



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLICQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem



جامعة عبد الحميد بن باديس

مستغانم

كلية العلوم الدقيقة وعلوم الطبيعة و الحياة

Faculté des Sciences Exactes et Sciences de la Nature et de la Vie

Département de Biologie

Option

Phytotechnologie appliquée aux sols pollués

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master biologie

*Effet du plomb sur la mobilité des éléments minéraux
(Sodium, Potassium et Calcium) chez la fève (Vicia faba L.)*

Laboratoire de la Biodiversité et Conservation des Eaux et des sols, université de Mostaganem.

Présenté par

SAIDI Abir

et

KADDOUR GHEDDAOUI Raouia

Devant le jury

Nom et prénom	Grade	Qualité	Appartenance administrative
BENOUIS Slimane	MAA	Président	Centre de recherche scientifique et technique sur les régions Arides de Biskra
BOUZIANI El Hadj	MAA	Encadreur	Université des frères Mentouri Constantine
ARBAOUI Mohamed	MAA	Examineur	Centre universitaire de Relizane

Année universitaire : 2015/2016

Remerciements

Merci avant tout au bon Dieu « ALLAH », le clément, le miséricordieux, le plus puissant.

Ce travail a été réalisé au laboratoire de «la Biodiversité et Conservation des Eaux et des sols » de l'université Abd El Hamid Ibn Badis de Mostaganem » sous la direction du professeur REGUIGE Yassad Hocine. A, qu'il trouve ici nos sincères remerciements et nos profonds respects pour son aide scientifique et pédagogique, ainsi d'avoir nous accepter dans son laboratoire.

Nous remercions très chaleureusement le responsable du « Centre National de Contrôle et de Certification des Semences et Plantes » d'avoir accepté nous donner la variété de la fève de Sidi Aïch afin de réaliser ce modeste travail.

Nous tenons à exprimer nos sincères remerciements à Monsieur BOUZINI El Hadj (Maitre-assistant à l'université de Constantine) d'avoir accepté de nous encadré,

Monsieur BENOUIS Slimane président de jury. On le remercie pour leur aide scientifique, leur très grande disponibilité et leur encouragement régulier.

Nous adressons nos vifs remerciements à Monsieur BELLEBNA Sid Ahmed responsable du laboratoire d'agronomie pour leur aide.

Nos remerciements à M ARBAOUI M. maitre-assistant au centre universitaire de Relizan d'avoir accepté d'examiner ce manuscrit.

DEDICACE

C'est très agréable de sentir que j'ai bien et pu faire ce modeste travail, mais le plus agréable c'est de le dédier

A mes très chers parents que Dieu les protège.

A ma tante SARA et son époux Belkacem

A mes frères HACEN & HOUCINE

A mes sœurs AHLEM & ASMAA

A mes amis HANANE, SARA, RAOUIA, ZAHIRA Et SOUAD

A toute la famille SAIDI & Aïchouni sans exception

ABIR



Dédicace

-Je dédie mon travail :

-A Mon très cher papa que il est toujours présent dans mon coure merci papa pour tous les courages et la volonté

-A celle qui m'a transmis la vie, l'amour, le courage, à toi maman toutes mes joies, mon amour et ma reconnaissance

-Que Dieu vous bénisse toujours-

-A mes sœurs Hakima & Farida

A mes cousins et cousines

A mon époux Mohamed ben Kada Blaha

-A mon ami que je la remercie pour ces encouragement et sa compréhension et donnée

Toujours les conseils merci mon ami Mohamed et ma camarade SAIDI Abir.

-Atouts mes amis surtout : Assia, Nadjet Souaad, Abir et zahira

-Atouts mes amis de la promotion de Phytotechnologie appliquée aux sols polluée.

Raouia



Résumé

La pollution par le plomb est devenue un véritable problème menaçant nos écosystèmes, avec des effets préjudiciables sur la production végétale et sur la biodiversité. Ce travail s'enregistre dans la perspective d'étudier le comportement chimique de *Vicia faba* L. en réponse à des apports de Pb dans le milieu de croissance, cette plante est utilisée comme modèle dans les études éco-toxicologiques grâce à sa biomasse importante et à son cycle végétatif court.

Pour la réalisation de notre travail, on a exposé les plante de la fève (variété Sidi Aïch) à différentes doses de plomb (0, 50,100, 200, 500, 1000 et 2000 ppm) sous forme de nitrates $Pb(NO_3)_2$, ces doses ont été appliqué sur le substrat de culture avant le repiquage des graines.L'étude du comportement chimique de cette espèce consiste à analyser la teneur en éléments minéraux (sodium, potassium et calcium) dans les différents organes de la plante (tiges, feuilles et racines).

Les résultats obtenus montrent chez les racines, les tiges et les feuilles de la fève une diminution de la teneur en sodium et en potassium. Pour le calcium les observations révèlent des perturbations de sa teneur à travers les différentes parties de la plantes.

Ces résultats suggèrent que la présence du plomb dans le milieu modifie le fonctionnement et le développement normal des plantes par des perturbations interne sur le plan biochimique.

