



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



## **Université Amar Thelidji- Laghouat**

**FACULTE : SCIENCES**

**DEPARTEMENT : SCIENCES AGRONOMIQUES**

### **MEMOIRE DE MASTER**

**Présenté par : Melle. ALLABA Hadhil Raouan**

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

**FILIERE : SCIENCES AGRONOMIQUES**

**OPTION : Protection des végétaux**

### **Thème**

**Etude de l'effet phytoremediateur de l'Astragale  
(*Astragalus armatus* Willd.) et du cresson (*Lepidium  
sativum*), vis-à-vis du Plomb (Pb)**

#### **Jury de soutenance :**

<b>Nom et Prénom</b>	<b>Grade</b>	<b>Qualité</b>
Mr.BENCHETTOUH Ahmed	MCA	Président
Mr.HATTAB Mourad	MCA	Examineur
Mme.MALLEM Hamida	MCA	Rapporteur

**Promotion : JUILLET 2022**

**Titre : Etude de l'effet phytoremédiateur de l'Astragale (*Astragalus armatus* Willd.) et du cresson (*Lepidium sativum*), vis-à-vis du Plomb (Pb)**

**Résumé :**

Un des problèmes majeurs de l'environnement est la contamination par des métaux lourds, souvent la phytoremédiation lui est associée comme procédé de décontamination. Ce présent travail a pour objet de connaître l'effet de métal plomb sur la germination des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*, et ce sous différentes concentrations (0 g/l, 0.05 g/l, 0.1 g/l, 0.3 g/l, 0.5 g/l). L'essai a été réalisé au laboratoire dans une étuve à 20°C. Les résultats obtenus indiquent que, la présence du Pb dans un milieu n'altère pas le taux de germination des graines chez le cresson et l'Astragale, ceci à la limite de la dose de Pb maximale testée (0.5 g/l). Il apparaît aussi que la vitesse de germination chez le cresson n'a pas été influencée par les doses étudiées du Pb, alors que la dose 0.5 g/l a ralenti la germination de l'Astragale. Le cresson a présenté les meilleures croissances sous les doses de 0g/l, 0.05 g/l et 0.1 g/l mieux que ceux des doses de 0.3 et 0.5 g/l de Pb ; Alors que pour l'astragale nous constatons que cette espèce présente une indifférence quel que soit la dose du Pb. Par ailleurs il a été constaté que les doses 0.3g/l et 0.5 g/l du Pb ont été néfastes pour la croissance des racines chez le cresson uniquement. Nous avons aussi enregistré que l'indice de vigueur chez le cresson a été significativement diminué par les doses 0.3 et 0.5 g/l de Pb, alors que ces doses n'ont pas été néfastes sur l'astragale. Enfin, nous pouvons conclure que ces deux espèces peuvent croître dans un milieu pollué en plomb à la limite des doses précitées, elle peut donc être plantée dans des projets de phytoremédiation.

**Mots clés:** Germination, *Astragalus armatus*, cresson alénois métaux lourds (Pb), phytoremédiation, pollution

**Title: Study of the phytoremediator effect of *Astragalus armatus* Willd. and watercress (*Lepidium sativum*), with respect to the Lead (Pb)**

**Abstract :**

One of the major environmental problems is contamination by heavy metals, often phytoremediation is associated with it as a decontamination process. This present work aims to know the effect of lead metal on the germination of seeds of *Astragalus armatus* and *Lepidium sativum*, and this under different concentrations (0 g / l, 0.05 g / l, 0.1 g / l, 0.3 g / l, 0.5g/l). The test was carried out in the laboratory in an oven at 20°C. The results obtained indicate that the presence of Pb in a medium, does not alter the germination rate of seeds in watercress and *Astragalus*, at the limit of the maximum Pb dose tested (0.5 g/l). It also appears that the germination rate in watercress was not influenced by the studied doses of Pb, whereas the 0.5 g/l dose slowed down the germination of *Astragalus*. Watercress presented the best growth under the doses of 0g/l, 0.05 g/l and 0.1 g/l better than those of the doses of 0.3 and 0.5 g/l of Pb; While for *Astragalus* we find that this species shows indifference whatever the dose of Pb. In addition, it was found that the doses of 0.3g/l and 0.5g/l of Pb were harmful for root growth in watercress only. We also recorded that the vigor index in watercress was significantly reduced by doses of 0.3 and 0.5 g/l of Pb, whereas these doses were not harmful on *Astragalus*. Finally, we can conclude that these two species can grow in an environment polluted with lead at the limit of the aforementioned doses, so it can be planted in phytoremediation projects.

Key words: Germination, *Astragalus armatus*, heavy metal (Pb) Watercress, phytoremediation, pollution

**العنوان : دراسة تأثير إزالة التلوث بواسطة نباتي القندال ( *Astragalus Willd* ) و *armatus* . والجرجير ( *Lepidium sativum* ) بالنسبة لمعدن الرصاص (Pb)**

**الملخص:**

يعد التلوث بالمعادن الثقيلة إحدى المشكلات البيئية الرئيسية ، وغالبًا ما ترتبط المعالجة النباتية به كعملية إزالة التلوث. يهدف هذا العمل الحالي إلى معرفة تأثير معدن الرصاص على إنبات بذور *Astragalus armatus* و *Lepidium sativum* ، وذلك بتركيزات مختلفة (0 جم / لتر ، 0.05 جم / لتر ، 0.1 جم / لتر ، 0.3 جم / لتر ، 0.5 ز / لتر). تم إجراء الاختبار في المختبر في فرن عند 20 درجة مئوية. تشير النتائج التي تم الحصول عليها إلى أن وجود الرصاص في الوسط لا يغير معدل إنبات البذور في الجرجير والقندال ، عند الحد الأقصى لجرعة الرصاص المختبرة (0.5 جم / لتر). كما يبدو أن معدل الإنبات في الجرجير لم يتأثر بجرعات الرصاص المدروسة ، بينما أدت جرعة 0.5 جم / لتر إلى إبطاء إنبات القندال . قدم الجرجير أفضل نمو تحت جرعات 0 جم / لتر و 0.05 جم / لتر و 0.1 جم / لتر و أفضل من جرعات 0.3 و 0.5 جم / لتر من الرصاص ؛ بينما في حالة القندال نجد أن هذا النوع يظهر عدم تأثره مهما كانت جرعة الرصاص ، علاوة على ذلك وجد أن جرعات 0.3 جم / لتر و 0.5 جم / لتر من الرصاص كانت ضارة لنمو الجرجير فقط. سجلنا أيضًا أن مؤشر القوة في الجرجير قد انخفض بشكل كبير بجرعات 0.3 و 0.5 جم / لتر من الرصاص ، في حين أن هذه الجرعات لم تكن ضارة على القندال. أخيرًا ، يمكننا أن نستنتج أن هذين النوعين يمكن أن ينموان في بيئة ملوثة بالرصاص في حدود الجرعات المذكورة أعلاه ، لذلك يمكن زراعته في مشاريع المعالجة النباتية.

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

*armatus* ، معدن ثقيل (Pb)

## **Remerciements**

**Tout d'abord, je voudrais remercier Dieu le tout puissant et miséricordieux qui m'a donné la force et la patience d'accomplir ce travail.**

**Au Docteur Madame MALLEM Hamida, mon encadreur, Je vous serai toujours reconnaissante pour vos avis indispensables, vos conseils éclairés et pour votre disponibilité. Vous m'avez fait bénéficier de vos connaissances, de votre immense expérience scientifique et de votre rigueur dans le travail. Vos critiques, suggestions et conseils m'ont accompagné durant toute la longue période d'élaboration de ce document.**

**Je voudrai vous dire aussi que j'ai eu un grand plaisir à travailler sous votre direction.**

**Je remercie aussi Dr. BENCHETTOUH Ahmed et Dr. HATTAB Mourad d'avoir accepté d'examiner ce mémoire et de le valoriser par vos précieuses orientations, grand merci.**

**Nous tenons à exprimer nos sincères remerciements à tous les professeurs qui nous ont enseigné et qui par leurs compétences nous ont soutenu dans la poursuite de nos études.**

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

**Hadhil Raouan**

## *Dédicaces*

Je tiens à dédier ce modeste travail à tous ceux  
qui nous sont chers :

Mes parents, Allaba belkacem et Gueudouz  
fatima qui m'ont toujours soutenu.

Mon grand père Gueudouz yahia.

Mon frère Haithem

Spécial dédicace à mes enseignantes Dr.  
Ameur Djamila et Dr. Houyou Zohra

À tous mes enseignants

Hadil

# Sommaire

**Titre**

**Résumé**

**Remerciement**

**Dédicaces**

**Liste des tableaux**

**Liste des figures**

**Liste des abréviations**

**Introduction générale**

## **Chapitre 01 : Généralités sur les métaux lourds**

- 1.1 Définition des métaux lourds
- 1.2 Classification des métaux lourds
  - 1.2.1 Les métaux essentiels
  - 1.2.2 Les métaux toxiques
- 1.3 Origine des métaux lourds
  - 1.3.1 Les sources naturelles
  - 1.3.2 Les sources anthropiques
- 1.4 Les métaux lourds dans la plante
- 1.5 Méthodes de dépollution des sols
  - 1.5.1 méthodes physiques
  - 1.5.2 méthodes chimiques
  - 1.5.3 méthodes thermiques
  - 1.5.4 méthodes biologiques

## **Chapitre 02: Généralités sur la phytoremédiation**

- 2.1 phytoremédiation des sols pollués
  - 2.1.1 Définition de Phytoremédiation
  - 2.1.2 Principes de la Phytoremédiation
  - 2.1.3 les différentes techniques de la phytoremédiation
    - 2.1.3.1 Phytoextraction

- 2.1.3.2 Phytostabilisation
- 2.1.3.3 Rhizofiltration
- 2.1.3.4 Phytodégradation
- 2.1.3.5 Phytovolatilization
- 2.1.4 Avantages et inconvénients de la phytoremédiation
- 2.1.4.1. Avantages
- 2.1.4.2. Inconvénients

### **Chapitre 03 : Généralités sur *l'Astragalus Armatus***

- 3.1. Répartition géographique du genre *Astragalus*
- 3.2. Position systématique
- 3.3. Utilisations médicinales et Importance économique du *l'Astragalus*
- 3.4. Description botanique

### **Chapitre 04 : Généralités sur *Lepidium sativum***

- 4.1. L'espèce *Lepidium sativum*
- 4.2. Répartition géographique
- 4.3. Taxonomie
- 4.4. Description botanique

### **Chapitre 05 : Matériel et méthodes**

- 5.1 Objectif de l'expérimentation
- 5.2 Matériel végétal
- 5.3 Préparation des solutions du métal lourd testé (Pb)
- 5.4 Lieu de l'expérimentation
- 5.5 Scarification et levée de dormance
- 5.6 Dispositif expérimental de l'essai de la germination
- 5.7 Les paramètres mesurés
- 5.7.1 Calcul de la faculté de germination (FG)
- 5.7.2 La cinétique de la germination
- 5.7.3 La durée médiane de la germination
- 5.7.4 L'indice de vigueur de semis (SVI)
- 5.7.5 Analyse statistiques

## **Chapitre 06 : Résultats et discussion**

### 6.1 Résultats

6.1.1 Effet du plomb sur les paramètres de germination des graines *d'Astragalus armatus*

6.1.1.1 Effet du Pb sur la cinétique de germination des graines *d'Astragalus armatus*

6.1.1.2 Effet du Pb sur la cinétique de germination des graines *de Lepidium sativum*

6.1.1.3 Effet du Pb sur la faculté de germination des graines *d'Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

6.1.1.4 Effet du Plomb sur la durée médiane de germination des graines *d'Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

6.1.1.5 Effet du Plomb sur la longueur de la partie aérienne des graines *d'Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

6.1.1.6 Effet du Plomb sur la longueur de la partie racinaire des graines *d'Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

6.1.1.7 Effet du Plomb sur l'indice de vigueur *d'Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

### 6.2 Discussion

### **Conclusion générale**

### **Références Bibliographiques**

### **Annexe**

## Listes des figures

Numero	Titre	Page
Figure 1	Origine des métaux lourds dans le sol	
Figure 2	Différentes techniques de phytoremédiation	
Figure 3	Processus de la phytoextraction des contaminants au niveau du sol	
Figure 4	Les procédés permettant la Phytostabilisation des sols contaminés	
Figure 5	Processus de la Rhizofiltration des contaminants au niveau du sol	
Figure 6	Processus de la Phytodégradation des contaminants au niveau du sol	
Figure 7	Processus de la Phytovolatilization des contaminants au niveau du sol	
Figure 8	Présentation de quelques espèces du genre <i>Astragalus</i> : a, b, c : <i>Astragalus armatus</i> subsp <i>tragacanthoides</i> ; d, e, f : <i>A. armatus</i> subsp <i>numidicus</i> ; g, h, i : <i>A. cruciatus</i> ; j, k, l : <i>A. pseudotrigonus</i> .	
Figure 9	Description d' <i>Astragalus armatus</i> (a : plante ; b : feuille ; c : fruit ; d : graine)	
Figure 10	Carte géographique situant de <i>Lepidium sativum</i>	
Figure 11	Aspect morphologique de <i>Lepidium sativum</i> a:feuilles ; b:tiges ; c:fleurs ; d:graines.	
Figure 12	les graines d' <i>Astragalus armatus</i>	
Figure 13	les graines de <i>Lepidium sativum</i>	
Figure 14	Scarification chimique des graines d' <i>Astragalus armatus</i> dans l'acide sulfurique	
Figure 15	Schéma du dispositif expérimental adopté	
Figure 16	Photo du dispositif expérimental d' <i>Astragalus armatus</i>	
Figure 17	mesure de la longueur de la racine et de la pousse après 12 jours de La germination des graines d' <i>Astragalus armatus</i>	
Figure 18	mesure de la longueur de la racine et de la pousse après 9 jours de La germination des graines du <i>Lepidium sativum</i>	
Figure 19	Effet des doses du Pb sur la cinétique de germination des graines d' <i>Astragalus armatus</i>	
Figure 20	Effet des doses du Pb sur la cinétique de germination des graines de <i>Lepidium sativum</i>	
Figure 21	Effet des concentrations du Pb sur la faculté de germination des graines d' <i>Astragalus armatus</i> et <i>Lepidium sativum</i>	
Figure 22	Effet des Doses du Pb sur la durée médiane de germination des graines d' <i>Astragalus armatus</i> et <i>Lepidium sativum</i>	
Figure 23	Effet des Doses du plomb sur la longueur de la partie aérienne d' <i>Astragalus armatus</i> et <i>Lepidium sativum</i>	
Figure 24	Effet des doses du plomb sur la longueur de la racine de l' <i>Astragalus armatus</i> et <i>Lepidium sativum</i>	
Figure 25	Effet des Doses du plomb sur l'indice de vigueur des graines d' <i>Astragalus armatus</i> et <i>Lepidium sativum</i>	

