

République Algérienne Démocratique et Populaire

Université Abdelhamid Ibn
Badis -Mostaganem
Faculté des Sciences de la
Nature et de la Vie



جامعة عبد الحميد بن باديس
مستغانم
كلية علوم الطبيعة و الحياة

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE
LABORATOIRE DE BIODIVERSITE ET DE CONSERVATION DES EAUX ET DES SOLS

MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDES

Présenté par

SISSOKO Abdoulaye Seydou

Pour l'obtention du diplôme de

MASTER EN SCIENCES BIOLOGIQUES

Spécialité : Biodiversité et Environnement

Thème

**Effet du nitrate d'uranyle sur les paramètres de
germination du *Moringa Oleifera Lam.***

Soutenu publiquement le 23/06/2019

DEVANT LE JURY

Président	MOSTARI Abbassia	MAA	Université de Mostaganem
Encadreur	TAHRI Miloud	MAA	Université de Mostaganem
Examineur	MORTET Ahmed		Université de Mostaganem

Année Universitaire 2018-2019

DEDICACES

*Je dédie ce modeste travail à ma famille en particulier mes parents
dont je suis fier d'être leur fils.*

*Pour tous les sacrifices afin de m'assurer une bonne éducation, en me
permettant d'avoir une vie épanouie.*

A toute la promotion 2018 | 2019

« Biodiversité et environnement ».

*A toutes les personnes qui ont participé de
près ou de loin à l'accomplissement de ce
mémoire.*

*A toutes les personnes proches de mon
cœur qui sont oubliées par mon créant
mais ne sont pas oubliées par mon
cœur.*

A ce pays (Algérie).

REMERCIEMENT

Au terme de ce travail, je tiens à exprimer ma profonde gratitude à notre cher professeur et encadrant M. REGUIEG YSSAAD Houcine Abdelhakim pour son suivi et son énorme soutien, qu'il n'a cessé de nous prodiguer tout au long de la période du projet.

Je tiens à remercier également mon encadrant Mr TAHRI Miloud pour le temps qu'il a consacré et pour les précieuses informations qu'elle m'a prodiguées avec intérêt et compréhension.

Ne pouvant autant remercier Mme TADJOURI Houria pour sa suivi tout au long de cette étude.

J'adresse aussi mes vifs remerciements aux membres des jurys pour avoir bien voulu examiner et juger ce travail.

Mes remerciements vont tout le personnel que j'ai contacté durant mon stage au sein de l'INES, auprès desquelles j'ai trouvé l'accueil chaleureux, l'aide et l'assistance dont j'ai besoin.

Résumé

La pollution des sols par des métaux lourds a augmenté suite à l'accroissement de la population, l'urbanisation, l'expansion des activités industrielles et agricoles, ce risque pour les écosystèmes est très élevé, la dépollution s'impose. Il est important donc d'élaborer des stratégies efficaces de gestion des environnements pollués par les métaux lourds. Compte tenu de l'importance de la phase germinative dans le déroulement des stades ultérieurs du développement de toute espèce végétale, le présent travail se propose d'étudier l'effet de la toxicité de l'uranium sur les paramètres de germination de (*Moringa Oleifera L.*). Les graines ont été mis à germer dans des boîtes de Pétri contenant sept concentrations différentes d'uranium allant de (0, 50, 100, 150, 200, 250, jusqu'à 300 ppm) durant 15 jours. Les résultats montrent que l'uranium agit par sa nature et ses concentrations sur le processus de germination, Ces résultats montrent une diminution du pouvoir germinatif des graines, et que l'effet de l'uranium réduit la croissance des racines. Cette réduction hautement significative est d'autant plus prononcée que les concentrations sont en levées la longueur aérienne (tigelles) diminuait progressivement en fonction du temps et du stress appliqué. Ces résultats soulignent également le rôle de l'étude du comportement germinatif et d'évaluation de la tolérance vis à vis d'un stress métallique.

Mots-clés : Uranium, (*Moringa oleifera L.*), stress métallique, germination.

Abstract

The pollution of soils by heavy metals has increased as a result of population growth, urbanization, the expansion of industrial and agricultural activities, this risk for ecosystems is very high, the depollution is necessary. It is therefore important to develop effective strategies for managing environments polluted by heavy metals. Given the importance of the germinal phase in the development of the later stages of the development of all plant species, the present work proposes to study the effect of the toxicity of uranium on the germination parameters of (*Moringa oleifera* L. The seeds were germinated in Petri dishes containing seven different concentrations of uranium ranging from (0, 50, 100, 150, 200, 250, up to 300 ppm) for 15 days. Uranium acts by its nature and its concentrations on the germination process, These results show a decrease in the germinability of seeds, and the effect of uranium reduces the growth of radicles, more pronounced than the concentrations are lifted the aerial length (tigellae) gradually decreased as a function of time and stress applied. also play the role of the study of the germinal behavior and evaluation of the tolerance vis-a-vis a metallic stress.

Keywords: Uranium, (*Moringa oleifera* L.), metallic stress, germination.

الملخص

زاد تلوث التربة بالمعادن الثقيلة نتيجة للنمو السكاني، والتحضر، وتوسيع الأنشطة الصناعية والزراعية، وهذا الخطر على النظم الإيكولوجية مرتفع للغاية، وإزالة التلوث ضروري. لذلك من المهم وضع استراتيجيات فعالة لإدارة البيئات الملوثة بالمعادن الثقيلة. بالنظر إلى أهمية المرحلة الجرثومية في تطور المراحل اللاحقة من تطور جميع أنواع النباتات، يقترح العمل الحالي دراسة كانت البذور تنبت في أطباق بيتري التي تحتوي (Moringa Oleifera) L. تأثير سمية اليورانيوم على بارامترات إنبات على سبعة تركيزات مختلفة من اليورانيوم تتراوح (0 ، 50 ، 100 ، 150 ، 200 ، 250 ، ما يصل إلى 300 جزء في المليون) لمدة 15 يوماً. يعمل اليورانيوم بطبيعته وتركيزه على عملية الإنبات، وتُظهر هذه النتائج انخفاضاً في قابلية إنبات انخفاض (tigellae) البذور، كما يقلل تأثير اليورانيوم من نمو الجذور. أكثر وضوحاً من تركيزات يتم رفع الطول الجوي تدريجياً بوصفها وظيفة من الوقت والضغط المطبقة. تلعب أيضاً دور دراسة السلوك الجرثومي وتقييم التسامح تجاه الإجهاد المعدني.

.الكلمات المفتاحية: اليورانيوم ، (المورينجا أوليفيرا إل) ، الإجهاد المعدني ، الإنبات

Liste des abréviations

Ag: Argent.

ABA: Acide Abscissique

Al: Aluminium.

ALAD: Acide aminolévulinique déshydratase.

As: Arsenic.

B: Bore.

Ba: Baryum.

Bo: Bore.

°C: Degré Celsius.

Ca: Calcium.

CaCl₂, 2H₂O: Chlorure monopotassique.

CB: Cellulose brute.

Cd: Cadmium.

CDTA: Cyclohexane-Diamine-Tetraacétique Acide.

CEC: Capacité d'Echange Cationique.

Chl: Chlorophylle.

cm: Centimètre.

C.M : Carré Moyen.

Co: Cobalt.

CoCl₂, 5H₂O: Chlorure de Cobalt.

Cr: Chrome.

Cr(III): Chrome trivalent.

Cr(VI): Chrome hexavalent.

Cr Cl₃ 6 H₂O: Chlorure de Chrome.

Cs: Césium.

Cu: Cuivre.

Cys: Cystéine.

D: Distance.

Da: Dalton.

DDL: Degré de liberté.

DO: Densité Optique.

DTPA: Diéthylène Triamine Penta Acide.

E: Est.

EAG: Equivalent d'Acide Gallique.

EC: Equivalent de Catéchine.

EDDHA: Ethylène -Diamine-Dihydroxyphenyl Acétique Acide.

EDTA: Ethylène Diamine Tetraacétique Acide.

EDX: Spectrométrie de Dispersion en Energie des rayons X.

EGTA: Ethylène Glycole Tétra Acétique Acide.

Eh: Potentiel d'oxydoréduction.

ETM: Elément Trace Métallique.

F: Test de Fisher.

Fe: Fer.

FT: Facteur de Translocation.

g: Gramme.

Glu: Glutamine.

Gly: Glycerine. **GTP :** Guanine Tri Phosphate.

h : Heure.

H₂ O₂ : Peroxyde d'Hydrogène

H₂ SO₄ : Acide Sulfurique

ha : Hectare.

HAP : Hydrocarbure Aromatiques Polycyclique.

Hg : Mercure.

HMW: High Molecular Weight.

HSP: Heat Shock Proteins (protéines de choc thermique).

I: Iode.

K: Potassium.

K₂ CrO₄ : Chromate de Potassium.

Kd: Coefficient de distribution.

kDa: Kilodalton.

Kg: Kilogramme.

kV: kilo Volt.

L: Litre.

LMW: Low Molecular Weight.

m: Mètre.

M: Mole.

MAD: Matière Azoté Digestible.

MAT: Matière Azoté Totale.

MF: Matière Fraiche.

mg: Milligramme.

ml: Millilitre.

mm: Millimètre.

MM: Matière Minérale.

Mn: Manganèse.

Mo: Molybdène.

MO: Matière Organique.

MOS: Matière Organique du Sol.

MS: Matière Sèche.

MT: Métallothionéines.

N: Nord.

Na: Sodium.

Na Cl: Chlorure de Sodium.

NADPH : Nicotinamide Adénine Dinucléotide Phosphate.

Ni: Nickel.

nm : Nanomètre.

NTA: Nitrilo Triacétique Acide.

O: Ouest.

OGM: Organismes Génétiquement Modifiés.

P: Probabilité.

Liste des tableaux

Tableau 01. Contenu des roches en éléments traces (ppm).....	06
Tableau 02. Etude de transfert des ETM vers le sol et les plantes.....	14
Tableau 03. Comparaison des masses et activités isotopiques de l'uranium naturel et de l'uranium appauvri à 0.2 %.....	18
Tableau 04. Exemples de plantes accumulatrices de métaux lourds.....	30
Tableau 05. Principales exigences écologiques de <i>Moringa Oleifera</i> L.....	41
Tableau 06. Caractéristiques physiques des graines de <i>Moringa Oleifera</i> L.....	42
Tableau 07. Effet de nitrate d'uranyle sur le taux de germination.....	43
Tableau 08. Effet d'uranium sur la cinétique de germination.....	43
Tableau 09. Effet de l'uranium sur la vitesse de germination.....	45
Tableau 10. Effet de l'uranium sur la moyenne journalière de germination.	52
Tableau 11. Effet de l'uranium sur la longueur aérienne.	60
Tableau 12. Effet de l'uranium sur la longueur aérienne finale.....	61
Tableau 13. Effet du nitrate d'uranyle sur la Longueur des racines.....	62
Tableau 14. Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des racines finales.....	63

Liste des figures

Figure 01. Origine des éléments traces dans le sol.....	08
Figure 02. Contamination diffuse et locale.....	10
Figure 03. Principaux mécanismes moléculaires impliqués dans l'absorption et l'accumulation des métaux par les plantes M= métal ; CW=cell wall. (a) mobilisation ; (b) absorption et séquestration ; (c) transport via le xylème ; (d) déchargement et distribution tissulaire ; (e) circulation et séquestration.....	22
Figure 04. Principaux mécanismes de phyto-dépollution : phyto-extraction, phyto-dégradation, phyto-stabilisation et rhizo-dégradation.....	25
Figure 05. Métabolisme des xénobiotiques chez la plante.....	26
Figure 06. Schéma d'une coupe transversale de racine de blé montrant les voies possibles de mouvement des composés solubles.....	28
Figure 07. Structure de la phytochélatine.....	29
Figure 08. Différentes phases de la germination et les principaux événements liés à la germination.....	48
Figure 09. Localisation de la station d'expérimentation.....	51
Figure 10. Effet de nitrate d'uranyle sur le taux de germination.....	60
Figure 11. Effet d'uranium sur la cinétique de germination.....	61
Figure 12. Effet de l'uranium sur la vitesse de germination.....	62
Figure 13. Effet de l'uranium sur la moyenne journalière de germination.....	63
Figure 14. Effet de l'uranium sur la longueur aérienne.....	64
Figure 15. Effet de l'uranium sur la longueur aérienne finale.....	65
Figure 16. Effet du nitrate d'uranyle sur la Longueur des racines.....	66

Figure 17. Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des racines finales.....	67
---	----

Liste des photos

Photo 01. Tronc d'un arbre adulte.....	32
Photo 02. Racines de Moringa.....	33
Photo 03. Feuilles de Moringa.....	33
Photo 04. Fleur de Moringa.....	34
Photo 05. Graines de Moringa.....	35
Photo 06. Gousses de Moringa.....	35
Photo 07. Laboratoire Biodiversité et Conversation des Eaux et des Sols.....	50
Photo 08. Gousses et graines de M. Oleifera.....	52
Photo 11. Graines de Moringa.....	53
Photo 12. Eau de javel + Graines.....	53
Photo 13. Stérilisation.....	54
Photo 14. Rinçage.....	54
Photo 15. Trempage.....	54
Photo 16. Boîtes de Pétris.....	55
Photo 17. Disposition des graines.....	55
Photo 18. Semis.....	55
Photo 19. Arrosage.....	56
Photo 20. Application du stress.....	56
Photo 21. Différents dosages.....	59
Photo 22. Constat des graines (Cuve)	59
Photo 23. Constat visuel du 12/11/2018.....	59

Sommaire

Dédicaces

Remerciements

Résumé

Liste des Tableaux

Liste des Figures

Liste des Photos

Introduction générale.....01

Chapitre I : Pollution de l'environnement par les métaux lourds

I.1. Définition.....03

I.2. Principales causes.....03

I.3. Relations pollutions – végétaux.....04

I.4. Pollution par les métaux lourds.....05

I.5. Métaux lourds.....06

I.5.1. Définition.....06

I.5.2. Origine des métaux lourds.....07

I.5.2.1. Sources naturelles.....08

I.5.2.2. Sources anthropiques.....09

I.6. Toxicité des métaux lourds.....10

I.6.1. Effet sur la santé humaine.....11

I.6.2. Effet sur les végétaux.....12

I.6.3. Effet sur l'environnement.....14

I.6.4. Pollution des sols.....15

I.7. Contamination de l'environnement par l'uranium.....16

I.7.1. Généralités sur l'uranium.....16

I.7.1.1. Historique de l'uranium.....16

I.7.1.2. Concentrations naturelles dans les écosystèmes.....17

I.7.1.3. Propriétés physico-chimiques et nucléaires.....17

a) Uranium naturel.....17

b) Uranium appauvri.....	18
I.8. L'uranium dans les sols.....	18
I.8.1. Le comportement dans la solution du sol.....	19
a) Influence de la matière organique.....	20
b) Influence des oxy (hydr) oxydes de fer et d'aluminium.....	21
c) Influence des carbonates.....	21
I.9. Le comportement de l'uranium dans les plantes.....	22
I.9.1. L'absorption des métaux trace et des radionucléides.....	22

Chapitre II : Phytoremédiation des sols pollués

II.1. Généralité sur la phytoremédiation.....	24
II.2. Définition de la phytoremédiation.....	24
II.3. Historique de la phytoremédiation.....	24
II.4. Techniques de la phytoremédiation.....	24
II.4.1. Phytoextraction.....	25
a) Phytoextraction naturelle.....	26
b) Phytoextraction induite ou assistée par des chélateurs.....	26
II.4.2. Phytostabilisation.....	27
II.4.3. Rhizofiltration.....	28
II.4.4. Phytodégradation.....	28
II.4.5. Phytovolatilisation.....	28
II.5. Avantages de la phytoremédiation.....	29
II.6. Limites de la phytoremédiation.....	30

Chapitre III : Généralités sur la plante Moringa

III.1. Description botanique de la plante.....	32
III.1.1. Systématique et nomenclature.....	32
III.2. Description des différentes parties de la plante.....	32
III.2.1. L'arbre.....	32
III.2.2. Les racines.....	33
III.2.3. Les feuilles	33
III.2.4. Les fleurs.....	34
III.2.5. Les fruits et les graines.....	34

III.3. Caractéristiques agro-écologiques et climatiques nécessaires au développement de la plante.....	35
III.3.1. Altitude.....	35
III.3.2. Température.....	35
III.3.3. Sols.....	36
III.3.4. PH.....	36
III.3.5. Vent.....	36
III.3.6. Besoins en eau de la plante.....	36
III.4. Itinéraire technique de production du sol.....	36
III.4.1.	
Fertilisation.....	37
III.4.2. Mise en place de la culture.....	37
III.4.3. Entretien.....	37
III.4.4. Irrigation.....	38
III.4.5. Ravageurs et maladies.....	39
III.4.6. Récolte et rendement.....	39
III.4.7. Contraintes de production.....	40
III.5. Valeur nutritionnelle de la plante et composition des différents produits et dérivés.....	40
III.5.1. Composition chimique.....	40
III.5.2. Composition des graines, de l'huile et du tourteau de Moringa.....	41
III.5.3. Composition de la fleur.....	42
III.6. Les principales utilisations de la plante.....	44
III.6.1. Alimentation et nutrition humaine.....	44
III.6.2. Vertus thérapeutiques de la plante.....	44
III.6.3. Cosmétiques et produits de beauté.....	44
III.6.4. Alimentation animale.....	45
III.6.5. Alimentation des bétails.....	45

Chapitre IV : La germination du Moringa Oleifera L.

IV.1. Germination.....	47
IV.1.1. Définition.....	47
IV.1.2. Conditions indispensables de la germination.....	47
IV.1.2.1. Conditions externes.....	47
IV.1.2.2. Conditions internes.....	47

IV.1.3. Phases de la germination.....	48
IV.1.4. Dormance des graines.....	49
IV.1.5. Prétraitements des dormances.....	49

Chapitre V : Matériels et méthodes

V.1. Objectif de l'étude.....	50
V.2. Lieu de l'expérimentation.....	50
V.3. Matériel végétal.....	52
V.3.1 Choix de l'espèce végétale.....	52
V.3.2. Choix des graines de Moringa.....	52
V.4. Conduit de l'essai.....	53
V.4.1. Préparation des graines.....	53
V.4.2. Mise en germination.....	54
V.4.2.1. Semis.....	55
V.4.2.2. Arrosage.....	55
V.4.2.3. Application du stress métallique.....	56
V.4.3. Paramètres mesurés.....	56
V.4.3.1. Taux de germination final.....	56
V.4.3.2. Cinétique de germination.....	56
V.4.3.3. Vitesse de germination.....	57
V.4.3.4. Moyenne journalière de germination.....	57
V.4.3.5. Longueurs des racines et des tiges.....	57
V.4.4. Analyse statistique.....	57

Chapitre VI : Résultat et Discussion

VI.1 Constat visuel.....	59
VI.2. Paramètres de germination.....	59
VI.2.1. Effet du nitrate d'uranyle sur le taux de germination final.....	59
VI.2.2. Effet du nitrate d'uranyle sur la cinétique de germination.....	60
VI.2.3. Effet du nitrate d'uranyle sur la vitesse de germination.....	62
VI.2.4. Effet du nitrate d'uranyle sur la moyenne journalière de germination.....	63
VI.2.5. Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des racines et des tiges.....	64
VI.2.5.1. Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur aérienne.....	64

VI.2.5.2. Effet du nitrate d'uranyle sur la Longueur des racines.....66

Discussion générale.....69

CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....71

Références bibliographiques.....72

Annexes

Introduction

Introduction

Lorsque le risque pour les écosystèmes est très élevé, la dépollution s'impose. Il est important donc d'élaborer des stratégies efficaces de gestion des environnements pollués par les métaux. Une bonne gestion permet ainsi de limiter les effets néfastes des matériaux issus d'anciennes activités minières et mieux prendre en compte les problèmes environnementaux et la santé publique. Dans ce contexte, plusieurs approches ont été mises en œuvre pour réhabiliter ces milieux pollués. Afin de pallier les principales limitations de ces problèmes, les recherches s'orientent depuis quelques années vers l'utilisation des organismes vivants : des microorganismes ou des plantes, comme système biologique (**Pilon-Smits, 2005**).

L'uranium est naturellement présent dans les organismes à une concentration de l'ordre de quelques ppm en moyenne. D'une manière générale chez les plantes, le seuil de toxicité de l'uranium dépend du type de sol (différence de biodisponibilité en fonction de la nature du sol) et de la plante étudiée (différents types de réponse et de sensibilité). La capacité d'une plante à résister ou à tolérer la toxicité aux métaux lourds dépend de son aptitude à maintenir la germination dans un environnement pollué. Compte tenu de l'importance de la phase germinative dans le déroulement des stades ultérieurs du développement de toute espèce végétale, il s'avère indispensable d'étudier le comportement germinatif et d'évaluer la tolérance vis à vis d'un stress métallique (**Peralta et al, 2001**).

Moringa oleifera L. appartient à une famille mono générique d'arbres et arbustes, les Moringacées. Son origine est l'Inde, au sud de la chaîne de montagne de l'Himalaya. Cet arbre se rencontre à l'état naturel jusqu'à 1000 m d'altitude, il pousse rapidement, jusqu'à 6 ou 7 mètres en un an, même dans des zones recevant moins de 400 mm de précipitations annuelles (**Foidl et al., 2001**).

L'objectif de ce travail, est de déterminer l'effet toxique de l'uranium sur la germination des graines de *Moringa Oleifera L.*, plante d'une grande importance écologique susceptible de jouer un rôle dans la dépollution des sols ou (phytoremédiation).

Ce mémoire s'articule autour de deux parties regroupant six chapitres :

➤ Partie I : Synthèse bibliographique

- Chapitre 1 : Pollution de l'environnement par les métaux lourds
- Chapitre 2 : Phytoremédiation des sols pollués
- Chapitre 3 : Plante *Moringa Oleifera Lamarck*.

- Chapitre 4 : La germination du Moringa Oleifera L.
 - Partie II : Expérimentale
- Chapitre 1 : Matériel et méthodes
- Chapitre 2 : Résultats et discussion

Ce modeste travail tire sa fin par une conclusion générale et des perspectives

Chapitre I

*Pollution de l'environnement par les
métaux lourds*

I.1. Définition

La pollution est une altération artificielle ou naturelle d'un milieu en équilibre, en perturbant partiellement ou en totalité sa composition ou son fonctionnement (**Kozlowski et al., 2003**), peuvent vraisemblablement endommager la santé des humains, les animaux et les plantes, ou autrement compromettre l'aptitude de l'environnement à supporter la vie (**Evans et Furlong, 2003**).

Selon Novotny (1995), la pollution comme est la modification, engendrée par l'Homme et ses activités, des qualités physique, chimique, biologique et radiologique des ressources naturelles (air, terre ou eau) et pouvant ainsi nuire aux utilisations actuelles, prévues ou potentielles de ces ressources. Population et pollution se croisent de façon ininterrompue, alors que le pouvoir auto-épurateur de la biosphère suit une évolution inverse en fonction du temps (**Kozlowski et al., 2003**). En définitive, quand le terme est pris à son sens le plus large, il englobe toute action par laquelle l'Homme dégrade la nature (**Ramade, 1982**). (La pollution ignore les frontières) (**Miquel, 2001**), L'évaluation d'une pollution et de son évolution au cours du temps s'en trouve donc d'autant plus complexe (**Alloway et Steinnes, 1999**).

I.2. Principales causes

L'équilibre des écosystèmes naturels a été fortement perturbé au cours des récents derniers années dans la plupart des régions arides et semi arides sous l'effet de la modification des systèmes d'exploitation du milieu liée aux transformations des conditions socio-économiques et à l'évolution des techniques de production (**Nefzaoui et Chermiti, 1991**).

L'industrialisation rapide, les activités anthropogènes accrues, les pratiques agricoles modernes et les méthodes défectueuses de disposition de rebut ont augmenté les concentrations des polluants élémentaires dans l'environnement, qui causent la toxicité à toute la matière organique (**Schneegurt et al., 2001**). D'autres sources de pollutions sont plus spécifiquement liées aux terres agricoles comme l'épandage de boues d'épuration, de fumiers, de composts et d'engrais (**Evans et Furlong, 2003**).

Cinq causes déterminantes et incontournables sont énumérées par **Aguesse (1975)**, pour cerner l'aspect fondamental de la pollution : Augmentation de matière non recyclé par les écosystèmes.

Le problème du contrôle de la pollution est lié à celui de la persistance et des effets des polluants ; Dans la majorité des cas, il suffit de diluer la substance toxique pour qu'elle devienne sans danger

(**Dajoz, 1985**). Cependant certains polluants sont persistants car non biodégradables, ils peuvent être concentrés par des organismes et leur taux s'élève avec le temps et deviennent dangereux.

Le terme de pollution ne doit être utilisé que s'il y a un dommage réel ou potentiel sur l'Homme ou son environnement. Les effets biologiques des agents polluants sont importants à connaître car ils sont souvent détectés avant les effets physiques ou chimiques (**Crid, 1992**)

- Accroissement de la population
- Industrialisation et procédés de production non améliorés
- Diminution de la biodégradabilité des produits ; Carence en récupération et recyclage

I.3. Relation pollution-végétaux

L'usage intensif de substances agrochimiques (que l'on retrouve dans les engrais, les pesticides et les fongicides), peut laisser des résidus de ces substances dans les cultures ou dans la nappe phréatique, et avoir des effets négatifs sur la santé des agriculteurs (**Birley et Lock, 1999**).

L'utilisation à long terme de certains types de pesticides (**Lebohec et Gîraud, 1999**) et des engrais pour la protection des plantes (**Evans et Furlong, 2003**), associée à de nombreux autres facteurs a causé une importante acidification des champs (**Lebohec et Gîraud, 1999**). Dans les sols acides les métaux lourds sont plus mobiles. Par conséquent, on prévoit que dans les terres où l'acidité va augmenter, les plantes absorbent une quantité plus importante de métaux lourds.

En effet à des concentrations élevées les éléments traces deviennent toxiques et s'accumulent dans les sols, les plantes et dans les organes des animaux consommant ces végétaux (**Miranda et al., 2005**). Ainsi les métaux lourds contenus dans notre environnement (eau, air ou sol) peuvent, par des cycles parfois complexes, se retrouver dans une étape végétale de notre chaîne alimentaire et entraîner des contaminations (**Barnea et Ursu, 1974**) ; ces métaux lourds peuvent s'accumuler dans la partie comestible des cultures consommée par les hommes ou les animaux.

