fabaceae localement connu comme " ketad ou goundal " est une espèce endémique en Algérie. Selon CHAIEB (1997), Toutefois, bien qu' *Astragalus armatus* soit considérée comme étant une espèce marquant la dégradation, elle peut contribuer, ne serait-ce que de façon partielle, au processus de restauration de l'équilibre écologique dans ces milieux dégradés. Le piégeage du sable et la reconstitution du voile éolien par les touffes très développées entraînent une amélioration du bilan hydrique du sol et favorisent la germination d'espèces jusqu' alors raréfiées. Enfin, son aptitude à fixer de l'azote atmosphérique contribue à améliorer la fertilité du sol. Selon Mallem (2018), *l'Astragalus armatus* une chamaephyte à faible valeur pastorale a montré une prolifération remarquable dans les zones ensablée, c'est une espèce qui apparaît dans les zones anciennement cultivées et les zones sur pâturées, Chaieb (1997) a expliqué cette prolifération par l'architecture racinaire de cette plante, favorisant l'absorption d'eau et encore à son pouvoir germinative élevé. Les modifications floristiques des écosystèmes pastoraux des régions arides et désertiques, sous l'effet de la pression animale et du déficit hydrique, affectent en premier lieu les graminées et les chamaephytes palatables. Le maintien de la productivité biologique du milieu demeure, dans de telles conditions, lié à l'apparition d'un nouveau type de végétation peu productif mais en équilibre avec ce nouvel environnement. Vu sa prolifération rapide en milieu aride et pauvre et son pouvoir d'adaptation aux conditions extrêmes de l'aridité et sa capacité à restaurer la richesse microbienne et fongique et en azote des sols ensablés (**Mallem, 2018**) , nous nous demandons si cette plante présente aussi un pouvoir de tolérance aux métaux lourds ?

L'espèce *Lepidium sativum* est une Brassicaceae, les espèces de ce genre sont cosmopolites, certaines se sont adaptées à des milieux particuliers, comme les montagnes ou les déserts, présentent une lignification poussée et une surface foliaire réduite (**Guingard et Dupont, 2004**). Dans cette étude, Le but de cette étude est de déterminer la gamme des doses de zinc tolérées par *Astragalus armatus* et comparé au cresson au stade de la germination, puisque le cresson est déjà connu comme espèce épuratrice des eaux contenant du zinc (**Andriamihamarivo, 2013**).

## Introduction générale

---

Ce mémoire est scindé en six chapitres répartis comme suit :

- Premier chapitre présente *l'Astragalus armatus*.
- Deuxième chapitre présente *Lepidium sativum*.
- Troisième chapitre est consacré à exposer la pollution par les Métaux lourds.
- Quatrième chapitre est consacré pour la phytoremédiation des sols pollués.
- Cinquième chapitre : Matériel et méthodes.
- Sixième chapitre : résultats et discussion.

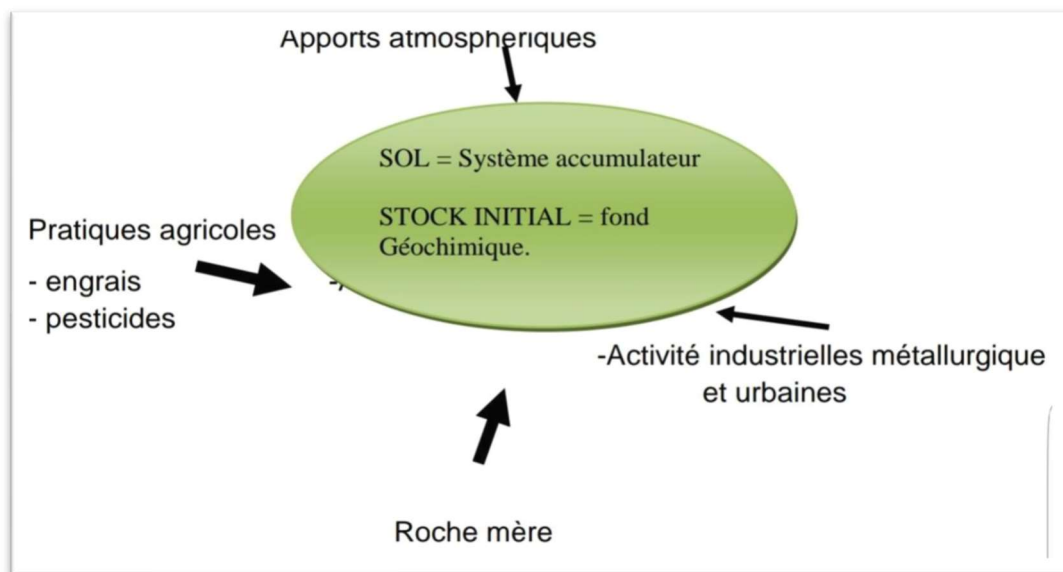
Enfin, nous terminerons par une conclusion générale.

# **Partie Bibliographie**

**Chapitre 1:**  
**Les Métaux lourds et**  
**la pollution**

### 1.1. Origine des métaux lourds dans les sols

La pollution métallique des sols due à des activités humaines (agricoles, domestiques et industrielles). Cependant, les métaux existent naturellement dans les sols car ils sont présents dans la roche mère qui subit notamment des phénomènes d'érosion et d'altération (Figure. 1). Les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent pendant de longues périodes dans le sol ; ce qui constitue un sérieux problème environnemental (**Robert, Juste. 1999**).



**Figure 1** : Origine des métaux lourds dans le sol (**Robert, Juste. 1999**)

#### 1.1.1. Origine naturelle

Les métaux lourds se trouvent dans tous les écosystèmes naturels et à tous les niveaux, dans le milieu aquatique, dans les roches et chez la communauté animale et végétale. Parmi les importantes sources naturelles : les activités sismiques et volcaniques, l'érosion, les incendies de forêts, les rivières et fleuves, le lessivage des sols et l'altération des continents (**Selka, 2015**).

#### 1.1.2. Origine anthropique

L'accroissement de la population et l'intensification des activités industrielles ont contribué considérablement à l'augmentation de la concentration des éléments traces dans l'environnement. Les rejets industriels non réglementés représentent un apport important en éléments traces dans les milieux, qu'il soit atmosphérique, aquatique ou terrestre. L'enrichissement en composés xénobiotiques est, entre autres, favorisé par divers processus de transformation dont la production non ferreuse des métaux (As, Cd, Cu, Zn), la combustion de

charbon (Ni, Pb), les pratiques agricoles (As, Cd, Pb) et le transport routier (Pb, Mn) (**Grant, 2008 ; Kabata Pendias, 2011**).

Un grand nombre de "métaux lourds" sont utiles pour la vie comme le fer pour le transport de l'oxygène. Cependant, ils deviennent toxiques lorsque leur concentration augmente comme l'arsenic, l'argent, l'aluminium ou le plomb. De plus, parmi les ETM, quatre n'ont aucun rôle profitable pour notre organisme, et peuvent tout au contraire induire des maladies graves : le mercure, le plomb, le nickel, le cadmium et le Zinc.

### 1.2. Le Zinc (Zn)

Le Zinc est un élément chimique de symbole Zn et de numéro atomique 30, c'est un métal de couleur bleu-gris moyennement réactif qui se combine avec l'oxygène et d'autres éléments non métalliques, et qui réagit avec des acides dilués en dégageant de l'hydrogène (**Bentata, 2015**).

#### 1.2.1. Utilisation de Zinc

Le zinc entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze, alliage légère) il est utilisé dans la construction immobilière, dans les équipements pour l'automobile, dans les chemins de fer et dans la fabrication de produits laminés ou formés. Ce métal constitue également un intermédiaire dans la fabrication d'autres composés et sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique (**Belabed, 2010**).

#### 1.2.2. Rôle du Zinc

Le Zinc est un élément essentiel pour le développement des organismes vivants. Le corps humains contient 2 à 4 grammes de Zinc, il sert notamment de catalyseur dans des réactions enzymatiques et d'élément coordinateur pour de nombreuses protéines et enzymes (**Berg, 1986; Soliset al., 1999**). Chez l'homme, les protéines de type doigts de Zinc, caractérisées par l'utilisation du Zinc comme élément récepteur et coordinateur, jouent un rôle d'activateur ou de répresseur de la transcription du matériel génétique (**Berg et Shi, 1996**).

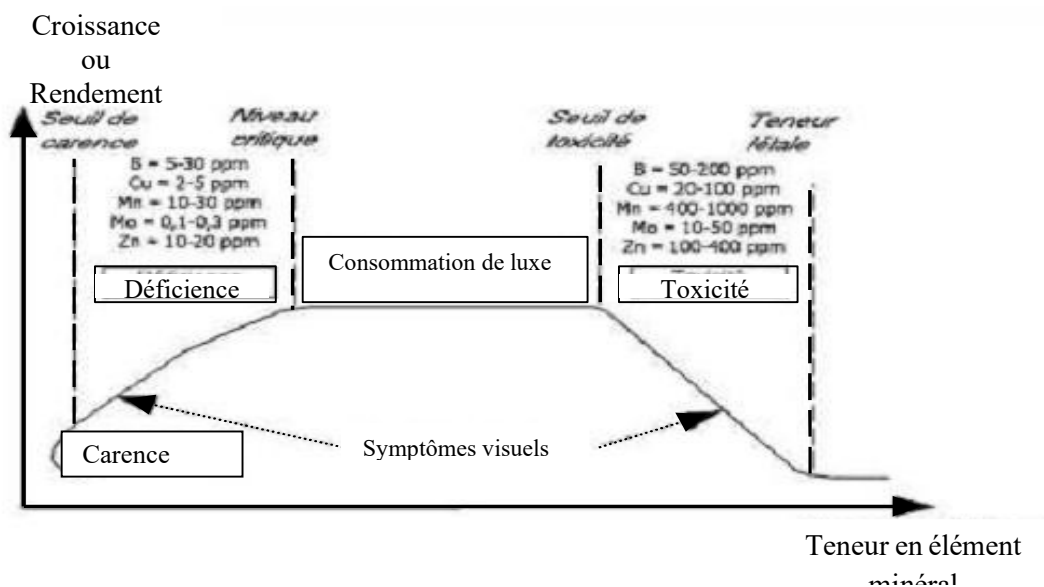
Chez les végétaux, une carence en zinc entraîne des modifications morphologiques des feuilles (tailles réduites, déformations); chez les dicotylédones, un raccourcissement de l'entre-nœud, conduit à un raccourcissement de la tige. Les niveaux critiques de carence dans les

## Chapitre 1: Les Métaux lourds et la pollution

feuilles sont estimés entre 10 et 20  $\mu\text{g/g}$  de matière sèche. Différents facteurs imposés par le sol peuvent être à l'origine d'une déficience en zinc : des teneurs en zinc faibles, une nature calcaire et un pH supérieur à 7, une faible teneur en matière organique, une inactivation par les microorganismes. De plus, l'assimilation du zinc peut être réduite par les difficultés d'exploration du sol par les racines, par des températures basses, par des effets antagonistes (avec le cuivre, le fer ou le phosphore par exemple). Enfin, le seuil de carence est variable entre les espèces végétales (Kabata-Pendias et Pendias, 1992)

### 1.2.3. Phytotoxicité

Selon Morad (1995), le zinc est un «micro-élément» ou oligo-éléments; il est indispensable au métabolisme des êtres vivants (végétaux et animaux), on le retrouve dans es tissus mais à de plus faibles teneurs que dans les sols ( $< 0,01\%$ ). Cependant, aux fortes concentrations, il devient toxique, comme le montre la Figure 2.



**Figure 2 :** Courbe de croissance en réponse au statut nutritionnel de la plante en oligo-élément essentiel (Kabata – al, 1992 ; Morard, 1995).

Les concentrations considérées comme toxiques sont estimées entre 100 et 400  $\mu\text{g/g}$  de matière sèche (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Cette toxicité se traduit par une réduction de la croissance des racines et des feuilles, suivie d'une chlorose des jeunes feuilles pouvant être induite par une carence en fer ou magnésium. Le principal mécanisme de tolérance au zinc consiste en l'immobilisation du métal dans les vacuoles (Marschner, 1995).

## Chapitre 1: Les Métaux lourds et la pollution

---

Les bases moléculaires de ces perturbations résultent d'un stress oxydant. Pour Halliwell (1987), le stress oxydant implique la production d'espèces réactives de l'oxygène ( $O_2$ ,  $H_2O_2$ , radical  $OH\cdot$ ) et est synonyme de dommages. Ces composés sont normalement produits dans les cellules ; la production est parfaitement maîtrisée par des systèmes de défense antioxydant. Lorsque le stress est important, la production.....

### 1.3. La pollution

#### 1.3.1. Définition de la pollution

La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects altérant les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers des ressources agricoles, en eau et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède, les possibilités du milieu ou encore en enlaidissant la nature (**Emilian, 2004**). La définition de pollution est donc très large et elle permet de comprendre aussi bien des polluants d'origine naturelle que des polluants liés à l'activité humaine (anthropique) (**Emilian, 2004**).

#### 1.3.2. Pollution des sols

La pollution des sols et des sous-sols résulte des conséquences des diverses activités humaines (industrielles, agricoles ...) cumulées au cours des temps (**Jeannot *et al.*, 2001**). Ces pollutions négligées jusqu'à une époque relativement récente deviennent aujourd'hui, environnementales et socio-économiques (**Jeannot *et al.*, 2001**).

Il y a une contamination, lorsqu'une telle substance potentiellement dangereuse est introduite artificiellement dans un milieu naturel, qu'elle que soit sa teneur (contaminant). Il y a une pollution, quand la teneur est potentiellement dangereuse, ou lorsqu'elle atteint les valeurs limites fixées par les normes (valeur guides) (**Jeannot *et al.*, 2001**).

#### 1.3.3. Types de pollutions

Selon la nature des polluants la pollution du sol est divisée en:

### 1.3.3.1. Pollution organique

La pollution organique est un type de pollution chimique provoquée par les polluants carbonés, comme la matière organique (lisier, boues d'épuration, etc.), les organochlorés (DDT) le dichloro-diphényle-trichloro-éthane ou encore les polychlorobiphényles (PCB) Les polychlorobiphényles. Dans le cas de la matière organique, les polluants peuvent augmenter la turbidité des eaux et créer un phénomène d'eutrophisation avec une diminution de la quantité d'oxygène dissous. Ces modifications environnementales ont de profondes conséquences sur les populations d'un milieu (disparition d'espèces, prolifération d'autres espèces).

Les effets des autres polluants organiques sont très variables suivant leur nature, certains étant très biodégradables (carbamates), d'autres persistants (dioxines). Parmi ces derniers, les polluants organiques persistants (POP), tels que les PCB et le DDT, sont particulièrement toxiques puisqu'ils sont lipophiles. Il y a donc bioamplification de ces polluants à chaque échelon de la chaîne trophique, les derniers étant les plus contaminés.

Les polluants organiques renferment une large gamme de composés qui peuvent être classés selon :

- **Leur origine** (pesticides, carburants, explosifs, résidus de l'industrie pétrolière, déchets issus de la production de coke, ...etc.),
- **Leur structure chimique** (hydrocarbures, diphényles poly-chlorés (HDP), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), benzène/toluène/éthylebenzène/xylène (BETX), dioxines...etc.)
- **Leur propriétés chimiques ou physiques** (liquides non aqueux, composés organiques volatiles).