## Liste de tableaux

<b>Numéro</b>	<b>Titre</b>	<b>Page</b>
Tableau 1	Principales sources anthropiques d'ETM présents dans l'environnement	
Tableau 2	les différentes méthodes de dépollution des sols	
Tableau 3	La classification phylogénétique d' <i>Astragalus armatus</i>	
Tableau 4	Classification de <i>Lepidium sativum</i>	

## *Liste des abréviations*

<b>Abréviation</b>	<b>Signification</b>
A, armatus	Astragalus armatus
ETM	Eléments traces métalliques
Ni	Nickel
Zn	Zinc
Cd	Cadmium
Pb	Plombe
g/l	Gramme/litre

# **Introduction**

# Introduction générale

---

## Introduction

La pollution de l'environnement constitue depuis les années 60 une préoccupation majeure de nos sociétés modernes, la pollution est une modification défavorable du milieu naturel (**Mazoyer, 2002**), elle en modifie les composantes physiques, chimiques ou biologiques. (**Ramade, 1989 in Stengel et Gelin, 1998**).

La pollution représente un sérieux problème pour l'environnement à cause des rejets de nombreux produits chimiques dont des éléments métalliques rejetés par les industries, l'agriculture et les communautés urbaines. Parmi les différents types de pollution (organique /ou minéral), le problème due aux métaux lourds (**association Ecrin, 1999**) qui ont une importance de plus en plus grande sur les plans environnemental, sanitaire et économique. Cette pollution peut avoir un impact soit direct ou indirect, sur la santé humaine et l'équilibre des écosystèmes aussi bien marins que continentaux. La qualité des sols peut également en être altérée (**Mbonigaba et al ., 2009**)

Il existe des techniques conventionnelles de dépollution qui font appel aux procédés physico-chimiques et thermiques. Elles sont, efficaces pour certains types de contaminants mais elles sont très onéreuses et très lourdes à mettre en œuvre car elles nécessitent l'excavation des sols, le transport, et le lavage, d'autres techniques par contre font appel à des plantes on parle alors de la phytoremédiation (**Ali et al., 2013**). Elle consiste à utiliser des plantes pour réduire le niveau de pollution présent dans le sol (**Pilon-Smits, 2005 ; Callahan et al., 2006**).

Le genre *Astragalus* est le genre le plus important chez les plantes à fleurs (**Watrous et Cane, 2011**) et donc également le plus important de la famille des Fabacées (les légumineuses) (**Scherson et al., 2008**). Il comporte environ 3270 espèces. Il est caractérisé par son fort taux de diversification morphologique et sa large répartition géographique (**Zarre et Azani, 2013**). Certaines espèces de ce genre peuvent présenter des indices de spéciation et d'endémisme (**Sanderson et Wojciechowski, 1996**).

## Introduction générale

---

Le genre *Lepidium* est constitué d'environ 175 espèces, largement distribuées à travers le monde, sur tous les continents. 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**).

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**), *Astragalus armatus* une chamaephytes à faible valeur pastorale a montré une prolifération remarquable dans les zones ensablée, c'est une espèce qui apparait 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 au métaux lourds ?, le cresson est déjà connu comme espèce épuratrice des eaux polluées (**Andriamihaminarivo, 2013**).

Nous nous demandons si ces deux espèce : *Astragalus armatus* et *Lepidium sativum* ont un pouvoir de tolérance plomb ?

Dans cette étude, nous avons visé à étudier, l'effet du plomb sur les paramètres de germination des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*, afin de préciser le seuil de tolérance de ces deux espèces vis-à-vis du Plomb au stade levée.

# Introduction générale

---

Ce mémoire est scindé en six chapitres répartis comme suit :

- ✓ Premier chapitre est consacré aux métaux lourds.
- ✓ Deuxième chapitre présente les méthodes de dépollution des sols.
- ✓ Troisième chapitre présente des généralités sur *Astragalus armatus*.
- ✓ Quatrième chapitre : présentes des généralités sur *Lepidium sativum*.
- ✓ Cinquième chapitre : consacré à présenter le Matériel et méthodes.
- ✓ Sixième chapitre : Résultats et discussion.

Enfin, nous terminerons par une conclusion générale et perspective.

**Chapitre 1 :**  
**Généralités sur métaux lourds**

# Chapitre 01 : Généralités sur les métaux lourds

---

## 1.1 Définition des métaux lourds

On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels dont la masse volumique  $\rho$  dépasse 5 g/cm<sup>3</sup>. Ceux-ci sont présents le plus souvent dans l'environnement sous forme de traces : mercure, plomb, cadmium, cuivre, arsenic, nickel, zinc, cobalt, manganèse etc (**Arris, 2008**). D'un point de vue chimique, les éléments de la classification périodique formant des cations en solution sont des métaux.

D'un point de vue physique, le terme « métaux lourds » désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments), caractérisés par une forte masse volumique supérieure à 5 g.cm<sup>3</sup> (**Adriano, 2001**). .

D'un autre point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques.

## 1.2 Classification des métaux lourds

### 1.2.1 Les métaux essentiels

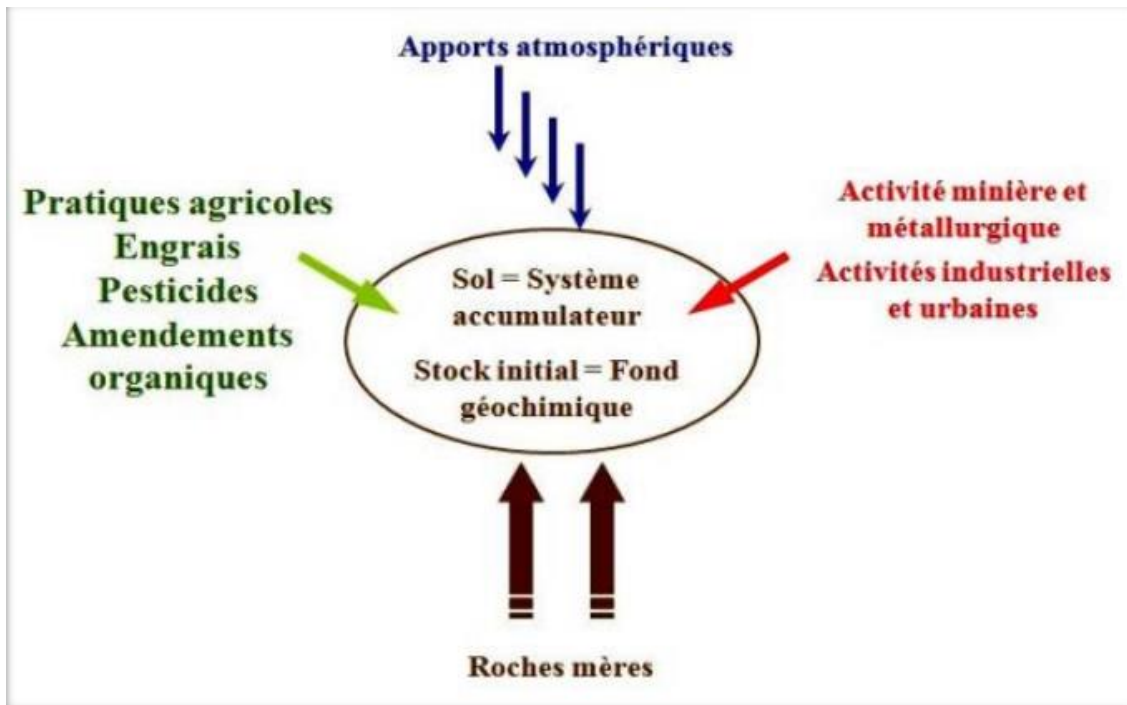
Sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les Tissus biologiques (Loue, 1993). C'est le cas du cuivre (Cu), Du zinc (Zn), du fer (Fe). Par exemple, le zinc (Zn), à la concentration du milli molaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (**Kabata et Pendias, 2001**).

### 1.2.2 Les métaux toxiques

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

## 1.3 Origine des métaux lourds

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. 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 et Juste, 1999**).



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

Les métaux lourds peuvent provenir de plusieurs sources d'origine naturelles ou anthropiques :

### 1.3.1 Les sources naturelles

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).

### 1.3.2 Les sources anthropiques

Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle. La pollution atmosphérique résulte des activités industrielles (rejets d'usine) et urbaines (gaz d'échappement, etc...). Il faut distinguer les apports diffus aériens d'origine lointaine des apports massifs localisés d'origine proche. Dans les apports diffus sont classés les poussières et aérosols provenant des

## Chapitre 01 : Généralités sur les métaux lourds

chauffages ainsi que des moteurs d'automobiles. Les apports massifs localisés résultent d'apports anthropiques accidentels liés aux activités industrielles sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (**Baize, 1997**).

Le Tableau présente quelques exemples de sources industrielles et agricoles d'où peuvent provenir les ETM (éléments traces métalliques) présents dans l'environnement.

**Tableau 1** : Principales sources anthropiques d'ETM présents dans l'environnement (**Birkinshaw et al., 2008**).

<b>Sources anthropiques en ETM</b>	<b>ETM</b>	<b>Caractéristique de la pollution</b>
<b>Mines de métaux</b>	Cd, Cu, Ni, Cr, Co, Z	Reliquat d'acide de drainage, résidus de métaux, terrils.
<b>Intrants agricoles</b>	Cr, Mo, Pb, U, V, Zn	Ruissellement, pollution des eaux superficielles et souterraines, bioaccumulation dans les plantes.
<b>Boue d'épuration</b>	Zn, Cu, Ni, Pb, Cd, Cr, As, Hg	transfert dans les eaux de surface et souterraines.
<b>Industries Métallurgiques</b>	Pb, Mo, Ni, Cu, Cd, As, Te, U, Zn	résidus de métaux et terrils
<b>Elimination des Déchets</b>	Zn, Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Hg	lessivage des zones de décharge, transfert dans les eaux de surface et souterraines.
<b>Electronique</b>	Pb, Cd, Hg, Pt, Au, Cr, As, Ni, Mn	déchets solides et liquides provenant des procédés de fabrication et de recyclage.
<b>Industries de finition des métaux</b>	Cr, Ni, Zn, Cu	Effluent liquide produit par les procédés de galvanisation et plaquage.
<b>Batteries</b>	Pb, Sb, Zn, Cd, Ni, Hg	Ecoulement du liquide des batteries contaminant le sol et les eaux souterraines.
<b>Peintures et pigments</b>	Pb, Cr, As, Ti, Ba, Zn	Déchets liquides lors de la production et détérioration des peintures, pollution du sol.

## 1.4 Les métaux lourds dans la plante

Les métaux lourds indispensables aux processus physiologiques majeurs, en particulier la respiration, la photosynthèse ou l'assimilation des macronutriments (ex. azote, soufre) (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001**). Nombre de ces métaux, Cu, Zn, Ni, Fe, Co, Se et Ba sont aussi impliqués au niveau de processus moléculaires tels que le contrôle de l'expression des gènes ; la biosynthèse des protéines, des acides nucléiques, des substances de croissance, de la chlorophylle et des métabolites secondaires ; le métabolisme lipidique ou la tolérance au stress (**Rengel, 1999**).

Les métaux lourds n'ont pas tous une fonction connue à ce jour dans le métabolisme de la plante, et malgré la grande diversité des besoins et des niveaux de tolérance aux métaux lourds chez les plantes, certains restent considérés comme un élément toxique pour la cellule dont lesquels les doses admissibles sont très faibles. Parmi les métaux les plus toxiques, Hg, Cr, Ni, Pb et Cd (**Kabata et Pendias, 2001**).

## 1.5 Méthodes de dépollution des sols

Nos écosystèmes sont exposés à de nombreuses sources de pollution. Les sols et les eaux, près des sites industriels, subissent une accumulation de métaux lourds, de composés organiques, ainsi que parfois de composés radioactifs. Nous n'aborderons pas les conséquences de ces pollutions sur les écosystèmes mais plutôt comment des sols peuvent être dépollués. Cette accumulation peut être très importante aux abords des Sites industriels et dans ce cas la seule solution est l'excavation et le retraitement. C'est le concept de phytoremédiation ou dépollution des sols par des plantes (**Dabouineau et al., 2005**).