L'absorption de métaux lourds par les plantes est variable, ce qui permet d'adapter le choix des cultures au niveau et au type de contamination. Généralement, les plus grandes quantités de métaux lourds s'accumulent dans les feuilles, alors qu'on les trouve en quantités moindres dans les semences (**Iretskaya et Chien, 1999**).

Le mécanisme de l'action nocive des polluants sur la végétation est complexe, dépendant d'une part des caractères anatomiques et physiologiques des plantes d'autre part de la nature physico chimique des polluants (**Barnea et Ursu, 1974**).

Les espèces halophytes ont été naturellement sélectionnées dans un environnement caractérisé par la présence d'un excès d'ions toxiques : elles possèdent des mécanismes de tolérance (**Hagemeyer et Waisel, 1988 ; Neumann *et al.*, 1995 ; McFarlane et Burchett, 1999**).

Donc les plantes sont utilisables de différentes manières pour dépolluer biologiquement les milieux souillés. Polluants organiques, métaux et radionucléides peuvent être plus ou moins facilement éliminés au moyen de diverses techniques développées par les chercheurs (**Vavasseur *et al.*, 2003**).

L'absorption de ces métaux par les plantes peut être influencée par les mécanismes de synergie et l'antagonisme des éléments, par exemple, la présence élevée de zinc peut limiter l'accumulation du cadmium dans les plantes. Selon certaines auteurs, l'application de zinc sous forme de $Zn SO_4$ réduit généralement l'accumulation de cadmium dans les graines (**Kozłowski *et al.*, 2003**). D'autre part, les plantes peuvent avoir un rôle stabilisant, esthétique, les plantes évitent surtout les envols de poussière et peuvent servir à végétaliser les sites pollués, sous réserve que la pollution ne soit pas excessive, et concerne certains métaux (**Miquel, 2001**).

I.4. Pollution par les métaux lourds

Les métaux lourds sont des éléments naturels. Ils se retrouvent dans l'air, l'eau, les sols, les sédiments, et par conséquent les plantes, les animaux et les poissons, tous éléments de l'alimentation humaine (**Miquel, 2001**), ils font partie des composants élémentaires de la lithosphère et ils ne peuvent pas être désignés à priori comme des substances polluantes (**Baize, 1997**) ; en effet chaque sol renferme une certaine teneur en métaux lourds selon la composition de sa roche mère (**Tableau 3**) et selon ses transformations chimiques (**Meyer, 1991**) ; les teneurs rencontrées dans les sols ne sont pas suffisantes pour être phytotoxiques, mais les métaux lourds s'accumulent (**Lefevre, 1998**) et l'introduction possible de ces éléments dans la chaîne alimentaire est un souci croissant de santé humaine (**Cakmak *et al.*, 2000**).

Leur présence dans les terres agricoles et les nappes phréatiques est essentiellement liée à l'activité humaine (**Gremion, 2003**). L'industrialisation rapide, les activités anthropogènes accrues, les pratiques agricoles modernes et les méthodes défectueuses de disposition de rebut (**Schneegurt *et al.*, 2001**), se sont accompagnées de l'extraction des substances minérales hors de leurs gisements naturels et de leur distribution (**Palmer et Moy, 1991**), qui sont à l'origine

d'une contamination de notre environnement par les métaux lourds (**Vavasseur et Richaud, 2004**). En conséquent, les métaux lourds et les métalloïdes sont un problème écologique croissant dans le monde entier (**Cakmak et al., 2000**).

Eléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches sédimentaires argileuses et sableuses	grès	Carbonates
Cd	0,13-0,22	0,13	0,09-0,20	0,22-0,30	0,05	0,035
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

Tableau 01. Contenu des roches en éléments traces (ppm) (**Kabata-Pendias et Pendias, 1992**)

I.5. Métaux lourds

I.5.1. Définition

Le terme « métal lourd » se rapporte à des métaux et à des métalloïdes ayant les densités plus grandes que 5 g.cm^{-3} (**Adriano, 2001**), de numéro atomique élevé et présentant un danger pour l'environnement et/ou pour l'Homme (**Borovik, 1990**) et est habituellement associé à la pollution et à la toxicité (**Adriano, 2001**). Vinogradov (1959), définit les métaux lourds comme étant les éléments dont la quantité totale dans la croûte terrestre est très faible $< 1 \text{ mg/g}$. Selon **Adriano (2001)**, les éléments traces sont les éléments qui ne se trouvent dans les systèmes biologiques qu'en concentrations relativement faibles (de l'ordre de mg/kg , voire moins).

Leurs concentrations dans les tissus vivants sont normalement très faibles. Ils peuvent être séparés en deux catégories. La première catégorie comprend les éléments à l'état de trace essentiels à la croissance, au développement voire à la reproduction des organismes vivants aussi bien microscopiques que macroscopiques (**Buffle, 1988 ; Tessier et Turner, 1995**). La deuxième catégorie comprend les éléments métalliques toxiques, non nécessaires à la croissance des organismes vivants, tels que le cadmium, le plomb et le mercure (**Mench et al., 2003 ; Freitas et al., 2004 ; Zvereva et Kozlov, 2004**). Ils ont des impacts sur les végétaux, les produits de consommation courante et sur l'Homme (**Di Benedetto, 1997**).

L'ensemble de ces éléments peut être d'origine naturelle mais les activités anthropiques peuvent augmenter leurs concentrations dans les écosystèmes terrestres. Cette contamination du sol n'est pas sans effet sur ces écosystèmes. En effet elle est à l'origine d'un stress pour les animaux et les végétaux et entraîne la diminution de la biodiversité et de la couverture végétale et entraîne également un manque de nutriments et d'eau (**Mench et al., 2003 Freitas et al., 2004 ; Zvereva et Kozlov, 2004**).

Les métaux lourds font partie des éléments toxiques (**Kozlowski et al., 2001**), les plus anciennes que l'Homme n'ait jamais connues (**Marc Verloo, 2003**), sont aussi la « trace » du passé géologique et de l'activité de l'Homme (**Miquel, 2001**), se rencontrent couramment dans l'environnement et dans les organismes vivants en faible concentration, il est préférable de classer ces métaux sous la dénomination d'éléments traces toxiques (**Picot, 2003**). La classification des métaux lourds est d'ailleurs souvent discutée, certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement "lourds" (le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas tous des métaux (l'arsenic) (**Miquel, 2001**), Ils sont en concentration dans les êtres vivants à moins de 1% Certains sont essentiels à la vie, ce sont les oligo-éléments. Leur liste se réduit, pour les végétaux supérieurs à 6 éléments : Fer (Fe^{+2}), cuivre (Cu^{+2}), manganèse (Mn^{+2}), Zinc (Zn^{+2}), molybdène (Mo^{-6}) et bore (Bo_3H^-), si le bore ne semble pas indispensable aux animaux et à l'Homme, ces derniers par contre, ont besoin en plus : Iode (I), cobalt (Co), fluor (F), chrome (Cr) et sélénium (Se) (**Mackenzie et Sball, 2000**).

Sous leur forme électriquement chargée, dénommées les cations (ions positifs, électroniquement déficients) certains métaux sont indispensables à la vie. Parmi les plus abondants, on trouve le Fer (Fe) et le Zinc (Zn) ; d'autres ne sont essentiels qu'à faible dose, comme le Cuivre.

(Cu) ou le Cobalt (Co) ce sont des oligoéléments. Par contre, quelques métaux (toujours sous la forme de cations) sont pour les organismes vivants (Homme, animaux, plantes, microbes, etc.) uniquement toxiques, c'est à dire dangereux pour leur survie (**Picot, 2003**).

I.5.2. Origine des métaux lourds

La Terre est constituée pour l'essentiel d'éléments chimiques, parmi lesquels les métaux occupent une place tout à fait privilégiée, car utilisés très précocement par l'Homme pour chasser, se battre et ensuite travailler (**Picot, 2003**). Ils sont présents partout et dans tout. Mais les concentrations peuvent varier considérablement (**Marc Verloo, 2003**).

Les éléments traces dans le sol sont dérivés de ses matériaux parent (roche mère) et des apports anthropiques (**Falandysz, 1993 ; He et al., 2005**). Ainsi les éléments traces dans le sol

peuvent être présent naturellement ou apportés par les êtres humains (Figure 01).

D'après **Miquel (2001)**, Les métaux lourds se retrouvent dans tous les compartiments de l'environnement ; Les métaux occupent une place prépondérante dans le monde moderne car ils interviennent dans la plupart des secteurs d'activité (métallurgie, infrastructures métalliques, etc.).

Par ailleurs, ils sont, pour beaucoup d'entre eux, indispensables au monde vivant (fer, zinc, etc.) parfois en très faible quantité (oligoéléments essentiels). Certains de ces oligoéléments (chrome, nickel, cobalt, manganèse, etc.) indispensables à petite dose, deviennent toxiques à forte concentration (**Picot, 2003**), ils ne peuvent pas être biodégradés et donc pour résider dans l'environnement pendant de longues périodes. Leur présence dans les sols peut être des origines normales ou anthropogènes (**Ernst, 1998**).

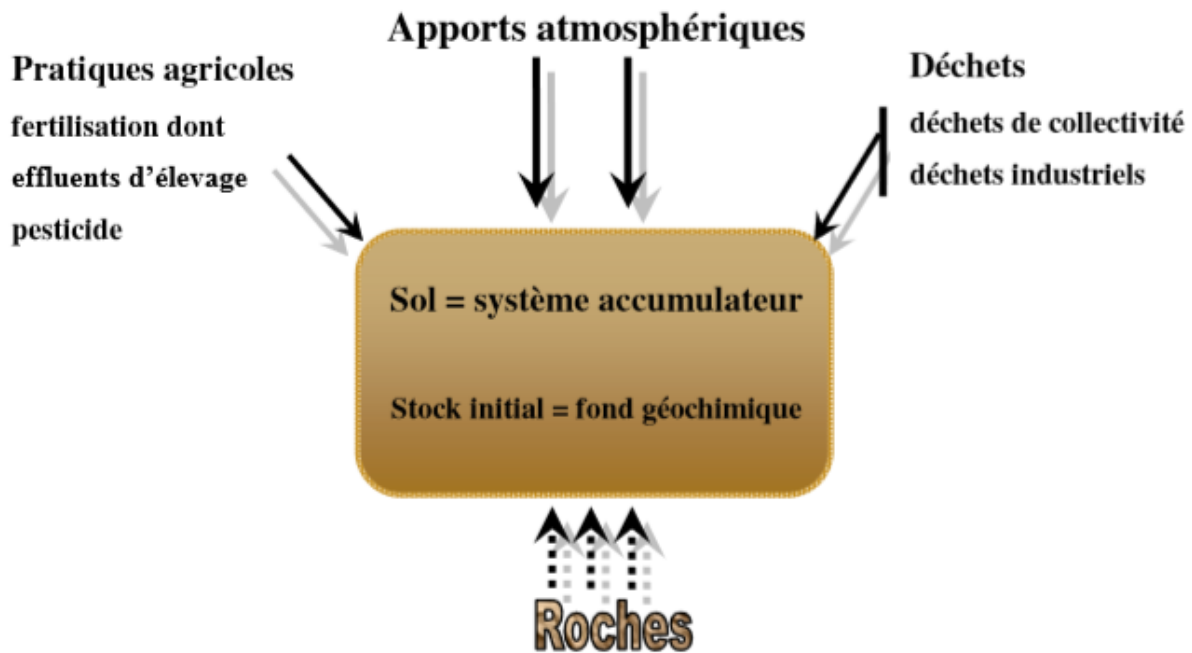


Figure 01. Origine des éléments traces dans le sol (**Robert et Juste, 1999**).

I.5.2.1. Sources naturelles

Le fond géochimique est par définition la teneur « naturelle ou originelle » en éléments en traces trouvée dans le sol en l'absence de tout processus d'apport ou d'exportation vers ou hors d'un site considéré. Elle dépend en premier lieu de la teneur dans la roche qui est à l'origine du sol, mais également des processus qui sont intervenus lors de la formation du sol, qui ont pu lessiver ou plus généralement concentrer l'élément en question (**Bourelhier et Berthelin, 1998**).

Les métaux lourds, comme tout minéral (**Miquel, 2001**), sont présents naturellement à l'état de trace (**Alloway et Steinnes, 1999**). L'origine naturelle de métaux lourds est fonction du fond pédo-géochimique local et des apports de poussières et aérosols libérés dans l'atmosphère par l'activité volcanique, les embruns marins, (**Baize, 1997 ; Bert et Deram, 1999**), l'activité volcanique, les feux de forêts ou bien l'altération de la roche mère, etc. En dehors de ce bruit de fond géologique, on peut constater une présence importante dans le sol d'aluminium, de cadmium, de chrome, de nickel, de plomb, de zinc, etc. (**Alloway et Steinnes, 1999**). L'agent courant de l'altération des minéraux (**Pedro et Delmas, 1970**) primaires et secondaires comme les argiles, oxydes et carbonates (**Alloway, 1995 ; Baize, 1997 ; Abou Auda et al., 2002 ; Baize et Teracé, 2002 ; Wenzel et al., 2003 ; He et al., 2005**) et des roches de surface est constitué par l'eau pluviale (**Pedro et Delmas, 1970**). La composition chimique de la roche-mère va influencer la richesse future du sol en métaux (**Baize, 1997 ; Bert et Deram, 1999**).

I.5.2.2. Sources anthropiques

La plupart des métaux lourds sont des oligo-éléments constituant naturels du sol. Mais ils peuvent avoir aussi des origines anthropiques, représentent ainsi la majeure partie des composés impliqués dans la pollution du sol (**Lukkari et al., 2005**). Ce type de contamination ne peut être totalement évité : elle est la conséquence d'apports involontaires (émissions atmosphériques industrielles, par exemple) ou d'impuretés indésirables dans les apports volontaires (éléments trace métallique (ETM) dans les engrais minéraux, par exemple (**Pereira et Sonnet, 2007**)).

Les origines anthropiques des métaux sont diverses (**Di Benedetto, 1997**), il existe deux types de contamination suite aux apports en métaux lourds (Figure 02) :

- Les Contaminations locales, qui touchent une aire relativement faible et sont dues à une ou plusieurs source(s) bien identifiée(s) et souvent très proches(s) quelques mètres à quelques kilomètres. Il s'agit généralement d'apports massifs, souvent associés aux exploitations minières, aux installations industrielles et à d'autres installations, tant en cours d'exploitation qu'après leur fermeture (**Pereira et Sonnet, 2007**) ; Cette contamination par les métaux lourds provient principalement de hauts fourneaux, de raffineries, d'usines de production, de véhicules, de mines métallifères, d'industries de la céramique (plomb et cadmium), de tanneries pour le cuir (chromates), des centrales électriques utilisant du lignite, d'industries de l'aluminium, et d'industries électroniques et métallurgiques. Certains métaux lourds peuvent précipiter dans les vidanges d'égouts qui peuvent par conséquent en contenir une teneur assez importante (**Iretskaya et Chien, 1999**).

• Les Contaminations diffuses, qui affectent tous les sols, plus ou moins faiblement mais de manière généralisée. Ce type de contamination résulte principalement de dépôts atmosphériques qui ne peuvent pas être liés à une ou plusieurs source(s) ponctuelle(s) identifiable(s) et des pratiques agricoles et horticoles (épandage d'engrais, d'amendements, de boues de station d'épuration, traitements phytosanitaires, etc.) (Pereira et Sonnet, 2007) ; On les retrouve principalement dans les eaux usées industrielles et municipales (Cd, Cu, Pb et Zn), les précipitations atmosphériques, et les eaux provenant de l'activité agricole (Hg, Cu et Pb) (Lebohec et Gîraud, 1999).

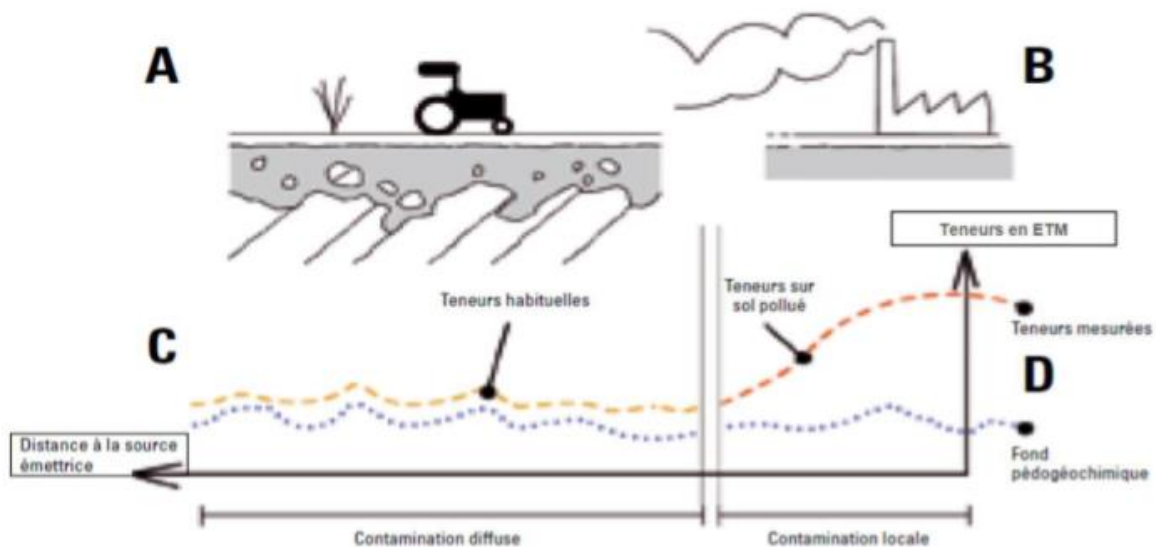


Figure 02. Contamination diffuse et locale (Pereira et Sonnet, 2007).

A : la coupe représente l'exemple d'un sol qui s'est formé à partir d'un substrat géologique (en gris) ; **B** : sur ce même sol, présence d'une source d'émission massive de polluants ; **C** : en pointillé bleu : les teneurs naturelles en éléments issues du fond pédogéochimique, en l'absence de contamination diffuse. En tirets orange : les teneurs habituelles mesurées dans le sol, sans que l'on ait décelé l'influence d'une contamination locale ; **D** : en tirets rouges, les teneurs mesurées sont qualifiées de teneurs sur sol pollué parce qu'elles correspondent à un niveau élevé de contamination locale du sol.

I.6. Toxicité des métaux lourds

Les métaux lourds sont présents dans la nature et leur caractéristique commune est leur toxicité. Cette toxicité est renforcée par un phénomène de concentration qu'on appelle la bioaccumulation ou bioamplification. La bioaccumulation est le processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme (Miquel, 2001).

La toxicité étant croissante de la classe A à la classe B, et le terme « métaux lourds » désignant les métaux et métalloïdes toxiques indépendamment de leur densité (**Bicocchi, 1998**).

Certains de ces éléments, présents à l'état de trace, sont essentiels pour les organismes vivants (Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, Mo, Se et Sn), mais l'augmentation de leur concentration peut aboutir à des phénomènes de toxicité. D'autres éléments ne produisent que des effets néfastes (Pb, Hg et Cd) (**Bonnet et al., 2000**). La toxicité des métaux lourds vis-à-vis des organismes vivants dépend de leur nature, la concentration, le mode d'action, la spéciation et de leur biodisponibilité (**Alzieu, 1999 ; Bonnet et al., 2000**).

Selon **Picot (2003)**, ces éléments toxiques ont été rassemblés sous le nom de « métaux lourds » car ils possèdent des propriétés communes :

- Grande affinité pour le soufre ;
- Fortes accumulations dans les chaînes alimentaires ;
- Importante toxicité pour de nombreux êtres vivants (microbes, plantes, animaux et Homme).

I.6.1. Effet sur la santé humaine

Les métaux lourds font partie des éléments toxiques pour la santé qui passent des champs vers les eaux des écosystèmes (**Lebohec et Giraud, 1999**). Beaucoup d'entre eux se trouvent dans l'air sous une forme inhalable par l'Homme et peuvent être à l'origine d'une contamination par la voie respiratoire (**Rondeau, 1972**).

Cependant, dans certaines régions durement touchées par la pollution, les aliments cultivés sur place renferment parfois de grandes quantités de contaminants toxiques (**Bellows, 1999**), ils peuvent donc représenter un danger grave pour l'alimentation humaine puisque certains métaux lourds, tels que le plomb, le cadmium et le mercure, ont été reconnus comme étant potentiellement **Lock (2000)**, considère que ces effets chroniques sur la santé pouvant résulter de la consommation de très faibles quantités de métaux lourds pendant de longues périodes. L'ingestion de métaux lourds est potentiellement pathogène pour l'Homme (**Berland et Lassus, 1997**). Les maladies chroniques ont été associées aux résidus se trouvant dans les aliments du fait de la concentration en substances agrochimiques de la chaîne alimentaire, et plus particulièrement dans les légumes, la viande rouge, la volaille et les œufs. Des résidus peuvent être présents également dans le lait

humain (**Iretskaya et Chien, 1999**).

Pour être incorporés par les organismes vivants, végétaux ou animaux, les métaux lourds doivent traverser les membranes cellulaires, ainsi que la barrière intestinale dans le cas des animaux. C'est sous forme d'ions ou de composés métalliques que les transferts ont lieu. Parce que la solubilité des métaux dépend du pH, leur incorporation par les organismes augmente avec l'acidité du milieu (**Blaize, 1997**), ces composés métalliques s'accumulent dans les cellules, où ils s'avèrent toxiques à terme (**Berland et Lassus, 1997**) ; ces polluants majeurs de l'environnement sont considérés d'êtres cytotoxiques (**Hadjiliadis, 1997**) carcinogènes et mutagènes (**Iretskaya et Chien, 1999**). Il a également été prouvé, par de nombreuses recherches et expériences, que les métaux lourds peuvent contribuer à des pathologies immunologiques telles que la sclérose en plaques ou d'autres défauts du système immunitaire (inflammations chroniques, effets immunosuppresseurs et allergies). Ils ont aussi tendance à perturber le système reproducteur et endocrinien (comprenant tous les organes/glandes possédant une fonction de sécrétion d'hormones). Des effets neurotoxiques surviennent directement quand les métaux lourds franchissent la barrière encéphalique, provoquant des atteintes du système nerveux central telles que les maladies de Parkinson et d'Alzheimer et, chez le fœtus, un dérèglement du développement cérébral (**Kyung- Min Lim et al., 2010**).

I.6.2. Effet sur les végétaux

Naturellement présents à très faible concentration dans les tissus vivants, les métaux jouent un rôle important dans le métabolisme et selon leur concentration, ils sont considérés comme des éléments toxiques ou nécessaires (**Shallari, 1997**).

Parmi l'ensemble des métaux lourds, une vingtaine d'entre eux sont indispensables aux processus physiologiques majeurs, en particulier la respiration, la photosynthèse ou l'assimilation des macronutriments (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001**). Ils jouent ainsi un rôle d'accepteurs ou de donneurs d'électrons, très important dans les multiples systèmes enzymatiques mettant en jeu des réactions d'oxydoréduction (**Chaignon, 2001**). Nombre de ces métaux, Cu, Zn, Ni, Fe, Co, Se et Ba ; la biosynthèse des protéines, des acides nucléiques, des substances de croissance, de la chlorophylle et des métabolites secondaires ; le métabolisme lipidique ou la tolérance au stress (**Rengel, 1999**). Cependant, des quantités excessives de métaux lourds dans ces plantes affaiblissent non seulement leurs propriétés alimentaires, mais nuisent aussi à la production (**Kozłowski et al., 2003**).

Les plantes, comme les invertébrés, réagissent de façon différente selon les variétés. Certaines sont peu ou pas tolérantes et meurent au contact des métaux lourds. D'autres ont des réactions de défense, et freinent l'absorption en sécrétant des acides qui vont augmenter le pH et par conséquent réduire la mobilité des éléments traces (**Miquel, 2001**),

D'autres enfin, sont tolérantes aux métaux, qui ont la propriété d'accumuler de très grandes quantités de métaux dans leurs tissus. On dit alors de ces plantes (**Cunningham et Ow, 1996**), « hyperaccumulatrices » absorbent et accumulent en grande quantité des ions métalliques dont certains, comme l'arsenic (As) ou le cadmium (Cd), n'ont pas d'utilité apparente pour la plante (**Xiong, 1997 ; Zhu et al., 1999 ; Baroni et al., 2000 ; Piechalak et al., 2002 ; Zhang et al., 2002**).

Parmi les végétaux tolérants, il est possible de caractériser trois grands types différents de stratégies vis-à-vis des contaminants métalliques, basées sur les rapports entre les teneurs en métaux lourds du sol et celles des organes aériens des plantes considérées (**Baker, 1981**). On définit alors :

Les accumulateurs pour lesquels les métaux sont concentrés, souvent préférentiellement dans les parties aériennes, quelle que soit la concentration métallique dans le sol.

Les excluders qui présentent une faible concentration foliaire, maintenue constante par régulation du transport depuis les racines tant que la concentration dans le sol reste relativement peu élevée. Dans le cas contraire, le mécanisme de régulation est dépassé et une accumulation importante a lieu entraînant la mort de l'individu.

Les indicateurs ne présentent aucun contrôle de la translocation. Par conséquent, les concentrations racinaires et foliaires sont en équilibre, et proportionnelles aux teneurs du sol. C'est le cas, par exemple, du Pissenlit (*Taraxacum officinale*) qui accumule divers métaux lourds en fonction de la pollution environnementale (**Kuleff et Djingova, 1984**).

Ces stratégies d'adaptation semblent entraîner souvent une contrepartie pour les plantes, que l'on appelle « le coût de la tolérance » (**Antonovics et al., 1971 ; Baker, 1987 ; Macnair, 1993**).

