

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

MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDES

Présenté par

Daines Mohamed El Amine

Pour l'obtention du diplôme de

MASTER EN SCIENCES

Spécialité: Biodiversité et environnement

THÈME

**Effet de l'uranium sur le comportement
physiologique et chimique de la féverole
(*Vicia faba L. minor*)**

Soutenue publiquement le/...../2018

DEVANT LE JURY

Président	M. ReguiegYssaad H.A	Professeur	U. Mostaganem
Encadreur	M. Nouri Tayeb	M.A.A	CU. Nâama
Examineurs	M. Arbaoui Mohamed	M.C.B	U. Mostaganem

Année Universitaire 2017-2018

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail à toutes les personnes proches de mon cœur, surtout à mes chers parents

Pour toutes les souffrances qu'ils ont endurées pour assurer une bonne éducation, et permettent une vie décente aussi pour m'avoir soutenu avec leurs encouragements et leurs conseils précieux.

A mes sœurs (Sarah, arbia et kaouthar).

A toute la famille de Daines et Kadri.

A toute la promotion 2017 |2018

« Biodiversité et environnement ».

A mes amis dans toute le long de cycle d'étude.

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

A tous l'étudiant de département de science biologie.

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

A mon pays (Algérie).

Remerciement

*Avant tout, je dois remercier ALLAH qui m'a donné l'envie et la force
pour mener à terme ce travail*

*Au terme de ce travail, il m'est agréable d'exprimer ma profonde reconnaissance à l'égard
du Monsieur le Professeur REGUIEG YSSAAD Houcine Abdelhakim chef de spécialité de
biodiversité et environnement à université de Mostaganem, je le remercie pour ses
compétences scientifiques et ses qualités humaines ainsi que pour ses critiques constructives
et ses conseils qui m'ont poussé à aller de l'avant et à approfondir mes connaissances
scientifiques*

*A travers ce mémoire du master, nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à
l'encadreur le Monsieur. NOURI TAYEB d'avoir accepté de bon gré de participer à cette
mémoire. ainsi que pour ses efforts fournis, pour ses conseils judicieux prodigués et pour sa
patience et sa persévérance dans notre suivi*

*Mes remerciements au professeur REGUIEG YSSAAD Houcine Abdelhakim pour avoir
accepté de président jury de thèse.*

*Je tiens également à remercier le membre de jury Monsieur Arbaoui M. qui m'ont fait
l'honneur de juger ce travail*

*Je tiens également à exprimer ma profonde reconnaissance à Mr Frahe Naceur. MCA a
Centre Universitaire Salhi Ahmed Nâama pour son accueil chaleureux au laboratoire pour
m'avoir fait le dosage de métaux par spectrophotomètre*

*Mes remerciements pour toute l'équipe de laboratoire de biochimie à centre universitaire
Nour El Bachir el bayadh pour leurs aides et avec qui j'ai passé des agréables moments.*

Mes remerciements et ma reconnaissance s'adressent également à tous mes amis

Résumé

L'uranium constitue une contrainte majeure à l'environnement et la démarche du développement durable en dégradant l'écosystème. L'objectif du présent travail est d'étudier l'effet du nitrate d'uranyle sur quelques paramètres biométriques, physiologiques et chimiques d'une espèce communément cultivée en Algérie, la féverole *Vicia faba* L minor, variété Sidi Aich. Le semis s'est effectué dans une serre semi automatisée et dans des pots en plastique de 8 kg de poids remplis par un substrat qui contient 2/3 argile, 1/3 sable et terreau. Le fond de chaque pot a été garni par le gravier afin d'assurer un bon drainage, l'irrigation se fait à la réserve facilement utilisable. Les plantes âgées de 110 jours soumises aux doses croissantes de nitrate d'uranyle 20 ; 40 et 60 ppm ont été déterrées pour les analyses physiologiques, chimiques au laboratoire. Les résultats montrent l'accumulation significative d'uranium dans les parties aériennes, souterraines et gousses avec la majeure quantité cumulée dans les racines de la féverole chez les doses de 40 et 60 ppm. On note également une augmentation du poids racinaire, longueur des tiges, surface racinaire et épaisseur des vaisseaux conducteurs de la sève contre une diminution de chlorophylle « a » et la teneur relative en eau dans la plante.

mots clés : uranium, physiologie, féverole, accumulation, phytoremédiation.

Abstract

Uranium constitute a major constraint to the environment and the sustainable development approach by degrading the ecosystem. The objective of the present work is to study the effect of uranyl nitrates on some biometric, physiological and chemical parameters of a species commonly cultivated in Algeria, the faba bean *Vicia faba L minor*, variety Sidi Aich. Seeding takes place in a semi-automated greenhouse and in 8 kg plastic pots filled with a substrate that contains 2/3 clay, 1/3 sand and potting soil. The bottom of each pot has been filled with gravel to ensure good drainage, the irrigation is made to the reserve easily usable. 110 day old plants subjected to increasing doses of uranyl nitrate 20; 40 and 60 ppm then were dug up for physiological, chemical analyzes in the laboratory. The results show significant accumulation of uranium in the aerial, underground and pods with the largest cumulative amount remaining in the roots of faba beans at doses of 40 and 60 ppm. There is also an increase in root weight, stem length, root surface and thickness of sap-conducting vessels against a decrease in chlorophyll "a" and the relative water content in the plant.

Key words:uranium, physiology, faba bean, accumulation, phytoremediation

المخلص

تشكل نيترات اليورانيل عقبة رئيسية على البيئة ونهج التنمية المستدامة عن طريق تدهور النظام البيئي. الهدف من هذا العمل هو دراسة تأثير نيترات اليورانيل على بعض المقاييس الحيوية والفيزيولوجية والكيميائية لنوع الفول العلفي Sidi Aich ، *Vicia faba L minor* التي تزرع عادة في الجزائر. البذر يحدث في الدفيئة شبه الآلية وفي حجم الأواني 8kg البلاستيكية مملوءة الركيزة التي تحتوي على 3/2 الطين ، 3/1 التربة الرملية و المادة العضوية . وقد تم ملء الجزء السفلي من وعاء بالحصى لضمان الصرف الجيد ، ويتم إجراء الري في المحمية بسهولة بعد 110 أيام من زرع تم تعريض النباتات لجرعات متزايدة من نيترات أورانييل 20؛ تم 40 و 60 جزء من المليون بعد ذلك لتحليلات الفيزيولوجية والكيميائية في المختبر. وأظهرت النتائج تراكمًا لليورانيوم في الجزء الهوائي والثمرة مع أكبر كمية تراكمية متبقية في جذور الفول العلفي عند جرعة 40 و 60 جزءًا من المليون. هناك أيضا زيادة في وزن الجاف للجذور ، طول الساق ، سطح الجذر وسماكة الأوعية التي تصيب النسغ ومع انخفاض في اليخضور "أ" ومحتوى الماء النسبي في النبات.

الكلمات المفتاحية: اليورانيم، الفيزيولوجيا ، الفول العلفي ، التراكم ، المعالجة النباتية

N°	LISTE DES TABLEAUX	Pages
	<i>Concentrations de quelques métaux lourds dans la couche terrestre (en $\mu\text{g.g}^{-1}$)</i>	
	<i>Les sources d'éléments en traces métalliques dans l'environnement</i>	
	<i>Etude de transfert des ETM vers le sol et les plantes</i>	
	<i>Propriétés physico-chimiques de l'uranium</i>	
	<i>Comparaison des masses et activités isotopiques de l'uranium naturel et de l'uranium appauvri</i>	
	<i>Données sur l'uranium naturel</i>	
	<i>Concentration de l'uranium dans les sols, roches et minerais</i>	
	<i>Critères de distinction entre les trois variétés de <i>Vicia faba</i> L</i>	
	<i>Composition chimique moyenne pour 100 g net de</i>	
	<i>Production de fèves et féveroles à Bejaia et en Algérie de 2010 à 2014</i>	
	<i>.fiche technique de la variété étudiée de <i>Vicia faba</i> L. minor</i>	
	<i>Doses de l'uranium par rapport à la masse totale de sol</i>	
	<i>Caractéristiques de la serre semi automatisée du l'annexe CNDRB</i>	
	<i>Longueur d'onde maximale et absorbance</i>	
	<i>Moyenne de longueur des tiges et des racines de la féverole <i>Vicia faba</i> L minor stressée par le nitrate d'uranyle</i>	
	<i>Moyenne de la surface foliaire et racinaire de la féverole <i>Vicia faba</i> L. minor stressée par le nitrate d'uranyle</i>	
	<i>Moyenne du poids sec des parties aériennes et racinaires ainsi que le poids sec des gousses de la féverole <i>Vicia faba</i> L. minor stressée par le nitrate d'uranyle.</i>	
	<i>les moyenne de la teneur de chlorophylle A et chlorophylle B de la féverole <i>Vicia faba</i> L. minor stressée par le nitrate d'uranyle</i>	
	<i>Moyenne de la Teneur relative en eau des feuilles (RWC) de la féverole <i>Vicia faba</i> L. minor sous l'effet de nitrate d'uranyle</i>	
	<i>Moyenne de la teneur en uranium accumulé dans la plante de féverole stressée par le nitrate d'uranyle</i>	
	<i>Moyenne de la teneur en uranium accumulé dans la partie aérienne de féverole stressée par le nitrate d'uranyle</i>	
	<i>Moyenne de la teneur en uranium accumulé dans le partie racinaire féverole stressée par le nitrate d'uranyle.</i>	
	<i>Moyenne de la teneur en uranium accumulé dans les gousses de la féverole stressée par le nitrate d'uranyle</i>	
	<i>Moyenne de l'épaisseur de vaisseau conducteur de la féverole stressé par le nitrate d'uranyle</i>	

N°	LISTE DES FIGURES	Pages
	<i>Pollution des sols</i>	
	<i>Effet des polluants sur les plantes</i>	
	<i>Origine des métaux lourds dans le sol</i>	
	<i>Contamination diffuse et locale</i>	
	<i>Le cheminement des métaux lourds dans l'environnement</i>	
	<i>Réserves mondiales prouvées d'uranium à la surface du globe</i>	
	<i>.La radioactivité : désintégration d'un noyau instable s'accompagnant de l'émission de rayonnements et/ou de particules</i>	
	<i>Principaux mécanismes moléculaires impliqués dans l'absorption et l'accumulation des métaux par les plantes.</i>	
	<i>mécanisme de phytoremédiation des métaux</i>	
	<i>Processus de la rhizofiltration</i>	
	<i>Représentation de la phytostabilisation</i>	
	<i>Processus de phytoextraction, absorption des contaminants présents dans le sol</i>	
	<i>Phytodégradation des contaminants organiques</i>	
	<i>Mécanisme de rhizodégradation de</i>	
	<i>Schéma de la phytovolatilisation</i>	
	<i>Classification de vicia faba L.minor</i>	
	<i>Localisation de la station d'expérimentation</i>	
	<i>Le dispositif adopté sous la serre</i>	
	<i>Méthode de mesure de la surface racinaire et foliaire de la féverole par le logiciel ImagJ</i>	
	<i>Méthode de mesure de l'épaisseur de vaisseaux par le logiciel ImagJ</i>	
	<i>Protocole du travail expérimental adopté</i>	
	<i>Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des tiges et des racines de la féverole.</i>	
	<i>.Effet du nitrate d'uranyle sur la surface foliaire et racinaire.</i>	
	<i>Effet du nitrate d'uranyle sur le poids sec des parties aériennes, racinaires et gousses de la féverole</i>	
	<i>Effet du nitrate d'uranyle sur la chlorophylle dans les feuilles de la féverole</i>	
	<i>Effet du nitrate d'uranyle sur la Teneur relative en eau (%).</i>	

	<i>Effet du Nitrate d'uranyle sur la teneur en uranium dans la plante entière de féverole Vicia faba L..</i>	
	<i>Effet du Nitrate d'uranyle sur la teneur en uranium dans la partie aérienne de féverole Vicia faba L.</i>	
	<i>Effet du Nitrate d'uranyle sur la teneur en uranium dans la partie racinaire</i>	
	<i>Effet du Nitrate d'uranyle sur la teneur en uranium dans les gousses.</i>	
	<i>Effet du nitrate d'uranyle sur épaisseur de vaisseaux conducteur de la féverole</i>	
	<i>coupe transversale anatomique de racine de témoin de la féverole vicia faba L.minor G 40</i>	
	<i>coupe transversale anatomique de racine de la dose 20 ppm de la féverole vicia faba L.minor G 40</i>	
	<i>coupe transversale anatomique de racine de la dose 40 ppm de la féverole vicia faba L.minor G 40</i>	
	<i>coupe transversale anatomique de racine de la dose 60 ppm de la féverole vicia faba L.minor G 10</i>	

N°	LISTE DES PHOTOES	Pages
	<i>Les racines de la féverole</i>	
	<i>Tige et feuilles de la féverole</i>	
	<i>Florissant et le Fruits de la féverole</i>	
	<i>Les graines de la fêverole</i>	
	<i>Graines de la fêverole Vicia faba L minor .Var.SIDI AICH</i>	
	<i>Tamisage de sol</i>	
	<i>Préparation des pots</i>	
	<i>La serre semi automatisée du annexe CNDRB</i>	
	<i>Plantule de la féverole Vicia faba L minor</i>	
	<i>Dispositif expérimental sous serre automatisée</i>	
	<i>Composition de la solution nutritive</i>	
	<i>Les échantillons après le déterrement</i>	
	<i>Application de stress</i>	
	<i>Les plantes avec le traitement de nitrate d'uranyle</i>	

Liste des abréviations

CNDRB	Centre national de développement des ressources biologiques
Mf	Matière fraîche
RWC	La teneur relative en eau
pH	Le potentiel hydrogène
qx	Quantité
Mg	Mili gramme
Km	kilogramme
ha	Hectare
g	gramme
G	Grossissement
h	heure
H⁺	Ions hydrogène
L	Litre
t	Tonne
U	uranium
C°	Degré Celsius
cm	Centimètre
CE	Conductivité électrique
%	pourcentage
mm	Millimètre
ml	Mili litre
nm	nanomètre
INRA	Institut National des Recherches agronomiques

FAO	Organisation de la nation unie pour l'alimentation et l'agriculture
µm	Micromètre
ppm	Parti par million
RFU	Reserve Facilement Utile
UO₂	oxyde d'uranium
bq	becquerel
CE	Conductivité électrique
mS/cm	milli centimètre par centimètre
cm²	Centimètre carré
ETM	Éléments traces métallique
mg/l	Milligramme sur litre
ng m⁻³	Nano gramme par mètre cube
UFV	Unité fourrageur viande
UO₂⁺²	ions Uranyl
UV	Ultra violet
w/m²	Watt par mètre carré
µg L⁻¹	Microgramme par litre
µg.g-1	Micro gramme par gramme
µg/g MF	Microgramme par gramme de matières fraîches

Table des matières

Dédicace	
Remerciements	
Résumé	
Introduction générale	02
Première partie Synthèse bibliographique	
Chapitre I. Pollution de l'environnement par l'uranium	
I.1 Généralité sur la pollution de l'environnement	06
I.2 Sources de la pollution	06
I.3 Classification des pollutions	06
I.4. Pollution des sols	07
I.4.1 Source de la pollution des sols	07
I.5 Relations pollutions-végétaux	09
I.6 Pollution par les métaux lourds	10
I.7 Métaux lourds	12
I.7.1 Définition des métaux lourds	12
I.7.2 La spéciation des métaux dans les sols	13
I.7.3 Rôle des métaux lourds	14
I.7.4 Origine de la contamination des sols par les métaux lourds	14
I.7.4.1 Origine des métaux lourds	14
a. Origine naturelle	15
b. Origine anthropique	15
les Contaminations locales	16
Les Contaminations diffuses	16
I.8 Toxicité des métaux lourds	16
I.8.1 L'effet sur l'environnement	17
I.9 Contamination de l'environnement par l'uranium	18
I.9.1 Origines et historique	18
I.10 Concentrations naturelles dans les écosystèmes	18
I.11 Carte d'identité de l'uranium	19
I.12 Propriétés physico-chimiques et nucléaires	19
a. Uranium naturel	19
b. Uranium appauvri	20

1.12.1 Principales propriétés physiques de l'uranium	21
I.13 Les isotopes	21
I.14 L'uranium dans les sols	22
I.14.1 Comportement dans la solution du sol	24
Influence des constituants solides du sol sur la dynamique de l'uranium	25
A. Influence de la matière organique	25
B. Influence des oxy (hydr) oxydes de fer et d'aluminium	25
C. Influence des carbonates	26
D. Influence des argiles	26
I.15 L'uranium dans les plantes	26
I.15.1 Absorption des métaux traces et des radionucléides	27
Chapitre II. Phytoremediation des sols pollués	
II.1 Techniques de dépollution	29
II.2 définition de la Phytoremédiation	29
II.2.1 Rhizofiltration	30
II.2.2 La phytostabilisation	30
A. Caractéristiques des espèces utilisées	31
II.2.3 La Phytoextraction	31
II.2.4 La Phytodégradation	32
II.2.5 La Rhizodégradation	33
II.2.6 La phytovolatilisation	34
II.3 Les avantages de phytoremediation	35
Chapitre III. La féverole vicia faba L. minor	
III.1 Généralités sur les légumineuses	37
III.1.1 Classification des légumineuses	37
III.2 la féverole	38
III.2.1 Origine de la féverole	38
III.2.2 Classification de la féverole	38
III.2.3 Caryotype de la féverole	39
III.2.4 Description de la féverole Vicia faba L.	39
III.2.4.1 Les racines	40
III.2.4.2 Tige et feuilles de la féverole	40
III.2.4.3 fleurs et fruit de la féverole	41

III.2.4.4 Les graines	42
III.3 Critères de distinction entre les variétés de Vicia faba L.	42
III.4 Exigences de la fève	43
III.4.1 Exigences édaphiques	43
III.4.2 Exigences climatiques	43
III.5 Valeur fourragère de la fève	44
III.6 Intérêts expérimentale et la composition chimique de la fève	44
III.7 Production de la fève dans le monde et en Algérie	46

Deuxième partie : Etude expérimentale

Chapitre IV. Matériels et Méthodes

IV.1 Objectif de l'étude	49
IV.2 Lieu de l'expérimentation	49
IV.3 Matériels	50
IV.3.1 Matériels végétal	50
IV.3.1.1 Choix de l'espèce végétale	50
IV.3.1.2 Substrat	51
IV.3.1.3 Préparation des pots	51
IV.4 Conduite de l'essai	53
IV.4.1 Le semis	54
IV.4.2 Arrosage	55
IV.4.3 Prélèvement des échantillons	57
IV.4.4 Application du stress -métallique	57
IV.5 Paramètres mesurés	58
IV.5.1 Paramètres biométriques	58
IV.5.1.1 Longueur des tiges et racines	58
IV.5.1.2 Surface foliaire et racinaire	58
IV.5.2 Paramètres morphophysiolques	59
IV.5.2.1 Poids sec de végétale	59
IV.5.3 Paramètres physiologiques	59
IV.5.3.1 Teneur en eau relative	59
IV.5.3.2 Extraction de la chlorophylle	60
IV.5.4 Paramètre chimique	60
IV.5.4.1 Dosage de nitrate d'uranyle	60

IV.5.5 Paramètre anatomique	61
IV .5.5.1 Les coups anatomiques	61
IV.5.6 Analyses statistiques	62
Chapitre V. Résultats et discussion	
V.1 Constat visuel	65
V.2 Paramètres biométriques	66
V.2.1 Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des tiges et des racines de la féverole	66
V.2.2 Effet du nitrate d'uranyle sur la surface foliaire et racinaire de la féverole	67
V.3 Paramètres morphophysiolgiques	69
V.3.1 Effet du nitrate d'uranyle sur le pois sec des parties aériennes, racinaire et gousses de la féverole	69
V.4 Paramètres physiologiques	71
V.4.1 Effet du nitrate d'uranyle sur la chlorophylle dans les feuilles de féverole	71
V.4.2 Effet du nitrate d'uranyle sur la Teneur relative en eau de la féverole	73
V.5 Paramètre chimique	74
V.5.1 Effet du Nitrate d'uranyle sur l'accumulation d'uranium dans la plante entière de la féverole	74
V.5.2 Effet du Nitrate d'uranyle sur l'accumulation d'uranium dans la partie aérienne de la féverole	76
V.5.3 Effet du Nitrate d'uranyle sur l'accumulation d'uranium dans la partie racinaire de la féverole	78
V.5.4 Effet du Nitrate d'uranyle sur l'accumulation d'uranium dans les gousses de la féverole	80
V.6 Paramètre anatomique	80
V.6.1 Effet du nitrate d'uranyle sur l'épaisseur de vaisseaux conducteur de la féverole	80
Discussion générale	83
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	86
Références bibliographiques	
Annexes	

Introduction

Introduction générale

Les problèmes posés par la dispersion de polluants dans l'environnement ont suscité l'intérêt de la communauté scientifique depuis maintenant de nombreuses décennies. La prise de conscience de la nécessité de préserver les écosystèmes terrestres et aquatiques a ainsi fait émerger certaines questions, notamment celles du devenir de ces polluants dans l'environnement ainsi que de leurs effets sur les communautés d'êtres vivants. **(Julien Laurette ,2011)**

Les sols sont à la fois un outil de production (aliments et biomasse), un réacteur et un filtre (stockage et transformation des minéraux, de matières organiques, d'eau et de substances chimiques) et une source de matières premières (minéraux, tourbe, etc.). En ce sens ils font

L'objet d'une surveillance régulière permettant d'évaluer leur fertilité et leur qualité biologique et de suivre l'évolution de leurs stocks (matière organique, éléments traces, etc.) et des flux de contaminants. Parmi les contaminants majeurs de l'environnement, certains métaux lourds posent de sérieux problèmes écologiques, tant par le caractère ubiquiste de leur présence au sein de la biosphère que par leur forte rémanence et leur toxicité élevée. Parmi eux, l'uranium soulève une attention particulière. Ce dernier un actinide présent à l'état de traces (0.5 et 5 mg kg⁻¹) dont la teneur peut fortement augmenter naturellement pour atteindre plusieurs centaines de mg kg⁻¹ de sol dans les zones uranifères **(Ragnarsdottir et Charlet, 2000)**.

Les activités anthropiques telles que l'utilisation militaire d'uranium appauvri ou les activités liées au cycle du combustible nucléaire peuvent également augmenter le stock du sol. De la même manière, l'utilisation intensive dans les agro-systèmes d'engrais issus de roches phosphatées est une source majeure de contamination. En effet, ces dernières peuvent contenir plusieurs centaines de mg U kg⁻¹ entre autre impureté **(Romero Guzman et collab, 2002)**.

Les sols deviennent ainsi un réservoir potentiel de contamination en uranium pour les organismes qui interagissent avec lui, en premier lieu les plantes supérieures terrestres. **(Romero Guzman et collab, 2002)**.

La phytoremédiation présente de nombreux avantages : elle est viable économiquement car on peut exploiter les végétaux produits et récupérer les métaux à haute valeur ajoutée, et elle est compatible avec les politiques de préservation de l'environnement.

Néanmoins la phytoremédiation comporte des limites : la croissance lente et la production faible de biomasse demandent un investissement en temps assez important et/ou en argent avec l'adjonction de chélateurs ou autres substances « starter » car la concentration et le type de métaux lourds influencent la phytotoxicité, et dans certains cas, la croissance des plantes peut être réduite (Shah *et al.*, 2007 ; Salt *et al.*, 1998 ; Singh *et al.*, 2003).

La plupart des études portant sur la phytoremédiation concernent la sélection de plantes hyper accumulatrices, par contre aucune étude n'a été faite sur des plantes fourragères tel que La féverole. L'objectif de ce travail est d'étudier l'effet du nitrate d'uranyle sur le comportement physiologiques sur la féverole *Vicia faba* L.minor. Var.SIIDI AICH.

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

Partie I : synthèse bibliographiques

- Chapitre 1 : Pollution de l'environnement par l'uranium
- Chapitre 2: Phytoremédiation des sols pollués
- Chapitre 3: La Féverole *Vicia faba* L.minor

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

Première partie

Synthèse bibliographique

Chapitre I

Pollution de l'environnement par l'uranium

Chapitre I. La pollution de l'environnement par l'uranium

I.1 Généralité sur la pollution de l'environnement

L'environnement est le milieu global au contact duquel sont affrontées les collectivités humaines et avec lequel elles se trouvent placer dans une situation des rapports dialectiques d'actions et de réactions ; réciproques, qui mettent enjeu tous les éléments du milieu (**George, 1973**).

D'après (**Laurent in Messadek, 1998**) La pollution est un problème universel parce qu'elle ne concerne pas seulement une ville, une région ou un territoire mais la planète entière. (**Laurin in Messadek, 1998**) Au cours de ces derniers années, la pollution de l'environnement tel que le rejet d'effluents industriels, les polluants atmosphériques, les pesticides et les engrais agricoles....etc, compte parmi les problèmes importants qui préoccupent tous les pays où l'industrie connaît un développement plus ou moins élevés.

I.2 Sources de la pollution

Selon (**Viala, 1998**) Les principales sources de pollution actuellement sont:

A. la production de l'énergie

Elle fait appel aux combustibles fossiles, l'énergie nucléaire et la pollution thermique.

B. les activités de l'industrie chimique

L'industrie chimique peut rejeter, notamment dans l'air et dans les eaux, des quantités plus ou moins importantes de produits les plus divers.

C. les activités agricoles

Les engrais et les pesticides sont massivement utilisés à l'heure actuelle en vue d'augmenter et intensifier les rendements agricoles.

I.3 Classification des pollutions

Selon (**Viala, 1998**), le phénomène de pollution envisageant ce qui se passe au niveau du sol, de l'air et de l'eau. Mais, actuellement, elle peut se faire selon la nature du facteur ou d'agent polluant considéré :

1. Pollutions physiques

Radionucléides actifs (émission de rayonnements) - Caléfaction (pollution thermique)
-Bruit et vibrations à basse fréquence (infrasons).

2. Pollutions chimiques

Parmi les principaux polluants impliqués dans la pollution chimique : Dérivés gazeux du carbone et hydrocarbures liquides, matière plastiques, pesticides, les métaux lourds,... etc.

3. Pollutions biologiques

Contamination biologique des milieux inhalés et ingérés (bactéries, virus, pollens, etc). Modification des biocénoses par introduction intempestive d'espèces animales et végétales.

4. Nuisances esthétiques

Dégradation des paysages et des sites par l'urbanisation « sauvage » ou un aménagement mal conçu. - Implantation d'industrie ou autres activités dans les biotopes vierges ou peu modifiés par l'homme.

I.4. Pollution des sols

D'après (Bliefert et Perraud, 1997) les pollutions du sol peuvent apparaître de différentes manières. Une grande partie des composés, qui ont de l'influence sur les sols et sur les organismes qu'ils contiennent.