## Chapitre 01 : Généralités sur les métaux lourds

**Tableaux 2 : Méthodes de dépollution des sols par les métaux lourds et ordres de grandeur des coûts associés (Gamaly et al., 2002)**

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>Électro-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 volatiliables 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. Épuration 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 :**  
**Généralités sur la phytoremédiation**

### 2. 1. Phytoremédiation des sols pollués

#### 2.1.1. Définition de Phytoremédiation

La phytoremédiation consiste à utiliser des plantes pour dépolluer ou stabiliser les sols pollués. Actuellement, cette technique est au stade de recherche appliquée, mis à part quelques réalisations sur site. Elle est émergente, surtout aux Etats-Unis, en Allemagne, en Grande-Bretagne et en France. Elle pourrait apporter un double gain, à la fois par un changement d'image des anciens sites industriels, qui seraient revégétalisés, et à la fois par une dépollution ou une stabilisation des polluants. Cette technique peut s'envisager indépendamment d'autres techniques pour des sols faiblement pollués, mais elle peut aussi être utilisée en amont ou en aval d'une bioremédiation (**Costes et Druelle, 1997**).

Elle permet l'accélération des phénomènes naturels de biodégradation. Les racines interviennent directement ou indirectement en stimulant la croissance et l'activité des microorganismes (**Joner et Leyval, 2003**).

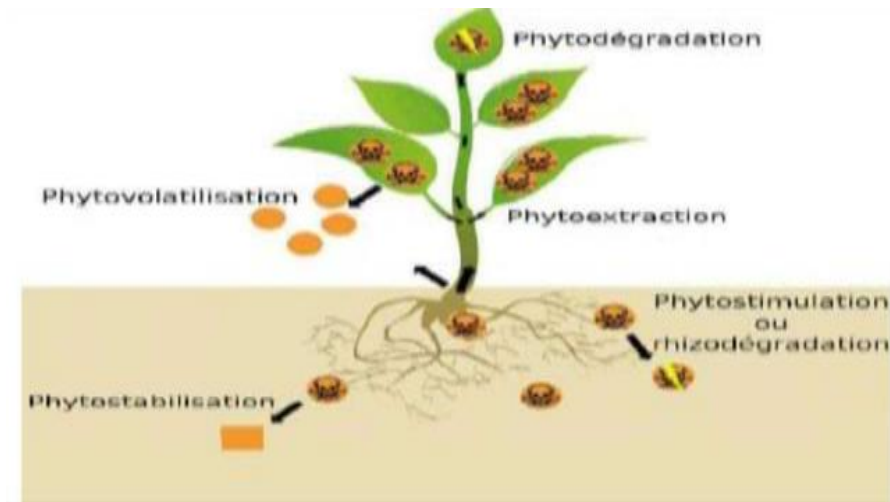
#### 2.1.2. Principes de la Phytoremédiation

La phytoremédiation consiste à utiliser des plantes et des microorganismes qui leur sont associées (**Mench *et al.*, 2010**).

#### 2.1.3. Les différentes techniques de la phytoremédiation :

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

- la phytodégradation ;
- la phytoextraction ;
- la phytostabilisation ;
- la phytovolatilisation.

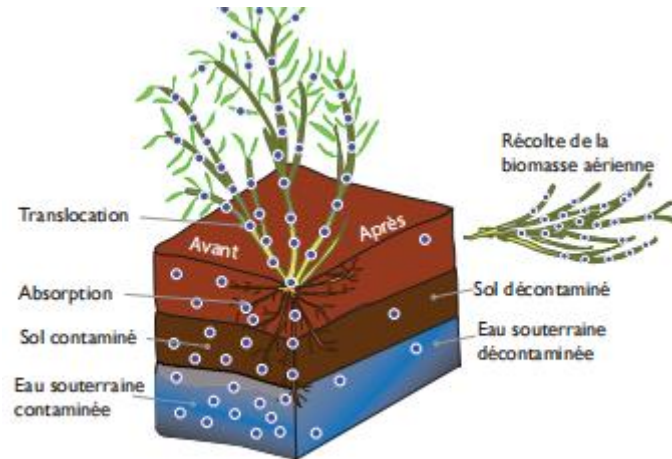


**Figure 2** : Différentes techniques de phytoremédiation (**Pilon-Smits, 2005**).

### 2.1.3.1 Phytoextraction

La phytoextraction est une technologie in situ liée aux plantes qui sont capables d'absorber les métaux lourds (Pb, Cd, Ni ; Zn,...) par leurs racines et de les transporter ensuite vers les parties aériennes (**Zheng et al, 2011**).

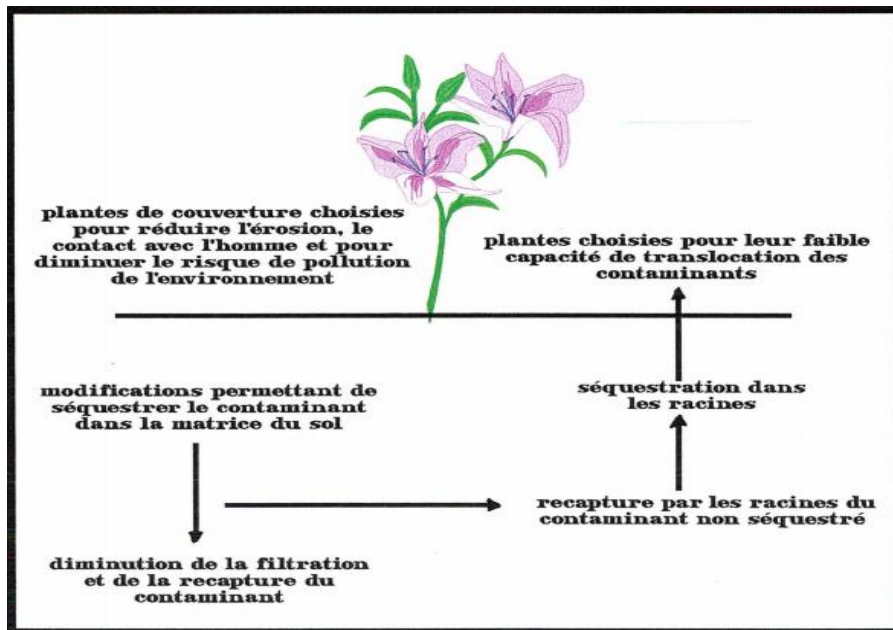
Son principe utilise des plantes capables de prélever les éléments traces toxiques et de les accumuler dans les parties aériennes. Il s'agit ensuite de les récolter, puis de leur faire subir des traitements thermiques, microbiologiques et chimiques (figure 3). Les cendres pourront alors être mises en décharge ou mieux, réutilisées en métallurgie (**Baker et al, 1997**).



**Figure 3 :** Processus de la phytoextraction des contaminants au niveau du sol (Hénault-Ethier, 2016)

### 2.1.3.2. Phytostabilisation

Ce procédé consiste à installer des végétaux tolérant la présence de substances toxiques dans le sol. L'avantage de cette voie est de limiter l'érosion et d'immobiliser la pollution dans les couches superficielles, évitant en particulier sa migration vers les eaux de surfaces et souterraines (Baker et al, 1997 ; Cunningham et al, 1997). Cependant, ce procédé ne réduit pas la quantité totale de polluants dans le sol (figure 4).

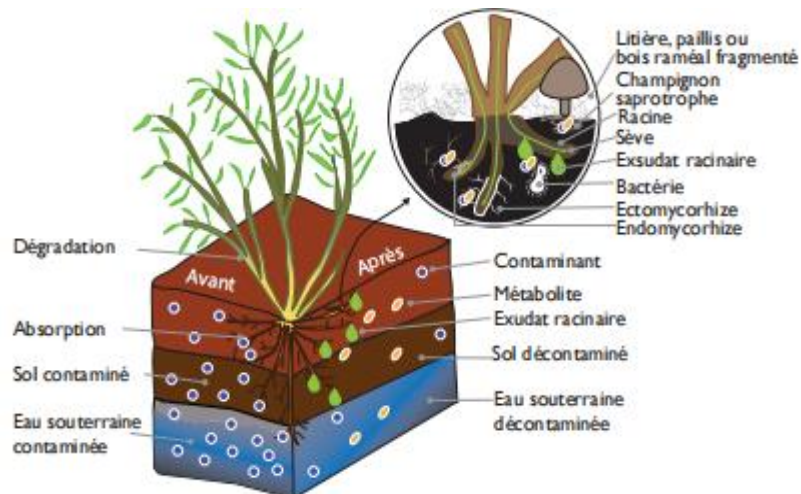


**Figure 4 :** Les procédés permettant la Phytostabilisation des sols contaminés (d'après Cunningham et al, 1995).

### 2.1.3.3. Rhizofiltration

Rhizofiltration est une technique très récente qui consiste à utiliser les racines des plantes pour absorber, concentrer, et précipiter les métaux lourds qui contaminent des effluents. Dans de nombreux cas, il a été montré que l'efficacité de recapture des métaux lourds par les racines des plantes était comparable à des techniques de traitement de l'eau. La rhizofiltration est un procédé qui peut être appliqué au traitement des eaux de surface et souterraines, des effluents industriels et miniers, des fuites agricoles, des solutions contaminées par des radionucléides (Bert, *et al.*, 2013).

Cette méthode s'applique dans les zones humides, construites ou naturelles, et pour des plantes dont les racines supportent la vie en milieu aquatique et anaérobie (Wong, 2003).



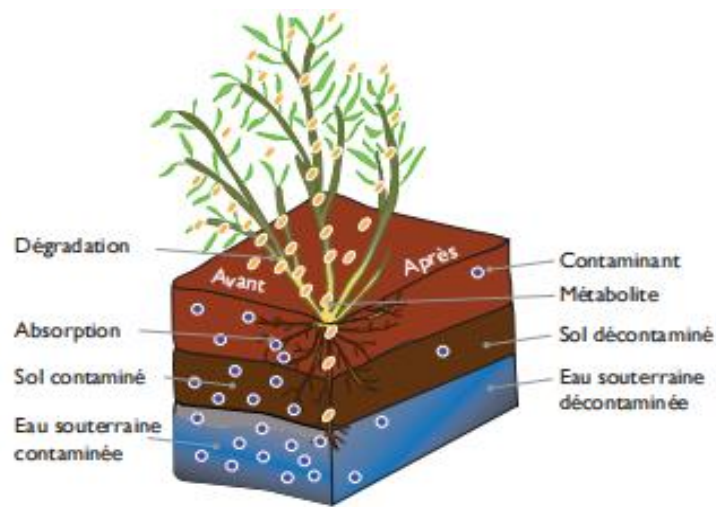
**Figure 5** : Processus de la Rhizofiltration des contaminants au niveau du sol (Hénault-Ethier, 2016)

### 2.1.3.4. Phytodégradation

La phytodégradation est l'absorption, la métabolisation et la dégradation de contaminants dans la plante, ou la dégradation de contaminants dans le sol, les sédiments, les boues, les eaux souterraines ou l'eau de surface par les enzymes produites et libérées par la plante. La phytodégradation ne dépend pas des micro-organismes associés à la rhizosphère. Contaminants soumis à phytodégradation comprennent des composés organiques tels que des

## Chapitre 02 : Généralités sur la phytoremédiation

munitions, solvants chlorés, herbicides et insecticides, et inorganiques nutriments. La phytodégradation est également connue sous le nom de phytotransformation et est un processus de destruction des contaminants. Pour que la phytodégradation se produise dans la plante, la plante doit être capable de prendre le composé. L'absorption de contaminants nécessite, et des expériences en laboratoire à l'Université de Washington a indiqué que la chaîne courte les composés aliphatiques halogénés pourraient être absorbés par les plantes (figure 6) (Newman et al., 1998). Les plantes peuvent métaboliser une variété des composés organiques (Newman et al., 1997), trinitrotoluène (TNT) (Thompson et al., 1998), et l'herbicide l'atrazine (Burken et Schnoor, 1997).



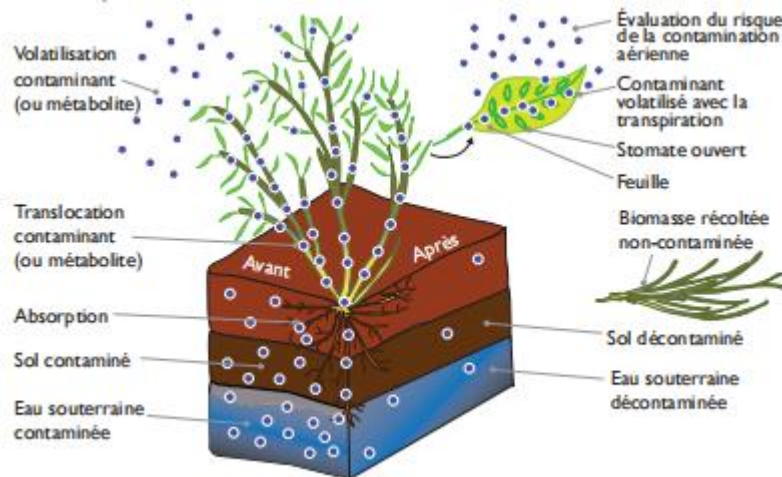
**Figure 6 : Processus de la Phytodégradation des contaminants au niveau du sol (Hénault-Ethier, 2016)**

### 2.1.3.5. Phytovolatilization

La phytovolatilisation est l'absorption d'un contaminant par une plante, et la libération subséquente d'un contaminant volatil, d'un produit de dégradation d'un contaminant, ou une forme volatile d'un contaminant initialement non volatil. Pour une phytoremédiation efficace, le produit de dégradation ou la forme volatile modifiée doit être moins toxique que le contaminant initial. La phytovolatilisation est principalement un procédé d'élimination de contaminant, transférant le contaminant du milieu d'origine (eau souterraine ou eau du sol) à la atmosphère (figure 7). Cependant, les processus métaboliques au sein de la plante peuvent

## Chapitre 02 : Généralités sur la phytoremédiation

modifier la forme du contaminant et, dans certains cas, le transformer en des formes moins toxiques. Les exemples incluent la réduction des espèces de mercure hautement toxiques au mercure élémentaire moins toxique, ou la transformation du sélénium toxique (sous forme de sélénate) en le moins toxique gaz de sélénure de diméthyle (Adler, 1996).