### 1.3.3.2. Pollution minérale

Parmi la variété de polluants du sol, les métaux lourds posent un problème particulier dans la mesure où ils sont non biodégradables : ils s'accumulent donc dans le sol tant que perdure la source de contamination ; cette période peut durer plusieurs dizaines d'années. Ajoutons que la toxicité des métaux lourds, connue depuis l'Antiquité pour certains d'entre eux, a été tragiquement illustrée au XXe siècle par plusieurs catastrophes telle que celle de Minamata (Japon) dans les années 50, qui ont motivé l'étude des effets de ces éléments sur

l'environnement et sur la santé (**Jeannot *et al.*, 2001**).

La composition chimico-minéralogique du sol est un paramètre important qui va influencer la biodisponibilité et l'écotoxicité des métaux lourds. Ces éléments n'étant pas biodégradables, ils constituent des composés extrêmement stables dans l'environnement (**Marc Bonnard, 2010**).

### 1.4. Méthodes de dépollution des sols

Les techniques biologiques semblent toutefois les plus prometteuses dans la mesure où elles ne nécessitent pas une excavation lourde (phytoremédiation), parce qu'elles sont relativement bon marché et parce qu'elles ne nécessitent pas d'injecter dans le sol des solutions qui peuvent avoir un impact négatif sur la flore, sur les micro-organismes ou sur l'acidité du sol.

La dépollution est un problème très complexe. Chaque technique dispose d'avantages et d'inconvénients en termes de temps, de coût, de préparation du sol, de transport, d'effets secondaires, etc. Chaque site est unique et une étude au cas par cas s'impose pour déterminer la meilleure combinaison de ces méthodes en tenant compte des caractéristiques physico-chimiques, biologiques et hydrogéologiques du sol. Dans le tableau 1 plusieurs méthodes de dépollution des sols sont présentés selon **Gamaly et al. (2002)**.

**Tableaux 1 : Méthodes de dépollution des sols par les métaux lourds et ordres de grandeur des coûts associés (Paul LecOmte.2<sup>e</sup>edition, 1998.)**

Méthodes	Description	Coût
Physiques	<b>Excavation + traitement</b> (le traitement dépend de l'élément)	70-220 Eur/t
	<b>Excavation + enfouissement</b>	Nd
	« <b>Lavage physique</b> » : consiste à éliminer la phase de taille et/ou de densité dans laquelle sont concentrés les métaux lourds (phase de concentration, en général la fraction la plus fine <sup>11</sup> ), par diverses techniques (tamisage, filtration...) + traitement éventuel.	70-220 Eur/t
	« <b>Mise en tombeau</b> » ou confinement par encapsulation : enfermement du matériel pollué dans un dispositif de parois, couverture et/ou fond étanches.	30-150 Eur/m <sup>2</sup>
	<b>Stabilisation</b> par injection de ciment (ou matériau analogue) + eau pour piéger le polluant dans un milieu non lessivable et stable dans le temps.	30-200 Eur/t
	<b>Inertage</b> par mélange à de la chaux ou à de la cendrée.	30-200 Eur/t
Chimiques	<b>Mobilisation et extraction</b> : injection <i>in situ</i> d'une solution de lessivage (acide pour les métaux lourds, HCl, HNO <sub>3</sub> ou H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> ) + pompage et recyclage de la solution, ou traitement sur site après excavation éventuellement combinée à une séparation granulométrique.	30-150 Eur/m <sup>3</sup> <i>in situ</i> (sinon 140-270 Eur/t)
	Réaction de <b>réduction</b> visant à changer la spéciation (Cr VI → Cr III notamment, par exemple par mise en place dans une nappe phréatique d'une barrière perméable contenant de la grenaille de fer en solution acide. Le fer est oxydé en Fe <sup>2+</sup> par l'acide, puis réduit les ions Cr <sup>6+</sup> en donnant Cr <sup>3+</sup> et Fe <sup>3+</sup> ). Également utilisée pour faire précipiter les métaux et limiter ainsi leur mobilité.	20-100 Eur/m <sup>3</sup>
	<b>filectro-réhabilitation</b> (très employée pour les métaux lourds) : application d'un courant continu intense dans le sol provoquant la migration des cations métalliques vers une cathode insérée dans une cavité semi-perméable dans laquelle circule une solution acide permettant d'extraire les éléments.	Nd
Therm.	<b>Incinération</b> : utile pour les métaux volatilisables comme Cd, Pb ou Zn, récupérés avec les gaz puis recyclés.	300-1000 Eur/t
	Inertage par <b>vitrification <i>in situ</i></b> en appliquant un courant intense dans le sol, avec récupération et traitement des gaz d'échappement.	230-500 Eur/t
Biologiques	<b>Biolixiviation</b> par des bactéries spécifiques, résistantes aux métaux et oxydant le fer et les sulfures, ce qui libère les cations métalliques. Peut se faire dans un contenant (bioréacteur) après excavation.	20-150 Eur/t
	<b>Phytoremédiation</b> : bien adaptée aux métaux lourds. Epuration du milieu par des végétaux supérieurs spécifiques qui concentrent les métaux soit dans les racines ( <i>rhizofiltration</i> ), soit dans les parties aériennes ( <i>phytoextraction</i> ), ou qui les piègent dans leur réseau racinaire ( <i>phytostabilisation</i> ). Les plantes stockent soit des métaux spécifiques, soit sont « multi-métaux ». Elles sont régulièrement arrachées puis replantées.	≈ 200 Eur/t pour la phyto-extraction <i>ex situ</i> (coût plus faible <i>in situ</i> )
	<b>Lagunage</b> : consiste à faire passer des effluents à travers des marécages dont la végétation (plantes, algues, bactéries...) immobilise les métaux, notamment par précipitation sous forme sulfurée (bactéries sulfo-réductrices).	Nd

**Chapitre 02 :**  
**Phytoremédiation des**  
**sols pollués**

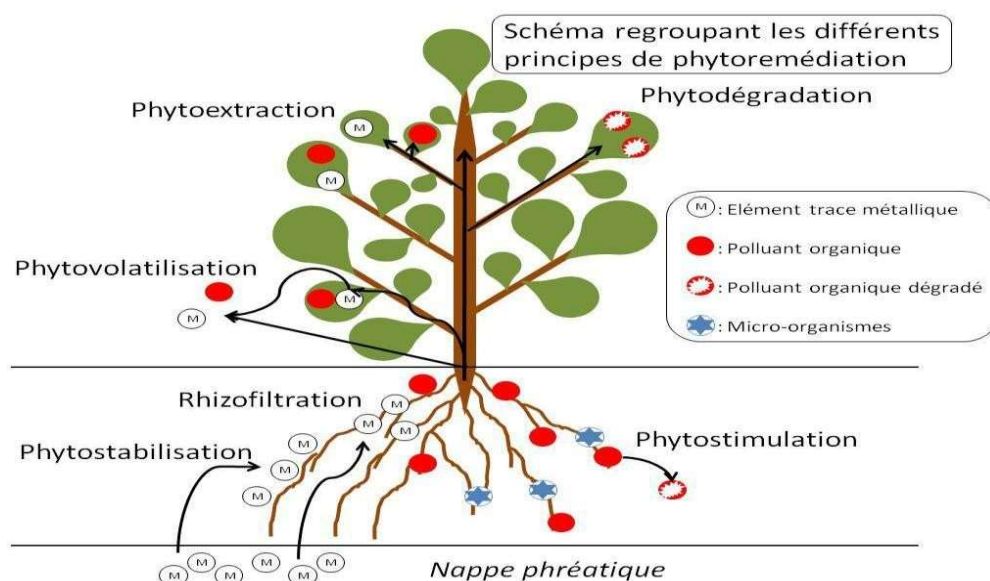
### 2.1. Définition de la Phytoremédiation

La Phytoremédiation est une technologie de dépollution qui semble efficace pour un large spectre de polluants organiques et inorganiques. Elle peut être utilisée sur des substrats solides, liquides ou gazeux (**Pilon-Smits, 2005**). La phytoremédiation est une option qui est largement étudiée au cours de ces dernières années pour remédier à ce type de contamination dans des lieux étendus où l'excavation est impossible au vu des volumes considérés (**Janssen et al., 2015**).

La phytoremédiation est une technique à faible coût comparée aux techniques conventionnelles. Elle permet de plus de conserver le potentiel écologique du site et possède une très bonne image auprès du public (**Macci, Masciandaro et al., 2013**). Son principal défaut est sa lenteur de remédiation qui s'estime à plusieurs dizaines d'années (**Evlard, 2013**).

### 2.2. Principes de la Phytoremédiation

La phytoremédiation consiste à utiliser des plantes et des microorganismes qui leur sont associées (**Mench et al., 2010**). La phytoremédiation est subdivisée suivant le mécanisme de remédiation appliqué auprès des polluants : on retrouve la phytostabilisation, la phytoextraction, la Phytodégradation, la Phytovolatilization et la rhizofiltration (figure 03). Ces trois dernières notions concernent exclusivement les sols contaminés avec des éléments organiques. Leurs principes se basent sur une dégradation des polluants en composés plus simples et moins toxiques qui pourront ensuite être utilisés par la plante elle-même ou par des microorganismes qui leur sont associés (**Bert et al., 2012**).



**Figure 3:** Différentes techniques de phytoremédiation (**Sourzat, 2016**)

### 2.3. Les différentes techniques de la phytoremédiation

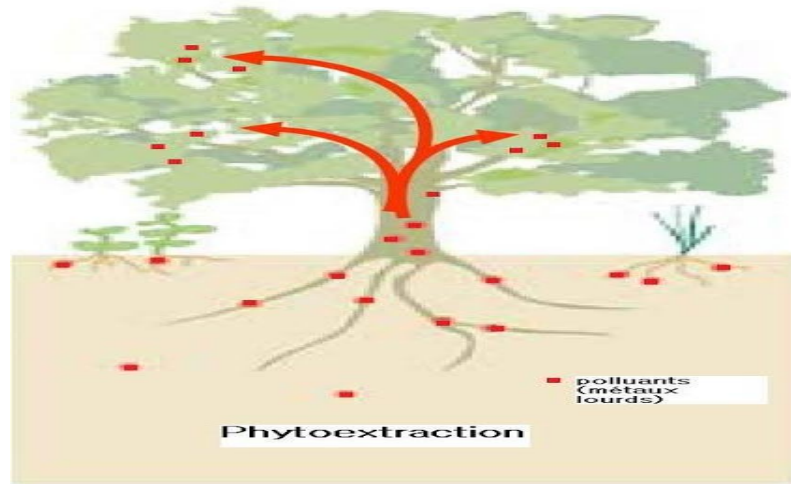
La phytoremédiation regroupe différentes méthodes qui sont appliquées selon la contamination et les objectifs de remédiation (**Brooks, 1998 ; Bert *et al.*, 2000**), qui peuvent mener à la dégradation du contaminant, enlèvement (par accumulation ou dissipation), ou immobilisation (**Bruce Pivetz, 2001**). Actuellement, la phytoremédiation se divise en cinq domaines d'application différents (**Pulford et Watson, 2003 ; Vavasseur *et al.*, 2003**).

#### 2.3.1. Phytoextraction

La phytoextraction est une technique de remédiation reposant sur la capacité des plantes à prélever des contaminants depuis le sol (ou l'eau) par les racines et les transférer et accumuler dans les parties aériennes. Cette technique est particulièrement adaptée aux sols présentant une pollution diffuse, où les polluants sont présents en proportion modérée et en surface. Elle peut être couplée à l'ajout de chélateurs pour augmenter la mobilité et l'absorption des éléments dans la plante (**Huang *et al.*, 1997**).

La phytoextraction est influencée par les caractéristiques physiologiques et génétiques des plantes. De récentes observations soulignent l'importance du choix des plantes qui doivent notamment respecter certains critères (**Phielor *et al.*, 2013**): (i) avoir une croissance rapide et une forte production de biomasse, (ii) être tolérantes aux métaux et (iii) pouvoir accumuler une grande quantité de métaux dans leurs parties aériennes, (iv) posséder un système racinaire profond et étendu, (v) s'adapter aux caractéristiques du sol à traiter (plantes natives ou adaptées), (vi) et nécessiter peu d'entretien. Peu ou pas de plantes répondent à l'ensemble de ces critères.

On peut noter l'utilisation de plantes hyper accumulatrices (*Noccaea caerulescens*, *Berkeyacodini* et *Alyssus murale*) présentant des capacités d'accumulation et un facteur de bioconcentration important, et l'utilisation de plantes à fort rendement de biomasse mais à plus faible accumulation (saule ou peuplier) (figure.4). Les parties aériennes concentrées en métaux sont ensuite retraitées par combustion, pyrolyse ou gazéification (**Chalot *et al.*, 2012; Bert *et al.*, 2017**), ou faire l'objet d'une récupération des ETM (élément-trace métallique) par chélation et utilisés à des fins industrielles ou pharmaceutiques (**Mahar *et al.* 2016**).



**Figure 4 :** Représentation schématique du processus de Phytoextraction des métaux lourds (Chedly, 2006).

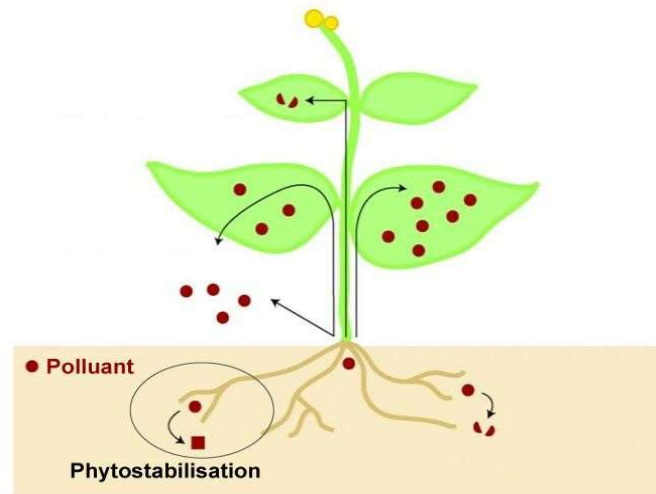
### 2.3.2. Phytostabilisation

La phytostabilisation vise à végétaliser un sol pollué dans le but d'immobiliser les ETM dans le sol. Cette technique permet la diminution du transfert des polluants vers les nappes phréatiques et vers l'atmosphère. De plus, la présence du couvert végétal limite d'une part l'érosion hydrique et éolienne, et d'autre part le contact direct avec les animaux et les hommes (Mahar *et al.*, 2016). Les ETM sont immobilisés dans la rhizosphère grâce à différents mécanismes dont l'adsorption au niveau des racines, la précipitation dans la rhizosphère, la complexation ou le changement de l'état de valence du métal (Bolan *et al.*, 2011).

Le choix de la plante et l'apport d'un amendement (*agents* alcalins, phosphates, matière organique) sont deux critères importants dans la réussite de la remédiation. En particulier, le choix de la plante doit tenir compte des critères suivants (Phieler *et al.*, 2013) ,(i) être tolérance aux ETM présents dans le sol, (ii) avoir une croissance rapide avec une grande capacité de couverture du sol et un système racinaire étendu et abondant, (iii) pouvoir retenir les polluants au niveau des racines ou de la rhizosphère, (iv) avoir une faible capacité à accumuler les polluants, (v) nécessiter un entretien réduit, et (vi) avoir une longévité importante (figure.5).

## Chapitre 2: Phytoremédiation des sols pollués

Contrairement à la phytoextraction, les polluants ne sont pas extraits du sol, ce qui nécessite un monitoring permanent afin de veiller au maintien des conditions stabilisantes.



