



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



Université Amar Telidji- Laghaout

FACULTE DES SCIENCES

DE PARTEMENT : SCIENCES AGRONOMIQUES

MEMOIRE DE MASTER

Présenté par : KAABOUCHE Hayam

DOMAINE : SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE

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 cadmium (Cd)**

Membres de jury :

Mme HOUYOU Zohra

MCA

Président

Mme HATTAB Sihem

MCB

Examineur

MmeMALLEM Hamida

MCA

Encadreur

Promotion : Octobre 2022

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

Résumé :

De nos jours, la pollution des sols est une des difficultés environnementales les plus importantes, la phytoremédiation y est souvent intégrée en tant que procédé de décontamination. La phytoremédiation consiste à utiliser des plantes qui sont tolérantes au stress métallique et qui ont la capacité d'accumuler et de transposer les métaux lourds. L'objectif de cette étude est de déterminer la gamme des doses de cadmium tolérées par *Astragalus armatus* et le *cresson alénois* au stade de la germination et de l'émergence, et de déterminer lequel est le plus affecté par les métaux lourds. L'essai a été effectué au laboratoire dans une étuve à 25°C, les doses de Cd testées ont été 0g/l, 0.001g/l, 0.002g/l, 0.003 g/l et 0.005 g/l. Les résultats ainsi obtenus montrent que le taux de germination des graines chez les deux espèces ; n'a pas été influencé par les doses de Cd testées. Concernant la durée de médiane de la germination, nous avons constaté que l'astragale est plus tolérant au Cd que le cresson à la dose de 0,005g/l. Le cresson tolère une dose de 0.002g/l de Cd une dose plus élevée est non tolérée. En analysant les résultats de l'indice de vigueur enregistrés, le cresson apparaît moins tolérant au Cd que l'astragale pour les doses 0.005g/l du Cd, ce dernier a présenté la moyenne la plus élevée. Les résultats acquis sont en faveur de l'implication d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*, dans un projet de phytoremédiation pour assainir des sols contaminés par l'excès de Cadmium.

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

العنوان: دراسة تأثير نبات استراغالوس (استراغالوس أرماتوس ويلد) والجرجير (Lepidium sativum) في وجه الكادميوم (Cd)

خلاصة:

في الوقت الحاضر ، يعد تلوث التربة أحد أهم الصعوبات البيئية وغالبًا ما يتم دمج المعالجة النباتية كعملية لإزالة التلوث. تتضمن المعالجة بالنباتات استخدام نباتات تتحمل الإجهاد المعدني ولديها القدرة على تجميع ونقل المعادن الثقيلة. الهدف من هذه الدراسة هو تحديد مدى جرعات الكادميوم التي يتحملها *Astragalus armatus* وجراد الحديقة في مرحلة الإنبات والظهور ، وتحديد أكثرها تأثرًا بالمعادن الثقيلة. تم إجراء الاختبار في المختبر في فرن عند 25 درجة مئوية ، وكانت جرعات الكادميوم المختبرة 0 جم / لتر ، 0.001 جم / لتر ، 0.002 جم / لتر ، 0.003 جم / لتر و 0.005 جم / لتر. النتائج التي تم الحصول عليها تظهر أن معدل إنبات البذور في النوعين ؛ لم يتأثر بجرعات الكادميوم المختبرة. فيما يتعلق بمتوسط مدة الإنبات ، وجدنا أن استراغالوس أكثر تحملاً للـ Cd من الجرجير الذي كان يقتصر على 5 جزء في المليون. الجرجير يتحمل جرعة 2 جزء في المليون من الكادميوم ولا يتم تحمل جرعة أعلى. من خلال تحليل نتائج مؤشر القوة المسجلة ، يبدو الجرجير أقل تحملاً للـ Cd من استراغالوس لجرعات 0.005 جم / لتر من الكادميوم ، والأخيرة لديها أعلى متوسط. النتائج التي تم الحصول عليها لصالح مشاركة *Astragalus armatus* و *Lepidium sativum* ، في مشروع المعالجة النباتية لتنظيف التربة الملوثة بالكادميوم الزائد.

الكلمات المفتاحية: الإنبات ، استراغالوس أرماتوس ، رشاد الحديقة المعدني الثقيل ، المعالجة بالنباتات. تلوث

Title: Study of the phytoremediator effect of Astragalus (*Astragalus armatus Willd.*) and watercress (*Lepidium sativum*) in the face of cadmium (Cd)

Abstract:

Nowadays, soil pollution is one of the most important environmental difficulties and phytoremediation is often integrated as a decontamination process. Phytoremediation involves using plants that are tolerant to metal stress and have the ability to accumulate and translocate heavy metals. The objective of this study is to determine the range of cadmium doses tolerated by *Astragalus armatus* and garden cress at the germination and emergence stage, and to determine which is most affected by heavy metals. The test was carried out in the laboratory in an oven at 25°C, the doses of Cd tested were 0g/l, 0.001g/l, 0.002g/l, 0.003 g/l and 0.005 g/l. The results thus obtained show that the rate of germination of the seeds in the two species; was not influenced by the Cd doses tested. Regarding the median duration of germination, we found that astragalus is more tolerant to Cd than watercress which was limited to 5ppm. watercress tolerates a dose of 2ppm of Cd a higher dose is not tolerated. By analyzing the results of the vigor index recorded, watercress appears less tolerant to Cd than astragalus for doses of 0.005g/l of Cd, the latter having the highest average. The results obtained are in favor of the involvement of *Astragalus armatus* and *Lepidium sativum*, in a phytoremediation project to clean up soils contaminated by excess Cadmium.

Key words: Germination, *Astragalus armatus*, heavy metal (Cd) garden cress, phytoremediation. pollution

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 HAMIDA MALLEM, 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. Houyou Zohra et Dr. Hattab Sihem d'avoir accepter

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

Hayam

Dédicaces

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

Mes parents, ben aissa allah yarhamo et om saad qui
m'ont toujours soutenu.

Mes sœurs, ibtisam, hiba, amina.

Spécial dédicace à mes amies (halima , zehour) qui m'ont bien
aidé le long de mon parcours universitaire.

À tous mes enseignants.

Hayam

Sommaire

Remerciements

Dédicace

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Résumé

ملخص

Abstract

Introduction

Chapitre 01 : La pollution par les Métaux lourds

1.1. Définition de la pollution	02
1. 1.1 La pollution des sols	02
1.1.1.1. Types de pollutions	02
a). Pollution organique	02
b). Pollution minérale	02
1.2. Définition métaux lourds	03
1.2.1. Origine des métaux lourds dans les sols	04
1.2.1.1. Origine naturelle	04
2.2.1.2. Origines anthropiques des métaux lourds	04
1.3. cadmuim	04
1.3.1 Le cadmium: occurrence et toxicité	06
1.3.1.1 Abondance naturelle	06
1.3.1.2. Sources de pollution anthropiques	06
a)Utilisations du cadmium	06
b)Pollution industrielle	06
c).Autres sources de pollution	06
d).Cadmium atmosphérique et dépôt	06

Chapitre 02 : Généralite sur le Phytoremédiation

2.1. Définition de Phytoremédiation	09
2.2. Principes de la Phytoremédiation	09
2.3. Les différentes techniques de la phytoremédiation	10
2.3.1. Phytoextraction	11
2.3.2. Phytostabilisation	12
2.3.3. Rhizofiltration	12
2.3.4. Phytodégradation	12
2.3.5. Phytovolatilization	13
2.4. Avantages et limite de la phytoremédiation	14
2.4.1. Avantages	14
2.4.2. Limite	15

Chapitre 03 : Généralités sur l’astragale et le cresson alénois

3.1. Le genre Astragalus	17
3.1.1. Répartition Géographique de genre <i>Astragalus armatus</i>	17
3.1.2. Description botanique et classification de <i>Astragalus armatus</i>	18

3.1.3. Mode d'adaptation	19
3.1.4. Importance économique et usage traditionnelles	20
3.1.4.1. Intérêt médicinal de la plante.	20
3.2. Généralités sur la plante cresson alénois (<i>Lepidium sativum</i>)	21
3.2.1. La Description	22
3.2.2. Répartition géographique du genre cresson alénois	23
3.2. Importance économique et usages traditionnel	24
4.6. Vertus médicinales de <i>Lepidium sativum</i>	24

Chapitre 04 : Matériels et méthodes

4.1. Objectif de l'expérimentation	26
4.2. Matériel végétal	26
4.3. Préparation des solutions du métal lourd testé (Cd)	27
4.3. Lieu de l'expérimentation	27
4.4 Scarification et levée de dormance	27
4.5 Dispositif expérimental de l'essai de la germination	28
4.6 Les paramètres mesurés	28
4.6.1 Calcul de la faculté de germination (FG)	28
4.6.2 La cinétique de la germination	30
4.6.3 La durée médiane de la germination	30
4.6.4 L'indice de vigueur de semis (SVI)	30

Chapitre 05 : Résultats et discussion

5.1 Résultats	33
5.1.1 Effet du cadmium sur les paramètres de germination des graines <i>d'Astragalus armatus</i>	33
5.1.1.1 Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines <i>d'Astragalus armatus</i>	34
5.1.1.2 Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines <i>de Lepidium sativum</i>	34
5.1.1.3 Effet du Cd sur le taux de germination des graines <i>d'Astragalus armatus et Lepidium sativum</i>	35
5.1.1.3 Effet du Cd sur la durée médiane (j) de germination des graines <i>d'Astragalus armatus et Lepidium sativum</i>	36
5.1.1.3 Effet du Cd sur la longueur de la partie aérienne des graines germées <i>d'Astragalus armatus et Lepidium sativum</i>	37
6.1.1.6. Effet du Cd sur la partie racinaire de germination des graines <i>L'Astragalus armatus et cresson alénois:</i>	38
6.1.1.4. Effet du Cd sur L'indice de vigueur de germination des graines de <i>l'Astragalus armatus et le cresson alénois</i>	40
5.2. Discussion	43
Conclusion générale	44
Références Bibliographiques	46
Annexe	52

Liste des figures

N	Titre	pa ge
Figure 1	Schéma de l'acquisition des teneurs totales en métaux lourds dans les sols GERARD, (2000).	05
Figure 2	Différentes techniques de phytoremédiation Sourzat, (2016).	09
Figure 3	Principaux mécanismes impliqués dans la phytoextraction. Poincaré, (2009).	11
Figure 4	Processus de la phytostabilisation des contaminants au niveau du sol Pilon-Smits, (2005).	12
Figure 5	Principaux mécanismes impliqués dans la phytovolatilisation. Poincaré, (2009).	14
Figure 6	La répartition géographique de la plante <i>Astragalus armatus</i> Greuter. et col (1989).	17
Figure 7	Présentation de quelques espèces du genre <i>Astragalus</i> : a, b, c : <i>Astragalus armatus</i> subsp <i>tragacanthoïdes</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> . (Photos K. Baziz)	18
Figure 8	Description d' <i>Astragalus armatus</i> (a : plante ; b : fruits et feuilles ; c : graines)APD, (2021).	19
Figure 9	Aspect morphologique de <i>Lepidium sativum</i> a:feuilles ; b:tiges ; c:fleurs ; d:graine (Grubben et al, 2005)	23
Figure10	Carte géographique situant de <i>Lepidium sativum</i> (Gregory, 2007)	24
Figure11	Les graines d' <i>Astragalus armatus</i> (originale, 2022).	26
Figure12	Les graines de <i>Cresson alénois</i> (originale 2022)	27
Figure13	Scarification chimique des graines d' <i>Astragalus armatus</i> dans l'acide sulfurique (originale, 2022).	28
Figure14	Schéma du dispositif expérimental adopté	29
Figure15	Photo du dispositif expérimental d' <i>A. armatus</i>	31
Figure16	mesure de la longueur de la racicule et de la pousse après 7joLa germination des graines du <i>Cresson alénois</i> (originale,2022)	31
Figure17	mesure de la longueur de la racicule et de la pousse après 7 jours de La germination des graines du <i>Cresson alénois</i> (originale, 2022)	33
Figure18	Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines d' <i>Astragalus armatus</i>	34
Figure 19	Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines de <i>Lepidium sativum</i>	37

Liste des figures

Figure 20	Effet des doses du Cd sur le taux de germination des graines A,armatus et <i>Lepidium sativum</i>	37
Figure 21	Effet du Cd sur la durée médiane (j) de germination des graines <i>d'Astragalusarmatus et Lepidium sativum</i>	38
Figure 22	Effet du Cd sur la longueur de la partie aérienne des graines germées d'Astragalus armatus et <i>Lepidium sativum</i> .	39
Figure 23	Effet des Doses du Cd sur la longueur de la partie racinaire des graines germées d'A. armatus et le cresson alénois	40
Figure 24	Effet des doses du Cd sur l'indice de vigueur de germination des graines de l'A. armatus et le cresson alénois	41

Liste des tableaux

<u>N</u>	<u>Titre</u>	<u>Pa ge</u>
Tableau 01	Utilisation commerciales du Cadmium (Korte, 1983 ; Merian, 1984)	07
Tableau 02	Sources atmosphériques de pollution cadmiée. GERARD, (2000).	08
Tableaux 03	Méthodes de dépollution des sols par les métaux lourds et ordres de grandeur des coûts associés (Gamaly et al., 2002)	09
Tableau 04	La classification scientifique de <i>Lepidium sativum</i>	22

Liste des abréviations

Abréviation	Signification
A :	Astragalus
Cd :	Cadmuim
g/l :	Gramme/litre
% :	pourcentage
Cm :	Centimètre



Introduction générale

Introduction

Les activités humaines agricoles, urbaines et industrielles, sans cesse croissantes, sont à l'origine d'une contamination de notre environnement par les métaux lourds. Alors que de nombreuses molécules organiques peuvent être dégradées, les métaux lourds ne le peuvent pas et leur concentration augmente régulièrement dans les sols et les eaux. Ceci expose les plantes à des concentrations croissantes de métaux lourds (**Zorrig, 2011**).

Les métaux lourds ont un intérêt scientifique massif en raison de leur impact direct sur l'environnement, affectant la qualité de l'air, de l'eau et du sol et par conséquent les êtres humains à travers la chaîne alimentaire (**Bermudez et al., 2010 ; Qureshi et al., 2016**). Bien qu'affichés à faible concentration, les métaux lourds sont persistants dans l'environnement car ils ont résisté à la dégradation environnementale par des processus chimiques, biologiques et photolytiques (**Ahemad et Khan, 2012**).

Le cadmium (Cd) est un métal lourd toxique qui cause de graves problèmes de santé chez l'homme (**Wang et al., 2015**). Le Cd peut s'accumuler dans le corps humain lorsqu'il entre dans la chaîne alimentaire. La Commission du Codex Alimentarius a établi une limite de Cd dans certains produits agricoles afin de fournir un aliment sûr pour la consommation humaine, par exemple $0,4 \text{ mg kg}^{-1}$ pour le riz poli (**CODEX, 1995**). Cependant, en agriculture, les produits récoltés dans des champs contaminés par le Cd, peuvent entraîner des niveaux de Cd qui dépassent les limites de Cd (**Cheng et al., 2006**).

Le niveau élevé de Cd peut devenir un problème important, la pollution par le Cd des champs agricoles est principalement causée par l'afflux d'eaux usées remplies de Cd provenant des mines et usines en champs agricoles. La pollution au Cd a un impact particulièrement important sur les champs (**Watanabe et al., 2004**). Par conséquent, l'assainissement des sols des champs contaminés, en particulier des rizières, est nécessaire pour fournir des aliments sûrs pour la santé humaine.

Le cresson alénois (*Lepidium sativum* Linn.) est une plante herbacée annuelle à croissance rapide appartenant à la famille des Brassicaceae originaire d'Égypte et d'Asie occidentale (Gokavi et al., 2004). , le cresson est déjà connu comme espèce épuratrice des eaux polluées (**Andriamihamarivo, 2013**).