**Figure 7:** Processus de la Phytovolatilisation des contaminants au niveau du sol (Hénault-Ethier, 2016)

### 2.1.4. Avantages et inconvénients de la phytoremédiation

#### 2.1.4.1. Avantages

-Une bonne intégration paysagère ; et qui freine l'érosion du sol et le lessivage des particules du sol (Dechamp et Meerts, 2003).

-Permet de réduire le déplacement des polluants dans l'air, l'eau, ou le sol, puisqu'ils sont maintenus près ou dans les plantes (sauf dans le cas de la Phytovolatilisation) (Mortet, 2019).

-Le coût de la phytoremédiation est faible ; il est 10 à 100 fois moins onéreux que les techniques classiques (Bert et Derma, 1999).

-La phytoremédiation requiert moins d'équipement et de travail que les autres Méthodes puisque ce sont les plantes qui font l'essentiel du de travail (Pilon-Smits, 2005).

### 2.1.4.2. Inconvénients

-Elle présente des inconvénients liés au manque de connaissances mais aussi à la difficulté inhérente à la gestion d'un matériel vivant (**Mekerri et Tzeboudjt, 2017**).

-Pour appliquer les techniques de phytoremédiation, il est nécessaire, à travers des analyses préalables, de s'informer le mieux possible sur les propriétés Chapitre 2 la réhabilitation des sols pollués 13 physico-chimiques, du terrain, types de sol (caractéristique minéralogique, granulométrique, microbiologique...) (**Mekerri et Tzeboudjt, 2017**).

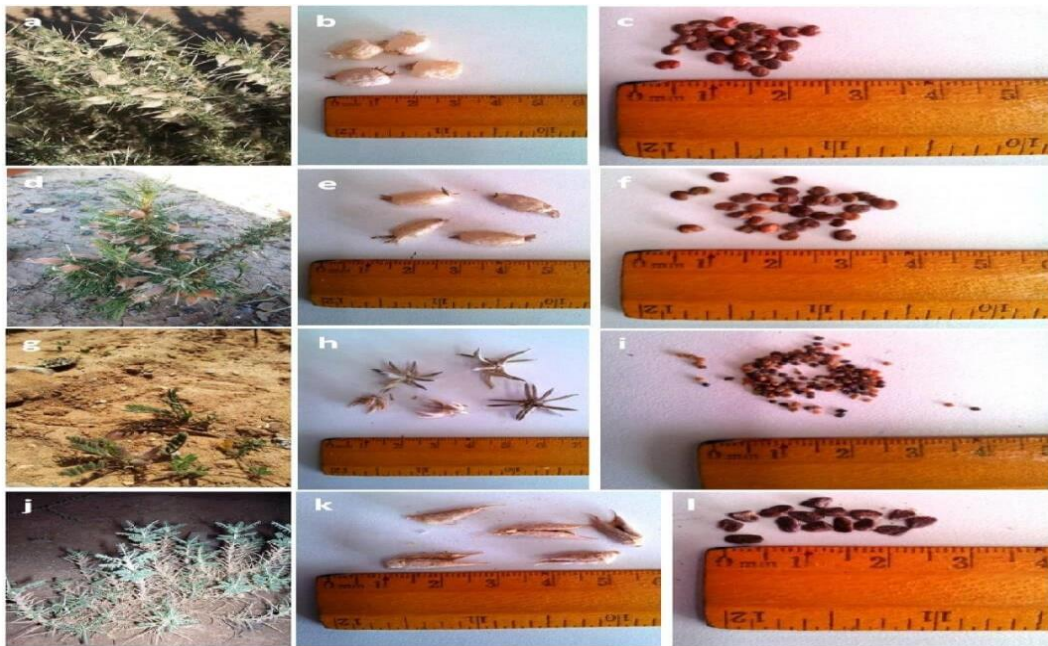
-Le procédé dépend de la météorologie, des attaques des insectes, de micro-organismes et des substances phytopathogènes (**Mortet, 2019**).

-Lentes à donner des résultats (**Mortet, 2019**).

**Chapitre 03 :**  
**Généralités sur Généralités sur**  
**l'Astragalus Armatus**

### 3.1. Le genre Astragalus

Le genre *Astragalus* est le genre le plus important chez les plantes à fleurs (**Watrous et Cane, 2011**) et donc également le plus important de la famille des Fabacées (les légumineuses) (**Scherson et al., 2008**). Il comporte environ 3270 espèces. Il est caractérisé par son fort taux de diversification morphologique et sa large répartition géographique (**Zarre et Azani, 2013**). Certaines espèces de ce genre peuvent présenter des indices de spéciation et d'endémisme (**Sanderson et Wojciechowski, 1996**).



**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. pseudotriginus*. (Photos **K. Baziz** Wikipedia )

### 3.2. Position systématique

La classification de *l'Astragalus aramatus* est présenté dans le tableau 3 :

**Tableau 3** : La classification phylogénétique, établi par l'Angiosperm Phylogeny Group (APG) définit la position systématique *d'Astragalus armatus* (APG III, 2009)

Règne	Plante (plantae)
Embranchement	Cormophytes
Sous Embranchement	Angiospermes
Classe	Dicotylédones
Sous classe	Dialypétales
Famille	Fabaceae
Sous famille	Papilionaceae Tribu Galgae
Genre	Astragalus
Espèce	<i>Astragalus armatus</i>
Sous espèce	<i>Astragalus armatus</i> ssp.numidicus (Coss. et Dur.) M

### 3.3. Utilisations médicinales et Importance économique du l'Astragalus

Les racines d'Astragales sont utilisées en décoction ou elles sont mises à mijoter dans les ragoûts de riz qui sont alors recommandés pour « dynamiser l'énergie vitale et renforcer la résistance du corps ». Ainsi, du fait de ses propriétés toniques et immunostimulantes pour le traitement du diabète et des néphrites (Chaudhary et al., 2008), la racine séchée d'Astragale est utilisée avec d'autres produits d'herboristerie pour traiter la baisse de l'immunité cellulaire qui suit des traitements thérapeutiques lourds tels que la chimiothérapie (Lyons et Nambiar, 2005).

## Chapitre 03 : Généralités sur l'Astragalus Armatus

---

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**).

### 3.4. Description botanique

C'est une plante gousse uniloculaire non divisée longitudinalement par une cloison, à parois parcheminées; calice renflé en vésicule, enfermant le fruit; plante très épineuse, les pétioles · devenant durs et aigües ; folioles petites, très caduques; rameaux écailleux, glabres. Lisière très commun au Sahara. (**Ozenda, 2004**).



**Figure 9:** Description d'*Astragalus armatus* (a : plante ; b : feuille ) (APD, 2021)

**Chapitre 04 :**  
**Généralités sur Généralités sur**  
**Lepidium sativum**

## Chapitre 04 : Généralités sur *Lepidium sativum*

### 4.1. L'espèce *Lepidium sativum*

*Lepidium sativum* est le nom botanique du cresson alénois (ou passerage cultivée), une plante médicinale bien connue (Dupont, 2004).

*Lepidium sativum* Linn. (*L. sativum*) est une précieuse plante à des feuilles comestibles, un proche parent des plantes du genre Brassica (moutarde, colza et chou), représentants de la famille Brassicaceae (anciennement Cruciferae). Il a un goût caractéristique, chaud (piquant), et un arôme proche du poivre noir. Ses précieuses propriétés nutritionnelles ne sont conservées que pendant une courte période dans la phase des jeunes pousses (Michalczyk et al., 2011).

### 4.2. Répartition géographique

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'Ethiopie 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 Egypte (Prasad et al., 2012).



**Figure 10** : Carte géographique situant de *Lepidium sativum*

(● Présence de plante)(Gregory, 2007)

### 4.3. Taxonomie

La classification botanique de *Lepidium sativum* est représentée sur le tableau 04.

## Chapitre 04 : Généralités sur *Lepidium sativum*

**Tableau 04** :: Classification de *Lepidium sativum* (Muséum national d'histoire naturelle, 2009)

Règne	Plante
Division	Magnoliophyta
Classe	Magnoliopsida
Ordre	Capparales
Famille	Brassicaceae
Genre	<i>Lepidium</i>
Espèce	<i>Lepidium sativum</i>

### 4.4. Description botanique

*Lepidium sativum* est une plante annuelle de croissance rapide. Elle se développe en quelques mois une plante haute (Figure 11) de 20 à 50 cm au moment de la floraison. Les inflorescences sont apicales : quelques groupes de petites fleurs blanches à 4 pétales. Les graines sont produites par 2 dans de petites siliques dressées longue de 2 à 3 cm. les graines sont allongées, brun rouge (Grubben et al, 2005)



**Figure 11** : Aspect morphologique de *Lepidium sativum* a:feuilles ; b:tiges ; c:fleurs ; d:graine (Grubben et al ., 2005)

**Chapitre 05 :**

**Généralités sur Matériel et méthodes**

### 5.1 Objectif de l'expérimentation

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

### 5.2 Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé dans cette expérimentation a été des graines d'*Astragalus armatus* c'est une plante spontanée, récoltées durant le mois d'Avril 2022 dans les parcours steppiques de Laghouat et aussi des graines du *Lepidium sativum* c'est une plante herbacée, commercialisées dans la ville de Laghouat (année, 2021). L'aspect des graines du deux espèces est présenté dans la figure 12 et la figure 13.



Figure 12 : Les graines d'*Astragalus armatus* (originale, 2022).



Figure 13 : Les graines de *Lepidium sativum* (originale, 2022).

### 5.3 Préparation des solutions du métal lourd testé (Pb)

Nous avons préparé une solution mère de Pb, en pesant 1,34g/l de  $\text{PbCl}_2$  dissous dans de 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 Pb. La solution dépourvue du Pb est considérée comme témoin (0 g/l). Nous avons choisi ces doses selon les normes indiquées par (**Liu et al., 2004**), précisant le teneur du Pb dans le sol qui peuvent causer de fortes anomalies chez les végétaux.

### 5.4 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.

### 5.5 Scarification et levée de dormance

Les graines du *Lepidium sativum* 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

## Chapitre 05 : Matériels et méthodes

---

de l'acide sulfurique ( $H_2SO_4$ , 96%) pendant 20 minutes et ce pour lever la dormance tégumentaires des graines (figure 14), 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 boîtes de Pétri de 10 cm de diamètre, qui contiennent une double couche de papier absorbant.



Figure 14 : Scarification chimique des graines d'*Astragalus armatus* dans l'acide sulfurique (originale, 2022).

### 5.6 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 Pb à 5 niveaux (0g/l, 0,05g/l, 0,1g/l, 0,3g/l et 0,5g/l).

Selon la disponibilité des graines et selon la taille des graines, nous avons mis dans chaque boîte de Pétri 10 graines pour l'astragale et 25 graines pour le cresson, nous avons adopté 4 répétitions pour chaque dose. Le schéma du dispositif expérimental est présenté dans

## Chapitre 05 : Matériels et méthodes

la figure 15.

Espèces	Répétitions	Doses du plomb (Pb)				
		0g/l	0,05g/l	0,1g/l	0,3g/l	0,5g/l
<b>Espèce 1:</b> <i>Astragalus Armatus</i>	R1	10	10	10	10	10
	R2	10	10	10	10	10
	R3	10	10	10	10	10
	R4	10	10	10	10	10
<b>Espèce 2:</b> <i>Lepidium Sativum</i>	R1	25	25	25	25	25
	R2	25	25	25	25	25
	R3	25	25	25	25	25
	R4	25	25	25	25	25

Figure 15 : Schéma du dispositif expérimental adopté

Une fois les graines déposées dans les boîtes, nous avons arrosé les graines avec 5 ml de chaque solution de Pb. Après installation du dispositif expérimental chez les deux espèces (figure 16), toutes les graines ont été mises à germer dans une étuve réglée à 25°C,

## Chapitre 05 : Matériels et méthodes

un comptage journalier des graines germées a été réalisé durant 12 jours pour l'astragale et 9 jours pour le cresson, jusqu'à l'arrêt de la germination.

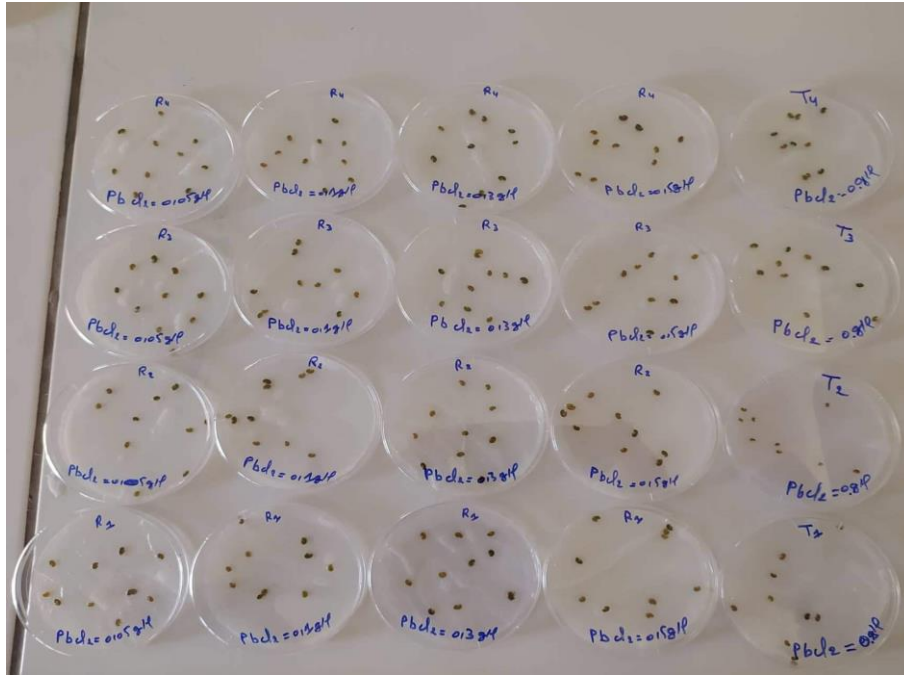


Figure 16 : Photo du dispositif expérimental d'*Astragalus armatus* (originale, 2022).