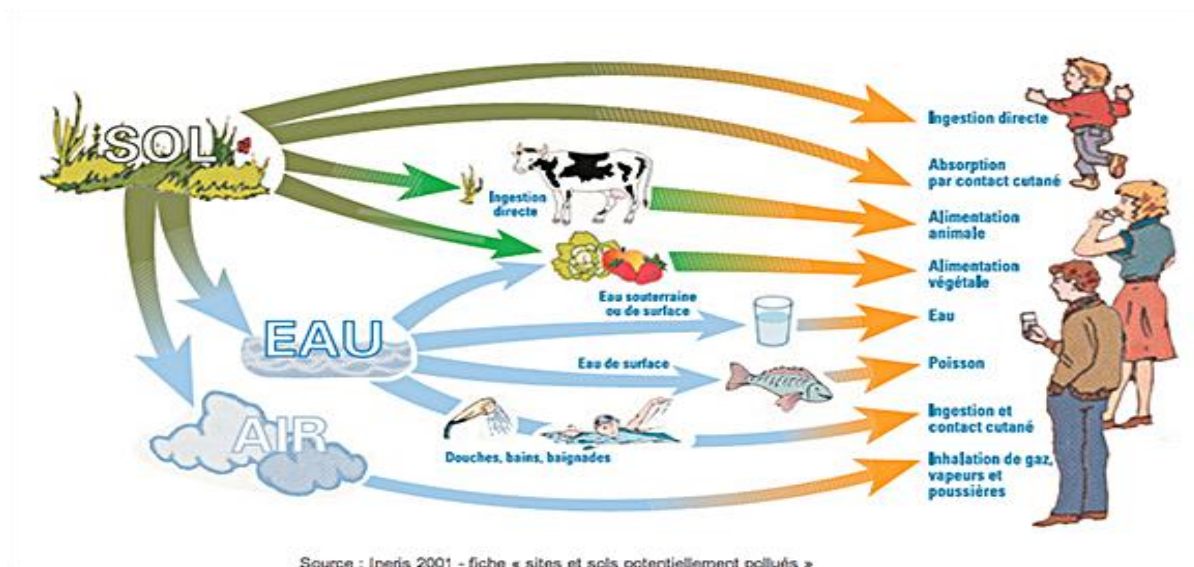


Figure1. Pollution des sols (Ineris , 2001)

I.4.1 Source de la pollution des sols

D'après (Mazoyer, 2002), les causes de la pollution des sols liées à l'activité agricole proviennent essentiellement de l'existence, dans les produits utilisés pour fertiliser ou traiter les cultures, de différents composés toxiques. Ces derniers sont souvent présents en très petites quantités, mais leur accumulation lente peut entraîner la contamination de certains sols cultivés, ces substances sont en effet très peu mobiles dans le sol et sont peu absorbées par les

plantes. Selon (Stengel et Gelin, 1998) Ces produits toxiques parviennent-ils aux sols par différentes voies :

A. Par le fond pédo-géochimique naturel

Les sols comportent naturellement des éléments traces métalliques, héritage de la roche mère. Ces éléments sont en partie absorbés par les racines des plantes puis libérés plus tard dans le sol.

B. Par voie atmosphériques

En plus de ses composants gazeux, l'atmosphère contient des particules, les aérosols, qui proviennent de sources variées, naturelles ou liées aux activités humaines.

C. Par épandage des déchets

La matière organique, les éléments fertilisants et les boues d'épuration contiennent souvent des substances toxiques, en particulier des métaux à l'état de trace qu'il est actuellement impossible d'extraire dans des conditions techniquement et économiquement acceptable.

D. Avec les apports de phosphates

Une étude réalisée sur des parcelles témoins, a confirmé que la contribution des engrais phosphatés représente une part importante de la pollution totale en cadmium des sols qui ne reçoivent pas d'autres épandages.

E. A la suite de l'utilisation de pesticides (minéraux et organiques)

Parmi les sources de contamination diffuse les matières fertilisantes et les produits de traitements des cultures. Les engrais issus de gisements minéraux et les amendements organiques apportent des quantités significatives d'éléments traces. De nombreux traitements pesticides contribuent à la contamination des sols. Des études récentes indiquent que les pesticides organiques actuellement utilisés peuvent perturber l'activité microbienne dans le sol pendant quelques semaines.

F. Au sein de sites pollués

Les sites pollués sont des sites dont le sol ou le sous-sol ou les eaux d'irrigations ont été pollués localement par d'anciens dépôts de déchets ou par l'infiltration de substances polluantes. Les sols comportent naturellement des éléments-traces métalliques, héritage de la roche mère et des retombées atmosphériques d'origine naturelles.

I.5 Relations pollutions-végétaux

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 trace deviennent toxiques et s'accumulent dans les sols, les plantes et dans les organes des animaux consommant ces végétaux (**Miranda et al., 2005**).

Ces métaux lourds peuvent s'accumuler dans la partie comestible des cultures consommée par l'homme 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**).

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 certains 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, voire curatif. Sans négliger l'aspect 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**).

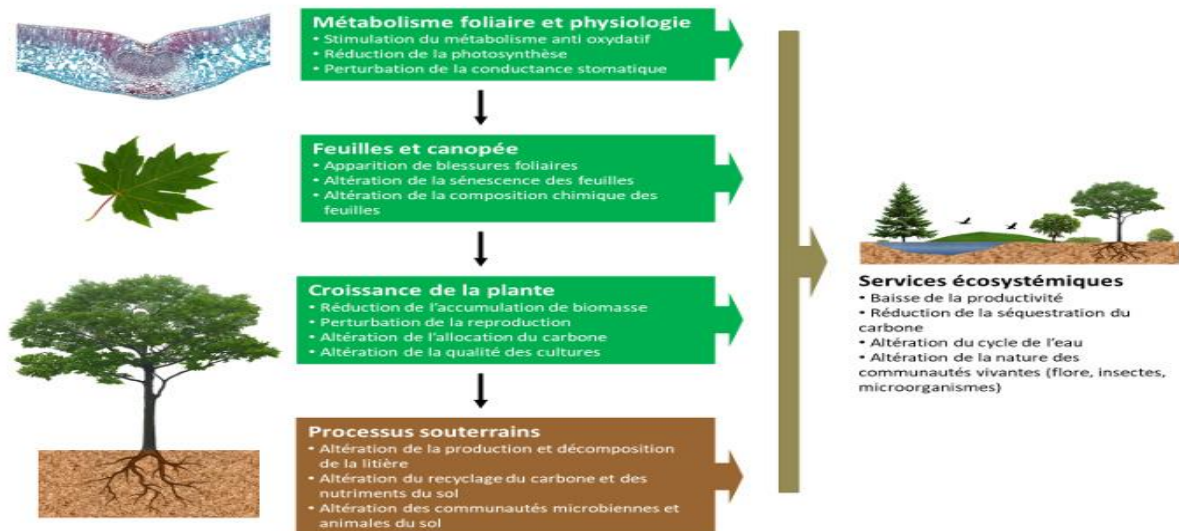


Figure 2. Effet des polluants sur les plantes (<http://apesnature.homestead.com>)

I.6 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). Or les sociétés industrielles, grandes productrices et consommatrices de métaux, relarguent dans l'environnement des quantités considérables de ces éléments toxiques, tels que Pb, Hg, Zn, Cd, Cu et Cr. Les principales sources de pollution anthropiques de ces métaux sont les activités industrielles, minières et agricoles mais aussi les quantités croissantes de déchets domestiques (Nriagu et Pacyna, 1988).

Tableau 1. Concentrations de quelques métaux lourds dans la couche terrestre (en $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) (Alloway et Ayres, 1993).

Métaux lourds	Couche terrestre
As	1,5
Cd	0,1
Co	20
Cu	50
Hg	0,005
Mn	950
Mo	1,5
Ni	80
Pb	14
U	2,4
Zn	75

La présence des métaux lourds 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 conséquence, les métaux lourds et les métalloïdes sont un problème écologique croissant dans le monde entier (**Cakmak et al., 2000**) (**Tableau 2.**)

Tableau2. Les sources d'éléments en traces métalliques dans l'environnement (**Dean et al., 1972; Martin et al., 1979; Ross, 1994; Baize, 1997; Gombert et al., 2005**).

1. Mines et fonderies de métaux:
<ul style="list-style-type: none"> a) Terrils et résidus – contamination par lixiviation et érosion éolienne (As, Cd, Hg, Pb) b) Résidus dispersés par les eaux – contamination des sols suite aux crues, inondations, etc. (As, Cd, hg, Pb) c) Transport des minerais – (As, Cd, Hg, Pb) d) Fonderie – contaminations dues aux poussières et aérosols (As, Cd, Hg, Pb, Sb, Se) e) Industrie du fer et de l'acier (Cu, Ni, Pb) f) Traitement des métaux (Zn, Cu, Ni, Cr, Cd)
2. Industrie:
<ul style="list-style-type: none"> a) Plastiques (Co, Cr, Cd, Hg) b) Textiles (Zn, Al, Ti, Sn) c) Microélectronique (Cu, Ni, Cd, Zn, Sb) d) Traitement du bois (Cu, Cr, As) e) Raffineries (Pb, Ni, Cr)
3. Retombées atmosphériques:
<ul style="list-style-type: none"> a) Sources urbaines/industrielles, dont incinérateurs et élimination des déchets (Cd, Cu, Pb, Sn, Hg, V) b) Industries pyrométallurgiques (As, Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl, Zn) c) Gaz d'échappements automobiles (Mo, Pb, V) d) Combustion des carburants fossiles (dont les centrales énergétiques) (As, Pb, Sb, Se, U, V, Zn, Cd)

4. Agriculture:

- a) Engrais (ex: As, Cd, Mn, U, V et Zn dans certains engrais phosphatés)
- b) Lisiers (ex: As et Cu dans des lisiers de porcs et de volailles, Mn et Zn dans certains lisiers de ferme)
- c) Chaulage (As, Pb)
- d) Pesticides (Cu, Mn et Zn dans les fongicides, As et Pb utilisés dans les vergers)
- e) Eaux d'irrigation (Cd, Pb, Se)
- f) Corrosion des métaux (Fe, Pb, Zn)

5. Dépôts de déchets sur les sols:

- a) Boues d'épuration (Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn)
- b) Percolât des décharges (As, Cd, Fe, Pb)
- c) Tas de ferrailles (Cd, Cr, Cu, Pb, Zn)
- d) Feux, cendres, etc. (Cu, Pb)

I.7 Métaux lourds**I.7.1 Définition des métaux lourds**

D'après (**Baker et Walker in Huynh, 2009**). Le terme métaux lourds, heavy metal, implique aussi une notion de toxicité. Le terme « éléments traces métalliques » est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement. (**Stengel et Gelin, 1998**) Ces éléments traces peuvent donc être des métaux (ex: Cd, Cs, Cu, Ni, Pb, Zn...) ou des éléments non métalliques (ex: F, Cl, B, I...). Leurs propriétés de toxicités expliquent ainsi la connotation négative du terme « métal lourd ». Ils peuvent se trouver dans l'air, dans l'eau et dans le sol (**Bliefert et Perraud, 1997**).

Selon (**Anfossi et al., 1997**) Les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser.

- D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être également définis comme :

- tout métal ayant une densité supérieure à 5.
- tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium (Z=11)
- tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques.

Le géologue, par exemple, considérera comme métal lourd tout métal réagissant avec la pyrimidine (C₆H₅N).

- Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité.

-De point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : Les métaux essentiels et les métaux toxiques (**Loué in Huynh, 2009**).

Conventionnellement, les éléments traces sont les 68 éléments chimiques naturels, la concentration moyenne dans la croûte terrestre pour chacun d'entre eux, inférieur à 0,1 pour mille. Ils ne représentent à eux tous que 0,6% du total, alors que les 12 éléments majeurs interviennent par 99,4% (**Baize, 2000**).

I.7.2 La spéciation des métaux dans les sols

D'après (**Deneux-Mustin et al, 2003**) Les éléments sont rarement présents à l'état libre dans la solution du sol, qui contient de nombreux ligands inorganiques et organiques d'origine naturelle ou anthropique pouvant former des complexes. De ce fait, les éléments solubles subissent des transformations chimiques qui dépendent de leur réactivité propre, de la forme sous laquelle ils sont introduits et, des propriétés physico-chimiques du sol. Il convient d'envisager aussi les processus biologiques (essentiellement microbiens) qui catalysent, orientent et contrôlent la plupart des processus physicochimiques dans les sols.

Les métaux qui arrivent au sol peuvent être distribués entre les différents compartiments du sol (dissous et solides) (**Le coz et al., 1996**):

- Adsorbés à la surface des minéraux argileux, oxydes de fer et manganèse, et à la matière organique.

- Présents dans le réseau des minéraux secondaires comme carbonates et sulfates.

- Occlus dans des matériaux amorphes comme les oxyhydroxydes de fer et manganèse, sulfures de fer et débris organiques.

- Présents dans les réseaux des minéraux primaires.

Les éléments peuvent être présents sous différents statuts chimiques Dans les sols: forme ionique hydratée, forme complexée avec les ligands organiques ou inorganiques (Deneux-Mustinet *al.*, 2003).

I.7.3 Rôle des métaux lourds

Les métaux présents dans l'eau et l'environnement terrestre sont des éléments nécessaires au fonctionnement normal des plantes et des animaux. Ils jouent un rôle important dans (Verbanck in Guemaz, 2006)

- La transformation de la matière, principalement dans les mécanismes enzymatiques.
- Aussi (Stengel et Gelin, 1998) du fait de leur toxicité, ils sont également employés, ou l'ont été, pour la protection des cultures (pesticides), dans des peintures de coques de bateaux, etc

I.7.4 Origine de la contamination des sols par les métaux lourds

I.7.4.1 Origine des métaux lourds

D'après (Robert et Juste in Huynh, 2009) Leur présence dans les sols peut être naturelle ou anthropogénique (voir la Figure 3)

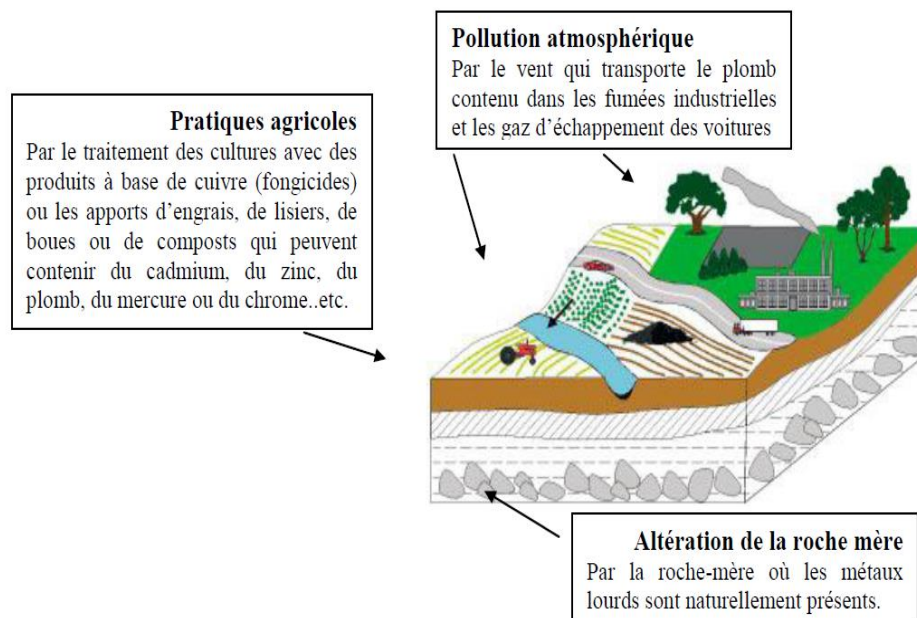


Figure 3. Origine des métaux lourds dans le sol (Anonyme, 2001)

1. Origine naturelle

Les métaux lourds sont présents naturellement dans les roches, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique (**Bourrelier et Berthelin in Huynh, 2009**). La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge. (**Baize, 2000**) Ce fond pédo-géochimiques local résulte des phénomènes naturels géologiques, pédogénétiques et autres.

2. Origine anthropique

La source majeure de contamination est d'origine anthropique. Au cours des dernières décennies, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu ; à l'heure actuelle on l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 tonnes de cuivre, 783000 tonnes de plomb, et 1350000 tonnes de zinc (**Singh et al. in Huynh, 2009**).

Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle (**Baize in Huynh, 2009**).

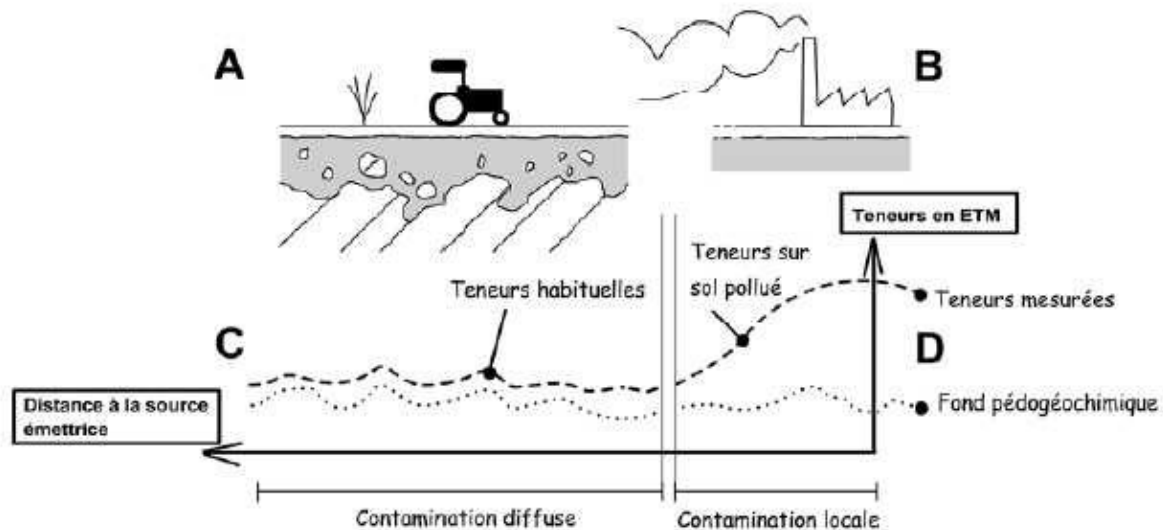


Figure 4. Contamination diffuse et locale (**Pereira et Sonnet, 2007**).

(A) : la coupe représente l'exemple d'un sol se formant sur un matériau parental (en grisé), développé sur des roches du substrat géologique.

(B) : sur le même sol, présence d'une source d'émission massive de polluants.

(C) : en pointillé : fond pédo géochimique naturel qui serait présent en l'absence de contamination diffuse. En tireté, les teneurs mesurées dans le sol, qui sont qualifiées d'« habituelle » car on ne peut pas déceler l'influence d'une contamination locale.

(D) : en tireté, les teneurs mesurées sont qualifiées de teneurs sur sol pollué parce qu'elles ont un niveau élevé résultant d'une contamination locale du sol.

Nous pouvons distinguer deux types de contamination suite aux apports en métaux lourds.

A. 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) .

B. Les Contaminations diffuses

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

I.8 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).

I.8.1 L' effet sur l'environnement

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

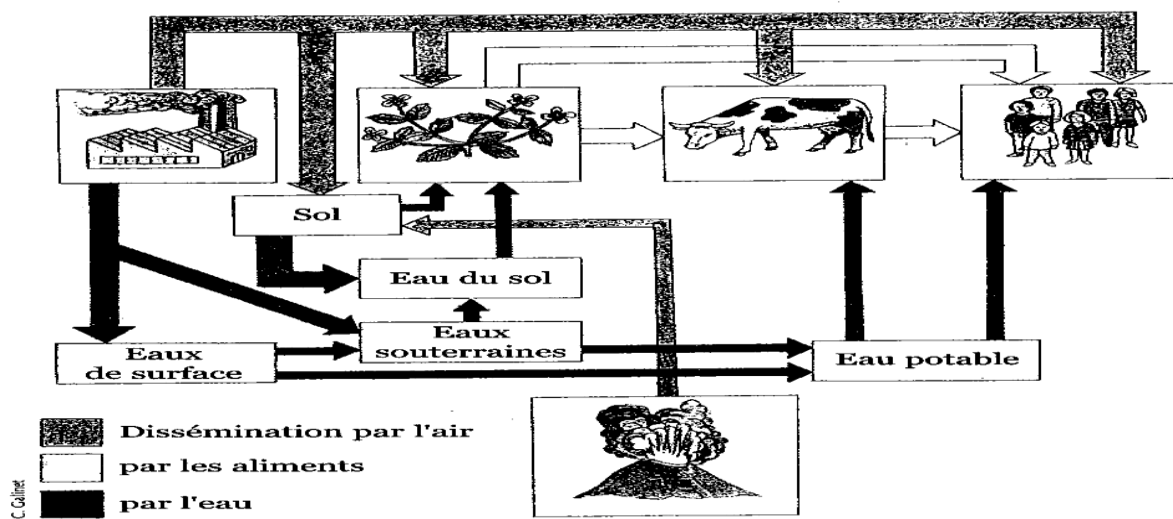


Figure 5. Le cheminement des métaux lourds dans l'environnement (Bert et Deram, 1999).

La contribution de l'homme à la mise en circulation des éléments traces métalliques et leur dissémination dans l'environnement sont très variables et dépend des métaux et des voies de rejets. La répartition entre les différentes sources s'établit comme suit: (Tableau 3) d'après (Miquel, 2001).

Tableau 3. Etude de transfert des ETM vers le sol et les plantes (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%

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.9 Contamination de l'environnement par l'uranium

I.9.1 Origines et historique

L'uranium (U) est un élément naturel, ubiquiste et radioactif de la famille des actinides découvert en 1789 par Martin Heinrich Klaproth. Présent en quantités variables dans les roches, l'eau, l'air et la biosphère, il est très répandu dans les matériaux acides tels que les roches plutoniques, les roches volcaniques et les sédiments volcanoclastiques. Il entre également dans la composition de certains minéraux tels que la pechblende (variété amorphe du minéral) et l'uranite (UO₂) dans des concentrations variables (**Ragnarsdottir et Charlet, 2000**).

Depuis 1939 et la découverte de la fission nucléaire, il est devenu un élément essentiel aux activités humaines. Son champ d'utilisation s'étend du domaine de la production d'énergie civile à celui de l'armement militaire. Il permet notamment la production d'armes, de blindages et d'électricité. Tous ces domaines consommateurs d'uranium sont autant de sources potentielles de contamination de l'environnement et des différentes chaînes trophiques. En agriculture, l'utilisation d'engrais phosphates produits à l'aide de roches contenant parfois plusieurs centaines de mg U kg⁻¹ sous forme d'impuretés est également une source de contamination des écosystèmes (**Shishkunova et collab., 1989**).

L'uranium est caractérisé par une double toxicité chimique et radiologique. À l'instar de l'industrie du nucléaire, le risque radiologique (émission de radon notamment) préoccupe le grand public. Le risque chimique qui est beaucoup moins mis en avant fait toutefois l'objet de nombreuses études scientifiques. (**Shishkunova et collab., 1989**).

I.10 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.11 Carte d'identité de l'uranium

L'Uranium est un radioélément présent dans l'environnement depuis l'origine de la terre. Il est présent en particulier dans les sols, les eaux, chez les végétaux et chez les êtres vivants. Il y a en moyenne 1 à 2 mg d'uranium par kg de sol, de l'ordre de quelques µg.L⁻¹ à quelques µg.L⁻¹ d'Uranium dans les eaux de surface et en moyenne 0,4 µg.L⁻¹ dans les eaux de boisson (WHO, 2004).

La concentration d'Uranium peut cependant être plus importante dans des zones où les puits de forage ont été creusés dans des roches uranifères comme en Finlande, où certains puits privés contiennent en moyenne 28 µg.L⁻¹ d'Uranium (Kurttio *et al.*, 2002 et 2005) (Figure 8).

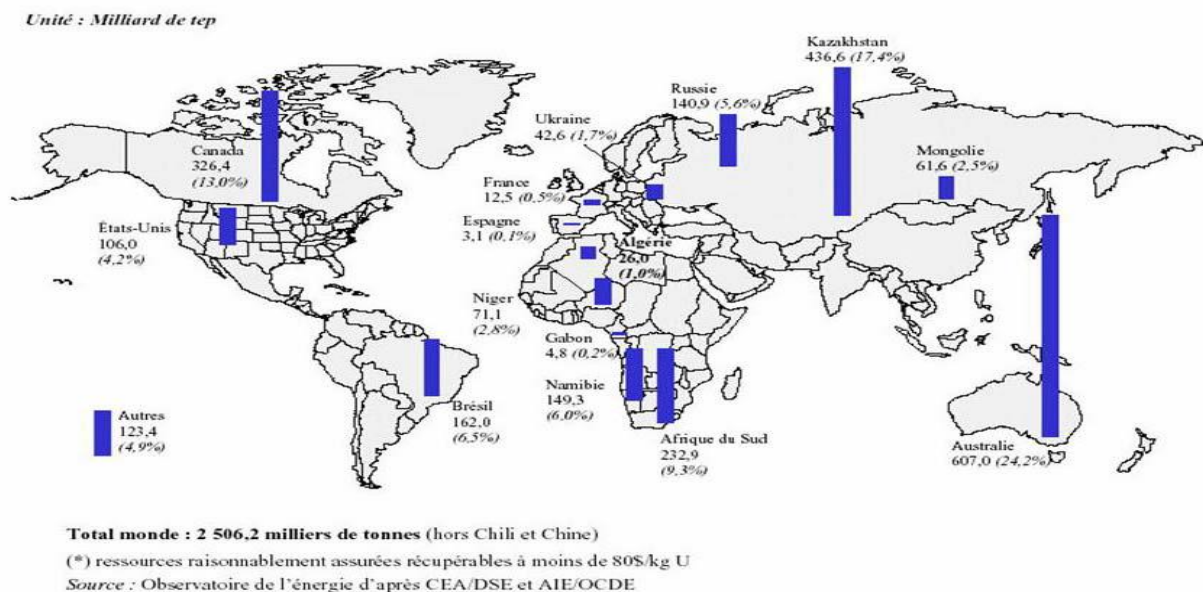


Figure 6. Réserves mondiales prouvées d'uranium à la surface du globe (Kurttio *et al.*, 2002 et 2005)

I.12 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

1130C°. 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 : ^{238}U , ^{235}U et ^{234}U . Ceux-ci se désintègrent principalement par émission de rayonnement α émission d'un noyau d'hélium ^4_2He et parfois par fission spontanée. Les isotopes ^{238}U et ^{235}U sont les plus abondants respectivement 99.275 et 0.720 % de l'uranium total de la planète – et sont primordiaux. Le troisième isotope ^{234}U est produit par désintégration α de l'isotope ^{238}U 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).

Tableau 4. Propriétés physico-chimiques de l'uranium (<http://en.wikipedia.org/wiki/Uranium>)

Propriétés physico-chimiques	Quantité
Numéro atomique Z	92
Masse atomique	238.02891 u
Structure électronique	[Rn] 7s2 5f3 6d1
Isotope	16 isotopes tous radioactif dont l' ^{235}U (0.71%) L' ^{238}U (99.28%) et l' ^{234}U (0.0058%)

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 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°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).

Tableau 5. Comparaison des masses et activités isotopiques de l'uranium naturel et de l'uranium appauvri (Weigel, 1986; DPHE, 2001).