Elles présentent souvent un aspect plus frêle et leur croissance normale paraît devenir metallodépendante (**Antonovics et al., 1971**). Par conséquent, ces écotypes tolérants apparaissent souvent moins compétitifs, face aux « plantes normales », et semblent inféodés aux milieux contaminés, incapables de s'étendre aux terrains alentours sont aussi impliqués au niveau de processus moléculaires tels que le contrôle de l'expression des plantes capables de prélever les

métaux lourds de sols contaminés offrent la possibilité de nettoyer les sites contaminés par ces métaux lourds. Les plantes agissent alors comme des pompes solaires, qui peuvent extraire et concentrer certains métaux présents dans l'environnement (Nehnevajova, 2006), donc les plantes sont utilisables de différentes manières pour dépolluer biologiquement les milieux souillés (Vavasseur *et al.*, 2003). La phytoremédiation s'effectue de façon naturelle par les plantes survivant dans l'eau et les sols contaminés (Alleman, et Leeson, 1997), ces contaminants toxiques s'accumulent souvent dans les parties comestibles de ces usines agricoles et entrent dans de ce fait la chaîne alimentaire humaine (Diego *et al.*, 2004). Certaines plantes peuvent accumuler jusqu'à 1,5% de leur poids sec dans leurs parties aériennes en polluants aussi variés que le plomb, les produits pétroliers et les composés chlorés (Watanabe, 1997).

I.6.3. Effet sur l'environnement

Nous assistons impuissants à une mondialisation sans cesse croissante des problèmes liés à l'environnement. La production agricole moderne, l'industrie propre, le développement des biotechnologies, en dépit des confort qu'ils nous apportent (Benabdeli et Benmansour, 1998), ont augmenté les concentrations des polluants élémentaires dans l'environnement (Schneegurt *et al.*, 2001). Cependant, la contamination diffuse de grandes étendues de la terre (Barceló, 1989).

La contribution de l'Homme à la mise en circulation des éléments traces métalliques et leur dissémination dans l'environnement est très variable et dépend des métaux et des voies de rejets. La répartition entre les différentes sources s'établit comme suit : (Tableau 02) d'après (Miquel, 2001).

Elément	Cuivre	Zinc	Cadmium	Plomb
Total (milliers de tonnes)	216	760	20	382
Déchets agricoles	55%	61%	20%	12%
Déchets urbains	28%	20%	38%	19%
Engrais	1%	1%	2%	1%
Retombées atmosphériques	16%	18%	40%	68%

Tableau 02. Etude de transfert des ETM vers le sol et les plantes (Miquel, 2001)

Les métaux lourds restent dans l'environnement et leur spéciation et biodisponibilité pourra changer à travers le temps (**Kamnev et Van der Lelie, 2000**).

I.6.4. Pollution des sols

Situé à l'interface entre l'eau l'atmosphère et les végétaux, le sol assure de nombreuses fonctions : des fonctions économiques, écologiques et biologiques (**Ablain, 2002**) ; c'est l'un des éléments essentiels des écosystèmes naturels et agricoles. Sa contamination par des métaux ou d'autres éléments traces engendre donc des risques pour ces écosystèmes (**Schwartz et al., 1999**), la contamination des sols constitue un enjeu fondamental non seulement parce qu'il affecte notre environnement proche, mais aussi et surtout parce que l'enjeu de la pollution des sols n'est ni plus ni moins que l'alimentation en eau potable (**Miquel, 2001**).

Les métaux peuvent être soit fixés dans les roches et les sédiments, soit mobiles. Dans le premier cas, les quantités disponibles sont infimes et ils n'ont aucune signification sur l'environnement. Mais lorsque les conditions changent de telle manière que les métaux redeviennent solubles, l'augmentation de la concentration devient alors une menace directe pour l'environnement du fait de l'augmentation de leur disponibilité pour les plantes. En outre, depuis quelques années, les pluies acides augmentent la mobilité des métaux dans le sol et causent donc une augmentation de leur concentration dans les produits agricoles (**Di Benedetto, 1997**).

Les causes principales de pollution du sol par les métaux lourds (notamment le plomb, le cadmium, le chrome, le zinc, le cuivre, le nickel, le mercure, le manganèse, le sélénium et l'arsenic) sont l'irrigation par des cours d'eaux et des eaux usées contaminés par les industries, l'introduction de déchets solides contaminés et l'utilisation de terrains utilisés auparavant à des fins industrielles, contaminés par des flaques de pétrole et des déchets industriels (**Iretskaya et Chien, 1999**).

La concentration critique du sol est définie comme étant la valeur au-dessus de laquelle la toxicité est possible, **Kabata-Pendias et Pendias (1984)**, considèrent que les valeurs au-dessus desquelles le sol est critique sont les suivantes : 8 mg.kg^{-1} (Cd), 125 mg.kg^{-1} (Cu) et 400 mg.kg^{-1} pour le Pb et le Zn. Des travaux ont montré que la contamination métallique à la surface des sols est associée à un cocktail de contaminants plutôt qu'un seul métal. Ainsi, le concept d'un index de pollution a été introduit dans plusieurs études pour identifier une contamination multiéléments aboutissant à une augmentation de la toxicité des sols par l'assemblage de plusieurs métaux (**Nimick et Moor, 1991 ; Jung, 1995 ; Chon et al., 1998**).

La quantité de métaux lourds s'accumulant dans le sol dépend de la contribution de chaque source de pollution, de " l'efficacité " du transport du polluant du site de production à la zone contaminée et de la capacité de rétention du sol par rapport aux métaux lourds (**Alloway et Steignes, 1999**), leur présence dans les sols modifie considérablement la composition floristique des sites, ne permettant l'installation que d'un nombre limité d'espèces supportant leur toxicité (**Antonovics et al., 1971 ; Gartside et McNeilly, 1974**), Lorsqu'ils sont en excès, les métaux peuvent agir sur les propriétés biochimiques du sol, perturber la physiologie des plantes et contaminer les chaînes alimentaires (**Shallari, 1997**).

La présence des métaux peut changer les relations entre les différents éléments du sol (antagonismes ou synergies), au niveau de la rhizosphère, et perturber l'alimentation des plantes (**Chon et al., 1998**).

Il existe des facteurs prépondérants lors de la mobilisation des métaux dans le sol par les plantes. La biodisponibilité d'un polluant métallique pour les plantes dépend de (**Edwards, 1986**)

- La spéciation du métal dans le sol ;
- Les caractéristiques physico-chimiques du sol : pH, température et aération ;
- La présence et l'activité des organismes biologiques ;
- Les amendements et pratiques culturales ;

I.7. Contamination de l'environnement par l'uranium

I.7.1. Généralités sur l'uranium

I.7.1.1. Historique de l'uranium

L'oxyde d'uranium, l'urane (UO₂), fut découvert, en 1789, par l'Allemand Martin Heinrich Klaproth. C'est en analysant un minerai originaire de Saxe, la pechblende, que ce chimiste met en évidence la présence d'une substance inconnue qui se comporte comme un métal et qu'il baptise uranium, d'après le nom de la planète Uranus, observée pour la première fois huit ans plus tôt par l'astronome anglais William Herschel. Mais c'est Eugène Melchior Péligot qui en 1841 réussit à purifier et à obtenir un échantillon d'uranium métal. En 1896, Henri Becquerel découvre que des sels d'uranium sont capables de produire un rayonnement : la radioactivité est née. L'analyse de la pechblende conduit les Français Pierre et Marie Curie à la découverte du polonium et du radium. En 1938, les physiciens allemands Otto Hahn et

Fritz Stassmann analysent les propriétés de fission de certains noyaux d'uranium s'ils sont bombardés par des neutrons ; les recherches les plus importantes sur cet élément chimique débutent alors. Cette dernière découverte, ainsi que d'autres travaux permettent la réalisation, dès 1942, de la première réaction nucléaire en chaîne.

I.7.1.2. Concentrations naturelles dans les écosystèmes

La teneur moyenne en uranium est supposée équivalente à celle des chondrites carbonatées, une catégorie de météorites dont la composition chimique est considérée comme étant représentative de la composition chimique initiale de la nébuleuse planétaire. En se basant sur cette hypothèse, la teneur moyenne en uranium de la Terre avoisinerait 0.01 à 0.02 g t⁻¹. La croûte terrestre contient à elle seule 46 à 77 % de l'uranium total, soit une concentration moyenne de 3 g t⁻¹ (**Bonin et Blanc, 2001**). Peu présent dans les roches basiques, l'uranium est en revanche concentré dans les roches sédimentaires saturées en silice et les granites (3 à 4 g t⁻¹) et dans les roches phosphatées (20 à 120 g t⁻¹) (**Langmuir, 1978**).

Dans les sols, la teneur en uranium est généralement faible, de l'ordre de 3 mg kg⁻¹ de sol sec, néanmoins certains sols riches en phosphates présentent des concentrations pouvant atteindre 7 à 25 mg kg⁻¹ (**Plant et collab, 2003**). Dans les eaux de surface oxygénées, l'uranium est mobile et peu concentré avec une teneur moyenne de 0.02 à 0.6 µg L⁻¹ dans les rivières et océans (**Boninet Blanc, 2001**). Enfin, selon l'Organisation Mondiale de la Santé (2001), l'air contient de 0.02 à 0.45 ng m⁻³.

I.7.1.3. Propriétés physico-chimiques et nucléaires

a) Uranium naturel

L'uranium naturel (⁹²U) est un métal lourd radioactif de la famille des actinides de couleur gris blanc. Il est malléable et ductile, sa densité vaut 19.1 et son point de fusion est de 1130 °C. C'est l'élément le plus lourd existant à l'état naturel sur Terre. Les 23 isotopes identifiés de l'uranium sont radioactifs et possèdent des propriétés chimiques similaires mais seuls trois d'entre eux participent à la composition de l'uranium naturel : ²³⁸U, ²³⁵U et ²³⁴U. Ceux-ci se désintègrent principalement par émission de rayonnement α – émission d'un noyau d'hélium ⁴He – et parfois par fission spontanée. Les isotopes ²³⁸U et ²³⁵U sont les plus abondants – respectivement 99.275 et 0.720 % de l'uranium total de la planète – et sont primordiaux. Le troisième isotope ²³⁴U est produit par désintégration α de l'isotope ²³⁸U mais ne représente qu'une partie infime de la masse totale. En revanche, il est le plus

radioactif et contribue pour moitié à la radioactivité de l'uranium naturel. Les formes dites « enrichies », « appauvries » ou « de retraitement » ne sont que des mélanges de ces différents isotopes dans des proportions variables (**Bonin et Blanc, 2001 ; Paquet et collab., 2009**).

b) Uranium appauvri

L'uranium appauvri utilisé dans nos recherches est un sous-produit du processus d'enrichissement de l'uranium naturel. Il se caractérise par une faible teneur en ^{234}U et ^{235}U (tableau 1.3 ci-dessous) et par une activité spécifique de 14000 Bq g^{-1} , ce qui correspond à 60 % de l'activité de son homologue naturel. L'uranium appauvri possède des propriétés intéressantes : il est dense, pyrophorique au-delà de $600 \text{ }^\circ\text{C}$ et résistant. Cela lui vaut d'être utilisé à des fins militaires pour la fabrication de munitions (perforation) et de blindages (chars d'assaut). Il est également employé dans le domaine industriel pour la fabrication d'écran de protection anti-rayonnements et dans les transports (volets et gouvernes de direction d'avions, quilles de voiliers, etc.) (**Bem et Bou-Rabee, 2004 ; Bleise et collab., 2003**).

	Pourcentage en masse			Pourcentage en activité totale		
	^{234}U	^{235}U	^{238}U	^{234}U	^{235}U	^{238}U
U naturel	0.0054	0.7200	99.2700	49.1	2.3	48.6
U appauvri	0.0006	0.2000	99.8000	9.9	1.1	88.9

Tableau 03. Comparaison des masses et activités isotopiques de l'uranium naturel et de l'uranium appauvri à 0.2 % (**Weigel, 1986 ; DPHE, 2001**)

I.8. L'uranium dans les sols

Les sols sont issus de l'altération des roches – magmatiques, sédimentaires et métamorphiques – sous l'action du climat et de la biosphère. De manière générale, les sols issus de roches sédimentaires sont moins riches en uranium que ceux résultant de la dégradation de roches éruptives. Leur teneur moyenne varie entre 0.5 et 5 mg U kg^{-1} de sol sec à l'exception des zones uranifères dans lesquelles les concentrations peuvent atteindre plusieurs centaines de mg kg^{-1} (**Ragnarsdottir et Charlet, 2000**).

À cette provenance naturelle peuvent s'ajouter les apports résultant de l'activité anthropique – évoqués précédemment dans le propos – donnant lieu à la formation de sols dits « anthropisés » dont la nature est parfois très éloignée du sol originel. Du fait de son comportement vis-à-vis des autres éléments chimiques – notamment par le biais de ses

capacités d'adsorption et de complexation – l'uranium se répartit de manière hétérogène dans les sols. Sa mobilité c.-à-d. sa faculté de déplacement entre différents compartiments y est fortement influencée par la composition chimique et la profondeur (**Sheppard et Thibault, 1988**).

I.8.1. Le comportement dans la solution du sol

En solution aqueuse, l'uranium se retrouve essentiellement aux degrés d'oxydation IV et VI : U(IV) sous la forme d'espèces solvatées $U(H_2O)_4^{n+}$ et U(VI) sous forme d'ions uranyles UO_2^{2+} (entité linéaire $O-U-O$) et oxoaqua $UO_2(H_2O)_2^{2+}$. L'uranium étant considéré comme un acide « dur » au sens de Pearson, il réagira préférentiellement avec les bases « dures » que sont par exemple les ligands à atomes donneurs d'électrons tels que l'oxygène et le fluor (**Paquet et Collab., 2009**). Dans l'eau et les milieux aqueux, la spéciation chimique de l'uranium c'est à dire la distinction entre les différentes formes de liaisons possibles de l'élément dans un environnement donné est majoritairement gouvernée par le pH et le potentiel d'oxydo-réduction. Celui du couple U(IV)/U(VI) vaut 0.267 V (**Paquet et Collab., 2009**). Dans une moindre mesure, d'autres facteurs telles que la dureté et l'alcalinité de la solution peuvent influencer la spéciation (**Giblin et Collab., 1981 ; Echevarria et Collab., 2001**). Selon la nature de l'environnement, certaines réactions de complexation pourront alors avoir lieu, modifiant ainsi les paramètres de mobilité de l'uranium et donc les potentialités de transfert aux racines. La détermination de la spéciation de l'uranium dans la solution du sol est généralement établie par des approches de modélisation. Dans le cas de l'uranium et en conditions oxydantes – comme c'est le cas dans la majorité des sols cultivables.

– l'ion uranyle est prépondérant jusqu'à pH 6, une gamme dans laquelle il peut aussi se complexer avec les sulfates (pH 3-4) et les phosphates (pH 5-6), des espèces avec lesquelles il forme des complexes stables. Les formes hydroxylées de l'uranium (UO_2OH^+ , $UO_2(OH)_2$, etc.) se forment entre pH 6 et pH 8 puis sont retrouvées les formes carbonatées (UO_2CO_3 , $UO_2(CO_3)_2^{2-}$, $UO_2CO_3(OH)^+$, etc.) pour des valeurs de pH supérieures à 8 (**Ragnarsdottir et Charlet, 2000**). Ces différents complexes ont des affinités variables pour la phase solide, seront plus ou moins biodisponibles et donc plus ou moins facilement transférés aux plantes. De manière générale la sorption de U(VI) sur les particules de sol est moins forte dans les milieux aérés à pH acide du fait de la compétition entre H^+ et UO_2^{2+} (**Giblin et collab., 1981 ; Morrison et collab., 1995**). En conditions réductrices, l'uranium

est majoritairement présent sous formes de valence U(IV) peu solubles qui ont tendance à précipiter et à rester peu mobiles en solution (**Gascoyne, 1992 ; Sheppard et collab., 2005**).

Dans la solution du sol, la spéciation de l'uranium est également influencée par la concentration en ligands organiques. En effet, la matière organique dissoute en particulier les substances humiques qui peuvent représenter jusqu'à 75 % du carbone organique dissous influence la formation de complexes organiques stables de l'ion uranyle et contribue à sa migration (**Moulin et Collab., 1992**). Enfin, l'uranium peut s'associer à la fraction colloïdale, soit en liaison avec des colloïdes de fer (Fe), soit par interactions avec les acides humiques ou les humines (**Porcelli et collab., 1997**). La présence de carbonates dans la solution du sol induit une forte diminution de l'adsorption de l'uranium sur les particules de sol et contribue à augmenter sa mobilité. À l'inverse, la présence de phosphates entraîne la précipitation des ions uranyles et limite leur mobilité.

a) Influence de la matière organique

La matière organique joue un rôle majeur dans la dynamique de l'uranium dans les sols, particulièrement lorsqu'elle influence fortement la pédogénèse. Trois types de distribution verticale de l'uranium sont décrits en fonction des profils de ces sols :

- Lixiviation modérée et progressive dans les sols bruns, sans accumulation ;
- Conservation générale avec appauvrissement des horizons supérieurs et un enrichissement des horizons B, comme dans certains sols de steppes riches en Fe ;
- Redistribution avec accumulation variable, où plus de la moitié de l'uranium total peut être associée aux composés humiques, dans les horizons spodiques Bh ou Bs des podzols par exemple (**Gueniot et Collab., 1983, 1988**).

La présence d'acides organiques influence l'adsorption de l'uranium sur d'autres métaux oxydés. Ce phénomène dépend du pH, de la concentration en électrolytes organiques dans la solution du sol, de la nature des oxydes et des substances humiques, de leur fractionnement et du niveau de couverture des surfaces par ces substances humiques. À titre d'exemple, (**Zuyi et Collab, 2000**) ont montré que des concentrations en acides fulviques de 50 et 100 mg l⁻¹ favorisent l'adsorption de l'uranyle sur les oxydes d'aluminium (Al₂O₃), de fer et de silicium (Si) à des pH inférieurs à 7 (4 pour le Si). De manière générale, en conditions aérées avec peu de matières organiques, l'uranium est peu mobile et se comporte comme le calcium (Ca), le magnésium (Mg), le potassium (K) ou le sodium (Na). En revanche, en présence

d'importantes quantités de matières organiques, l'uranium est mobile et son comportement est comparable à celui de l'aluminium, du fer ou du manganèse (Mn). Enfin, en conditions réductrices, l'uranium est redistribué sur l'ensemble du profil de sol et s'accumule dans les zones où les matières organiques sont réduites et dans les zones de précipitation des oxy(hydr)oxydes de fer

b) Influence des oxy (hydr) oxydes de fer et d'aluminium

Les oxy (hydr) oxydes sont très abondants dans les sols se formant sous climat chaud (Colle et collab., 2001). Ces complexes de fer et d'aluminium existent sous différentes formes telles que les oxydes cristallisent, les hydroxydes amorphes et les formes associées à la matière organique (Gueniot et collab., 1988).

Résultant d'une forte altération des minéraux primaires, les oxy(hydr)oxydes sont d'importants sites de fixation de l'uranium. Ceci est d'autant plus vrai que les sols concernés subissent une évolution très rapide de la matière organique ce qui a pour effet de limiter son rôle de complexant (Colle et Collab., 2001). L'adsorption de l'uranium sur les oxy(hydr)oxydes se fait par complexation de surface (Ragnarsdottir et Charlet., 2000).

De cette manière, il est possible d'observer jusqu'à 40 % de l'uranium total associé à la fraction d'oxy (hydr) oxydes de l'horizon B des sols fersiallitiques. Dans l'horizon B1 de certains sols de steppes, ces composés peuvent même retenir jusqu'à 60 % de l'uranium présent. Enfin, dans les podzols et sols bruns, les oxy(hydr)oxydes de fer et d'aluminium mélangés à la matière organique constituent des sites de fixation pour 30 % de l'uranium (Gueniot et Collab., 1988).

c) Influence des carbonates

Dans les sols carbonatés l'ion uranyle est rarement libre dans la fraction liquide. Il se complexe facilement au carbonate $UO_2(CO_3)$, au bicarbonate $UO_2(CO_3)_2^{2-}$ et au tricarbonat $UO_2(CO_3)_3^{4-}$ (Echevarria et Collab., 2001). Les composés ainsi formés sont chargés négativement et présentent une affinité faible – inférieure à celle de l'ion uranyle – pour les minéraux et la matrice du sol (Armands, 1967 ; Harmsen et de Haan, 1980 ; Mason et collab., 1997). Il en résulte une augmentation de leur mobilité en l'absence d'autres complexant majeurs de l'uranium (Langmuir, 1978 ; Ho et Miller, 1986 ; Zheng et collab., 2003). À titre d'exemple, Yamamoto et collab. (1973) ont montré que la sorption de

l'uranium est réduite de 75 % après ajout de 500 $\mu\text{g ml}^{-1}$ de carbonates en solution sur un sol sableux. Ceci est d'autant plus vrai lorsque le sol est pauvre en matière organique.

I.9. Le comportement de l'uranium dans les plantes

I.9.1. L'absorption des métaux trace et des radionucléides

Les plantes prélèvent la majeure partie de leurs nutriments sous forme d'ions libres présents dans la solution du sol, et les radionucléides présents dans le sol pénètrent dans la racine en empruntant les mêmes voies que les éléments nutritifs. En réalité, le transfert racinaire est la résultante de processus successifs qui aboutissent à l'internalisation finale de l'élément en solution dans la racine, c'est-à-dire son absorption au sens strict (**Bourguignon et al, 2009**).

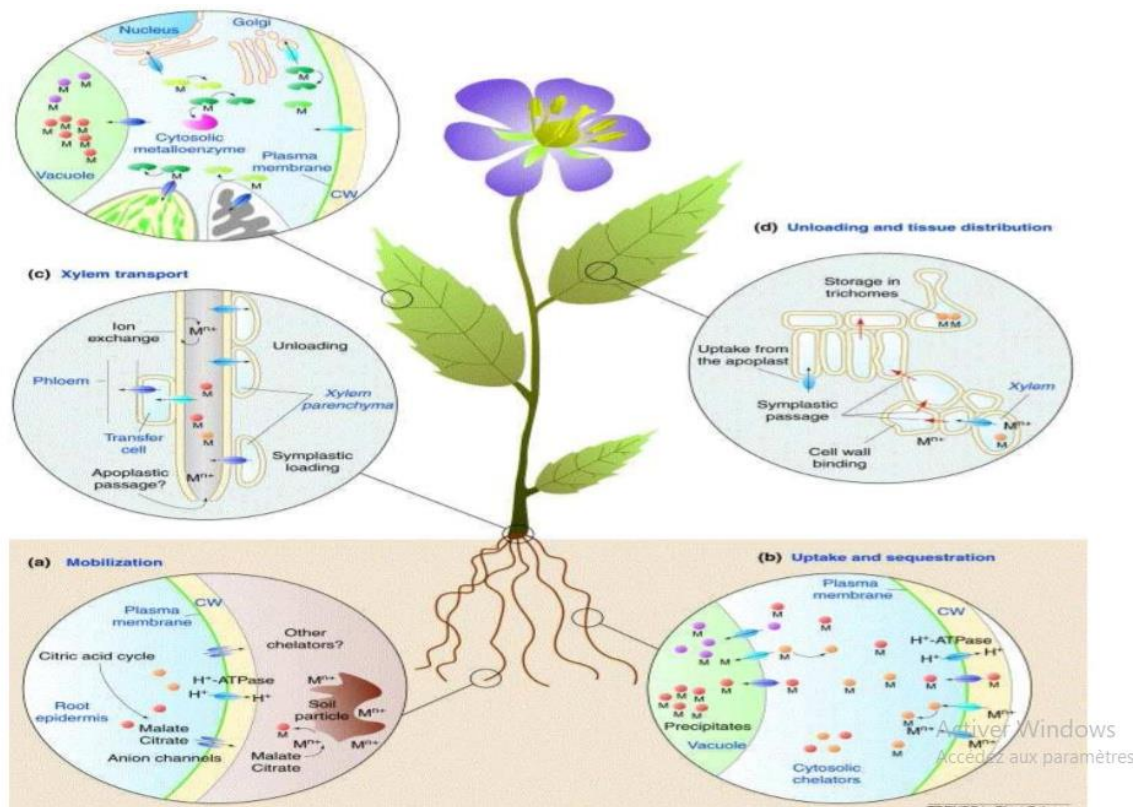


Figure 03. Principaux mécanismes moléculaires impliqués dans l'absorption et l'accumulation des métaux par les plantes. M= métal ; CW=cell wall. (a) mobilisation ; (b) absorption et séquestration ; (c) transport via le xylème ; (d) déchargement et distribution tissulaire ; (e) circulation et séquestration. (**Clemens et al., 2002**).

Chapitre II

Phytoremédiation des sols pollués

II.1. Généralité sur la phytoremédiation

Il existe plusieurs méthodes de dépollution des sols. Les méthodes physicochimiques présentent l'inconvénient d'être coûteuses et lourdes à mettre en œuvre (**Gadd, 2000**). De plus, elles perturbent fortement l'activité biologique des sols et altèrent leur structure physique. Le besoin de nouvelles techniques économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques du sol s'est fait sentir et l'utilisation des biotechnologies s'est avérée être une alternative intéressante. La capacité de certaines plantes à tolérer ou même à accumuler des métaux a permis d'ouvrir de nouvelles voies de recherche sur le traitement des sols: on parle de phytoremédiation (**Gadd, 2000**).

II.2. Définition de la phytoremédiation

Le terme phytoremédiation vient du préfixe grec « phyto » (plante) et du mot latin *remedium* (pour corriger ou éliminer un mal) (**Ghosh et Sing, 2005**).

La phytoremédiation ou la bioremédiation est une nouvelle technologie qui utilise les plantes vertes et/ou des microorganismes associés (ex. bactéries, champignons) pour le nettoyage d'un environnement pollué par les métaux lourds et les métalloïdes (**Smits et Freeman, 2006 ; Lamb et al., 2010**).

II.3. Historique de la phytoremédiation

L'idée d'utiliser des plantes pour extraire les métaux lourds et leurs composantes fut introduite en 1983, mais le principe est connu depuis 300 ans (**Henry, 2000**). C'est dans les années 90 que le concept de la remédiation (bio et phytoremédiation) émerge comme une nouvelle technologie qui utilise les plantes vertes et des microorganismes associés (bactéries champignons) pour le nettoyage d'un environnement pollué par les métaux, les métalloïdes les radionucléides et les xénobiotiques organiques (**Smits et Freeman, 2006**).