### 5.7 Les paramètres mesurés

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

#### 5.7.1 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.

### 5.7.2 La cinétique de la germination

Selon (Hajlaoui et *al.*, 2007), 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.

### 5.7.3 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 selon (Côme, 1970).

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

Avec :

**G1** = pourcentage cumulé des graines germées dont la valeur est la plus proche de 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

### 5.7.4 L'indice de vigueur de semis (SVI)

L'indice de vigueur de semis est calculé par la formule suivante selon (Abdul-Baki, 1973).

## Chapitre 05 : Matériels et méthodes

---

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

**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.

Dans la figure 17 et la figure 18 nous avons présenté la méthode adoptée pour mesurer, la longueur des racines et des parties aériennes chez les deux espèces, sur papier millimétré.

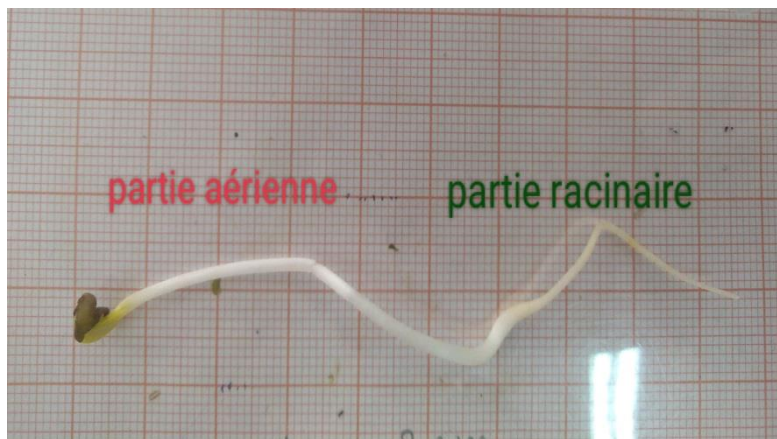


Figure 17 : mesure de la longueur de la racine et de la pousse après 12 jours de la germination des graines de *Astragalus armatus* (originale, 2022)



Figure 18 : mesure de la longueur de la radicule et de la pousse après 9 jours de la germination des graines du *Lepidium sativum* (originale, 2022).

### 5.7.5 Analyse 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 06 :**  
**Résultats et discussion**

### 6.1 Résultats

#### 6.1.1 Effet du plomb sur les paramètres de germination des graines *d'Astragalus armatus*

##### 6.1.1.1 Effet du Pb sur la cinétique de germination des graines *d'Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du plomb sur la cinétique de germination des graines de l'*Astragalus armatus* par jour sont présentés dans la figure 19.

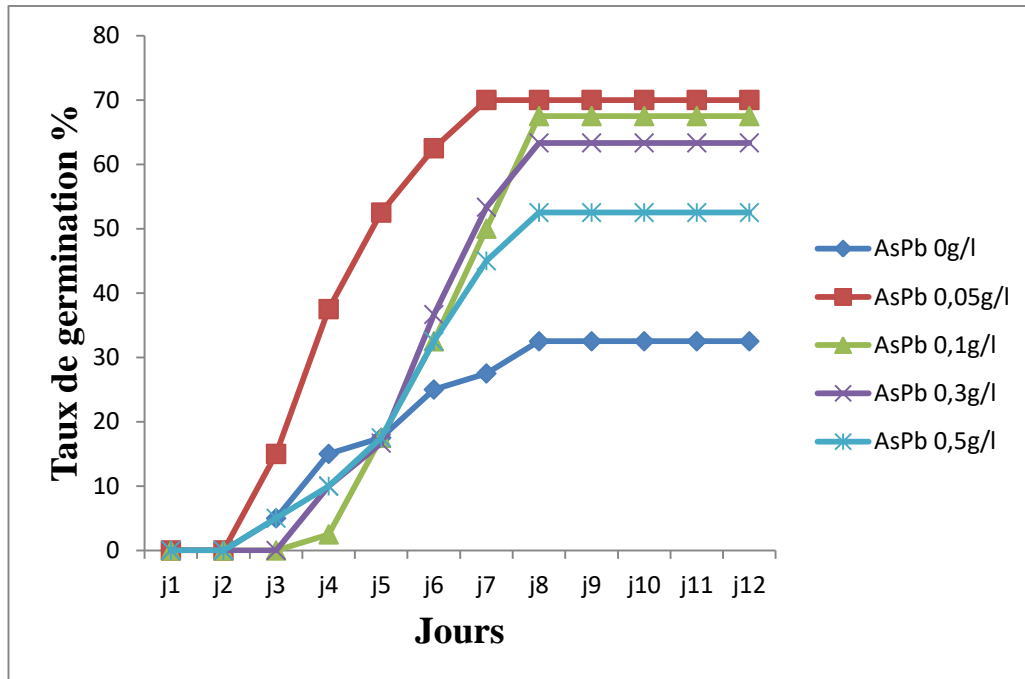


Figure 19 : Effet des doses du Pb sur la cinétique de germination des graines *d'Astragalus armatus*

Nous avons constaté que, les graines ont atteint leur maximum de germination eu bout de 8 jours, nous avons remarqué que la cinétique de germination a été différente sous les différentes doses de Pb.

La cinétique de germination des graines la plus lente a été constatée chez la dose de (0g/l) du plomb (FG (%) = 32,5% au bout de 8 jours), D'autre part la cinétique de germination la plus rapide a été observée sous la dose 0,05g/l dont le maximum de la germination (70%) a été atteint au bout de 7 jours, suivi de ceux des doses 0,1g/l et 0,3g/l de Pb. Les graines sous la dose 0,5g/ ont réagi d'une façon intermédiaire mais mieux que celle du témoin.

### 6.1.1.2 Effet du Pb sur la cinétique de germination des graines de *Lepidium sativum*

Les résultats de l'effet du plomb sur la cinétique de germination des graines de *Lepidium sativum* par jour sont présentés dans la figure 20.

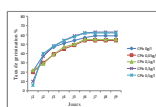


Figure 20 : Effet des doses du Pb sur la cinétique de germination des graines de *Lepidium sativum*

D'après les résultats observés, les graines du cresson alénois ont atteint leur maximum de germination au bout de 6 jours, et ce sous les différentes doses de Pb, Nous avons remarqué que la cinétique de germination a suivi la même expansion.

La cinétique de germination des graines la plus lente a été observée chez les doses de 0,05g/l et 0,1g/l du plomb, D'autre part la cinétique de germination la plus rapide a été observée chez les graines de *Lepidium sativum* sous les doses de 0,3g/l et 0,5g/l du plomb. Les graines sous le dosage (0 g/l) ont réagi d'une façon intermédiaire.

### 6.1.1.3 Effet du Pb sur la faculté de germination des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Les résultats de l'effet du Plomb sur la germination des graines de l'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum* sont présentés dans la figure 21.

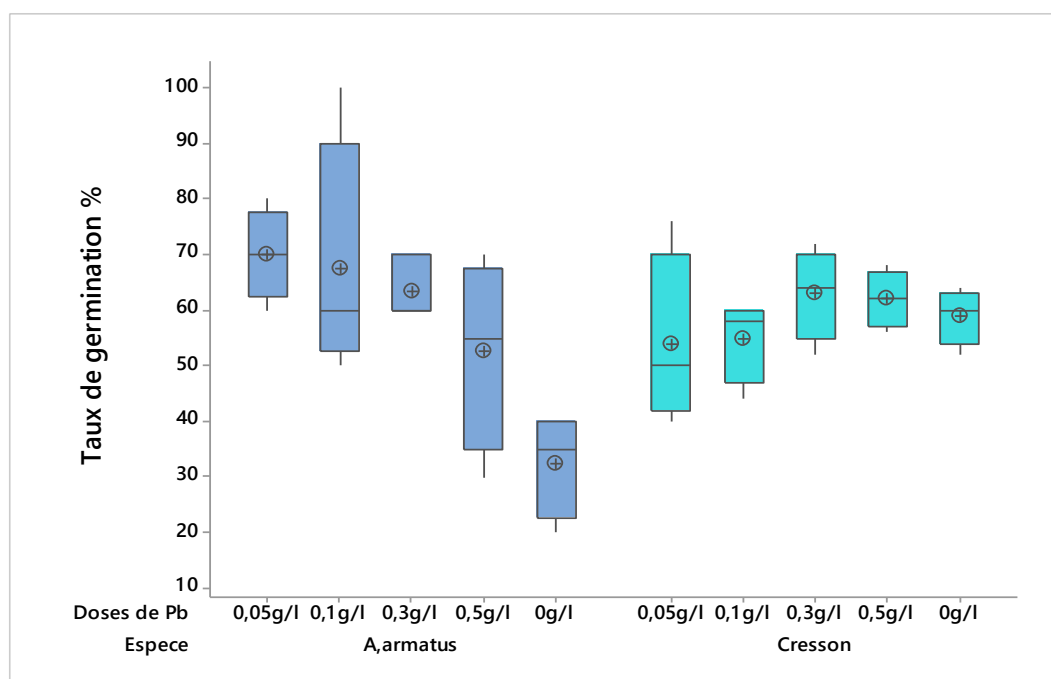


Figure 21: Effet des concentrations du Pb sur la faculté de germination des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

D'après l'analyse statistique en annexe 1.1, en ce qui concerne le facteur espèce, l'ANOVA a révélé une différence non significative ( $P=0.71$ ), le cresson alénois a présenté une moyenne de 58.6% pour ce paramètre, et l'*A.armatus* a présenté un taux de germination de 57.16%.

Par ailleurs pour l'interaction dose et espèce, L'ANOVA a révélé une différence hautement significative pour ce paramètre ( $P=0,008$ ), le taux de germination des graines sous les différentes doses étudiées du Pb, a varié de 32.5% à 70%, la plus basse moyenne a été

constatée chez *Astragalus armatus* sous la dose 0 g/l de Pb classé statistiquement en un seul groupe statistique (A). Les taux de germination les plus élevés ont été constatés sous les doses de 0,05 g/l, 0,1g/l, 0,3g/l et 0,5g/l de Pb, ces derniers ont été classés statistiquement dans le même groupe statistique B et AB, et ce chez les deux espèces. Il semble que la présence de Pb dans un milieu n'altère pas le taux de germination des graines chez le cresson et l'Astragale, ceci à la limite de la dose de Pb maximale testée (0,5 g/l).

### 6.1.1.4 Effet du Plomb sur la durée médiane de germination des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Les résultats de la durée médiane de germination des graines d'espèce: *Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*, sont présentés dans la figure 22.

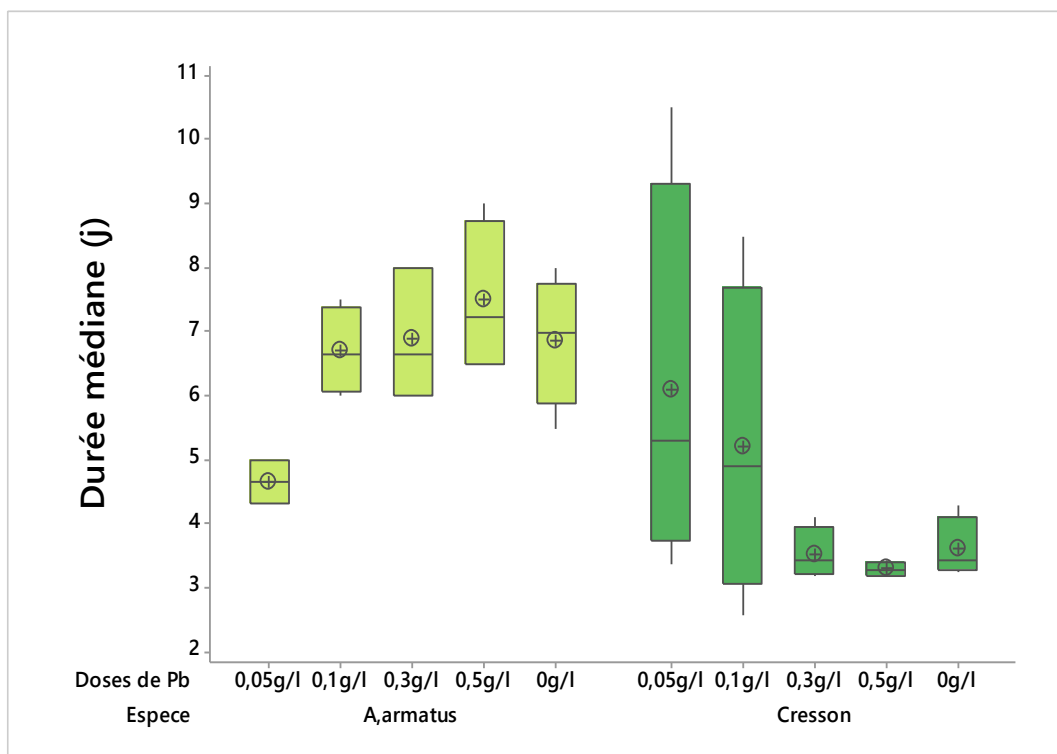


Figure 22 : Effet des Doses du Pb sur la durée médiane de germination des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Nous avons constaté un comportement différent entre les deux espèces vis-à-vis du Pb, D'après l'analyse statistique en annexe 1.2, Pour le facteur dose de Pb, L'ANOVA a révélé une différence non significative pour ce paramètre ( $P=0,83$ ), la durée médiane de germination des graines sous les différentes doses étudiées du Pb, a varié de 5.21 jours à 5.28 jours.