Selon **Mallem (2018)**, *Astragalus armatus* une chamaephyte 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 nouvelenvironnement.

La phytoremédiation est une méthode d'assainissement des sols qui élimine les polluants à l'aide de plantes. La phytoremédiation est supérieure aux autres méthodes par son faible coût et sa capacité à purifier efficacement de vastes zones de terrain sans aucune installation. Généralement, les plantes avec de grandes biomasses et les plantes qui accumulent des niveaux élevés de Cd dans les parties aériennes (pousses et grains) sont nécessaires pour une phytoextraction efficace. Les hyperaccumulateurs de Cd, comme *Solanum nigrum*, *Pterocypsela laciniata*, *Sedum plumbizincicola*, font partie des candidats à l'assainissement des sols en raison des niveaux élevés d'accumulation de Cd dans les parties aériennes (**Li et al., 2019 ; Huang et al., 2020**).

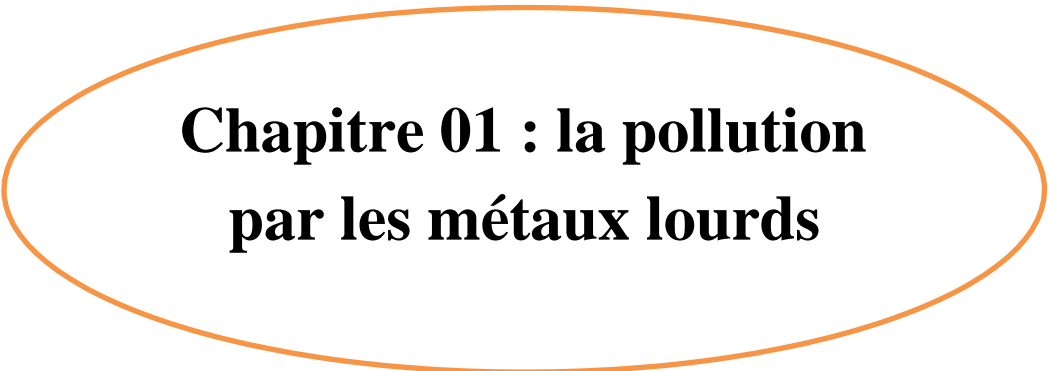
Cependant, la plupart des plantes hyperaccumulatrices du Cd, ont une faible biomasse ce qui rend le travail de récolte difficile. En outre, un problème pratique est la crainte qu'ils ne se propagent comme mauvaises herbes dans les champs agricoles, après phytoremédiation. D'autre part, certaines espèces végétales particulières, telles que : *Vigna unguiculata*, *Solanum melongena*, *Momordica charantia*, *Nicotiana tabacum*, ont aussi été rapportés pour une une phytoremédiation du Cd (**Raza et al.2020**) .

Vu la prolifération rapide de l'astragale 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 des sols ensablés (**Mallem, 2018**) , nous nous demandons si cette espèce : *Astragalus armatus* comparée à *lepidium sativum* présente un pouvoir de tolérance au cadmium ?

Dans cette étude, nous avons visé à étudier, l'effet du cadmuim 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 cadmuim au stade levée.

Ce mémoire est scindé en cinq chapitres répartis comme suit :

- ✓ Premier chapitre présente : La pollution par les Métaux lourds
- ✓ Deuxième chapitre donne des Généralités sur le Phytoremédiation
- ✓ Troisième chapitre : Généralités sur *L'Astragalus armatus* et le *Cresson alénois*
- ✓ Quatrième chapitre : Matériels et méthodes
- ✓ Cinquième chapitre : Résultats et discussion
- ✓ Enfin, nous terminerons notre étude par conclusion et perspectives



**Chapitre 01 : la pollution
par les métaux lourds**

Chapitre1 : La pollution par les Métaux lourds

1.1. Définition de la pollution

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

1.1.1. Pollution des sols

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

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

1.1.1.1 . Types de pollutions

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

a) Pollution organique :

La pollution organique est un type de pollution chimique provoquée par les polluants carbonés, comme la matière organique (lisier, boues d'épuration, etc.), les organochlorés (DDT) le dichloro-diphényle-trichloro-éthane ou encore les polychlorobiphényles (PCB). Dans le cas de la matière organique, les polluants peuvent augmenter, la turbidité des eaux

Chapitre1 : La pollution par les Métaux lourds

et créer un phénomène d'eutrophisation avec une diminution de la quantité d'oxygène dissous. Ces modifications environnementales ont de profondes conséquences sur les populations d'un milieu (disparition d'espèces, prolifération d'autres espèces). (Jeannot et al., 2001).

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

Selon, la nature des polluants les polluants organiques renferment une large gamme de composés qui peuvent être classés selon :

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

b) Pollution minérale

Parmi la variété de polluants du sol, les métaux lourds posent un problème particulier dans la mesure où ils sont non biodégradables : ils s'accumulent donc dans le sol tant que perdure la source de contamination ; cette période peut durer plusieurs dizaines d'années. Ajoutons que la toxicité des métaux lourds, connue depuis l'Antiquité pour certains d'entre eux, a été tragiquement illustrée au XXe siècle par plusieurs catastrophes telle que celle de Minamata (Japon) dans les années 50, qui ont motivé l'étude des effets de ces éléments sur l'environnement et sur la santé (Jeannot *et al.*, 2001).

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

Chapitre1 : La pollution par les Métaux lourds

(Marc Bonnard, 2010).

1.2. Définition des Métaux lourds

Le terme « métaux lourds » désigne un groupe de 65 éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes, caractérisés par une forte masse volumique supérieure à 5g/cm^3 (Adriano, 2001).

Le terme « éléments traces métalliques » pourra être utilisé pour les décrire car ils se retrouvent en proportion très faible dans l'environnement (Baker *et* Walker, 1989).

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

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 (Loué, 1993). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil.

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 (Gerard, 2000).

1.2.1 Origine des métaux lourds dans les sols

La pollution métallique des sols due à des activités humaines (agricoles, domestiques et industrielles) est souvent citée dans les médias et la bibliographie scientifique. 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. De plus, les normes relatives aux pollutions métalliques des sols varient beaucoup selon les pays (Gerard, 2000).

1.2.1.1 Origine naturelle

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

1.2.1.2. Origines anthropiques des métaux lourds

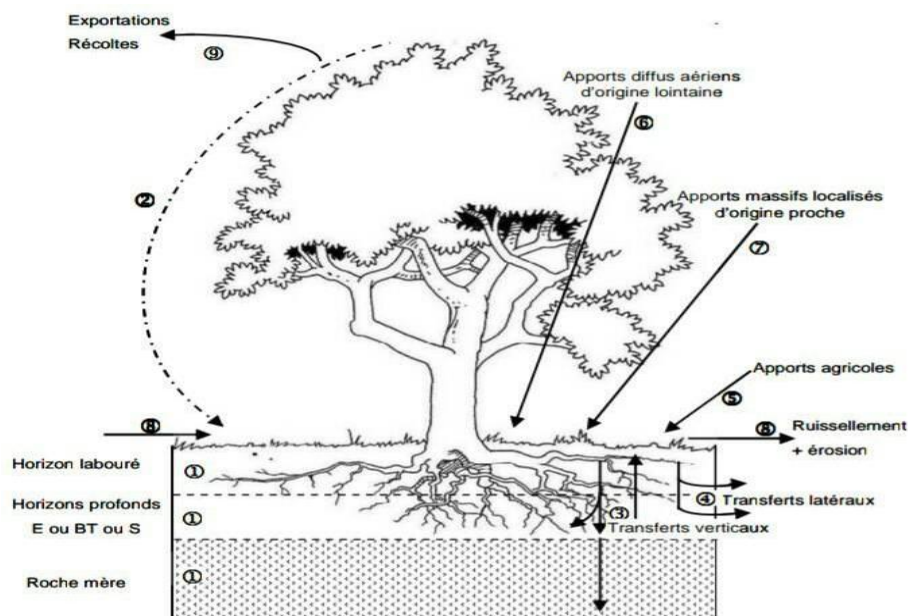
Les sols sont soumis à des apports de métaux lourds plus ou moins importants

Chapitre 1 : La pollution par les Métaux lourds

résultant de l'activité humaine. Ces métaux peuvent être absorbés par les plantes cultivées ou les fourrages, contaminant la chaîne alimentaire des animaux et de l'homme. Ces métaux peuvent également migrer vers les nappes phréatiques ou les eaux souterraines. Les apports en métaux lourds peuvent venir de l'agriculture de part les impuretés présentes dans les engrais, les amendements calcaires, les fumiers, les lisiers (Franklin *et al.*, 2005). Ces apports peuvent aussi résulter d'une activité urbaine, industrielle (déchets d'entreprises agro-alimentaires, boues de stations d'épuration, composts) ou minière (fig.1).

Une autre source de métaux lourds est représentée par les apports diffus aériens d'origine lointaine. Il s'agit des poussières et aérosols provenant des chauffages, des activités industrielles, des moteurs automobiles (Sezgin *et al.*, 2004). Ces apports se déposent aussi bien sur des cultures maraîchères que sur des forêts et prairies ou encore dans les jardins des particuliers. Ceux-ci sont véhiculés par les gouttes de pluie, le brouillard, les poussières.

Les apports en métaux lourds peuvent aussi être massifs et d'origine proche. Ces apports peuvent être accidentels ou résulter d'activité industrielle de longue durée sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (Godin *et al.*, 1985).



Source : GERARD, (2000).

Figure 1. Schéma de l'acquisition des teneurs totales en métaux lourds dans les sols

Chapitre1 : La pollution par les Métaux lourds

Il peut également y avoir des transferts latéraux par ruissellement ou érosion à la surface. Enfin, les exportations peuvent avoir lieu par les récoltes ce qui donne lieu à une rupture du cycle biogéochimique. En effet, dans tous les produits récoltés (fourrages, épis de maïs ou de blé) des métaux lourds sont exportés dans les aliments. Les exportations via les végétaux dépassent rarement 1% par rapport au stock d'éléments présents dans l'horizon de surface labouré des sols (Mench, 1993). Cependant, ce taux varie en fonction des espèces (Gerard, 2000).

1.3. Le cadmium

Le cadmium (Cd) est un élément en trace étudié pour sa toxicité depuis les années 60, époque à laquelle il a été découvert responsable de graves troubles du métabolisme humain (maladie d'Itaï-Itaï, 1966). Depuis, de nombreuses études ont permis de cerner ses propriétés physicochimiques ainsi que de caractériser les facteurs déterminant les transferts sol-plante de l'élément (Gerard, 2000).

1.3.1 Le cadmium: occurrence et toxicité

1.3.1.1 Abondance naturelle

L'eau de mer vaporisée, les particules volcaniques, les poussières portées par les vents et les feux de forêt sont les sources naturelles de Cd dans l'atmosphère. Les quantités impliquées (0,96106 kg an⁻¹), sont relativement faibles par rapport aux émissions totales (20 \06 kg an⁻¹) (Nriagu,1979). L'activité volcanique serait la plus grande source naturelle de Cd dans l'atmosphère (10 t an⁻¹ de Cd émises pour l'Etna en Sicile) (Hutton, 1983). L'altération des matériaux de la croûte terrestre entraîne également un enrichissement en Cd des sols et des systèmes aquatiques (Gerard, 2000).

1.3.1.2 Sources de pollution anthropiques

Le terme contamination, cadmiée par exemple, qualifie un apport issu de l'extérieur du site, qui a pour conséquence une élévation de leur teneur originelle (Bourrelier et Berthelin, 1998).

Cette pollution est due aux retombées de poussières ou d'aérosols transportés à longue distance. Sa caractéristique est l'origine non ou mal identifiable des contaminants transportés (rejets, fins industriels, poussières volcaniques, éoliennes) (Gerard, 2000).

a) Utilisations du cadmium

Le cadmium est principalement utilisé pour les revêtements électriques et les pigments (Tableau 1).

Chapitre1 : La pollution par les Métaux lourds

Tableau1. Utilisation commerciales du Cadmium

Utilisation utilisées	% des quantités totales
Revêtements électriques	40%
Pigments	25%
Industrie plastique	10%
Batteries	20%
Cellules photosensibles, alliage, divers	5%

Source : (Korte, 1983 ; Merian, 1984)

b) Pollution industrielle

Il y a deux processus utilisés pour la production primaire de cadmium et zinc: la fonte thermique et l'extraction électrolytique (Hutton, 1983). Les installations thermiques émettent les plus fortes quantités de Cd dans l'atmosphère en raison des températures élevées utilisées lors du grillage et de la fonte. Cela ne fait qu'environ 60 ans que l'on produit du Cd, avec environ 19 000 tonnes (données pour 1997) produites dans le monde par an (Frémy et Frémy, 1999). Environ 2/3 de la production mondiale est dissipée dans l'environnement. Le Cd diffère des autres produits chimiques industriels car la pollution ne provient pas majoritairement de sa production stricte mais est souvent liée à celle du zinc ou du plomb (Korte, 1983)

c) Autres sources de pollution

Beaucoup d'émissions de Cd résultent de la combustion de fuel fossile. Le charbon contient de 1 à 9 mg Cd kg-I (Cottenie, 1981). Les émissions globales dues à la combustion du charbon représentent environ 7 000 t par an. A ces quantités on peut ajouter l'incinération de déchets ménagers et la combustion du bois. Les boues de station d'épuration concentrent le Cd et peuvent en contenir jusqu'à 300 mg kg-I (moyenne de 10 à 20 mg kg-I) (Cottenie, 1981). Ceci représente une production de 1500 t Cd an-I dans la Communauté Européenne

Chapitre1 : La pollution par les Métaux lourds

(Merian, 1984). Environ 75 % est épandu sur les sols agricoles et 25 % est incinéré. La pollution provient également de l'application d'engrais phosphatés dans les sols agricoles. Les superphosphates contiennent entre 2 et 20 mg Cd kg⁻¹, ce qui correspond pour les Etats-Unis à des apports de 100 t Cd . an⁻¹ pour les sols agricoles (Merian, 1984). En effet, les gisements de minerais phosphatés sont souvent le lieu d'accumulation d'éléments en trace. La teneur en Cd dans les engrais phosphatés est en relation étroite avec leur origine géographique, avec par exemple 100 mg kg⁻¹ dans les gisements de l'Afrique de l'Ouest (Bourrelie et Berthelin, 1998).

d) Cadmium atmosphérique et dépôt :

Les émissions atmosphériques annuelles dans le monde sont estimées à 8100 t dont 7300 t sont anthropiques (Nriagu, 1979). Elles sont principalement dues à la production des métaux non ferreux (Tableau2). Le dépôt sur les sols a été estimé à 5700 t. an⁻¹ (Gerard, 2000).

Tableau 2. Sources atmosphériques de pollution cadmiée.

Source de pollution atmosphérique	Quantités émises en t Cd an ⁻¹
Production de métaux non-ferreux	1631
Combustion de charbon	144
Combustion de fuel	109
Incinération de déchets	84
Production de fer et acier	60

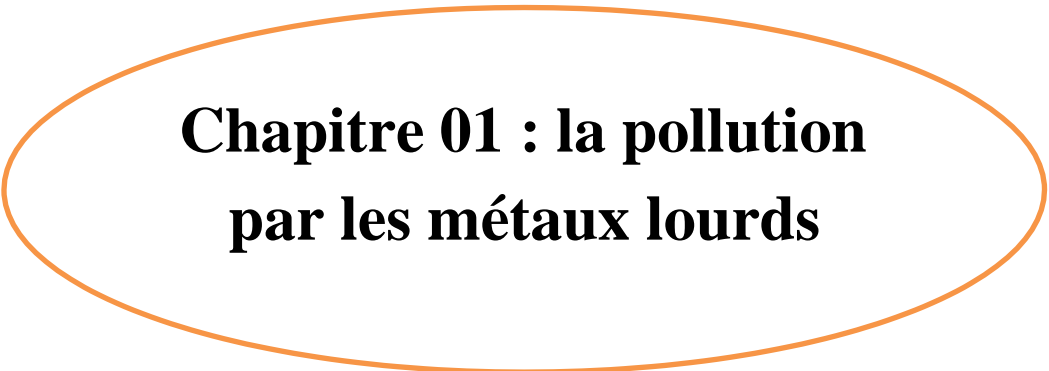
Source : GERARD, (2000).