II.4. Techniques de la phytoremédiation

La phytoremédiation regroupe différentes méthodes qui se veulent toutes des techniques d'amélioration des sols et de l'eau contaminés par l'établissement d'un couvert végétal, soit la phytostabilisation, la phytodégradation, la rhizodégradation, la phytovolatilisation, la rhizofiltration et la phytoextraction. Elles seront appliquées en fonction du type de contamination et des objectifs de remédiation à atteindre (**Pivetz, 2001**).

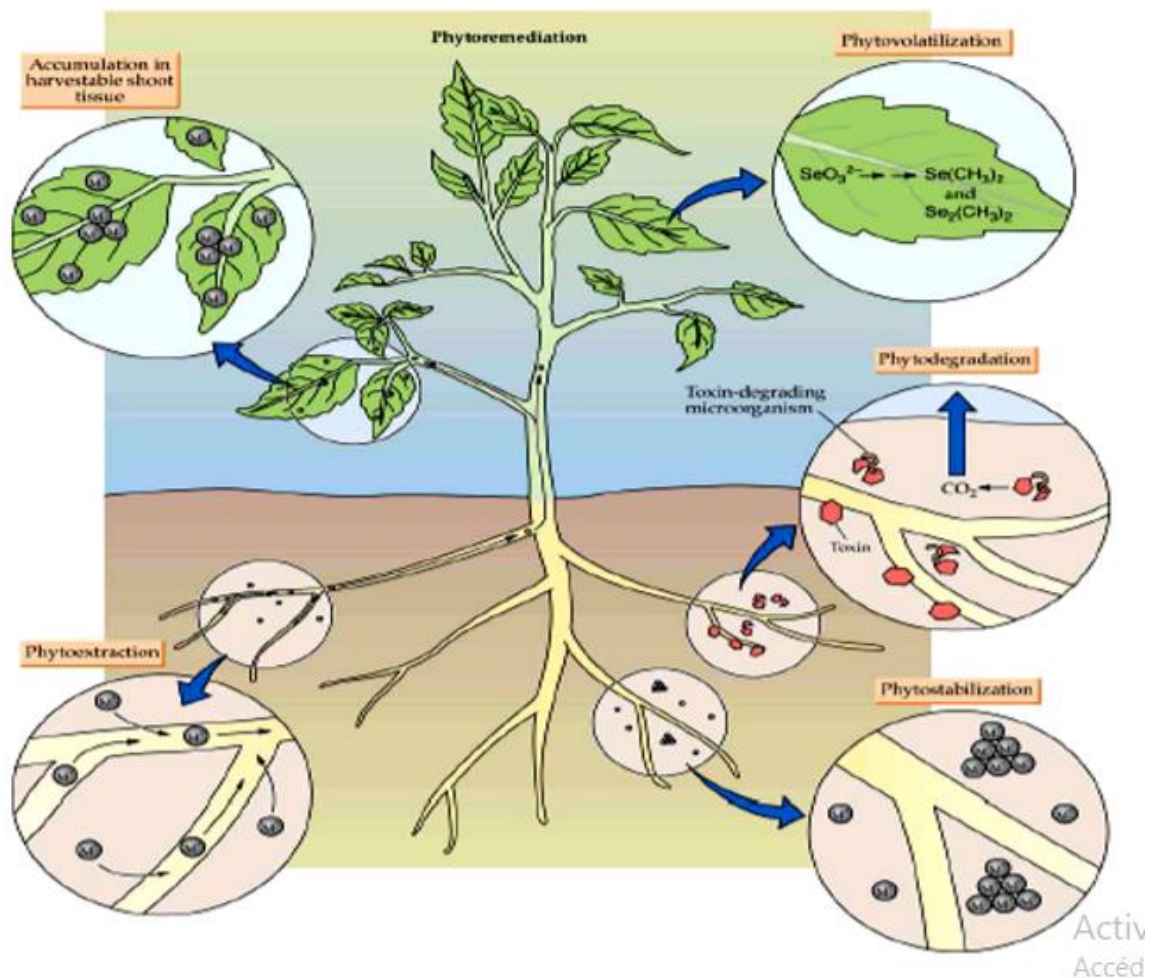


Figure 04. Les différents types de phytoremédiation (Buchanan *et al.*, 2002).

II.4.1. Phytoextraction

La phytoextraction est une technologie in situ liée aux plantes qui sont capables d'absorber les métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Zn ...) par leurs racines et de les transporter ensuite vers les parties aériennes (Zheng *et al.*, 2011). Les tiges et les feuilles sont alors récoltées et éliminées des sites pollués. Ceci contribue à rétablir la fertilité de larges zones agricoles, contaminées pour la plupart dans leur couche supérieure (Alkorta *et al.*, 2004); voir figure 05.

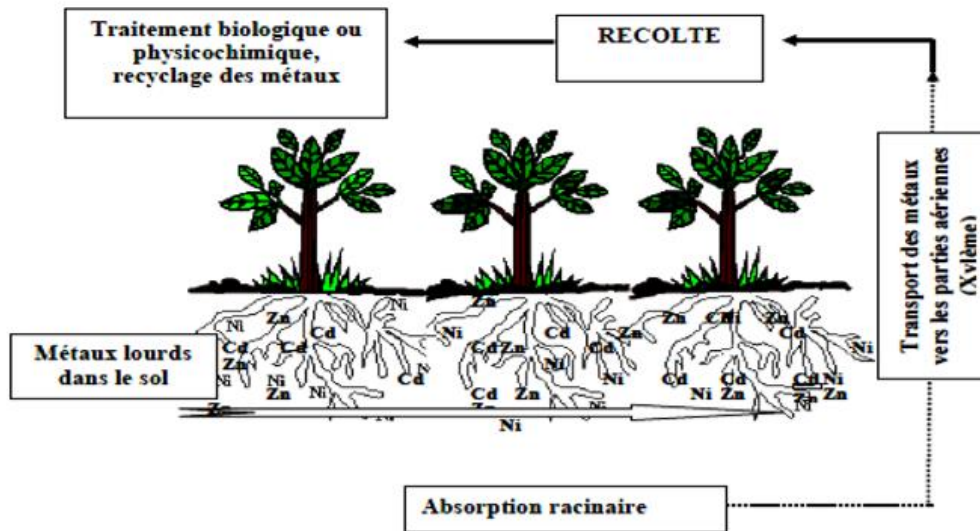


Figure 05. Représentation schématique du processus de phytoextraction des métaux lourds (Chedly, 2006).

Deux stratégies sont proposées pour une phytoextraction réussie des sols contaminés par les métaux lourds et autres polluants : phytoextraction naturelle et la phytoextraction induite ou assistée par des chélateurs.

a) Phytoextraction naturelle

Pour qu'une plante soit adéquate pour la phytoextraction d'un polluant donné, elle doit être capable durant toute sa vie de résister à la toxicité du polluant et de l'accumuler dans ses parties aériennes. En effet, la phytoextraction naturelle utilise des plantes hyperaccumulatrices qui peuvent naturellement extraire de teneurs importantes de métaux présents sur des sols pollués sans présenter de signes de phytotoxicité (Quartacci *et al.*, 2006 ; Zheng *et al.*, 2011).

b) Phytoextraction induite ou assistée par des chélateurs

Elle est basée sur l'utilisation de chélateurs permettant à des plantes non hyperaccumulatrices mais de biomasse importante afin d'absorber des teneurs élevées en métaux à partir d'un site pollué. La solubilité des métaux est accrue par des chélateurs tels que l'acide citrique, l'EDTA et l'EDDS. Ils sont appliqués soit directement sur le sol ou en condition hydroponiques (Saifullah *et al.*, 2009 ; Shahid *et al.*, 2011 ; Zheng *et al.*, 2011) soit en pulvérisation foliaire (Meers et Tack., 2004). C'est ainsi que l'EDTA a permis d'améliorer la mobilisation et le transport subséquent du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn par la

moutarde indienne et le tournesol (Ann-Peer et al., 2003). Cependant, la haute solubilité dans l'eau de certains complexes chélateurs-toxique peut résulter dans leur déplacement vers les couches plus profondes du sol et ceci consiste un risque potentiel important de contamination de l'eau et des estuaires (Ann-Peer et al., 2003).

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

- Tolérance à un niveau élevé de métal
- Accumulation raisonnable du métal dans les parties aériennes
- Croissance rapide
- Production importante de biomasse au terrain
- Avoir un système racinaire dense et capable de coloniser le sol/ sédiment en profondeur (Ann-Peer et al., 2003).

II.4.2. Phytostabilisation

La phytostabilisation utilise un couvert végétal pour empêcher la dispersion des contaminants dans les eaux souterraines et l'habitat humain, donc pour les rendre peu mobiles dans les écosystèmes (Krämer, 2005 ; Pilon-Smits, 2005). Certains plantes immobilisent les contaminants par précipitation dans le sol par les exsudats racinaires ou par accumulation dans les racines (Do Nascimento et Xing, 2006 ; Zheng et al., 2011).

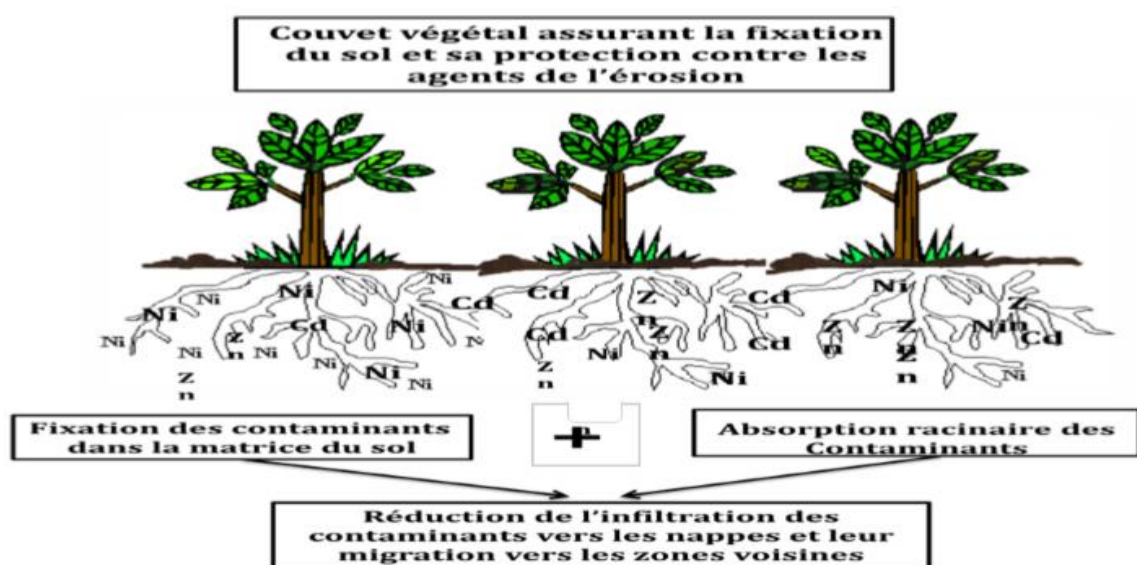


Figure 06. Processus de la phytostabilisation des contaminants au niveau du sol (Chedly, 2006).

II.4.3. Rhizofiltration

C'est un procédé similaire à la phytoextraction dans lequel les composés métalliques sont accumulés au niveau des racines. La rhizofiltration s'utilise plus facilement sur des cultures hors-sol ou l'élément à dépolluer est de l'eau contaminée. Dès que les racines sont saturées en métaux, on récolte les plantes puis on les traite selon le même principe qu'en phytoextraction (Repellini, 2000).

II.4.4. Phytodégradation

La phytodégradation (ou phytotransformation) consiste à convertir des polluants organiques en composés moins toxiques voire même être totalement minéralisés. Cette décomposition est réalisée grâce à des enzymes variées sécrétées par la plante (Chaudhry et al., 1998).

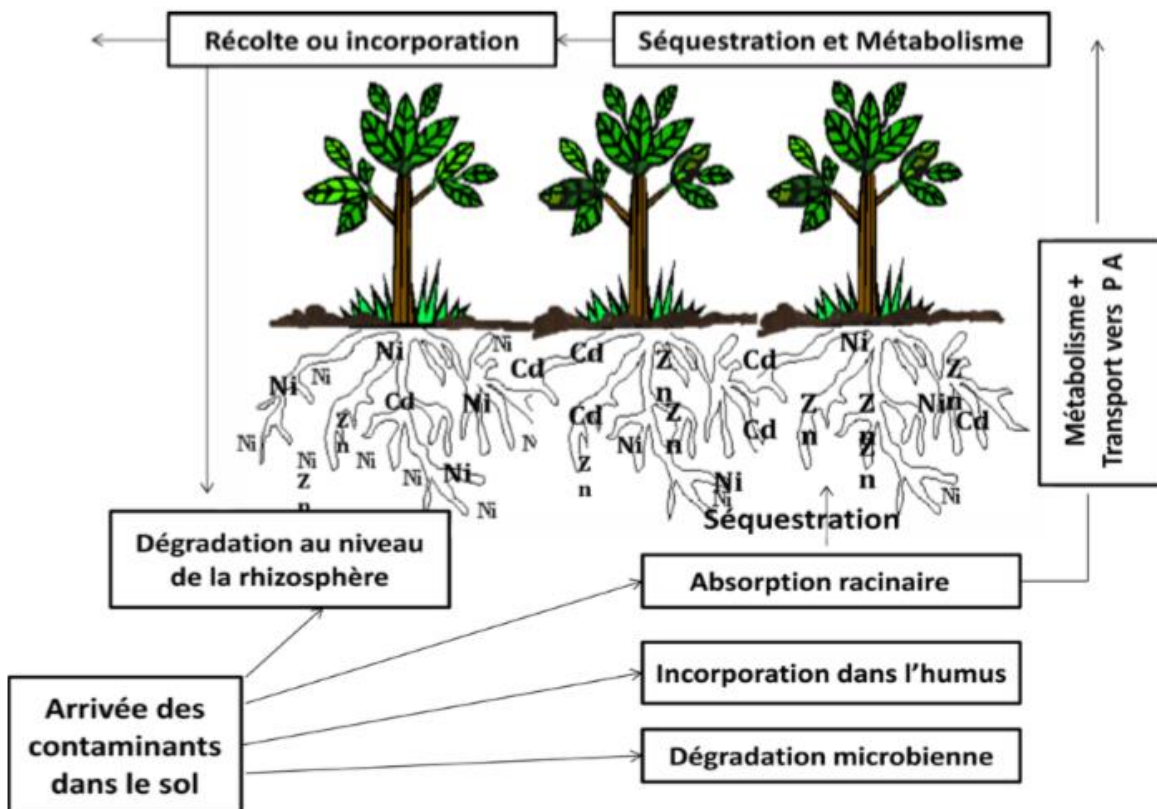


Figure 07. Processus de la phytodégradation des contaminants au niveau du sol (Chedly, 2006).

II.4.5. Phytovolatilisation

Dans ce procédé, les contaminants solubles sont absorbés par les racines, transportés vers les feuilles et volatilisés dans l'atmosphère par les stomates sous formes moins toxiques ou après une modification métabolique. Ainsi, le sélénium peut être relâché dans l'atmosphère sous forme de diméthyle sélénite ou de diméthyle disélénite (Zayed et al., 1998).

Les phytotechnologies, ainsi que leurs avantages et inconvénients, sont présentées dans le tableau. Voir tableau 04.

	<i>Rhizofiltration</i>	<i>Phytostabilisation</i>	<i>Phytoextraction</i>	<i>Phytovolatilisation</i>	<i>Phytodégradation</i>
Mécanismes	Accumulation, adsorption, précipitation	Complexation, adsorption, précipitation	Accumulation et hyperaccumulation	Extraction du contaminant et relâchement dans l'atmosphère	Dégradation rhizosphérique
Type de polluant	Organique/Inorganique	Organique/Inorganique	Surtout inorganique	Organique/Inorganique (As, Hg, Se)	Organique (solvants chlorés, herbicides)
Substrats traités	Milieu aqueux	Sols, sédiments, boues	Eaux, sols, sédiments, boues	Sols, sédiments, boues	Eaux, sols, sédiments, boues
Exemples de plantes utilisées	<i>H. annuus, B. juncea, N. tabacum, Zea mays</i>	Plantes exclusives (<i>Agrostis tenuis</i>)	Hyperaccumultrices ou accumultrices à forte biomasse	Plantes modifiées génétiquement	Tout type de plante hébergeant des rhizobactéries
Avantages	Utilisation <i>in situ</i> et <i>ex situ</i>	Limite le risque de lixiviation et d'érosion Solution rapide	Utilisation <i>in situ</i> Adaptée aux pollutions diffuses	Dilution de la pollution dans l'air Pas de traitement des déchets végétaux	Pas de traitement des déchets végétaux
Inconvénients	Dépend du système racinaire	Dépend du système racinaire N'élimine pas le polluant du sol	Dépend du système racinaire Retraitement des déchets produits	Risque d'exposition atmosphérique non quantifié Utilisation d'OGM	Limite à des polluants facilement dégradables Dépend des rhizobactéries associées
Références	Duschenkov et al., 1995 Raskin et Ensley, 2000 Surarla et al., 2002	Cunningham et berti, 2000 Surarla et al., 2002	Salt et al., 1995 Baker et brooks, 1989	Banuelos, 2000	Black, 1995

Tableau 04. Caractéristiques des différentes techniques utilisées en phytoremédiation.

II.5. Avantages de la phytoremédiation

La phytoremédiation est de plus en plus utilisée de nos jours puisqu'elle contribue au maintien de la structure des sols étant donné qu'elle ne nécessite aucune excavation (EPA., 2012). En plus d'être reconnue comme un choix économique comparativement aux techniques de décontamination conventionnelles, la phytoremédiation est largement acceptée par le grand public puisque peu d'impact y sont associés. Plusieurs avantages sont attribués à cette technique de décontamination, dont la quantité de résidus générés par la phytoremédiation. Cela dit, lorsqu'on a recours à des technologies classiques, le volume de matière à enfouir ou à incinérer est plus élevé si l'on utilise la phytoremédiation (réduction de plus de 95%) (Forget., 2004 ; Ghosh et Singh., 2005). De plus, l'utilisation de ces

phytotechnologies est applicable à une grande variété de sites contaminés que ce soit pour une contamination organique ou inorganique, une contamination au niveau des sols ou encore dans les eaux souterraines, la phytoremédiation est maintenant une option à considérer. Sans oublier que la présence de végétation sur un site contribue à réduire ou prévenir l'érosion et procure un avantage visuel au paysage (**Vishnoi et Srivastava., 2008**). L'énergie utilisée pour décontaminer les sites par des techniques de phytoremédiation est le soleil, ce qui est avantageux pour l'environnement puisque les techniques traditionnelles vont plutôt opter pour une énergie sale. Par exemple pour l'excavation, c'est l'essence qui fait rouler la machinerie et qui malheureusement pollue énormément et créer des dérangements sonores. En plus de n'utiliser aucune énergie fossile lors de la décontamination, la phytoremédiation a en général un impact positif sur l'environnement. En effet, les végétaux sont reconnus pour améliorer la qualité de l'air et leur capacité de séquestrer les gaz à effet de serre (**Itrc., 2009**).

II.6. Limites de la phytoremédiation

Comme Forget (2004) l'a si bien dit dans un de ses articles : « comme toute technique de décontamination des sols, la phytoremédiation comporte certaines limites avec lesquelles il faut composer ». Une des premières limitations est le contact entre rhizosphère et les contaminants présent dans le milieu à décontaminer (**Epa., 2000**). La capacité des plantes à atteindre une profondeur de par leurs racines dépend de l'espèce végétale et des conditions géomorphologiques et climatiques (**Epa., 2000**). Par exemple certain espèce d'arbre comme le peuplier ont des racines qui potentiellement peuvent atteindre une profondeur de 15 pieds dans les sols tandis que celles des arbustes vont être plus superficielles (**Epa., 2000**). Enfin, la phytoremédiation doit se restreindre aux sites présentant une contamination peu profonde et dont les concentrations sont relativement faibles pour que les plantes soient en mesure de croître de façon convenable afin de capter tous les contaminants (**Ghosh et Singh., 2005**). Ces contaminants absorbés par les végétaux peuvent aussi présenter un risque potentiel pour l'environnement puisqu'ils peuvent se retrouver dans la chaîne alimentaire si les animaux ingèrent des plantes contaminés (**Gouvernement de Canada., 2008**). D'ailleurs, plusieurs études ont démontré que certains animaux et insectes ne consommaient pas les plantes contaminées puisqu'elles avaient un mauvais goût (**Chaney et autre., 2000**). Le taux de croissance des végétaux va aussi influencer la phytoremédiation puisque plusieurs années peuvent être nécessaires afin d'atteindre un niveau de décontamination acceptable.

Finalement, bien que certaines plantes soient reconnues pour accumuler des quantités élevées de contaminants, le choix des plantes en phytoremédiation doit être réfléchi. Cela dit,

il est préférable de ne pas opter pour des plantes qui ne sont pas natives au site où la décontamination in situ a lieu et d'éviter celles qui sont envahissantes. Ces précautions vont contribuer au maintien de la biodiversité déjà en place (**Ghosh et Singh., 2005**).

Chapitre III

Généralités sur la plante Moringa

III.1. Description botanique de la plante

III.1.1. Systématique et nomenclature

La classification systématique du *Moringa Oleifera* L. est la suivante:

- Règne : Végétal
- Embranchement : Spermaphytes
- Sous embranchement : Angiosperme
- Classe : Dicotylédones
- Sous classe : Dillenidae
- Ordre : Capparidales
- Famille : Moringaceae
- Genre : *Moringa*
- Espèce : *Moringa oleifera* (**Rajangam et al, 2001**)

III.2. Description des différentes parties de la plante

III.2.1. L'arbre

Le *Moringa Oleifera* est un arbre de 7 à 8 mètres de haut (**Besse, 1996;Mémento de l'Agronome, 2002**). C'est une plante à croissance rapide. En rangs serrés, il peut, néanmoins, servir de brise-vent. Les branches servent à ériger des clôtures et des haies vives. Le fût est en général mal conformé, souvent multiple donc divisé dès la base. L'écorce est lisse, à grosse lenticelle, de couleur gris foncé violacé. Le bois de *Moringa* est mou, très tendre et souvent attaqué par les termites. il donne un très mauvais charbon (**séverin, 2002**).



Photo 01. Tronc d'un arbre adulte (**Parrotta, 2009**)

III.2.2. Les racines

Les graines de *Moringa* une fois en terre développent une racine blanche gonflée, tubéreuse qui a une odeur piquante, caractéristique dotée de racines latérales plutôt clairsemées. Les arbres cultivés à partir de graines développent une profonde racine pivotante robuste avec un système à large diffusion composée d'épaisses racines latérales tubéreuses (Parrotta, 2009).



Photo 02. Racines de *Moringa*

III.2.3. Les feuilles

Les feuilles sont tripennées de 30 à 70 cm de long. Les folioles sont ovées (Besse, 1996). Les feuilles comptent 2 à 6 paires de pinnules comprenant chacune 2 à 5 paires de pinnules secondaires, divisées elles-mêmes en 1 à 2 paires de folioles plus une foliole terminale plus grande que les autres (Mémento de l'Agronome, 2002). Les feuilles sont caduques.



Photo 03. Feuilles de *Moringa*

III.2.4. Les fleurs

Après 8 à 12 mois, l'arbre commence à fleurir sur une base continue tout au long de l'année (**Price, 1985; Echo, 2007**). La floraison exubérante du *Moringa* fait que celui-ci est considérée comme une plante ornementale. L'inflorescence est en panicule aux fleurs irrégulières. Les fleurs du *Moringa* sont de couleur blanche tirant sur le crème, délicatement parfumées (**Besse, 1996**). Les fleurs, irrégulières, se composent de 5 sépales et 5 pétales inégaux; 5 étamines et 5 staminodes. L'ovaire a une seule lige et trois placentas pariétaux. Les fleurs attirent les oiseaux et de nombreux insectes butineurs.



Photo 04. Fleur de *Moringa*

III.2.5. Les fruits et les graines

La production de fruits commence 6 à 8 mois après la transplantation des plantules. Généralement appelées gousses, les fruits sont en langage botanique des siliques de section triangulaire munies de 3 ouvertures de 20 cm de long et de 2 cm de diamètre (**Besse, 1996**). La capsule a une extrémité aiguë, une surface bosselée, de 30 à 50 cm de long et plus, déhiscente, s'ouvrant en trois valves (**Mémento de l'Agronome, 2002**). Les graines (Photo. 05), dont chacune est munie latéralement de trois ailes, sont rondes, noires, empilées sur trois rangées centrales. Elles ont un diamètre de 10 à 12 mm (**Besse, 1996**).



Photo 05. Graines de Moringa (Sissoko, 2019)



Photo 06. Gousses de Moringa (Sissoko, 2019)

III.3. Caractéristiques agro-écologiques et climatiques nécessaires au développement de la plante

III.3.1. Altitude

Le *Moringa Oleifera* préfère une altitude inférieure à 600 m, mais peu pousse jusqu'à 1200 m dans certaines régions tropicales et a déjà été observé à 2000 m (Price, 1985; Echo, 2007).

III.3.2. Température

Généralement, le Moringa Oleifera pousse le mieux dans les régions tropicales chaudes et semi-arides. La plage de température idéale du Moringa est de 25 à 35°C, mais il peut tolérer des températures jusqu'à 48°C pendant de courtes périodes de temps (**Price, 1985; Echo, 2007**). L'amplitude des températures saisonnières est très forte : de 38 à plus de 40°C en été et jusqu'à - 1°C en hiver (**Mémento de l'Agronome; 2002**).

III.3.3. Sols

Le Moringa préfère les sols légers, frais et qui ne retiennent pas l'eau. Il pousserait bien également dans les sols rocailloux et des terres légèrement salées (**Séverin, 2002**). En effet, il préfère les sols sablonneux ou limoneux bien drainés. Il tolère les sols argileux mais pas l'engorgement du sol.

III.3.4. PH

Le Moringa Oleifera tolère une grande plage de pH (de 5 à 9), et pousse assez bien dans les milieux alcalins jusqu'à un pH de 9.

III.3.5. Vent

Un environnement venteux peut assécher les feuilles de Moringa. Les forts vents peuvent casser les branches et même le tronc de l'arbre.