	Pourcentage en masse			Pourcentage en activité total		
	^{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	0.006	0.2000	99.8000	9.9	1.1	88.9

1.12.1 Principales propriétés physiques de l'uranium

Désintégration d'un noyau instable s'accompagnant de l'émission de rayonnements et/ou de particules (Delacroix *et al.*, 2006)

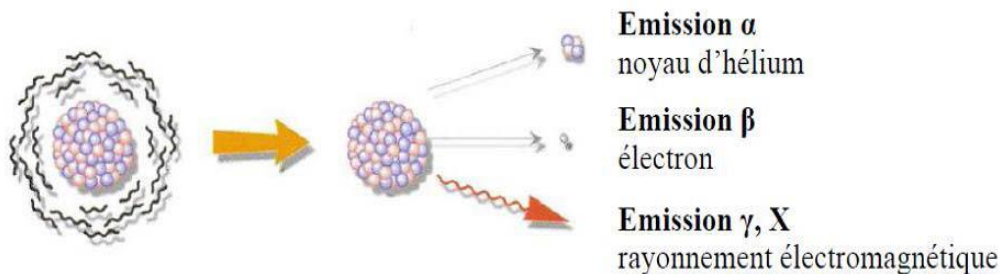


Figure 7. La radioactivité : désintégration d'un noyau instable s'accompagnant de l'émission de rayonnements et/ou de particules (Delacroix *et al.*, 2006)

I.13 Les isotopes

Les isotopes d'un élément donné contiennent le même nombre de protons mais un nombre différent de neutrons. Plus le nombre de neutrons est important, et plus l'atome sera instable, donc ^{238}U est plus instable que ^{235}U . Ils présentent donc presque les mêmes propriétés chimiques, mais des masses et des propriétés physiques et nucléaires différentes.

^{235}U est fissile et fissionne. Quand un neutron rapide bombarde un élément dit fissile, l'élément se divise en des éléments plus légers et en même temps émet de l'énergie. Bien des éléments lourds sont fissibles. D'autre part, les seules matières dites fissiles sont ^{235}U , ^{233}U , le plutonium 239 et le plutonium 241. Ces matières peuvent être fissionnées par des neutrons lents aussi bien que par des neutrons rapides, une propriété nécessaire pour entretenir une réaction en chaîne. (Tableau 6 et Tableau 7)(<http://www.cea.fr>)

Tableau.6: Données sur l'uranium naturel(<http://www.cea.fr>)

Isotope	Période (années)	Proportion isotope (%)	Radioactivité (Bq/mg)
^{238}U	4,5.109	99,2745	12,4
^{235}U	$7,0.10^8$	0,7200	0,72
^{234}U	$2,5.10^5$	0,0055	12,4
total			25,40

Tableau 07: Données sur l'uranium appauvri (<http://www.cea.fr>)

Isotope	Période (années)	Proportion isotope (%)	Radioactivité (Bq/mg)
^{238}U	$4,5 \cdot 10^9$	99,800	12,4
^{235}U	$7,0 \cdot 10^8$	0,2000	0,16
^{234}U	$2,5 \cdot 10^5$	0,0010	2,26
total			14,80

I.14 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).

Tableau 8. Concentration de l'uranium dans les sols, roches et minerais (Commissariat à L'Energie Atomique, 2001)

TYPE	Uranium (mg/kg)
Croûte terrestre	2
Croûte continentale globale	0,9 à 2,7
Croûte supérieure	2,5 à 2,8
Monde (Concentration moyenne)	3,2
Sol gris forestier	1,5
Sol volcanique (Polynésie)	3,9
Sol corallien polynésien	1,2
Phosphates naturels (monde)	3 à 390
Minerais de charbon	0,7 à 20
Sol : siezorems	2,5
Sols lessivés	2,3
Sols podzoliques	0,7-1,2
Sols marécageux	0,49
Roches acides (granites)	4,8
Roches ferromagnésiennes (basaltes)	0,97
Roche volcanique	3,9
Basalte (U.S.A.)	3,0
Granites (U.S.A.)	0,6 à 0,90
Schistes (U.S.A.)	3,0
Sable de plage (U.S.A.)	3,0
Sable de Seine (France)	0,3
Roche sédimentaire calcaire	2,3
Roche sédimentaire carbonate	2,2
Roche sédimentaire grès	1,5
Roche sédimentaire schiste	3,6
Roche sédimentaire corallienne	1.2

I.14.1 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 solvates $U(H_2O)_{4+n}^{4+}$ et U(VI) sous forme d'ions uranyles UO_2^{2+} (entité linéaire $O-U-O$) et oxo $UO_2(H_2O)_2^{2+}$. 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.-à-d. 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'oxydoréduction. 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 transférées 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 et 4) et les phosphates (pH 5 et 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 bio disponibles 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 à pH acide du fait de la compétition entre H^+ et UO_2^{2+} (**Giblin et collab., 1981; Morrison et collab., 1995**).

1.15.2 Influence des constituants solides du sol sur la dynamique de l'uranium

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 pédogenèse. 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

est un enrichissement des horizons B, comme dans certains sols de steppes riches en Fe

- redistribution avec accumulation variable, ou 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 oxydes. 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. (**Zuyi et collab. 2000**)

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 cristallisés, 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 carbonates l'ion uranyle est rarement libre dans la fraction liquide. Il se complexe facilement au carbonate $\text{UO}_2(\text{CO}_3)$, au bicarbonate $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_2^{-2}$ et au tri carbonate $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_4^{-3}$ (**Echeverria 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 complexants majeurs de l'uranium (**Langmuir, 1978; Ho et Miller, 1986; Zheng et collab., 2003**).

A 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.

D. Influence des argiles

Les argiles jouent un rôle secondaire dans la fixation de l'uranium dans les sols. Bien qu'une corrélation entre quantité de particules fines et teneur en uranium soit souvent observée, il semblerait que cela ne soit dû qu'à leur capacité à adsorber des oxydes de fer ou des substances humiques ayant préalablement fixé l'élément (phénomène de coating), les retentions de type ionique ou intra foliaire restant très limitées (**Gueniot et collab., 1983; Berthelin et collab., 1987; Bonin et Blanc, 2001**).

I.15 L'uranium dans les plantes

La présence d'uranium à l'état naturel dans les sols et son implication dans des industries dites à risque justifient qu'il fasse l'objet d'études de toxicité. Comme d'autres éléments non essentiels pour les plantes tels que le cadmium (Cd), le chrome (Cr) et le plomb (Pb), l'uranium est vraisemblablement pris en charge par les systèmes fonctionnels impliqués dans l'absorption des métaux et le devenir des nutriments dans le système sol/plante (**Ebbs et collab., 2001**).

Il peut être absorbé au niveau des racines et engendrer des effets délétères à plusieurs niveaux. Les manifestations caractéristiques d'une accumulation excessive dans les plantes

sont un changement de coloration des fleurs, une production de fruits anormaux, une courbure du port de l'organisme et une modification du nombre de chromosomes (Goswaniet collab., 1977).

I.15.1 Absorption des métaux traces 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).

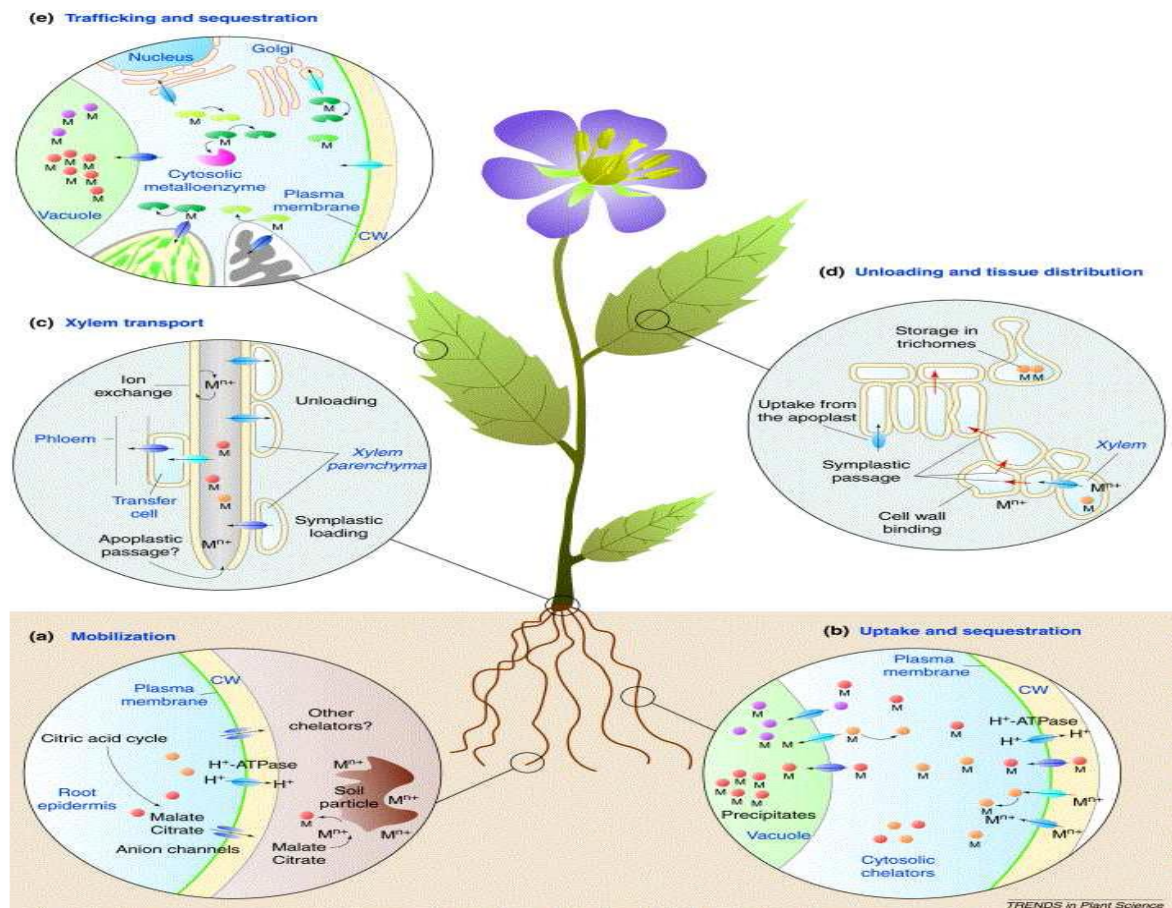


Figure 8. Principaux mécanismes moléculaires impliqués dans l'absorption et l'accumulation des métaux par les plantes. M= métal ; CW=cell wall. (a) mobilisation ; (b) absorption et séquestration ; (c) transport *via* le xylème ; (d) déchargement et distribution tissulaire ; (e) circulation et séquestration. (Clemens *et al.*, 2002).

Chapitre II

Phytoremédiation des sols pollués

Chapitre II. Phytoremediation des sols pollués

II.1 Techniques de dépollution

Les nombreux cas de pollution par les métaux lourds génèrent autant de sites contaminés qu'il faut réhabiliter. Les méthodes physico-chimiques de dépollution de ces sites utilisées *in situ* et *ex situ* présentent l'inconvénient d'être coûteuses et lourdes à mettre en œuvre (Gadd, 2000 ; Raskin *et al.*, 1994 ; Salt *et al.*, 1995). La capacité de certaines plantes à tolérer ou même à accumuler des métaux a permis d'ouvrir des nouvelles voies de recherche sur le traitement des sols : on parle de phytoremédiation.

II.2 définition de la Phytoremédiation

Étymologiquement, le terme phytoremediation est issu du grec phyto qui signifie plante et du latin remedium qui signifie corriger un méfait (Bert et Deram, 1999).

Nous pouvons définir le terme comme étant l'utilisation de plantes (arbres, espèces hyper accumulatrices, plantes cultivables, etc.) et de leurs micro biotes associées, d'amendement du sol et de techniques agricoles pour bloquer, extraire, accumuler, transformer ou détruire les contaminants environnementaux. Ces techniques sont utilisées pour le traitement des sols, boues, sédiments, effluents liquides voire gazeux et s'appliquent aux polluants organiques mais aussi inorganiques comme les métaux lourds ou les radioéléments (Cunningham *et al.*, 1995 ; Dechamp et Meerts, 2003).

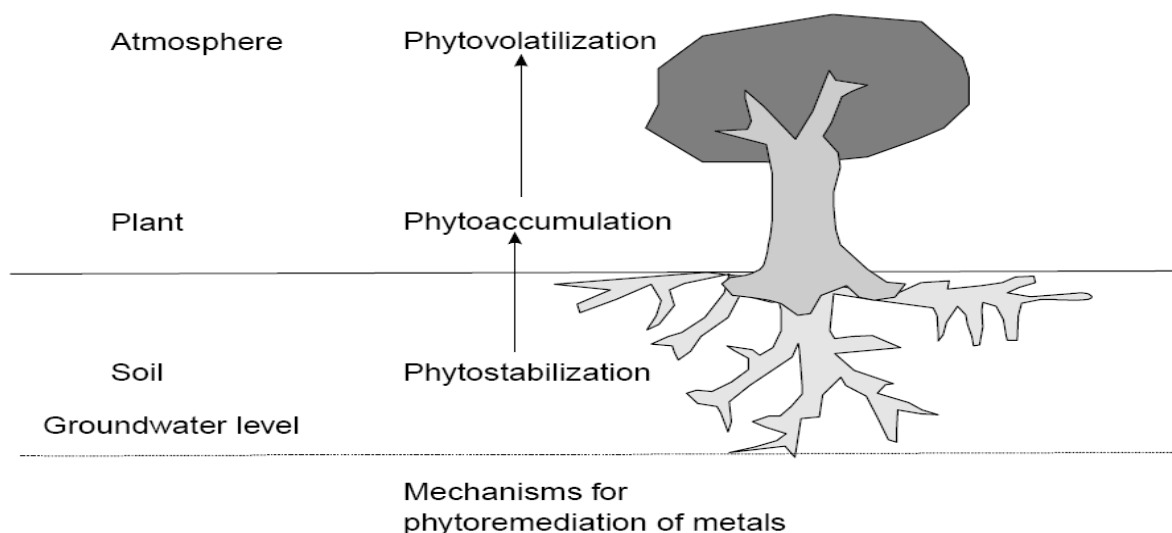


Figure 9. mécanisme de phytoremédiation des métaux (Mulligan *et al.*, 2001).

II.2.1 Rhizofiltration

La rhizofiltration est une technique qui met en jeu les systèmes racinaires de certaines espèces terrestres ou aquatiques qui absorbent, concentrent et stockent les contaminants des eaux polluées. Cette technique est généralement utilisée afin de traiter les sites contaminés aux métaux et radionucléides comme le plomb, le cuivre, le zinc, le nickel, l'uranium, le césium et le strontium. (Duchenkov et al.,1995)

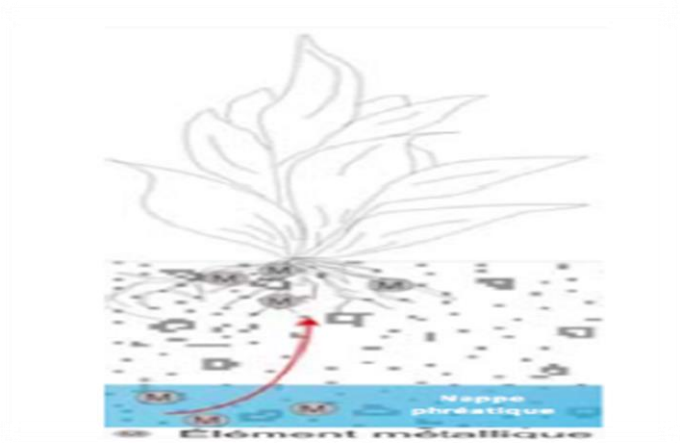


Figure 10. Processus de la rhizofiltration (Colombano, 2010)

II.2.2 La phytostabilisation

La phytostabilisation peut également être appelée reverdurisation ou revegetalisation. Ce phénomène se produit souvent naturellement sur des sites contaminés laissés à l'abandon (Dechamp et Meerts, 2003 ; Ademe, 2010).

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

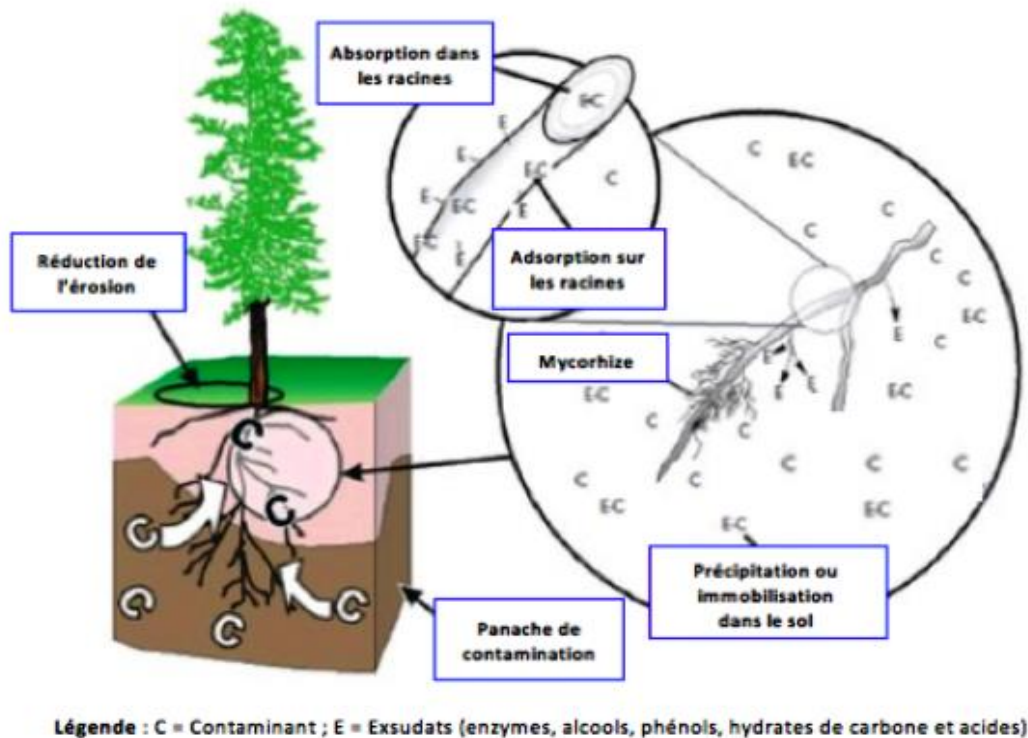


Figure 11. Représentation de la phytostabilisation (ITRC, 2001,)

A. Caractéristiques des espèces utilisées

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

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

Le type de plante et d'amendement choisi varie en fonction des caractéristiques du sol contaminé.

II.2.3 La Phytoextraction

La phytoextraction correspond à l'extraction de polluants organiques et/ou inorganiques (Baraud, 2002), présentes dans leur environnement. La source de ces substances peut être l'eau, l'air ou le sol (Blaylock *et al.*, 1997 ; McGrath *et al.*, 2000).

La phytoextraction s'applique aux métaux (par exemple, Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Zn), aux métalloïdes (par exemple, As, Se), aux radionucléides (par exemple, ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{234}U , ^{238}U), et aux non-métaux (par exemple, B) (Cornish *et al.*, 1995 ; Kumar *et al.*, 1995 ; Salt *et al.*, 1995 ; Bañuelos *et al.*, 1999).

Elle consiste à utiliser des récoltes successive d'espèces hyperaccumulatrices de métaux pour tenter de dépolluer les sols (Salt *et al.*, 1998).

La phytoextraction en général présente l'avantage d'extraire les métaux lourds se trouvant dans le sol en faible concentration et de les accumuler dans les parties récoltables de la plante (Mulligan *et al.*, 2001), dans des organes aériens faciles à récolter (McGrath *et al.*, 2000). Cette biomasse contaminée est ensuite fauchée et exportée pour être, dans la plupart des cas, incinérée. Les cendres obtenues (bio-minerais) sont soit réintroduites dans le cycle métallurgique soit confinées dans un lieu étanche (Brooks, 1998 ; Bert *et al.*, 2000).

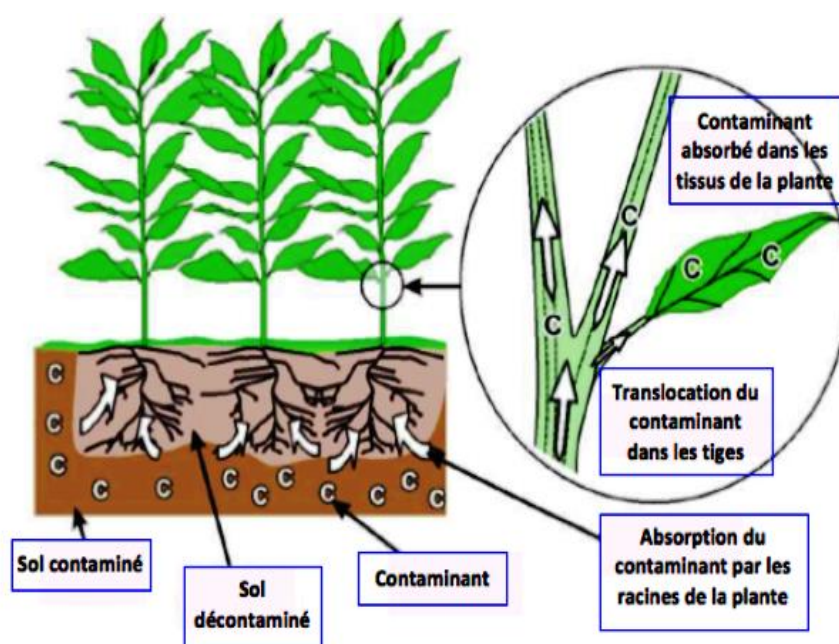


Figure 12. Processus de phytoextraction, absorption des contaminants présents dans le sol (ITRC, 2001)

II.2.4 La Phytodégradation

La phytodégradation (ou phytotransformation) repose sur l'effet rhizosphère qui stimule la dégradation des composés organique des sols. Cette décomposition est réalisée

grâce à des enzymes variées, internes ou sécrétées par la plante (Lee A Newman and Charles M Reynolds)

La phytodégradation comprend deux mécanismes distincts :

- La dégradation des contaminants par des enzymes excrétées dans le sol par les racines, par exemple, la dégradation du triphénylméthane par des laccases, veratryl alcool oxidase
- Ou grâce aux voies métaboliques de la plante par transformation en composés moins toxiques..(Kagalkar, Jadhav ; 2004)

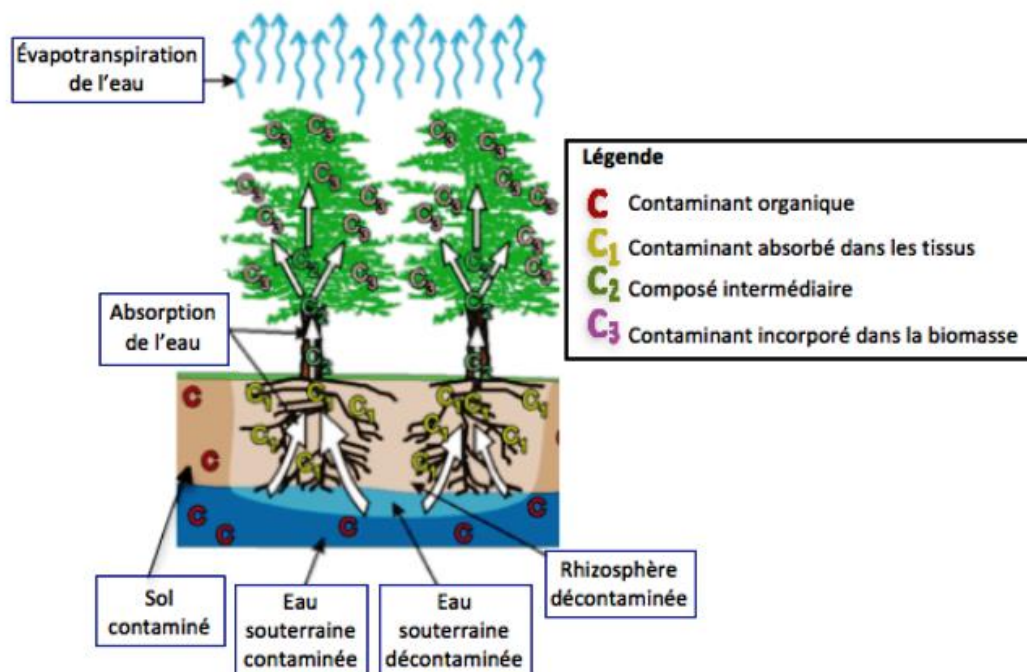


Figure 13. Phytodégradation des contaminants organiques (ITRC, 2001)

II.2.5 La Rhizodégradation

La Rhizodégradation implique la transformation des contaminants en substances moins toxiques dans la rhizosphère puis leur dégradation par les communautés microbiennes, processus facilités par l'excrétion de molécules organiques soutenant ces communautés. Une communauté spécifique peut ainsi être introduite afin de dégrader un composé (wuch.*et al.*2006)

La rhizofiltration qui suppose une absorption racinaire élevée pour les métaux ne nécessite pas une translocation efficace des métaux à partir des racines. Dans ce cas les plantes à grande surface racinaire sont prometteuses, considérant aussi leur taux élevé de croissance et stabilité biochimique (Shanks et Morgan, 1999).

L'activité des micro-organismes est favorisée par la présence des plantes qui créent un environnement physicochimique approprié favorisant ainsi la dégradation microbienne des polluants organiques (Corgie *et al.*, 2004).

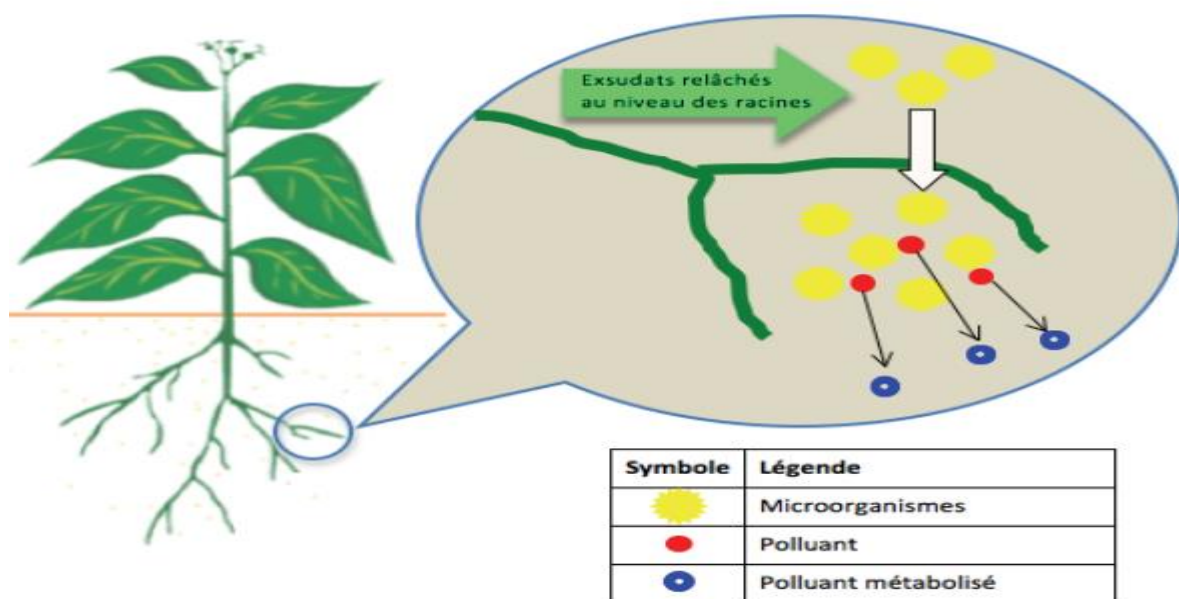


Figure14. Mécanisme de rhizodégradation de (ITRC, 2001)

II.2.6 La phytovolatilisation

Cette technique utilise les plantes pour extraire les métaux lourds puis les éliminer par évapotranspiration via les stomates des feuilles ou les tiges. Parmi les métaux lourds, seuls le mercure et le sélénium sont adaptés à cette technique. La possibilité d'y inclure l'arsenic n'est pas à écarter. Une fois volatilisés, les polluants se dispersent dans l'atmosphère à des concentrations qui, normalement, ne représentent plus un danger pour l'homme.