Dans l'air, l'élément est plus accumulé que d'autres métaux sur de très fines particules. L'air de zones industrialisées peut contenir entre 0,002 à 0,005 g Cd m⁻³, les plus fortes concentrations à proximité de zones industrielles atteignent 0,2 à 0,6 g Cd m⁻³. Il semble que le Cd atmosphérique soit principalement sous la forme d'oxydes et de chlorures (Merlan, 1984). A proximité d'industries métallurgiques et d'usines d'incinération de plantes, 10 à 200 g Cd m⁻² jour⁻¹ sont déposés et environ 0,4 à 1 200 g Cd m⁻² jour⁻¹ dans les zones urbanisées (GERARD, 2000)

Chapitre 1 : La pollution par les Métaux lourds

Méthodes	Description	Coût
Physiques	Excavation + traitement (le traitement dépend de l'élément)	70-220 Eur/t
	Excavation + enfouissement	nd
	« Lavage physique » : 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 ¹¹), par diverses techniques (tamisage, filtration...) + traitement éventuel.	70-220 Eur/t
	« Mise en tombeau » ou confinement par encapsulation : enfermement du matériel pollué dans un dispositif de parois, couverture et/ou fond étanches.	30-150 Eur/m ²
	Stabilisation 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
	Inertage par mélange à de la chaux ou à de la cendrée.	30-200 Eur/t
Chimiques	Mobilisation et extraction : injection <i>in situ</i> d'une solution de lessivage (acide pour les métaux lourds, HCl, HNO ₃ ou H ₂ SO ₄) + pompage et recyclage de la solution, ou traitement sur site après excavation éventuellement combinée à une séparation granulométrique.	30-150 Eur/m ³ <i>in situ</i> (sinon 140-270 Eur/t)
	Réaction de réduction 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 ²⁺ par l'acide, puis réduit les ions Cr ⁶⁺ en donnant Cr ³⁺ et Fe ³⁺). Également utilisée pour faire précipiter les métaux et limiter ainsi leur mobilité.	20-100 Eur/m ³
	Électro-réhabilitation (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.	Incinération : utile pour les métaux volatiliables comme Cd, Pb ou Zn, récupérés avec les gaz puis recyclés.	300-1000 Eur/t
	Inertage par vitrification <i>in situ</i> en appliquant un courant intense dans le sol, avec récupération et traitement des gaz d'échappement.	230-500 Eur/t
Biologiques	Biolixiviation 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
	Phytoremédiation : 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>)
	Lagunage : 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

Tableaux 3 : Méthodes de dépollution des sols par les métaux lourds et ordres de grandeur des coûts associés (Gamaly et al., 2002)



**Chapitre 01 : la pollution
par les métaux lourds**

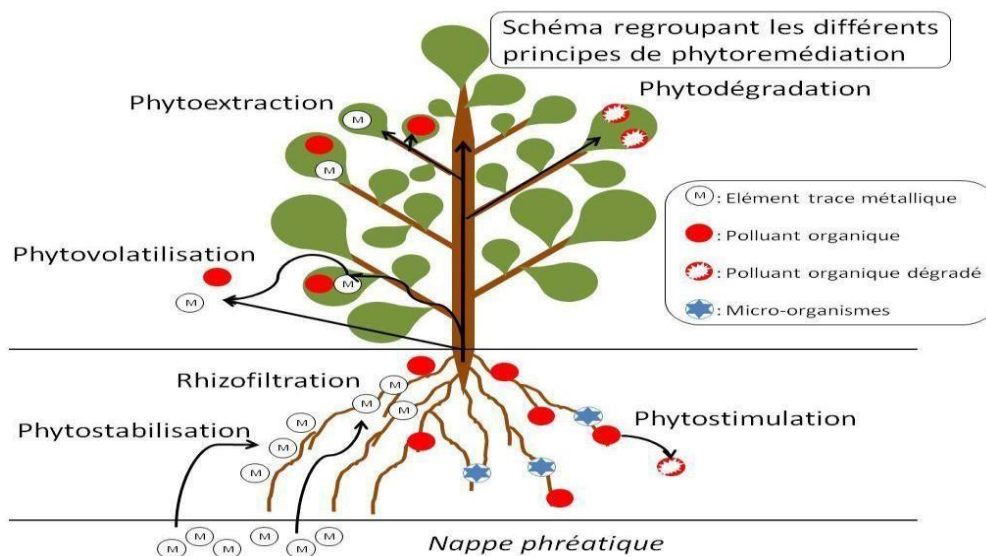
Chapitre 02 : Généralités sur la Phytoremédiation

2.1. Définition de Phytoremédiation

La phytoremédiation est définie comme l'utilisation de plantes pour absorber, dégrader ou immobiliser les contaminants du sol. Cette technique est considérée comme très prometteuse pour la remédiation des sites pollués (Garbisu *et Alkorta*, 2001). Elle peut être utilisée pour dépolluer des surfaces contaminées par des polluants qui sont présents dans le sol, dans l'air et dans l'eau (Salt *et al.*, 1998). La remédiation par des techniques physico-chimiques est assez onéreuse. En effet, les coûts de la croissance d'une culture sont minimes comparés au fait d'éliminer et de remplacer la terre. Cependant, il est vrai que les durées de décontamination sont plus importantes dans le cas de la phytoremédiation. Cet obstacle n'est pourtant pas considéré comme un problème tant que les coûts restent moindres et que les risques pour la population humaine et les écosystèmes sont négligeables (Poincaré, 2009).

2.2. Principes de la Phytoremédiation

La phytoremédiation consiste à utiliser des plantes et des microorganismes qui leur sont associées (Mench *et al.*, 2010). La phytoremédiation est subdivisée suivant le mécanisme de remédiation appliqué auprès des polluants : on retrouve la phytostabilisation, la phytoextraction, la Phytodégradation, la Phytovolatilisation et la rhizofiltration (figure 02). Ces trois dernières notions concernent exclusivement les sols contaminés avec des éléments organiques. Leurs principes se basent sur une dégradation des polluants en composés plus simples et moins toxiques qui pourront ensuite être utilisés par la plante elle-même ou par des microorganismes qui leur sont associés (Bert *et al.*, 2012).



Source : Sourzat, (2016).

Figure 2. Différentes techniques de phytoremédiation

Chapitre 02 : Généralités sur la Phytoremédiation

2.3. Les différentes techniques de la phytoremédiation

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

2.3.1. Phytoextraction

La phytoextraction (**Figure 03**) est l'utilisation de plantes pour absorber les contaminants du sol par leurs racines et les transporter jusqu'à leurs parties aériennes (**Banuelos *et al.*, 1999 ; Huang & Cunningham, 1996 ; Raskin, 1995 ; Salt *et al.*, 1995**). C'est la technique de phytoremédiation la plus connue. Parfois les termes de phytoremédiation et de phytoextraction sont utilisés comme s'ils étaient synonymes. En pratique, les plantes accumulatrices sont plantées ou transférées sur des sols pollués et sont cultivées selon les pratiques agricoles adaptées à l'espèce. Si la biodisponibilité des métaux dans le sol n'est pas satisfaisante il est possible d'augmenter celle-ci via des agents chélatants ou acidifiants (**Huang & Cunningham, 1996 ; Lasat *et al.*, 1998**). Il reste à déterminer le devenir de ces parties aériennes qui ont accumulé les métaux une fois que la plante aura atteint son optimum de croissance. Des recherches sur le sujet montrent que l'incinération de ces tissus réduit nettement le volume de déchets par rapport aux autres techniques de remédiation (**Kumar *et al.*, 1995**). Dans le cas des métaux précieux, ces cendres peuvent être facilement revalorisées, on parle dans ce cas de phytomining (**Brooks *et al.*, 1998**).

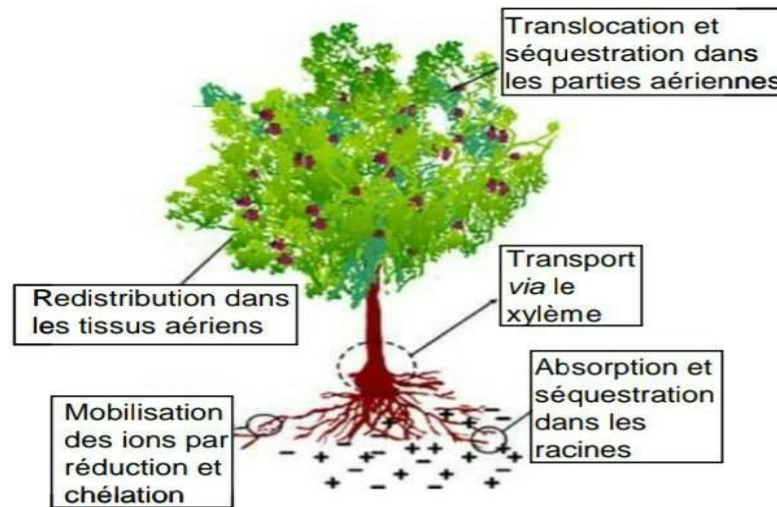
Pour atteindre des niveaux acceptables d'accumulation il faudra attendre plusieurs cycles de végétation et cela représente le principal inconvénient de cette technique (**Kumar *et al.*, 1995**). C'est pourquoi la phytoextraction n'est applicable que pour des sols modérément pollués. L'efficacité de dépollution dépend à la fois de la teneur initiale en métaux, mais également de la durée nécessaire pour produire une biomasse suffisante et de l'efficacité d'absorption des métaux par la plante qui dépend également de la biodisponibilité de ces métaux. On estime qu'il faut entre 1 et 20 ans pour décontaminer un sol modérément pollué (**Poincaré, 2009**).

Les plantes utilisées pour la phytoextraction doivent avoir les caractéristiques suivantes :

- Tolérance à un niveau élevé de métal
- Accumulation raisonnable du métal
- Croissance rapide
- Production importante de biomasse

Chapitre 02 : Généralités sur la Phytoremédiation

- Développement racinaire important



Source : Poincaré, (2009).

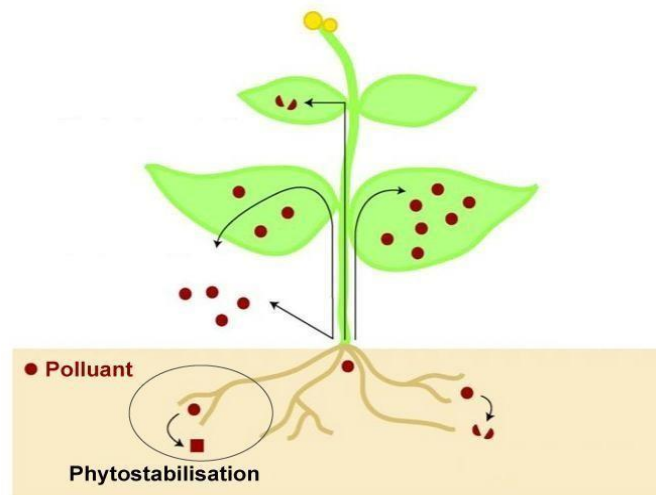
Figure 3 : Principaux mécanismes impliqués dans la phytoextraction.

Ces mécanismes ont pour but d'absorber les métaux au niveau du système racinaire et de les transférer vers les parties aériennes de la plante.

2.3.2. Phytostabilisation

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

Le choix de la plante et l'apport d'un amendement (*agents alcalins, phosphates, matière organique*) sont deux critères importants dans la réussite de la remédiation. En particulier, le choix de la plante doit tenir compte des critères suivants (Phielor *et al.*, 2013) : (i) être tolérante aux ETM présents dans le sol, (ii) avoir une croissance rapide avec une grande capacité de couverture du sol et un système racinaire étendu et abondant, (iii) pouvoir retenir les polluants au niveau des racines ou de la rhizosphère, (iv) avoir une faible capacité à accumuler les polluants, (v) nécessiter un entretien réduit, et (vi) avoir une longévité importante (figure 4). Contrairement à la phytoextraction, les polluants ne sont pas extraits du sol, ce qui nécessite un monitoring permanent afin de veiller au maintien des conditions stabilisantes.



Source : Pilon-Smits, (2005).

Figure 04 : Processus de la phytostabilisation des contaminants au niveau du sol

2.3.3. Rhizofiltration

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

3.3.4. Phytodégradation

La phytodégradation ou phytostimulation est l'utilisation de plantes pour dégrader les polluants organiques difficilement biodégradables tels que les hydrocarbures. Les deux termes sont souvent mélangés mais il existe une distinction. En effet, la phytodégradation est la dégradation des composés par le métabolisme de la plante alors que la phytostimulation est la stimulation de la flore du sol capable de dégrader les composés organiques. Les plantes peuvent croître sur un sol contaminé par les hydrocarbures jusqu'à un certain seuil. Une

Chapitre 02 : Généralités sur la Phytoremédiation

concentration de 7 tonnes par hectare permet une croissance normale de la plante et un rythme de dégradation élevé par les micro-organismes se développant dans la rhizosphère (**Chaîneau et al., 2000**).

Dans la rhizosphère, les champignons (*Aspergillus* sp., *Penicillium* sp,...) ou certaines bactéries (*Pseudomonas* sp., *Xanthomonas* sp., ...) ont la capacité de dégrader les composés organiques présents dans le sol. En effet, ceux-ci étant hétérotrophes, ils se nourrissent de cette matière organique après l'avoir dégradée grâce à des enzymes digestives qu'ils sécrètent. Cependant, les organismes ne dégradent pas tous les composés organiques. Ces microorganismes sont naturellement présents dans le sol, et effectuent, par conséquent, naturellement la dégradation. Cependant, il a été montré que lorsque certaines plantes étaient présentes, cette biodégradation se faisait plus efficacement (**Henri Poincaré , 2009**).

Les plantes peuvent également dégrader les polluants organiques grâce à l'action de leurs enzymes ou de co-facteurs de celles-ci (**Dec & Bollag, 1994 ; Strand et al., 1995**). Dec & Bollag (1994) ont décrit des plantes qui pouvaient casser les cycles aromatiques en absence de micro-organismes. Les polychlorobiphényles (PCB) sont métabolisés par les tissus végétaux. Les phénols sont dégradés par des plantes comme le raifort, la pomme de terre (*Solanum tuberosum*) et le radis blanc (*Raphanus sativus*) qui contiennent de la peroxidase (Dec & Bollag, 1994 ; Roper et al., 1996). Les peupliers (*Populus* sp.) sont capables de transformer le trichloroéthylène du sol et des eaux souterraines (**Newman et al., 1997; Strand, et al., 1995**).