III.3.6. Besoins en eau de la plante

Le Moringa Oleifera s'adapte à des précipitations annuelles de 250 à 1 500 mm (**Price, 1985; Echo, 2007**). Il pousserait mieux dans les régions ayant une pluviométrie annuelle comprise entre 800 à 1200 mm (**Séverin, 2002**). La pluviométrie annuelle optimale se situe entre 750 et 2 000 mm (**Mémento de l'Agronome, 2002**). Le Moringa est assez tolérant à la sécheresse. Il peut supporter 6 mois de sécheresse. En cas de sécheresse sévère et prolongée, il perd ses feuilles.

III.4. Itinéraire technique de production du sol

La production de feuilles de Moringa passe par les étapes suivantes: la préparation du Sol, la fertilisation, la mise en place de la culture, l'entretien, le contrôle des ravageurs et la récolte.

III.4.1. Fertilisation

Les besoins en nutriments peuvent être satisfaits par apport de fumure organique ou minérale selon les objectifs de production. Selon **(De Saint Sauveur et Broin, 2010)**. Le Moringa peut produire des quantités importantes de feuilles lorsqu'il reçoit des apports organiques suffisants.

De plus, l'application de la fumure organique comme fumure de fond est conseillée pour une production biologique. La dose à l'hectare varie en fonction de la densité de semis et selon **(Foidl et al, 2001)**. Elle est de 6t/ha pour une densité de 1000000 plants/ ha. En plus des nutriments apportés, la fumure organique améliore la structure du sol. C'est pourquoi elle doit être appliquée d'abord avant le semis. Ensuite, elle peut être apportée comme fumure d'entretien au moins une fois par an **(De Saint Sauveur et Broin, 2010)**.

III.4.2. Mise en place de la culture

Le Moringa Oleifera se multiplie soit par semis des graines à 2 cm de profondeur **(Kokou et al, 2001)**, soit par bouturage. Le semis direct est conseillé pour la monoculture à haute densité (10 x 10 cm), tandis qu'en culture associée, la transplantation peut être préférée dans certains cas (2 à 5 m entre les plants et les rangées). La saison des pluies et la saison sèche fraîche sont les périodes favorables au semis des graines selon **(Jahn, 2003)**. La densité de plants à l'hectare dépend des objectifs de production. La production de feuilles se fait soit en monoculture où la densité des plants à l'hectare est élevée jusqu'à 1 000000 de plants/ha) selon **(Foidl et al., 2001)**. Soit en agroforesterie. La production par bouturage permet d'avoir des plantes à croissance rapide mais développant un système racinaire superficiel qui les rend sensibles au stress hydrique et au vent. Les boutures de 45 à 150 cm de long avec un diamètre de 4 à 16 cm doivent être prélevées sur un arbre d'au moins un an et laissées à l'ombre pour sécher pendant au moins trois jours avant d'être plantées.

III.4.3. Entretien

Après l'installation de la culture, certaines pratiques sont nécessaires pour favoriser le développement des plants. Il s'agit du démariage, des désherbages et des sarclages manuels pour éliminer les mauvaises herbes mais aussi de l'application de pesticides pour protéger les plantes des insectes ravageurs. Il existe également la taille d'entretien qui est la pratique culturale la plus importante dans la production de feuilles de Moringa. Elle consiste à

sectionner la tige principale à 10 cm de son sommet lorsqu'elle mesure 60 cm de haut ainsi que les ramifications lorsqu'elles atteignent 20 cm (www.moringanews.org). Cette pratique confère à l'arbre une forme buissonnante. Elle a les mêmes objectifs que le pincage qui, selon **(De Saint Sauveur et Broin, 2010)**. Consiste à pincer le bourgeon terminal de la tige centrale lorsque la plante a une hauteur de 0,5 à 1 m et les branches secondaires sont également pincées. Toutes ces pratiques facilitent la récolte des feuilles et offre à la plante une certaine résistance aux vents violents.

III.4.4. Irrigation

L'irrigation est indispensable pour une production de feuilles continue en saison sèche. Une étude menée au Niger par **(Gamatie et De Saint Sauveur, 2005)**. A montré que la combinaison de l'irrigation et de la fertilisation permet de faire 18 récoltes par an. Cependant, en saison pluvieuse, la culture de *Moringa* ne nécessite pas d'irrigation **(De Saint Sauveur et Broin, 2010)**. Aussi, selon ces auteurs, tout système d'irrigation peut convenir: tuyau d'arrosage, arrosoir, asperseur, goutte à goutte. Cependant l'étude de **(Méda, 2011)**. A montré que la méthode d'irrigation goutte à goutte donne les meilleures performances agronomiques et par conséquent le meilleur rendement. Il est le moins coûteux pour la production des feuilles fraîches. Le temps favorable à l'irrigation se situe dans la matinée très tôt, la soirée ou la nuit pour éviter les pertes par évaporation. Les besoins en eau selon les zones climatiques sont donnés par **(De Saint Sauveur et Broin, 2010)**.

- En zone soudanienne, la production de feuilles est possible toute l'année sans irrigation, toutefois une baisse de production est observée en période sèche comme dans la région des cascades où se déroule la présente étude.

- En zone sahélienne, l'irrigation se fait durant toute l'année (tous les jours en saison sèche, deux ou trois fois par semaine en saison humide).

-Quant à la quantité d'eau nécessaire, elle varie selon la période de l'année et est donnée par **(Olivier, 2004)**. Au nord du Sénégal.

- Hivernage (mi-juillet à octobre) : 72 000 litres/ha/jour, à raison d'une heure d'arrosage avec une pression d'un bar. - Période sèche (novembre à mi-juillet) : 108 000 litres/ha/jour, à raison d'une heure et demie d'arrosage avec la même pression.

III.4.5. Ravageurs et maladies

Les sauterelles, criquets, chenilles et les termites constituent les principaux ravageurs. Ces insectes mordent et mangent des parties de la plante entraînant de ce fait la destruction de feuilles, bourgeons, fleurs, pousses, fruits ou graines ainsi que l'interruption du flux de sève. Ces attaques sont surtout fréquentes en début de saison sèche lorsque les organes verts et tendres sont rares. La meilleure solution est de couper les arbres pour ne laisser aucune partie verte (**De Saint Sauveur et Broin, 2010**). En plus de cette méthode, il existe des moyens de lutte biologique pour contrôler ces insectes. Selon (**De Saint Sauveur et Broin, 2010**), la lutte biologique peut se faire par application de tourteaux de graines de *Azadirachta indica* (neem) dans le sol; de feuilles de ricin, d'écorces d'acajou, de feuilles de *Mefia azedarach* à la base du tronc; de tas de cendres à la base des plantes et par la fabrication de pièges à termites avec des canaris remplis de paille humide, de terre et autres déchets végétaux.

Parmi les maladies, les mêmes auteurs soutiennent que les maladies fongiques sont de loin les plus sérieuses dans la culture du Moringa. Des taches sombres peuvent apparaître sur les feuilles et finir par les couvrir entièrement, ce qui cause le jaunissement de la feuille et sa mort. Ceci est provoqué par les champignons *Cercospora* spp et *Septoria lycopersici*.

L'alternariose serait également courante selon (**De Saint Sauveur et Broin, 2010**). Elle se présente sous forme de taches angulaires brunes noires avec des cercles concentriques, soit par des lésions noires ou brunes sur les branches. L'agent pathogène est *Alternaria solani*, les produits efficaces contre cet agent sont à base de mancozèbe ou de manèbe. Tout comme contre les insectes nuisibles, les extraits de feuilles, de graines de neem ou dans tous les cas les préparations contenant de l'Azadirachtine peuvent également être utilisés pour contrôler les attaques fongiques (**De Saint Sauveur et Broin, 2010**).

III.4.6. Récolte et rendement

La récolte peut être manuelle avec un sécateur, une faucille, un couteau ou mécanique avec une faucheuse. La récolte peut se faire en coupant les branches feuillées à une hauteur de 30 cm à 1 m au-dessus du sol, ou en prélevant directement les feuilles sur l'arbre (**De Saint Sauveur et Broin, 2010**). Les fruits doivent être récoltés lorsqu'ils deviennent bruns et secs. Les graines sont extraites, mises en sacs et stockées dans un endroit sec. Les branches de Moringa étant fragiles, il est déconseillé de grimper dans l'arbre pour récolter des fruits (**De Saint Sauveur et Broin, 2010**).

Le rendement est fortement influencé par la densité de semis, l'irrigation, la fertilisation, le traitement phytosanitaire et l'entretien de la culture (Foidl et al., 2001). A obtenu le maximum de feuilles vertes avec une densité d'un million de plants à l'hectare. (Vijayakumar et al., 2000). Cités par (Rajangam et al., 2001). Ont constaté que le pincement précoce des points de croissance à 60 jours donne des rendements meilleurs que le pincement à 90 jours après le semis. L'irrigation goutte à goutte permet de doubler les rendements des variétés annuelles et un apport de 4 litres/jour permet d'augmenter les rendements de 57% par rapport aux plantations pluviales (Rajakrishnamoorthy et al., 1994). Cités par (Rajangam et al., 2001).

III.4.7. Contraintes de production

La principale contrainte de production de *Moringa* est liée à sa grande diversité Génétique. Le *Moringa* est en effet un arbre à pollinisation croisée, ce qui entraîne une très forte hétérogénéité de formes et de rendements à l'intérieur de chaque espèce (De Saint Sauveur, 2001). En Tanzanie et au Nicaragua, l'hétérogénéité occasionne des coûts élevés car certains arbres doivent être arrachés et d'autres sont éliminés par la compétition naturelle des plants plus vigoureux (De Saint Sauveur, 2001). La solution à la contrainte engendrée par la grande variabilité des rendements et de ses composantes consiste donc à maintenir une variété génétiquement pure (Rajangam et al., 2001).

III.5. Valeur nutritionnelle de la plante et composition des différents produits et dérivés

III.5.1. Composition chimique

La valeur nutritive des feuilles de *Moringa* est d'une richesse rarement observée. En effet, les feuilles contiennent une très grande concentration de vitamines, de protéines, de certains minéraux et, phénomène assez rare pour une plante, elle possède les 10 acides aminés et les acides gras essentiels (Broin, 2005). En effet, la teneur en ces éléments est élevée pour 100 grammes de matière sèche (le tableau 05).

Données pour 100 grammes de matière sèche			
composition globale		Acides aminés (mg)	
Calories (kcal)	300	Arginine	1600
Protéines (g)	25	Histidine	530
Glucides (g)	40	Isoleucine	1140
Lipides(g)	8	Leucine	2050
Minéraux (g)	12	Lysine	1200
Fibres (g)	15	Méthionine	370
Teneur en eau	75%	Phénylalanine	1400
		Thréonine	1080
Minéraux (mg)		Tryptophane	580
Calcium	2100	Valine	1400
Cuivre	1	Acide aspartique	1670
Fer	27	Acide glutamique	2470
Potassium	1300	Sérine	840
Manganèse	405	Glycine	960
Phosphore	310	Alanine	1260
Manganèse	8	Proline	1230
Soufre	740	Tyrosine	910
Sélénium	2,6	Cystéine	360
Zinc	2,6	Acides gras	
Molybdène	0,5	C 16 :0	530
Sodium	100	C 18 :0	70
Vitamines		C 18 :1	60
Vitamine A (UI)	14300	C 18:2	170
Vitamine C (mg)	850	C 18:3	1140

Tableau 05. Composition moyenne des feuilles de Moringa Oleifera (Broin, 2005).

III.5.2. Composition des graines, de l'huile et du tourteau de Moringa

La graine, quant à elle, fournit aussi une huile qui se rapproche d'une huile supérieure comme l'huile d'olive. L'huile des graines de Moringa contient environ 13 % d'acides gras saturés et 82 % d'acides gras insaturés, l'huile de Moringa, est particulièrement riche en cet acide et en contient 70 %. La composition détaillée de cette huile de Moringa représente dans le tableau 06 (Foidl, Makkar, 2001).

Éléments		Composition (%)
Acides gras		95
Saturés		13
Insaturés		82
Mono-insaturés		71.4
Acide oléique (Omega 9)		70
Acide palmitoléique		1,4
Poly-insaturés		10.6
Acide linoléique		0,88
Acide linoléinique		0,1
Acide arachidonique		3,9
Autres		5.72
Autres (protéines, vitamines, minéraux)		Environ 5
TOTAL		100

Tableau 06. Composition de l'huile de Moringa (Foidl, Makkar et Becker, 2001)

Le tourteau est un sous-produit obtenu à partir de la trituration des graines de Moringa. Il présente une teneur plus élevée en protéine brute (PB) que les amandes, et les protéines sont plus solubles, ce qui suggère que les coagulants protéiques utilisés pour purifier l'eau peuvent aussi être récupérés du tourteau de Moringa. L'huile ainsi récupérée peut être valorisée pour la consommation humaine mais aussi pour d'autres besoins comme l'éclairage ou la lubrification.

Acide aminé	Tourteau avant extraction	Tourteau après extraction
Lysine	1,47	1,48
Leucine	5,27	5,84
Isoleucine	3,05	3,49
Méthionine	1,90	2,13
Cystine	4,22	4,72
Phénylalanine	3,97	4,29
Tyrosine	1,50	1,41
Valine	3,47	3,63
Histidine	2,27	2,28
Thréonine	2,25	2,28
Sérine	2,75	2,85
Acide glutamique	19,35	19,63
Acide aspartique	3,97	3,76
Proline	5,52	6,04
Glycine	4,90	4,40
Alanine	3,77	4,05
Arginine	11,63	16,68
Tryptophane	Non déterminé	Non déterminé

Tableau 07. Composition en acides aminés (en g/16 g N) du tourteau de Moringa, avant et après extraction (Foidl, Makkar et Becker, 2001)

III.5.3. Composition de la fleur

La fleur de Moringa est très riche en protéines et en minéraux. Les éléments contenus dans la fleur sont beaucoup plus abondants dans le produit séché que le produit à l'état frais (Ndong et Wade, 2007).

Éléments	Composition dans 100 g de produit (Fleur fraîche)	Composition dans 100 g de produit (fleur séchée)
Humidité	81,97	-
Protéines (g)	8,64	47,97
Matières grasses(g)	1,14	6,34
Cellulose(g)	0,68	3,79
Cendre (g)	0,29	1,61
Glucide(g)	7,28	40,29
Energie (Kcal)	-	410,10
Ca (mg)	15,76	87,47
Na (mg)	10,14	55,98
K (mg)	57,70	320,04
Mg (mg)	8,55	47,47
Fe (mg)	4,20	23,34
Zinc (mg)	0,15	0,86

Tableau 08. Composition en éléments nutritifs de la fleur de Moringa (Ndong et Wade, 2007)

III.6. Les principales utilisations de la plante

Les principaux domaines d'utilisation de la plante Moringa sont les suivants :

III.6.1. Alimentation et nutrition humaine

Le Moringa Oleifera est un légume vert parmi les plus grands en taille et les plus vivaces. Il contient des quantités importantes de fer, de phosphore et d'autres éléments nutritifs.

Les poudres de feuille et de graines de Moringa et les feuilles fraîches apportent des protéines et vitamines à l'organisme. Les jeunes gousses sont aussi utilisées sous forme de pois tendre. Une consommation soutenue et régulière de la poudre feuille et d'autres parties de la plante aide à combattre l'anémie.

La graine de Moringa transformée en huile, ce dernier utilisé pour la cuisson. Le Moringa empêche la malnutrition et apporte des solutions à des maladies qui y sont liées telles que la cécité infantile, les os cassants. Il reconstruit et enrichit le sang anémique (**Agroconsult, 2016**).

III.6.2. Vertus thérapeutiques de la plante

Le Moringa est utilisé dans : la régulation de la glycémie et de la pression sanguine, l'augmentation de l'énergie et de l'endurance, la lutte contre la constipation et les infections urinaires, le renforcement de l'immunité, l'amélioration de la vision et de la qualité de la peau, la stimulation de la croissance des cheveux et la régulation de l'appétit, le rétablissement de la libido, l'accroissement de la clarté mentale, la réduction des rides et l'amélioration de la digestion (**Agroconsult, 2016**).

III.6.3. Cosmétiques et produits de beauté

Dans le domaine de la cosmétologie, des parties de la plante Moringa, particulièrement les graines (desquelles sortent une huile riche en vitamines A qui aide à bâtir le collagène de la peau, en vitamine C qui réduit les rides et les ridules, en vitamine E et minéraux - potassium, calcium - qui fournissent des propriétés antiseptiques et inflammatoires) sont indispensables dans la fabrication des produits comme le savon pour améliorer la texture de la peau, la pommade et l'huile pour donner une nouvelle allure aux cheveux, etc (**Agroconsult, 2016**).

III.6.4. Alimentation animale

Les feuilles fraîches de Moringa sont utilisées comme aliments pour le bétail (bovins, caprins, ovins, équins, porcins), les lapins et les volailles pour leur fournir des protéines pouvant favoriser leur développement et améliorer leur santé. Les extraits de tourteau issus du Moringa (60% de protéines) peuvent aussi servir à nourrir les animaux. Des expériences réalisées en Amérique centrale montrent que les performances techniques des bovins sont beaucoup plus intéressantes avec une alimentation contenant du Moringa que sans ce produit. Les résultats obtenus sont particulièrement impressionnants à différents niveaux, comme en témoigne le tableau 09 (Agroconsult, 2016).

	La production de lait	Augmentation du poids en matières grasses	Le poids à la naissance	Naissance de jumeaux
Avec Moringa	10 litres / jour	1.200 grs / jour	23-26 kg	13 pour 20
Sans Moringa	7 litres / jour	900 grs / jour	20-22 kg	1 pour 50

Tableau 09. Comparaison de quelques performances zootechniques des bovins avec une alimentation à base ou sans Moringa (**Référence Electronique 3**)

III.6.5. Alimentation des bétails

Une expérimentation a permis d'évaluer durant deux phases de huit semaines chacune, les performances de croissance de 18 veaux de race Girolando repartis en trois lots de 3 velles et de 3 veaux chacun. Durant la phase I, ces lots sont alimentés respectivement avec des fourrages de Moringa oleifera et de Gliricidia sepium, et des graines de coton en complément d'une ration de base faite de pâturage de Panicum maximum var. C1.

Durant la phase II ces lots sont alimentés de la même façon comme durant la phase I, mais, ils recevaient en plus, une ration alimentaire composée commerciale. Les résultats ont démontré que chez ces bovins, Moringa oleifera a permis le meilleur gain de poids vif comparativement à Gliricidia sepium et aux graines de coton. Durant la phase I, les gains moyens quotidiens (GMQ) des animaux étaient de 665, 585 et 521 g respectivement dans les lots MO, GS et GC contre respectivement des GMQ de 674, 538 et 621 g enregistrés durant la phase II. L'utilisation des légumineuses fourragères a permis de réduire significativement ($p < 0,05$) les coûts alimentaires qui étaient de 61, 62 et 144 FCFA d'aliment/kg de gain poids vif, respectivement, dans les lots MO, GS et GC durant la phase I. L'addition de l'aliment composé commercial à la ration de base durant la phase II a multiplié ces coûts alimentaires

par 2, 4 et 5 respectivement dans les lots GC, MO et GS sans induire une amélioration significative le gain de poids vif (**Houndonougbo et al., 2012**).

Chapitre IV

La germination du Moringa Oleifera L.

IV.1. Germination

IV.1.1. Définition

C'est une phase physiologique qui correspond à la transition de la phase de vie latente de la graine sèche à la phase de développement de la plantule. Le processus de germination commence dès que la graine est hydratée. Selon (Heller *et al.*, 1990), elle est la reprise du métabolisme (absorption de l'eau, imbibition, respiration, activité enzymatique) d'un embryon, jusqu'à ce qu'il devienne une jeune plante autotrophe.

IV.1.2. Conditions indispensables de la germination

La germination de la graine dépend des conditions externes liées aux facteurs de l'environnement et des conditions internes liées à l'état physiologique et aux caractéristiques de la graine.

IV.1.2.1. Conditions externes

- Eau : l'eau est indispensable et doit être disponible en quantité suffisante et sous des liaisons suffisamment faibles pour que la graine puisse l'absorber (Heller *et al.* 1990).
- Oxygène : l'oxygène est indispensable à la germination. Le pourcentage d'oxygène minimum indispensable à la germination est très variable d'une espèce à une autre (Binet *et Brunel*, 1968).
- Température : la température lors de la germination interfère avec l'oxygène pour 2 raisons : (1) elle agit sur la vitesse de consommation d'oxygène par l'embryon et (2) elle modifie la solubilité de ce gaz. En effet, la solubilité de l'oxygène diminue quand la température s'élève (Mazliak, 1982).
- Lumière : elle agit de manière différente sur les espèces. Elle inhibe la germination des espèces photosensibles négatives et stimule les photosensibles positives (Anzala, 2006). Les espèces indifférentes à la photosensibilité sont rares (Heller *et al.* 1990).

IV.1.2.2. Conditions internes

- Maturité : il est indispensable que la graine soit mure pour pouvoir germer. C'est à dire que toutes ses parties constitutives soient complètement différenciées morphologiquement (Heller *et al.*, 1990).

- Longévité : c'est le temps pendant lequel une graine peut être conservée sans perdre son aptitude à germer.

IV.1.3. Phases de la germination

- Phase I : c'est la phase d'imbibition, qui correspond à l'entrée rapide et passive d'eau. Cette entrée d'eau est accompagnée d'une augmentation de la consommation d'O₂ attribuée à l'activation des enzymes mitochondriales (Figure 08).

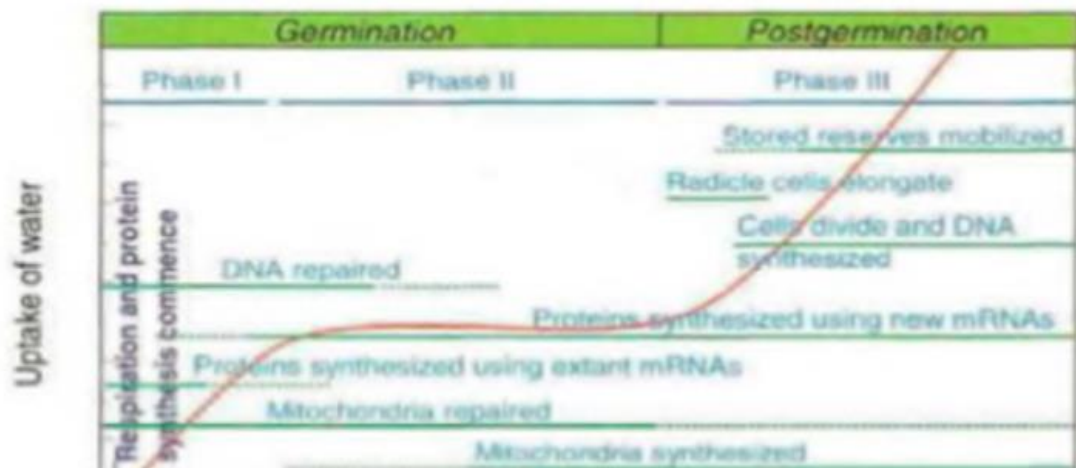


Figure 08. Différentes phases de la germination et les principaux événements liés à la germination (**Bewley, 1997**)

- Phase II : c'est la phase de germination au sens strict. Elle est caractérisée par une diminution de l'entrée d'eau. L'hydratation des tissus et des enzymes est totale. Il y a reprise de la respiration et des activités métaboliques. L'eau rend mobile et active les phytohormones hydrosolubles (tels que les gibbérellines) qui activent la synthèse d'hydrolases (alpha-amylases, nucléases ou les protéinases nécessaires à la dégradation des réserves, à la division et l'élongation cellulaire. Cette phase se termine avec la percée du tégument par la radicule (Figure 08).
- Phase III : ou bien phase de croissance post-germinative, qui est caractérisée à nouveau par une entrée d'eau et une augmentation importante de la respiration. La consommation de l'O₂ serait due aux enzymes néo synthétisées (**Anzala, 2006**) (Figure 08).

IV.1.4. Dormance des graines

La dormance correspond à une inaptitude pour la graine de germer même dans des conditions défavorables (**Bewley, 1997 in Boucher, 2009**). La dormance peut être d'origine embryonnaire et/ou tégumentaire :

La dormance tégumentaire : c'est-à-dire les téguments peuvent empêcher la germination en jouant un rôle de barrière physique (résistance mécanique, imperméabilité à l'eau) ou de barrière chimique (piégeage de l'O₂ par des composés phénoliques, présence d'inhibiteurs de germination dans les téguments). Cette dormance pourra être levée par scarification qui consistera en une destruction artificielle du tégument ; la graine pourra alors s'imbiber et germer. Certaines graines ne germent qu'après de très fortes pluies et l'on pense que c'est un lessivage d'inhibiteurs de germination qui autorise le phénomène au-delà d'une simple réhydratation.

La dormance embryonnaire : correspond à une inhibition de la germination au niveau de l'embryon lui-même indépendamment des téguments.

Aussi, la dormance est régulée par des signaux endogènes à la graine mais également par des facteurs environnementaux. La balance hormonale acide abscissique (ABA) / acide gibbéréllique (GA) régule aussi la dormance, l'ABA favorise la dormance, le GA l'inhibe (**Boucher, 2009 ; Finchtel, 2010**)

IV.1.5. Prétraitements des dormances

Différents traitements sont utilisés pour fragiliser ou altérer les téguments :

- Abrasions : papier de verre.
- Incisions : scarification.
- Traitements chimiques : H₂O₂, solvants, H₂SO₄ dilué.
- Traitement par le froid : le plus généralement utilisé, on parle de stratification. Il consiste à placer les graines dans du sable en couches superposées à basses températures. Dans les conditions naturelles, c'est le froid en hiver qui réalise la levée de dormance.
- Traitement par la lumière : c'est le facteur de l'environnement actif après le froid.
- Contrôle hormonal de la levée de dormance des semences : l'ABA présente un puissant effet inhibiteur sur la germination, pendant que le GA stimule la germination des graines.

Chapitre V

Matériel et méthodes

V.1. Objectif de l'étude

La réalisation de ce travail s'appuie principalement sur l'action de l'accumulation et de l'écotoxicité des métaux lourds, le cas de nitrate d'uranyle traité à sept dose (0, 50, 100, 150, 200, 250, 300 ppm) sur la germination.