Pour le facteur espèce, l'ANOVA a révélé une différence très hautement significative ( $P=0,0001$ ), le cresson alénois a présenté une moyenne inférieure de 4,35 jours pour ce paramètre, et a été classé en un seul groupement statistique (A), l'*Astragalus armatus* a présenté une durée médiane plus grande (6.52 jours), classé statistiquement en un groupe (B).

L'interaction espèce dose a présenté une différence très hautement significative ( $P=0.003$ ), où il y'a eu un effet marquant de la dose 0.5 g/l du Pb entre le cresson et l'Astragale, le cresson a présenté une durée médiane de germination plus courte (3.29 jours) classé en groupe A, alors que l'astragale a présenté la durée la plus longue (5.7 jours). Les autres doses chez les deux espèces ont présenté des groupes statistiques intermédiaires AB, ABC, BC. Il apparaît donc que la vitesse de germination chez le cresson n'a pas été influencée par les doses étudiées du Pb, alors que la dose 0.5 g/l a ralenti la germination de l'Astragale.

### **6.1.1.5 Effet du Plomb sur la longueur de la partie aérienne des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum***

Les résultats de la longueur des pousses aériennes des graines d'espèce: *A. armatus* et *Lepidium sativum*, sont présentés dans la figure 23.

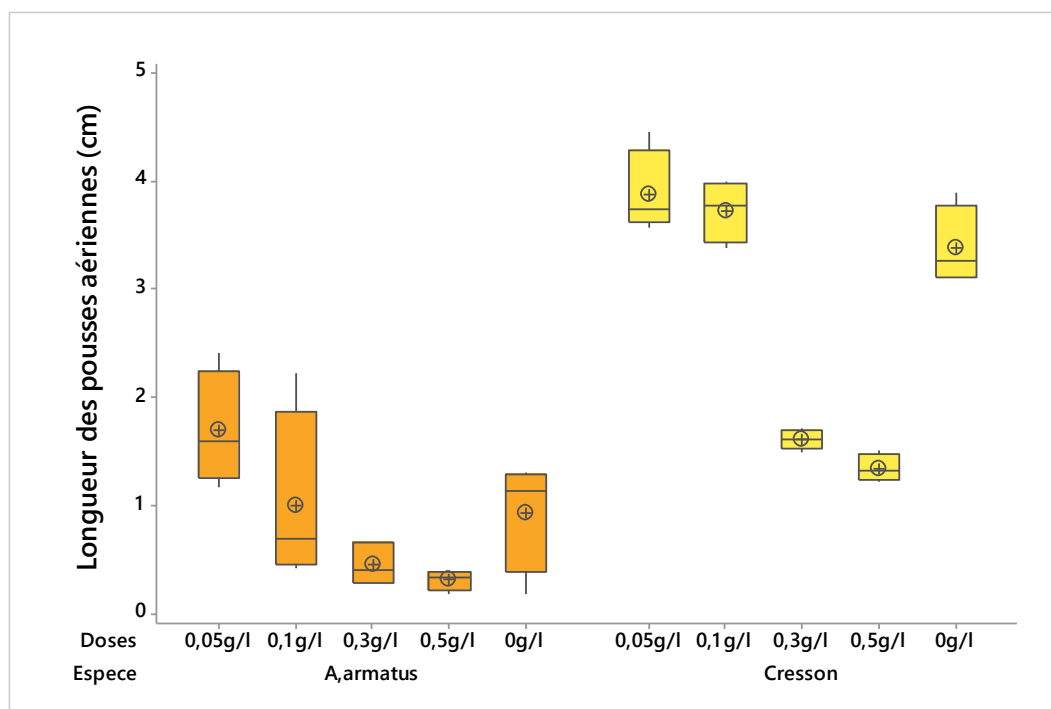


Figure 23 : Effet des Doses du plomb sur la longueur de la partie aérienne d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

La mesure de la longueur de la pousse aérienne nous a permis de voir la croissance de chaque espèce vis-à-vis le Pb. Selon la figure ... et d'après l'analyse statistique en annexe 1.3, Pour le facteur espèce, l'ANOVA a révélé une différence très hautement significative ( $P=0,0000$ ), le cresson alénois a présenté une moyenne de 2.79 cm pour ce paramètre, et a présenté un seul groupement statistique (B), l'*Astragalus armatus* a présenté une longueur de la partie aérienne inférieure de 0,68 cm, classé statistiquement en un groupe A.

Pour le facteur dose de Pb, L'ANOVA a révélé une différence très hautement significative pour ce paramètre ( $P=0,000$ ), La longueur de la partie aérienne des graines sous les différentes doses étudiées du Pb, a varié de 0,3cm à 2.79cm. Les doses de 0.3 g/l et 0.5 g/l ont été classé dans le même groupe statistique A présentant les plus basses longueurs. par ailleurs la longueur de la partie aérienne la plus longue a été observée sous la dose 0,05g/l et 0,1 g/l classé respectivement en groupe C et BC. le témoin 0 g/l a présenté un groupe intermédiaire B (2.16 cm).

## Chapitre 06 : Résultats et discussion

En ce qui concerne l'interaction dose-espèce l'ANOVA ( $P=0.007$ ) a révélé une différence hautement significative, nous a aussi permis de constater que le cresson a présenté les meilleures croissances sous les doses de 0g/l, 0.05 g/l et 0.1 g/l ( groupe D) mieux que ceux des doses de 0.3 et 0.5 g/l de Pb ( groupe C). ; Alors que pour l'astragale nous constatons que cette espèce présente une indifférence quel que soit la dose du Pb testée, les moyennes ont été classées dans des groupes statistiques qui ont partagé la même lettre.

### 6.1.1.6 Effet du Plomb sur la longueur de la partie racinaire des graines *Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Les résultats de la longueur de la racicule des graines d'espèce *Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*, sont présentés dans la figure 24 .

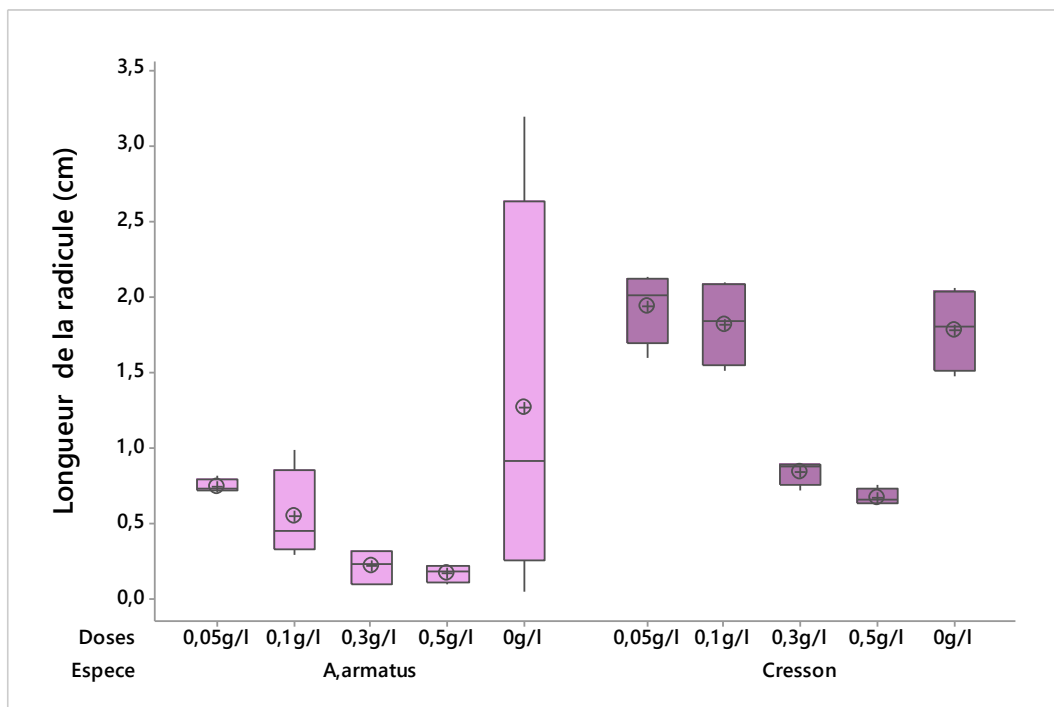


Figure 24 : Effet des doses du plomb sur la longueur de la racicule de l'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Selon l'analyse statistique en annexe 1.4, Pour le facteur espèce, l'ANOVA a révélé une différence très hautement significative ( $P=0,0001$ ), le cresson alénois a présenté une moyenne de 1,20 cm de longueur de racines pour ce paramètre, et a présenté un seul groupement statistique (B), l'*Astragalus armatus* a présenté une longueur de la partie racinaire plus basse (0,37 cm), classé statistiquement en un groupe (A).

Pour le facteur dose de Pb, L'ANOVA a révélé une différence très hautement significative pour ce paramètre ( $P=0,000$ ), La longueur de la partie racinaire des graines sous les différentes doses étudiées du Pb, a varié de 0,42 cm à 1.53 cm. Les doses de 0.3 g/l et 0.5 g/l ont été classées dans le même groupe statistique A, présentant les plus basses longueurs. par ailleurs les longueurs des radicules les plus élevées ont été observées sous les doses 0,05g/l et 0 g/l classé en groupe C. La dose 0.1 g/l a présenté un groupe intermédiaire BC avec une moyenne de 1.18 cm. Enfin nous pouvons dire que les doses 0.3g/l et 0.5 g/l du Pb ont été néfastes pour la croissance des racines chez le cresson uniquement.

### **6.1.1.7 Effet du Plomb sur l'indice de vigueur d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum***

Les résultats obtenus de l'indice de vigueur nous ont permis de voir le comportement global de la germination et la levée d'*Astragalus armatus* et le cresson alénois dans un milieu pollué en Pb, la figure 25 est l'annexe 1.5 illustrent bien ces résultats.

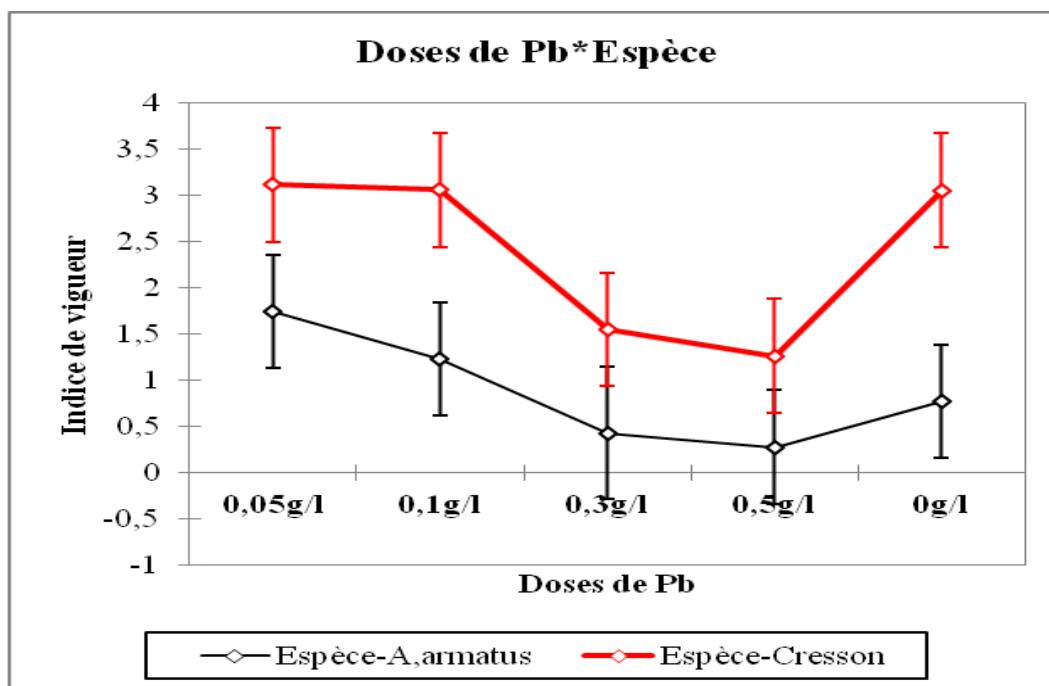


Figure 25 : Effet des Doses du plomb sur l'indice de vigueur des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

D'après l'analyse statistique en annexe 1.5, Pour le facteur dose de Pb, L'ANOVA a révélé une différence très hautement significative pour ce paramètre ( $P=0,000$ ), L'indice de vigueur des graines sous les différentes doses étudiées du Pb, a varié de 0,76 à 2.42. Les doses de 0.3 g/l et 0.5 g/l ont été classées dans le même groupe statistique A, présentant les plus bas indices. par ailleurs les indices de vigueur les plus élevées ont été observées sous les doses de 0,05g/l et 0 g/l et 0.1 g/l classé en groupe B.

Pour le facteur espèce, l'ANOVA a révélé une différence très hautement significative ( $P=0,0001$ ), le cresson alénois a présenté une moyenne de 2,4 pour ce paramètre, et a présenté un seul groupement statistique (B), l'*Astragalus armatus* a présenté l'indice de vigueur plus bas (0.88), classé statistiquement en un groupe (A).

Nous avons aussi enregistré que l'indice de vigueur chez le cresson a été significativement diminué par les doses 0.3 et 0.5 g/l de Pb, alors que ces doses n'ont pas été néfastes sur l'astragale.