**Figure 5:** Processus de la phytostabilisation des contaminants au niveau du sol (Pilon-Smits 2005).

### 2.3.3. Rhizofiltration

Ce dernier cas ressemble beaucoup au précédent. Nous restons ici sur un traitement de pollution organique. Selon Sterckeman, *et al.*, (2011), La rhizodégradation désigne la dégradation des contaminants, pour la plupart organiques, sous l'action des racines et des micro-organismes associés. Les plantes utilisées ne sont pas dans la capacité de faire passer les éléments toxiques dans leurs organismes. L'efficacité de cette méthode dépendra donc de l'importance de la vie microbienne présente au sein de l'appareil racinaire. Tout comme la Phytodégradation, le but ici est de dégrader les polluants en substances moins toxiques, pour les réintégrer dans les cycles de matières. Les facteurs limitant sont les mêmes que pour la Phytodégradation : la concentration en molécules toxiques et surtout la vie microbienne du sol. Des plantes comme la luzerne (*Medicago Sativa*) mais aussi le trèfle rampant (*Trifolium repens*) peuvent être utilisés dans cette technique (Bert, *et al.*, 2013).

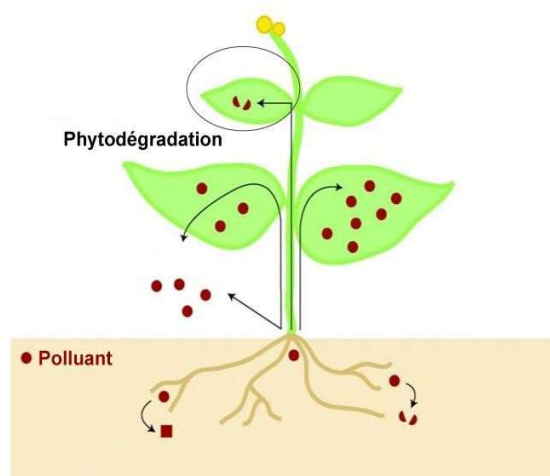
### 2.3.4. Phytodégradation

Cette méthode concerne la pollution organique et non pas celle des éléments traces. Les plantes utilisées dans cette technique n'ont pas la capacité de stocker les polluants dans leurs organismes. Cependant, elles sont capables de dégrader les polluants organiques à

## Chapitre 2: Phytoremédiation des sols pollués

l'intérieur des cellules de leurs appareils aériens et racinaires. Précédemment, nous avons vu que les éléments majeurs présentaient un danger lorsqu'ils formaient certaines molécules toxiques. Avec la Phytodégradation, les plantes utilisées absorbent les molécules nocives et sont capables de les dégrader en molécules moins toxiques (**Dabouineau, et al., 2005**). Les végétaux concernés sont donc capables de vivre dans des milieux saturés en polluants organiques (figure 6). Ils absorbent les éléments polluants dans la solution du sol et les dégradent au sein de différents appareils.

Précisons que si les molécules toxiques sont trop concentrées ou si la vie microbienne du sol n'est pas assez développée, ce processus sera ralenti voir irréalisable. La Phytodégradation répond donc à l'objectif de gestion du risque de la phytoremédiation, mais elle ne traite pas le sujet des éléments traces. Des végétaux comme le Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) sont notamment utilisés dans cette sous technique (**Lenoir, 2008**).

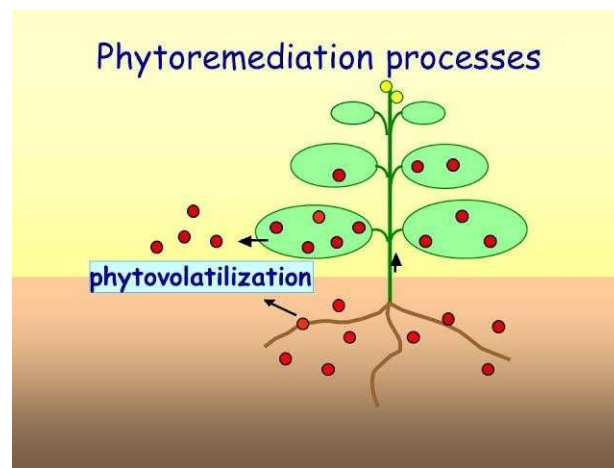


**Figure 6 :** Processus de la Phytodégradation des contaminants au niveau du sol  
(**Pilon-Smits 2005**)

### 2.3.5. Phytovolatilization

La Phytovolatilization utilise les plantes pour transférer les ETM du sol vers l'atmosphère. En effet, certains éléments (As, Hg et Se) peuvent être présents sous forme gazeuse dans l'environnement. Dans ce procédé, les ETM sont absorbés par les racines, transférés dans les parties aériennes où ils sont transformés sous leur forme volatile avant d'être émis dans l'atmosphère (figure 7). Cette technique a tout d'abord été utilisée pour la remédiation des sols contaminés au mercure, les ions  $Hg^{2+}$  et le Hg organique peuvent être

transformés en Hg (**Kabata-Pendias 2011**). De la même façon, le Se peut être transformé en  $(\text{CH}_3)_2\text{Se}$  qui est volatile (**Kabata-Pendias 2011**).



**Figure 7 :** Processus de la Phytovolatilization des contaminants au niveau du sol (**Pilon-Smits 2005**)

### 2.4. Avantages et limites de la phytoremédiation

#### 2.4.1. Avantages

La phytoremédiation exige beaucoup moins d'investissement, Environ 10 fois moins que les méthodes de décontamination basées sur l'ingénierie, entre autres parce qu'elle fonctionne naturellement à l'énergie solaire (**Glass, 1999**) mais aussi parce que les travaux nécessitent moins de transport des sols excavés (**Pilon-Smits, 2005**) et que les coûts peuvent être amortis sur plusieurs années. La décontamination du plomb, sur un terrain de 0.4 ha peut coûter entre 50 et 65 % moins cher par phytoextraction et traitement de la biomasse (150000-250000\$ US) comparativement à l'excavation et l'enfouissement (500 000\$ US) (EPA, 2000). Selon une autre étude, pour un site contaminé au plomb avec des dimensions similaires, la décontamination traditionnelle (incluant l'excavation sur 50 cm de profondeur) peut coûter entre 400 000 et 1 700 000\$ US, tandis que la phytoremédiation peut coûter entre 60 000 et 100 000\$ US (2004) (Khan,2004).

La remédiation de solvants dans l'eau souterraine, sur un terrain de 1 ha pendant 3 ans, peut coûter 50 % moins cher par la phytodégradation et le contrôle hydraulique effectué par des plantes qui assèchent les sols ou font baisser la nappe phréatique (200 000\$ US d'installation et de maintenance initiale) qu'un système de pompage et de traitement (700 000\$ US de coût d'opération annuels; estimé en 2000) (EPA, 2000).

Un des principaux avantages de la phytoremédiation est sa grande versatilité (**Glass, 1999**). En effet, plusieurs types de contaminants peuvent être éliminés dans divers types d'environnements, grâce à la multitude de plantes qui existent et à leurs diverses adaptations. De plus, la phytoremédiation étant généralement pratiquée in situ, cela permet de conserver la structure et les propriétés des sols, de limiter l'érosion et le déplacement des polluants (**Pilon-Smits, 2005**) Certes, dans les projets de phytoextraction, il faut traiter les végétaux contaminés, mais comme ceux-ci concentrent les métaux, seuls de petits volumes de biomasse sont déplacés (jusqu'à 95 % moins de volume) (**Ghosh, 2005**), comparativement à des tonnes de sol avec les méthodes conventionnelles in situ (Delisle, 2011). Enfin, la phytoremédiation étant une méthode basée sur les plantes, ces dernières rendent généralement divers services écosystémiques en plus de permettre la décontamination d'un site. Elles contribuent ainsi à assainir l'air, séquestré du dioxyde de carbone et à enrichir la biodiversité des sites dégradés (**Labrecque, 2014**).

### 2.4.2. Limites

Malgré les nombreux avantages qu'elle confère, la phytoremédiation a toutefois quelques contraintes qui peuvent freiner son utilisation et son efficacité (**Maestri & Marmioli, 2011**). Ces limites se doivent d'être explicitées pour en arriver à une meilleure compréhension des problématiques auxquelles se heurte la phytoremédiation, et ce, dans le but que des solutions soient proposées pour en atténuer les désavantages et permettre une optimisation de l'utilisation de la méthode.

- D'abord, la première contrainte à la phytoremédiation est que le contaminant doit se retrouver dans la zone racinaire des plantes pour être traité, sans quoi, il n'y a aucun effet. Pour cela, les plantes doivent être en mesure d'entraîner leurs racines jusqu'aux contaminants ou bien les contaminants doivent être déplacés jusqu'aux racines. De plus, il faut considérer la profondeur du système racinaire qui varie selon les espèces, les conditions climatiques et celles du sol. Les arbres, par exemple, peuvent étendre leurs racines jusqu'à environ 4,5 mètres, tandis que les espèces graminées peuvent le faire jusqu'à environ 1,2 mètre.
- De plus, la phytoremédiation s'opère principalement dans les sols peu profonds, les ruisseaux et les eaux souterraines.
- Dans le même ordre d'idées, les conditions climatiques ou saisonnières peuvent limiter

## Chapitre 2: Phytoremédiation des sols pollués

---

la croissance des plantes et augmenter la période de temps pour la décontamination d'un site.

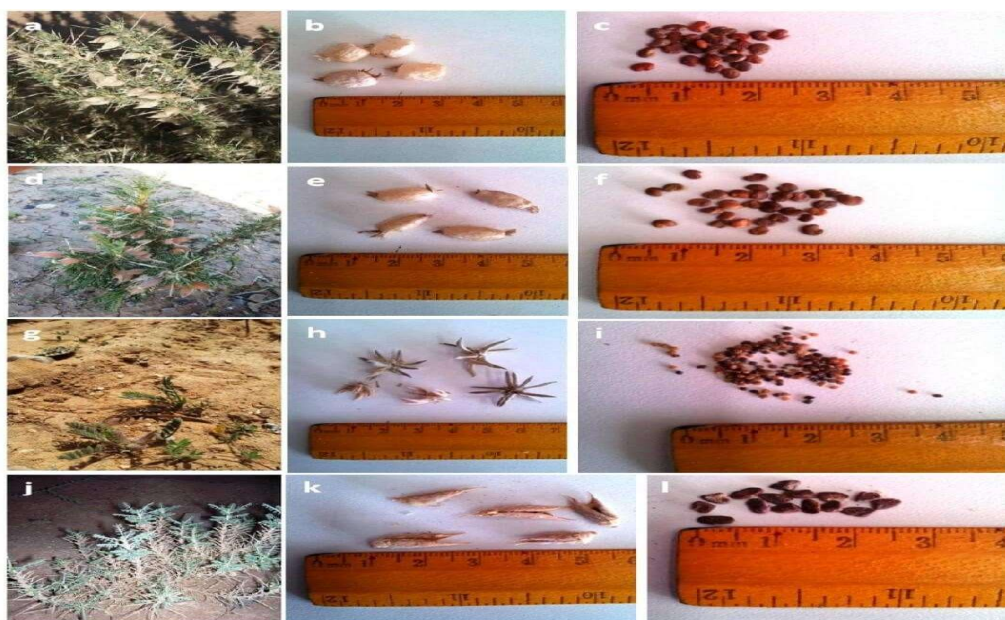
- La phytoremédiation fonctionne mieux lorsque les sols sont faiblement à moyennement affectés par les contaminants. Ainsi, un site contenant de fortes concentrations de contaminants peut limiter la croissance des plantes et limiter son traitement par la phytoremédiation.
- Une extraction des plantes doit être réalisée lorsque celles-ci accumulent le contaminant dans ses tissus sans les dégrader.
- Les plantes, qu'elles soient natives, exotiques ou génétiquement modifiées, qui extraient les polluants du sol en les emmagasinant dans leurs tissus, comme lors de la phytoextraction, engendrent la possibilité que les contaminants entrent dans le réseau trophique de l'écosystème. Ceci peut nuire aux organismes qui s'en nourrissent comme les insectes et les oiseaux.
- Le choix des plantes pour la décontamination des pesticides est ardu étant donné l'étendue du spectre d'action et la grande gamme de substances chimiques utilisée pour la fabrication de ces produits.
- Enfin, la ressource biologique est encore largement inexploitée.

**Chapitre 3:**  
**Généralités sur**  
*l'Astragalus armatus*  
**et le *cresson alénois***

### 3.1. Répartition géographique du genre *Astragalus*

Le genre *Astragalus*, qui fait partie de la famille des Fabacées, est un ensemble de plus de 3000 espèces (Scherson et al. 2008) à fort taux de diversification, de spéciation et d'endémisme (Sanderson et Wojciechowski, 1996) et dont l'origine probable est l'Eurasie, régions situées entre les montagnes du sud-ouest asiatique et le plateau de l'Himalaya (Podlech, 1986 ; Lock et Simpson, 1991). Deux centres de diversification qui sont l'Eurasie et l'Amérique du Nord ont été identifiés par (Wojciechowski et al.1999).

Ce genre est largement distribué partout dans les régions tempérées et arides du monde et principalement localisé en Asie (1500 espèces), l'Amérique du Nord (500 espèces) et l'Amérique du Sud (150 espèces) et l'Europe (120 espèces) (Zarre et Azani, 2013). Dans les pays du bassin Méditerranéen, 500 espèces ont été décrites dont une centaine sont localisées en Afrique du Nord (Dobignard 2010). Les espèces d'*Astragalus* grandissant en Afrique du Nord sont des plantes sahariennes méditerranéennes. Ils sont représentés par plus de 50 espèces délimitée dans plusieurs sections et dont 15 sont trouvées au Sahara de l'Algérie. Dans la flore de l'Afrique du Nord, 10 espèces d'*Astragalus* sont endémiques en Algérie, le Maroc et la Tunisie (Bellakhdar, 1997).



**Figure 8** : Présentation de quelques espèces du genre *Astragalus* : a, b, c : *Astragalus armatus* subsp. *tragacanthoides*; d, e, f : *A. armatus* subsp. *numidicus*; g, h, i : *A. cruciatus*; j, k, l : *A. pseudotrigonus* (Photos Baziz, Wikipedia)

### 3.2. Importance économique et usages traditionnels

Du point de vue économique et industriel, certaines espèces (*A. gummifer* Labill., *A. microcephalus* Willd et *A. strobiliferus* Royle ex Benth.) sont utilisées comme source de gomme adragante, substance largement utilisée dans l'industrie pharmaceutique et dans la production de divers produits alimentaires comme les crèmes glacées, les lotions, les spiritueux et les gommes à mâcher (Gentry, 1957 ; Zarre-Mobarakeh, 2000).

En médecine traditionnelle, les plantes sont utilisées depuis des millénaires par les Hindous et les Chinois (Chaudhary et al. 2008). En Inde, la pâte de feuilles est utilisée pour réduire le taux de sucre dans le sang (Anonyme, 1985), alors que les racines sont mâchées par les femmes pour stimuler la lactation. D'autres études bibliographiques ont confirmé qu'*A. Malacophyllus* Benth. Ex Bunge présente des activités antituberculeuses, antitussives et de purification du sang (Verbeken et al. 2003). En Chine, les racines d'astragales sont utilisées comme tonique, pour le traitement du diabète et des néphrites (Chaudhary et al. 2008). Elles sont également utilisées pour la régénération des tissus, la cicatrisation des plaies et la fabrication de médicaments visant à renforcer le système immunitaire après les traitements anti-cancéreux (McCulloch et al. 2006 ; Tin et al. 2007).

### 3.3. L'espèce *Astragalus armatus*

*Astragalus armatus* Willd. est une Fabaceae, connue localement sous le nom de "ketad" est une espèce endémique à l'Algérie.