Autrement dit, l'objectif de ce travail est de déterminer l'effet toxique de l'uranium sur la germination des graines de *Moringa Oleifera* L., plante d'une grande importance écologique susceptible de jouer un rôle dans la dépollution des sols ou (phytoremédiation).

V.2. Lieu de l'expérimentation

L'expérimentation a été réalisé au niveau du laboratoire de Biodiversité et Conservation des Eaux et des Sols situé au sein de la Faculté des Sciences Exactes et Informatiques (FSEI) ; INES

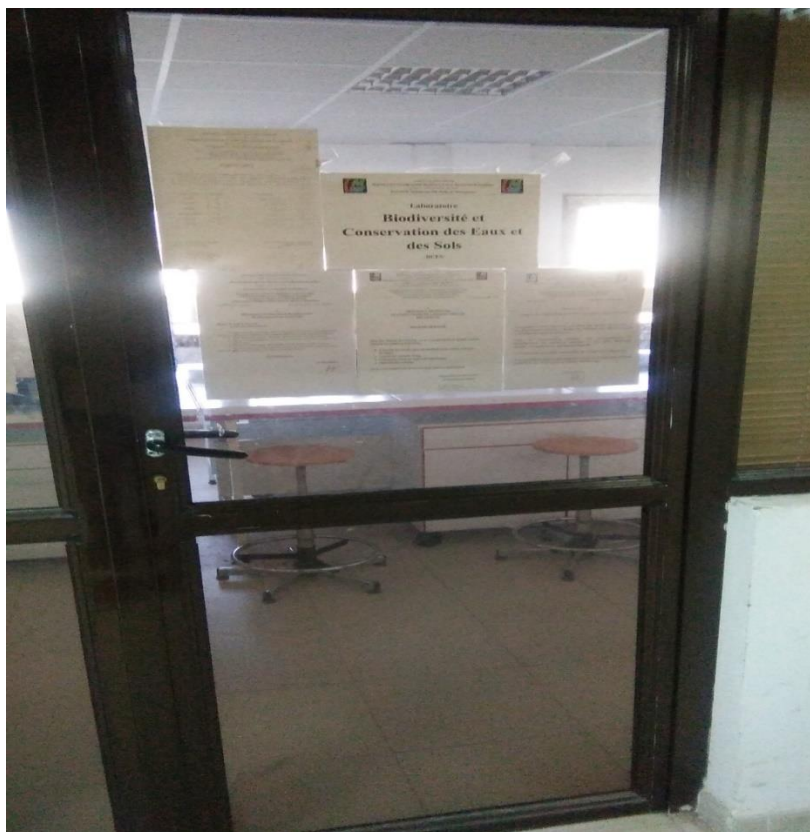


Photo 07. Laboratoire Biodiversité et Conversation des Eaux et des Sols

V.3. Matériel végétal

V.3.1. Choix de l'espèce végétale

Le *Moringa Oleifera* L. appartient à la famille des Moringaceae, originaire du nord de l'Inde, actuellement se trouve sous le climat tropical et Subtropical, il est introduit en Algérie depuis quelques années. Arbre à croissance rapide et à multiples usages, la floraison débute du mois d'Avril jusqu'à fin Décembre.

V.3.2. Choix des graines de moringa

Dans notre étude provient des arbres d'une plantation âgés de 5 à 6 ans d'un étudiant de l'université de BLIDA, (**Récolte 2017**). Ses arbres sont issus de graines introduites du Sénégal, les jeunes plantes sont suivis en pots avec soins et sans traitement chimique, âgés de 06 à 12 mois, ils sont transplantés au sol à Oued EL-Alleug (Blida).



Photo 08. Gousses et graines de *M. Oleifera*

Poids moyen des gousses par 100 gousses (g)	13.52
Poids moyen des graines par 100 gousses (g)	4.51
Poids de la coque par rapport au poids des graines (%)	66.64%
Nombre moyen de graines par gousse	15
Poids de 100 graines (g)	32.55
Poids de 100 amandes fraîches (g)	23.28
Poids de 100 amandes sèches (30 °C)	22.83
Perte du poids de 100 amandes après séchage en (g)	0.45
Perte d'eau de 100 amandes (%) à 30°C (l'eau représente 4.5% de la graine)	35.16 %
Poids des écoses par rapport aux poids de leurs graines (100 graines)	28.48%

Tableau 10. Caractéristiques physiques des graines de *Moringa* d'Oued EL-Alleug (**Blida**).

V.4. Conduit de l'essai

Les paramètres écologiques pour la culture sont les suivants :

- Altitude : 100-1200m.
- Climat : Tropical, subtropical.
- Pluies : 250-1500mm/an, au mieux= 700-840 mm/an.
- Température : chaudes (22-35°C) maximum 48°C.
- Sols : limons sablonneux où alluvions argileux (veuillez à disposer de suffisamment d'humidité a la plantation, mauvaise croissance sur les collines arides où le sol est maigre).
- Germination : le pourcentage de germination diminue avec l'âge de la graine 96% à 1an, 50% à 440 jours, les conditions optimales d'éclairément pour la germination est la demi-ombre.

V.4.1. Préparation des graines

La preparation des graines se fait en trois étapes comme suite :

- Stérilisation des graines à l'eau de javel
- Rinçage successif à l'eau distillée
- Trempage pendant 24h



Photo 09. Graines de Moringa.



Photo 10. Eau de javel + Graines.



Photo 11. Stérilisation.



Photo 12. Rinçage.



Photo 13. Trempage.

V.4.2. Mise en germination

Les tests de germination ont été effectués sous différentes concentrations d'Uranium. Les graines au nombre de 350, sont désinfectées à l'eau de javel, lavées abondamment à l'eau, puis rincées à l'eau distillée. Elles sont ensuite mises en germination dans des boîtes à pétri couvertes de papier filtres.



Photo 14. Boîtes de Pétris.

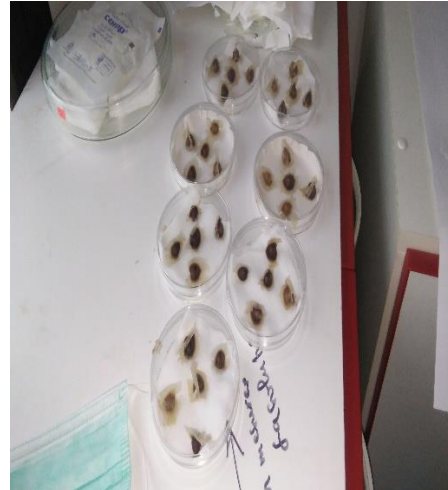
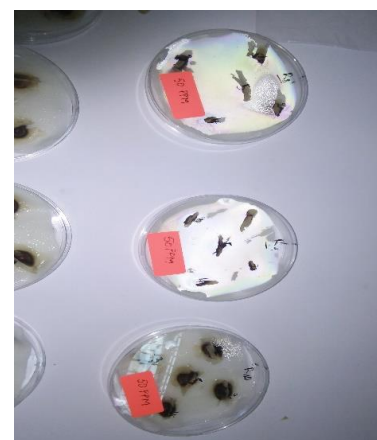


Photo 15. Disposition des graines.

V.4.2.1. Semis

Le semis a eu lieu le 06-11-2018 directement dans les boîtes de pétri couramment utilisés, les 350 graines sont réparties sur 70 boîtes de pétri avec 10 répétitions pour chaque dose.



Photos 16. Semis.

V.4.2.2. Arrosage

Dans un cas, nous avons ajouté 10 ml de l'eau distillée (témoin), dans les autres cas, nous avons ajouté 10 ml de solution contenant 50 ppm (mg/L), 100 ppm (mg/L), 150 ppm (mg/L) 200 ppm (mg/L) ,250 ppm (mg/L) et 300 ppm (mg /L) de Nitrates d'uranyle (stress métallique).



Photo 17. Arrosage.

V.4.2.3. Application du stress métallique

Les boîtes sont mises à l'obscurité dans un incubateur réglé à une température de 27°C. La germination est repérée par la sortie de la radicule hors des téguments de la graine dont la longueur est d'au moins de 2 mm.

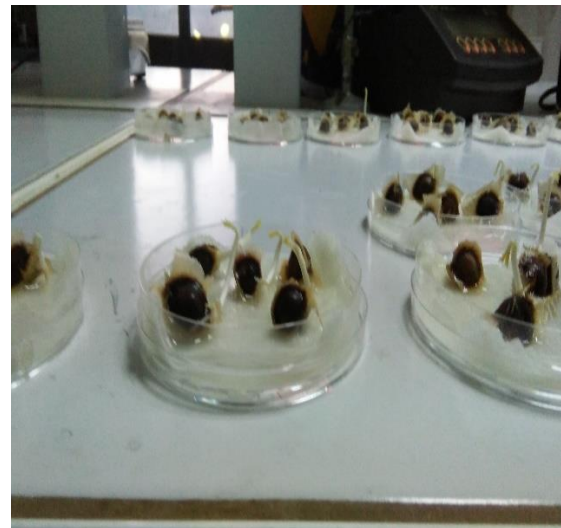


Photo 18. Application du stress.

V.4.3. Paramètres mesurés

V.4.3.1. Taux de germination final

Ce paramètre constitue le meilleur moyen d'identification de la concentration métallique qui présente la limite physiologique de germination des graines. Il est exprimé par le rapport nombre de graines germées sur nombre total de graines.

V.4.3.2. Cinétique de germination

Pour mieux appréhender la signification physiologique du comportement germinatif de la variété étudiée, le nombre de graines germées ont été compté quotidiennement jusqu'au 7^{ème} jour de l'expérience.

V.4.3.3. Vitesse de germination

Elle permet d'exprimer l'énergie de germination responsable de l'épuisement des réserves de la graine. La vitesse de germination peut s'exprimer par la durée médiane de germination, ou par le temps moyen de germination (T_{50}) (le temps au bout duquel on atteint 50% des graines germées) [2].

$$\text{Durée médiane } (T_{50}) = T_1 + (0.5 - G_1 / G_2 - G_1) \times (T_2 - T_1)$$

G_1 = pourcentage cumulé des graines germées dont la valeur est la plus proche de 50% par valeur inférieure.

G_2 = pourcentage cumulé des graines germées dont la valeur est la plus proche de 50% par valeur supérieure.

V.4.3.4. Moyenne journalière de germination

(MDG= Mean Daily Germination) : selon Osborne et Nercer, MDG est le Pourcentage de germination final/nombre de jours à la germination finale.

V.4.3.5. Longueurs des racines et des tiges

A été évaluée par des relevés des longueurs racicules et des tigelles à l'aide d'une micro – règle (20 cm) de cinq (5) graines par boites tous les 2 jours pendant 10 jours, des racicules et des tigelles imbibées de (0, 50, 100, 150, 200, 250 et 300) ppm d'uranium avec celles de germinations témoins obtenues après imbibition avec eau distillées.

L'impact d'uranium sur le taux de germination et la croissance de la racicule et de la tige est étudié en relation avec le temps

V.4.4. Analyse statistique

Pour toutes les concentrations utilisées, chaque résultat correspond à la moyenne de 10 répétitions. Les données obtenues sont soumises à une analyse de variance à deux facteurs en randomisation fixe de classification ; les moyennes sont comparées selon la méthode de Newman et Keuls réalisés par le logiciel *STATBOX 6.40*. On considère que les résultats sont

significatifs quand $P \leq 0,05$. À l'aide d'Excel 2010, on a calculé les moyennes et les écarts-types pour constitution des graphes et tableaux. Le comptage des graines germés à débiter le 5^{ème} jours après la mise en germination au bout de quatorze jours.

Chapitre VI

Résultats et Discussions

VI.1 Constat visuel

En générale les constats visuels, montrent l'action favorable de l'uranium sur la croissance des graines de *Moringa Oleifera*, ces plantes affectées par différentes doses d'uranium, bien qu'ils étaient modérément affectés (0 et 50, 100, 150, 200, 250, et 300) ppm les plantes poursuivent leur croissance, alors que le stress ne donne pas un effet significatif sur les paramètres de germination, la photo ci-dessus montre l'état des graines (Photo 22) à la fin d'expérimentation et illustre les dosages utilisés.



Photo 21. Différents dosages



Photo 22. Constat des graines (Cuve)

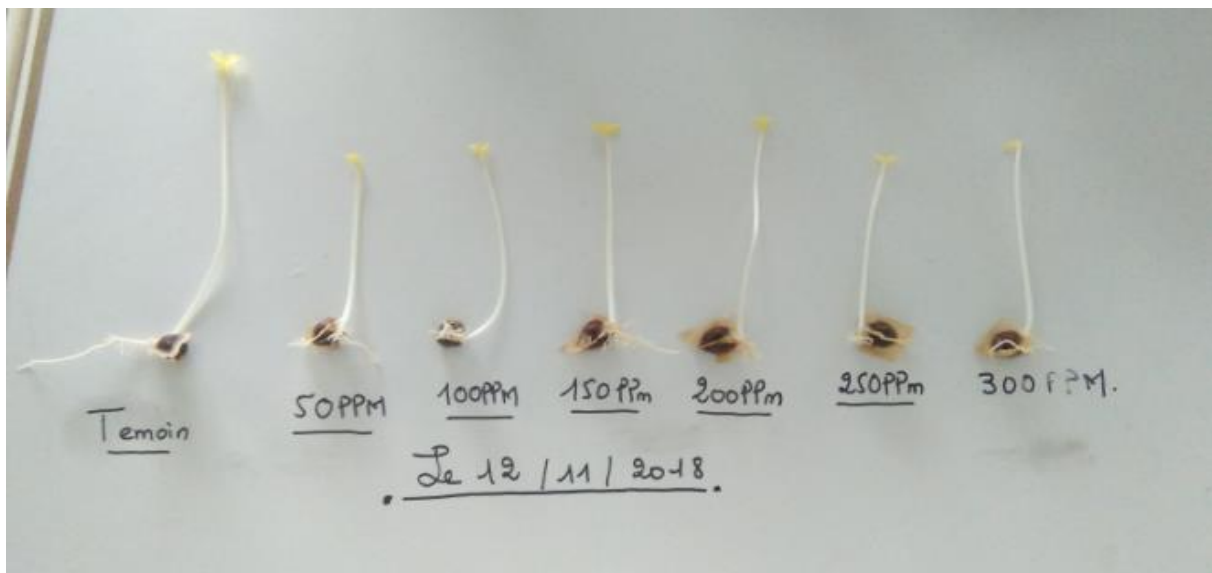


Photo 23. Constat visuel du 12/11/2018

VI.2. Paramètres de germination

VI.2.1. Effet du nitrate d'uranyle sur le taux de germination final

Les graines du témoin ont la plus forte capacité germinative où on enregistre un taux de $84 \pm 11,738\%$. En effet, les pourcentages de germination augmentent et atteignent

85±5,25%, 94±6,992%, 90±9,428%, 92±7,888, respectivement dans : 50, 100, 150 et 200 ppm puis diminués à 86±15,055% dans 250 ppm. et augmente par la suite à 96±6,992, la dose de 300 ppm.

Dose (uranium)	0ppm	50ppm	100ppm	150ppm	200ppm	250ppm	300ppm	EFFET D'URANIUM
TAUX DE GERMINATION	84% ±11,733 A	85% ±5,25 A	94% ±6,992 A	90% ±9,428 A	92% ±7,888 A	86% ±15,055 A	96% ±6,992 A	S(p=0,00013)

Tableau 11. Effet de nitrate d'uranyle sur le taux de germination.

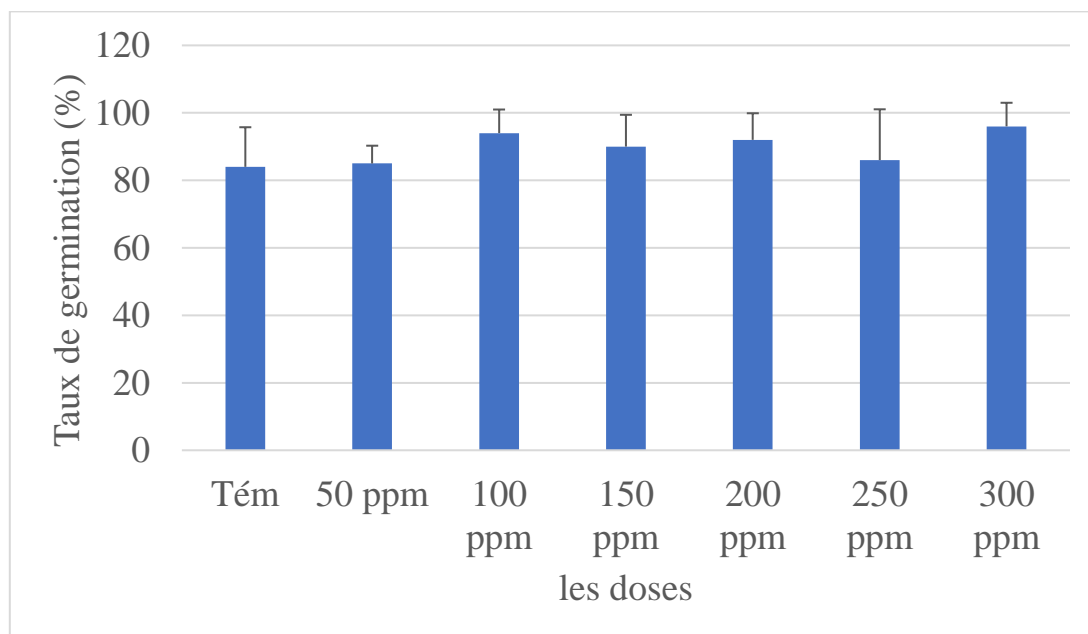


Figure 10. Effet de nitrate d'uranyle sur le taux de germination.

L'analyse statistique montre un effet significatif ($p=0,00013$) avec l'existence de 01 groupe homogènes (A) qui regroupe toutes les doses (0, 50, 100, 150, 200, 250 et 300) ppm.

VI.2.2. Effet du nitrate d'uranyle sur la cinétique de germination

La courbe présente l'évolution de la germination des graines en fonction du temps pour l'ensemble des traitements. Les résultats montrent que les courbes relatives aux taux de germination des graines (stressées) sont situées au-dessus de la courbe témoin, dans les doses (100, 150, 200, et 300) ppm.

Dose (uranium)	0ppm	50ppm	100ppm	150ppm	200ppm	250ppm	300ppm	EFFET D'URANIUM
Cinétique de germination	5 ± 2	4,3. ± 1,418	5,2. ± 1,751	5,5. ± 1,434	6,6. ± 2,647	4,6. ± 2,271	5,6 ± 1,506	NS((p=0,100))

Tableau 12. Effet d'uranium sur la cinétique de germination.

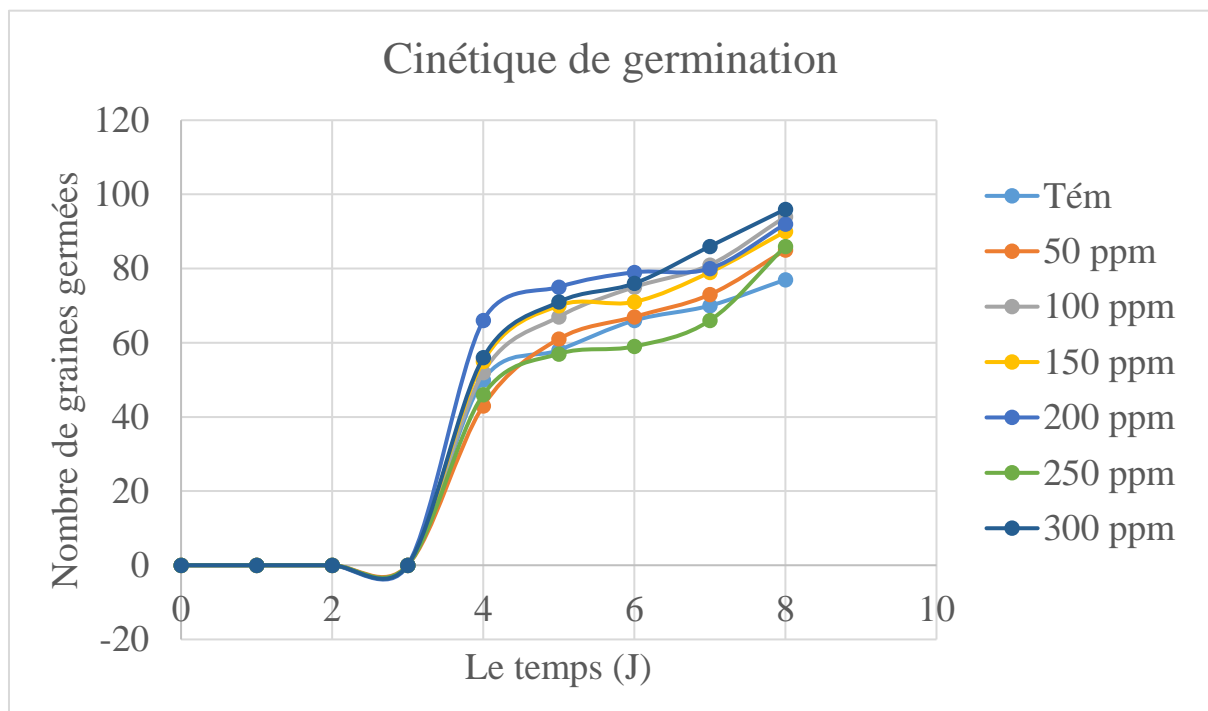


Figure 11. Effet d'uranium sur la cinétique de germination.

L'analyse statistique montre un effet non significatif ($p=0,100$) avec l'existence de 01 groupe homogènes (A) qui regroupe toutes les doses (0, 50, 100, 150, 200, 250 et 300) ppm.

VI.2.3. Effet du nitrate d'uranyle sur la vitesse de germination

La vitesse de germination à la dose de 250 ppm de l'uranium est la plus élevée (une moyenne de 5,9cm), on note une légère diminution à (100, 150, 200 et 300) ppm d'uranium par rapport aux témoins.

Dose (uranium)	0ppm	50ppm	100ppm	150ppm	200ppm	250ppm	300ppm	EFFET D'URANIUM
Vitesse de germination	4,4±0,516 A	4,7±0,675 A	4,2±0,422 A	4,3±0,675 A	4,0±0,0 A	5,9±1,853 A	4,2±0,632 A	S (p=0,00013)

Tableau 13. Effet de l'uranium sur la vitesse de germination.

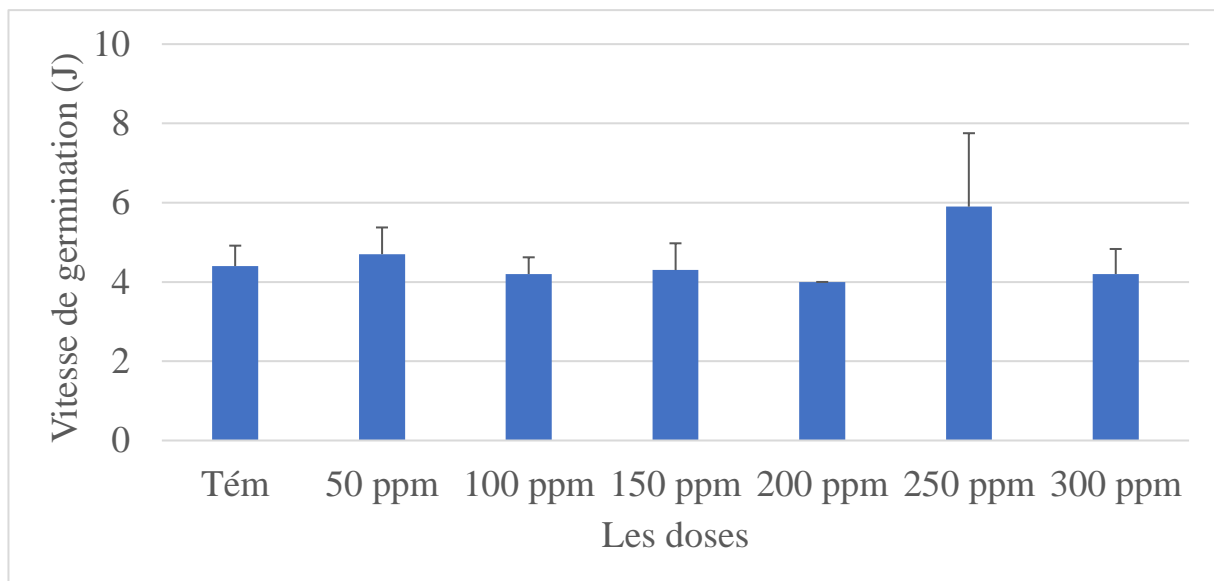


Figure 12. Effet de l'uranium sur la vitesse de germination.

L'analyse statistique montre un effet significatif (p=0,00013) avec l'existence de 01 groupe homogènes (A) qui regroupe toutes les doses (0, 50, 100, 150, 200, 250 et 300) ppm.

VI.1.2.4. Effet du nitrate d'uranyle sur la moyenne journalière de germination

La moyenne journalière de germination à 200 ppm d'uranium est la plus élevée, on note une légère diminution à (50,100 ,250 et 300) ppm d'uranium par rapport aux témoins.

Dose (uranium)	0ppm	50ppm	100ppm	150ppm	200ppm	250ppm	300ppm	EFFET D'URANIUM
MJG	12,262 ±2,701	11,333± 1,653	11,929 ±1,175	11,964 ±1,877	14,1 ±4,849	11,5±3 ,476	12,339 ±1,099	NS(P=0,356)

Tableau 14. Effet de l'uranium sur la moyenne journalière de germination.