### 6.2 Discussion

Selon les résultats trouvés, nous avons constaté que la germination des graines d'*Astragalus armatus* la plus rapide a été observée sous la dose 0,05g/l de Pb, où le maximum de la germination (70%) a été atteint au bout de 7 jours, suivi de ceux des doses 0,1g/l et 0,3g/l de Pb, alors que la dose 0,5 g/l a ralenti la germination de l'Astragale. Par ailleurs, nous avons observé que la vitesse de germination chez le cresson n'a pas été influencée par les doses testées du Pb. Il semble aussi que la présence du Pb à la limite des doses testées dans un milieu n'altère pas le taux de germination des graines chez le cresson et l'Astragale.

Selon (**Kranner et 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 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 et 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.

Le cresson a présenté les meilleures croissances (parties aériennes) sous les doses de 0g/l, 0.05 g/l et 0.1 g/l mieux que ceux des doses de 0.3 et 0.5 g/l de Pb; Alors que pour l'astragale nous constatons que cette espèce présente une indifférence quel que soit la dose du Pb testée. Donc l'astragale croit mieux que le cresson dans un milieu pollué en Pb. Pour nos résultats la concentration 0.3g/l (300 ppm) a marqué un effet significatif sur le cresson et non pas sur l'astragale. Rappelant que la dose de 300ppm du Pb dans le sol cause de fortes anomalies chez les végétaux selon (**Liu et al., 2004**).

Pour la longueur des racines, nous avons constaté que les doses 0.3g/l et 0.5 g/l du Pb ont été néfastes pour la croissance des racines chez le cresson uniquement. Le Plomb a également inhibé l'allongement des racines et des tiges et l'expansion des feuilles chez l'ail, l'orge et le radis noir (**Nagajyoti et al., 2010**).

## Chapitre 06 : Résultats et discussion

---

Selon (Verma et Dubey 2003), ont également montré que la croissance des racines du riz est inhibée de manière significative avec l'augmentation du plomb. La concentration 1g/l du Pb inhibe l'élongation racinaire et réduit la biomasse de *Brassica pekinensis* (Xiong, 1997). Il semble donc que *d'Astragalus armatus* tolère plus le Pb que quelques espèces cultivées.

En analysant l'impact des métaux lourds sur de nombreuses fonctions physiologiques vitales de la plante, nombreux auteurs ont noté que, l'accumulation excessive de plomb dans les tissus est toxique pour la plupart des plantes, conduisant à des diminutions de la germination, le volume racinaire et de la biomasse (Sharma et Dubey, 2005; Brunet et al. 2009; Piotrowska et al. 2009; Sing et al. 2010).

Les plantes peuvent absorber du plomb à partir des racines, mais également à partir des organes aériens, ou bien par l'intermédiaire des deux. Les quantités de métal absorbées par les racines dépendent de la concentration et de la spéciation du métal dans la solution du sol, mais également de ses capacités de migration du sol vers la surface des racines. Ensuite, la quantité de plomb présente dans les divers organes d'une plante dépend du transport de l'extérieur des racines vers l'intérieur, puis de sa translocation des racines vers les feuilles (Patras et al, 2004). La majorité du plomb absorbé réside dans les racines, et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes (Briat et Lebrun, 1999). Il a été constaté qu'il existe une mauvaise rétention de plomb dans les sols et une grande efficacité des plantes d absorbé ce métal.

La partie racinaire semble être plus sensible que la partie aérienne à cause de la présence de plomb dans le milieu (Islam et al., 2008).

Selon (Lei et al., 2006), ont signalé une inhibition non significative du volume racinaire en fonction de la dose de plomb appliqué. Les travaux de (Bouziani, 2012) menés sur deux variétés de la fève ont révélé un effet significatif sur le volume racinaire avec des réductions pour la variété Sidi Aïch de plus de 66%.

Selon les résultats trouvés, nous avons enregistré que l'indice de vigueur chez le cresson a été significativement diminué par les doses 0.3 et 0.5 g/l de Pb, alors que ces doses n'ont pas été néfastes sur l'astragale.

## Chapitre 06 : Résultats et discussion

---

Le plomb est le polluant le plus important du point de vue de l'environnement mais sa solubilité dans les sols est faible car le Pb est un acide faible (d'après la classification de Lewis) ce qui signifie qu'il forme des liaisons covalentes très fortes avec d'autres ions du sol (**Chenet al, 1997**). De même sa disponibilité pour la recapture est limitée par la complexion du Pb avec des matières organiques, une sorption sur les oxydes et les argiles, et une précipitation (**Blaylock et al, 1997**).

La phytoremédiation des sols contaminés par du Pb utilise deux stratégies : la phytostabilisation et la phytoextraction. La phytostabilisation consiste en l'utilisation de modifications du sol pour réduire la biodisponibilité du Pb au niveau du sol contaminé. La phytoextraction quant à elle utilise des plantes pour extraire le Pb du sol contaminé. Ainsi, par la culture en continue de certaines espèces de plantes, le sol pourra être éventuellement décontaminé (**Huang et al., 1997**).

La structure du système racinaire d '*Astragalus armatus* lui confère donc un avantage dans la compétition vis-à-vis des autres espèces. Une meilleure utilisation des réserves hydriques du milieu permet à ce taxon de devenir physionomiquement dominant dans la végétation pérenne steppique (couvert végétal élevé, forte production, densité importante). De telles caractéristiques sont fréquentes chez les chamaephytes des zones désertiques (**Shmida et Burgess, 1988**). En plus de ses performances écologiques, l'aptitude de cette espèce à fixer l'azote atmosphérique constitue un atout supplémentaire. Cette aptitude à la fixation de l'azote atmosphérique a d'ailleurs été signalée pour la même espèce par (**Jeder et al., 1996**) qui signalent la présence des nodules fusiformes lobés. Nous venons par notre étude, ajouter d'autres informations sur la capacité d '*Astragalus armatus* à tolérer les métaux lourds et que cette espèce pourrait avoir un pouvoir phytoremediateur, à savoir qu'elle a un pouvoir excellent pour réhabiliter les parcours dégradés selon les résultats de (**Mallem ,2018**).

## **Conclusion générale**

## Conclusion générale

---

### Conclusion générale

Notre synthèse relative à l'étude de l'effet de Plomb sur les paramètres de germination de l'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum* et à l'étude de la capacité de ces plantes à croître dans des milieux pollués avec le plomb, cette expérimentation nous a permis d'obtenir les résultats suivants :

La cinétique de germination des graines d'*Astragalus armatus* la plus rapide a été observée sous la dose 0,05g/l dont le maximum de la germination (70%) a été atteint au bout de 7 jours, suivi de ceux des doses 0,1g/l et 0,3g/l de Pb.

La cinétique de germination la plus rapide a été observée chez les graines de *Lepidium sativum* sous les doses de 0,3g/l et 0,5g/l du plomb.

Il semble que la présence du Pb dans un milieu n'altère pas le taux de germination des graines chez le cresson alénois et l'Astragale, ceci à la limite de la dose de Pb maximale testée (0.5g/l).

Il apparaît donc que la vitesse de germination chez le cresson alénois n'a pas été influencée par les doses étudiées du Pb, alors que la dose 0.5 g/l a ralenti la germination de l'Astragale.

Le cresson alénois a présenté les meilleures croissances sous les doses de 0g/l, 0.05 g/l et 0.1 g/l, mieux que ceux des doses de 0.3 et 0.5 g/l de Pb ; Alors que pour l'astragale nous constatons que cette espèce présente une indifférence quel que soit la dose du Pb.

Enfin nous pouvons dire que les doses 0.3g/l et 0.5 g/l du Pb ont été néfastes pour la croissance des racines chez le cresson uniquement.

Nous avons aussi enregistré que l'indice de vigueur chez le cresson alénois a été significativement diminué par les doses 0.3 et 0.5 g/l de Pb, alors que ces doses n'ont pas été néfastes sur l'astragale.

*L'Astragalus armatus* tolère plus le Pb que *Lepidium sativum*.

Les résultats dégagés dans notre étude montrent qu'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum* peut germer dans des milieux fortement pollués par le métal plomb. De ce fait, la culture de ces deux espèces peut être recommandée pour la phytoremédiation des sites pollués par le métal plomb, ceci pourrait être établie par semis. La cinétique d'imbibition, le taux de germination et la cinétique de croissance racinaire constitueraient des marqueurs intéressants pour le criblage d'écotypes tolérants aux métaux au cours de leur germination.

## Conclusion générale

---

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 Pb accumulé dans le sol par épandage non contrôlé des engrais ou par prolifération dans les abords routiers.

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 Pb chez les deux espèces, et ce afin de voir les mécanismes de la phytoremédiation dans chacune.

## **Références Bibliographiques**

## Références bibliographiques

---

### Références

- Ali H, Khan E & Sajad MA, (2013).** Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications. *Chemosphere*. 91: 869–881.
- Andriamihamarivo N. M. (2013)** Phytodisponibilité Et Phytotoxicité Des Ions Zn<sup>2+</sup> Dans Une Cressonnière. Mem.DEA, Dép. de Chimie Minérale et Chimie Physique, Univ. d'Antananarivo MADAGASCAR, 83p.
- 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.
- Baize D, (1997).** Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France), INRA Editions, Paris,- ISSN : 1250-5218 – ISBN : 2-7380-0747-3, pages 408.
- Baize, D.** 1997. Teneurs totales en éléments trace métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris. 408 p.
- Baize, D.,** 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Éditions, Paris, 410 p
- Baker A.J.M., Morel J.L. et Schwartz C. (1997)** Des plantes pour dépolluer les friches industrielles. *Biofutur*, 169 ; 30-33.
- Bert V., DeramA., (1999).** Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds, France, Environnement et Développement alternatif. p23
- Bert V., DeramA., 1999.** Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds, France, Environnement et Développement alternatif. p23
- Bert V., DeramA., 1999.** Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds, France, Environnement et Développement alternatif. p23
- Bert, V. et al., 2013.** Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués ; Etat de l'art et guide *de mise en oeuvre*. EDP Science éd. s.l.:ADEME.
- Bruken J.G. et Schnoor J.L. (1997).** Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees. *Environ. Sei. Technol.* 31 ; 1399-1406.
- 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, :

## Références bibliographiques

---

45-52.

- Chaudhary L.B., Rana T.S., Narzary D., Verma S., (2007).** A new species of *Astragalus* L.(Leguminosae) from India based on morphological and molecular markers. *Biological Journal of the Linnean Society*, 154: 27-34.
- Chaudhary L.B., Rana, T.S., Anand K.K., (2008).** Current status of the systematics of *Astragalus* L. (Fabaceae) with special reference to the Himalayan species in India. *Taiwania*, 53: 338-355.
- Côme D., (1970).** Les obstacles à la germination (monographie et physiologie végétale). Masson et Cie (Ed.) Paris, 162p.
- Cunningham S.D. and Ow D.W.(1996).** Promise and prospects of Phytoremediation Plant *Physiol* 110; 715-719.
- Cunningham S.D., Shann J.R., Crowley D.E., and Anderson T.A. (1997).** Phytoremediation of contaminated water and soil. Dans *Phytoremediation of soil and water contaminants*. Ellen L. Fruger, Todd A Anderson and Joel R. Coats. ACS Symposium séries 664 American Chemical Society: Washington, DC, (1997) pp 2-1 7.
- D.W. O'Connell., C. Birkinshaw., T.F. O'Dwyer., 2008.** Heavy metal adsorbents prepared from the modification of cellulose: A review. *Bioresource Technology*, 99(15), 6709–6724
- Dabouineau, L., Lamy, Y. & Collas, P., 2005.** Phytoremédiation et phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. Dans: *Le Rôle d'eau Vol 124*. s.l.:s.n., p.3.
- Dechamp C., Meerts P., 2003.** La phytoremédiation : Panacée pour l'environnement ou menace pour la biodiversité. *Les Naturalistes belges*, n°82. p : 135- 148..
- Dupont, J. (2004).** "On the solid, liquid and solution structural organization of imidazolium ionic liquids." *Journal of the Brazilian Chemical Society* 15(3): 341-350
- Gaste H., Basly J.Ph., Botineau M., Verger J P, (2005),** Bioaccumulation du chrome et du nickel par *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii* en milieu serpentinique (Lande du Cluzeau, Haute-Vienne). *Annales Scientifiques du Limousin*; 16 : 23 – 33.
- Gaur N, Flora G, Yadav M & Tiwari A, 2014.** A review with recent advancements on bioremediationbased abolition of heavy metals. *Environ Sci Process Impacts*, 16(2):180-93
- Gentry H.S., (1957).** Gum Tragacanth in Iran. *Econ Bot*, 11: 40-63.

## Références bibliographiques

---

- Huang J. W., Chen J., Berti W. R., and Cunningham S. D. (1997).** Phytoremediation of lead-contaminated soils :role of synthetic chelate in lead phytoextraction. *Environ. Sei. Technol.* 31 ; 800-805.
- Joner E.J.; Leyval C., (2003),** Phytoremediation of organic pollutants usingmy corrhizal plants: new aspect rhizosphere interactions. *Agronomie.* Vol.23. pp : 495-502.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992.** Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, 2 nd Edition, 209 p.
- Kabata-Pendias et Pendias, 1991 .**Trace elements in soils and plants. 2e éd. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001.** Trace elements in soils and plants. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.
- Kranner, I. & Colville, L. (2011).** Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environ. & Exper. Bot.*,72: 93-105
- 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.
- Louise Hénault-Ethier (2016)** Institut National de la Recherche Scientifique | INRS · Eau Terre Environnement Centre PhD Environmental Sciences
- Lyons L. et Nambiar D. (2005).** Un guide pratique des plantes médicinales pour les personnes vivant avec le VIH. 1ère édition Catie. 60 pages.
- Mallem H. (2018) :** Etude du potentiel de la végétation steppique dans la lutte contre la déflation éolienne. Thèse doctorat en sciences agronomiques , Univ.Blida1, Algerie , 129p.
- Mekerri Ket Tazeboudjt A. 2017.** Effets de deux espèces de légumineuses (Fève et Haricot) sur les propriétés physico-chimiques et biologiques de solscontaminés par le pétrole brut. Mémoire de Master, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, 56p.
- Michalczyk D., Drozdowicz A., Pintscher S., Plonka P.M. (2011)** Mycetozoal bloom in a hydroponic culture of garden cress (*Lepidium sativum* L.). *International Journal of Food Microbiology*, 145(1): 336-341
- Mortet A .2019.**étude du rôle de quelques plantes Graminées et Légumineuses dans la phytoremédiation des sols polluées par les hydrocarbures. Thèse de doctorat, Univ.abd. ben badis mostaganem, 177p.