Figure 9: *Astragalus armatus* willd (APD, 2021)

Règne : Plante (plantae)

Classe : Dicotylédones

Sous classe : Dialypétales

Ordre : Fabales

Famille : Fabacées

Sous famille : Papilionacées

Tribu : Galegée

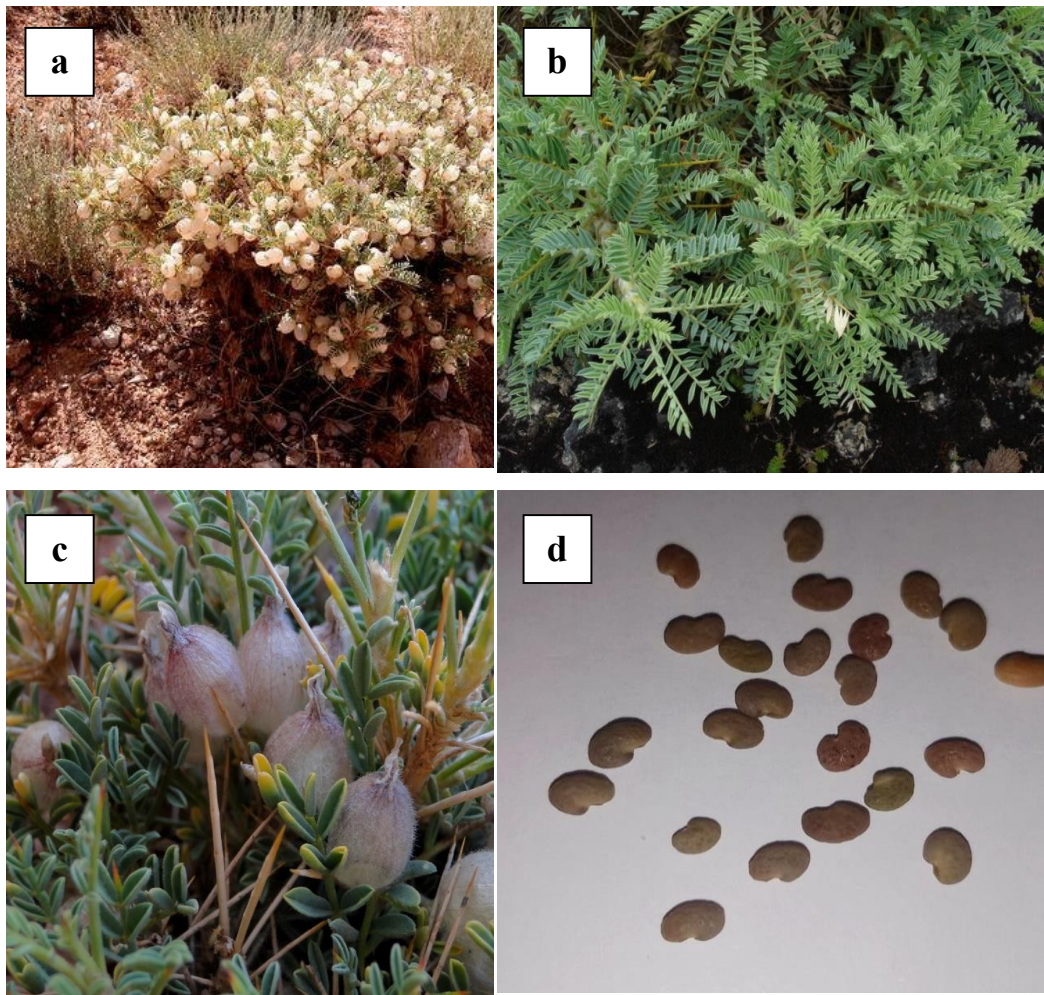
Genre : *Astragalus*

Espèce : *Armatus*

Sous espèce : *Astragalus armatus* ssp. numidicus (Coss. et Dur.) M

### 3.4. Description botanique

D'après Quezel et Santa (1962), *Astragalus armatus* Willd. est une plante à gousses demeurant enfermées dans le calice fortement accrescent, vésiculeux papi racé, glabre réticulé. Arbuste de 20-50 cm à tiges plus au moins diffuses à rachis de feuilles s'indurant et se transformant en épines très fortes, à 3-8 paires de folioles très vite caduques. Fleurs d'un blanc rosé. Son nom vernaculaire est le suivant « Gdad », « El Guendoul » et « Chouk edderban » fig.10.



**Figure 10:** Description d'*Astragalus armatus* (a : plante ; b : feuille ; c : fruit ; d : graine) (APD, 2021)

### 3.5. Répartition géographique du genre *cresson*

Le genre *Lepidium* est constitué d'environ 175 espèces, largement distribuées à travers le monde, sur tous les continents (figure 11.). C'est l'un des genres les plus représentés de la famille des Brassicacées. Peu d'informations sont connues sur la période d'apparition de ce genre. Il semble que celui-ci soit originaire du bassin méditerranéen, où la plupart des espèces diploïdes ont été trouvées (Dupont, 2004).



**Figure 11** : Carte géographique situant de *Lepidium sativum* (Gregory, 2007)

Les *Lepidium* sont connus sous le nom vernaculaire de "Passerage", nom proclamant l'ancienne utilisation comme antidote de la rage. *Lepidium* est la transcription du grec lepidion, diminutif de lepis, coquille, et signifie petite coquille, sans doute par allusion à la forme des fruits. Ce sont des plantes annuelles, vivaces ou sous-ligneuse, à fleurs petites, blanches, rose ou violacées, caractérisées par la silicule déhiscente, à loge renfermant une ou rarement deux graines (Drouet, 2002).

L'origine du cresson alénois est assez floue : Afrique du Nord ou de l'Est, Moyen-Orient, Asie de l'Ouest, mais on pense qu'il pourrait s'agir de l'Éthiopie et des pays avoisinants. Sa domestication s'est probablement faite en Asie occidentale. Il était cultivé dans l'Antiquité en Grèce et en Italie et peut-être aussi en Égypte. On le cultive aujourd'hui dans le monde entier, y compris la plupart des pays africains, mais surtout à petite échelle dans les jardins familiaux. On le trouve aussi dans la nature, échappé des cultures, mais on ne sait pas s'il existe quelque part à l'état sauvage (Gregory, 2007).

### 3.6. Importance économique et usages traditionnel

Cette plante se révèle efficace contre de nombreux troubles digestifs en raison de son action stimulante, laxative et diurétique. De plus, elle lutte contre la constipation et les hémorroïdes et elle apaise les maux de ventre. Par ailleurs, *Lepidium sativum* est utile en cas d'asthme ou de toux, diurétique, expectorant, stomachique ; employé dans le traitement des maladies respiratoires, faiblesse pulmonaire, bronchites chroniques, laryngites. Scrofulose, rachitisme, scorbut, dermatoses, engorgements ganglionnaires ; maladies des voies urinaires; atonie gastrique, dyspepsies, stimulant la digestion; possède une action hypoglycémiant qui le fait recommander dans le régime des diabétiques (Aouadhi, 2010).

### 3.7. L'espèce *cresson alénois*

*Lepidium sativum* (linn) est le nom botanique du cresson alénois (ou passerage cultivée), une plante médicinale bien connue (Dupont, 2004), la classification de *Lepidium sativum* est représentée sur le tableau 1.

**Tableau 02:** La classification scientifique de *Lepidium sativum* (Friedel, 1904).

Règne	Plantae (plante)
Sous-règne	Tracheobionta (plante vasculaires)
Dévision	Magnoliophyta
Classe	Magnoliopsida
Sous-classe	Dillenidae
Ordre	Capparales
Famille	Brassicaceae
Genre	Lepidium
Espèce	<i>Lepidium sativum</i> L.1753

### 3.8. Description botanique

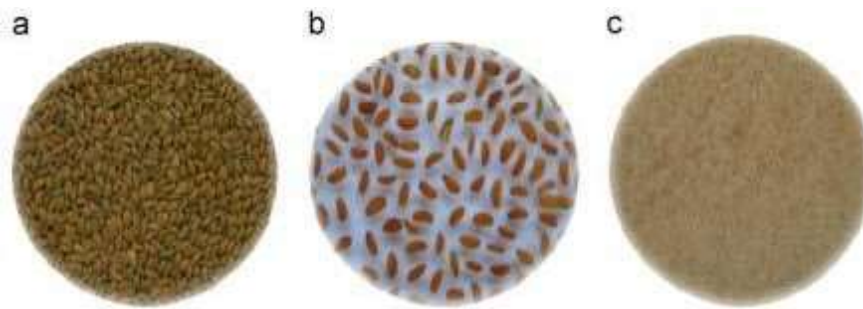
Selon Couplan (2012), Le cresson alénois est une plante annuelle, à odeur fétide et saveur âcre, dont la tige haute de 20 à 80 cm est dressée et rameuse. Les feuilles inférieures sont 1-2 fois pennatiséquées, alors que les feuilles supérieures sont linéaires et entières (figure 5.). Les fleurs sont petites et blanches. La floraison se déroule de mai à juillet.

Le fruit est une petite silique (silicule) suborbiculaire, largement ailées, étroitement échancrées, glabres.

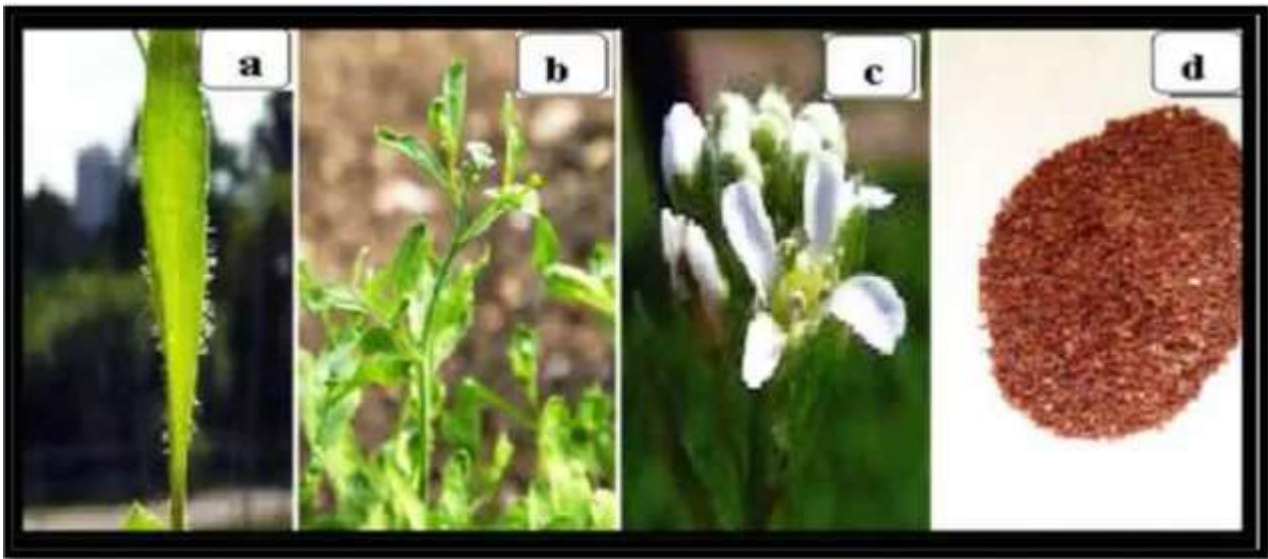


**Figure 12 : Le cresson alénois (George,1999)**

Les graines du cresson alénois sont petites, de forme ovale, pointues et triangulaires à une extrémité, lisses, d'environ 3- 4 mm de long, 1-2 mm de large, de couleur brun rougeâtre. Un sillon présent sur les deux surfaces s'étendant jusqu'aux deux tiers vers le bas, une légère extension en forme d'aile présente sur les deux bords de la graine. En trempant dans l'eau, le tégument se gonfle et se recouvre d'un mucilage transparent, incolore et mucilagineux (Bigoniya, 2011)



**Figure 13** : la vue picturale, (a) les graines de cresson, (b) les graines dans l'eau, et (c) lapoudre de graines de cresson (Rasavi et al., 2007)



**Figure 14** : Aspect morphologique de *Lepidium sativum*  
a: feuilles; b:tiges; c:fleurs; d:grains (George,1999, p.26)

# **Partie expérimentale**

# **Chapitre 1:**

## **Matériels et méthode**

### 1.1. Objectif de l'expérimentation

L'objectif de cette étude, est de déterminer l'intervalle des doses en zinc, tolérée par le *Astragalus armatus* et le cresson alénois (*Lepidium sativum*), et ce au stade germination et levée.

### 1.2. Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé dans cette expérimentation a été des graines d'*Astragalus armatus* une Fabacée, récoltées durant le mois d'Avril 2022 dans les parcours steppiques de Laghouat c'est une plante spontanée qui pousse dans les parcelles anciennement cultivées et sur pâturées; et aussi des graines du cresson alénois commercialisées dans la ville de Laghouat (année 2021), c'est une plante cultivée qui appartient à la famille des brassicacéae , l'aspect des graines des deux espèces est présenté dans la figure 15 et la figure 16.



**Figure 15 :** Les graines d'*Astragalus armatus* (originale, 2022).



**Figure 16 :** Les graines de *Cresson alénois* (originale, 2022).

### 1.3. Préparation des solutions du métal lourd testé (Zn)

Nous avons préparé une solution mère de Zn, en pesant 1,87 g/l de ZnCl<sub>2</sub> dissous dans l'eau distillée. Nous avons dilué cette solution à chaque fois pour obtenir les concentrations suivantes : 0,05g/l, 0,1 g/l, 0,3g/l et 0,5g/l de Zn. La solution dépourvue du Zn est considérée comme témoin (0 g/l).

Nous avons choisi ces doses par référence aux normes indiquée par **(Denis Baize, 1997.)** en annexe 2, précisant les doses du Zn dans le sol qui provoquent des fortes anomalies chez les végétaux.

### 1.4. Lieu de l'expérimentation

Notre essai a été réalisé dans une étuve réglée à 25°C, au niveau du laboratoire du département d'Agronomie de l'université de Laghouat.









































### 1.5. Scarification et levée de dormance

Les graines du cresson n'ont pas été scarifiées, vu qu'elles ne présentent pas des formes de dormances connues, nous avons utilisé 500 graines. Par ailleurs, nous avons scarifié chimiquement 200 graines d'*Astragalus armatus*, nous avons trempé ces graines dans de l'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 96%) pendant 20 minutes pour lever la dormance tégumentaires des graines selon **(kheloufi et al , 2019)**, après la scarification les graines des deux espèces ont été rincées avec de l'eau distillée puis désinfectés avec une solution hypochlorite de sodium (20%) pendant 10 minutes , puis un rinçage abondant a été réalisé avant la mise en place des graines dans les boites de Pétri de 10 cm de diamètre, qui contiennent une double couche de papier absorbant.

### 1.6. Dispositif expérimental de l'essai de la germination

Le dispositif expérimental adopté est une randomisation totale à deux facteurs étudiés, le facteur espèce à 2 niveaux (l'astragale et le cresson) et le facteur dose de Zn à 5 niveaux (0g/l, 0.05g/l, 0.1 g/l, 0.3 g/l et 0.5 g/l).

Selon la disponibilité des graines et selon la taille des graines, nous avons mis dans chaque boite de Petri 10 graines pour l'astragale et 25 graines pour le cresson. Le schéma du dispositif expérimental est présenté dans la figure 17.

		Doses du Zn (5 niveaux)				
Espèce	0g/l	0.05g/l	0.1g/l	0.3 g/l	0.5 g/l	
<b>Espèce 1 :</b> <i>Astragalus armatus</i>						
						
						
						
<b>Espèce 2 :</b> Cresson alénois						
						
						
						

**Figure 17 :** Schéma du dispositif expérimental adopté

Une fois les graines déposées dans les boites, nous avons arrosé les graines avec 5 ml de chaque solution de Zn. Après installation du dispositif expérimental chez les deux espèces, ce dernier est présenté dans la fig.18 et la fig.19. Toutes les graines ont été mises à germer dans une température de 25°C , un comptage journalier des graines germées a été réalisé durant 12 jours de suivi, jusqu'a l'arrêt de la germination.