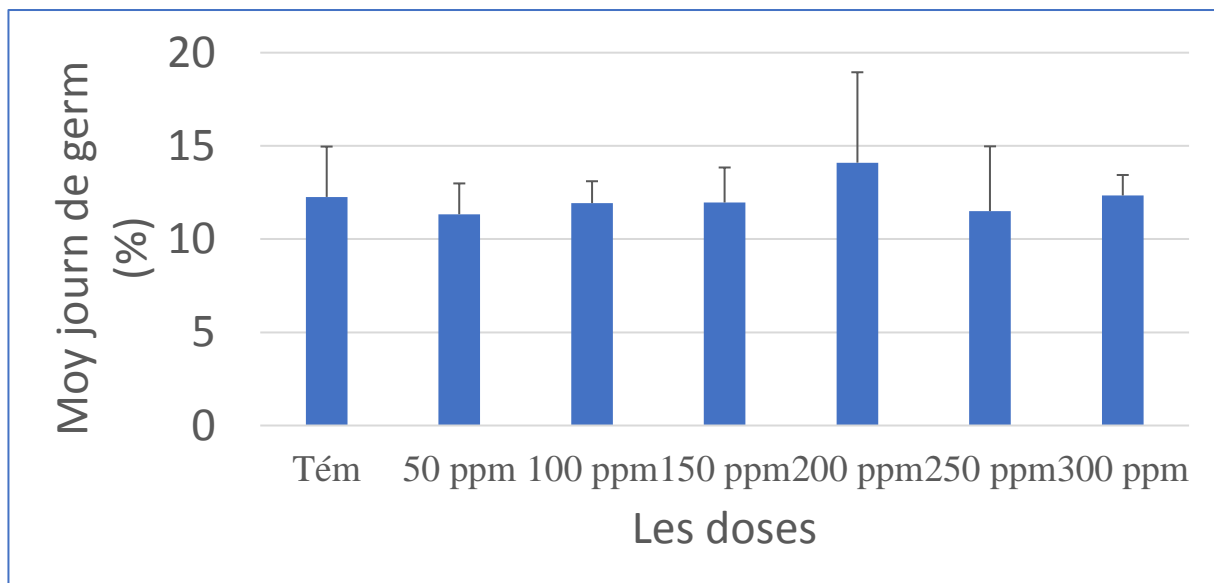


Figure 13. Effet de l'uranium sur la moyenne journalière de germination.

L'analyse statistique de l'effet d'uranium nous à signaler des effets non significatifs sur la moyenne journalière de la germination des graines de Moringa. (P=0,356).

VI.2.5. Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des racines et des tiges

VI.2.5.1. Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur aérienne

Les résultats obtenus montrent une forte augmentation du pouvoir germinatif dans la longueur des tiges par rapports au temps et dosage d'où la moyenne de longueur maximal est 9,18cm à 150 ppm.

DOSE(URANIUM) TEMPS	0PPM	50PPM	100PPM	150PPM	200PPM	250PPM	300PPM	EFFET DE L'URANIUM
T2(6J)	0,09 ± 0,223	0,04 ± 0,126	0,06 ± 0,135	0,26 ± 0,31	0,2 ± 0,249	0,17 ± 0,241	0,08 ± 0,14	NS (p=0,199)
T3(8J)	0,68 ± 0,557	0,47 ± 0,71	0,59 ± 0,553	0,45 ± 0,347	0,86 ± 0,995	0,59 ± 0,816	0,48 ± 0,611	NS (p=0,840)
T4(10J)	2,71 ± 1,342	2,99 ± 1,308	5,29 ± 1,753	4,45 ± 1,802	4,21 ± 2,567	3,5 ± 2,211	4,2 ± 2,017	NS (P=0,052)
T5(12J)	5,04 ± 2,033 b	6,03 ± 2,113ab	7,71 ± 3,239 ab	9,18 ± 2,91a	7,84 ± 2,505 ab	8,37 ± 3,538a b	8,75 ± 2,697a	S(p=0,0137)

Tableau 15. Effet de l'uranium sur la longueur aérienne.

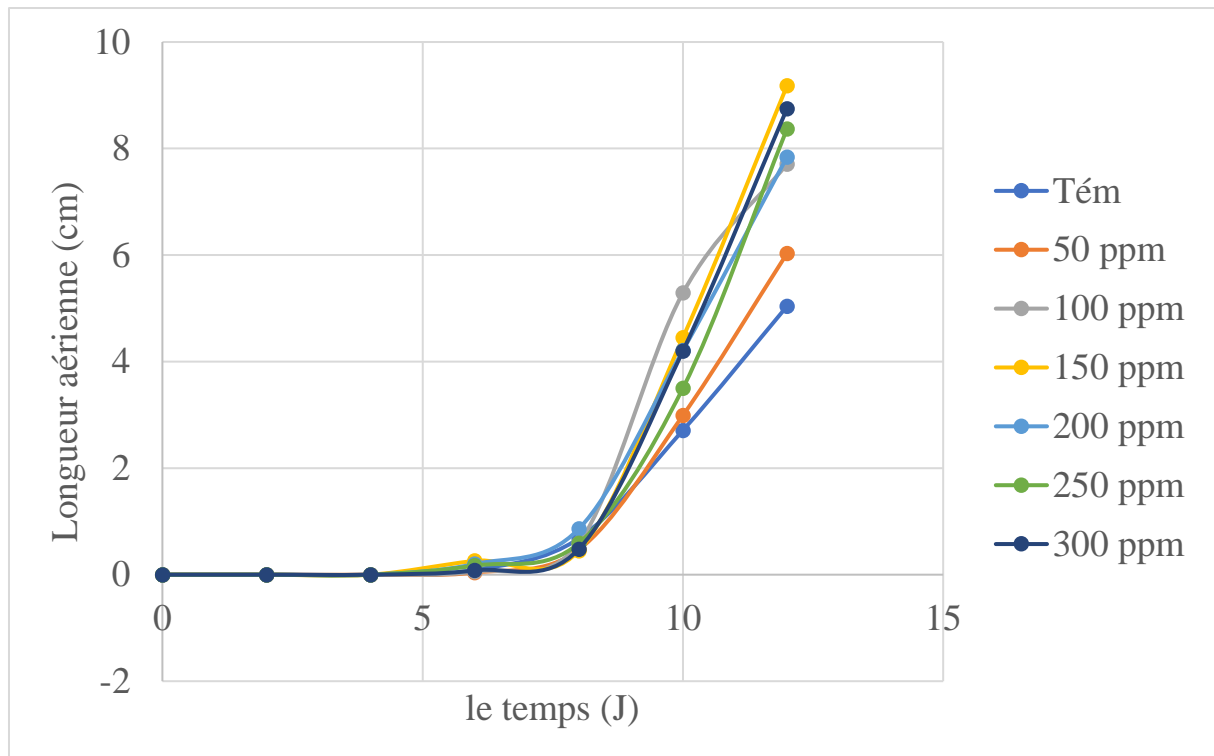


Figure 14. Effet de l'uranium sur la longueur aérienne.

L'analyse statistique de l'effet d'uranium nous a signalé des effets non significatifs, le 6j ($p=0,199$), 8j ($p=0,840$) et 10j ($p=0,052$), et significatif le 12j ($p=0,0137$).

Les graines du témoin ont une faible capacité germinative où on enregistre une longueur de 5,04 cm. En effet, les longueurs des tiges sous l'effet des doses d'uranium sont augmentées et atteintes 9,1cm ,8,75cm, 8,37cm respectivement dans les doses 150,300 et 250 ppm et diminués à 7,71 et 6,05cm dans les doses 100 et 50 ppm.

Dose(uranium)	0ppm	50ppm	100ppm	150ppm	200ppm	250ppm	300ppm	EFFET D'URANIUM
L.A. FINALE	5,04 $\pm 2,033$	6,03 $\pm 2,113$	7,71 $\pm 3,239$	9,1 $\pm 2,91$	7,84 $\pm 2,505$	8,37 $\pm 3,538$	8,75 $\pm 2,697$	NS(P=0,356)

Tableau 16. Effet de l'uranium sur la longueur aérienne finale.

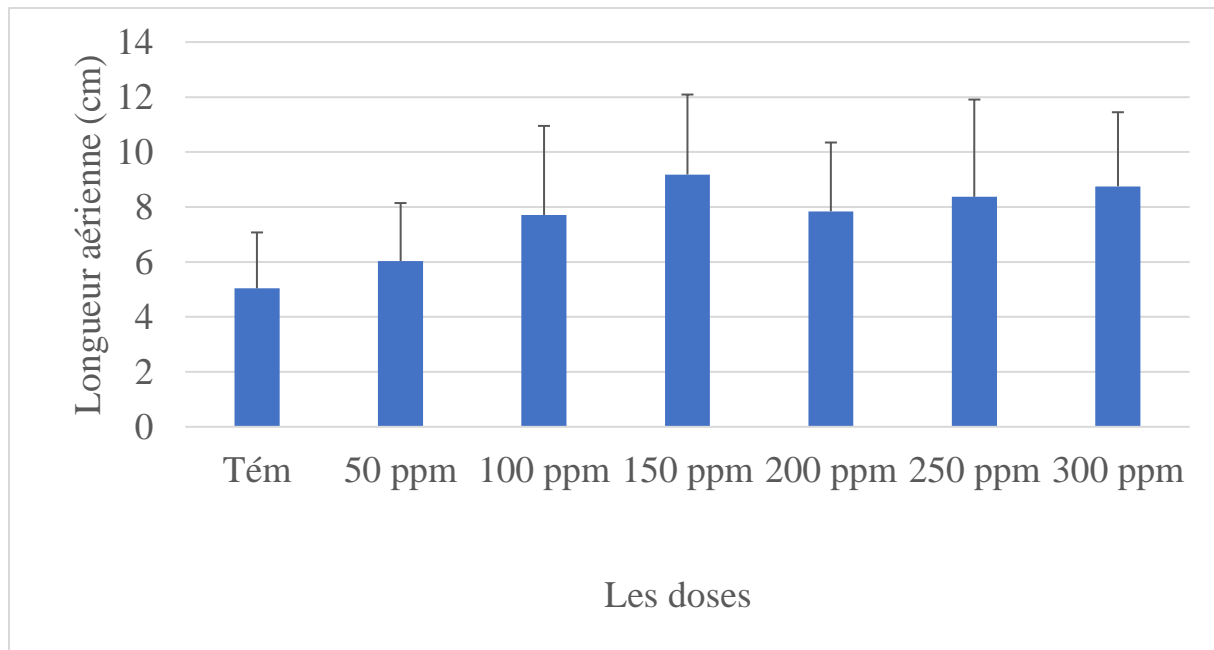


Figure 15. Effet de l'uranium sur la longueur aérienne finale.

L'analyse de la variance de l'effet de l'uranium sur la partie aérienne finale, nous a permis à signaler des effets non significatifs ($p=0,356$).

VI.2.5.2. Effet du nitrate d'uranyle sur la Longueur des racines

Les résultats obtenus montrent une moyenne maximale de 6,5cm dans la longueur après 12j de germination à 50 ppm par rapport au témoin et le reste des dosages.

DOSE(URANIUM) TEMPS	0PPM	50PPM	100PPM	150PPM	200PPM	250PPM	300PPM	EFFET DE L'URANIUM
T2(6J)	1,38 ±0,656	1,68 ±0,664	1,35 ±0,626	1,14 ±0,372	1,26 ±0,56	1,1 ±0,60	0,86 ±0,276	NS (p=0,053)
T3(8J)	2,01 ±0,432 a	2,14 ±0,738 a	1,79 ±0,595 ab	1,51 ±0,425 ab	1,85 ±0,477 ab	1,56 ±0,907a b	1,17 ±0,419b	S (p=0,010)
T4(10J)	2,91 ±1,116 a	3,07 ±0,963 a	3,1 ±0,459 a	2,4 ±1,075 a	2,46 ±0,712 a	2,16 ±1,233 a	1,98 ±0,777 a	S (p=0,047)
T5(12J)	5,5 ±2,033	6,5 ±2,113	5,15 ±3,239	5,73 ±2,91	5,34 ±2,505	5,67 ±3,538	4,83 ±2,697	NS (P=0,412)

Tableau 17. Effet du nitrate d'uranyle sur la Longueur des racines.

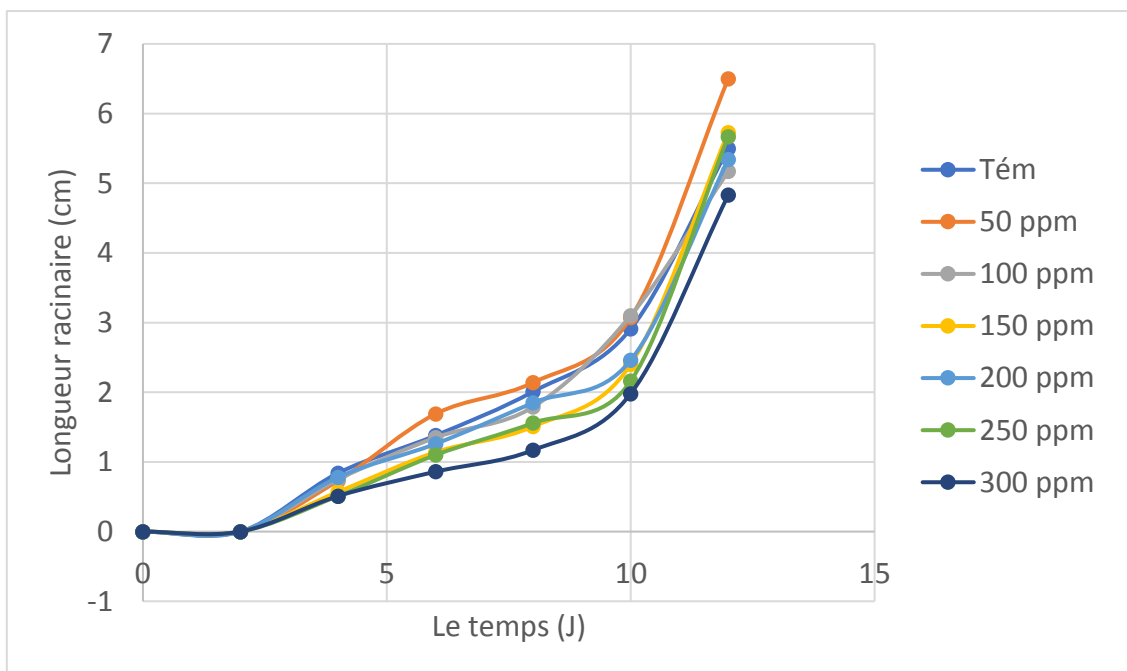


Figure 16. Effet du nitrate d'uranyle sur la Longueur des racines.

L'analyse statistique montre 02 effets significatifs : le 1^{er} effet ($p=0,010$) avec l'existence de 03 groupes homogènes (A, B ET AB) après 8 jour de germination et 02 effet significatif ($p=0,047$) avec 01 groupe homogène (A) le 10^{ème} jour et 02 effets non significatif ($p=0,412$) et ($p=0,053$) respectivement, le 12^{ème} jour ($p=0,412$), et le 6^{ème} jour ($p=0,053$).

On enregistre une moyenne maximale de la longueur racinaire finale de 5,04 cm dans la dose 50 ppm et minimale dans 300 ppm par rapport au témoin.

Dose(urani um)	0ppm	50pp m	100ppm	150ppm	200ppm	250p pm	300ppm	EFFET D'URANI UM
LRF cm	5,5 ± 1,312	6,5 ±1,374	5,17 ±1,654	5,73 ±2,072	5,34 ±1,746	5,67 ± 2,126	4,83 ±0,702	NS (P=0,100)

Tableau 18. Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des racines finales.

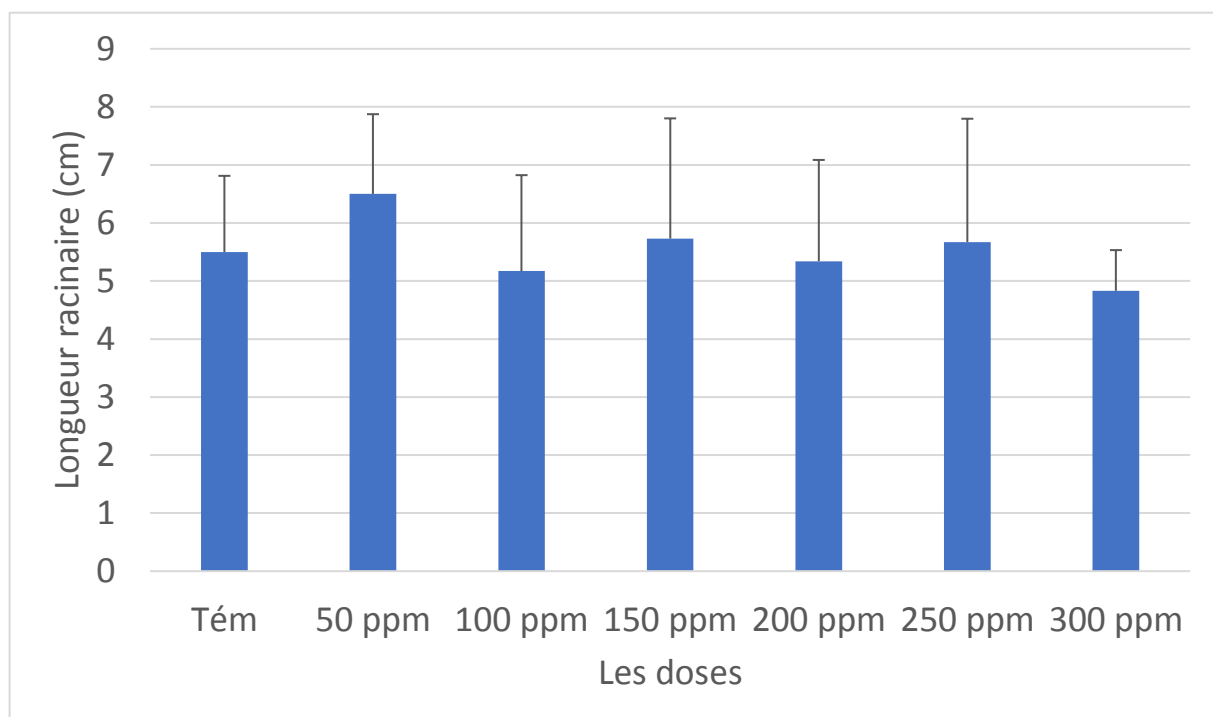


Figure 17. Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des racines finales

Discussion Générale

Discussion générale

La germination du haricot (*Phaseolus vulgaris*) n'est pas affectée pour une teneur du sol en uranium de 1000 ppm (**Sheppard et al., 1992**). L'ensemble des seuils de toxicité pour les différentes espèces testées sont relativement hauts et plus élevés que pour d'autres métaux, comme l'arsenic ou le zinc (3 à 8 fois). A de fortes concentrations en uranium, un effet inhibiteur sur la capacité reproductrice des espèces a été relevé : chez *Brassica rapa*, le nombre de semences produites et le nombre de ces semences capables de germer en seconde génération diminuaient.

A partir de 100 ppm d'uranium dans le sol, le taux de germination des graines de maïs était réduite : cette réduction atteignait environ 35% (par rapport au témoin) à 1000 ppm (**Stojanovic et al., 2010**). Le taux de survie des graines germées était également légèrement affecté à partir de 500 ppm.

A partir de 100 ppm d'uranium dans le sol, le taux de germination des graines de maïs était réduit : cette réduction atteignait environ 35% (par rapport au témoin) à 1 000 ppm (**Stojanovic et al., 2010**). Le taux de survie des graines germées était également légèrement affecté à partir de 500 ppm.

La germination des graines et l'élongation racinaire, qui représentent les premières phases de développement des plantes, sont des phases sensibles aux stress provoqués par les pollutions métalliques. Peu d'études concernant la toxicité de l'uranium sur l'élongation racinaire ont été menées, mais la littérature s'accorde à montrer que de fortes concentrations en uranium inhibent sévèrement le développement des racines des plantes supérieures. Anciennement, (**Stoklasa et Penkeva ,1928**) qui avaient testé l'effet de l'uranium sur la germination des graines, a pu montrer qu'à 200 μM , les effets d'empoisonnement étaient notables et les pointes des racines étaient devenues jaunes et à 2 mM, les racines étaient fines et jaunes. Enfin, une concentration de 42 mM d'uranium inhibait totalement la germination des graines.

Plus récemment, Panda et al. (2001) ont montré que la présence de nitrate d'uranyle en solution hydroponique à une concentration de 25 μM inhibe de façon significative la croissance des racines et la division cellulaire de bulbes d'oignons (*Allium cepa*) après 5 jours d'exposition. Dans une étude sur le pois (*Pisum sativum*), (**Ebbs et al., 1998**) ont trouvé une toxicité de l'uranium sur les racines exposées à 5 μM durant 7 jours : noircissement des apex racinaires, « torsion » des racines latérales, ainsi qu'une diminution de biomasse racinaire d'un facteur 2 à 3. Chez le haricot (*Phaseolus vulgaris*), on retient un jaunissement des racines après 7 jours d'exposition à 1000 μM (**Vandenhove et al., 2006**). Chez *A. thaliana*, la viabilité des cellules

de la couche externe de l'apex racinaire était significativement atteinte à partir de 50 μM (**Misson et al., 2009**). A 500 μM , la majeure partie des couches externes et internes de cellules n'était plus viable. En présence d'uranium, la croissance de la racine principale était inhibée dès le premier jour d'exposition à 50 μM , et cessait totalement à 500 μM .

D'une manière générale, l'uranium affecte la croissance et la morphologie des parties aériennes, et provoque la chlorose voire nécrose des tissus. L'uranium est susceptible d'affecter la croissance et le rendement des végétaux. Par exemple, (**Horemans et al., 2010**) ont montré que durant une exposition de 3 jours, l'uranium a provoqué chez *A. thaliana* une diminution de la biomasse fraîche avec une EC50 de 66 μM .

Les symptômes de toxicité relevés par (**Murthy et al., 1984**) sur des plants de soja (*Glycine max*) de 4 semaines se traduisaient par une chlorose et une abscission précoce des feuilles. A partir d'une forte contamination (42 mg/L d'oxyde d'uranium), une large diffusion de la nécrose des tissus s'est produite. Dans le cas d'une contamination élevée des sols (supérieure à 200 ppm), les plants de corne grecque (*Hibiscus esculentus*) montrent une croissance chétive, une diminution de la couleur verte, une taille réduite des tiges et des feuilles, et une floraison retardée (**Singh et al., 2005**). Le piment (*Capsicum annum*) et le concombre (*Cucumis sativus*) voient leur croissance très affectée à des teneurs en uranium dans le sol supérieures à 263 ppm ; au-delà, les plantes palissent et meurent après quelques semaines (**Unak et al., 2007**). Au-delà de 100 ppm d'uranium dans le sol, le rendement en matière sèche du maïs diminue significativement, pour atteindre environ la moitié du rendement témoin (sans uranium) à 1 000 ppm (**Stojanovic et al., 2010**).

De plus, la hauteur des plants de maïs diminue de 10% par rapport au témoin à 25 ppm ; cette diminution atteint 30 à 50% environ à 1 000 ppm.

En culture hydroponique, (**Vandenhove et al., 2006**) ont également relevé des signes de chlorose des feuilles de haricot dès 4 jours d'exposition à 1000 μM . D'autre part, des plants d'*Arabidopsis thaliana* cultivés en hydroponie et soumis à 50 et 200 μM d'uranium affichent une anthocyanisation progressive des feuilles après 2 à 5 jours d'exposition (**Fiévet et al., 2007**). Cette anthocyanisation des feuilles chez *A. thaliana* a été confirmée par Horemans et al. (2010) après une exposition de 7 jours à 66 μM d'uranium. Chez un écotype d'*Arabidopsis halleri* prélevé sur un site minier et présentant une tolérance à l'uranium, un jaunissement des feuilles survient après 50 jours de culture en milieu hydroponique contaminé à 1 μM d'uranium (**Viehweger & Geipel, 2010**).

Conclusion et perspective

Conclusion et perspectives

Plusieurs recherches ont mis la lumière sur les mécanismes physiologiques et biochimiques qui, ensemble avec les caractéristiques morphologiques et anatomiques de plusieurs plantes contribuent à leurs remarquable tolérance aux stress métalliques (**Walker et Lutts, 2014**).

La germination est l'ensemble des processus qui commence par l'absorption de l'eau par la graine et se termine par l'élongation de l'axe embryonnaire et l'émergence de la racicule à travers les structures qui entourent l'embryon (**Bewley et Black, 1994**).

Notre taux de germination, en conditions de stress métallique, est compris dans une gamme de 84-96% . Dans ce cas, la germination de *Moringa oleifera* L., selon (**Miguel,1985**), les plantes dont les graines germent dans un intervalle de 2 semaines devraient être considérées, comme à germination très rapide. Notre étude statistique montre que, la capacité germinative des graines stressées est élevé comparativement au témoin et ceci pour les 07 concentrations utilisées (0, 50, 100, 150, 200, 250, 300) ppm.

L'analyse statistique illustre un effet non significatif sur l'élongation de la partie aérienne et significatif sur la partie racinaire, en fonction du temps et du dosage de l'uranium. L'effet dépressif de l'uranium à vue d'œil n'est pas remarqué. Finalement, reste à signaler que les résultats rapportés dans cette étude montrent que le *Moringa* est une plante qui tolère et qui résiste au stress métallique, au stade de la germination et que le taux de germination, pourrait être considéré comme critère précoce de sélection des espèces végétales tolérantes au stress métallique.

L'uranium n'est pas nécessairement toxique pour les plantes, à mon avis au contraire. En étudiant le *Moringa Oleifera* dans ces conditions de culture l'uranium est bénéfique. L'ajout d'uranium provoque une croissance correcte de la plante dans le stade de germination, comment explique-t-on ce paradoxe ?

Les résultats dégagés dans notre étude montrent qu'il peut germer dans des milieux fortement pollués par l'uranium. De ce fait, la cinétique d'imbibition, le taux de germination et la cinétique de croissance racinaire constitueraient des marqueurs intéressants pour le criblage d'écotypes tolérants aux métaux au cours de leur germination.

La germination dans les concentrations proposées dans notre approche (jusqu'à 300ppm) montre les fortes potentialités de *Moringa Oleifera* L., qui pourrait présenter les

caractéristiques d'une plante modèle pour élucider les stratégies biochimiques et moléculaires impliquées dans le phénomène de tolérance des graines aux métaux.