La phytovolatilisation présente également l'avantage de ne pas nécessiter de récolte de la biomasse puisque les contaminants sont dispersés dans l'atmosphère (Pilon-Smits ; 2005 ; Anonyme, 2009 ; Dechamp et Meerts, 2003 ; Bert et Deram, 1999).



Figure15. Schéma de la phytovolatilisation (Colombano, 2010)

II.3 Les avantages de phytoremediation

La phytoremediation est une méthode naturelle, absorbant les gaz à effet de serre par photosynthèse, et qui entraîne peu de désagréments visuels ou sonores. Avec la phytoremediation, l'activité biologique et la structure du sol sont préservées. Cette technique s'inscrit donc dans une démarche de développement durable et est mieux perçue par le public que les techniques classiques (Dechamp et Meerts, 2003 ; ADEME, 2010).

La phytoremediation garantit un couvert végétal qui participe à la beauté du paysage et qui freine l'érosion du sol et le lessivage des particules du sol tout en assurant une augmentation des infiltrations (Dechamp et Meerts, 2003).

Ce couvert végétal permet de réduire le déplacement des polluants dans l'air, l'eau ou le sol, puisqu'ils sont maintenus près ou dans les plantes (sauf dans le cas de la phytovolatilisation). Avec la phytoremediation, la remediation du sol se fait en minimisant les perturbations de l'environnement et permet même parfois de relancer le cycle de dégradation de la matière organique dans des zones où la végétation est limitée vu la présence de métaux lourds qui altèrent la pédoflore et la pédofaune (Bert et Deram, 1999).

Le coût de la phytoremediation est faible : celui-ci est estimé 10 à 100 fois moins coûteux que les techniques classiques (Bert et Deram, 1999).

Chapitre III

La féverole vicia faba L minor

Chapitre III. La féverole *vicia faba L. minor*

III.1 Généralités sur les légumineuses

La famille botanique des légumineuses à grains est connue sous le nom Fabaceae. Les légumineuses à grains sont cultivées surtout pour leurs graines qui sont récoltées à maturité, et qui sont riches en protéines et en énergie. Les graines mûres sèches de légumineuses sont utilisées soit comme ingrédients des aliments pour animaux ou pour la consommation humaine (Jezierny *et al.* 2010).

III.1.1 Classification des légumineuses

En se basant sur les caractères floraux, la famille des légumineuses est subdivisée en trois sous familles assez homogènes: les *mimosoideae*, les *caesalpinioideae*, les *papilionaceae* ou *fabaceae*.

1. Les *Mimosoideae*

ont de très nombreuses petites fleurs en grappes serrées à nombreuses étamines saillantes en dehors des petits pétales ; les fleurs sont symétriques. Sont en majorité des arbres et arbuste des régions tropicales et subtropicales. Cette sous-famille comprend 62 genres et environ 2500 espèces. Parmi les 10% d'espèces déjà examinées, la majorité sont nodules (Maxted et Bennett, 2001).

2. Les *Caesalpinioideae*

ont habituellement des fleurs comme des papillons et à étamines unies. comprenant environ 150 genres et 2200 espèces, sont principalement des arbres ou arbustes retrouvés en régions tropicales et subtropicales. 23 % seulement des espèces parmi celles examinées, sont connues pour être nodules par les rhizobia. (Maxted et Bennett, 2001).

3. Les *Papilionaceae* ou *Fabaceae*

représente la sous-famille la plus diversifiée avec 429 genres et plus de 12000 espèces, principalement herbes et petits arbustes distribués dans le monde entier, présentes en régions tempérées et tropicales, et inclut les légumineuses à grain bien connues telles que des haricots et des pois, (Ferchichi, 2006). Elles ont des fleurs en forme de papillon avec un pétale supérieur appelé étendard, deux pétales latéraux ou ailes et une carène formée par deux pétales inférieurs unis ; les sépales au nombre de 5

sont soudés en tube ; les 10 étamines sont habituellement incluses dans les pétales, unies par leurs filets en un tube qui entoure le pistil, ou avec une étamine.

Parmi les 21% d'espèces déjà examinées la grande majorité (97%) sont nodulées (pois, haricot, fève, lentille...) par les rhizobia (**Maxted et Bennett, 2001**).

III.2 la féverole

III.2.1 Origine de la féverole

Les fèves et fèveroles sont des cultivars d'une même espèce, *Vicia faba* L. Les fèveroles à petits et moyens grains sont originaires du sud- ouest de l'Asie (sud de la mer Caspienne) (**Boyeldieu, 1991**), et la fève provient vraisemblablement d'Afrique (**Leclech, 1999**).

L'homme a probablement utilisé *Vicia faba*L. Dans sa nourriture dès le néolithique (**Boyeldieu, 1991**).

Elle est essentiellement cultivée dans le bassin méditerranéen, en Amérique du sud et en Asie du sud- est, cultivée aussi en Europe occidentale et du nord (**Gallais et Bannerol, 1992**).

En Algérie, la féverole a été l'une des espèces les plus utilisées dans les régions montagneuses, particulièrement en Kabylie, pour l'alimentation humaine et animale. Cette espèce a fortement régressé depuis la mise au point d'aliments du bétail. Plus récemment, en 1990, une étude de la valeur nutritive de la féverole Sidi Aïch a été faite dans le but de l'incorporer dans l'alimentation du poulet de chair (**Chouaki, 2006**).

III.2.2 Classification de la féverole

D'après **Nuesslyà et al. (2004)**, Sa classification se fonde sur la taille des graines et des gousses.

La fève est subdivisée selon la taille des graines en 3 sous espèces qui sont (figure 16)

- sous-espèce *Vicia faba* subsp. *Major*
- sous-espèce *Vicia faba* var. *equina*
- sous-espèce *Vicia faba* var. *minor*

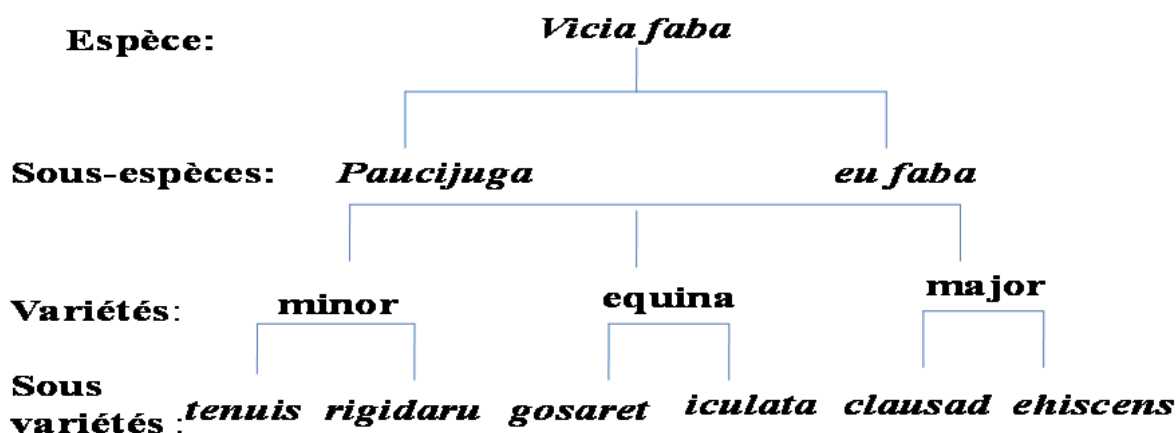


Figure 16. Classification de *vicia faba* L.minor (Guen et Duc .1996)

III.2.3 Caryotype de la féverole

Les fèves et féveroles sont des Légumineuses (Leguminosae) appartenant au genre *Vicia faba* L. à $2n = 12$ et $2n=14$ chromosomes. (Bentama. et al., 2016.).

III.2.4 Description de la féverole *Vicia faba* L.

La féverole (*Vicia faba* L.), est une plante annuelle portant une forte touffe de hautes tiges. Ses feuilles composées sont gris-vert, ses fleurs blanches sont suivies de grosses vertes noircissant à maturité .Ces gousses contiennent 4 à 8 graines (selon la variété). Elles sont riches en protéine, en magnésium, en potassium, en calcium, en vitamines C, B et E ainsi qu'en fibres (elles favorisent le transit intestinal). Les fèves sèches apportent des glucides lents, et sont cinq fois plus énergétiques que les fraîches.

D'après (Hanafy et al. , 2005), la fève (*Vicia faba* L.) est la légumineuse à grains principalement cultivée pour les grains secs pour l'alimentation des animaux dans beaucoup de pays développés et les pays en développement particulièrement dans l'Asie occidentale et en Afrique du Nord. (Maatougui, 1996). Elle possède un système racinaire très repoussant et structurant, et de surcroît l'une des plus performantes, en matière de fixation de l'Azote (Thomas, 2008).

C'est une espèce entomophile, le mode de reproduction est partiellement allogame et le taux d'allogamie varie de 20 à 70% selon les génotypes, les peuplements, l'abondance des pollinisateurs et des conditions climatiques (Guen et al. 1989, Mesquida et al. 1990, inAbdelguerfi et Larouar, 2002).

III.2.4.1 Les racines

Selon **Boyeldieu, (1991)** La plante est glabre, son épiderme est lisse et brillante. Les racines de la féverole comporte un pivot et des ramifications, surtout abondantes en surface. Ils présentent des nodosités qui contiennent des bactéries symbiotiques du genre rhizobium. Ces bactéries sont capables de convertir l'azote atmosphérique en azote organique.



Photo1. Les racines de la féverole (**Daines,2018**)

III.2.4.2 Tige et feuilles de la féverole

La tige est simple, dressée, creuse, de section quadrangulaire, sa hauteur est généralement comprise entre 0,80 à 1,25 cm (**Chaux et Foury, 1994**). La tige est pourvue d'un ou plusieurs rameaux à la base et présente un type de croissance indéterminé (**Duc, 1997; Brink et Belay, 2006**). Les feuilles sont alternes, composées-pennées, constituées par 2 à 4 paires de folioles ovales, mucronées, sans vrille, de couleur vert glauque ou grisâtre. Les stipules bien visibles en forme dentées (**Chaux et Foury, 1994**).



Photo2. Tige et feuilles de la féverole (Daines, 2018).

III.2.4.3 fleurs et fruit de la féverole

Les fleurs sont insérées très près de la tige, par grappes de quatre ou cinq, et donc peu visibles de l'extérieur du champ. Leurs couleurs varient suivant: les variétés elles sont le plus souvent blanches ornées de motifs noirs et pourpres, ou parfois entièrement blanches pour les variétés sans tanins. Les fruits sont des gousses charnues qui peuvent avoir de 10 à 20 cm de long selon les variétés et contenir un nombre variable de graines (4 à 9). A l'état jeune, les gousses sont de couleur verte puis noircissent à maturité (Chaux et Foury, 1994). Les gousses sont pourvues d'un bec et elles sont renflées au niveau des graines (Brink et Belay, 2006).



Photo3. Florissant et le Fruit de la féverole (Daines, 2018).

III.2.4.4 Les graines

Les graines de féverole sont de forme ovale, plus ou moins régulière et parfois rétrécie en leur milieu suivant les variétés. La plupart présente une couleur allant du brun au rouge foncé. Certaines sont gris clair en raison de l'absence de tanins dans le tégument. Différentes substances indésirables contenues dans les grains ont déjà été signalées :

La vicine et la convicine, dangereux pour les individus souffrant de favisme. IL y a également des tanins qui sont des facteurs antinutritionnels (INAP, 2002).



Photo4. Les graines de la fèveole (Daines, 2018).

III.3 Critères de distinction entre les variétés de *Vicia faba L.*

Dans le langage courant *Vicia faba* major est nommée « fève », *Vicia faba L. minor* « Féverole », et *Vicia faba equina* « févette » et la différence entre les trois variétés est basée sur la taille des graines (Le Guen et Duc, 1996).

Le terme fève est communément utilisé pour désigner indifféremment les 3 sous-espèces (tableau 09).

Tableau 9. Critères de distinction entre les trois variétés de *Vicia faba* L. (Guignard, 1989).

Variétés Traits	Major (fève)	Equina (févette)	Minor (féverole)
Taille des grains	Gros ou très gros (poids de 1000 graines >1200g)	Moyens (poids de 1000 graines entre 800 et 1200 g)	Petits (poids de 1000 graines <800g)
Forme des grains	Grains larges et plats	Grains présentant une dépression latérale des Cotylédons	Ovoïdes réguliers et lisses
Taille des gousses	Gousse très longue (nombre d'ovules de 7 à 13)	Gousse longue (nombre d'ovules 3 à 4)	Gousse courte (nombre d'ovules de 2 à 3)
Forme des gousses	Aplatie souvent recourbée	Moins aplatie	Cylindrique
Port des gousses sur les tiges	Retombantes et traînant généralement à terre	Généralement semi-érigées ou à port horizontal	Port érigé sur les tiges

III.4 Exigences de la féverole

III.4.1 Exigences édaphiques

Cette plante méditerranéenne est peu exigeante sur le type de sol, à condition que ce dernier soit bien ensoleillé et pas trop acide. Mais la fève préfère les sols profonds, silico-argileux riches en matières nutritives et en humus Son pH optimal se situe aux environs de 6,75, mais elle tolère bien les pH compris entre 5,5 et 8. (Kolev, 1976).

III.4.2 Exigences climatiques

Sa température optimale de pousse se situe aux environs de 20°C. Il s'agit d'une plante annuelle. Elle peut se semer sous des climats très cléments à l'entrée de l'hiver, en octobre ou novembre pour donner des fruits dès la mai-avril (Anne-Sophie, 2010).

III.5 Valeur fourragère de la féverole

1. Valeur énergétique

La féverole est une source alimentaire relativement riche en énergie. Sa valeur énergétique dépasse souvent le niveau d'une unité fourragère: en moyenne 1,17 UFV par kg de matière sèche (**Demarquilly et al., 1988**).

La valeur énergétique de la féverole est élevée, grâce à un bon taux d'amidon. Cette valeur énergétique est comparable à celle du tourteau de soja 1,19 UFV.

2. Valeur protéique

La valeur protéique de la féverole est intéressante. Elle dépend du taux de MAT. Elle est en moyenne de 30% de MAT, ce qui limitera son utilisation pour la fabrication des aliments destinés aux animaux les plus exigeants en protéines.

3. Limites d'incorporation

Le taux d'incorporation de la féverole dans les régimes alimentaires des différentes espèces animales variant suivant les espèces et le stade physiologique des animaux (**Chareyon, 2003**).

III.6 Intérêts expérimentale et la composition chimique de la féverole

La fève est robuste, sa germination est rapide, elle permet, par la rapidité des germination et de sa croissance, de disposer très facilement de jeunes pousses dont les racines secondaires seront déjà utilisables pour les tests au bout d'une dizaine de jours seulement. De plus, cette plante, utilisée aussi en agriculture, peut pousser sur des sols de différentes natures, d'où son intérêt dans les expériences de terrain. La fève est très sensible à la pollution du sol, ce qui en fait un modèle végétal très utilisé en écotoxicologie dans un grand nombre d'études. Elle est utilisée dans un grand nombre d'études de mutagenèse par le test des aberrations chromosomiques à cause de la simplicité de son caryotype (**De Marco et al. 1995; Sang et Li2004**).

La composition chimique globale (**Tableau 10**) ne permet pas toujours de prévoir la valeur alimentaire de la graine, même lorsque sa teneur en facteurs antinutritionnels a été réduite à la suite d'un traitement technologique. La qualité de la protéine et la valeur

énergétique de la fraction glucidique pourraient être liées à la structure intrinsèque des protéines d'une part, à celle des glucides d'autre part, voire à l'association des deux (**Kaysiet Melcion, 1992**).

Tableau 10. Composition chimique moyenne pour 100 g net de fève (**Fachmann et Kraut,2006**).

Composition (g)		Vitamine (mg)	
Glucides	10 ,0	Acide ascorbique	82,00
Protides	5 ,40	Provitamine	0 ,100
Lipides	0,30	A(carotène)	0,300
Eau	82,0	B1(thiamine)	0,200
Fibres alimentaire	6,50	B2(riboflavine)	1,800
		B3(nicotamide)	
Minéraux (mg)		Apports énergétiques	
Potassium	210,0	K calories	64,00
Phosphore	105,0	K joules	268,0
Calcium	24,0		
Magnésium	18,00		
Soufre	27,00		
Sodium	4,00		
Chlore	14,00		

La féverole offre également de grandes possibilités pour l'alimentation des animaux d'élevage (ruminants et volailles) grâce à son excellente valeur nutritive, à son appétibilité universelle et à sa préparation facile (**INIP, 2002**).

Toutes les légumineuses à graines peuvent fixer l'azote de l'air ; elles hébergent dans les nodules développés sur leurs racines, des bactéries du genre *Rhizobium* qui assurent la fixation de l'azote de l'air. Les graines de pois, de féveroles et de lupins sont faciles à stocker et à conserver (**Duc et al., 2010**).

Ils ont aussi un impact environnemental très positif lié à la réduction d'épandage d'engrais azotés, et par ailleurs réduction des risques de toxicité liés à l'utilisation de produits phytosanitaires (**Carrouee et al., 2003**).

III.7 Production de la féverole dans le monde et en Algérie

A l'échelle mondiale, la chine est le premier producteur de la féverole, elle assure 43% de la production mondiale (14 millions de quintaux). Les autres pays producteurs sont L'Ethiopie (7,15 millions de quintaux), L'Australie (4 millions de quintaux), le Royaume-Uni (3,77 millions de quintaux) et la France (3,06 millions de quintaux) (UNIP et, 2014).

La production locale de légumineuses en général et de féverole en particulier est faible (Tableau 11). Ainsi, la valorisation de cette graine dans un produit alimentaire largement consommé pourrait promouvoir sa culture à de meilleurs rendements. Elle est utilisée comme légume frais et comme graines sèche dans l'alimentation humaine (Maatougui, 2006).

En Algérie, la féverole a été l'une des espèces les plus utilisées dans les régions montagneuses, particulièrement en Kabylie, pour l'alimentation humaine et animale. La seule variété de féverole cultivée connue est (Sidi Aich). (Zaghouane, 1991).

Tableau.11. Production de fèves et féveroles à Bejaia et en Algérie de 2010 à 2014 (Ministère de l'agriculture, Alger).

Production totale en Algérie			
Années	Superficie (ha)	Production (qx)	Rendement (qx/ha)
2010	34210	366252	10,7
2011	37090	379818	10,24
2012	36835	405070	10,99
2013	37668	423862	11,25
2014	37499	413886	11,03

Deuxième partie

Etude expérimentale

Chapitre IV

Matériels et méthodes

Chapitre IV. Matériels et Méthodes

IV.1 Objectif de l'étude

La réalisation de ce travail s'appuie principalement sur l'action l'accumulation et l'écotoxicité des métaux lourds, le cas de nitrate d'uranyle traité a quatre dose (0, 20, 40 et 60 ppm) sur les comportements physiologiques, biométrique, anatomique, chimique et biochimique de la fève de *Vicia faba* L. Minor Var. *SIDI AICH*.

1. **Paramètres biométriques**, hauteur de la tige et la longueur des racines, surface foliaire et racinaire.
2. **Paramètres biochimiques** le poids sec de la partie (aérienne ; racinaire) et le poids sec des gousses.
3. **Paramètres physiologiques** teneur relatives en eau des feuilles (RWC) et concentration en pigment (Chlr.A, Chlr.B,)
4. **Paramètres chimiques** le dosage de l'uranium dans la palnte
5. **Paramètre anatomique** les coups anatomiques des racines

IV.2 Lieu de l'expérimentation

L'expérimentation a été réalisée en conditions contrôlées dans une serre semi automatisé au niveau de l'annexe du centre national de développement des ressources biologiques (LAGUERMI) situant à 12 km du chef lieu de la wilaya d'EL BAYADH. Les coordonnées géographiques de la station sont comme suit : Latitude : 33° 62'79'' Longitude : 1° 14'59'' Altitude 1310m.



Figure 17. Localisation de la station d'expérimentation (Google earth ,2018).

IV.3 Matériels

IV.3.1 Matériels végétal

IV.3.1.1 Choix de l'espèce végétale

Le matériel végétal comporte une variété locale de graines de féverole *Vicia faba* L. minor Var. *SIDI AICH* a été fournie gracieusement par l'Institut Technique des Grandes Cultures (ITGC) Constantine.

Tableau 12. fiche technique de la variété étudiée de *Vicia faba* L. minor (Zaghouane, 1991).

Variété	Type	Hauteur	Floraison	Couleur de la graine	Teneur en protéines % MS	P100G (g)
SIDI AICH	Printemps	Moyenne à haute	précoce	marron	27,7%	51



Photo 5. Graines de la féverole *Vicia faba* L minor .Var.SIDI AICH (Daines, 2018).

La fève minor a été choisie en raison de son utilisation au laboratoire comme plante modèle pour des études toxicologiques de différent stress (Marcato *et al.*, 2009). De plus elle présente de nombreux intérêts : croissance rapide, biomasse importante, sensibilité aux métaux, taille cellulaire importante facilitant l'utilisation de la technique des micronoyaux et son utilisation à l'échelle internationale comme culture fourragère riche en azote. Pour cette étude les graines sont désinfectées à l'eau de javel à 8% pendant 10 minutes et rincées plusieurs fois à l'eau distillée pour éliminer toute trace de chlore.

IV.3.1.2 Substrat

Le substrat utilisé dans notre expérimentation constitue une terre végétale 2/3 argile 1/3 sable 5% terreau ayant subi plusieurs préparations selon les étapes suivantes :

- 1- Le tamisage a été effectué afin d'éliminer les débris pour n'obtenir que d'éléments fins.
- 2- Le sol est ensuite épandu à l'air libre, sur une couche de sachet en plastique pour subir un séchage naturel pendant une semaine.



Photo 6.Tamisage de sol (Daines, 2018)

Après avoir obtenu les résultats d'analyses du substrat qui présente un pH moyennement basique. Le sol est non salé car là $CE \leq 2$ mS/cm, la teneur en calcaire est faible avec un taux de matière organique est excessivement faible.

IV.3.1.3 Préparation des pots

Les pots utilisés sont en plastique avec un diamètre de 20 cm et 30 cm de la hauteur. Le fond de chaque pot a été garni d'une couche de gravier pour assurer un bon drainage et les éponges afin d'éviter le lessivage. Ils sont remplis chacun de 5 kg de substrat, composée de 4 différentes doses de métaux (nitrate d'uranyle) le témoin, 20, 40 et 60 ppm.



Photo 7. Préparation des pots (Daines, 2018)

Tableau 13. Doses de l'uranium par rapport à la masse totale de sol.

Les doses de l'uranium (ppm)	0	20	40	60
Masse totale de terres végétales (kg)	5			

IV.4 Conduite de l'essai

L'essai expérimental a été réalisé au l'annexe de centre national de développement des ressources biologiques (LAGUERMI) à EL BAYADH dans une serre semi automatisée (Photo 5) où les facteurs température, humidité, lumière et vent sont contrôlés

Tableau 14.Caractéristiques de la serre semi automatisée du l'annexe CNDRB

Période	Jour
Conditions	
Photopériode	8
Température	(5 à 27)°C
Humidité	(20 à 70)
Vent	0
Intensité lumineuse	400 w/m2
Ensoleillement	95000 Lux



Photo 8. La serre semi automatisée du annexe CNDRB (Daines, 2018).

IV.4.1 Le semis

Le semis a eu lieu le 02-01-2018 directement dans les pots couramment utilisés dans la serre. Sont repartis sur 20 pots avec cinq répétitions pour chaque dose



Photo 9. Plantule de la féverole *Vicia faba* L minor (Daines, 2018)

Le dispositif adopté sous la serre le facteur le métal lourd (nitrate d'uranyle) selon le tableau ci-dessous (**figure 17**).





Les Doses (ppm)	La disposition	Les répétitions
0	 R1 R2 R3 R4 R5	5
20	 R1 R2 R3 R4 R5	5
40	 R1 R2 R3 R4 R5	5
60	 R1 R2 R3 R4 R5	5
Total = 20 pots		

Figure 18.Le dispositif adopté sous la serre

IV.4.2 Arrosage

L'irrigation est effectuée à l'eau distillée, la capacité de rétention qu'est déterminée par la différence entre la quantité d'eau apportées avant l'arrosage et celle récupéré après 48 h de décantation. La réserve facilement utilisable RFU correspond à 60 % de la capacité de rétention soit 300 ml par un seul pot. La fréquence d'arrosage a été effectuée à raison de trois fois par semaine, deux fois à l'eau distillée et une fois à la solution nutritive Une fois avec solution nutritive de type (**Hoagland et Arnon, 1938**) diluée au 1/1000 Emme couramment utilisé au laboratoire de physiologie végétale.



Photo 10. Dispositif expérimental sous serre automatisée (Daines ,2018).

Tableau 15. Composition de la solution nutritive (Hoagland et Arnon ,1938)

Produit	Composition	Poids en g/l
Nitrate de potassium	KNO_3	191.90
Nitrate de calcium	$(\text{NO}_3)_2 \text{Ca} 4\text{H}_2\text{O}$	129.80
Nitrate d'Ammonium	$\text{NO}_3 \text{NH}_4$	210
Sulfate de magnésium	$\text{SO}_4\text{Mg} 7\text{H}_2\text{O}$	61.5
Phosphate monopotassique	$\text{PO}_4\text{H}_2\text{K}$	54.40
Di-potassium	$\text{PO}_4\text{K}_2\text{H} 3\text{H}_2\text{O}$	34.23
Chlorure de manganèse	$\text{Cl}_2\text{Mn} 4\text{H}_2\text{O}$	1.80
Sulfate de cuivre	$\text{Cu} \text{SO}_4 5\text{H}_2\text{O}$	0.176
Sulfate de zinc	$\text{Zn} \text{SO}_4 7\text{H}_2\text{O}$	0.219
Acide borique	H_3BO_3	2.861
Molybdate d'ammonium	$\text{MO}_7 \text{O}_{24} (\text{NH}_4) 7\text{H}_2\text{O}$	0.285
Complexe ferrique EDTA	$(\text{C}_{10}\text{H}_{12}\text{FeN}_2\text{NaO}_8)$	0.050

IV.4.3 Prélèvement des échantillons

On a procédé au prélèvement des échantillons selon les étapes suivantes :

- ✓ Les plantes entières sont soigneusement prélevées, rincées à l'eau de robinet puis séchées rapidement à l'aide du papier Joseph.
- ✓ La partie aérienne est isolée de la partie souterraine

Chaque échantillon est enveloppé dans du papier aluminium puis le tout est déposé dans une étuve réglée à 105°C durant 24h.