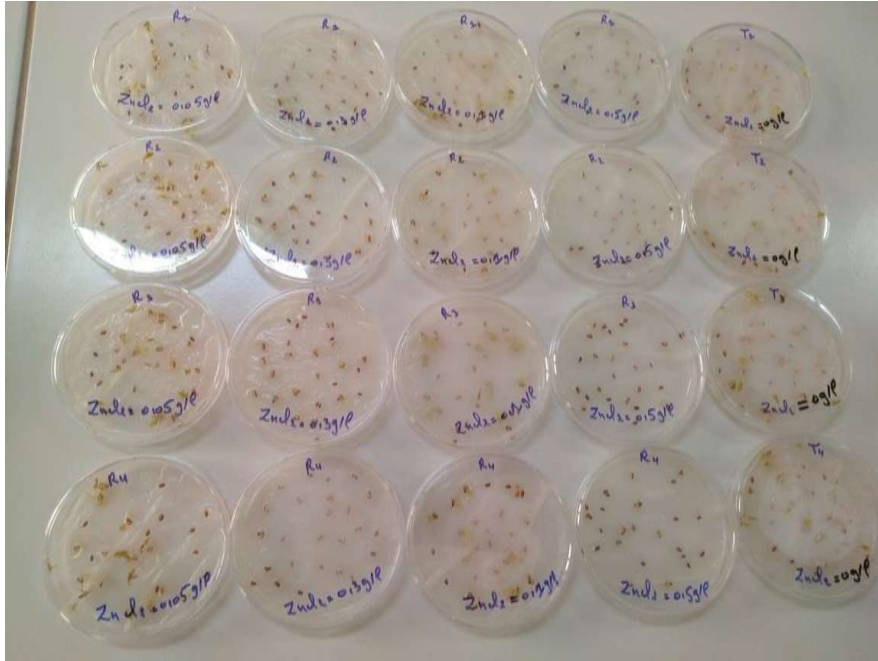


Figure 18 : Photo du dispositif expérimental de *cresson*



Figure 19 : Photo du dispositif expérimental d'*A. Armatus*

### 1.7. Les paramètres mesurés

Les paramètres retenus pour évaluer le comportement des graines des deux espèces sous les différentes doses de Zn au cours de la germination ont été :

#### 1.7.1. Calcul de la faculté de germination (FG)

Après 12 jours, l'expérience a été arrêtée et le pourcentage de germination final des graines germées a été calculé. Le taux de germination est exprimé par le rapport du nombre des graines germées sur le nombre total et initial des graines (Come 1970). Le pourcentage de germination des graines pour chaque boîte de Pétri est déterminé selon la formule suivante

$$\text{FG (\%)} = (\text{Nombre de graines germées} / \text{Nombre totale de graines}) * 100$$

:

Où : FG : Faculté de la germination.

#### 1.7.2. La cinétique de la germination

Elle correspond à la courbe de l'évolution du taux quotidien cumulé de germination pendant une période donnée, calculé sur la base du nombre des graines nouvellement germées à chaque observation (Hajlaoui et al. 2007).

#### 1.7.3. La durée médiane de la germination

Cette durée peut être calculée par le temps moyen de germination (le temps au bout duquel on atteint 50% des graines germées), il est donné selon la formule suivante (Côme, 1970).

$$\text{Durée médiane} = T_1 + (0.5 - G_1) / (G_2 - G_1) \times (T_2 - T_1)$$

Avec :

$G_1$  = pourcentage cumulé des graines germées dont la valeur est la plus proche de

## Chapitre 01 : Matériels et méthodes

---

50% par valeur inférieure. T1= le nombre de jours correspondant à G1

G2 = pourcentage cumulé des graines germées dont la valeur est la plus proche de 50% par valeur supérieure. T2= le nombre de jours correspondant à G2

### 1.7.4. L'indice de vigueur de semis (SVI)

Selon Abdul-Baki (1973), l'indice de vigueur de semis est calculé par la formule suivante:

$$\text{L'indice de vigueur de semis (SVI)} = (L_r + L_s) \times GP$$

Avec :

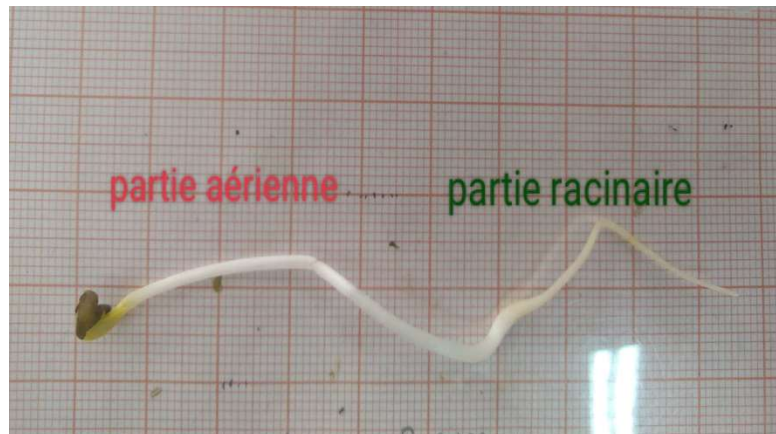
L<sub>r</sub> : la longueur de racine (cm).

L<sub>s</sub> : la longueur de la pousse (cm).

GP : pourcentage de germination des graines.

## Chapitre 01 : Matériels et méthodes

Dans la fig.20 et la fig.21, nous avons présenté la méthode adoptée pour mesurer, la longueur des racines et des parties aériennes sur papier millimétré.



**Figure 20** : mesure de la longueur de la radicule et de la pousse après 12 jours de La germination des graines de *A. armatus* (originale, 2022)



**Figure 21** : mesure de la longueur de la radicule et de la pousse après 7 jours de La germination des graines du *Cresson alénois* (originale, 2022)

### 5.8. Analyses statistiques

Nous avons traité les données enregistrées avec le Logiciel XLSAT (version 2016), Nous avons réalisé le test ANOVA à deux facteurs étudiés (effet de la dose du métal lourds et effet de l'espèce), au seuil de 5%, pour faire une comparaison entre les moyennes. Le test Tukey a été réalisé pour déterminer les groupements statistiques. Et puisque les répétitions sont inférieures à 30, Nous avons testé la normalité avec le test non paramétrique de Shapiro-Wilk.

# **Chapitre 2 :**

# **Résultats et**

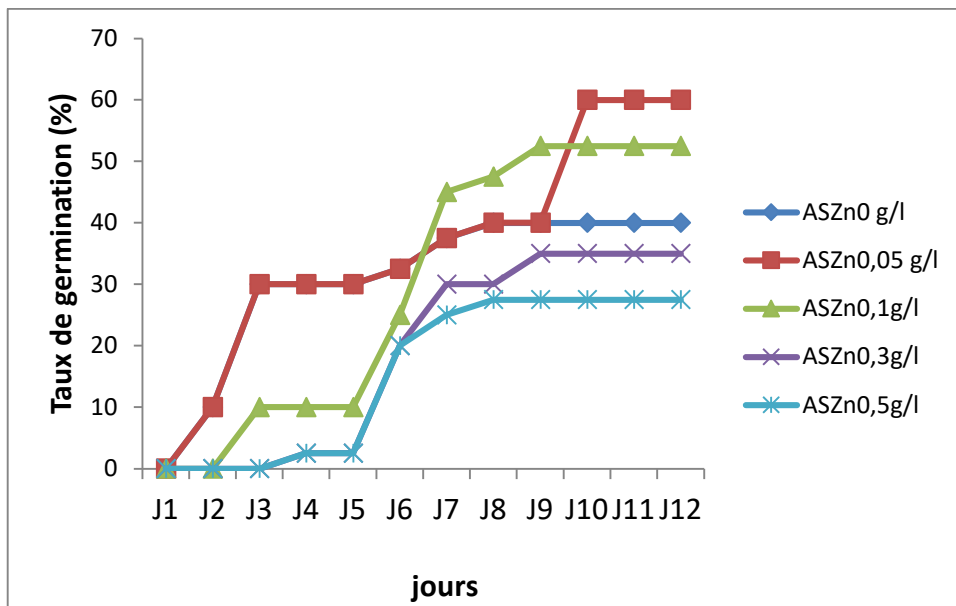
# **discussions**

### 2.1. Résultats

#### 2.1.1. Effet du Zinc sur les paramètres de germination de *L'Astragalus armatus* et *cresson alénois* :

##### 2.1.1.1. Effet du Zinc sur la cinétique de germination de *L'Astragalus armatus* et *cresson alénois* :

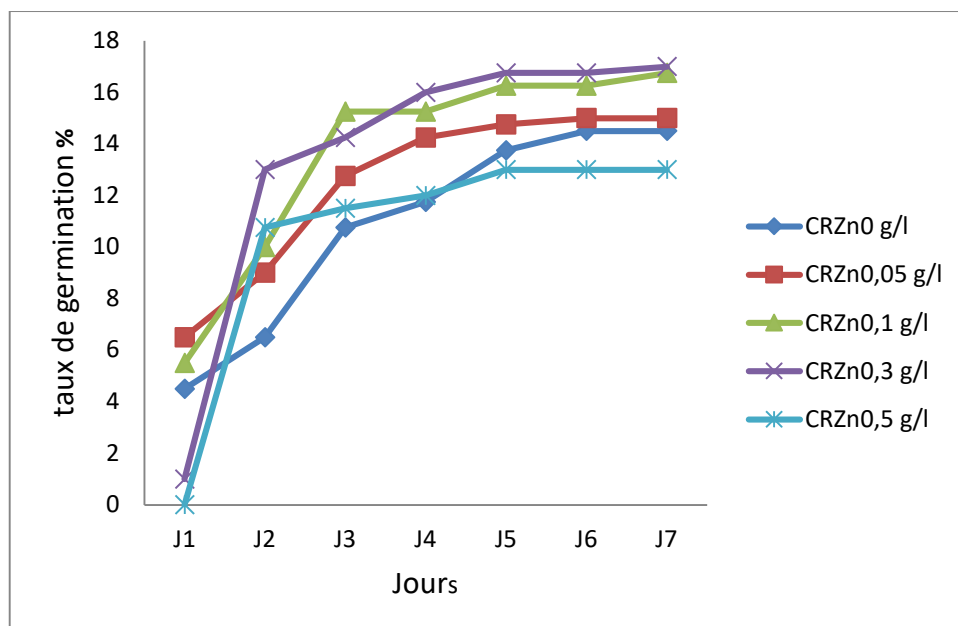
Les résultats de la cinétique de germination des graines d'*A. Armatus* sous l'effet des doses du Zinc sont présentés dans la fig.22.



**Figure 22** : La cinétique de germination de *L'Astragalus armatus* par jour sous l'effet du Zinc

Pour toutes les doses testées, les graines ont atteint leur maximum de germination au bout de 12 jours, Nous avons constaté que la cinétique de germination à été différente. La cinétique de germination des graines la plus lente à été constatée chez le doses de (0,5g/l, 0,3g/l)du zinc, Par ailleurs la cinétique la plus rapide a été observée chez les graines sous le doses (0,05g/l) suivi (0,1 g/l) de Zn. Les graines sous les autres doses (0g/l) ont réagi d'une façon intermédiaire.

Les résultats de la cinétique de germination des graines du *cresson alénois* Sous l'effet des doses du Zinc sont présentés dans la fig.23.

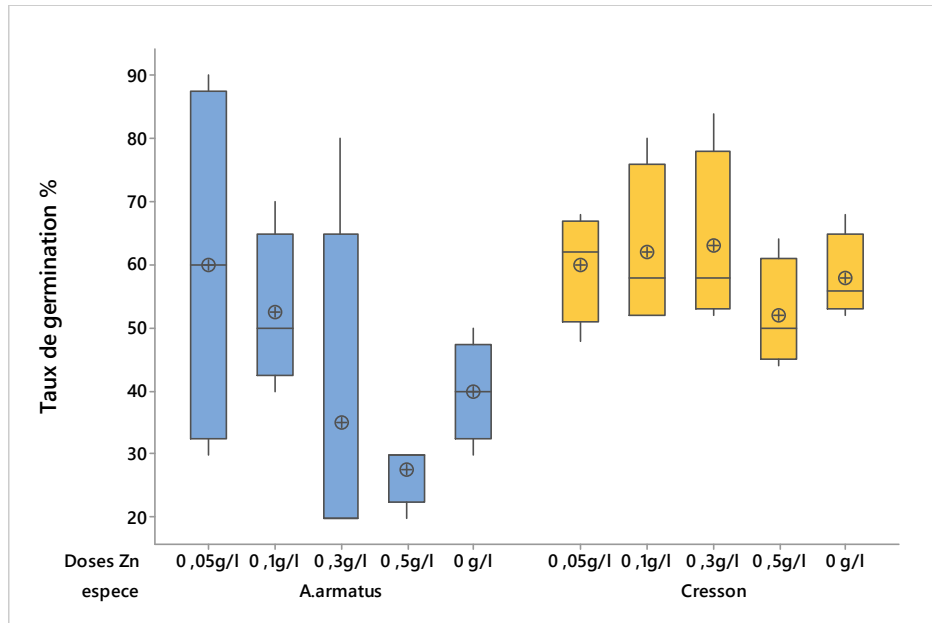


**Figure 23 :** La cinétique de germination de *Cresson alénois* par jour sous l'effet du Zinc

Pour toutes les doses du zinc, les graines du cresson ont atteint leur maximum de germination au bout de 7 jours. Nous avons constaté que la cinétique de germination a été différente. La cinétique de germination des graines du cresson la plus lente a été constatée chez les doses de 0g/l, 0,5g/l du zinc, Par ailleurs la cinétique de zinc la plus rapide a été observée chez les graines sous le doses 0.3g/l suivi de 0,1 g/l de Zn. Les graines sous les autres doses (0,05g/l) ont réagi d'une façon intermédiaire.

### 2.1.1.2. Effet du Zinc sur le taux de germination de *L'Astragalus armatus* et du cresson alénois

Les résultats du taux de germination final des graines des espèces: *A.armatus* et le *Cresson alénois*, sous l'effet des doses du Zinc sont présentés dans la fig.24.



**Figure 24 :** Effet des Doses du Zn sur le taux de germination des graines des deux espèces (*A.armatus* et le *Cresson alénois*)

Selon l'analyse statistique en annexe 1.1, l'ANOVA a révélé pour le facteur dose de Zn, une différence non significative pour ce paramètre ( $P=0,12$ ), les moyennes du taux de germination des graines sous les différentes doses étudiées du Zn, a varié de 39,75% à 60%, est a été classé dans le même groupe statistique homogène (A). Le taux le plus faible a été enregistré sous la dose 0,5 g/l, par ailleurs le taux de germination le plus élevé a été constaté sous la dose 0,05 g/l. Les doses 0,1g/l et 0,3 g/l ainsi que le témoin (0 g/l) ont présenté des moyennes intermédiaires.