Les enzymes les plus intéressantes en phytoremédiation sont (**Susarla et al., 2002**):

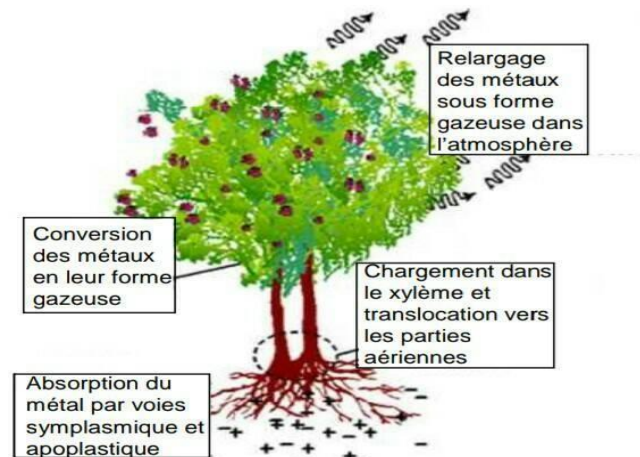
- La déshalogénase qui transforme les composés chlorés
- La peroxydase qui transforme les composés phénoliques
- La nitroréductase qui transforme les explosifs et autres composés nitrés
- La nitrilase qui transforme les composés aromatiques avec cyanure
- La phosphatase qui transforme les pesticides organo-phosphates

2.3.5. Phytovolatilization

La Phytovolatilization utilise les plantes pour transférer les ETM du sol vers l'atmosphère. En effet, certains éléments (As, Hg et Se) peuvent être présents sous forme gazeuse dans l'environnement. Dans ce procédé, les ETM sont absorbés par les racines, transférés dans les parties aériennes où ils sont transformés sous leur forme volatile avant d'être émis dans l'atmosphère (figure 5). Cette technique a tout d'abord été utilisée pour la remédiation des sols

Chapitre 02 : Généralités sur la Phytoremédiation

contaminés au mercure, les ions Hg^{2+} et le Hg organique peuvent être transformés en Hg (Kabata-Pendias, 2011). De la même façon, le Se peut être transformé en $(CH_3)_2Se$ qui est volatile (Kabata-Pendias, 2011).



Source : Poincaré, (2009).

Figure 05 : Principaux mécanismes impliqués dans la phytovolatilisation.

Ces mécanismes ont pour but d'absorber les métaux au niveau de leur système racinaire, de les convertir en forme gazeuse et de les relarguer dans l'atmosphère.

2.4. Avantages et limite de la phytoremédiation

2.4.1. Avantages

La phytoremédiation exige beaucoup moins d'investissement, Environ 10 fois moins que les méthodes de décontamination basées sur l'ingénierie, entre autres parce qu'elle fonctionne naturellement à l'énergie solaire (Glass, 1999) mais aussi parce que les travaux nécessitent moins de transport des sols excavés (Pilon-Smits, 2005) et que les coûts peuvent être amortis sur plusieurs années. La décontamination du plomb, sur un terrain de 0.4 ha peut coûter entre 50 et 65 % moins cher par phytoextraction et traitement de la biomasse (150 000-250 000\$ US) comparativement à l'excavation et l'enfouissement (500 000\$ US) (EPA, 2000). Selon une autre étude, pour un site contaminé au plomb avec des dimensions similaires, la décontamination traditionnelle (incluant l'excavation sur 50 cm de profondeur) peut coûter entre 400 000 et 1 700 000\$ US, tandis que la phytoremédiation peut coûter entre 60 000 et 100 000\$ US (2004) (Khan, 2004).

Chapitre 02 : Généralités sur la Phytoremédiation

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

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

2.4.2. Limite

Malgré les nombreux avantages qu'elle confère, la phytoremédiation a toutefois quelques contraintes qui peuvent freiner son utilisation et son efficacité (Cuuningham *et al.*, 1996; EPA, 2000; Deviny *et al.*, 2005; Vishnoi & Srivastava, 2008; Procópio *et al.*, 2009; **Maestri & Marmiroli, 2011**). Ces limites se doivent d'être explicitées pour en arriver à une meilleure compréhension des problématiques auxquelles se heurte la phytoremédiation, et ce, dans le but que des solutions soient proposées pour en atténuer les désavantages et permettre une optimisation de l'utilisation de la méthode.

- D'abord, la première contrainte à la phytoremédiation est que le contaminant doit se retrouver dans la zone racinaire des plantes pour être traité, sans quoi, il n'y a aucun effet. Pour cela, les plantes doivent être en mesure d'entraîner leurs racines jusqu'aux contaminants ou bien les contaminants doivent être déplacés jusqu'aux racines. De plus, il faut considérer la profondeur du système racinaire qui varie selon les espèces, les conditions climatiques et

Chapitre 02 : Généralités sur la Phytoremédiation

celles du sol. Les arbres, par exemple, peuvent étendre leurs racines jusqu'à environ 4,5 mètres, tandis que les espèces graminées peuvent le faire jusqu'à environ 1,2 mètre.

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

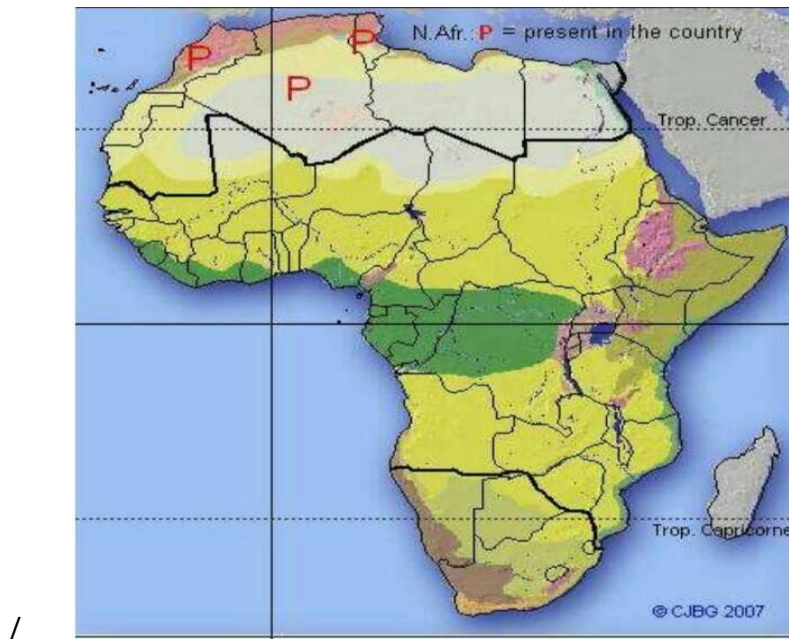
**Chapitre03 : Généralités
sur l'astragale et le
cresson alénois**

3.1 L'*Astragalus armatus*

3.1.1 Répartition géographique du genre *Astragalus*

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

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



Source : Greuter. et col (1989).

Figure 6. La répartition géographique de la plante *Astragalus armatus*

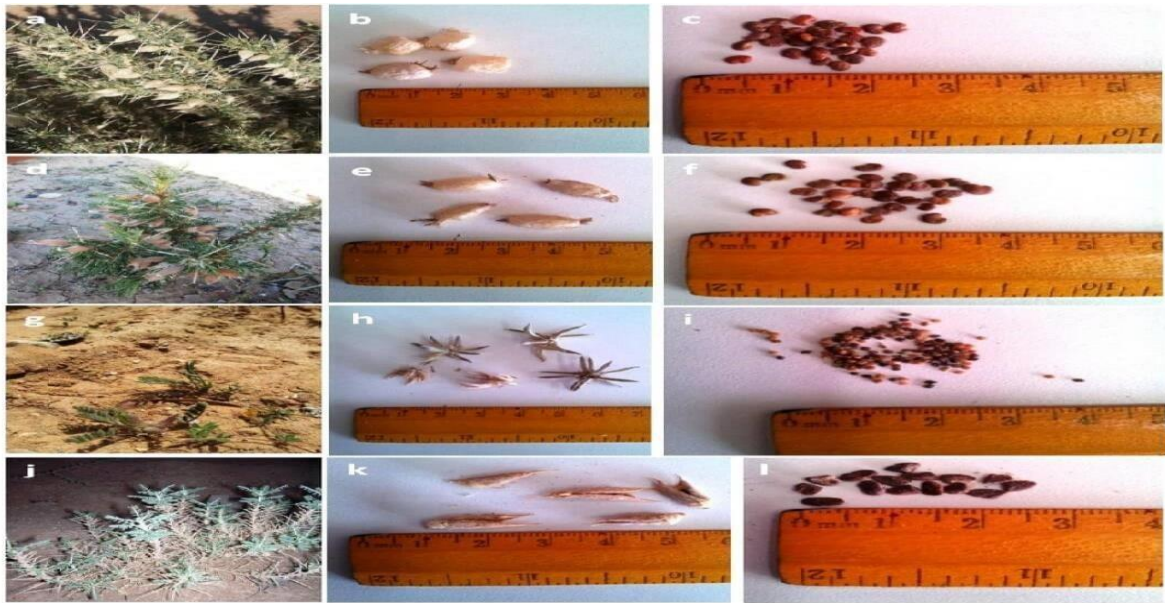


Figure 07. Présentation de quelques espèces du genre *Astragalus* : a, b, c : *Astragalus armatus* subsp *tragacanthoides*; d, e, f : *A. armatus* subsp *numidicus*; g, h, i : *A. cruciatus*; j, k, l : *A. pseudotrigonus*. (Photos K. Baziz)

3.1.2 . Description botanique et classification de *Astragalus armatus*

L'espèce *A. armatus* suit la classification suivante, selon (Coss. et Dur.)

Règne :Plante (plantae)

Classe Dicotylédones

Sousclasse :Dialypétas

Ordre :Fabales

Famille:Fabacées

Sousfamille: Papilionacées

Tribu :Galegée

Genre :*Astragalus*

Espèce : *A. armatus*

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

Pour sa description l'*A.armatus*, C'est un chaméphyte, très rameux, pouvant atteindre 1 mètre de hauteur. Cette espèce est très épineuse, le rachis des feuilles se transforme en épine acérée après la chute des folioles. Les pétioles deviennent durs et aigus. Les folioles

petites très caduques ; rameaux écaillés et glabres. La floraison a lieu à la fin de l'hiver et se poursuit jusqu'à la fin du printemps. On souligne chez cette espèce l'importance de la reproduction : Un individu adulte peut former jusqu'à 1500 fleurs (Coss. et Dur.)



Source : APD, (2021).

Figure 8. Description d'*Astragalus armatus*
(a : plante ; b : fruits et feuilles ; c : graines)

3.1.3. Mode d'adaptation

Astragalus armatus est une plante à feuilles composées pennées et dont les folioles tombent et le rachis devient épineux : dans ce cas, il ne s'agit pas d'une modification saisonnière mais définitive. En plus en été, on observe un arrêt de la végétation avec une chute totale des folioles. Ces deux modes permettent à la plante de réduire la surface foliaire et donc diminuer les pertes d'eau par transpiration (Mallem,2018).

Ce taxon présente quelques particularités éco physiologiques qui favorisent sa prolifération rapide sur la steppe :

- bonnes aptitudes germinatives en milieu naturel, notamment par comparaison avec *Rhanterium suaveolens*, - puissance de son enracinement apte à valoriser les faibles réserves hydriques du sol, - et importance de la phytomasse peu palatable produite (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 (Chaieb, 1997).

3.1.4 Importance économique et usages traditionnels

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

3.1.4.1 Intérêt médicinal de la plante

L'Astragale est native du Nord de la Chine. Les parties de la plante utilisées sont les racines cueillies au printemps et séchées pendant 4 ou 7 ans. Cette plante a été la plus étudiée et soumise à des recherches intenses en botanique comme en pharmacologie (Gentry, 1957 ; Zarre-Mobarakeh, 2000.).

L'Astragale contient de nombreux éléments actifs, tels que des flavonoïdes, des polysaccharides, des glycosides triterpènes (de type astragalosides I-VII), des acides aminés et des traces de minéraux. Les différentes recherches sur *l'Astragale* démontrent que :

- les propriétés immunitaires de cette plante semblent ramener à un niveau normal le nombre de cellules T (un globule blanc de la famille des lymphocytes) dans les cas de certains cancers.

- les recherches en laboratoire sur certains extraits de la racine ont démontré un effet protecteur au niveau des

-cellules hépatiques soumises à certains toxiques. Un effet anti-inflammatoire a également été constaté.

- l'Astragale contient également un flavonoïde nommé astragaline, qui est un puissant antioxydant.

Comme agent thérapeutique, l'astragale est recommandée dans les cas de: faiblesse, engourdissements, asthme,

-nervosité, tendance aux infections, transpirations nocturnes, rhumes et gripes, douleurs arthritiques, déficience du système immunitaire et insuffisance de production d'urine.

Ainsi malgré le fait que l'Astragale soit un des remèdes naturels les plus utilisés, on ne reporte cependant aucun cas de toxicité ou de problèmes quelconques reliés à son utilisation. On considère donc que cette plante ne présente aucune contre-indication lorsque utilisée selon les recommandations, et que son usage prolongé ne présente aucun problème .

3.2 Le cresson alénois (*Lepidium sativum*)

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**).

Lepidium est la transcription du grec lepidion qui signifie petite coquille. Ce sont des plantes annuelles, vivaces ou sous-ligneuse, à fleurs petites, blanches, rose ou violacées, caractérisées par la silicule déhiscente, à loge renfermant une ou rarement deux graines (**Pierrick, 2013**).

Lepidium sativum est le nom botanique du cresson alénois (ou passerage cultivée), une plante médicinale bien connue (**Dupont, 2004**). Cette espèce suit la classification suivante (tableau 03)

Tableau 04: La classification scientifique de *Lepidium sativum*

Taxonomie:	
REGNE:	Plantae
CLASSE:	<u>Magnoliopsida</u>
ORDRE:	<u>Brassicales</u>
FAMILLE:	<u>Brassicaceae</u>
GENRE:	<u>Lepidium</u>
ESPECE:	<i>sativum</i>
RANG:	Espèce
DESCRIPTEUR:	Linné
ANNEE DESCRIPTION:	<u>1753</u>
NOM SCIENTIFIQUE:	<i>Lepidium sativum</i>
BASIONYME:	<i>Lepidium sativum</i>
SYNONYMES:	<i>Arabis chinensis, Cardamon sativum, Crucifera nasturtium, Lepia sativa, Lepidium obovatum, Nasturtium crispum, Nasturtium sativum, Thlaspi nasturtium, Thlaspi sativum, Thlaspidium sativum</i>
NOMS COMMUNS:	(fr) Cresson alénois, Passerage cultivée (en) Garden cress, Mustard cress, Garden pepper cress, Pepperwort, Pepper grass

[https://www.aquaportail.com/fiche-plante-3760-lepidium-sativum.html#:~:text=Lepidium%20sativum%20\(cresson.de%20cresson%20moutarde.](https://www.aquaportail.com/fiche-plante-3760-lepidium-sativum.html#:~:text=Lepidium%20sativum%20(cresson.de%20cresson%20moutarde.)

3.2.1 . La Description

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

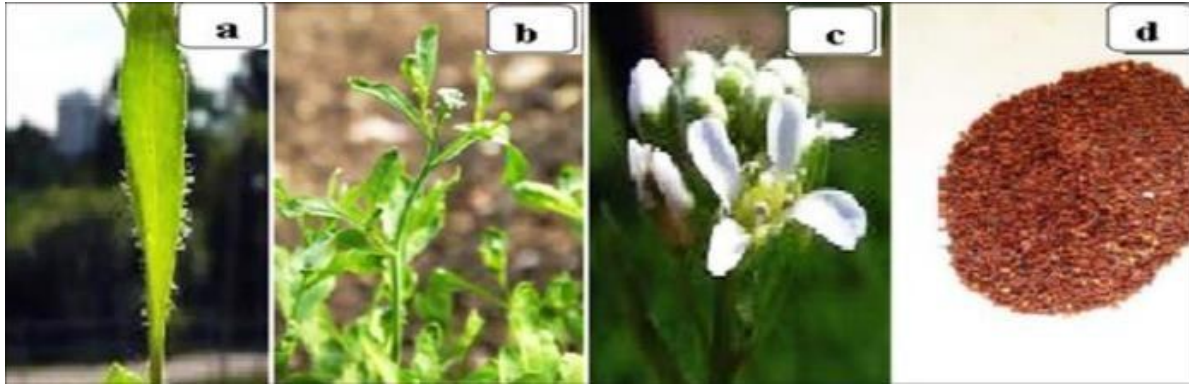


Figure 09 : Aspect morphologique de *Lepidium sativum* a:feuilles ; b:tiges ; c:fleurs ;d:graine
(Grubben et al., 2005)

3.2.2 Répartition géographique du genre *cresson alénois* :

L'origine du *cresson alénois* est assez floue : Afrique du Nord ou de l'Est, MoyenOrient, 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. On le cultive aujourd'hui dans le monde entier, y compris la plupart des pays africains, mais surtout à petite échelle dans les jardins familiaux. On le trouve aussi dans la nature, échappé des cultures, mais on ne sait pas s'il existe quelque part à l'état sauvage (Gregory, 2007).