Photo 11. Les échantillons après le déterrement (Daines, 2018)

IV.4.4 Application du stress -métallique

Les solutions de nitrate d'uranyle à raison de (0,20, 40 et 60 ppm) sont préparées et appliquées une fois durant l'expérimentation. Les plantes témoins ne sont pas stressées. L'application du stress a été faite durant le stade de fructification.



Photo 12. Application de stress (Daines ,2018)

IV.5 Paramètres mesurés

IV.5.1 Paramètres biométriques

Cette étude a été menée pour évaluer l'influence de la nitrate de uranyles sur la croissance de la fève *Vicia faba* L.minor.

IV.5.1.1 Longueur des tiges et racines

Après douze semaines et vers la fin du traitement on enlève la plante du pot et on sépare la partie aérienne de la partie racinaire, on procède à la mesure de la longueur de chaque partie à l'aide d'une règle graduée.

IV.5.1.2 Surface foliaire et racinaire

Les feuilles et les racines ont été scannées à l'aide d'un scanner type *Epson Sx218* puis les images sont traitées grâce au logiciel *ImagJ* (figure.19) après la conversion de l'échelle de l'image du pixel au centimètre carré (cm²).

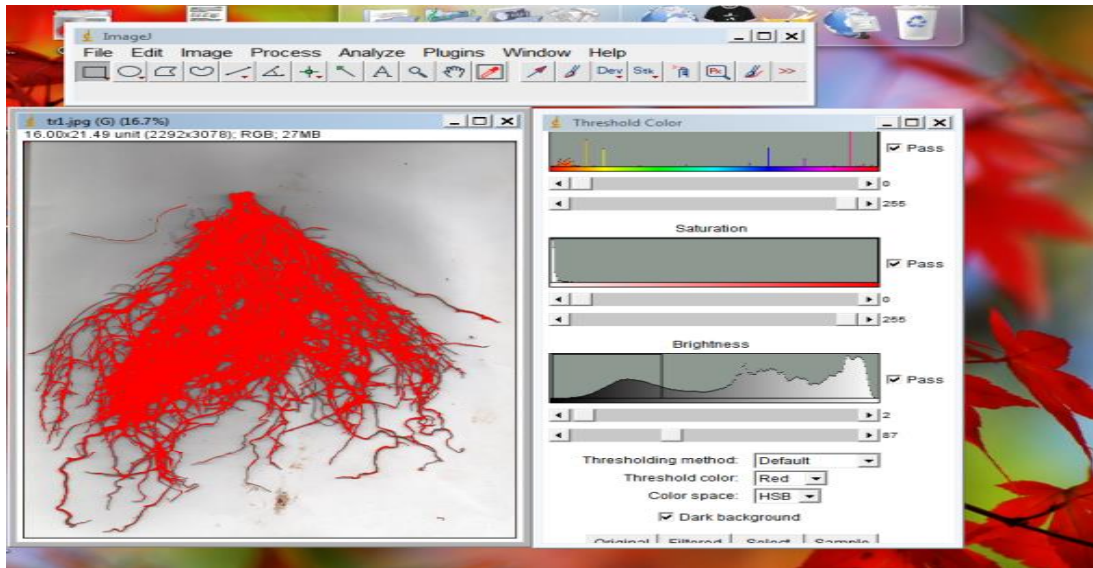


Figure 19. Méthode de mesure de la surface racinaire et foliaire de la féverole par le logiciel *ImageJ* (Daines, 2018).

IV.5.2 Paramètres morphophysiologiques

IV.5.2.1 Poids sec de végétale

Pour chaque échantillon plant, nous avons déterminé le poids sec juste après le prélèvement et après passage à l'étuve à 80°C. On pèse la partie aérienne et partie racinaire et le fruit, avec une balance de précision

IV.5.3 Paramètres physiologiques

IV.5.3.1 Teneur en eau relative

Le contenu relatif en eau est mesuré à partir des masses fraîches (FW), turgescence (TW) et sèche (DW) d'un matériel végétal, les feuilles le plus souvent. Il est donné par l'équation de **Barrs and Weatheley (1968)** :

$$\text{RWC (\%)} = \frac{[(\text{FW}-\text{DW}) / (\text{TW}-\text{DW})] \times 100.}$$

La masse fraîche est mesurée immédiatement après le prélèvement des feuilles.

La masse turgescence est obtenue après 24h de contact de la feuille avec du papier filtre humide.

La masse sèche est obtenue après 48 h de séchage dans une étuve à 105 °C.

IV.5.3.2 Extraction de la chlorophylle

L'extraction de la chlorophylle est réalisée dans le mélange de l'acétone et de l'éthanol (75 % et 25%) de volume et de 80% et 20% de concentration. En effet, 100 mg de matière végétale coupée en petits morceaux (les feuilles sont mises dans des boîtes noires pour éviter l'oxydation de la chlorophylle par la lumière) est ajouté 10 ml d'un mélange d'acétone et d'éthanol de volumes respectifs 75 et 25 % moyennant deux concentrations de 80 et 20%. Après 10 min de centrifugation à 5000 tours.mn⁻¹ à 4°C, on procède à la lecture des densités optiques des solutions avec un spectrophotomètre, à deux longueurs d'ondes : (645 et 663 nm).

Les concentrations en chlorophylles totales (Chlorophylles a et b), exprimées en mg. g⁻¹ de matière fraîche MF sont données selon les formules

$$\text{Chl a } (\mu\text{g/g MF}) = 12,7 \times \text{DO (663)} - 2,59 \times \text{DO (645)} \times V / (1000 \times W) .$$

$$\text{Chl b } (\mu\text{g/g MF}) = 22,9 \times \text{DO (645)} - 4,68 \times \text{DO (663)} \times V / (1000 \times W).$$

$$\text{Chl(a+b)} (\mu\text{g/g MF}) = \text{Chl a} + \text{Chl b}$$

V : volume solution extraite et W le poids de matière fraîche de l'échantillon

IV.5.4 Paramètre chimique

IV.5.4.1 Dosage de nitrate d'uranyles

a. Préparation d'une solution mère de Nitrate d'uranyl à 10⁻² M

Dans une fiole jaugée de 250 ml, on introduit 1,4100 g de Nitrate d'uranyle hexa-hydraté (UO₂(NO₃)₂ 6H₂O). On dissout cette quantité de sel dans le minimum d'eau distillée. On laisse reposer, puis le volume est complété avec l'eau distillée, jusqu'au trait de jauge.

b. Préparation d'une solution du 4-(2-pyridylazo) resorcinol à 10⁻³M

Dans une fiole jaugée de 200 ml, on introduit une masse égale à 0,0430 g de 1-(2-pyridylazo) naphthol (PAN). On ajoute 100 ml d'éthanol pour solubiliser le composé organique. Cette préparation nous donne une solution de PAR de concentration 1,0.10⁻³ mol/l. Enfin, le pH de la solution est ramené à 6,0 par l'ajout d'une solution tampon.

c. Minéralisation :

La minéralisation du métal dans le four à moufle à 400 °C pendant 3 minute

d. Dosage de l'ion uranyle

Plusieurs solutions d'UO₂²⁺ à différentes concentrations (entre 10 mg/l et 100 mg/l) sont préparées par dilution de volumes calculés de la solution mère d'UO₂²⁺ (500 mg/L). Dans chaque solution, on ajoute le complexant 1-(2-pyridylazo) naphthol (PAN) et on mesure leurs absorbance à la longueur d'onde d'absorption maximale ($\lambda_{\text{max}} = 525 \text{ nm}$) Par spectrophotométrie UV-Visible.

Tableau 16. Longueur d'onde maximale et absorbance

Métaux	λ_{\max} , nm	Abs %
UO ₂ ²⁺	525	0.499

IV.5.5 Paramètre anatomique

IV .5.5.1 Les coups anatomiques

a. Matériels et réactifs

- les racines
- Microscopes, lames, lamelles, verre de montre, lames de rasoir.
- Solutions : (voir le tableau)

b. Mode opératoire

- On dépose les coupes dans l'eau distillée.
- Puis on met les dans l'eau de javel pendant 15 minutes.
- Un bon rinçage à l'eau distillée pour éliminer les trace de l'eau Javel.
- Après les coupes sont déposés dans l'acide acétique (pendant 5minute), et puis dans le rouge de carmin (5minutes) +. Rinçage à l'eau distillée (30 secondes).
- Une coloration en bleu de méthyle (20 à 30 secondes). + Rinçage à l'eau distillée (30 secondes).
- Observation au microscope (après le montage des coupes entre lame et lamelle)

Les images sont traitées grâce au logiciel *ImagJ* (figure 20.) après la conversion de l'échelle de l'image du pixel au micro mètre.

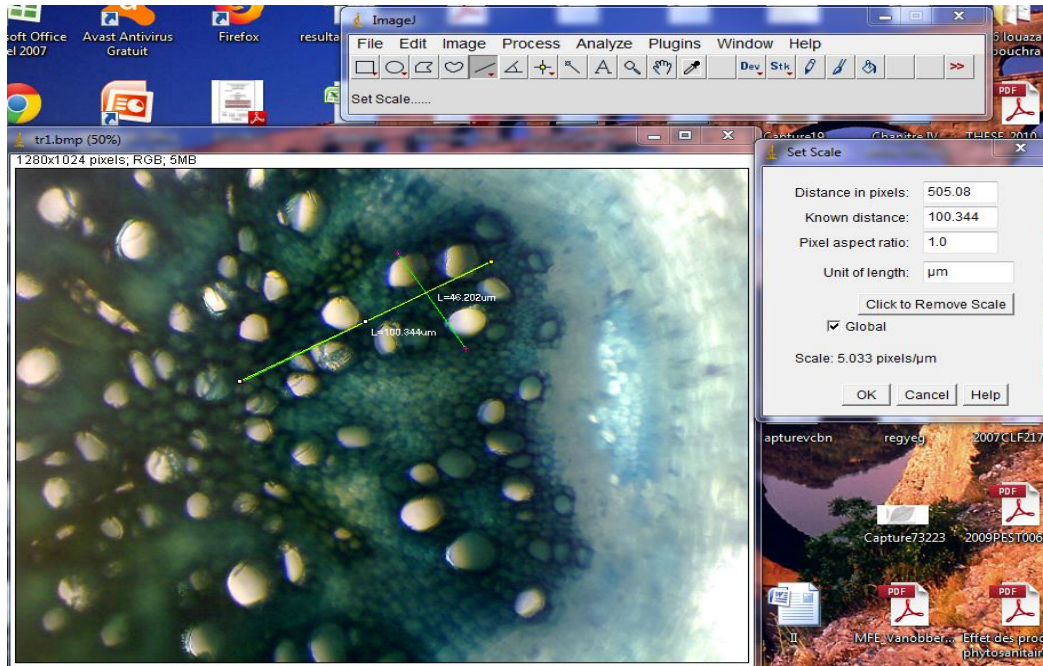


Figure 20. Méthode de mesure de l'épaisseur de vaisseaux par le logiciel *ImageJ* (Daines,2018).

IV.5.6 Analyses statistiques

Les données obtenues sont soumises à une analyse de la variance à deux facteurs en randomisation fixes de classification, les moyennes sont comparées selon le test de Newman-Keuls, réalisés par le logiciel STATBOX 6.40. On considère que les résultats sont significatifs quand $P \leq 0,05$. On a aussi utilisé l'Excel pour la construction des graphes et pour calculer la moyenne et l'écartype.

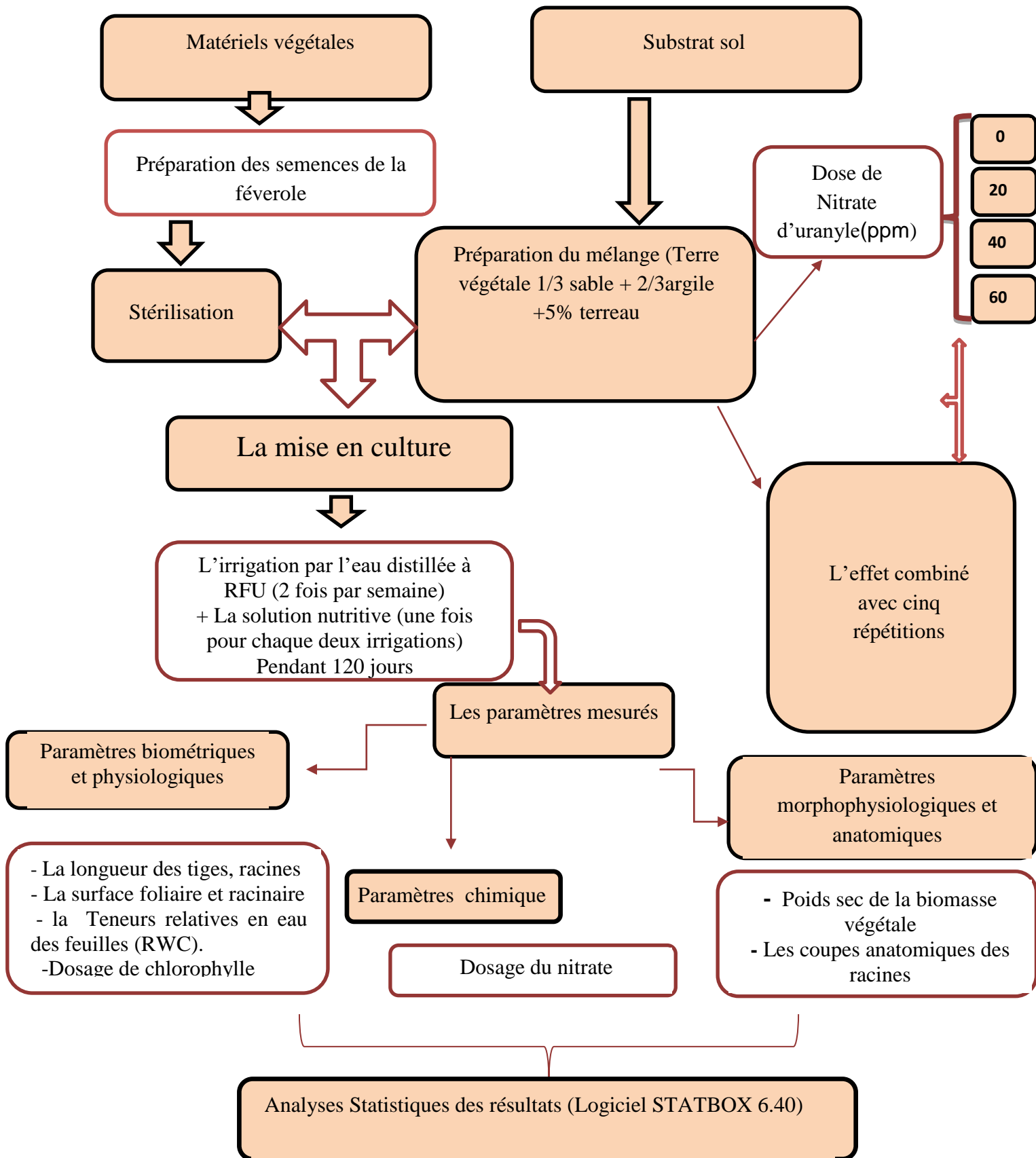


Figure 21. Protocole du travail expérimental adopté.

Chapitre V

Résultats et discussion

Chapitre V. Résultats et discussion

V.1 Constat visuel

Il nous a paru intéressant Dans cette étude d'élucider les variations de la longueur et des tiges et des racines , la surface racinaire et foliaire des plantes de la féverole (*Vicia faba* L.minorVar .SIDI Aich) sous l'effet de nitrate d'uranyle à des différentes concentrations .

Le photo ci-dessus montrent l'état des plants à la fin de l'expérimentation et illustrent Les variations observées .

Les constats visuels, montrent l'action favorable du nitrate d'uranyle sur la croissance de la féverole. Ces plantes affectées par différentes doses de métal, bien qu'ils étaient modérément affectés (0 et 20; 40 et 60 ppm), les plantes poursuivent leur croissance. Alors que le stress ne donne pas un effet significatif sur (longueur des tiges, longueur racinaire).



Photo13. Les plantes avec le traitement de nitrate d'uranyle (Daines, 2018)

V.2 Paramètres biométriques

V.2.1 Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des tiges et des racines de la féverole

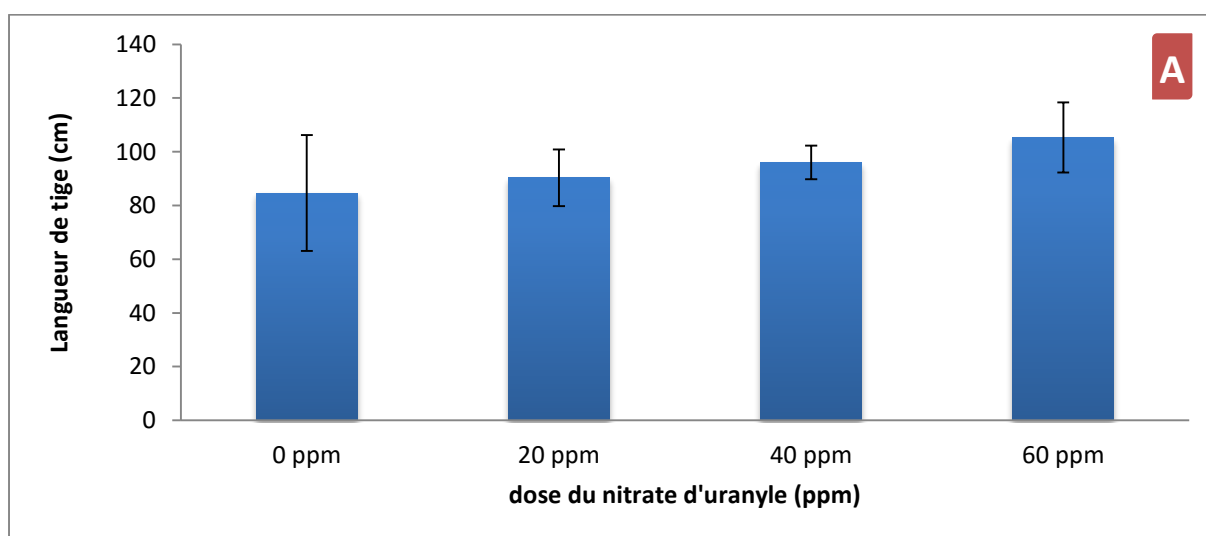
a. Résultats

Le tableau n°17 et les figure n° 22 représentent la variation de la moyenne de la longueur des tiges et des racines de la féverole *Vicia faba* L. minor sous l'effet de nitrate d'uranyle.

Tableau 17. Moyenne de longueur des tiges et des racines de la féverole *Vicia faba* L. minor stressée par le nitrate d'uranyle.

Les doses du nitrate d'uranyle (ppm)	Longueur des tiges (cm)	Longueur des racines (cm)
0	84.66 ± 21.57	20 ± 1.00
20	90.33 ± 10.50	22 ± 2.00
40	96 ± 6.24	23.33 ± 1.52
60	105.33 ± 13.05	22.66 ± 3.78

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha = 0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle nous a permis à signaler des effets non significatifs sur la longueur des tiges et des racines de la féverole ($P=0,37$) (Annexe.1, Tableau.1). ($P=0,38$). (Annexe. 1, Tableau.2) progressivement



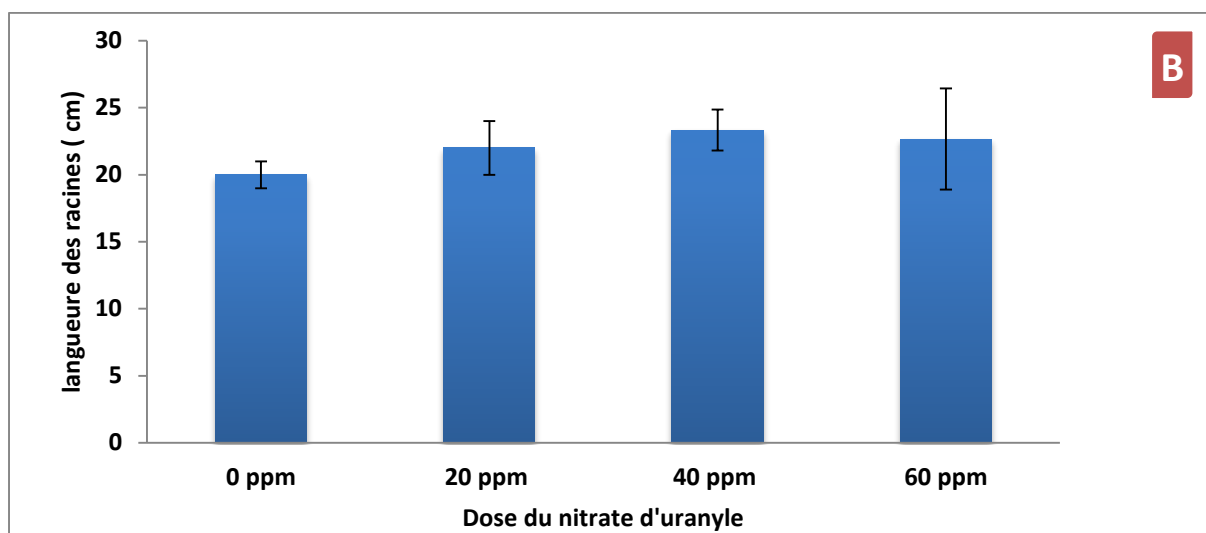


Figure 22. Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des tiges et des racines de la féverole.

A Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des tiges.

B : Effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des racines.

V.2.2 Effet du nitrate d'uranyle sur la surface foliaire et racinaire de la féverole

a. Résultats

Le tableau n°18 et les figure n° 23 représentent la variation de la moyenne de la surface foliaire et racinaire de la féverole *Vicia faba* L. minor sous l'effet de nitrate d'uranyle

Tableau 18 : Moyenne de la surface foliaire et racinaire de la féverole *Vicia faba* L. minor stressée par le nitrate d'uranyle

Les doses du nitrate d'uranyle (ppm)	Surface foliaire (cm ²)	Surface racinaire (cm ²)
0	67.92 ± 2.12	89.61 ± 25.97
20	49.66 ± 9.34	109.47 ± 53.39
40	48.14 ± 14.47	125.01 ± 43.17
60	59.96 ± 7.66	131.50 ± 38.84

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha= 0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle sur la surface foliaire et racinaire de la féverole, nous a permis à signaler des effets non significatifs ($P=0,10$). (Annexe.1, Tableau3). ($P=0,63$) (Annexe.1, Tableau.4).

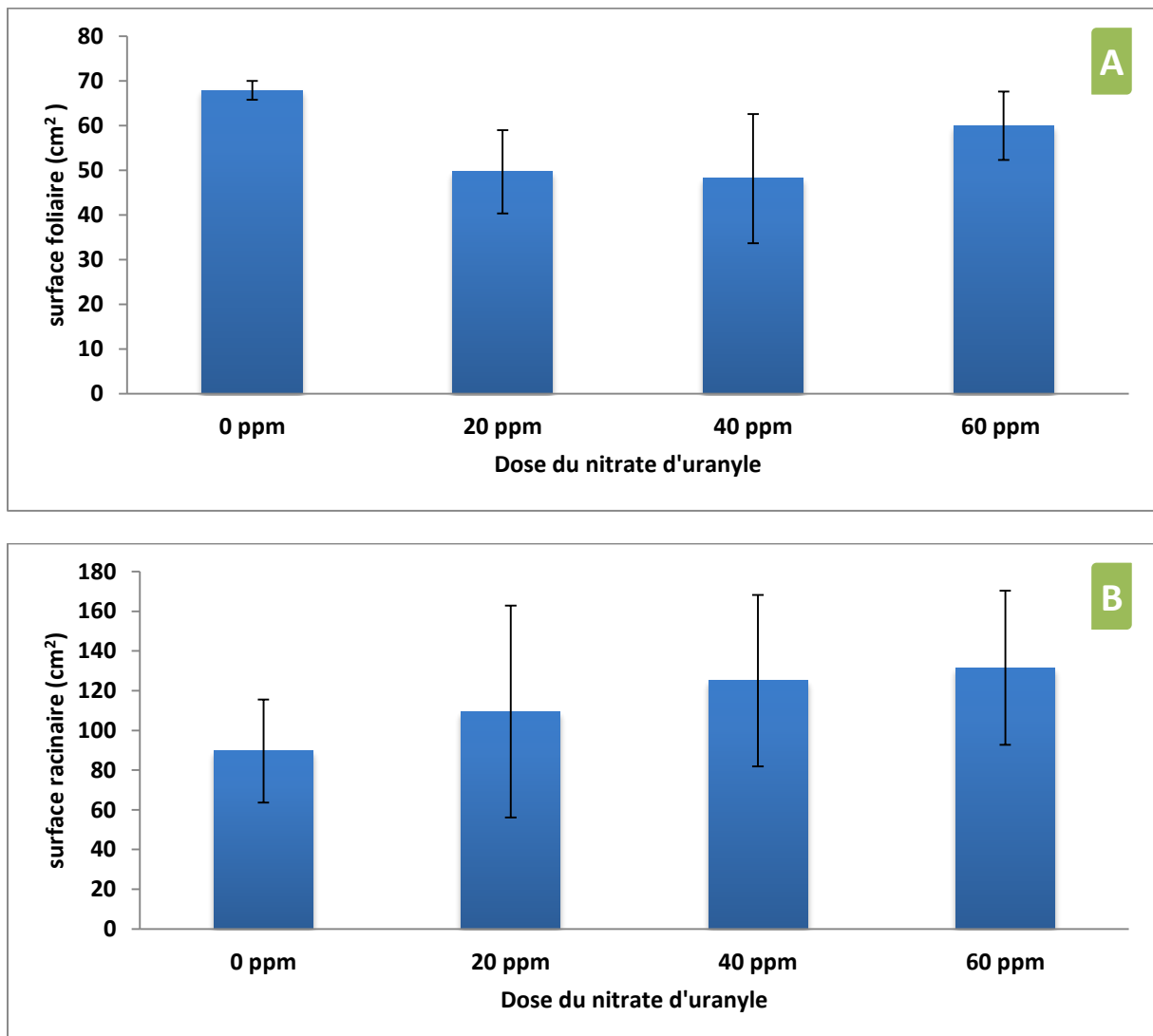


Figure 23 .Effet du nitrate d'uranyle sur la surface foliaire et racinaire.

A Effet du nitrate d'uranyle sur la surface foliaire.

B Effet du nitrate d'uranyle sur la surface racinaire.

Bien que l'effet du nitrate d'uranyle sur la surface foliaire et racinaire de la féverole fût non significatif, les résultats de la figure n°23 B, permettent de constater que la surface racinaire est inversement proportionnelle au stress métallique d'où la valeur maximale est enregistrée chez les plantes qui reçoivent la dose métallique de 60 ppm soit un taux d'augmentation 33.33%. Cependant, l'évolution de la surface foliaire, les résultats de la figure n°23 A, apparait irrégulière sous l'effet du nitrate d'uranyle sur ce paramètre étudié.