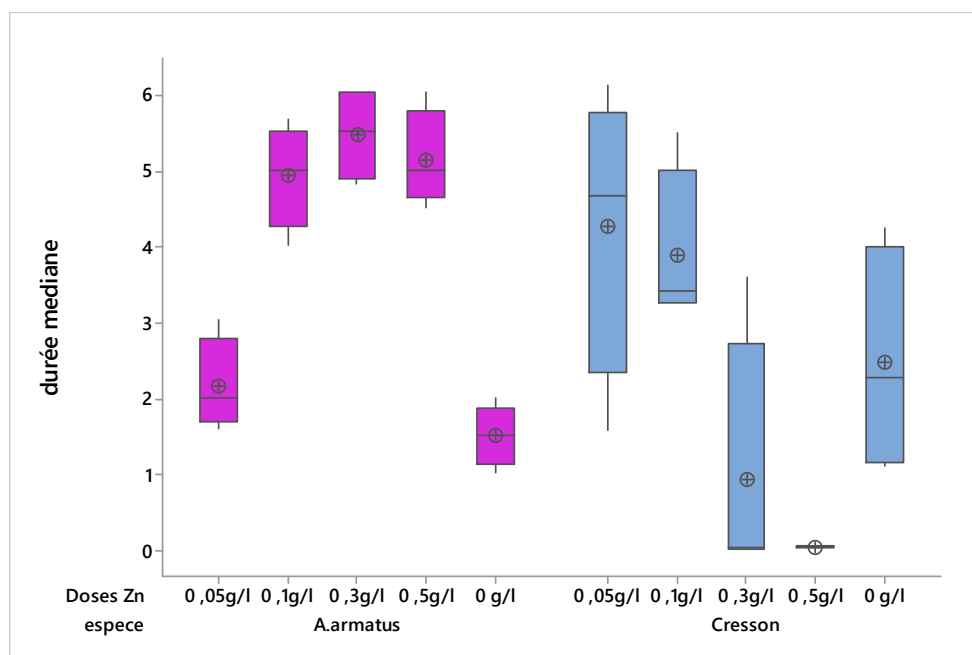
Pour le facteur espèce, L'ANOVA a révélé une différence hautement significative ( $P=0.0038$ ), le cresson a présenté une moyenne de 59 % pour ce paramètre, et a été classé en un seul groupement statistique (B), l'*A.armatus* a présenté un taux de germination inférieur (43 %), classé statistiquement en un groupe homogène (A).

Pour l'interaction espèce et doses du ZN, le test ANOVA a été non significative ( $P= 0.43$ )

pour ce paramètre ; donc l'application des différentes doses (0.05 g/l, 0.1 g/l, 0.3 g/l et 0.5 g/l) du Zn n'a pas eu un effet sur la germination des deux espèces étudiées.

### 2.1.1.3. Effet du Zn sur la durée médiane de germination des graines de l'*Astragalus armatus* et le cresson alénois

Les résultats sur la durée médiane de germination des graines d'espèce: *A.armatus* et *Cresson alénois* sous l'effet des doses du Zinc sont présentés dans la fig.25.



**Figure 25 :** Effet des Doses du Zn sur la durée médiane (j) de germination des graines des deux espèces (*A.armatus* et le *Cresson alénois*)

Selon l'analyse de la variance dans l'annexe 1.2, Pour le facteur espèce, L'ANOVA a révélé une différence hautement significative ( $P=0.0001$ ), le cresson a présenté une moyenne de 2.32 jours pour ce paramètre, et a été classé en un seul groupement statistique (A), l'*A.armatus* a présenté une durée médiane supérieure (3,85 jours), classé statistiquement en un groupe (B). La durée de germination de l'*A.armatus* a été plus lente que celle du cresson.

Pour le facteur dose Zn, L'ANOVA a révélé pour les deux espèces de *A.armatus* et le *cresson*, une différence hautement significative ( $P=0.002$ ) concernant la durée médiane de

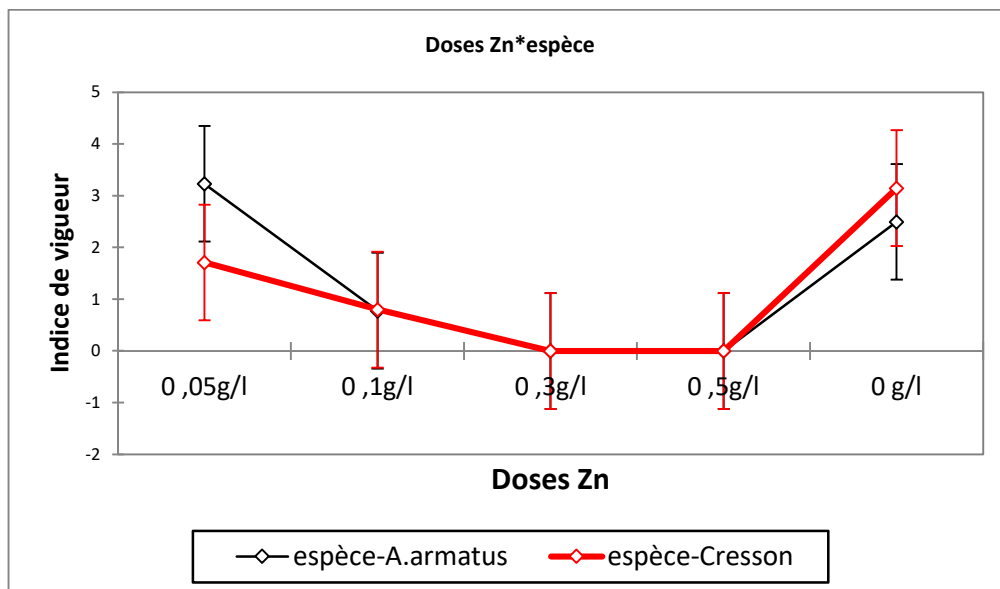
## Chapitre 2: Résultats et discussions

germination sous l'effet des différents doses du Zn. La moyenne de la durée médiane de germination la plus courte a été observée chez les graines germées sous les doses 0g/l et 0.5 g/l avec une durée de 2 jours et 2.6 jours respectivement classés statistiquement dans le groupe homogène A. Par ailleurs la plus lente durée (4.42 jours) a été enregistrée chez la dose 0.1 g/l classé à elle seul dans un seul groupe statistique B. La dose 0.3 g/l et 0.05 g/l ont présenté des valeurs intermédiaires classées statistiquement en un groupe AB. La dose de 0.1 g/l ralentie la germination chez les deux espèces

L'interaction métaux lourds et espèce a eu aussi un effet , selon le test ANOVA (P= 0.000) a été très hautement significative, nous avons constaté que les durées les plus basses ont été observée chez le cresson sous les doses 0.5 g/l et 0.3 g/l avec des moyennes de 0.04 jours et 0.9 jours respectivement ( groupe A ) , alors que les valeurs les plus lente ont été observé chez l'astragale sous les même doses de Zn avec des moyennes de 5.15 jours et 5.40 jours . donc le cresson tolère bien le Zn plus que l'astragale qui ne tolere le Zn qu'à partir de 0.05 g/l .

### 2.1.1.4. Effet du Zn sur L'indice de vigueur de germination des graines de *Astragalus armatus* et le cresson alénois

Les résultats du L'indice de vigueur de germination des graines d'espèce: *A.armatus* et le *Cresson alénois* , sous l'effet des doses du Zinc sont présentés dans la fig. 26.



**Figure 26 :** Effet des doses du Zn sur l'indice de vigueur de germination des graines de *A. Armatus* et le *Cresson alénois*

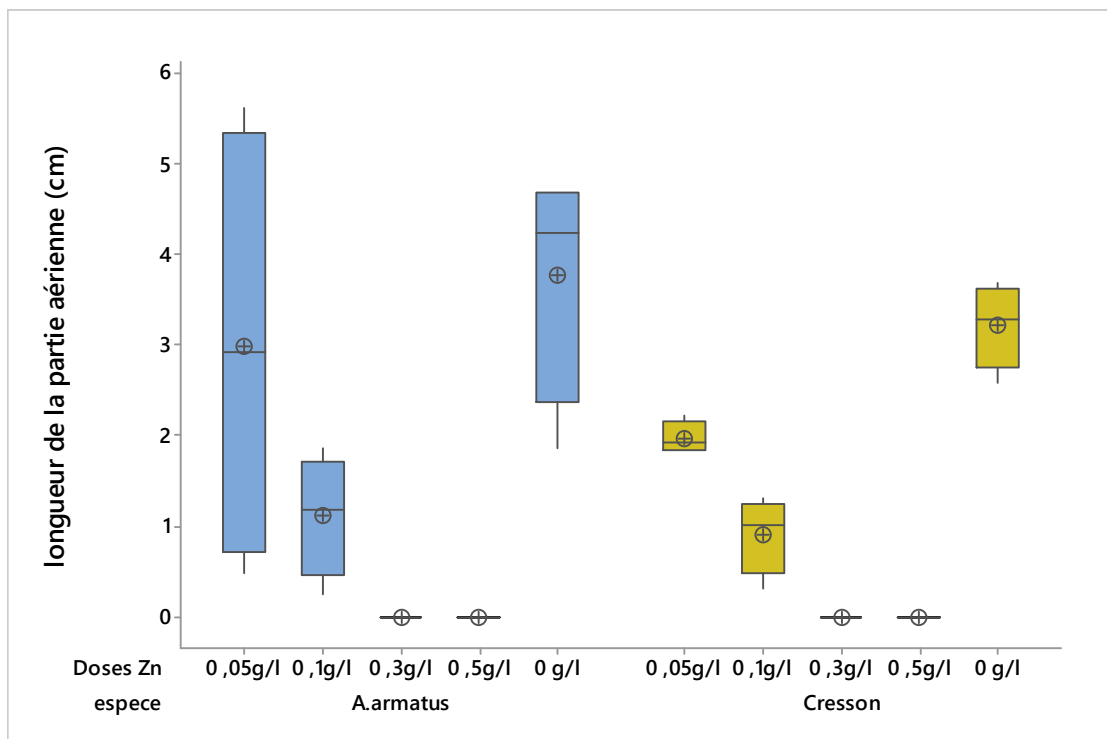
## Chapitre 2: Résultats et discussions

L'analyse statistique de la variance présentée dans l'annexe 1.3, a révélé une différence très hautement significative ( $P=0,000$ ), pour le facteur doses de Zn, il a été constaté que, les doses de 0.1 g/l, 0.3 g/l et 0.5 g/l ont présentées les plus basses moyennes comme indice de vigueur, les moyennes oscillées entre 0.00 et 0.78, regroupées en un groupe homogène A, par ailleurs les doses : 0g/l et 0.05 g/l ont présentées les moyennes les plus élevées (2.47 et 2.82 respectivement), classées statistiquement en groupe B. cette observation a été pour les deux espèces étudiées

Pour le facteur espèce, L'ANOVA a révélé une différence non significative ( $P=0,62$ ), le cresson a présenté une moyenne de 1.13, l'*A.armatus* a présenté un indice de vigueur de 1.30. L'interaction dose-espèce n'a pas été significative selon l'ANOVA ( $P=0,38$ ).

### 2.1.1.5. Effet du Zn sur la longueur de la partie aérienne des graines germées de *Astragalus armatus* et le Cresson alénois

Les résultats sur la longueur de la partie aérienne de l'*A. armatus* et le *Cresson alénois*, sous l'effet des doses du Zinc sont présentés dans la fig 27.



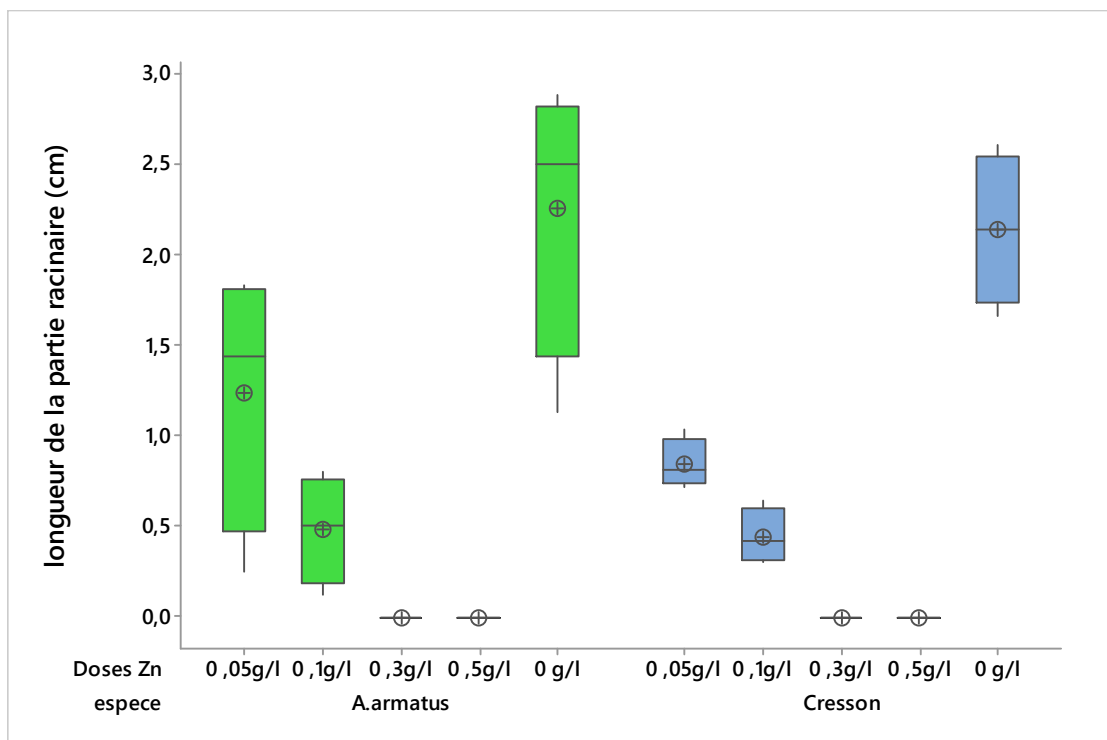
**Figure 27 :** Effet des Doses du Zn sur la longueur de la partie aérienne des graines d'espèce :  
*A. Armatus* et *Cresson alénois*

L'analyse statistique de la variance présentée dans l'annexe 1.4, a révélé une différence très hautement significative ( $P=0,000$ ), pour le facteur doses de Zn sur la longueur des coléoptiles chez les deux espèces, il a été constaté que, les doses de 0.1 g/l, 0.3 g/l et 0.5 g/l ont présentées les plus basses moyennes dans la croissance de la tigelle, les moyennes oscillées entre 0.00 cm et 1.02 cm, regroupées en un groupe homogène A, par ailleurs les doses : 0g/l et 0.05 g/l ont présentées les longueurs de la partie aérienne, les plus élevées (3.49 cm et 2.49 cm respectivement), classées statistiquement dans le groupe B. cette observation a été pour les deux espèces étudiées.

Pour le facteur espèce, L'ANOVA a révélé une différence non significative ( $P=0,23$ ), le cresson a présenté une moyenne de 1.22 cm, l'*A.armatus* a présenté une de 1.57 cm pour la longueur de coléoptile. L'interaction dose-espèce n'a pas été significative selon l'ANOVA ( $P=0.78$ ).

### 2.1.1.6. Effet du Zn sur la partie racinaire de germination des graines *L'Astragalus armatus* et cresson alénois:

Les résultats sur la longueur de la partie racinaire des graines germées d'espèce : *A. armatus* et le *Cresson alénois*, sous l'effet des doses du Zinc sont présentés dans la fig.27.



**Figure 27 :** Effet des Doses du Zn sur la longueur de partie racinaire des graines d'espèce :  
*A. Armatus* et le cresson alénois

## Chapitre 2: Résultats et discussions

---

L'analyse statistique de la variance présentée dans l'annexe 1.5, a révélé une différence très hautement significative ( $P=0,000$ ), pour le facteur doses de Zn sur la longueur des racicules chez les deux espèces, il a été constaté que, les doses de 0.1 g/l, 0.3 g/l et 0.5 g/l ont présentées les plus basses moyennes dans la croissance des racicules, les moyennes oscillées entre 0.00 cm et 0.46 cm, regroupées en un groupe homogène A, par ailleurs la dose de 0g/l a présentée les longueurs de la partie racinaire, les plus élevées (2.19 cm), classées statistiquement dans un seul groupe C. La dose de 0.05 g/l a présentée une moyenne de 1.04cm classée statistiquement en un groupe intermédiaire B. cette observation a été pour les deux espèces étudiées. Donc à partir de la dose de 0.1 g/l l'enracinement chez les deux espèces sera ralenti.