A

- **Adriano, D.C., 2001.** Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd Springer-Verlag, New York, Berlin, Heidelberg. 223-232.
- **Afnor., 1988.** Prélèvement et dosage du plomb dans les aérosols. Paris- la Défense.
- **Alkorta I., Hernandez-Allica J., Becerril J.M., 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 : 73-90.
- **Alloway B.J., 1995.** Soil processes and the behavior of metals. In heavy Metals in Soil (ed Alloway B.J),pp 11-37. Blackie.
- **Amélie L., Fabrice M (infographie), avec la collaboration des chercheurs du CEA Bourguignon J (BIG) et Vavasseur A (BIAM), 2016.** Les défis du CEA Juin 2016 N°208
- **Ann-Peer W., Baxter I.R., Richards E.L., Freeman J.L et Murphy A.S., 2003.** Phytoremediation and hyperaccumulator plants. Int J Phytorem.5 : 89-103.
- **Anuradha S et Rao S.R., 2007.** The effect of brassinosteroids on radish (*Raphanus sativus* L) seedling growing under cadmium stress. Plant soil environ .53 :465-472.
- **Araus j.L., Ferrero A et Vendril P., 1991.** Epidermal conductance in different parts of durum wheat grown under mediterranean condition : the role of epicuticular waxes and stomata. Plants. Cell Environ 14.p 545-558.

B

- **Baker A.J.M., et Brooks., R.R., 1989.** Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. Biorecovery, 1, 81-126.
- **Baker, D.E., 1990.** Copper. In: B.J. Alloway éd., Heavy Metals in Soils, John Wiley & Sons Inc., New York, 151-176.
- **Balsberg Pålsson, A.M., 1989.** Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. Water, Air, Soil Pollut. 47: 287-319.
- **Baize D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France), INRA Editions, 1997
- **Banuelos, G.S., 2000.** Factors influencing field phytoremediation of selenium-laden soils. In phytoremediation of contaminated soils and water (eds Terry N. et banuelos, G.) pp 4159. Lewis publishers, Boca Raton, FL.
- **Banuelos G., Meek D.W., 1995.** Selenium uptake by different species in selenium enriched soils. J. Environ. Qual. 19 : 468-474.
- **Bargagli R., 1998.** Trace elements in terrestrial plants. An ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery. Springer. 324 p.

- **Barrs C et Weatherley P.E., 1968.** A re-examination of the relative turgidity technique for estimating water deficit in leaves. Australian journal of Biological Sciences. 15: 413- 428. • Black, H.(1995). Absorbing possibilities: phytoremediation. Environmental Health Perspective, 103, 1106-1108.
- **Buchanan B., Gruissem W., et Ones R.L., 2002.** Biochemistry & molecular and Biology of plants American society of plant physiologists (distribution through Wiley et sons). Monona Drive, Rockville, USA.P 224.
- **Bussler., B., 1981.** Physiological functions and utilization of copper. In: J.F. Loneragan, A.D. Robson and R.D. Graham eds., Copper in soils and plants, Proceedings of the Golden Jubilee International Symposium on « Copper in Soils and Plants », Murdoch University, Perth, Académie Press, Sydney, 213-234.

C

- **Cambier P., Prudent P., Probst A. et Février C., 1999.** Prise en compte de la spéciation en environnement : dynamique physique et chimique des éléments traces métalliques dans les sols. Dans: Association ECRIN éd., Spéciation des Métaux dans le Sol, Les cahiers des clubs CRIN, Club CRIN Environnement et Ministère de l'Environnement, Paris, 239-261.
- **Cargnelutti D, Tabaldi LA, Spanevello RM, Jucoski GO, Battisti V, Redin M, Linares CEB, Dressler VL, Flowers EMM, Nicoloso FT, Morsch VM et Schetinger MRC., 2006.** Mercury toxicity induces oxidative stress in growing cucumber seedlings chemosphere. 65 : 999- 1006.
- **Chaney R.L., Brown S.L., Yin-Ming L., Angle J.S., Stuczynski T.I., Daniel W.L., Henry C.L., Siebielec G., Malik M., Ryan J.A and Crompton H., 2000.** Progress in risk assessment for soil Metals, and in-situ Remediation and phytoextraction of metals from hazardous contaminated soils. In US-EPA's conference phytoremediation : state of the science conference, boston, MA, May 1-2 2000.
- **Chaney R.L., Malik M., Li Y.M., Brown S.L., Brewer E.P., Angle J.S., Baker AJM., 1997.** Phytoremediation of soil metals. Curr. Opin. Biotechnol. 8 : 279-284.
- **Chaignon V., 2001.** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par les fongicides. Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille III, 183 p.
- **Cargnelutti D., Tabaldi L.A., Spanevello R.M., Jucoski G.O., Battisti M., Linares C.E.B., Dressler V.L., Flores E.M.M., Nicoloso F.T., Morsch V.M et Schetinger M.R.C., 2006.** Mercury toxicity induces oxidative stress in growing cucumber seedlings chemosphere. 65: 999-1006.
- **Chaudhry T.M., Hayes W.J., Khan A.G et Khoo C.S., 1998.** Phytoremediation focusing on accumulator plants that remediate metal-contaminated soils. Aust J Ecotoxicol. 4 : 37-51. • Chedly A. (2006). Bioremédiation / Phytoremédiation SN 232. Université de TUNIS, institut supérieur de l'éducation et de la formation continue. P 14-31.
- **Clarke JM et Mc Mclaig T.N., 1982.** Excised- leaf water retention capability as indicator of drought resistance of triticum genotype. Can.J.Plant Sci. 62.p 571- 578.

- **Cunningham, S.D et Berti, W.R., 2000.** Phytoextraction and phytostabilization : technical, economic, and regulatory consideration of soil-lead issue. In phytoremediation of contaminated soil and water (eds Terry, N. et banuelos, G.) pp. 359-376. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

D

- **Dameron C.T et Howe P.D., 1998.** Copper. Environmental Health Criteria, 200, World Health Organization, Geneva,P 360.
- **Delas J., 1963.** La toxicité du cuivre dans les sols. Agrochimica VII: 257-288.
- **Do Nascimento et Xing C.W.A et Xing B., 2006.** Phytoextraction : A review on enhanced metal availability and plant accumulation. Sci Agric (Piracicaba, Braz). 63 : 299311.
- **Drouineau, G. et Mazoyer, R., 1962.** Contribution à l'étude de la toxicité du cuivre dans les sols. Ann. Agron. 13: 31-53.
- **Duschenkov, V., Kulmar, N., Motton, H et Raskin, I., 1995.** Rhizofiltration : the use plants to remove heavy metal from aqueous streams. Environmental Science and technology, 29, 1239-1245.

E

- **El-Beltagi H.S, Mohamed A.A et Rashed M.M., 2010.** Response of antioxidative enzymes to cadmium stress in leaves and roots of radish (*Raphanus sativus* L). Not Sci Bio.2 (4) : 76-82.
- **Etats-Unis. United States Environmental Protection Agency (EPA) ., 2000.** Introduction to phytoremediation. Cincinnati, OH, 104 p.(EPA/600/R-99/107).
- **Etats-Unis. United States Environmental Protection Agency (EPA)., 2012.** A Citizen's to Phytoremediation. 2p (EPA 542-F-12-016).

F

- **Federal Remediation technologies Roundtable (FRTR), 2008.** Remediation technologies Screening Matrix and Reference Guide, version 4.0. In FRTR. http://www.frtr.gov/matrix2/top_page.html(page consultée le 15 mai 2013).
- **Forget D., 2004.** Réhabilitation des sols. In ETS. Ecole de technologie supérieure (ETS). https://cours.etsmtl.ca/ctn626/innov_fiche_cemrs_200409_fr.pdf(page consultée le 20 février 2013).
- **Franklin, R.E., Duis, L., Brown, R., Kemp, T., 2005.** Trace element content of selected fertilizers and micronutrient source materials. Communications in Soil Science and Plant Analysis 36, 1591-1609.

G

- **Gadd J.M., 2000.** Phytoremediation of toxic metals : using plants to clean up the environment. Raskin. I and Ensley.B.D., John Wiley & Sons, New York, P 304.

- **Gajewska E et Sktodowska M., 2007.** Relations between tocopherol, chlorophyll and lipid peroxides content in shoot of Ni- treated wheat. *J plant physio.* 164 : 364-366.
- **Garbisu C et Alkorta I., 2001.** Phytoextraction ; a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from environment. *Bioresource technology*, 77, 229-236.
- **Ghosh M et Sing S.P., 2005.** A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its by products. *App Eco Environ Res.* 3 : 1-18.
- **Godin, P.M., Feinberg, M.H., Ducauze, C.J., 1985.** Modelling of soil contamination by airborne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution Series B: Chemical and Physical* 10, 97-114.

- **Gouvernement de Canada., 2008.** Phytoremediation. In gouvernement du Canada. BioBasics. [http : //www.biobasics.gc.ca/english/View.asp ?x=742](http://www.biobasics.gc.ca/english/View.asp?x=742) (Page consultée le 10 mars 2013).
- **Gnis (Groupement national interprofessionnel des semences et plants).** Réussir la culture des radis. Dernière mise à jour le 12/05/2017. Mentions légales

H

- **Henry J.R., 2000.** An overview of the phytoremediation of lead and mercury. US-EPA, P 51.
- <https://fr.wikipedia.org/w/index.php?title=Radis&oldid=135257663>.
- **Intertate Technology & Regulatory Cooperation Work Group (ITRC)., 2009.** phytotechnology technical and regulatory and decision trees, revised. Washington D.C., itrc and phytotechnologies teams, 187 p. phyto-3.
- **Institut technique des cultures Maraichères et Industrielles (ITCMI), 2010.** Fiche techniques valorisée des cultures maraichères et industrielles. La culture de RADIS
- **Issaka S., 2014.** Phytoextraction du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc par cinq espèces végétales (*Vetiveria nigriflora* (Benth.), *Oxytenanthera abyssinica* (A. Rich.) Munro, *Barleria repens* (Ness), *Cymbopogon citratus* (DC.) Stapf et *Lantana camara* Linn. Cultivées sur des sols ferrugineux tropicaux et vertiques. Thèse Présentée en vue de l'obtention du doctorat unique en développement rural. Université polytechnique de Bobodioulasso (UPB). BURKINA FASO

K

- **Kabata-Pendias A., 2001.** Trace Elements in Soils and Plants, 3rd edn. CRC Press.
- **Katyal, J.C. et Randhawa, N.S. ; 1986.** Les oligo-éléments - Bulletin FAO: Engrais et Nutrition végétale. Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, P88.
- **Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Motto H., Raskin I., 1995.** Phytoremediation : the use of plant to remove heavy metals from soil. *Environ. Sci. Technol.* 29 : 1232-1238.

- **Kärenlampi S., Schat H., Vangronsveld J., Verkleij J.A.C., Van der Lelie D., Mergeay M and Tervahauta A., 2000.** Genetic engineering in the improvement of plants for phytoremediation of metal polluted soils. *Environ. Poll.* 107, 225-231.
- **Kumar P.B.A.N., Dushenkov V., Motto H., Raskin I., 1995.** Phytoremediation : the use of plant to remove heavy metals from soil. *Environ. Sci. Technol.* 29 : 1232-1238.
- **Krämer U., 2005.** Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. *Cur Opin Biotechnol.* 2 : 133-141.

L

- **Lamb D.T., Ming H., Megharaj M et Naidu R., 2010.** Phytoextraction and accumulation of lead in Australian native vegetation *Arch Environ Contamin Toxicol.* 58 (3) : 613-621.
- **Larcher W., 2003.** *Physiological Plant Ecology: Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups.* 4 éd., Springer-Verlag, Berlin, 513 p.
- **Lindsay W.L., 1979.** *Chemical equilibria in soils.* John Wiley & Sons Inc., New York, P 449.
- **Loneragan J.F., 1981.** Distribution and movement of copper in plants. In: J.F. Loneragan, A.D. Robson and R.D. Graham eds., *Copper in Soils and Plants, Proceedings of the Golden Jubilee International Symposium on « Copper in Soils and Plants », Murdoch University, Perth, Académie Press, Sydney, 165-188.*
- **Loneragan J.F., Snowball K. et Robson A.D., 1980.** Copper supply in relation to content and redistribution of copper among organs of the wheat plant. *Ann. Bot.* 45: 621 - 632.
- **Loué A., 1993.** *Oligo-Éléments en Agriculture.* SCPA, Nathan, Paris, P 577.

M

- **Marschner H., 1995.** *Mineral Nutrition of Higher Plants.* 2nd éd., Académie Press, London, p 889.
- **Meers E et Tack F., 2004.** The potential of foliar treatments for enhanced phytoextraction of heavy metals contaminated soil. *Remed J.* 14 : 111-123.
- **Montier C., Daroussin J., King D. et Le Bissonnais. Y., 1998.** Cartographie de l'aléa « érosion des sols » en France. *Collection Etudes et Travaux n°18, Institut français de l'environnement, INRA, Orléans, p 57.*

O

- **Ouzounidou G., Ciamporová M., Moustakas M. et Karataglis S., 1995.** Response of maize (*Zea mays* L.) plants to copper stress- I. Growth, mineral content and ultrastructure of roots. *Environ. Exp. Bot.* 35: 167-176.

P

- **Pereira LB, Mazzanti CMA, Gonçalves JF, Cargnelutti D, Tabaldi LA, Becker AG, Calgaroto NS, Farias JG, Battisti V, Bohrer D, Nicoloso FT, Morsch VM et Schetinger MRC., 2010.** Aluminium-induced oxidative stress in cucumber. *Plant Physio Biochem.* 1-7.

• **Pereira LB, Tabaldi LA, Gonçalves JF, Jucoski JO, Pauletto MM, Weis SN, Nicoloso FT, Borther D, Rocha JBT et Schetinger MRC., 2006.** Effect of alluminium on γ -aminoluvulinic acid dehydratase (ALAD) and the developement of cumumber (*Cucumis sativus*). *Environ Exp Bot.* 57 : 106- 115.

• **Pilon-Smits E. (2005).** Phytoextraction. *Ann Rev Plants Bio.* 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, EPA/540/S-01/500, 36 p. [En ligne] http://clu.in.org/download/remed/epa_540_s01_500.pdf (Page consultée le 16 janvier 2004).

• **Punz W.F. et Sieghardt H., 1993.** The response of roots of herbaceous plant species to heavy metals. *Environ. Exp. Bot.* 33: 85-98.

Q

• **Quartacci M.F., Argilla A., Baker A.J.M et Navari-Izzo F., 2006.** Phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by indian mustard. *Chem.* 63 : 918- 925.

R

• **Rajangam J., Azahakia M. R. S., Thangaraj T., Vijayakumar A. et Muthukrishan N., 2001,** Production et utilisation du Moringa en Inde: la Situation actuelle, 9p. Disponible sur <http://www.moringanews.org>

• **Raskin, I et Ensley, B.d., 2000).** Phytoremediation of toxic metals using to clesn up the environment. Wiley New-york.

• **Repellini F., 2000).** Phytoremediation des sols pollués par les métaux lourds. DESS ingénierie documentaire. Universite Claude Bernard Lyon, France. P 12.

• **Reuter D. J. and Robinson J. B., 1997).** -Plant analysis : an interpretation manual.- CSIRO publishing, Australia, 572 p.

• **Robert M. et Juste C., 1999).** Dynamiques des éléments traces de l'écosystème sol. Dans: Association ECRIN éd., Spéciation des Métaux dans le Sol, Les cahiers des clubs CRIN, Club CRIN Environnement et Ministère de l'Environnement, Paris. 15-37.

S

• **Saifullah E., Meers Qadir M., Caritat P., Tack F.M.G., Du Laing G. et Zia M.H., 2009.** EDTA- assisted Pb phytoextraction. *Chemosphere.* 74 : 1279-1291.

• **Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I et Raskin, I., 1995.** Phytoremediation : A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature Biotechnology,* 13, 468-474.

• **Scippa G., Di Michel M., Onelli E., Patrignani G., Chitante R et Bray E., 2004.** The histone- like protein HI- S and the reponse of tomato leaves to water deficit. *Exp. Bot.* 55: 99-100.

- **Schulte E.E. et Kelling K.A., 1999.** Soil land applied copper. Understanding Plant Nutrients n°A2527.
- **Sezgin, N., Ozcan, H.K., Demir, G., Nemlioglu, S., Bayat, C., 2004.** Determination of heavy metal concentrations in street dusts in Istanbul E-5 highway. Environment International 29, 979-985.
- **Shacter E, Willians JA, Lim M et Levine RL., 1994.** Differential susceptibilty of plasma proteins to oxidative modification : Examination by western blot immunoassay. Free Rad Bio Med. 17 : 429- 437.
- **Shah K. et Nongkynrih J.M., 2007.** Metal hyperaccumulation and bioremediation Bio Plant. 51 (4) : 618-634.
- **Shahid M., Pinelli E., Pourrut B., Silvestre J. et Dumat C., 2011.** Lead-induced genotoxicity to vicia faba L. roots in relation with metal cell uptake and initial speciation Ecotoxicol Environ Safety. 74(1) : 78-84.
- **Sing B, Sharma R et Garg B., 2003.** Kinetics and molecular modeling of biologically active glutathione complexes with lead (II) ions. J thermal analysis Calorimetry 84 (3) : 593-600.
- **Sloof W., Cleven R.F.M.J., Janus J.A. et Ros J.P.M., 1989.** Integrated criteria document copper. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and Environment Protection, report n° 758474009, P147.
- **Smits E.A.H.P et Freeman J.L., 2006.** Environnemental cleanup using plants biotechnological advances and ecological consideration. Front Eco Environ. 4 : 203-210.
- **Stevenson F.J. et Fitch A., 1981.** Reaction with organic matter. In: J.F. Loneragan, A.D. Robson and R.D. Graham eds., Copper in Soils and Plants, Proceedings of the Golden Jubilee International Symposium on « Copper in Soils and Plants », Murdoch University, Perth, Académie Press, Sydney, 69-95.
- **Sun B.Y., Kan S.H., Zhang Y.Z., Deng S.H., Wu J., Yuan H., Qi H., Yang G., Li L., Zhang X.H., Xiao H., Wang Y.J., Peng H. et li Y.W., 2010.** Certain antioxidant enzymes and lipid peroxidation of radish (Raphanus sativus L.) as early warning biomarkers of soil copper exposure. J Haz Mat. 183: 833-383
- **Surarla, S., Medina, V.F. et Mc Mutcheon, S C., 2002.** Phytoremediation : an ecological solution to organic chemical contamination. Ecological Engineering, 18, 647658.

T

- **Tabaldi LA, Nicoloso FT, Castro GY, Cargnelutti D, Gonçalves JF, Rauber R, Skrebsky EC, Schetinger MRC, Morsh VM et Bisognin DA., 2007.** Physiological and oxidative stress responses of four potato clones to aluminium in nutrient solution. Braz J plant physio. 19 (3) : 211-222.
- **N., Cesar V., Lepeduš H., Štolfa I et Bešlo D., 2008.** Antioxidative responses in radish (Raphanus sativus L.) Plants stressed by copper and lead in nutrient solution and soil. Acta Bio Cracoviensia Ser Bot. 50 : 79-86.

- **Tela b., 2011.** Projet de numérisation de la flore de L'Abbé Coste. Raphanus sativus L, la flore électronique de Tela Botanica.

V

- **Verma S et Dubey RS., 2010.** Effect of cadmium on soluble sugars and enzymes of their metabolism in rice. *Bio Plant.* 44 (1) : 117-123.
- **Vishnoi S.R et Srivastava P.N., 2008.** Phytoremediation : green environmental clean. In *Proceeding of taal 2007: the 12th World Lake Conference*, (p.1016-1021), Jaipur, 2008.

Z

- **Zayed A., Lytle C.M et Terry N., 1998.** Accumulation and volatilization of different chemical species of selenium by plants. *Plant.* 206 : 284-292.
- **Zheng L.J, Liu X.M, Lutz-Meindl U. et peer T., 2011.** Effects of lead and EDTAassisted lead on biomass, lead uptake and mineral nutrients in lespedeza chimensis and lespedeza davidii. *Water Air Soil Poll.* 220 (1-4) : 57-68.
- **Zinati G.M., Li Y. et Bryan H.H., 2001.** Accumulation and fractionation of copper, iron, manganèse and zinc in calcareous soils amended with composts. *J. Environ. Sci. Health B36:* 229-243.

Annexes

Tableau 01. Analyse de la variance de la partie aérienne des graines de Moringa au 5^{ème} jour.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	2,143	20	0,107				
VAR.FACTEUR 1	0,643	6	0,107	1	0,46334		
VAR.RESIDUELLE 1	1,5	14	0,107			0,327	458,26%

Tableau 02. Analyse de la variance de la partie aérienne des graines de Moringa au 7^{ème} jour.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	15,378	20	0,769				
VAR.FACTEUR 1	4,051	6	0,675	0,835	0,56395		
VAR.RESIDUELLE 1	11,327	14	0,809			0,899	45,19%

Tableau 03. Analyse de la variance de la partie aérienne des graines de Moringa au 9^{ème} jour.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	26,478	20	1,324				
VAR.FACTEUR 1	24,191	6	4,032	24,685	0		
VAR.RESIDUELLE 1	2,287	14	0,163			0,404	8,56%

Tableau 04. Comparaison entre les moyennes et groupes homogènes des graines de Moringa au 9^{ème} jour (A+B+C+D+E).

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES				
1.0	F1n1	6,1	A				
2.0	F1n2	5,7	A				
3.0	F1n3	5,433	A	B			
4.0	F1n4	4,833		B	C		
5.0	F1n5	4,433			C	D	
6.0	F1n6	3,767				D	
7.0	F1n7	2,8					E

Tableau 05. Analyse de la variance de la partie aérienne des graines de Moringa au 11^{ème} jour.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	90,326	20	4,516				
VAR.FACTEUR 1	85,559	6	14,26	41,882	0		
VAR.RESIDUELLE 1	4,767	14	0,34			0,584	6,26%

Tableau 06. Comparaison entre les moyennes et groupes homogènes des graines de Moringa au 11^{ème} jour (A+B+C+D+E)

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES				
1.0	F1n1	12,4	A				
2.0	F1n2	10,867		B			
3.0	F1n3	10,4		B			
4.0	F1n4	9,333			C		
5.0	F1n5	8,833			C		
6.0	F1n6	7,5				D	
7.0	F1n7	5,867					E

Tableau 07. Analyse de la variance de la partie aérienne des graines de Moringa au 13^{ème} jour

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	149,398	20	7,47				
VAR.FACTEUR 1	144,905	6	24,151	75,247	0		
VAR.RESIDUELLE 1	4,493	14	0,321			0,567	4,46%

Tableau 08. Comparaison entre les moyennes des graines et groupes homogènes de Moringa au 13^{ème} jour (A+B+C+D+E+F)

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES				
1.0	F1n1	17,033	A				
2.0	F1n2	14,667		B			
3.0	F1n3	13,867		B	C		
4.0	F1n4	13			C		
5.0	F1n5	11,533				D	
6.0	F1n6	10,3					E
7.0	F1n7	8,567					F

Tableau 09. Analyse de la variance de la partie racinaire des graines de Moringa au 5^{ème} jour.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	1,738	20	0,087				
VAR.FACTEUR 1	1,538	6	0,256	17,944	0,00001		
VAR.RESIDUELLE 1	0,2	14	0,014			0,12	10,16%

Tableau 10. Comparaison entre les moyennes des graines de Moringa au 5^{ème} jour (A+B+C+D)

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES			
1.0	F1n1	1,6	A			
2.0	F1n2	1,4	A	B		
4.0	F1n4	1,233		B	C	
3.0	F1n3	1,233		B	C	
5.0	F1n5	1,1			C	
6.0	F1n6	0,967			C	
7.0	F1n7	0,7				D

Tableau 11. Analyse de la variance de la partie racinaire des graines de Moringa au 7^{ème} jour

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	4,452	20	0,223				
VAR.FACTEUR 1	3,546	6	0,591	9,125	0,0004		
VAR.RESIDUELLE 1	0,907	14	0,065			0,254	12,60%

Tableau 12. Comparaison entre les moyennes et groupes homogènes des graines de Moringa au 7^{ème} jour (A+B+C)

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES			
1.0	F1n1	2,6	A			
2.0	F1n2	2,333	A	B		
3.0	F1n3	2,167	A	B		
4.0	F1n4	2,067	A	B		
5.0	F1n5	1,967	A	B		
6.0	F1n6	1,8		B		
7.0	F1n7	1,2				C

Tableau 13. Analyse de la variance de la partie racinaire des graines de Moringa au 9^{ème} jour

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	22,752	20	1,138				
VAR.FACTEUR 1	20,399	6	3,4	20,226	0,00001		
VAR.RESIDUELLE 1	2,353	14	0,168			0,41	15,49%

Tableau 14. Comparaison entre les moyennes et groupes homogènes des graines de Moringa au 9eme jour. (A+B+C+D)

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES			
1.0	F1n1	4,7	A			
2.0	F1n2	3,033		B		
3.0	F1n3	2,867		B		
4.0	F1n4	2,533		B	C	
5.0	F1n5	2,133		B	C	D
6.0	F1n6	1,8			C	D
7.0	F1n7	1,467				D

Tableau 15. Analyse de la variance de la partie racinaire des graines de Moringa au 11^{eme} jour

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	54,351	20	2,718				
VAR.FACTEUR I	50,478	6	8,413	30,409	0		
VAR.RESIDUELLE I	3,873	14	0,277			0,526	14,44%

Tableau 16. Comparaison entre les moyennes et groupes homogènes des graines de Moringa au 11^{eme} jour (A+B+C+D)

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES			
1.0	F1n1	6,567	A			
2.0	F1n2	4,4		B		
3.0	F1n3	4,1		B	C	
4.0	F1n4	3,8		B	C	
5.0	F1n5	3,133			C	
6.0	F1n6	1,9				D
7.0	F1n7	1,6				D

Tableau 17. Analyse de la variance de la partie racinaire des graines de Moringa au 13^{ème} jour.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	86,472	20	4,324				
VAR.FACTEUR 1	85,879	6	14,313	337,728	0		
VAR.RESIDUELLE 1	0,593	14	0,042			0,206	4,92%

Tableau 18. Comparaison entre les moyennes et groupes homogènes des graines de Moringa au 13^{ème} jour (A+B+C+D+E)

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES				
1.0	F1n1	8,4	A				
3.0	F1n3	4,667		B			
2.0	F1n2	4,667		B			
4.0	F1n4	4,133			C		
5.0	F1n5	3,467				D	
6.0	F1n6	2,1					E
7.0	F1n7	1,833					E