V.3 Paramètres morphophysologiques

V.3.1 Effet du nitrate d'uranyle sur le poids sec des parties aériennes, racinaire et gousses de la féverole

a. Résultats

Les résultats du poids sec des parties aériennes et racinaires ainsi que le poids sec des gousses de la féverole *Vicia faba* L. minor sous l'effet du nitrate d'uranyle sont mentionnés dans le tableau n° 19. et illustrés par le figure n° 24

Tableau 19. Moyenne du poids sec des parties aériennes et racinaires ainsi que le poids sec des gousses de la féverole *Vicia faba* L. minor stressée par le nitrate d'uranyle.

Doses du nitrate d'uranyle (ppm)	Poids sec de la partie aérienne (g)	Poids sec de la partie racinaire (g)	Poids sec des gousses (g)
0	12.57 ± 2.50	1.31 ± 0.012 ^B	2.78 ± 2.16 ^{AB}
20	11.07 ± 0.79	2.76 ± 0.51 ^{AB}	6.28 ± 0.50 ^A
40	9.85 ± 0.84	2.76 ± 0.35 ^{AB}	5.03 ± 2.50 ^{AB}
60	11.78 ± 1.19	3.45 ± 1.21 ^A	1.63 ± 0.14 ^B

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha = 0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle nous a permis à signaler des effets significatifs sur le poids sec de la partie souterraine de la féverole ($P=0,027$). (Annexe.1, Tableau.6). Ainsi que le poids sec de fruit de la féverole apparait significatif sous l'effet du stress métallique ($P=0,034$) (Annexe.1, Tableau.7).

Néanmoins, l'influence des dose du nitrate d'uranyle n'a enregistré aucun effet significatif sur le poids sec de la partie aérienne ($P=0,23$) (Annexe.1, Tableau.5).

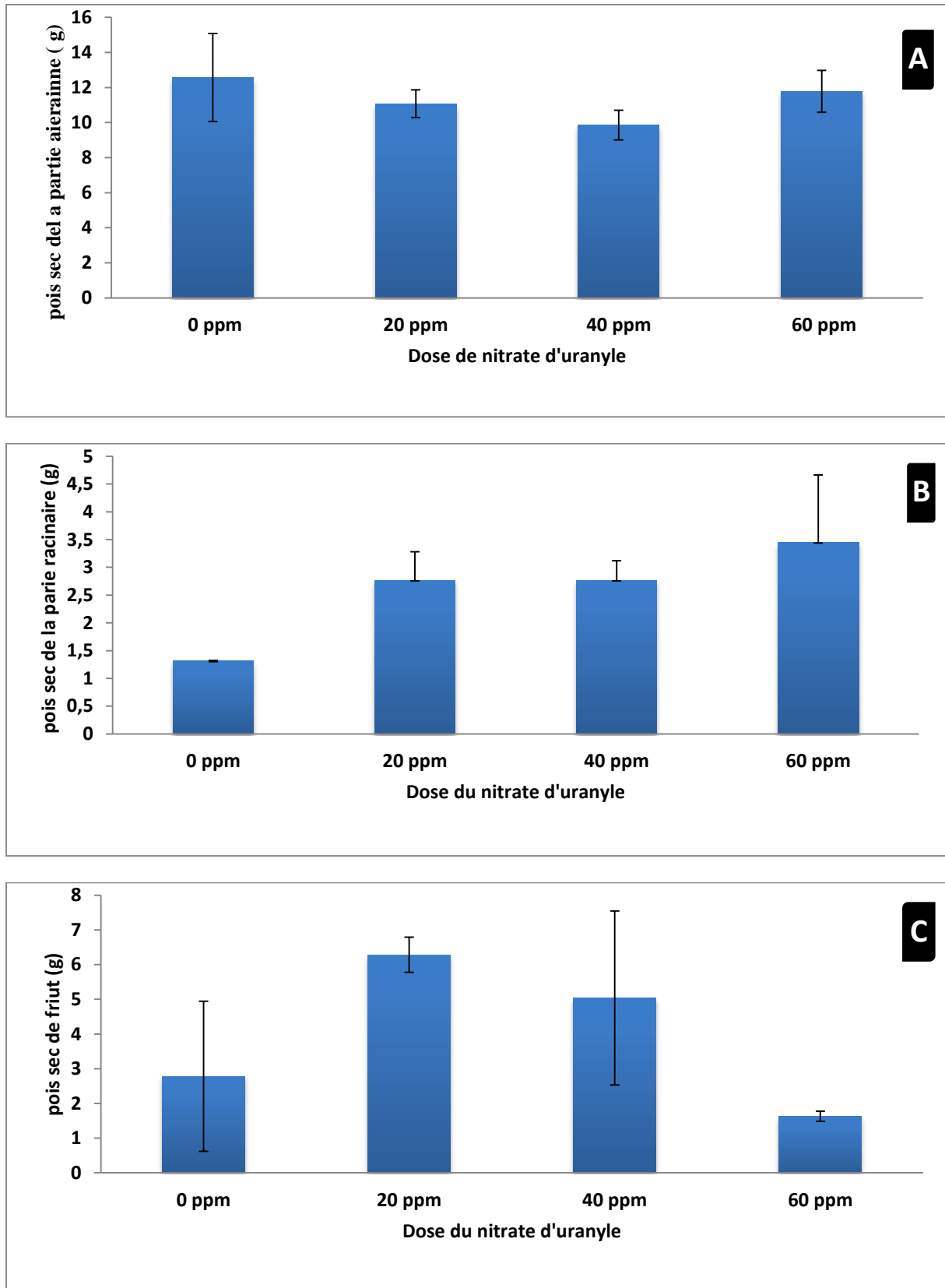


Figure 24. Effet du nitrate d'uranyle sur le poids sec des parties aériennes, racinaires et gousses de la féverole.

A

Effet du nitrate d'uranyle sur le pois sec de partie aérienne.

B

Effet du nitrate d'uranyle sur le pois sec de parti racinaire.

C

Effet du nitrate d'uranyle sur le pois sec des gousses.

Le test de New mean Keuls au seuil d'une erreur $\alpha=0.05$ de la comparaison des moyennes du poids sec de la partie souterraine de la féverole (annexe.2 tableau.1) permet de mentionner trois groupes homogènes, le groupe dominant « A » représenté par la dose métallique de 60 ppm avec la moyenne 3.45 ± 1.21 ppm. Le groupe homogène « AB » représenté par les doses 20 et 40 ppm avec les moyennes 2.76 ± 0.51 ppm et 2.76 ± 0.35 ppm ppm progressivement. Le groupe « B » représenté par la moyenne des plantes témoins soit 1.31 ± 0.012 ppm.

Le poids sec des gousses de la féverole est évolué irrégulièrement au stress métallique, en effet, le test de New mean Keuls au seuil d'une erreur $\alpha=0.05$ de la comparaison des moyennes (annexe 2.tableau 2) sous l'effet du nitrate d'uranyle sur le poids sec des gousses a permis de ressortir trois groupes homogènes , le groupe « A » représenté par les moyennes les plus élevées (6.28 ± 0.50) chez la dose 20 ppm , le groupe homogène « AB » représenté par les dose 0 et 40 ppm de nitrate d'uranyle avec les moyennes 2.78 ± 2.16 ppm et 5.03 ± 2.50 ppm progressivement. Le groupe « B » représenté par la dose 60 ppm avec la moyenne 1.63 ± 0.14 ppm.

V.4 Paramètres physiologiques

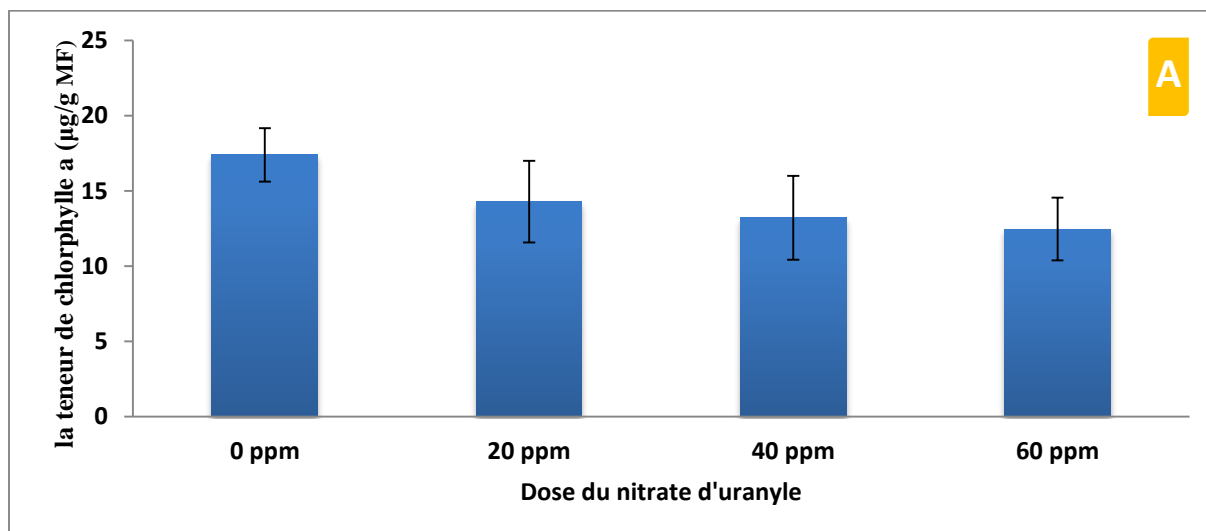
V.4.1 Effet du nitrate d'uranyle sur la chlorophylle dans les feuilles de féverole

Les résultats de la Teneur de chlorophylle A et chlorophylle B de la féverole *Vicia faba* L. minor sous l'effet du nitrate d'uranyle sont mentionnés dans le tableau n° 20. et illustrés par la figure n° 25.

Tableau20: les moyenne de la teneur de chlorophylle A et chlorophylle B de la féverole *Vicia faba* L.minor stressée par le nitrate d'uranyle

Doses du nitrate d'uranyle (ppm)	Chlorophylle A ($\mu\text{g/g MF}$)	Chlorophylle B ($\mu\text{g/g MF}$)
0	17.39 ± 1.78	7.23 ± 0.60^A
20	14.27 ± 2.71	5.40 ± 2.39^A
40	13.20 ± 2.79	7.15 ± 0.36^A
60	12.46 ± 2.08	4.19 ± 0.34^A

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha= 0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle sur la quantité de chlorophylle A dans les feuilles des plantes, nous a permis à signaler des effets non significatifs ($P=0,13$). (Annexe.1, Tableau.8). L'effet de la chlorophylle B est significatif ($P=0,04$). (Annexe.1, Tableau.9).



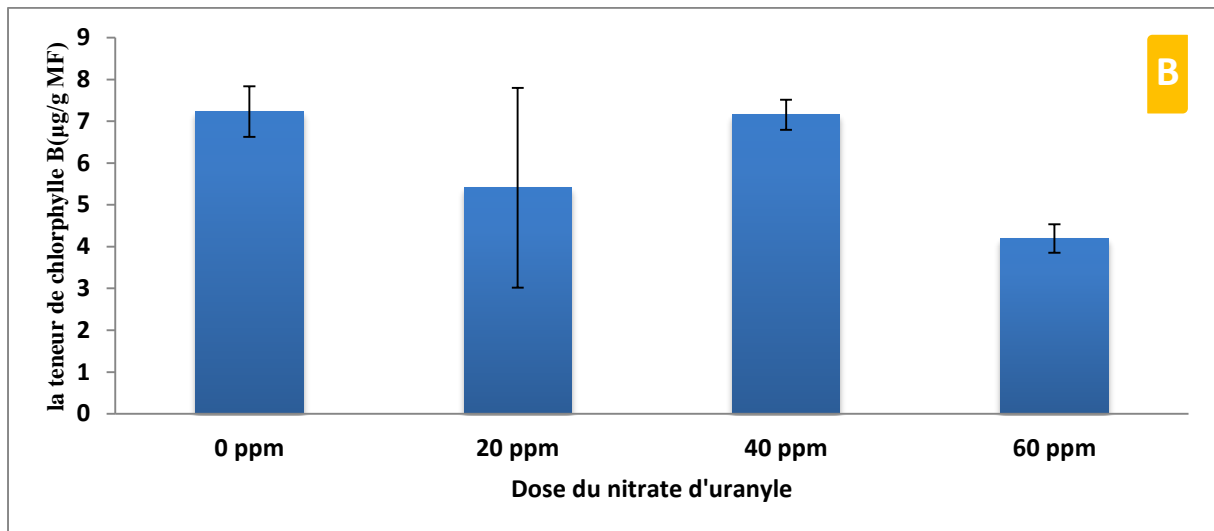


Figure 25. Effet du nitrate d'uranyle sur la chlorophylle dans les feuilles de la féverole

A Effet du nitrate d'uranyle sur la chlorophylle A

B Effet du nitrate d'uranyle sur la chlorophylle B

Bien que l'effet du nitrate d'uranyle sur la quantité de chlorophylle « A » dans les feuilles de la féverole était non significatif, les résultats de la figure n° 25 A, permettent de constater que la teneur de chlorophylle « A » est inversement proportionnelle au stress métallique d'où la valeur minimale est enregistrée chez les plantes qui reçoivent la dose métallique de 60 ppm soit $12.46 \pm 2.08 \mu\text{g/g MF}$.

En effet le test de New mean Keuls au seuil d'une erreur $\alpha=0.05$ de la comparaison des moyennes (annexe 2.tableau 3), La chlorophylle « B » est évoluée d'une manière significative et irrégulière les résultats de la figure n° 25 B, la dose de 60 ppm enregistre la valeur minimale soit $4.19 \pm 0.34 \mu\text{g/g MF}$ de chlorophylle appartenant au groupe homogène « B ». Alors que la quantité la plus importante est affichée chez les plantes cultivées dans le substrat qui reçoit uniquement l'eau distillée soit $7.23 \pm 0.60 \mu\text{g/g MF}$ de chlorophylle B.

V.4.2 Effet du nitrate d'uranyle sur la Teneur relative en eau (RWC) de la féverole

Les résultats de la teneur relative en eau des feuilles de la féverole *Vicia faba* L.minor sous l'effet du nitrate d'uranyle sont mentionnés dans le tableau n° 21. et illustrés par la figure n°26.

Tableau 21. Moyenne de la Teneur relative en eau des feuilles (RWC) de la féverole *Vicia faba* L.minor sous l'effet de nitrate d'uranyle

Les doses du nitrate d'uranyle (ppm)	RWC(%)
0	63.44 ± 15.74
20	42.95 ± 6.54
40	58.60 ± 6.32
60	56.48 ± 3.89

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha= 0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle sur la teneur relative en eau des feuilles de la féverole est non significatif ($P=0,11$). (Annexe.01, Tab.10).

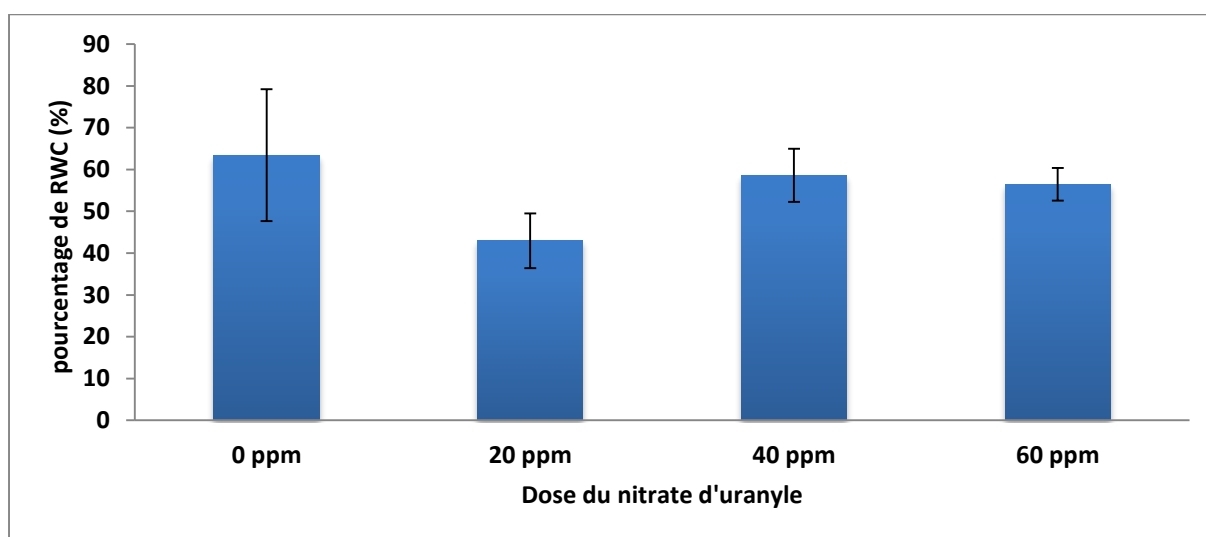


Figure 26. Effet du nitrate d'uranyle sur la Teneur relative en eau (%).

V.5 Paramètre chimique

V.5.1 Effet du Nitrate d'uranyle sur l'accumulation d'uranium dans la plante entière de la féverole

Les résultats d'accumulation d'uranium dans la plante de féverole *Vicia faba* L. minor sous l'effet du nitrate d'uranyle sont mentionnés dans le tableau n°22. et illustrés par la figure n° 27

Tableau 22. Moyenne de la teneur en uranium accumulé dans la plante de féverole stressée par le nitrate d'uranyle

Doses du Nitrate d'uranyle (ppm)	Teneur en uranium dans la plante (ppm)
0	3,18 ± 0.53 ^B
20	9,28 ± 0.69 ^A
40	9,58 ± 1.18 ^A
60	13,65 ± 3.54 ^A

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha=0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle nous a permis à signaler des effets hautement significatifs sur la l'accumulation d'uranium dans la plante entière de la féverole ($P=0.001$). (Annexe.01, Tableau 11.).

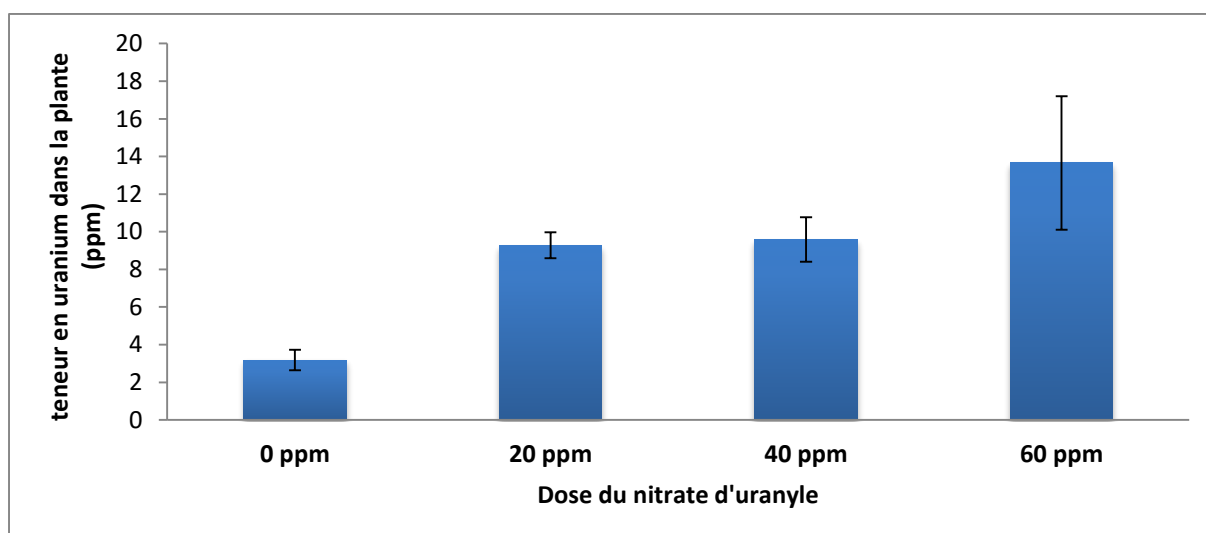


Figure 27. Effet du Nitrate d'uranyle sur la teneur en uranium dans la plante entière de féverole *Vicia faba* L.

Le tableau 22 et la figure 27 révèlent que le taux d'accumulation du nitrate augmente proportionnellement avec la dose du nitrate d'uranyle. En effet le test de New mean Keuls au seuil d'une erreur $\alpha=0.05$ de la comparaison des moyennes (annexe 2.tableau4) fait ressortir deux groupes homogènes, un groupe dominant « A » représenté par les doses 20 ,40 et 60 ppm avec les moyenne 9.28 ; 9.58 et 13.65 ppm d'uranium accumulé dans la plante de féverole progressivement. Alors que la teneur la plus faible est enregistrée chez les plantes témoins appartenant au groupe homogène « B ».

V.5.2 Effet du Nitrate d'uranyle sur l'accumulation d'uranium dans la partie aérienne de la féverole

Les résultats d'accumulation d'uranium dans la partie aérienne de féverole *Vicia faba* L minor sous l'effet du nitrate d'uranyle sont mentionnés dans le tableau n°23. et illustrés par la figure n°28.

Tableau 23. Moyenne de la teneur en uranium accumulé dans la partie aérienne de féverole stressée par le nitrate d'uranyle.

Doses du Nitrate d'uranyle (ppm)	Teneur en uranium dans la partie aérienne (ppm)
0	2.51 ± 0.50 ^C
20	3.69 ± 0.52 ^B
40	3.87 ± 0.37 ^B
60	5.62 ± 0.19 ^A

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha = 0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle nous a permis à signaler des effets hautement significatifs sur la l'accumulation d'uranium dans la partie aérienne de la féverole ($P = 0,00022$). (Annexe 1, Tableau 12.).

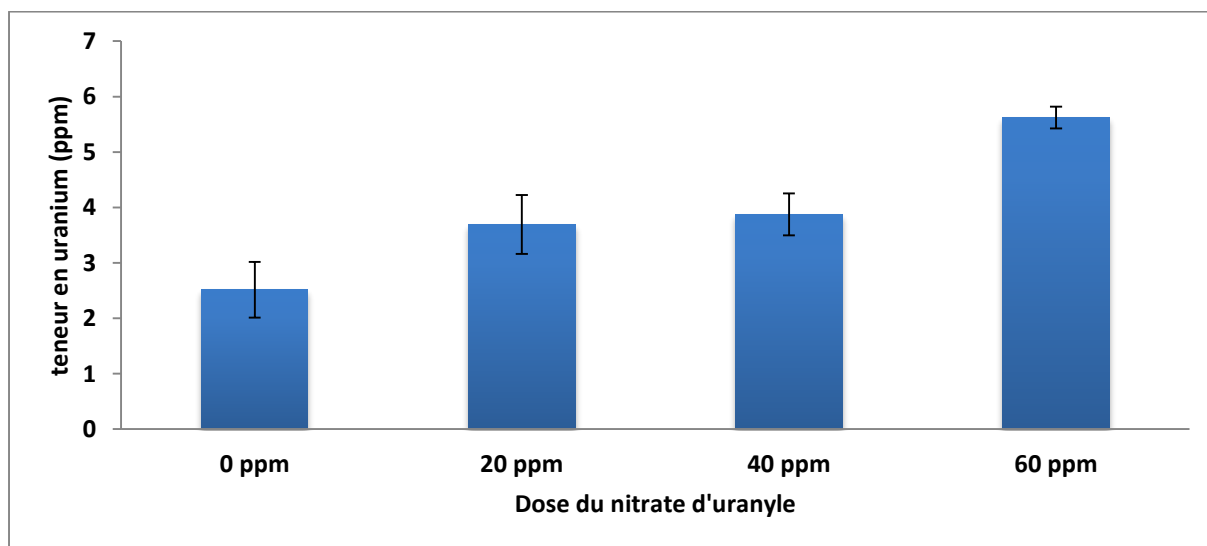


Figure 28. Effet du Nitrate d'uranyle sur la teneur en uranium dans la partie aérienne de féverole *Vicia faba* L.

Selon la figure 28. et le tableau 23. la teneur en uranium est proportionnelle aux doses du nitrate d'uranyle. En effet le test de New mean Keuls au seuil d'une erreur $\alpha=0.05$ de la comparaison des moyennes (annexe2, tableau5) permet de mentionner trois groupes homogènes, le groupe « A » représenté par le témoin, la teneur la plus faible avec la moyenne 2.51 ppm et le groupe homogène dominants « B » représenté par les doses 20,40 avec les moyenne 3.69 ppm 3.87 ppm d'uranium accumulé dans la plante de féverole progressivement. Alors que la teneur la plus forte est enregistrée chez le groupe « C » représentée par la dose 60 ppm avec la moyenne 5.62 ppm.

V.5.3 Effet du Nitrate d'uranyle sur l'accumulation d'uranium dans la partie racinaire de la féverole

a. Résultats

Les résultats d'accumulation d'uranium dans la partie racinaire de féverole *Vicia faba* L. minor sous l'effet du nitrate d'uranyle sont mentionnés dans le tableau n° 24. et illustrés par la figure n°29

Tableau 24. Moyenne de la teneur en uranium accumulé dans le partie racinaire féverole stressée par le nitrate d'uranyle.

Doses du Nitrate d'uranyle (ppm)	Teneur en uranium dans la partie racinaire (ppm)
0	0.41 ± 0.006 ^B
20	4.80 ± 0.97 ^A
40	5.01 ± 1.21 ^A
60	7.70 ± 3.41 ^A

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha= 0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle sur la partie racinaire nous a permis à signaler des effets hautement significatifs sur la l'accumulation d'uranium dans la partie racinaire de la féverole (P= 0,0098).(Annexe1, Tableau13).

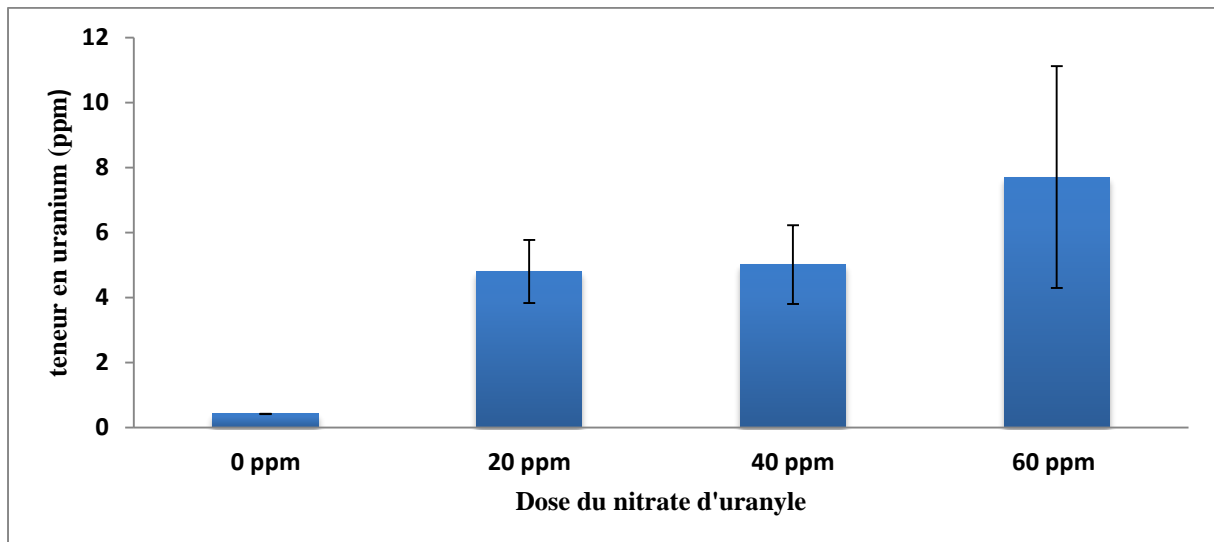


Figure 29. Effet du Nitrate d'uranyle sur la teneur en uranium dans la partie racinaire

L'analyse des données mentionnées dans le tableau 24. et illustrées par la figure 28, montre que la teneur en uranium est proportionnelle aux doses du nitrate d'uranyle. Le test de New mean Keuls au seuil d'une erreur $\alpha=0.05$ de la comparaison des moyennes (annexe 2, tableau 6) fait révéler deux groupes homogènes, un groupe dominant « A » regroupant les doses 20, 40 et 60 ppm avec les moyennes de 4.80; 5.01 et 7.70 ppm d'uranium accumulés dans la plante de féverole progressivement. La teneur la plus faible a été enregistrée chez les plantes témoins appartenant au groupe « B » avec une moyenne de 0.41 ppm.