Pour le facteur espèce, L'ANOVA a révélé une différence non significative ( $P=0,37$ ), le cresson a présenté une moyenne de 1.22 cm, l'*A.armatus* a présenté une moyenne de 1.57 cm pour la longueur de coléoptile. L'interaction dose-espèce n'a pas été significative selon l'ANOVA ( $P=0.82$ ).

### 2.2. Discussion

Conformément aux résultats constatés, nous avons trouvé la cinétique de germination des graines d'astragale la plus lente à être constatée chez les doses de 0,5g/l et 0,3g/l du zinc, Par ailleurs la cinétique la plus rapide a été observée chez les graines sous les doses 0.05g/l suivi de ceux de 0,1 g/l de Zn.

La cinétique de germination des graines du cresson la plus lente a été constatée chez les doses de 0g/l et 0,5g/l du zinc. La plus rapide a été observée chez les graines sous les doses 0.3g/l suivi de 0,1 g/l de Zn. L'irrigation avec les différentes doses de Zn (0.05 g/l, 0.1 g/l, 0.3 g/l et 0.5 g/l) n'a pas eu un effet sur la germination des deux espèces étudiées. Nous pouvons dire que l'application du Zn testé à la limite de 0.5 g/l n'entrave pas la germination des graines

Nos résultats sont compatibles avec ceux obtenus par de nombreux chercheurs testant l'impact de différente concentration de métaux sur différentes plantes. Les résultats de ces efforts sont repris par Kranner et Colville (201). Les taux d'imbibition des graines avec du zinc étaient plus élevés que ceux des témoins imbibés d'eau distillée. Ces résultats montrent que même à des concentrations extrêmement élevées (jusqu'à 10 000 ppm), les taux d'imbibition restent importants et favorables à une réhydratation optimale des téguments des graines. Almansouri et al (2001) expliquent que l'imbibition ne se produit que si les forces hydriques du milieu de germination sont plus faibles que celles des tissus de la graine ; autrement dit, le potentiel hydrique de la graine doit être inférieur à celui du milieu de germination.

L'augmentation des taux d'imbibition par Zn pourrait s'expliquer par leur adsorption sur les cellules du tégument de la graine. Ces résultats corroborent ceux trouvés par Di Salvatore et al. (2008) qui ont montré que le tégument constitue une barrière entre l'embryon et son environnement immédiat pour l'adsorption des métaux. Lefèvre et al (2009) ont expliqué l'effet inhibiteur de fortes concentrations de Zn sur la germination, et non sur l'imbibition, par le fait que ce métal induit ses effets après l'imbibition, c'est-à-dire une fois en contact avec les cellules de l'embryon et les tissus qui l'entourent.

Plusieurs auteurs ont mentionné le phénomène d'adsorption de l'eau lors de l'analyse de l'impact des métaux sur la germination des graines (Mayer & Poljakoff-Mayber, 1989 ; Araujo & Monteiro, 2005 ; Kranner & Colville, 2011).

Selon Kranner & Colville (2011), l'analyse des effets des métaux sur la faculté germinative des graines montre une diminution des taux de germination en passant des plantes témoins aux plantes traitées ; cependant, l'effet inhibiteur est minime et les pourcentages obtenus demeurent toujours élevés (80 % à 10000 ppm de métaux). Les taux de germination obtenus sont négativement corrélés aux concentrations en éléments pour l'ensemble des métaux

## Chapitre 2: Résultats et discussions

---

testés. Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par de nombreux chercheurs testant l'impact de différentes concentrations de métaux sur différentes plantes. Les résultats de ces travaux sont résumés par Kranner & Colville (2011) qui affirment qu'à seulement à de fortes concentrations, les métaux entraînent un déclin des taux de germination, mais cette dernière n'est jamais complètement inhibée.

En analysant l'impact des métaux lourds sur de nombreuses fonctions physiologiques vitales de la plante, Ernst (1998) a admis que la germination, qui est un processus certes vulnérable au stress métallique, serait un mécanisme des plus résistants parmi les autres phases du développement de la plante. L'auteur a suggéré que les barrières tégumentaires des graines y empêcheraient une forte accumulation des métaux lourds. Selon Fernandes & Henriques (1991) et Woolhouse (1983), pour tout processus physiologique ou métabolique, ce sont les seuils critiques de phytotoxicité, définis en termes d'accumulation tissulaire, qui déterminent la sensibilité aux métaux lourds. Mihoub *et al.* (2005) suggèrent que la germination ne doit pas être considérée comme processus tolérant ou résistant aux métaux lourds ; la vulnérabilité de la germination devrait être associée aux niveaux d'accumulation réelle des métaux qui interfèrent avec les voies métaboliques dans les tissus de la graine.

Pour la durée médiane la germination de *l'A.armatus* a été plus lente que celle du cresson. La dose de 0.1 g/l de Zn a ralenti la germination chez les deux espèces. Le cresson tolère mieux le Zn que l'astragale, qui ne tolère le Zn qu'à la dose de 0.05 g/l., des auteurs ont noté que la durée d'exposition des graines, de l'espèce végétale, voire même de la variété et de la graine, notamment la nature de ses téguments (Carlson *et al.*, 1991 ; Munzuroglu & Geckil, 2002) et a été le plus souvent imputée à des perturbations dans le métabolisme respiratoire chez les graines (Bansal & Sharma, 2000, 2002).

Chez la plupart des espèces, la germination est terminée lorsque la racine émerge des téguments de la graine (Hopkins, 2003). La croissance de l'hypocotyle et de l'axe racinaire est plus sensible à l'action toxique des métaux et est souvent complètement inhibée par de faibles concentrations qui ont peu d'effets sur la germination (Mahmood *et al.*, 2005; Aydinalp & Marinova, 2009; Kranner & Colville 2011).

La mesure de la longueur des parties aériennes et racinaires et le calcul de l'indice de vigueur, nous a permis de mieux comprendre la tolérance au Zinc des deux espèces au stade levée et croissance, selon les résultats obtenus, il a été constaté que, pour la partie aérienne, les doses de 0,1 g/l, 0,3 g/l et 0,5 g/l ont présenté les moyennes les plus basses dans la croissance de l'astragale et du cresson et les doses : 0g/l et 0,05 g/l ont présenté les longueurs les plus élevées de la partie aérienne, cependant l'astragale tolère bien le Zn à la dose de 50ppm plus

## Chapitre 2: Résultats et discussions

---

que le cresson . Pour la partie radiculaire, les doses de 0,1 g/l, 0,3 g/l et 0,5 g/l ont présenté les moyennes les plus basses et la dose de 0g/l a présenté les longueurs de la partie radiculaire les plus élevées suivie de ceux de 0.05g/l.

Donc à partir de la dose de 0.1 g/l l'enracinement chez les deux espèces sera ralenti. En analysant les résultats de l'indice de vigueur enregistrés, il a été constaté que, les doses de 0.1 g/l , 0.3 g/l et 0.5 g/l ont présentées les plus basses moyennes comme indice de vigueur.

. En effet, la connaissance des teneurs totales en métaux lourds dans les organes de la plante est nécessaire mais elle n'est pas suffisante pour évaluer leur mobilité et les risques environnementaux qui en résultent. La prédiction de ces risques est étroitement liée aux formes physico-chimiques sous lesquelles les métaux sont présents. Chez la plupart des espèces, la germination est terminée lorsque la radicule émerge des téguments de la graine (Hopkins, 2003). La croissance de l'hypocotyle et de l'axe radiculaire est plus sensible à l'action toxique des métaux et est souvent complètement inhibée par de faibles concentrations qui ont peu d'effets sur la germination (Mahmood *et al.*, 2005 ; Aydinalp & Marinova, 2009 ; Kranner & Colville 2011).

Il apparait que la dose de 0.05 g/l est mieux tolérée par l'astragale que pour le cresson , néanmoins les deux espèces tolèrent la dose de 0.1g/l soit 100 ppm , selon Denis Baize. (1997). en annexe 2, les fortes anomalies chez les végétaux commencent à la dose de 250 ppm de Zn, ce qui est conforme a nos résultats où les doses de 0.3 g/l et 0.5g/l (300ppm et 500ppm) ont été néfastes pour les deux espèces.

Nos résultats peuvent expliquer la prolifération de l'astragale dans les terrains agricoles anciennement cultivés, nous venons par la présente étude, démontré que cette espèce tolère bien les fortes teneures en zinc des engrais.

# **Conclusion**

## **Générale**

## Conclusion Générale

---

### Conclusion générale

Notre synthèse a consisté à étudier l'effet du zinc sur les paramètres de germination de l'astragale et du cresson, ainsi qu'à étudier la capacité de ces plantes à se développer dans des environnements contaminés par des métaux lourds, ce qui a abouti aux résultats suivants : La cinétique de germination des graines d'astragale la plus lente a été observée à des doses de zinc 0,5 g/l et 0,3 g/l. De plus, la cinétique de germination des graines la plus rapide a été observée dans les graines à la dose de 0,05 g/l, suivie de 0,1 g/l de zinc. La cinétique de germination des graines de cresson était la plus lente aux doses de 0g/l et 0,5g/l de zinc, et la plus rapide à la dose de 0,3g/l de zinc, suivie de 0,1 g/l de zinc. L'application de différentes doses de zinc n'a eu aucun effet sur la germination des deux espèces étudiées.

Concernant le facteur de dose de Zn sur la longueur des coléoptiles chez les deux espèces, il a été constaté que les doses de 0,1 g/l, 0,3 g/l et 0,5 g/l ont présenté la moyenne la plus basse dans la croissance de la pousse aérienne. Les doses : 0g/l et 0,05 g/l ont présenté les longueurs les plus élevées de la partie aérienne.

En ce qui concerne le facteur des doses de Zn sur la longueur des racines chez les deux espèces, il a été constaté que les doses de 0,1 g/l, 0,3 g/l et 0,5 g/l ont présenté la moyenne la plus basse dans la croissance des racines, tandis que la dose de 0g/l a présenté les longueurs de la partie racinaire les plus élevées. Par conséquent, à partir de la dose de 0,1 g/l, l'enracinement chez les deux espèces sera ralenti. En effet, la connaissance des teneurs totales en métaux lourds dans les organes de la plante est nécessaire mais elle n'est cependant pas suffisante pour évaluer leur mobilité et les risques pour l'environnement qui en découlent. La prédiction de ces risques est étroitement liée aux formes physico-chimiques sous lesquelles les métaux sont présents.

Les résultats de notre étude montrent que l'astragale et le cresson peuvent germer dans des milieux pollués par le zinc. Par conséquent, la culture de ces espèces peut être recommandée pour la phythostabilisation des sites pollués par les métaux, qui pourrait être établie par ensemencement. La cinétique d'imbibition, le taux de germination et la cinétique de croissance des racines seraient des marqueurs intéressés pour le criblage d'écotypes tolérants aux métaux pendant la germination.

Nos résultats peuvent expliquer la prolifération de l'astragale dans les terrains agricoles anciennement cultivés, nous venons par la présente étude, démontré que cette espèce tolère bien la forte teneur en zinc accumulé dans le sol par épandage non contrôlé des engrais.

## **Conclusion Générale**

---

En fin comme perspective,

Il serait souhaitable de refaire cette étude en suivant les stades croissance et développement des plantes, ainsi de faire des analyses sur la partie aérienne et racinaire pour voir la mobilité du Zn chez les deux espèces, et ce afin de voir les mécanismes de la phytoremédiation.

# **Références**

## **Bibliographiques**

1. **Adriano DC. 2001.** Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. *2nd Edition Springer- Verlag*, New York, Berlin, Heidelberg, p 867.
2. **Ali NA, Bernal MP, Ater M. 2002.** Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*. *Plant and Soil*. 239, 103-111.
3. **Al-Kashman O et Shawabkeh RA, (2006).** Distribution des métaux dans les sols autour d'une cimenterie dans le sud de la Jordanie. Editions Elsevier. *J Environ Pollut* (140):387-394
4. **Alloway, B.J. et Steinnes, E., 1999.** Anthropogenic additions of cadmium to soils. In: McLaughlin,
5. **Andriamihamarivo N. M. (2013)** Phytodisponibilité Et Phytotoxicité Des Ions  $Zn^{2+}$  Dans Une Cressonnière. Mem.DEA, Dép. de Chimie Minérale et Chimie Physique, Univ. d'Antananarivo MADAGASCAR, 83p
6. **Ann-Peer W., Baxter I.R., Richards E.L., Freeman J.L et Murphy A.S., (2003).** Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Int J Phytorem.* 5 : 89-103.
7. **Arris S, 2008.** Etude expérimentale de l'élimination des polluants organiques et inorganiques par adsorption sous produits de céréales » Thèse de doctorat de l'université de Constantine- Algérie
8. **Baize D. 1997.** Un point sur les teneurs totales en éléments-traces métalliques dans les sols, 1<sup>ère</sup> édition, p77.
9. **Baize, D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Éditions, Paris, 410 p.
10. **Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D., Smith, J.A.C., (1999).** Metal hyperaccumulator plants: a review of ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted soils. Ed. Terry N and Banuelos G. Lewis Publishers Boca Raton, London, New York, Washington, 85-107.
11. **Blum WE. 1990.** Pollution des sols par métaux lourds. Sixième conférence ministérielle européenne sur l'environnement. Bruxelles.
12. **Bretzel, Francesca Benvenuti, Stefano Pistelli, Laura. 2014.** Metal contamination in urban street sediment in Pisa (Italy) can affect the production of antioxidant metabolites in *Taraxacum alénois* Weber. *Environmental Science and Pollution Research*. 21(3), 2325–2333.

## Références bibliographiques

---

13. **Brooks, R.R., Lee, J. Reeves, R.D. and Jaffré, T., (1977).** Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration* 7: 49-57.
14. **Brown P.H., Welch R.M., Cary E.E. (1987).** Nickel: a micronutrient essential for higher plants. *Plant Physiol.* 85, 801-803.
15. **Chaieb, M., (1997)** ‘‘Comportement biologique comparé d'*Astragalus armatus* Willd. subsp. *Tragacanthoides* (Desf.) M. et de *Rhanterium suaveolens* Desf. sur la steppe sableuse dégradée de la zone aride tunisienne’’, *Ecologia mediterranea*, V. 23, n°314, : 45-52.
16. **Chaignon V., (2001).** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse : Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement : Système Terre, Université d'Aix-Marseille
17. **Couplan F. (2012),** *Les Plantes et leurs noms. Histoires insolite*, Éditions Quae, 2012 , p.95
18. **Denis Baize.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. Un point sur... INRA Éditions, Paris, 1997. Présente les résultats du programme ASPITET.
19. **Deysson G., (1967)** Physiologie et biologie des plantes vasculaires, croissance, production, écologie, physiologie. Ed Société d'édition déneigement supérieur. Paris, 335p
20. **Di Ben Edetto M, 1997,** Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation. Dossier SAM, les métaux lourds. Axe " Génie des Procédés", centre SPIN, Ecole des Mines de Saint-Etienne. 49p
21. **EPA., (2000).** Etats-Unis. United States Environmental Protection Agency (EPA). Introduction to phytoremediation. Cincinnati, OH, 104 p.(EPA/600/R-99/107)
22. **ERNST, W.H.O. (1998).** Effects of heavy metal in plants at the cellular and organismic level ecotoxicology. Pp 587-620 in: S. Gerrit & M. Bernd (eds.). Bioaccumulation and biological effects of chemicals. III. John Wiley & Sons and Spektrum Akademischer Verlag.
23. **Eun SO, Shik Youn H, Lee Y., (2000).** "Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*." *Physiologia Plantarum* **110**: 357-365.
24. **Gamaly E. G., Rode, A. V. B. Luther-Davies, and V. T. Tikhonchuk.(2002)** Ablation of solids by femtosecond lasers : Ablation mechanism and ablation thresholds for metals and dielectrics. *Phys. Plasmas*, 9 :949–957
25. **Jeam P., Catmrine T. et Giues L., (1998)-** Biologie des plantes cultivées. Ed. L'Arpers, Paris, 150p.