Figure 10 : Carte géographique situant de *Lepidium sativum* (Gregory, 2007)

3.2.3. Importance économique et usages traditionnel

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

3.2.6 . Vertus médicinales de *Lepidium sativum*

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



**Chapitre 04 : Matériels et
méthodes**

4.1. Objectif de l'expérimentation

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

4.2. Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé dans cette expérimentation a été des graines d'*Astragalus armatus* une Fabaceae, récoltées durant le mois d'Avril 2022 dans les parcours steppiques de Laghouat, c'est une plante spontanée qui pousse dans les parcelles anciennement cultivées et sur pâturées; et aussi des graines du cresson alénois commercialisées dans la ville de Laghouat (année 2021), c'est une plante cultivée qui appartient à la famille des brassicaceae , l'aspect des graines des deux espèces est présenté dans la fig.10 et la figure 11 .



Figure 11: Les graines d'*Astragalus armatus* (originale, 2022).



Figure12.: Les graines de *Cresson alénois* (originale 2022)

4.2. Préparation des solutions du métal lourd testé (Cd)

Nous avons préparé une solution mère de Cd, en pesant 0,8g/l de CdCl₂ dissous dans l'eau distillée. Nous avons dilué cette solution à chaque fois pour obtenir les concentrations suivantes :0,001, 0,002, 0,005, de Cd. La solution dépourvue du Cd est considérée comme témoin (0 g/l).

Nous avons choisi ces doses par référence aux normes indiquées par Baize (1997), précisant que les doses du Cd dans le sol qui provoquent des fortes anomalies chez les végétaux sont de 2 ppm à 7 ppm.

4.3. 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.

4.4 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

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 boites de Pétri de 10 cm de diamètre, qui contiennent une double couche de papier absorbant.

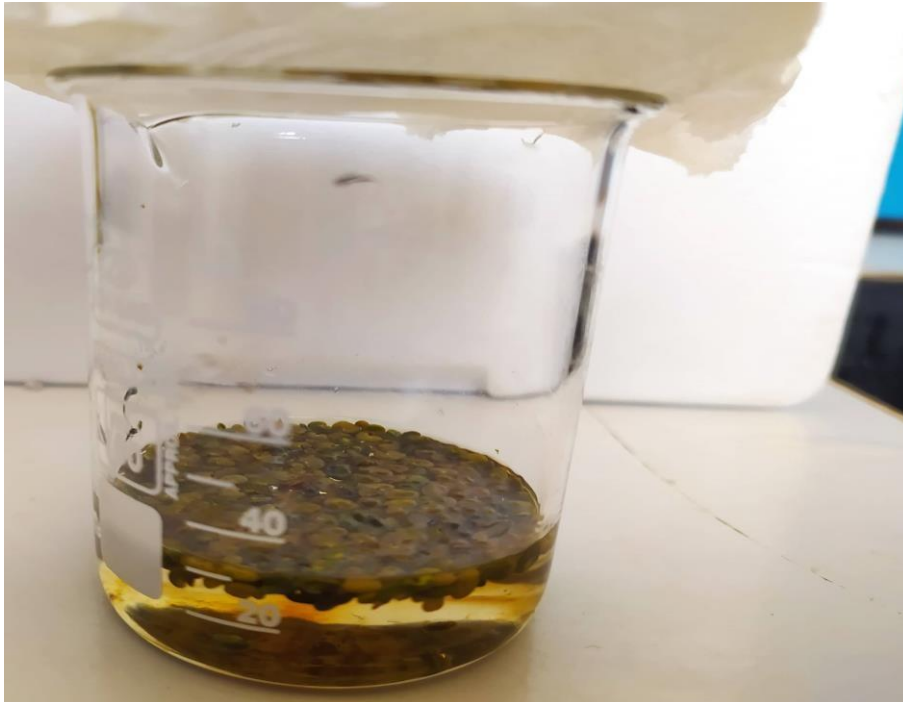


Figure 13 : Scarification chimique des graines d'*Astragalus armatus* dans l'acide sulfurique (originale, 2022).

4.4 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 Cd à 4 niveaux (0,001g/l, 0,002g/l, 0,005g/l et 0g/l).

Selon la disponibilité des graines et selon la taille des graines, nous avons mis dans chaque boite de Pétri 10 graines pour l'astragale et 25 graines pour le cresson. Le schéma du dispositif expérimental est présenté dans la figure 12.









Doses du Cd (4 niveaux)				
Espèce	0g/l	0,001 g/l	0,002g/l	0,005 g/l
Espèce 1 : <i>Astragalus armatus</i>	10	10	10	10
	10	10	10	10
	10	10	10	10
	10	10	10	10
Espèce 2 : Cresson alénois	25	25	25	25
	25	25	25	25
				
				

Figure14 : 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 Cd. Après installation du dispositif expérimental chez les deux espèces, ce dernier est présenté dans la figure 13, Toutes les graines ont été mises à germer dans une température de 25°C, un comptage journalier des graines germées a été réalisé durant 12 jours de suivi, jusqu'à l'arrêt de la germination.

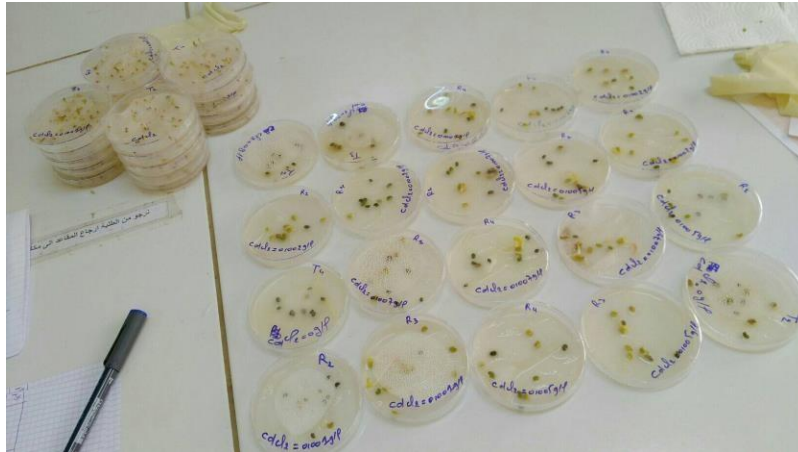


Figure15 : Photo du dispositif expérimental d'*A. armatus*

4.5 Les paramètres mesurés

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

4.5.1 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.

4.5.2 La cinétique de la germination

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

4.5.3 La durée médiane de la germination

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

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

Avec :

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

4.5.4 L'indice de vigueur de semis (SVI)

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

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

Avec :

L_r : la longueur de racine (cm).

L_s : la longueur de la pousse (cm).

GP : pourcentage de germination des graines.

Dans la figure14 et la figure 15, nous avons présenté la méthode adoptée pour mesurer, la longueur des racines et des parties aériennes sur papier millimétré.

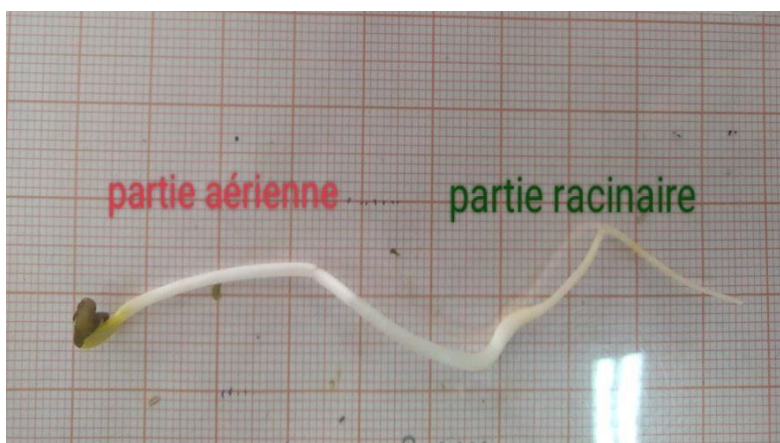


Figure16. : mesure de la longueur de la racicule et de la pousse après 12 jours de La germination des graines de *A. armatus* (originale, 2022)



Figure17. : mesure de la longueur de la racicule et de la pousse après 7 jours de La germination des graines du *Cresson alénois* (originale, 2022)

4.6 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 05 :
Résultats et discussion

5.1 Résultats

5.1.1 Effet du cadmium sur les paramètres de germination des graines d'*Astragalus armatus*

5.1.1.1 Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines d'*Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du Cadmium sur la cinétique de germination des graines de l'*Astragalus armatus* par jour sont présentés dans la figure 16.

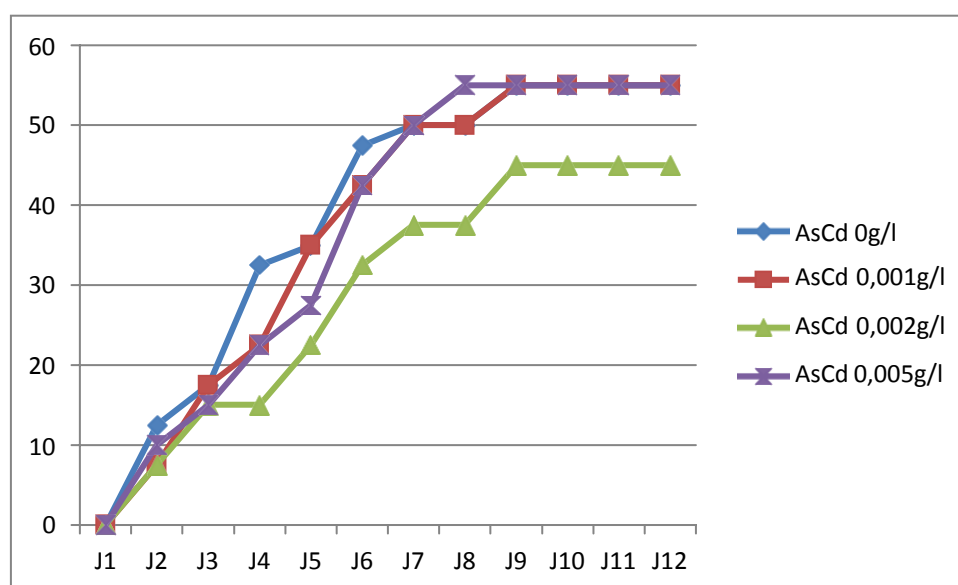


Figure 18: Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines d'*Astragalus armatus*

Sous toutes les concentrations du Cd testées, les graines ont atteint leur max de germination au bout de 9 jours. La cinétique de germination des graines la plus lente a été constatée chez la dose de 0,002g/l du cadmium, par ailleurs la cinétique de germination a été presque identique et plus rapide chez les doses de 0g/l, 0,001g/l, 0,005g/l.

5.1.1.2 Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines de *Lepidium sativum*

Les résultats de l'effet du Cadmium sur la cinétique de germination des graines de *Lepidium sativum* par jour sont présentés dans la figure 17.

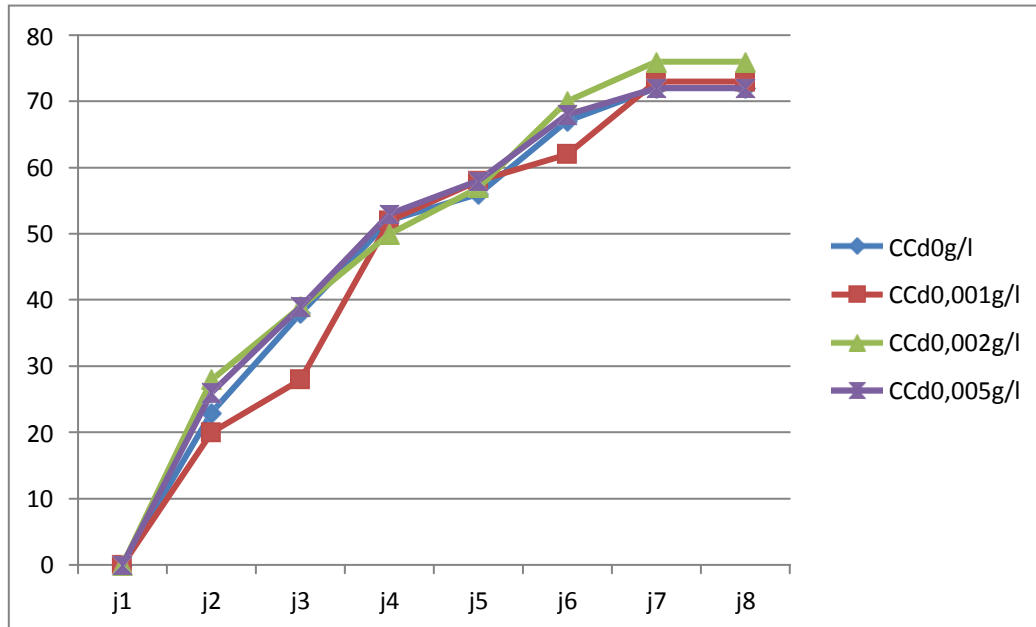


Figure 19: Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines de *Lepidium sativum*

Pour toutes les doses du Cd, les graines ont atteint leur maximum de germination au bout de 8 jours. Nous avons constaté que la cinétique de germination a été identique pour toutes les concentrations testées du Cd.

5.1.1.3 Effet du Cd sur le taux de germination des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Les résultats de l'effet du Cadmium sur la durée médiane de germination des graines de *Astragalus armatus* et *Lepidium sativum* par jour sont présentés dans la figure 18.

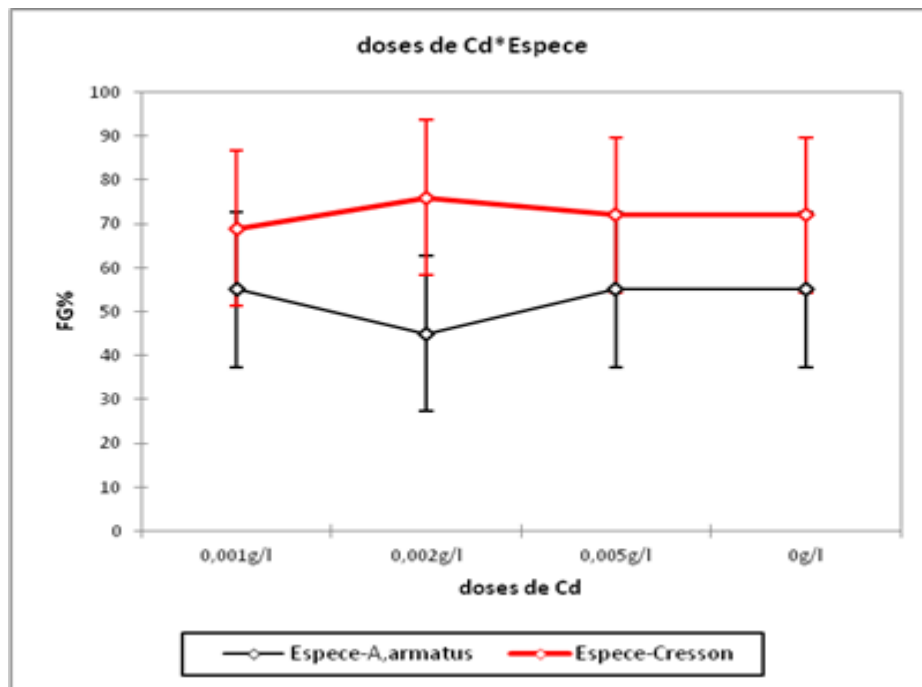


Figure 20 : Effet des doses du Cd sur le taux de germination des graines *A,armatus* et *Lepidium sativum*

Pour le facteur espèce, L'ANOVA a révélé une différence hautement significative ($P=0.003$), le cresson a présenté une moyenne de 72,25 % pour ce paramètre, et a été classé en un seul groupement statistique (B), l'*A,armatus* a présenté un taux de germination inférieur (52,5 %), classé statistiquement en un groupe homogène (A).