V.5.4 Effet du Nitrate d'uranyle sur l'accumulation d'uranium dans les gousses de la féverole

a. Résultats

Les résultats d'accumulation d'uranium dans les gousses de la plante de la féverole *Vicia faba* L. minor sous l'effet du nitrate d'uranyle sont mentionnés dans le tableau n° 25. et illustrés par la figure n° 29.

Tableau 25. Moyenne de la teneur en uranium accumulé dans les gousses de la féverole stressée par le nitrate d'uranyle

Doses du Nitrate d'uranyle (ppm)	Teneur en uranium dans les gousses (ppm)
0	0.27 ± 0.21 ^B
20	2.23 ± 0.15 ^A
40	1.8 ± 0.80 ^A
60	0.78 ± 0.13 ^B

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha = 0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle sur la parti racinaire nous a permis à signaler des effets hautement significatifs sur la l'accumulation d'uranium dans le fruit de la féverole ($P = 0,00209$). (Annexe1., Tableau 14.).

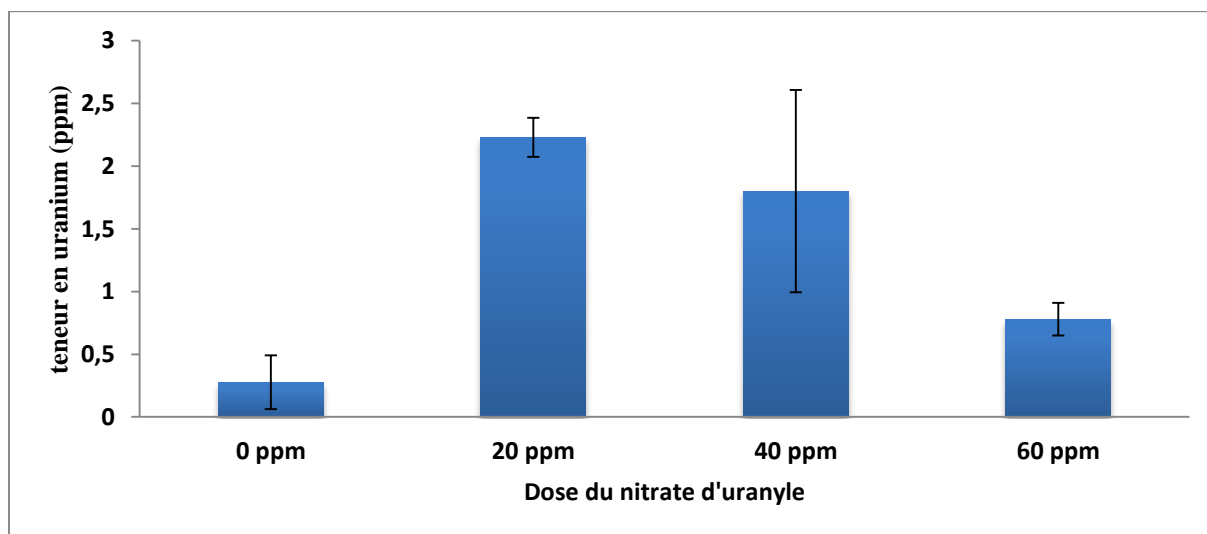


Figure 29. Effet du Nitrate d'uranyle sur la teneur en uranium dans les gousses.

Le test de New mean Keuls au seuil d'une erreur $\alpha = 0.05$ de la comparaison des moyennes (annexe 2, tableau7) appliqué aux données figurant dans le tableau 25 et la figure 29 montre que la teneur en uranium est proportionnelle aux doses du nitrates d'uranyle et fait distinguer deux groupes homogènes, un groupe dominant « A » regroupant les doses 20 et 40 ppm avec les moyenne 2.23;1.8 ppm d'uranium accumulé par la plante progressivement. Les teneurs les plus faibles ont été enregistrée chez les plantes témoins et les plantes irriguées

avec une dose de 60 ppm appartenant au groupe « B » avec des moyennes de 0.27 ; 0.78 ppm respectivement.

V.6 Paramètre anatomique

V.6.1 Effet du nitrate d'uranyle sur l'épaisseur de vaisseaux conducteur de la féverole

a. Résultats

Les résultats de l'effet du nitrate d'uranyle sur l'épaisseur de vaisseau conducteur de la féverole *Vicia faba* L. minor sont mentionnés dans le tableau n° 26. Et illustrés par la figure n°30

Tableau 26. Moyenne de l'épaisseur de vaisseau conducteur de la féverole stressé par le nitrate d'uranyle

Les doses du nitrate d'uranyle (ppm)	épaisseur de vaisseau conducteur (μm)
0	100.84 \pm 8.48
20	86.42 \pm 8.41
40	80.58 \pm 24.40
60	59.82 \pm 14.33

L'analyse de la variance au seuil d'une erreur $\alpha = 0.05$ de l'effet du Nitrate d'uranyle nous a permis à signaler effet non significatif sur l'épaisseur de vaisseau conducteur de la féverole ($P=0,06$). (Annexe.01, Tableau 15.).

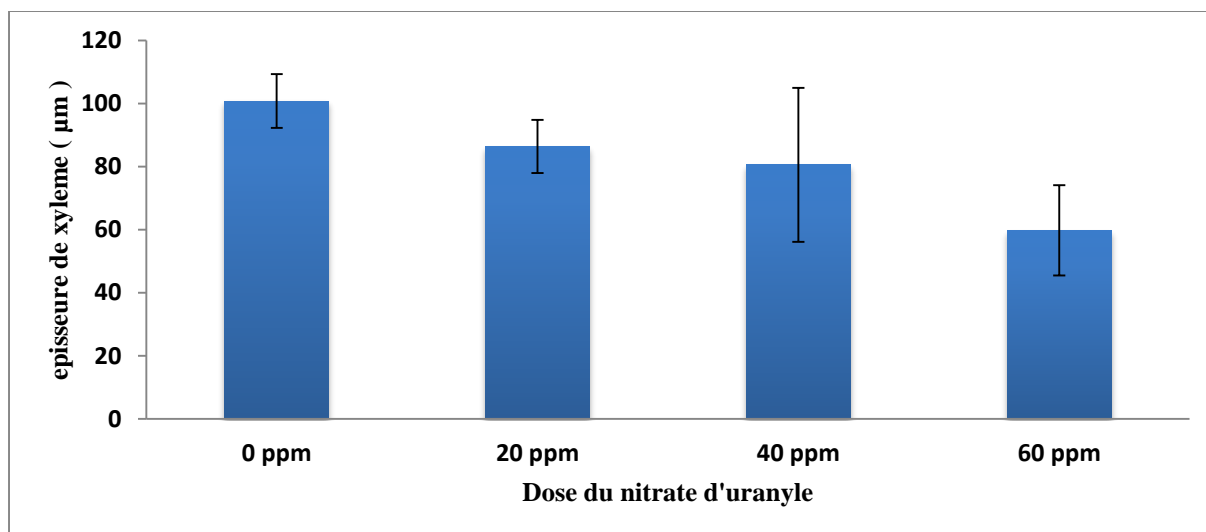
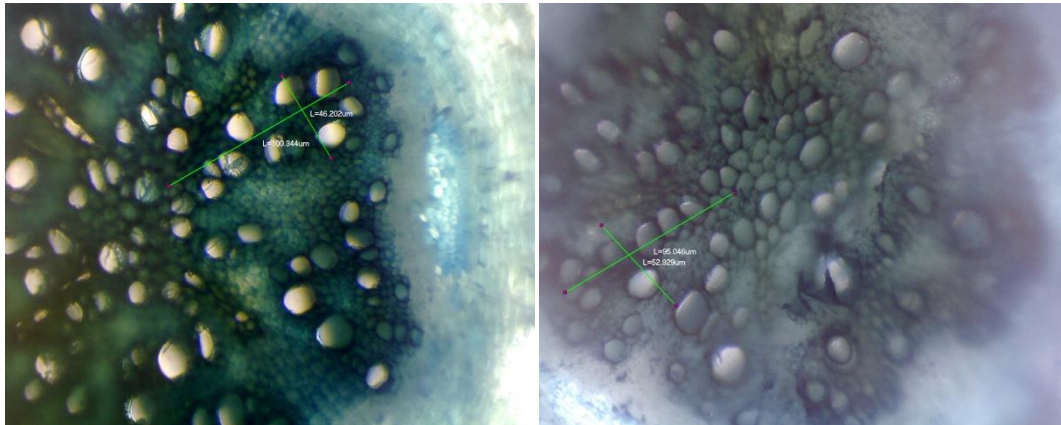


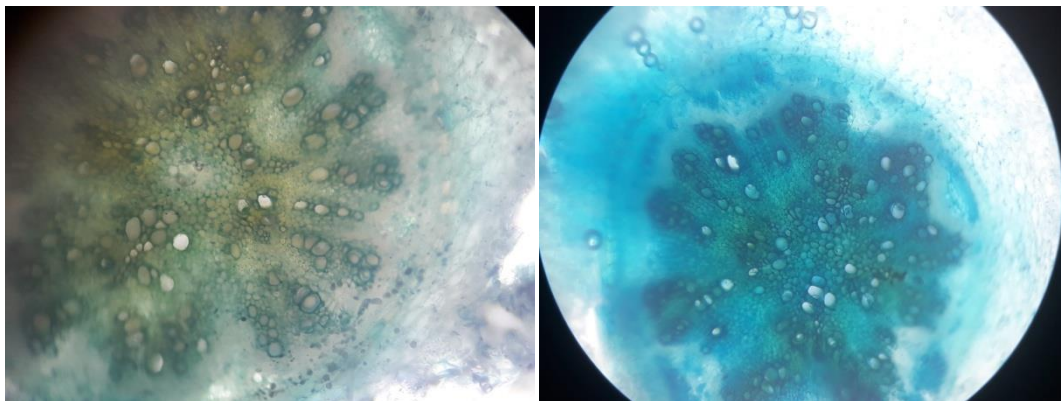
Figure 30. Effet du nitrate d'uranyle sur l'épaisseur de vaisseaux conducteur de la féverole

Bien que l'effet du nitrate d'uranyle sur l'épaisseur des vaisseaux conducteur était non significatif, les résultats de la figure 30 permettent de constater que l'épaisseur des vaisseaux des sèves évolue négativement au stress métallique, ce paramètre atteint sa valeur minimale chez les plantes cultivées dans les substrats qui reçoivent la dose métallique de 60 ppm.



1

2



3

4

1-figure31. coupe transversale anatomique de racine de témoin de la féverole *vicia faba* L.minor G 40

2- figure32. coupe transversale anatomique de racine de la dose 20 ppm de la féverole *vicia faba* L.minor G 40

3- figure33. coupe transversale anatomique de racine de la dose 40 ppm de la féverole *vicia faba* L.minor G 40

4 – **figure34.** coupe transversale anatomique de racine de la dose 60 ppm de la féverole *vicia faba*
L.minor G 10

Discussion générale

Les résultats obtenus mettent en évidence la réponse de la féverole *Vicia faba* L minor au stress métalliques cultivée dans des substrats traités ou non par des doses croissantes de nitrate d'uranyle cette étude a permis de relever les points essentiels suivants :

L'étude de l'effet du nitrate d'uranyle sur la croissance de la féverole se traduit par une augmentation de la longueur des tiges et des racines ainsi que la surface racinaire des plantes par rapport aux celles témoins sans aucun effet significatif. l'uranium est vraisemblablement pris en charge par les systèmes fonctionnels impliqués dans l'absorption des métaux et le devenir des nutriments dans le système sol/plante (**Ebbs et al ., 2001**).

La surface foliaire et la quantité de chlorophylle « A » de la féverole tout en étant inversement proportionnelle par rapport aux doses croissantes de nitrate d'uranyle. Par contre la chlorophylle « B » est proportionnelle à ce stress. Les manifestation caractéristiques d'une accumulation excessive dans les plantes sont un changement de coloration des fleurs, une production de fruits anormaux, une courbure du port de l'organisme (**Goswani et al., 1977**).

L'application du stress métallique représenté par le nitrate d'uranyle sur la féverole montre des résultats irrégulières sur son poids sec de la partie aérienne. En revanche les paramètres liés au poids sec de la partie souterraine et des gousses de la féverole corrélés positivement et significativement aux doses de nitrate d'uranyle. Les résultats obtenus de l'épaisseur de vaisseaux conducteurs des sèves des racines de plante ne révèle aucun effet significatif.

Le traitement du substrat sous l'effet du nitrate d'uranyle à travers les paramètres chimiques provoque une accumulation significative d'uranium dans plante entière ; partie aérienne et souterraine et des gousses de la féverole. En hydroponie, **Eapen et al. (2003)** ont montré la capacité d'accumulation de racines génétiquement transformées à l'aide d'*Agrobacterium rhizogenes*. Ce transfert peut se faire par dépôt sur les organes aériens – dans ce cas l'uranium provient de particules en suspension dans l'atmosphère ou remises en suspension à partir du sol – et par absorption au niveau des racines. Les résultats obtenus par **Straczek et al. (2010)** avec les dicotylédones *Brassica juncea* et *Pisum sativum* et les monocotylédones *Triticum aestivum* et *Zea mays* sont en accord avec notre résultats. Les extractions chimiques ainsi que les analyses de distribution réalisées par ces auteurs indiquent par ailleurs que l'accumulation résulte d'une adsorption aux parois cellulaires rapidement

suivie par un transport radial et longitudinal. En moyenne, l'accumulation racinaire du blé, du maïs, de la moutarde indienne et du pois varie de 12 à 45 mg g⁻¹ de poids sec. Dans les parties aériennes, l'accumulation varie également selon les espèces.

En effet, l'accumulation d'uranium était importante dans les racines par rapport aux tiges et les gousses de la féverole *Vicia faba* L minor. d'après Smith et collab. (1983), largement large gamme de concentrations. Cultivées dans un milieu contenant de 10 à 500µM, les racines de *Brassica juncea* et de *Chenopodium amaranticolor* absorbent l'intégralité de l'uranium présent dans le milieu de culture en moins de 10 et 24h respectivement. Au-delà de 1 mM, le pourcentage d'uranium accumulé ne cesse de diminuer et se limite à 20 ou 30 % à 5 mM. Ces résultats confirment l'idée que les plantes – comme certainement la majorité des organismes – possèdent des capacités maximales en termes d'accumulation. Plus tôt, **Dushenkov et al. (1997)** ont fait les mêmes observations avec des racines de tournesol (*Helianthus annuus*) dans une solution beaucoup moins concentrée contenant 60 µg U l⁻¹, à savoir le passage de près de 95 % de l'uranium de la solution aux racines en moins de 24 h. Il semblerait également que des racines séchées soient capables d'absorber l'uranium d'une solution contenant 200 mg U L⁻¹ en 4 min (**Bhainsa et D'Souza, 2001**).

Conclusion et perspective

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Parmi les principaux polluants générés par les activités industrielles les métaux lourds tels que l'uranium. Qui sont présent dans l'environnement comme des traces dans la croûte terrestre, mais les activités industriels augmentent la dose naturelle. La contamination des milieux naturels par éléments toxiques comme le nitrate d'uranyle, consiste des problèmes particulièrement préoccupants.

Au cours de notre travail on a essayé de définir l'effet du Nitrate d'uranyle par différentes doses 0 ; 20 ; 40 et 60 ppm sur la croissance et les paramètres physiologiques et chimiques de la féverole *Vicia faba* L minor, Variété SID AICH.

Des résultats obtenus, nous pouvons retenir que:

Les constats biométriques présentent d'une légère augmentation de la longueur des tiges et des racines ainsi que la surface racinaire, des plantes qui reçoivent les doses croissantes du nitrate d'uranyle par rapport au témoin sans aucun effet significatif. Alors que la surface foliaire de la féverole était inversement proportionnelle à ce stress métallique.

L'application du stress métallique représenté par le nitrate d'uranyle sur la féverole montre des résultats irréguliers sur son poids sec de la partie aérienne. En revanche les paramètres liés au poids sec de la partie souterraine et des gousses de la féverole corrélés positivement et significativement aux doses de nitrate d'uranyle. Les résultats obtenus de l'épaisseur de vaisseaux conducteurs des sèves des racines de plante ne révèlent aucun effet significatif.

L'étude des paramètres physiologiques à travers la quantité de chlorophylle « a » et la teneur relative en eau dans les feuilles des plantes n'a signalé aucune variation significative. Par contre la chlorophylle « B » est proportionnelle à la pollution par le nitrate d'uranyle.

Le traitement du substrat sous l'effet du nitrate d'uranyle à travers les paramètres chimiques provoque une accumulation significative d'uranium dans la plante entière ; partie aérienne et souterraine et des gousses de la féverole.

En effet, l'accumulation d'uranium était importante dans les racines par rapport aux tiges et les gousses de la féverole *Vicia faba* L minor.

Il serait avantageux de mettre en place une étude approfondie sur d'autres paramètres montrant la dynamique d'uranium et les patrimoines génétiques de la variété de plante. Autres études sur l'effet d'uranium sur les propriétés physique et chimique du sol afin de relever les stratégies finales de son dépollution et la remédiation. Ainsi que d'autres essais sur la féverole et d'autres espèces avec des doses plus importantes que celles appliqués dans le travail actuel.

Une étude bactériologique serait recommandée sur les nodules des racines de la féverole pour voir l'effet du nitrate sur la symbiose légumineuse-bactérie .Enfin la variété Sidi Aich montre des caractères de tolérance vis-à-vis les contraintes hydriques qui font d'elle une variété intéressante pour intégrer un programme d'amélioration variétale en Algérie.

Références bibliographiques

Référence bibliographique

«Comportement de l'uranium dans l'environnement», dans *L'uranium de l'environnement à l'homme*, edite par H. Metivier, chap. 6, EDP Sciences – IPSN Collection, Les Ulis (France), p. 187–211.

Ademe - Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie ;

Alloway B.J., Ayres D.C., 1993; Vignati D., 2004. Chemical principles of environmental pollution, Chapman & Hall, London, ISBN 0 75140 013 0, pp 291.

Alzieu, C., 1999. Dragages et environnement Marin. État des connaissances, Editions IFREMERp, 223.

Anfossi S., Billiard E., Bonnet M., Henriot F., Kraemer F., Lechenne L., Le Herissier M., Lorin S., 1997 Les métaux lourds. École nationale supérieure des mines de Saint-Etienne 49p.

Anonyme (2009),« Technical/Regulatory Guidance, Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. » [dossier en ligne] [inwww.itrcweb.org/Documents/PHYTO-3.pdf](http://www.itrcweb.org/Documents/PHYTO-3.pdf) [site web], consulte le 12/07/10.

Anonyme, 2001 Pollution du sol : danger. INRA – OPIE.

Armands, G. 1967, «Geochemical prospecting of a uraniferous bog deposit at Masugnsbyn,northern Sweden», dans *Geochemical prospecting in fennoscandia*, chap. 10,Interscience, New York (United States), p. 127–154.

Baize D., 2000 Guide des analyses en pédologie.2ème éd. INRA. Paris .257 p.

Baize, D., 1997. Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France), INRA. Editions, Paris, 408 p.

Bañuelos, G.S., Shannon, M.C., Ajwa, H., Draper, J.H., Jordahl, J. et Licht, L., 1999. Phytoextraction and accumulation of boron and selenium by poplar (*Populus*) hybrid clones. Int. J. Phytoremediation, Vol. 1 (1): 81-96.

Baraud, F., 2002. Interactive effect of cadmium and soil humates on metal acquisition and sequestration in wheat. Environmental Chemistry, Springer Publisher, 105-307.

Barceló, J., 1989. Home-planta-medi ambient: una harmonia trencada (Model d'estudi planta metalls pesants). Discurs d'Ingrés Reial Acadèmia de Farmàcia de Barcelona. Servei Publicacions Universitat Autònoma de Barcelona, Bellaterra, 69 p

Barnea, M. et Ursu, P., 1974. Pollution et protection de l'atmosphère. Ed. Eyrolles. Paris. p 307.

Bem, H. et F. Bou-Rabee. 2004, «Environmental and health consequences of depleted uranium use in the 1991 Gulf War», *Environment International*, vol. 30, p.123–134.

Benabdeli, K. et Benmansour, S., 1998. Protection de l'environnement. Quelques bases fondamentales. Appliquées et réglementaires. Université Djilali Liabese de Sidi Bel-Abbes, Octobre 1998, 53-67.

Bert v., deram A. (1999), *Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la*

Bert, V. et Deram, A., 1999. Guide des phytotechnologies: utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds. Lille: Environnement et développement alternatif, 154 p.

Bert, V., 2000. Tolérance aux métaux lourds et accumulation chez *Arabidopsis halleri* (*Brassicaceae*). Thèse: Université des Sciences et Technologies de Lille, UFR de Biologie.

Berthelin, J., B. Gueniot et C. Munier-Lamy. 1987, «In situ bag experimental method studying uranium mobilization and preconcentration in soils : influence of environmental factors», *Uranium*, vol. 3, p. 343–352.

Bhainsa, K. C. et S. F. D'Souza. 2001, «Uranium (VI) biosorption by dried roots of Eichhornia crassipes (water hyacinth)», *Journal of Environmental Science and Health - Part A : Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, vol. 36, no 9, p. 1621–1631.

Biocchi, S., 1998. Les polluants et techniques d'épuration des fumées: Cas des unités de destruction thermique des déchets. RECORD. Paris (France) Tch et Doc, 188 p. *Biologia Plantarum* 51, 618-634.

Biol. 49, 643–68.

Biologia Plantarum 51, 618-634.

Blaylock, M.J., Salt, D.E., Dushenkov, S., Zakharova, O. et Gussman, C., 1997. Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents; *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 31:860-65

Bleise, A., P. R. Danesi et W. Burkart. 2003, «Properties, use and health effects of depleted uranium (DU) : a general overview», *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 64, p. 93–112.

Bliefert C., et Perraud R., 1997 Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets. 1^{ère} éd. Espagne. 477p.

Bonin, B. et P.-L. Blanc. 2001, «L'uranium dans le milieu naturel, des origines jusqu'à la mine», dans *L'uranium de l'environnement à l'homme*, édité par H. Metivier, chap. 1, EDP Sciences - IPSN Collection, Les Ulis (France), p. 7–41.

Bonnet, M., Camares, O. et Veisseire, P., 2000. Effect of Zinc and influence of *Acremonium lolli* on growth parameters, chlorophyll a fluorescence and antioxidant enzyme activity of ryegrass. *Exp Bot.*, Vol. 51: 945-953

Bourelrier, P.H. et Berthelin, J., 1998. Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Académie des sciences, Lavoisier Technique et Documentation, Paris, 440 p.

Bourguignon, J., A. Vavasseur, G. Sarret, P. Hurtevent et P. Henner. 2009, «Transfert aux plantes et biodistribution», dans *Toxicologie nucléaire environnementale et humaine*, edite par M.-T. Menager, J. Garnier-Laplace et M. Goyffon, tec & doc, éditions médicales internationales ed., chap. 6, Lavoisier, Paris (France), p.99–115.

Boyeldieu J., (1991)- La féverole. Chapitre VI in Produire des grains oléagineux et protéagineux. pp185-198. edt Tec et Doc Lavosier .

Brooks, R.R., Chambers, M.F., Nicks, L.J. et Robinson, B.H., 1998. Phytomining. *Trends in Plant Science*, Vol. 3: 359-362.

Cakmak, I., Welch, R.M., Hart, J., Norvell, W.A., Oztirk, L. et Kochian. L.V., 2000. Uptake and translocation of leaf-applied cadmium (^{109}Cd) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats. *J. Exp. Bot.*, Vol. 51: 221–226.

Clemens S, Palmgren MG, Kramer U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in Plant Science* 7: 309-315.

Colle, C., J. Garnier-Laplace, S. Roussel-Debet, C. Adam et J. P. Baudin. 2001,

Colombano.s saada .a Guerin v Bertailard p Bellenfant G , Bergnger ,S hube .D blan ,C et zoring c , and girardean 2010. Quelle technique pour quels traitement Analyse coute-benifices ,C Rapporte final (BRGM) 403 P.

Commissariat à L'Energie Atomique, 2001 , Dossier Uranium ; L'uranium dans l'environnement p.12

Corgie . etal., 2004; Buyanovsky . etal., 1995; Fang . etal., 2001). Effect of organic contaminants on seed germination of *Lolium multiflorum* in soil

Cornish, J.E., Goldberg, W.C., Levine, R.S. et Benemann, J.R., 1995. Phytoremediation of soils contaminated with toxic elements and radionuclides In R. E., Hinchee, J. L. Means, and D. R. Burris (Eds.), *Bioremediation of Inorganics*. Battelle Press, Columbus, OH., 55-63.

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

Dean J. C., Bosqui F.L., Lanouette V.H., 1972. Removing heavy metals from waste water. *Environmental Science and Technology* 6, 518-522.

Dechamp c., Meerts P. (2003), « La phytoremediation : Panacee pour l'environnement ou menace pour la biodiversite ? », *Les Naturalistes belges*, n°82, pp. 135-148.

Dechamp c., meerts P. (2003),« La phytoremediation : Panacee pour l'environnement ou menace pour la biodiversite ? », *Les Naturalistes belges*, n°82, pp. 135-148.

Delacroix 2006a l'idée de peindre un tableau sur ce thème qu'il 364-369; Edina Bernard, Pierre Cabanne, Janic Durand et Gérard Legrand, *Histoire de l'Art du Moyen Âge à nos jours*, Paris, Larousse, , 947 p.

Deneux-Mustin S., Roussel-debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J., leyval C., 2003 Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. Lavoisier. Londre-Paris- New York. 281 p.

dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds, France, Environnement

DPHE. 2001,«Depleted uranium: sources, exposure and health effets», rapport technique, Organisation Mondiale de la Sante, Geneva (Switzer land).

Dushenkov, V., Kumar, P.B.A.N., Motto, H. et Raskin, I., 1995. Rhizofiltration: the use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science and Technology*, Vol. 29: 1239-1245.

Eapen, S., K. N. Suseelan, S. Tivarekar, S. A. Kotwal et R. Mitra. 2003, Potentialforrhizofiltration of uranium using hairy root cultures of *Brassica juncea* and *Chenopodium amaranticolor*», *Environmental Research*, vol. 91, p. 127–1 33.