## Références bibliographiques

---

- Newman L.A., Strand S.E., Choe N., Duffy J., Ekuan G., Ruszaj M., Schurtleff B.B., Wilmoth J., Heilman P., and Gordon M.P. (1997).** Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars. *Environ. Sei. Technol.* **31** ; 1062-1067.
- Newman L.A., Strand S.E., Choe N., Duffy J., Ekuan G., Ruszaj M., Schurtleff B.B., Wilmoth J., Heilman P., and Gordon M.P. (1997).** Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars. *Environ. Sei. Technol.* **31** ; 1062-1067..
- Ozenda P. 2004.** Flore et végétation du Sahara : CNR. 3<sup>ème</sup> édition, Paris. pp. 279. pp.298..
- Ozenda P., (2004).** Flore du Sahara. Ed. Centre national de la recherche scientifique, Paris, 622 pages.
- Patra M., Bhowmik N., Bandopadhyay B. Et Sharma A. (2004)** Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance, *Journal Environmental and Experimental Botany*, Vol 52, pp199-223.
- Pilon-Smits, E., 2005.** Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, Vol. 56: 15-39.
- Prasad V.K., Kavita N.Y., Rakesh S.S., Nupura S.N., Ashish S.P., Manohar J.P. (2012)** *Lepidium sativum*: an ethnobotany and phytopharmacological. *International Journal of Drug Formulation and Research*, 3: 3.92.
- Gregory, J., R. J. Stouffer, et al. (2007). "Climate change 2007: the physical science basis".
- Ramade, F., (2000.)** Dictionnaire encyclopédique des pollutions, les polluants de l'environnement à l'homme. Ediscience international, Paris, 50-186 pp.
- 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.
- Robert M. and Juste C, 1999.** Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. In: Spéciation des métaux dans le sol. CRIN, Paris, 495..
- Sanderson M.J. (1991).** Phylogenetic relationships within North American *Astragalus* (Fabaceae). *Syst Bot*, 16: 414-430.
- Sanderson M.J., Doyle J.J., (1993).** Phylogenetic relationships in North American *Astragalus* (Fabaceae) based on chloroplast DNA restriction site variation. *Syst Bot*, 18: 395-408.
- Sanderson M.J., Wojciechowski M.F., 1996.** Diversification rates in a temperate legume clade: Are there so many species of *Astragalus* (Fabaceae) .*American Journal of Botany*, 83:1488-1502.

## Références bibliographiques

---

- Scherson R.A., Vidal R., Sanderson M.J. (2008).** Phylogeny, biogeography and rates of diversification of New World *Astragalus* (Leguminosae) with an emphasis on South American radiations. *Am J Bot*, 95: 1030-1039.
- Sharma P., Dubey RS., 2005.** Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17 (1): 35-52.
- 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.
- Thompson P.L., Ramer L.A, and Schnoor J.L. (1998).** Uptake and transformation of TNT by hybride popular trees. *Environ. Sei. Technol.* **32** ; 975-980.
- Verma S et Dubey RS., (2003).** "Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants." *Plant Science* 164: 645-655.
- Watrous K.M, Cane J.H (2011).** Breeding biology of the thread stalk milkvetch, *Astragalus*
- Wong MH., (2003).** Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50, 775-780.
- Xiong. Z. T., (1997).** Lead uptake and effects on seed germination and plant growth in a Phytoaccumulator *Brassica pekinensis* Rupr. Department of Environmental Science, Wuhan University, Wuhan, Hubei 430072. People's Republic of China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60 :285-291.
- Zarre M.S., Podlech D., (1997).** Problems in the taxonomy of tragacanthic *Astragalus*. *Sendtnera*, 4: 243-250.
- Zarre S. and N. Azani. (2013).** Perspectives in taxonomy and phylogeny of the genus *Astragalus*: a review. *Proceedings. Biological Sciences* 3: 1–6.
- Zarre-Mobarakeh S. (2000).** Systematic revision of *Astragalus* sect. *Adiaspastus*, sect. *Macrophyllum* and sect. *Pterophorus* (Fabaceae). *Englera*, 18: 1-219.
- Zhang B., Deng Z., DanRamdath D., TangY., Peter X., RonghuaLiu C., Liu Q., Tsao R. (2015).** Phenolic profiles of 20 Canadian lentil cultivars and their contribution to antioxidant activity and inhibitory effects on  $\alpha$ -glucosidase and pancreatic lipase *Food Chemistry*. Volume 172, Pages 862-872.
- Zhang M., Zhu, L., Cui, S. W., Wang, Q., Zhou, T., and Shen, H. (2011).** Fractionation, partial characterization and bioactivity of water-soluble polysaccharides and polysaccharide–protein complexes from *Pleurotus geesteranus*. *International Journal of Biological Macromolecules*, 48, 5–12.

**Annexe**

# Annexes

## Annexe 1: Résultats du Test ANOVA à 2 facteurs contrôlés (Doses PbCl<sub>2</sub> et Espèces)

### 1.1 Faculté germinative

<b>Analyse Type II Sum of Squares (FG %) :</b>					
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espèce	1	19,8817	19,8817	0,1391	0,718
Doses de Pb	4	1597,6716	399,4179	2,7954	<b>0,0445</b>
Espèce*Doses de Pb	4	2388,2598	597,0650	4,1786	<b>0,0086</b>
<b>Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (FG%) :</b>					
Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
A,armatus vs Cresson	-1,4333	-0,3730	2,0452	0,7118	Non
Valeur critique du d de Tukey :	2,8924				
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes
A,armatus	57,1667	2,7605	51,5207	62,8126	A
Cresson	58,6000	2,6729	53,1334	64,0666	A
<b>Espèce*Doses de Pb / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (FG%) :</b>					
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes
Espèce-A,armatus*Doses de	32,5000	5,9767	20,2762	44,7238	A

## Annexes

Pb-0g/l						
Espèce- A,armatus*Doses de Pb-0,5g/l	52,5000	5,9767	40,2762	64,7238	A	B
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,05g/l	54,0000	5,9767	41,7762	66,2238	A	B
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,1g/l	55,0000	5,9767	42,7762	67,2238	A	B
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0g/l	59,0000	5,9767	46,7762	71,2238	A	B
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,5g/l	62,0000	5,9767	49,7762	74,2238		B
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,3g/l	63,0000	5,9767	50,7762	75,2238		B
Espèce- A,armatus*Doses de Pb-0,3g/l	63,3333	6,9013	49,2185	77,4481		B
Espèce- A,armatus*Doses de Pb-0,1g/l	67,5000	5,9767	55,2762	79,7238		B
Espèce- A,armatus*Doses de Pb-0,05g/l	70,0000	5,9767	57,7762	82,2238		B

### 1.2 la durée médiane (j)

Analyse Type III Sum of Squares (Durée médiane) :					
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espèce	1	45,6484	45,6484	22,2555	< <b>0,0001</b>
Doses de Pb	4	2,9173	0,7293	0,3556	0,8380
Espèce*Doses de Pb	4	40,1739	10,0435	4,8966	<b>0,0039</b>

## Annexes

**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	4,3559	0,3202	3,7009	5,0109	A	
A,armatus	6,5278	0,3307	5,8513	7,2042	B	

**Doses de Pb / 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
0,3g/l	5,2125	0,5469	4,0940	6,3311	A
0g/l	5,2406	0,5063	4,2050	6,2762	A
0,05g/l	5,3906	0,5063	4,3550	6,4262	A
0,5g/l	5,3993	0,5063	4,3637	6,4349	A
0,1g/l	5,9661	0,5063	4,9305	7,0017	A

**Doses de Pb\*espece / 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 de Pb-0,5g/l	3,2986	0,7161	A		
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,3g/l	3,5362	0,7161	A	B	
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0g/l	3,6063	0,7161	A	B	
Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0,05g/l	4,6667	0,7161	A	B	C
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,1g/l	5,2240	0,7161	A	B	C
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,05g/l	6,1146	0,7161	A	B	C
Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0,1g/l	6,7083	0,7161	A	B	C

## Annexes

Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0g/l	6,8750	0,7161		B	C
Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0,3g/l	6,8889	0,8269		B	C
Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0,5g/l	7,5000	0,7161			C

### 1.3 Longueur des pousses aériennes (cm)

<b>Analyse Type III Sum of Squares (longueur Ar (cm)) :</b>						
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F	
Espèce	1	35,1688	35,1688	203,0321	<b>&lt; 0,0001</b>	
Doses de Pb	4	22,8280	5,7070	32,9470	<b>&lt; 0,0001</b>	
Espèce*Doses de Pb	4	4,5113	1,1278	6,5110	<b>0,0007</b>	
<b>Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (longueur Ar (cm)) :</b>						
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes	
A,armatus	0,8847	0,0961	0,6881	1,0812	A	
Cresson	2,7910	0,0931	2,6007	2,9813		B
<b>Doses de Pb / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (longueur Ar (cm)) :</b>						
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes	
0,5g/l	0,8337	0,1471	0,5328	1,1347	A	
0,3g/l	1,0342	0,1589	0,7091	1,3592	A	

## Annexes

0g/l	2,1613	0,1471	1,8603	2,4622		B	
0,1g/l	2,3700	0,1471	2,0691	2,6709		B	C
0,05g/l	2,7900	0,1471	2,4891	3,0909			C
Modalité			Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes		
Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0,5g/l			0,3175	0,2081	A		
Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0,3g/l			0,4533	0,2403	A	B	
Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0g/l			0,9425	0,2081	A	B	C
Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0,1g/l			1,0100	0,2081	A	B	C
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,5g/l			1,3500	0,2081		B	C
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,3g/l			1,6150	0,2081			C
Espèce-A,armatus*Doses de Pb-0,05g/l			1,7000	0,2081			C
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0g/l			3,3800	0,2081			D
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,1g/l			3,7300	0,2081			D
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,05g/l			3,8800	0,2081			D

### 1.4 Longueur de la racine (cm)

Analyse Type III Sum of Squares (longueur Ra (cm)) :					
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espèce	1	6,5442	6,5442	29,3644	< <b>0,0001</b>
Doses de Pb	4	7,6072	1,9018	8,5336	<b>0,0001</b>
Espèce*Doses de Pb	4	1,1358	0,2839	1,2741	0,3028
Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (longueur Ra (cm)) :					
Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif

## Annexes

A,armatus vs Cresson	-0,8223	-5,4189	2,0452	< <b>0,0001</b>	Oui	
Valeur critique du d de Tukey :			2,8924			
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes	
A,armatus	0,5957	0,1090	0,3727	0,8186	A	
Cresson	1,4180	0,1056	1,2021	1,6339	B	
<b>Doses de Pb / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (longueur Ra (cm)) :</b>						
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes	
0,5g/l	0,4275	0,1669	0,0861	0,7689	A	
0,3g/l	0,5367	0,1803	0,1680	0,9054	A	B
0,1g/l	1,1875	0,1669	0,8461	1,5289	B	C
0,05g/l	1,3500	0,1669	1,0086	1,6914	C	
0g/l	1,5325	0,1669	1,1911	1,8739	C	

### 1.5 Indice de vigueur

Analyse Type III Sum of Squares (Indice de vigueur) :					
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espèce	1	22,2888	22,2888	61,5187	< <b>0,0001</b>
Doses de Pb	4	16,5527	4,1382	11,4216	< <b>0,0001</b>
Espèce*Doses de Pb	4	2,2502	0,5625	1,5526	0,2134
Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (IV) :					
Modalité	Moyennes	Erreur	Borne	Borne	Groupes

## Annexes

	estimées	standard	inférieure (95%)	supérieure (95%)		
A, armatus	0,8880	0,1390	0,6037	1,1723	A	
Cresson	2,4056	0,1346	2,1304	2,6809	B	

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

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes	
0,5g/l	0,7674	0,2128	0,3321	1,2026	A	
0,3g/l	0,9868	0,2299	0,5166	1,4569	A	
0g/l	1,9116	0,2128	1,4763	2,3468	B	
0,1g/l	2,1405	0,2128	1,7052	2,5757	B	
0,05g/l	2,4280	0,2128	1,9928	2,8632	B	

**Doses de Pb\* espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (indice de vigueur)**

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Groupes		
Espèce-A, armatus*Doses de Pb-0,5g/l	0,2745	0,3010	A		
Espèce-A, armatus*Doses de Pb-0,3g/l	0,4273	0,3475	A	B	
Espèce-A, armatus*Doses de Pb-0g/l	0,7695	0,3010	A	B	
Espèce-A, armatus*Doses de Pb-0,1g/l	1,2258	0,3010	A	B	
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,5g/l	1,2602	0,3010	A	B	
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,3g/l	1,5462	0,3010	A	B	
Espèce-A, armatus*Doses de Pb-0,05g/l	1,7430	0,3010		B	C
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0g/l	3,0536	0,3010			C
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,1g/l	3,0552	0,3010			C
Espèce-Cresson*Doses de Pb-0,05g/l	3,1130	0,3010			C

# Annexes

---

## ANNEXE 2

**Annexe 2** : Gammes de concentrations en métaux lourds (ppm) observées pour divers horizons de sols « ordinaires » de toutes granulométries selon (Liu *et al.*, 2004).

<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