5.1.1.3 Effet du Cd sur la durée médiane (j) de germination des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Les résultats de l'effet du Cadmium sur la durée médiane de germination des graines de l'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum* par jour sont présentés dans la figure 19.

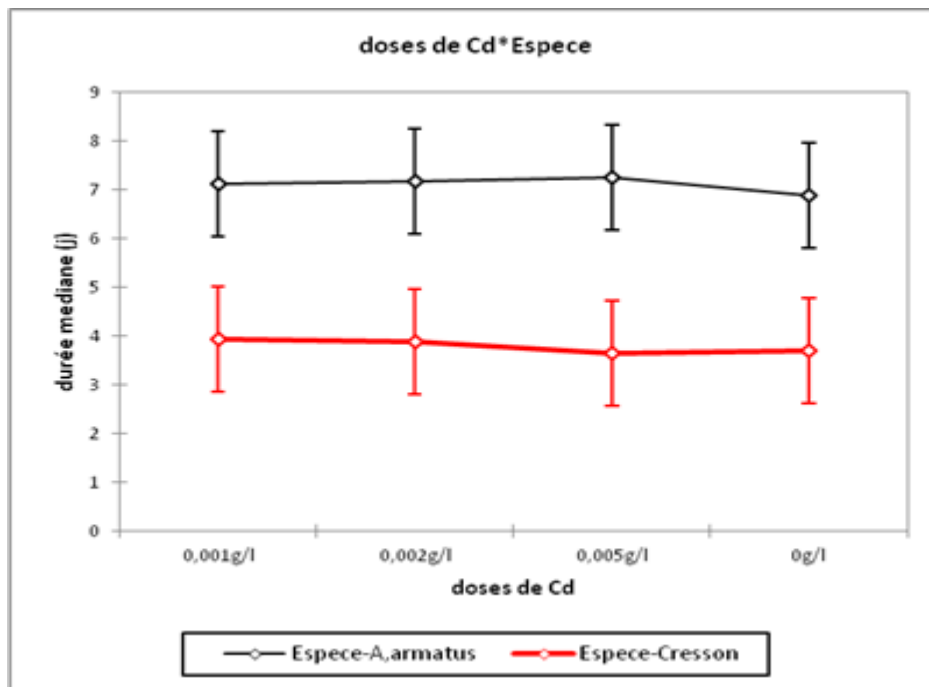


Figure 21 : Effet du Cd sur la durée médiane (j) de germination des graines d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Selon l'analyse de la variance dans l'annexe 1.2, Pour le facteur espèce, L'ANOVA a révélé une différence hautement significative ($P=0.0001$), le cresson a présenté une moyenne de 3,78 jours pour ce paramètre, et a été classé en un seul groupement statistique (A), l'*A.armatus* a présenté une durée médiane supérieure 7,10 jours, classé statistiquement en un groupe (B). Pour le facteur dose, l'ANOVA a été non significative pour ce paramètre.

5.1.1.3 Effet du Cd sur la longueur de la partie aérienne des graines germées d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Les résultats de l'effet du Cd sur la longueur partie aérienne de germination des graines de l'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum* par jour sont présentés dans la figure 20.

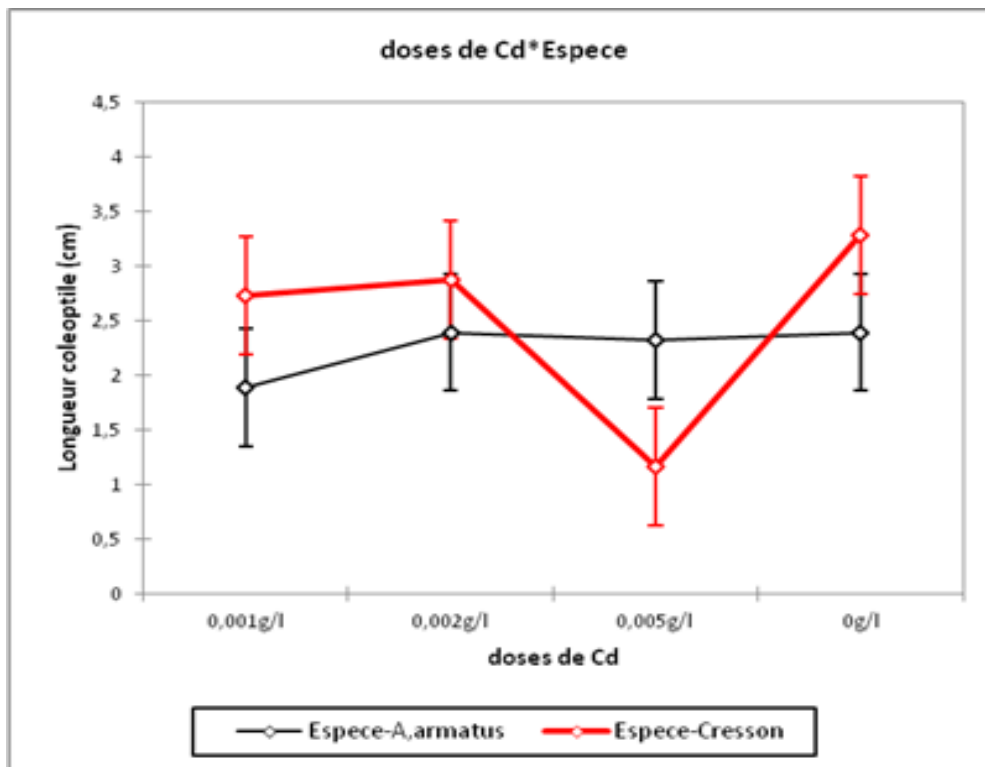


Figure 22 : Effet du Cd sur la longueur de la partie aérienne des graines germées d'*Astragalus armatus* et *Lepidium sativum*

Selon L'analyse statistique de la variance présentée dans l'annexe 1.3, Pour le facteur espèce, L'ANOVA a révélé une différence non significative ($P=0,17$), le cresson a présenté une moyenne de 3.5 cm, l'*A.armatus* a présenté une moyenne de 3 cm pour la longueur de coléoptile.

L'interaction dose-espèce l'ANOVA a été très hautement significative ($P =0,002$), il apparait que la dose 0.005g/l du Cd a présenté les plus faibles croissances chez le cresson 1,6 cm classé statistiquement en un groupe A, et chez l'astragale (ABC), par ailleurs le témoin sous la dose 0g/l (groupe C) a présenté la plus haute moyenne de croissance 3,28 cm chez les deux espèces, les autres doses ont présenté des valeurs intermédiaires.

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

Les résultats sur la longueur de la partie racinaire des graines germées d'espèce: *A. armatus* et le cresson alénois, sous l'effet des doses du Cd sont présentés dans la fig.21.

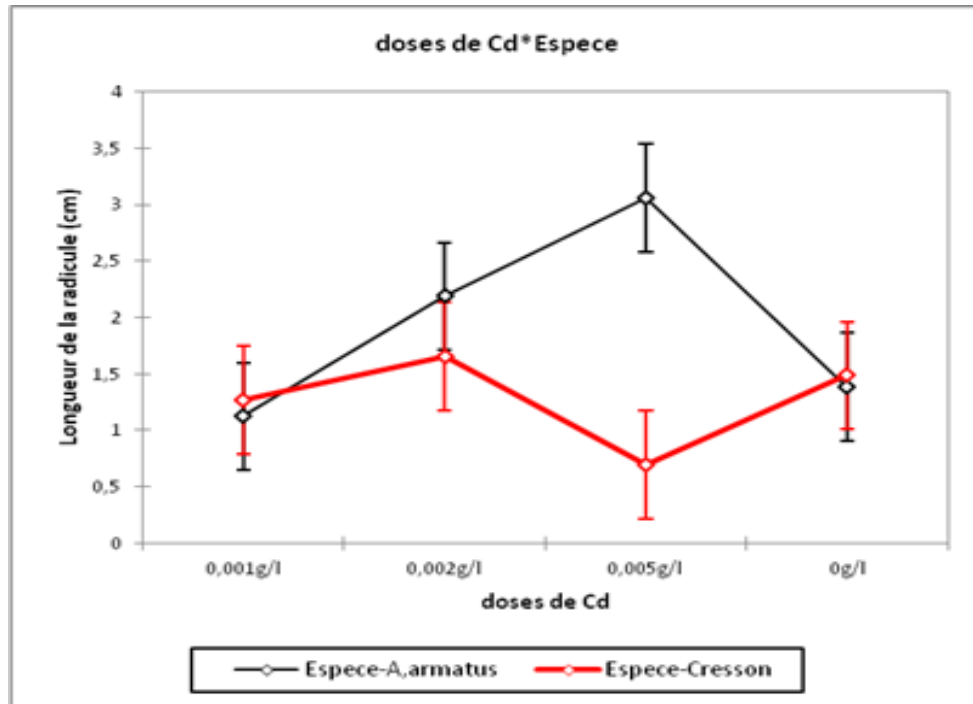


Figure 23 : Effet des Doses du Cd sur la longueur de la partie racinaire des graines germées d'*A. armatus* et le *cresson alénois*

L'analyse statistique de la variance présentée dans l'annexe 1.5, a révélé une différence très hautement significative ($P=0,0001$) pour l'interaction dose espèce, nous avons constaté que les doses 0.005g/l a présenté la plus faible longueur racinaire chez le cresson (0.69 cm classé en groupe statistique A), par ailleurs ces mêmes doses ont présenté les plus longues racines chez l'astragale (3.05cm, classé en un groupe C). Les autres doses ont présentées des valeurs intermédiaires

5.1.1.4. Effet du Cd sur L'indice de vigueur de germination des graines de *Astragalus armatus* et le cresson alénois

Les résultats du L'indice de vigueur de germination des graines d'espèce: *A. armatus* et le *cresson alénois*, sous l'effet des doses du Cd sont présentés dans la fig.22.

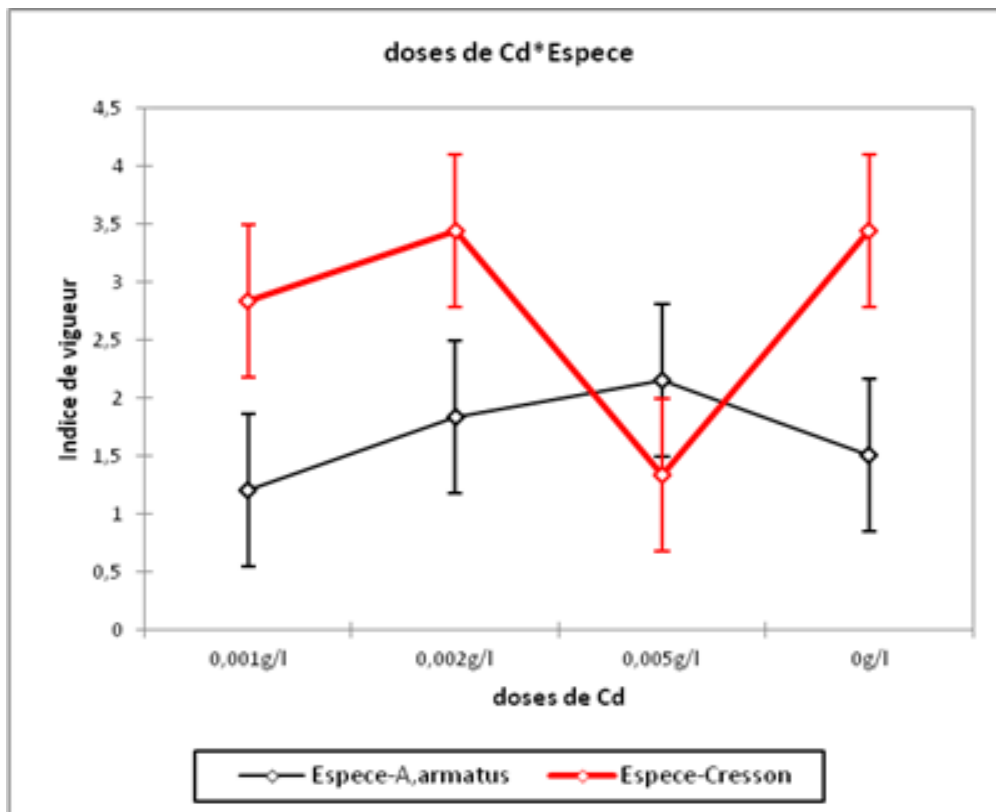


Figure.24 : Effet des doses du Cd sur l'indice de vigueur de germination des graines de *l'A. armatus* et le *cresson alénois*

L'analyse statistique de la variance présentée dans l'annexe 1.5, a révélé une différence très hautement significative ($P=0,005$), pour le facteur doses de Cd et espèce, il a été constaté que, les doses de 0,005 g/l a présenté les plus basses moyennes comme indice de vigueur, les moyennes oscillées entre 0.69 chez le cresson , regroupées en un groupe homogène A. le cresson apparait moins tolérant au Cd que l'astragale pour les doses 0.005g/l du Cd, ce dernier a présenté la moyenne la plus élevée (3,05)

Pour le facteur espèce, L'ANOVA a révélé une différence très hautement significative ($P=0,0001$), le cresson a présenté une moyenne de 2.1, l'*A.armatus* a présenté un indice de vigueur de 4.1.

5.2 Discussion

En comparant les paramètres de germination et de levée des deux espèces , sous les différentes doses étudiées , allant de 0 à 5ppm de Cd, nous avons constaté que l'astragale est plus tolérant au Cd que le cresson qui a été limité à 5ppm ;

Il semble que le Cd à des doses de 5ppm, n'a pas été néfaste sur le taux de germination et la durée médiane chez les deux espèces ;

Selon les normes internationales(Baize,1997), bien que le cresson tolère une dose de 2ppm de Cd , une dose plus élevée est non tolérée , par ailleurs l'astragale semble tolérer cette dose , et encore mieux que celle du témoin .

Nos résultats ont bien démontré l'effet phytoremédiateur de l'Astragale vis-à-vis du cadmium, et surtout dans la croissance racinaire.

Les plantes soumises à des conditions de stress sont les plus susceptibles d'être affecté négativement par une forte concentration de métaux. La toxicité du plomb et du cadmium est devenue important en raison de leur augmentation constante dans l'environnement.

Selon Shafiq *et al.*, (2008), le traitement au cadmium a diminué la germination des graines et la croissance de *Leucaena leucocephala* sous une dose de 50 ppm de Cd. La diminution de la germination des graines de *L. leucocephala* peut être attribuée à la dégradation accélérée des matières alimentaires stockées dans les semences par l'application de plomb et de cadmium. La réduction de la germination des graines peut également être attribuée aux altérations des propriétés de perméabilité de sélection des membranes cellulaires.