Ebbs, S. D., D. J. Brady, W. A. Norvell et L. V. Kochian. 2001, «Uranium speciation, plant uptake, and phytoremediation», *Journal of Hazardous, Toxic and Radioactive Waste*, vol. 5, no 3, p. 130–135.

Echevarria, G., M. I. Sheppard et J.-L. Morel. 2001, «Effect of pH on the sorptionof uranium in soils», *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 53, p. 257–264.

environment. Raskin. I and Ensley. B.D., John Wiley & Sons, Inc, New York, 304.

et Developpement alternatif.

Evans, L.T., 1959- Environmental control of flowering in *Vicia faba L.* *Annals of Botany*, 23(4), 521-546.

F.A.O., 2008-Annuaire statistique de la FAO.

Fachmann, Kraut .,2006- L'intérêt de la fève. Eds. Bourde. Paris. pp : 74.

Ferchichi.A ., 2006- workshop International « Diversité des Fabaceae Fourragères et de leurs Symbiotes » -Alger- Academic Publ.39 :51-75

F. Rouessac, A. Rouessac et D. Cruché ; Analyse chimique, méthodes et techniques instrumentales modernes ; Dunod, 6^{ème} édition, Paris (France), (2004).

Gadd, J.M. (2000). Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the

Gallais A., Bannerot H., 1992- Amélioration des espèces cultivées: objectifs et critères de sélection. INRA édition. P.31-32.

George, P., 1973. L'environnement. PRESSES Universitaires de France, 108, SAIN-GERMAIN, Paris, 22-117 p.

Giblin, A. M., B. D. Batts et D. J. Swaine. 1981, «Laboratory simulation studies of uranium mobility in Natural waters», *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 45,p. 699–709.

Gombert S et al., 2005. Pollution atmosphérique par les métaux – Bisurveillance des retombées. EDP Sciences/ADEME Éditions, 2005. Rapport de la campagne française mesure des métaux dans les mousses réalisée en 2000.

Goswami, S. C., K. L. Gulati et K. K. Nagpaul. 1977, «Estimation of uranium and boron contents in plants and soils by nuclear particle technique», *Plant and Soil*, vol. 48, p. 709–717.

Gremion, F., 2003. Analysis of microbial community structures and functions in heavy metal-contaminated soils using molecular methods Institut des sciences et technologies de l'environnement section des sciences et ingénierie de l'environnement Thèse N° 2862 (2003) World Health Organization (WHO), 1999, Monographs on Selected Medicinal Plants, vol. 1, WHO, Geneva, 1999

Guemaz F., 2006 Analyses physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées des trois sites de la ville de Biskra (Chaabet Roba, Oued Biskra et Oued Zemour). Thèse Magister. Inst. d'agro. Annaba.83 p.

Gueniot, B., C. Munier-Lamy et J. Berthelin. 1988, «Geochemical behaviour of uranium in soils, part I. Influence of pedogenetic processes on the distribution of uranium in aerated soils», *Journal of Geochemical Exploration*, vol. 31, p. 21–37.

Gueniot, B., C. Munier-Lamy, J. Berthelin, B. Guillet et B. Souchier. 1983, «Comportement de l'uranium dans les pédogenèses tempérées», *Sciences Géologiques -Mémoire*, vol. 73, p. 133–142.

Gueniot, B., C. Munier-Lamy, J. Berthelin, B. Guillet et B. Souchier. 1983, «Comportement de l'uranium dans les pédogenèses tempérées», *Sciences Géologiques -Mémoire*, vol. 73, p. 133–142.

Hagemeyer, J. et Waisel, Y., 1988. Excretions of ions (Cd²⁺, Li⁺, Na⁺ and Cl⁻) by *Tamarix aphylla*. *Physiol. Plant.*, Vol. 73: 541-546.

Harmsen, K. et F. A. M. de Haan. 1980, «Occurrence and behaviour of uranium and thorium in soil and water», *NJAS : Wageningen journal of life sciences*, vol. 28, p. 40–62.

Ho, C. H. et N. H. Miller. 1986, «Adsorption of uranyl species from bicarbonate solution onto hematite particles», *Journal of Colloid and Interface Science*, vol. 110, p. 165–171.

Hoagland, D.R. and Arnon, D.I. (1938) The water culture method for growing plants without soil. California Agricultural Experiment Station Circulation, 347, 32.

<http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=10157> ; 29/03/10.

Huynh T.M. D., 2009 Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique. Thèse de Doctorat. Université de Paris Est. 145p.

Ineris, 2001 sites et potentiellement pollués

Iretskaya, S.N. et Chien, S.H., 1999. Comparison of cadmium intake by five different food grain crops grown on three soils of varying pH. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, Vol. 30: 441- 448.

ITRC. 2001 interstate technology and Regulatory cooperation work Group , phytotechnology technical and regulatory Guidance Document phytotechnology teams p .124

Jezierny ., D., R. Mosenthin et E. Bauer., 2010. The use of grain legumes as a protein source in pig nutrition: A review. *Animal Feed Science and Technology* 157:111-128.

Julien Laurette, 2011 Rôle de la spéciation de l'uranium sur sa bioaccumulation, son transport et sa toxicité dans les plantes. application à la phytoremediation. p20

Kagalkar, A. N. ; Jadhav, M. U. ; Bapat, V. A. ; Govindwar, S. P. Phytodegradation of the triphenylmethane dye Malachite Green mediated by cell suspension cultures of *Blumea malcolmii* Hook. *BIORESOURCE TECHNOLOGY*; 102, 22; 10312-10318.

Kamnev, A.A. et Van der Lelie, D., 2000. Chemical and biological parameters as tools to evaluate and improve heavy metal phytoremediation. *Bioscience Reports*, Vol. 20 (04): 239- 258.

Kaysi, Y., & Melcion, J.P., 1992- Traitements technologiques des protéagineux pour le monogastrique: exemples d'application à la graine de féverole. *INRA*, 5, 3-17.

Kozłowski, R., Kozłowska, J., Grabowska, L., Mankowski, J. et Szpakowska, B., 2003. Métaux lourds dans l'environnement; menaces et possibilités de riposte. Institut des fibres naturelles. Pologne.

Kumar, P., Dushenkov, V., Motto, H. et Raskin, I., 1995. Phytoextraction-the use of plants to remove heavy-metals from soils. *Environ Sci Technol.*, Vol. 29: 1232-1238.

Kurtio et al., 2002 renal effects of uranium in drinking water environ health perspect 110 :337-342

Langmuir, D. 1978, «Uranium solution-mineral equilibria at low temperature with applications to sedimentary ore deposits», *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 42, p. 547–569.

Le coz C., Tassin B., et Thévenot D., 1996 Transfert des polluants dans les hydro systèmes : presse de l'école nationale des ponts et chaussées. Paris. 140p.

Le Guen J et Duc G., 1996. La Féverole. In : Amélioration des Espèces Végétales Cultivées leguminosarum symbiovarviciae isolées du pois (*pisum sativum*) et de la lentille (*lensculinaris*) cultivés dans deux zones éco-climatiques subhumide et semi-aride de l'est algérien mimoir **doc, p119**

Le Guen J et Duc G., 1996. La Féverole. In : Amélioration des Espèces Végétales Cultivées leguminosarum symbiovarviciae isolées du pois (*pisum sativum*) et de la lentille (*lensculinaris*) cultivés dans deux zones éco-climatiques subhumide et semi-aride de l'est algérien mimoir **doc, p119.**

Loué A., 1993 Oligo-éléments en agriculture. Nathan : SCPA. 210p.

Maatougui A, Acherkouk M, Mahyou H., 2006- Ecosysteme pastoral de la commune rurale de Maatarka : ^ ecologie, productivite et etat de degradation. In : Maatougui A, Tiedeman J, eds. Gestion durable des ressources agropastorales de base dans le Maghreb. Compte rendu de l'atelier final, 21-23 novembre 2005, Oujda, Maroc. Alep (Syrie) : ICARDA.

Martin J. M., Meybeck M., 1979. Elemental mass balance of mineral carried by major world

Mason, C. F. V., W. R. Turney Jr., B. M. Thomson, N. Lu, P. A. Longmire et C. J. Chisholm-Brause. 1997, «Carbonate leaching of uranium from contaminated soils», *Environmental Science and Technology*, vol. 31, p. 2707–2711.

Maxted, N. and S. Bennett., 2001- Legume diversity in the Mediterranean region. In: N. Maxted and S.J. Bennett (eds.), *Plant Genetic Resources of Legumes in the Mediterranean*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 51-76.

Maxted, N., Callimassia, M.A., Bennet, M.D., 1991. Cytotaxonomic studies of Eastern Mediterranean *Vicia* species (Leguminosae). *Plant Syst. Evol.* 77, 221–234.

Mazoyer M., 2002 Larousse agricole. Montréal (Québec). Larousse. 767 p.

McFarland, M.L., Ueckert, D., Hons, F.M. et Hartmann, S., 1994. Selective-placement burial of drilling fluids: Effects on soil properties, buffalograss and fourwing salt-bush after 4 years. *J. Range Managem.* Vol. 47: 475-480.

McGrath, S.P., Dunham, S.J. et Corell, R.L., 2000. Potential for Phytorextraction of Zinc and Cadmium from Soils Using Hyperaccumulator Plants. In TERRY, N. *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. New York: Lewis Publishers, 109-128

- McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P. et Cook, N., 2000.** Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, Vol. 31 (11-14): 1661-1700. Mémoire, vol. 73, p. 133–142. metal by plant. *Current Opinion in biotechnology* 5, 285-290.
- Messadek R., 1998** Évolution spatio temporelle des concentrations en Cu, Zn, Mn, Pb dans l'eau les matières en suspension (matière minérales et les sédiments de la séquence canal du lac Fetzara de l'oued Meboudja et de la partie aval de l'oued Seybouse commune d'El-Hadjar (w. Annaba). Thèse Ing. Ins. d'agro. Batna. 33p.
- Miquel, G., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. N° 261 SENAT. Office parlementaire des choix scientifiques e technologiques, 365 p.
- Miranda, M., Lopez-Alonso, M., Castillo, C., Hernandez, J. et Benedito, J.L., 2005.** Effects of moderate pollution on toxic and trace metal levels in calves from a polluted area of northern Spain. *Environment International*, Vol. 31: 543-548.
- Morrison, S. J., V. S. Tripathi et R. R. Spangler. 1995,** «Coupled reaction/transport modeling of a chemical barrier for controlling uranium (VI) contamination ingroundwater», *Journal of Contaminant Hydrology*, vol. 17, p. 347–363.
- Mulligan C. N., Yong R. N., Gibbs B. F. (2001),** « Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater : an evaluation », *Engineering Geology*, Vol. 60, pp. 193-207.
- Neumann, D., Zurnieden, U., Lichtenberger, O. et Leopold, I., 1995.** How does *Armeria maritima* tolerate high heavy metal concentrations? *J. PLant Physiol.*, Vol. 146: 704-717.
- Nriagu J.O., Pacyna J.M., 1988.** Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333: 134-139
- Nuessly GS ., Hentz MG., Beiriger R., Scully BT., 2004**-Insects associated with faba bean, *Vicia faba (fabales : fabaceae)*. In southem Florida. *Florida entomologist*. 87(2) :204-211
- Palmer, S. et Moy, G., 1991.** Environnemental Pollution, Food Contamination and Public Health. *European Journal of Clinical Nutrition*, Vol. 45: 144-146.
- Paquet, M., C. Adam-Guillermin, E. Ansoborlo, K. Beaugelin-Seiller, M. Carriere, I. Dublineau, F. Taran et C. Vidaud.2009,** «Uranium», dans *Toxicologie nucléaireenvironnementale et humaine*, edite par M.-T. Menager, J. Garnier-Laplaceet M. Goyffon, chap. 23, TEC & DOC Lavoisier, Paris (France), p. 411–443.
- Paquin R., 1986.** Effet de l'humidité du sol sur la teneur de la proline libre et des sucres totaux de la luzerne endurecie au froid et à la sécheresse. *Can. Journal Plant Science*, Vol. 66: 95- 101.
- Pereira, B. et Sonnet, P., 2007.** La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en Région wallonne. Dossier scientifique dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-

2007 sur l'état de l'environnement wallon, Université catholique de Louvain, Faculté d'Ingénierie agronomique, biologique et environnementale, Unité des Sciences du sol.

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

Plant, J. A., S. Reeder, R. Salminen, D. B. Smith, T. Tarvainen, B. De Vivo et M. G. Petterson. 2003, «The distribution of uranium over Europe : geological and environmental significance», *Applied Earth Science*, vol. 112, p. 221–238.

Ragnarsdottir, K. V. et L. Charlet. 2000, «Uranium behaviour in Natural environnements », dans *Environnemental mineralogy : microbial interactions, anthropogenic influences, contaminated land and waste management, Mineralogical Society Series*, vol. 9, edite par J. D. Cotter-Howells, L. S. Campbell, E. Valsami-Jones et M. Batchelder, Mineralogical Society of Great Britain and Ireland, Twickenham (United King dom), p. 245–289.

Ragnarsdottir, K. V. et L. Charlet. 2000, «Uranium behaviour in Natural environnements», dans *Environnemental mineralogy : microbial interactions, anthropogenic influences, contaminated land and waste management, Mineralogical Society Series*, vol. 9, edite par J. D. Cotter-Howells, L. S. Campbell, E. Valsami-Jones et M. Batchelder, Mineralogical Society of Great Britain and Ireland, Twickenham (United King dom), p. 245–289.

Raskin, I., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, S. et Salt, D.E., 1994. Bioconcentration of heavy metal by plants. *Current Opinion in Biotechnology*, Vol. 5: 285-290.

Reta Sanchez DG., Santos Serrato Corona J., Viramontes RF., Cueto Wong JA., Padilla SB., César JS., 2008- Cultivos alternativos con potencial de uso forrajero en la comarca lagunera, Primera, Mexico.pp.41.

rivers. *Marine Chemistry* 7, 173-206.

Romero Guzman, E. T., M. V. Esteller Alberich et E. Ordonez Regil. 2002, Uranium and phosphate behavior in the vadose zone of a fertilized corn field, *Journal of Radio analytical and Nuclear Chemistry*, vol. 254, p. 509–517.

Ross SM., 1994. Toxic metals in soil-plant systems. Wiley publishers, Chichester, 469 p.

Salt, D.E., Blaylock, M., Kumar, N., 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. *Biotechnology*, Vol. 13:486-474.

- Salt, D.E., Pickering, I.J., Prince, R.C., Gleba, D., Dushenkov, S., Smith, R.D. et Raskin, I., 1997.** Metal accumulation by aquacultured seedlings of Indian mustard. *Environ Sci Technol.*, Vol. 31:1635-1644.
- Salt, D.E., Smith, R.D. and Raskin, I. (1998).** Phytoremediation. *Plant Physiol. Plant Mol.*
- Schneegurt, M.A., Jain, J.C., Menicucci Fr, J.A., Brown, S.A., Kemner, K.M. et Garofalo, D.F., 2001.** Biomass by products for the remediation of waste waters contaminated with toxic metals. *Environ Sci Technol.*, Vol. 35: 37-86.
- Schneegurt, M.A., Jain, J.C., Menicucci Fr, J.A., Brown, S.A., Kemner, K.M. et Garofalo, D.F., 2001.** Biomass by products for the remediation of waste waters contaminated with toxic metals. *Environ Sci Technol.*, Vol. 35: 37-86
- Shah, K. and Nongkynrih, J.M. (2007).** Metal hyper accumulation and bioremediation.
- Shanks, J.V., and Morgan, J. 1999.** Planthairy root culture. *Curr. Opin.Biotechnol.* 10: 151-155
- Sheppard, M. I. et D. H. Thibault. 1988,** «Migration of technetium, iodine, neptunium, and uranium in the peat of two minerotrophic mires», *Journal of Environmental Quality*, vol. 17, p. 644–653.
- Shishkunova, L. V., S. M. Grashchenko et V. N. Strukov. 1989,** «Entry of uranium, thorium, and radium isotopes into plants from soils and fertilizers», *Soviet Radiochemistry*, vol. 30, no 3, p. 385–391.
- Singh, O. V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., and Jain R. K. (2003).** Phytoremediation: an overview of metallic ion décontamination from soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 61, 405-412.
- Singh, R.P., Dabas, S., Choudhary, A. et Maheshwari, R., 1997.** Effect of lead on nitrate reductase
- Stengel P. et Gelin S., 1998** Sol interface fragile Ed. INRA- Paris. 213p.
- Stoddard, F.L., & Bond, D.A. ,1987-** The pollination requirements of the faba bean. *Bee World*, 68 (3), 144-15.
- Straczek, A., L. Duquene, D. Wegrzynek, E. Chinea-Cano, J. Wannijn, J. Navezet H. Vandenhove. 2010,**«Differences in U root-to-shoot translocation between plant species explained by U distribution in roots», *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 101, no 3, p. 258–266.
- Thomas f., 2008.** la féverole confirme son intérêt. *Techniques culturales simplifiées n°48.* 4ème édition. 102p.
- Vavasseur A. et Richaud P., 2004.** Overexpression of AtHMA4 enhances root-to-shoot translocation of zinc and cadmium and plant metal tolerance. *FEBS Lett*, Vol. 576: 306-312.

Vavasseur, A., Peltier, G. et Bourguignon, J., 2003. Bio dépollution, Bioremediation. Des plantes pour nettoyer les sols et les eaux. CLEFS CEA., Vol. 48: 85-88.

Viala A., 1998 Eléments de toxicologie. Ed. Médicales Internationales. Lavoisier-Paris. 521p.

Wang H-F. , Zong X-X., Guan J-P., Yang T., Sun X-L., Ma Y, Redden R., 2012- Genetic diversity and relationship of global faba bean (*vicia faba.L*) germplasm revealed by ISSR markers. Theor Appl Genet.124:789-797.

Weigel, F. 1986, <<“Uranium”>>, dans *The chemistry of the actinide elements*, edite par J. J. Katz, G. T. Seaborg et L. R. Morss, 2e ed., chap. 5, Chapman and Hall,London (United King dom), New York (United States).

WHO, 2004. Rapport organisation internationale de santé

Wuch. et al.2006 Engineering plant-microbe symbiosis for rhizoremediation of heavy metals. Applied and Environmental Microbiology 72, 1129–1134 doi:10.1128/AEM.72.2.1129-1134.2006.

Yamamoto, T., E. Yunoki, M. Yamakawa et M. Shimizu. 1973, <<Studies on environmental contamination by uranium. 3. Effects of carbonate ion on uraniumadsorption to and desorption from soils>>, *Journal of Radiation Research*, vol. 14,no 3, p. 219–224.

Zaghoane o., 1991. The situation of faba bean (*vicia faba l.*) In algeria. Option méditerranéenne. Present statute and future perspectes of faba bean production. I.c.a.r.d.a serie a, n°10.pp123-125.

Zaghouane O.,1991- The situation of faba bean(*Vicia fabal L.*) in Algeria. Options Méditerranéennes. Série Séminaires 10 : 123-125.

Zheng, Z., T. K. Tokunaga et J. Wan. 2003, <<Influence of calcium carbonate onU(VI) sorption to soils>>, *Environmental Science and Technology*, vol. 37, p. 5603–608.

Zhu H, Choi HK, Cook DR, Shoemaker RC. 2005. Bridging Model and Crop Legumes through Comparative Genomics. Plant Physiology. 137: 1189–1196.

Zuyi, T., C. Taiwei, D. Jinzhou, D. Xiongxin et G. Yingjie. 2000, <<Effect of fulvicacids on sorption of U(VI), Zn, Yb, I and Se(IV) onto oxides of aluminum, ironand silicon>>, *Applied Geochemistry*, vol. 15, no 2, p. 133–139.

[http // www.apesnature.homestead.com](http://www.apesnature.homestead.com)

[http://en.wikipedia.org/wiki/Uranium.](http://en.wikipedia.org/wiki/Uranium)

<http://www.cea.fr>,Uranium, uranium appauvri, effets biologiques,

[http://www .google.earth](http://www.google.earth)

Annexes

Annexes

Annexe 01

Analyse de la variance à deux facteurs contrôlés (*Stat Box 6.40*).

Tableau. 1 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des tiges de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	2268,917	11	206,265				
VAR.FACTEUR 1	698,917	3	232,972	1,187	0,37483		
VAR.RESIDUELLE 1	1570	8	196,25			14,009	14,89%

NS : Non significatif, ***

Tableau. 2 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la longueur des racines de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	62	11	5,636				
VAR.FACTEUR 1	18,667	3	6,222	1,149	0,38766		
VAR.RESIDUELLE 1	43,333	8	5,417			2,327	10,58%

NS : Non significatif, ***

Tableau. 3 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la surface foliaire de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	1497,661	11	136,151				
VAR.FACTEUR 1	777,177	3	259,059	2,876	0,10284		
VAR.RESIDUELLE 1	720,484	8	90,061			9,49	16,82%

NS : Non significatif, ***

Tableau. 4 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la surface racinaire de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	16925,28	11	1538,661				
VAR.FACTEUR 1	3129,078	3	1043,026	0,605	0,63249		
VAR.RESIDUELLE 1	13796,2	8	1724,525			41,527	36,46%

NS : Non significatif, ***

Tableau. 5 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur le poids sec de la partie aérienne de la féverole *Vicia faba*L.minor

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	30,134	11	2,739				
VAR.FACTEUR 1	12,017	3	4,006	1,769	0,23032		
VAR.RESIDUELLE 1	18,116	8	2,265			1,505	13,29%

NS : Non significatif, ***

Tableau. 6 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur le poids sec de la partie racinaire de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	11,011	11	1,001				
VAR.FACTEUR 1	7,293	3	2,431	5,23	0,02759		
VAR.RESIDUELLE 1	3,719	8	0,465			0,682	26,49%

Significatif, ***

Tableau.07 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur le poids sec de fruite de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	62,565	11	5,688				
VAR.FACTEUR 1	40,057	3	13,352	4,746	0,03495		
VAR.RESIDUELLE 1	22,508	8	2,814			1,677	42,64%

significatif, ***

Tableau. 8 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la teneur de chlorophylle A de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	87,72	11	7,975				
VAR.FACTEUR 1	42,362	3	14,121	2,491	0,13393		
VAR.RESIDUELLE 1	45,358	8	5,67			2,381	16,61%

NS : Non significatif, ***

Tableau.9 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la teneur de chlorophylle B de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	32,084	11	2,917				
VAR.FACTEUR 1	19,425	3	6,475	4,092	0,04933		
VAR.RESIDUELLE 1	12,659	8	1,582			1,258	20,97%

significatif, ***

Tableau. 10 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la teneur relatif en eau (RWC) de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	1384,703	11	125,882				
VAR.FACTEUR 1	692,707	3	230,903	2,669	0,11825		
VAR.RESIDUELLE 1	691,995	8	86,499			9,301	16,80%

NS : Non significatif, ***

Tableau.11 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la teneur d'uranium dans la plante entier de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	197,097	11	17,918				
VAR.FACTEUR 1	167,663	3	55,888	15,19	0,00136		
VAR.RESIDUELLE 1	29,434	8	3,679			1,918	21,49%

*** : Très hautement significatif

Tableau.12 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la teneur d'uranium dans la partie aérienne de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	16,214	11	1,474				
VAR.FACTEUR 1	14,79	3	4,93	27,682	0,00022		
VAR.RESIDUELLE 1	1,425	8	0,178			0,422	10,75%

*** : Très hautement significatif

Tableau.13 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la teneur d'uranium dans la partie racinaire de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	110,12	11	10,011				
VAR.FACTEUR 1	81,93	3	27,31	7,75	0,0098		
VAR.RESIDUELLE 1	28,19	8	3,524			1,877	41,86%

*** : Très hautement significatif

Tableau.14 Analyse de variance de l'effet du nitrate d'uranyle sur la teneur d'uranium dans le fruit de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	8,761	11	0,796				
VAR.FACTEUR 1	7,288	3	2,429	13,197	0,00209		
VAR.RESIDUELLE 1	1,473	8	0,184			0,429	33,74%

*** : Très hautement significatif

Tableau.15 Analyse de variance de l'effet nitrate d'uranyle sur le l'épaisseur de vaisseaux conducteur de la féverole *Vicia faba*L.minor.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	4493,617	11	408,511				
VAR.FACTEUR 1	2605,926	3	868,642	3,681	0,0623		
VAR.RESIDUELLE 1	1887,692	8	235,962			15,361	18,75%

NS : Non significatif, ***

Annexe 02

Analyse de comparaison de moyennes à deux facteurs contrôlés (Stat Box 6.40).

Tableau.1 Le test de New meanKeuls de l'effet du nitrate d'uranyle sur le poids sec de la partie racinaire de la féverole *Vicia faba*L.minor.

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES	
			HOMOGENES	
60 ppm	F1n4	3,45	A	
40 ppm	F1n2	2,767	A	B
20 ppm	F1n3	2,767	A	B
0 ppm	F1n1	1,313		B

Tableau. 2 Le test de New meanKeuls de l'effet du nitrate d'uranyle sur le poids sec de fruit de la féverole *Vicia faba*L.minor.

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES	
			HOMOGENES	
60 ppm	F1n2	6,283	A	
40 ppm	F1n3	5,037	A	B
20 ppm	F1n1	2,783	A	B
0 ppm	F1n4	1,633		B

Tableau.3 Le test de New meanKeuls de l'effet du nitrate d'uranyle sur la teneur de chlorophylle B de la féverole *Vicia faba*L.minor.

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES
0 ppm	F1n1	7,233	A
40 ppm	F1n3	7,157	A
20 ppm	F1n2	5,407	A
60 ppm	F1n4	4,193	A

Tableau.4 Le test de New meanKeuls de l'effet nitrate d'uranyle sur la teneur d'uranium dans la plante entière de la féverole *Vicia faba*L.minor.

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES
60 ppm	F1n4	13,653	A
40 ppm	F1n3	9,587	A
20 ppm	F1n2	9,28	A
0 ppm	F1n1	3,183	B

Tableau.5 Le test de New meanKeuls de l'effet nitrate d'uranyle sur la teneur d'uranium dans la partis aérienne de la féverole *Vicia faba*L.minor.

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES
60 ppm	F1n4	5,623	A
40 ppm	F1n3	3,873	B
20 ppm	F1n2	3,693	B
0 ppm	F1n1	2,515	C

Tableau.6 Le test de New meanKeuls de l'effet nitrate d'uranyle sur la teneur d'uranium dans la partis racinaire de la féverole *Vicia faba*L.minor.

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES	
			HOMOGENES	
60 ppm	F1n4	7,707	A	
40 ppm	F1n3	5,013	A	
20ppm	F1n2	4,802	A	
0 ppm	F1n1	0,417		B

Tableau.7 Le test de New meanKeuls de l'effet du nitrate d'uranyle sur la teneur d'uranium de fruit de la féverole *Vicia faba*L.minor.

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES	
			HOMOGENES	
20 ppm	F1n2	2,23	A	
40 ppm	F1n3	1,8	A	
60 ppm	F1n4	0,78		B
0 ppm	F1n1	0,277		B

Tableau.8 La concentration et L'absorbance de nitrate uranyle

Concentration mol/ L	20	40	60	80	100
Absorbance %	0.133	0.191	0.244	0.371	0.499