## Références bibliographiques

---

26. **Jeder H., De Lajudie P., Dreyfus B., Le Fl och E., Behaeghe T. & Zaafouri M., (1996).** Etude de la nodulation des légumineuses pastorales autochtones des régions arides de Tunisie. *Revue des Régions Arides*, 9 : 3-10
27. **Kabata-Pendias, A., Pendias, H., (2001).** Trace elements in soils and plants. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.
28. **KRANNER, I. & COLVILLE, L. (2011)** Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environ. & Exper. Bot.*,72: 93-105.
29. **Kranner, I. & Colville, L. (2011).** Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environ. & Exper. Bot.*,72: 93-105
30. **Lenoir, 2008.** La pépinière aquatique. [En ligne] Available: <http://www.lapepiniereaquatique.com/article-24529950.html>[Accès le 8 mai 2022].
31. **Liu J, Li K, Xu J, Zhang Z, Ma T, Lu X, Yang J, Zhu Q, 2003.** Lead toxicity, uptake, and translocation in different rice cultivars. *Plant Science*. 165, 793-802
32. **Liu T, Liu S, Guan H, Ma L, Chen Z, Gu H. 2009.**Transcriptional profiling of Arabidopsis seedlings in response to heavy metal lead (Pb). *Environmental and Experimental Botany*. 67(2), 377- 386.
33. **Liu, C. X. L. Mao, S. S. Mao, X. Zeng, R. Greif, and R. E, 2004.** Russo. Nanosecond and femtosecond laser ablation of brass: Particulate and ICPMS measurements. *Anal. Chem*, 76:379–383.
34. **Liu.,Goyer,R.A.and Waalkes,M.P.(2008).**Toxic effects of Metals in Casarett,L.J.and Doull,J.,Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons(chap 23, 931-979p).Newyork,the Mc Graw-Hill companies.
35. **Lombi E, Zhao FJ, Dunham SJ, McGrath SP (2001)** Phytoremediation of heavy metal contaminated soils : natural hyperaccumulation versus chemically enhancedphytoextraction. *JEnvironQual* 30 :1919-1926.
36. **Mahmood, S., Hussain, A., Saeed, Z. & Athar, M. (2005).** Germination and seedling growth of corn (*Zea mays* L.) under varying levels of copper and zinc. *Int. J. Environ. Sc. Tech.*,2: 269-274.
37. **Malle H. (2018) :** Etude du potentiel de la végétation steppique dans la lutte contre la déflation éolienne. Thèse doctorat en sciences agronomiques, Univ.Blida1, Algérie, 129p
38. **Miquel, M. G., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Rapport l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et Technologiques, 365 p.
39. **Munzuroglu O, Geckil H (2002)** Effets des métaux sur la germination des graines, l'élongation des racines et la croissance du coléoptile et de l'hypocotyle chez *Triticum aestivum* et *Cucumis sativus*. *ArchEnvironContamToxicol* 43 :203-213.

## Références bibliographiques

---

40. **Paul Lecomte.** Les sites pollués. Traitement du sol et des eaux souterraines. Tec & Doc, Londres, Paris, New-York, 2<sup>e</sup> édition, 1998.
41. **Pilon-Smits E., (2005).** Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology 56: 15-39
42. **Pivet, B.E., (2001).** Phytoremediation of Contaminated Soil and groundwater at hazardous waste sites. Ground Water Issue, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development and Office of Soil Waste and Emergency Response.
43. **Rafalimanana R., 2008.** Le cresson à Antananarivo: Qualité sanitaire des échantillons prélevés dans les sites de Production, DEA de biochimie, Université d'Antananarivo, p 47.
44. **Remon E., (2006).** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Université Jean Monnet, Saint Etienne, 85p
45. **Rengel, Z., 1999.** Heavy Metals as Essential Nutrients. In: Prasad, M.N.V. & Hagemayer, J. (Eds.). Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, pp. 231- 251.
46. **Robert M., Juste C. (1999).** Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. In Club CRIN Environnement et Ministère de l'environnement. Spéciation des métaux dans le sol. Paris : CRIN.
47. **Rollin C. et Quiot F, 2005,** HAP-Guide méthodologique : acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transfert dans les sols et les eaux souterraines. Institut national de l'Environnement Industriel et des Risques, p 99.
48. **Rout G.R., Sanghamitra S., Das P. (2000).** Effects of chromium and nickel on germination and growth in tolerant and non-tolerant populations of *Echinochloa colona* L. Chemosphere 40, 855-859.
49. **Sbartai, Hana, Med Reda Djebbar, Ibtissem Sbartai, Houria Berrabbah. 2012.** Bioaccumulation du Cd et du Zn chez les plants de tomates (*Lycopersicon esculentum* L.). Comptes Rendus Biologies. 335 (9), 585–593
50. **Shmida A. & Burgess T. L., 1988.** Plant-growth from strategies and vegetation types in arid environments. In : Evenari et al. (eds.) Plant form structure. Elsevier, Amsterdam. 379-387.
51. **Soltner D., (2001).** Les bases de la production végétale. Tome III la plante et son amélioration, 3<sup>ème</sup> édition Paris, 189p.
52. **Tandy S, Schulin R, Nowack B. 2006.** The influence of EDDS on the uptake of heavy metals in hydroponically grown sunflower. Chemosphere. 62, 1454-1463.

## Références bibliographiques

---

53. **Thiery I, Leprince AS, Lefebvre D, Ghars MA, Debarbieux E, Savoure A. 2004.** Phospholipase D is a negative regulator of proline biosynthesis in *Arctidopsis thaliana*. *Journal of Biological Chemistry*. 279 (15), 14812-14818.
54. **Tomas-Barberan FA, Espin JC. 2001.** Phenolic compounds and related enzymes as determinants of quality in fruits and vegetables. *Journal of the Science of Food and agriculture*. 81, 853-876.
55. **Tomaszewska B, Tukendorf A, Baralkiewicz D. 1996.** The synthesis of phytochelatins in lupin root treated with lead ions. *Legumes Science*. 3, 206-217.
56. **Toselli M, Baldi E, Marcolini G, Malaguti D, Quar-tieri M, Sorrenti G, Marangoni B. 2009.** Response of potted grapevines to increasing soil copper concentration. *Australian Journal Grape Wine Research*. 15, 85-92
57. **Toselli M, Baldi E, Marcolini G, Malaguti D, Quar-tieri M, Sorrenti G, Marangoni B. 2009.** Response of potted grapevines to increasing soil copper concentration. *Australian Journal Grape Wine Research*. 15, 85-92.
58. **Tutin T.G, 1993.** *Flora Europaea*. 1-5 Volumes. 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge.
59. **Vijayarengan P. and Mahalakshmi G. (2013).** Zinc Toxicity in Tomato Plants. *World Applied Sciences Journal* 24 (5): 649-653.
60. **Wilson Adjele Eli., 2011.** Recherche d'isothiocyanates à intérêts fonctionnel et technologique chez les Brassicacées. Thèses de doctorat, Université de Strasbourg.

# **Annexe**

## Annexe 1: Résultats du Test ANOVA à 2 facteurs contrôlés (Doses Zn et l'espèce)

1.1. Faculté germinative :a) Analyse Type III Sum of Squares (FG%) :

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espèce	1	2560,0000	2560,0000	9,8588	0,0038
Doses Zn	4	2037,0000	509,2500	1,9612	0,1260
espèce*Doses Zn	4	1037,0000	259,2500	0,9984	0,4238

b) Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (FG%) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes	
A.armatus	43,0000	3,6032	A	
Cresson	59,0000	3,6032		B

c) Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (FG%) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes
0 ,5g/l	39,7500	5,6972	28,1147	51,3853	A
0 ,3g/l	49,0000	5,6972	37,3647	60,6353	A
0 g/l	49,0000	5,6972	37,3647	60,6353	A
0 ,1g/l	57,2500	5,6972	45,6147	68,8853	A
0 ,05g/l	60,0000	5,6972	48,3647	71,6353	A

d) Espèce\*Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (FG%)

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,5g/l	27,5000	8,0571	A
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,3g/l	35,0000	8,0571	A
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 g/l	40,0000	8,0571	A
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,5g/l	52,0000	8,0571	A
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,1g/l	52,5000	8,0571	A
espèce-Cresson*Doses Zn-0 g/l	58,0000	8,0571	A
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,05g/l	60,0000	8,0571	A
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,05g/l	60,0000	8,0571	A
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,1g/l	62,0000	8,0571	A
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,3g/l	63,0000	8,0571	A

## 1.2. La durée médiane (i) :

## a) Analyse Type III Sum of Squares (durée médiane) :

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
espèce	1	23,3662	23,3662	19,2267	0,0001
Doses Zn	4	25,8086	6,4521	5,3091	0,0024
espèce*Doses Zn	4	83,1067	20,7767	17,0960	< 0,0001

## b) Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (durée médiane) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes	
Cresson	2,3273	0,2465	1,8239	2,8307	A	
A.armatus	3,8559	0,2465	3,3525	4,3593		B

## c) Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (duree mediane) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes	
0 g/l	2,0016	0,3898	1,2056	2,7976	A	
0 ,5g/l	2,6011	0,3898	1,8051	3,3971	A	
0 ,3g/l	3,2125	0,3898	2,4165	4,0085	A	B
0 ,05g/l	3,2226	0,3898	2,4266	4,0186	A	B
0 ,1g/l	4,4203	0,3898	3,6243	5,2163		B

## d) Espèce\*Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (durée médiane) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes				
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,5g/l	0,0480	0,5512	A				
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,3g/l	0,9334	0,5512	A				
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 g/l	1,5219	0,5512	A	B			
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,05g/l	2,1744	0,5512	A	B	C		
espèce-Cresson*Doses Zn-0 g/l	2,4813	0,5512	A	B	C	D	
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,1g/l	3,9031	0,5512		B	C	D	E
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,05g/l	4,2708	0,5512			C	D	E
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,1g/l	4,9375	0,5512				D	E
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,5g/l	5,1542	0,5512					E
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,3g/l	5,4917	0,5512					E

1.3. L'indice de vigueur :

a) Analyse Type III Sum of Squares (IV) :

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
espèce	1	0,2872	0,2872	0,2397	0,6280
Doses Zn	4	58,3323	14,5831	12,1721	< 0,0001
espèce*Doses Zn	4	5,1898	1,2975	1,0830	0,3825

b) Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (IV) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes
Cresson	1,1313	0,2448	A
A.armatus	1,3008	0,2448	A

c) Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (IV) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes
0 ,3g/l	0,0000	0,3870	A
0 ,5g/l	0,0000	0,3870	A
0 ,1g/l	0,7882	0,3870	A
0 ,05g/l	2,4704	0,3870	B
0 g/l	2,8215	0,3870	B

d) Espèce\*Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (IV) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,5g/l	0,0000	0,5473	A
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,3g/l	0,0000	0,5473	A
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,3g/l	0,0000	0,5473	A
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,5g/l	0,0000	0,5473	A
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,1g/l	0,7781	0,5473	A B
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,1g/l	0,7982	0,5473	A B
espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,05g/l	1,7102	0,5473	A B
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 g/l	2,4950	0,5473	A B
espèce-Cresson*Doses Zn-0 g/l	3,1480	0,5473	B
espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,05g/l	3,2306	0,5473	B

**1.4 Longueur partie aérienne (cm) :****a) Analyse Type III Sum of Squares (Longueur Ar (cm)) :**

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espèce	1	1,2514	1,2514	1,4522	0,2376
Doses Zn	4	77,1798	19,2949	22,3904	< 0,0001
espèce*Doses Zn	4	1,5048	0,3762	0,4366	0,7811

**b) Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Longueur Ar (cm)) :**

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes
Cresson	1,2250	0,2076	0,8011	1,6489	A
A.armatus	1,5788	0,2076	1,1548	2,0027	A

**c) Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Longueur Ar (cm)) :**

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes
0 ,5g/l	0,0000	0,3282	-0,6703	0,6703	A
0 ,3g/l	0,0000	0,3282	-0,6703	0,6703	A
0 ,1g/l	1,0225	0,3282	0,3522	1,6928	A
0 ,05g/l	2,4900	0,3282	1,8197	3,1603	B
0 g/l	3,4969	0,3282	2,8266	4,1672	B

**Espèce\*Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Longueur Ar (cm)) :**

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes			
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,5g/l	0,0000	0,4642	A			
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,3g/l	0,0000	0,4642	A			
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,5g/l	0,0000	0,4642	A			
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,3g/l	0,0000	0,4642	A			
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,1g/l	0,9200	0,4642	A	B		
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,1g/l	1,1250	0,4642	A	B	C	
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,05g/l	1,9800	0,4642	A	B	C	D
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,05g/l	3,0000	0,4642		B	C	D
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 g/l	3,2250	0,4642			C	D
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 g/l	3,7688	0,4642				D

**1.5 Longueur partie racinaire (cm) :**

a) Analyse Type III Sum of Squares (Longueur Ra (cm) :

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
espèce	1	0,1183	0,1183	0,8224	0,3717
Doses Zn	4	26,9789	6,7447	46,9004	< 0,0001
espèce*Doses Zn	4	0,2189	0,0547	0,3806	0,8207

b) Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Longueur ra (cm) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes
Cresson	0,6850	0,0848	A
A.armatus	0,7937	0,0848	A

c) Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Longueur Ra (cm) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes		
0 ,3g/l	0,0000	0,1341	A		
0 ,5g/l	0,0000	0,1341	A		
0 ,1g/l	0,4631	0,1341	A		
0 ,05g/l	1,0413	0,1341		B	
0 g/l	2,1925	0,1341			C

d) Espèce\*Doses Zn / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Longueur Ra (cm) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes			
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,3g/l	0,0000	0,1896	A			
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,5g/l	0,0000	0,1896	A			
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,3g/l	0,0000	0,1896	A			
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,5g/l	0,0000	0,1896	A			
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,1g/l	0,4450	0,1896	A	B		
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,1g/l	0,4813	0,1896	A	B		
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 ,05g/l	0,8450	0,1896	A	B		
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 ,05g/l	1,2375	0,1896		B	C	
Espèce-Cresson*Doses Zn-0 g/l	2,1350	0,1896			C	D
Espèce-A.armatus*Doses Zn-0 g/l	2,2500	0,1896				D

ANNEXE 2

**Annexe 2** : Gammes de concentrations en métaux lourds (ppm) observées pour divers horizons de sols « ordinaires » de toutes granulométries selon (Denis Baize Éd, Paris, 1997)

<b>Élément</b>	<b>Valeurs courantes</b>	<b>Anomalies naturelles modérées</b>	<b>Fortes anomalies naturelles</b>
As	1.0-25.0	30.0-60.0	60-230
Cd	0.05-0.45	0.70-2.0	2.0-7.0
Cr	10-90	90-150	150-534
Co	2-23	23-90	105-148
Cu	2-20	20-62	-
Hg	0.02-0.20	0.20-0.45	-
Ni	2-60	60-130	130-480
Pb	9-50	60-90	100-3000
Se	0.10-0.70	0.8-2.0	2.0-4.5
Tl	0.10-1.7	2.5-4.4	7.0-55.0
Zn	10-100	100-250	250-3800