Par ailleurs, Aucune fonction biologique n'est connue pour le Cd (**Zorrig, 2011**). Cependant, cet élément est absorbé et accumulé par les plantes. L'accumulation du Cd provoque une profonde perturbation de la croissance et du développement des plantes, ce qui se manifeste par des signes de toxicité (**DalCorso et al., 2008**). Ces effets pourraient être liés, entre autres, à une altération de l'absorption et de la distribution des éléments minéraux indispensables pour le fonctionnement de la plante (**DalCorso et al., 2008**) , pour nos résultat le Cd n'a pas affecté ce paramètre de germination, par ailleurs nous avons constaté des brûlures aux apex des racicules. Dans notre expérience nous avons limité les doses à 5 ppm selon les normes internationales citées par Baize (1997), à ne pas dépasser et qui ont été limité à 2 ppm pour des anomalies modérées, et à 7 ppm pour des fortes anomalies .

En générale les racines sont les plus sensibles aux métaux lourds par rapport à d'autres organes végétaux, parce qu'elles sont les premières cibles de passage et d'accumulation de

Chapitre 05 : Résultats et discussion

ces métaux (**Seregin et Ivanov, 2000**), particulièrement, les racines primaires qui sont plus sensibles que les racines latérales (**Obrouscheva et al., 1998**). Ceci est due probablement à l'inhibition de la division des cellules racinaires (Eun et al., 2000), et de l'élongation des cellules (**Malkowski et al., 2002**) comme il a été montré chez *Lemna minor* (**Samardakiewicz et Wozny, 2005**) et chez plusieurs espèces, comme *Triticum sativum* (**Dey et al., 2007**).

Selon shafiq et al., (2008), Le traitement au cadmium a montré une plus grande toxicité sur la croissance des racines de *L. leucocephala*, la réduction de la longueur des racines dans les traitements métalliques pourrait être due de cellules mitotiques réduites dans la zone méristématique des racines. Lerda (1992) a fait des observations similaires sur les racines *Allium cepa*. Ces constatations confirment que le traitement des métaux a réduit la fréquence des cellules mitotiques en zone méristématique et sont responsables de l'inhibition de la croissance des racines. La raison des différentes réponses de la croissance des semis et des racines aux métaux lourds n'est pas connue, mais pourrait être dû à une accumulation rapide de métaux lourds dans la racine que dans la pousse ou à un taux plus rapide de désintoxication dans la pousse que dans la racine. Renjini et Janardhanan (1989) a observé que le taux de croissance des racines, la pousse et la formation de la racine latérale ont été retardées avec l'augmentation de la concentration en acétate de cadmium chez la cacahuète. Breckle et Kahile (1992) ont rapporté qu'un traitement combiné de 20 ppm de plomb et 1 ppm de cadmium a fortement réduit la croissance des jeunes racines de *Fagus sylvatica* que dans le traitement où les métaux ont été appliqués séparément. Les résultats pour la croissance racinaire que nous avons obtenu, ont montré que le cresson alénois a été affecté négativement pour ce paramètre à la dose de 5 ppm, cette dernière au contraire a été très favorable à la croissance racinaire de l'Astragale qui a même dépasser le témoin (0ppm de Cd). Par ailleurs la dose 5ppm de Cd n'a pas eu un effet marquant sur la croissance de la partie aérienne chez l'astragale.

L'Astragalus armatus, est une plante qui possède une très grande adaptation en milieux dégradés, ces tiges ensevelies par le sable éolien (micro-nebkhas), sont capables d'émettre des racines adventives leur permettant d'extraire les réserves hydriques superficielles, et de bénéficier par conséquent des faibles précipitations, fréquentes en zone aride (**Button & Ben-Asher, 1983**). La structure du système racinaire d '*Astragalus armatus* lui confère donc un avantage dans la compétition vis-à-vis des autres espèces, et en particulier de *Rhanterium suaveolens*. Une meilleure utilisation des réserves hydriques du milieu permet à ce taxon de

Chapitre 05 : Résultats et discussion

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 & 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)**.

La phytoremédiation est l'utilisation de plantes pour éliminer ou dégrader les contaminants organiques et inorganiques du sol et de l'eau (**Suthan et Suthersan, 2001**). Et ce par l'ajustement osmotique qu'il est l'un des mécanismes adaptatifs principaux des halophytes, qui comporte l'accumulation des molécules en réponse à un stress (**Zhang et al., 1999**) grâce à l'induction des gènes impliqués dans la synthèse des acides aminés comme la proline (**Szabados et Savouré, 2009**), des sucres solubles (**Zerrad, 2006 ; Bouchoukh, 2009 ; Azzouz, 2011**), et aussi dans la synthèse des protéines totales (**Zerrad, 2006**). En outre, les espèces végétales développent un système antioxydants par l'utilisation des polyphénols et flavonoïdes, plusieurs espèces appartenant au genre *Atriplex* sont bien adaptées à des conditions environnementales extrêmes et peuvent présenter des propriétés accumulatrices de métaux lourds (**Martinez et al., 2003**).



Conclusion

Conclusion générale

Notre synthèse a consisté à étudier l'effet du cadmuim sur les paramètres de germination de l'astragale et du cresson, ainsi qu'à étudier la capacité de ces plantes à se développer dans des environnements contaminés par des métaux lourds, ce qui a abouti aux résultats suivants : La cinétique de germination des graines d'astragale la plus lente a été observée à des doses de cadmuim 0,002 g/l . De plus, la cinétique de germination des graines la plus rapide a été observée dans les graines à la dose de 0 g/l, 0,001 suivie de 0,005 g/l de cadmuim. Pour toutes les doses du Cd, les graines ont atteint leur maximum de germination au bout de 8 jours. Nous avons constaté que la cinétique de germination a été identique pour toutes les concentrations testées du Cd.

Pour le facteur espèce, le cresson a présenté une moyenne de 3.5 cm, l'*A.armatus* a présenté une moyenne de 3 cm pour la longueur de coléoptile.

En ce qui concerne le facteur des doses de Cd sur la longueur des racicules chez les deux espèces, nous avons constaté que les doses 0.005g/l a présenté la plus faible longueur racinaire chez le cresson 0.69 cm par ailleurs ces mêmes doses ont présenté les plus longues racines chez l'astragale 3.05cm.

Les résultats de notre étude montrent que l'astragale et le cresson peuvent germer dans des milieux pollués par le cadmuim. Par conséquent, la culture de ces espèces peut être recommandée pour la phythostabilisation des sites pollués par les métaux, qui pourrait être établie par ensemencement.

La cinétique d'imbibition, le taux de germination et la cinétique de croissance des racines seraient des marqueurs intéressés pour le criblage d'écotypes tolérants aux métaux pendant la germination.

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

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 cadmuim chez les deux espèces, et ce afin de voir les mécanismes de la phytoremédiation.



**Références
bibliographiques**

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- Adriano DC (2001)** Trace elements in terrestrial environments: biogeo-chemistry, bioavailability and risks of metals 2nd. ed. New York ; Springer.
- Ahemad M, Khan MS (2012)** Effet des fongicides sur les activités de pro-mulation de la croissance des plantes de *Pseudomonas putida* solubilisant le phosphate et isolé de la rhizosphère de la moutarde (*Brassica compestris*). *Chemosphere* 86:945-950
- Al-Kashman O et Shawabkeh RA, (2006)**. Distribution des métaux dans les sols autour d'une cimenterie dans le sud de la Jordanie. Editions Elsevier. *J Environ Pollut* (140):387-394
- Alkorta I, Hernandez-Allica J, Becerril JM, Amezaga I, Albizu I et Garbisu C., (2004)**. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic. *Environ Sci Biotechno.* 3 :71-90.
- Andriamiharivo N. M. (2013)** Phytodisponibilité Et Phytotoxicité Des Ions Zn^{2+} Dans Une Cressonnière. Mem.DEA, Dép. de Chimie Minérale et Chimie Physique, Univ. d'Antananarivo MADAGASCAR, 83p
- Ann-Peer W., Baxter I.R., Richards E.L., Freeman J.L et Murphy A.S., (2003)**. *Aquatic Botany*. 83, 289-295
- Baize, D., 1997**. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Éditions, Paris, 410 p.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D., Smith, J.A.C., (1999)**. Metal hyperaccumulator plants: a review of ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted soils. Ed. Terry N and Banuelos G. Lewis Publishers Boca Raton, London, New York, Washington, 85-107.
- Bansal, P., Sharma, P. & Dhindsa, K. (2001)** Impact of Pb^{2+} and Cd^{2+} on activities of hydrolytic enzymes in germinating pea seeds. *Ann. Agri- Bio. Res.*, 6: 113-122.
- Bansal, P., Sharma, P. & Goyal, V. (2002)** Impact of lead and cadmium on enzyme of citric acid cycle in germinating pea seeds. *Biol. Plant*, 45:125-127.
- Bapd 2021** : African Plant Database (version 3.4.0). Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève and South African National Biodiversity Institute, Pretoria, "accès [26 juin 2021] < <http://africanplantdatabase.ch> >.
- Bermudez GMA, Moreno M, Invernizzi R, Plà R, Pignata ML (2010)** Heavy metal pollution in topsoils near a cement plant : the role of organic matter and distance to the source to predict total and HCl- extracted heavy metal concentrations. *Chemosphere* 78:375-381
- Blum WE. 1990**. Pollution des sols par métaux lourds. Sixième conférence ministérielle européenne sur l'environnement. Bruxelles.
- Breckle, S.W; Kahile, H (1992). Effects of toxic heavy metals, Cd, Pb on growth and mineral nutrition of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Vegetatio*, 101: 43-53.
- Brooks, R.R., Lee, J. Reeves, R.D. and Jaffré, T., (1977)**. Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration* 7: 49-57.
- Brown P.H., Welch R.M., Cary E.E. (1987)**. Nickel: a micronutrient essential for higher plants. *Plant Physiol*. 85, 801-803.
- Button B. J. & Ben-Asher J. (1983)**. Intensity-duration relationships of desert precipitation of Avdat, Israel. *J. Arid Env.*, 6 : 1-12.

Références bibliographiques

- Carlson, C.L., Adriano, D.C., Sajwan, K.S., Abels, S.L., Thoma, D.P. & Driver J.T. (1991).** Effects of selected trace metals on germinating seeds of six plant species. *Water, Air, Soil Pollut.*, 59: 231-240.
- CASAS Stello (2005).** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat : Océanologie biologique, Environnement marin, 314p
- 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", *Ecologiamediterranea*, V. 23, n°314, : 45-52.
- Chaignon V., (2001).** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse : Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement : Système Terre, Université d'Aix-Marseille
- Chaussant R, Le Deunff Y., (1975).** La germination des semences .Ed. Bordars, Paris, 232p.
- Cheng, F.; Zhao, N.; Xu, H.; Li, Y.; Zhang, W.; Zhu, Z.; Chen, M. Cadmium and lead contamination in japonica rice grains and its variation among the different locations in southeast China. *Sci. Total Environ.* 2006, 359, 156–166.
- Chugh, L.K. & Sawhney, S.K. (1999)** Effect of cadmium on germination, amylases and rate of respiration of germinating pea seeds. *Environ. Pollut.*, 92: 1-5.
- CIRC (2006)** . Centre International de Recherche sur le Cancer. Évaluation des risques de cancérogénicité pour l'Homme. Dérivés inorganiques et organiques du plomb. 87 :5-12
- CODEX Alimentarius. General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed. CXS 193-1995. Available online: http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/shproxy/en/?lnk=1&url=https%3A%2F%2Fworkspace.fao.org%2Fsites%2Fcodex%2Fstandards%2FCXS+193-1995%2FCXS_193e.pdf (accessed on 10 July 2021).
- Côme D., 1970-** Les obstacles à la germination (monographie et physiologie végétale). Masson et Cie (Ed.) Paris, 162p.
- Côme D., 1982 -** Germination (Chapitre 2), dans Croissance et développement - Physiologie Végétale II, Collection des Méthodes, Herman, Paris, pp : 129-225.
- Crine M, (1993),** Le traitement des eaux industrielles chargées en métaux lourds. *Turbune de l'eau*, N°.561 : 3-19.
- DalCorso (2008).** How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression. *J Integr Plant Biol* 50: 1268-1280
- Dey S. K., Dey J., Patra S., Pothal D., (2007).** Changes in the antioxidative enzyme activities and lipid peroxidation in wheat seedlings exposed to cadmium and lead stress. *Braz. Journal of Plant Physiology*.19, 53–60
- Deysson G., (1967)** Physiologie et biologie des plantes vasculaires, croissance, production, écologie, physiologie. Ed Société d'édition déneigement supérieur. Paris, 335p
- Di Ben Edetto M, 1997,** Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation. Dossier SAM, les métaux lourds. Axe " Génie des Procédés", centre SPIN, Ecole des Mines de Saint-Etienne. 49p
- EDTA- assisted Pb phytoextraction. *Chemosphere.* 74 : 1279-1291. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, New York, Oxford.
- EPA., (2000).** Etats-Unis. United States Environmental Protection Agency (EPA). Introduction to phyteremediation. Cincinnati, OH, 104 p.(EPA/600/R-99/107)
- EPA/540/S-01/500, 36 p. [En ligne]
http://clu.in.org/download/remed/epa_540_s01_500

Références bibliographiques

- ERNST, W.H.O. (1998).** Effects of heavy metal in plants at the cellular and organismic level ecotoxicology. Pp 587-620 in: S. Gerrit & M. Bernd (eds.). Bioaccumulation and biological effects of chemicals. III. John Wiley & Sons and Spektrum Akademischer Verlag.
- Eun SO, Shik Youn H, Lee Y., (2000).** "Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*." *Physiologia Plantarum* **110**: 357-365.
- Foy (1978).** The physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology*, 29(1), 511–566
- Freiberg, L., Nordberg, G.F. et Vouk, B., 1979.** Handbook on the toxicology of metals.
- 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
- Ghosh, M.; Singh, S., (2005).** A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J Energy Environ*, 6, (4), 18.
- Godt J., Scheidig F., Grosse-Siestrup C., Esche V., Brandenburg P., Reich A. et Groneberg D., (2006).** The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health.
- Guyot L., (1978)-** La biologie végétale. 4ème édition. Collection "que sais-je ". Presses Universitaires de France, 127p.
- Huang, R.; Dong, M.; Mao, P.; Zhuang, P.; Paz-Ferreiro, J.; Li, Y.; Li, Y.; Hu, X.; Netherway, P.; Li, Z. Evaluation of phytoremediation potential of five Cd (hyper)accumulators in two Cd contaminated soils. *Sci. Total Environ.* 2020, 721, 137581.
- Ingersoll, C.G., MacDonald, D.D., Wang, N., Crane, J.L., Field, L.J., Haverland, P.S., Kemble, N.E., Lindskoog, R.A., Severn, C. et Smorong, D.E., (2000).** Prediction of sediment toxicity using consensus. INRA Éditions, Paris. France. 408p.
- J. Environ Manage* (183) 229-235
J. Occup. Med. Toxicol. 1: 22-27.
- Jeam P., Catmrine T. et Giues L., (1998)-** Biologie des plantes cultivées. Ed. L'Arpers, Paris, 150p.
- Jeder H., De Lajudie P., Dreyfus B., Le Fl och E., Behaeghe T. & Zaafouri M., (1996).** Etude de la nodulation des légumineuses pastorales autochtones des régions arides de Tunisie. *Revue des Régions Arides*, 9 : 3-10
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., (2001).** Trace elements in soils and plants. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.
- Khan M.A, (2002) ,** Halophyte seed germination: Success and Pitfalls. In: Hegazi A.M., ElShaer H.M., El-Demerdashe S., Guirgis R.A., Abdel Salam Metwally A., Hassan F.A., Khashaba H.E. (Eds.) Optimum resource utilization in salt affected ecosystems in arid and semi-arid regions. International symposium, Desert Research Center, Cairo, Egypt pp. 346-358.
- Kranner, I. & Colville, L. (2011).** Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environ. & Exper. Bot.*,72: 93-105
- Kumar PN, Dushenkov V, Motto H, Raskin I (1995)** Phytoextraction : the use plant storemove heavy metals from soils. *Environmenta lscience & amp; technology* 29
- Lerda, D (1992).** The effect of lead on *Allium cepa* L. *Mutation Res.* 231: 80-92.
- Li, K.; Yang, B.; Wang, X.; Xu, X.; Gao, Y.; Zhu, Y. Dual effects of biochar and

Références bibliographiques

- hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. on the remediation of Cd-contaminated soil. *Peer J.* 2019, 7, e6631.
- Lim J M, Salido A L, Butcher D J, (2004).** Phytoremediation du plomb à l'aide de lamouarde indienne (*Brassica Juncea*) avec EDTA et électrodes. *J. Microchem* (76) 3-9.
- Lombi E, Zhao FJ, Dunham SJ, McGrath SP (2001)** Phytoremediation of heavy metal contaminated soils : natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. *J EnvironQual* 30 :1919-1926.
- Mahmood, S., Hussain, A., Saeed, Z. & Athar, M. (2005).** Germination and seedling growth of corn (*Zea mays* L.) under varying levels of copper and zinc. *Int. J. Environ. Sc. Tech.*,2: 269-274.
- Makowski E, Kita A, Galas W, Karcz W, Kuperberg JM., (2002).** "Lead distribution in corn seedlings (*Zea mays* L.) and its effect on growth and the concentration of potassium and calcium." *Plant Growth Regulation* 37 :69-76.
- Mallem H. (2018)** : Etude du potentiel de la végétation steppique dans la lutte contre la déflationéolienne. Thèse doctorat en sciences agronomiques , Univ.Blida1, Algerie , 129p.
- Marschner H (1995)** Mineral Nutrition of Higher Plants, 2nd edn. London, UK, Academic Press. 889 p.
- Mazliak P., (1982).** – Croissance et développement. *Physiologie végétale II.* Hermann Ed, Paris, Collection Méthodes, 465p
- Mazliak., P. 1982-** *Physiologie végétale, croissance et développement. Tome 3.* Ed. Hermann éditeurs des sciences et des arts, collecte méthodes, Paris, 420p.
- McGrath, S., (1998).** Phytoextraction for soil remediation. In *Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*, Brooks, R., Ed. CAB International: New York,; pp 261- 288.
- Meers E et Tack F., (2004).** The potential of foliar treatments for enhanced phytoextraction of heavy metals contaminated soil. *Remed J.* 14 : 111-123
- Miquel, M. G., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Rapport l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et Technologiques, 365 p.
- Moon, C.S.; Paik, J.M.; Choi, C.S.; Kim, D.H.; Ikeda, M. Lead and cadmium levels in daily foods, blood and urine in children and their mothers in Korea. *Int. Arch. Occup. Environ. Health* 2003, 76, 282–288.
- Morgan J. J. and Stumm W, , (1991)** Chemical process in the environnement, Edit Merian E,VCH, Weinheim, Germany 67-103.
- Munzuroglu O, Geckil H (2002)** Effets des métaux sur la germination des graines, l'élongation des racines et la croissance du coléoptile et de l'hypocotyle chez *Triticum aestivum* et *Cucumis sativus*. *Arch EnvironContam Toxicol* 43 :203-213.
- Nagajyoti PC, Lee KD, Srekanth TVM., (2010).** Heavy metals, occurrence and toxicity forplants: *Environmental Chemistry Letters.* 8: 199-216
- Obroucheva NV, Bystrova EI, Ivanov VB, Antipova OV, Seregin IV., (1998).** "Root growth responses to lead in young maize seedling. " *plant and soil* 200 :55-61.
- Paul Lecomte (1998).** Les sites pollués. Traitement du sol et des eaux souterraines. Tec & Doc, Londres, Paris, New-York, 2^e édition, 1998.
- Peralta J.R., Gardea T.J.L., Tiemann K.J., Gomez E., Arteaga S., Rascon E., Parsons J.G. (2001)** - Uptake and effects of five heavy metals on seed germination and plant growth in alfalfa (*Medicago sativa*) L. *Environmental Contamination and Toxicology*; 66: 727– 737
- Phytoremediation and hyperaccumalator plants. *Int J Phytorem.*5 : 89-103.

Références bibliographiques

- Pilon-Smits E., (2005).** Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology 56: 15-39
- Pivetz, B.E., (2001).** Phytoremediation of Contaminated Soil and groundwater at hazardous waste sites. Ground Water Issue, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development and Office of Soil Waste and Emergency Response,
- Quezel, P. and Santa, S. (1963).** Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques Méridionales. Tome I, C.N.R.S. Paris. 1165p
- Ramade, F., (2000.)** Dictionnaire encyclopédique des pollutions, les polluants de l'environnement à l'homme. Ediscience international, Paris, 50-186 pp..
- Rao K.M., Sresty T.V. (2000).** Antioxidative parameters in the seedlings of pigeonpea (*Cajanus cajan* (L.) Millspaugh) in response to Zn and Ni stresses. Plant Science 157, 113-128
- Raza, A.; Habib, M.; Kakavand, S.N.; Zahid, Z.; Zahra, N.; Sharif, R.; Hasanuzzaman, M. Phytoremediation of cadmium: Physiological, biochemical, and molecular mechanisms. Biology 2020, 9, 177.
- Reichman SM. (2002).** The responses of Plants to Metal Toxicity: A review focusing on copper, Manganese and Zinc, The Australian Minerals & Energy Environment Foundation, Melbourne, 54 p
- Remon E., (2006).** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de biodépollution. Université Jean Monnet, Saint Etienne, 85p
- 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.
- Renjini, M.B.; Janardhanan, K (1989). Effect of heavy metals on seed germination and early seedlings growth of groundnut, sunflower and gingerly. Geobios, 16: 164-170.
- Rout G.R., Sanghamitra S., Das P. (2000).** Effects of chromium and nickel on germination and growth in tolerant and non-tolerant populations of *Echinochloa colona* L. Chemosphere 40, 855-859.
- Saifullah E., Meers Qadir M., Caritat P., Tack F.M.G., Du Laing G. et Zia M.H., (2009).**
- Samardakiewicz S, Wozny A., (2005).** Cell division in *Lemna minor* roots treated with lead.
- Sanders B. M Jenkins K. D; Sunda W. G and Costlow J. D,(1983)** Free cupric ion activity in sea water : effects on methallothionein and growth in crab larvae, science, N°.222 53-55
- Seregin I et Ivanov V., (2000).** "Histochemical Investigation of Cadmium and Lead Distribution in Plants." Russian Journal of Plant Physiology **44** : 791-796.
- Shafiq M., Iqbal M., Athar ZM. , 2008. Effect of lead on germination and seedling growth of . J. Appl. Sci. Manage : 61-66
- 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.
- Soltner D., (2001).** Les bases de la production végétale. Tome III la plante et son amélioration, 3ème édition Paris, 189p.
- Tambasco . 2000.** Phytoavailability of Cu and Zn to lettuce (*Lactuca sativa*) in contaminated urban soils. Canadian Journal of Soil Science 80: 309-317.
- Torresdey J.L., Tiemann K.J., Gomez E., Arteaga S., Rascon E. (2001).** Uptake and

Références bibliographiques

- effects of five heavy metals on seed germination and plant growth in alfalfa (*Medicago sativa* L). *B. Environ. Contam. Toxicol.* 66, 727-734.
- Trasande L, Digangi J, Evers D C, Petrlik J, Buck D G, Samanek J, Beeler B, Turnquist M A, Regan K, (2016).** Implications économiques de L'exposition au mercure dans le contexte du traité mondial sur le mercure: niveaux de mercure dans les cheveux et estimation de la perte de productivité économique dans certains pays en développement.
- 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
- Vijayarengan P. and Mahalakshmi G. (2013).** Zinc Toxicity in Tomato Plants. *World Applied Sciences Journal* 24 (5): 649-653.
- Wang, L.; Cui, X.; Cheng, H.; Chen, F.; Wang, J.; Zhao, X.; Lin, C.; Pu, X. (2015) A review of soil cadmium contamination in China including a health risk assessment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2015, 22, 16441–16452. [PubMed]
- Watanabe, T.; Shimbo, S.; Nakatsuka, H.; Koizumi, A.; Higashikawa, K.; Matsuda-Inoguchi, N.; Ikeda, M. Gender-related difference, geographical variation and time trend in dietary cadmium intake in Japan. *Sci. Total Environ.* 2004, 329, 17–27.
- 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 Pb hyperaccumulator *Brassica pekinensis* Rupr. Department of Environmental Science, Wuhan University, Wuhan, Hubei 430072. People's Republic of China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 60 :285-291.
- Zhong, L.; Lin, L.; Liao, M.; Wang, J.; Tang, Y.; Sun, G.; Liang, D.; Xia, H.; Wang, X.; Zhang, H.; et al. Phytoremediation potential of *Pterocypsela laciniata* as a cadmium hyperaccumulator. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 2019, 26, 13311–13319.

A large, horizontally-oriented orange oval border is centered on the page, enclosing the text.

ANNEXE

Annexes

Annexe 1: Résultats du Test ANOVA à 2 facteurs contrôlés (Doses CdCl₂ et Variété)

1.1 Faculté germinative

Analyse Type III Sum of Squares (FG%) :					
Source	D D L	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espece	1	3120,5000	3120,5000	10,7050	0,0032
doses de Cd	3	49,5000	16,5000	0,0566	0,9819
Espece*doses de Cd	3	349,5000	116,5000	0,3997	0,7545

Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (FG%) :					
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes
A,armatus	52,5000	4,2683	43,6906	61,3094	A
Cresson	72,2500	4,2683	63,4406	81,0594	B

1.2

la durée médiane (j)

Analyse Type III Sum of Squares (durée médiane (j)) :					
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espece	1	87,9720	87,9720	79,7445	< 0,0001
doses de Cd	3	0,3163	0,1054	0,0956	0,9617
Espece*doses de Cd	3	0,2309	0,0770	0,0698	0,9755

Espèce / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (durée médiane (j)) :					
Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
Cresson vs A,armatus	-3,3161	-8,9300	2,0639	< 0,0001	Oui
Valeur critique du d de Tukey :			2,9188		

Annexes

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes	
Cresson	3,7881	0,2626	3,2461	4,3300	A	
A,armatus	7,1042	0,2626	6,5622	7,6461		B

1.3

Longueur de la partie aériennes (cm)

Analyse Type III Sum of Squares (Longueur coleoptile (cm)) :					
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espece	1	0,5417	0,5417	1,9880	0,1714
doses de Cd	3	5,4901	1,8300	6,7164	0,0019
Espece*doses de Cd	3	5,6054	1,8685	6,8576	0,0017

Espece*doses de Cd / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Longueur coleoptile (cm)) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes		
Espece-Cresson*doses de Cd-0,005g/l	1,1600	0,2610	0,6213	1,6987	A		
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,001g/l	1,8917	0,2610	1,3530	2,4303	A	B	
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,005g/l	2,3250	0,2610	1,7863	2,8637	A	B	C
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,002g/l	2,3938	0,2610	1,8551	2,9324		B	C
Espece-A,armatus*doses de Cd-0g/l	2,3938	0,2610	1,8551	2,9324		B	C
Espece-Cresson*doses de Cd-0,001g/l	2,7250	0,2610	2,1863	3,2637		B	C
Espece-Cresson*doses de Cd-0,002g/l	2,8800	0,2610	2,3413	3,4187		B	C
Espece-Cresson*doses de Cd-0g/l	3,2800	0,2610	2,7413	3,8187			C

Annexes

1.3 Longueur de la racine (cm)

Analyse Type III Sum of Squares (Longueur de la racine (cm)) :					
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espece	1	3,5057	3,5057	16,2689	0,0005
doses de Cd	3	2,9740	0,9913	4,6004	0,0111
Espece*doses de Cd	3	8,2743	2,7581	12,7994	< 0,0001

Espece*doses de Cd / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Longueur de la racine (cm)) :					
Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes
Espece-Cresson*doses de Cd-0,005g/l	0,6950	0,2321	0,2160	1,1740	A
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,001g/l	1,1229	0,2321	0,6439	1,6020	A B
Espece-Cresson*doses de Cd-0,001g/l	1,2650	0,2321	0,7860	1,7440	A B
Espece-A,armatus*doses de Cd-0g/l	1,3813	0,2321	0,9022	1,8603	A B
Espece-Cresson*doses de Cd-0g/l	1,4850	0,2321	1,0060	1,9640	A B
Espece-Cresson*doses de Cd-0,002g/l	1,6550	0,2321	1,1760	2,1340	A B
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,002g/l	2,1875	0,2321	1,7085	2,6665	B C
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,005g/l	3,0563	0,2321	2,5772	3,5353	C

1.5 L'indice de vigueur

Analyse Type III Sum of Squares (Longueur de la racine (cm)) :					
Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espece	1	3,5057	3,5057	16,2689	0,0005
doses de Cd	3	2,9740	0,9913	4,6004	0,0111
Espece*doses de Cd	3	8,2743	2,7581	12,7994	< 0,0001

Espece*doses de Cd / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Longueur de la racine (cm)) :

Annexes

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes		
Espece-Cresson*doses de Cd-0,005g/l	0,6950	0,2321	0,2160	1,1740	A		
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,001g/l	1,1229	0,2321	0,6439	1,6020	A	B	
Espece-Cresson*doses de Cd-0,001g/l	1,2650	0,2321	0,7860	1,7440	A	B	
Espece-A,armatus*doses de Cd-0g/l	1,3813	0,2321	0,9022	1,8603	A	B	
Espece-Cresson*doses de Cd-0g/l	1,4850	0,2321	1,0060	1,9640	A	B	
Espece-Cresson*doses de Cd-0,002g/l	1,6550	0,2321	1,1760	2,1340	A	B	
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,002g/l	2,1875	0,2321	1,7085	2,6665		B	C
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,005g/l	3,0563	0,2321	2,5772	3,5353			C

Analyse Type III Sum of Squares (Indice de vigueur) :

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Espece doses de Cd	1	9,4428	9,4428	23,2035	< 0,0001 0,0377
	3	4,0238	1,3413	3,2958	
Espece*doses de Cd	3	9,8204	3,2735	8,0437	0,0007

Espece / Tukey (HSD) / Analyse des différences entre les modalités avec un intervalle de confiance à 95% (Indice de vigueur) :

Modalité	Moyennes estimées	Erreur standard	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)	Groupes		
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,001g/l	1,2058	0,3190	0,5475	1,8641	A		
Espece-Cresson*doses de Cd-0,005g/l	1,3324	0,3190	0,6741	1,9907	A		
Espece-A,armatus*doses de Cd-0g/l	1,5100	0,3190	0,8517	2,1683	A	B	
Espece-A,armatus*doses de Cd-0,002g/l	1,8325	0,3190	1,1742	2,4908	A	B	

Annexes

Espece-A,armatus*doses de Cd-0,005g/l	2,1525	0,3190	1,4942	2,8108	A	B	C
Espece-Cresson*doses de Cd-0,001g/l	2,8404	0,3190	2,1821	3,4987		B	C
Espece-Cresson*doses de Cd-0,002g/l	3,4366	0,3190	2,7783	4,0949			C
Espece-Cresson*doses de Cd-0g/l	3,4372	0,3190	2,7789	4,0955			C

ANNEXE 2

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

Élément	Valeurs courantes	Anomalies naturelles modérées	Fortes anomalies naturelles
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