Mots clés : stress, plomb, *vicia faba* L., sodium, potassium, calcium.

Abstract

The pollution by lead has become a real problem threatening our ecosystems, with detrimental effects on crop production and on biodiversity. This work came in the perspective to study the chemical behavior of *Vicia faba* L. In response to inputs of Pb in the growth field, this plant is used as a model in the eco-toxicological studies owing to its important biomass and its vegetative short cycle.

In order to realize our work, we exposed the plant of the Bean (variety Sidi Aïch) at different doses of lead (0, 50, 100, 200, 500, 1000 and 2000 ppm) in the form of nitrates $Pb(NO_3)_2$. These doses have been applied on the substrate of culture before the transplanting of seeds. The study of the chemical behavior of this species is to analyze the content of mineral elements (sodium, potassium and calcium) in the different organs of the plant (stems, leaves and roots).

The findings show a decrease of the sodium and potassium content in roots, stems and leaves of the Bean. As for the Calcium, there is a disturbance of its content.

These results suggest that the presence of lead in the environment modifies the operation and the normal development of plants by internal disturbances on the biochemical plan.

Key words: stress, lead, *Vicia faba* L., sodium, potassium, calcium

الملخص

التلوث بالرصاص أصبح مشكلة حقيقية تهدد نظمنا الإيكولوجية، ولها تأثير سلبي على الإنتاج الزراعي والتنوع البيولوجي. جاء هذا العمل من منطلق دراسة سلوك المواد الكيميائية في نبات الفول *Vicia faba L.* يستخدم هذا النبات في دراسة الاستجابة لتدخل الرصاص في مجال النمو، اخترنا هذه النبتة كنموذج للدراسات السمية باعتبارها تملك دورة حياة قصيرة المدى.

من أجل تحقيق دراستها ، قمنا بتعرض نبتة الفول (فصيلة سيدي عيش) الى جرعات مختلفة من الرصاص (0، 50، 100، 200، 500، 1000 و 2000 جزء في المليون) في شكل النترات ($Pb(NO_3)_2$)، وقد طبقت هذه الجرعات على التربة قبل زرع بذور. هذه الدراسة تهدف الى معرفة سلوك الأنواع الكيميائية المتمثلة في (الصوديوم والبوتاسيوم والكالسيوم) في مختلف أجزاء النبتة (السيقان، الأوراق والجذور).

بينت النتائج انخفاض الصوديوم والبوتاسيوم في الأوراق والسيقان و في جذر الفول. أما بالنسبة للكالسيوم فقد لوحظ إن هناك اضطراب في محتواه.

وتوحي هذه النتائج أن وجود الرصاص في البيئة يؤثر على التطور الطبيعي للنباتات و ذلك بتسببه في اضطرابات داخلية تؤثر السلوك البيوكيميائي

الكلمات المفتاحية: الإجهاد، الرصاص، الصوديوم، البوتاسيوم، الكالسيوم. *Vicia faba L.*

Sommaire

Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des photos	
Liste des tableaux	
Introduction	1
Partie I Revues Bibliographiques	
I. Données sur le stress	3
I.1. Définition du stress.....	3
I.2. Les différents types de stress.....	3
II. Généralité sur le plomb.....	4
II.1. Définition des métaux lourds	4
II.2. Le plomb comme un polluant environnemental	4
II.2.1. Le plomb dans l'air.....	4
II.2.2. Le plomb dans l'eau	4
II.2.3. Le plomb dans le sol.....	5
II.3. Propriétés physico-chimiques du plomb	5
II.4. Histoire de l'utilisation du plomb	6
II.5. Origines de la pollution par le plomb.....	7
II.5.1. Plomb naturellement présent dans l'environnement (fond géochimique)	8
II.5.2. Sources anthropiques de plomb	9
II.6. Devenir du plomb dans l'environnement	10
II.7. Cycle biogéochimique du plomb	11
III. Toxicité du plomb pour l'homme.....	12
III.1. Voies d'exposition	13
III.2. Effets toxiques chez l'homme	13
IV. Le plomb dans le sol	14
IV.1. Origine et comportement du plomb dans le sol.....	14
IV.2. Mobilité et biodisponibilité des éléments traces	14
IV.3. Mobilité du plomb	15
IV.4. Disponibilité du plomb dans le sol	15
IV.5. Influence des paramètres physico-chimiques sur la spéciation du plomb.....	16
IV.5.1. Influence du pH	16
IV.5.2. Influence du potentiel redox :	16
IV.5.3. Influence de la composition minéralogique du sol	17

IV.5.4. Influence des ligands présents dans la phase aqueuse	17
IV.5.5. Influence de la fraction colloïdale	17
IV.6. Autres facteurs susceptibles d'influencer la mobilité du plomb	18
d) Influence des microorganismes sur la spéciation du plomb	19
IV.7. Associations avec les différents constituants du sol.....	19
IV.7.1. Interactions avec les oxydes de fer et de manganèse.....	19
IV.7.2. Interactions avec les argiles	20
IV.7.3. Interactions avec les carbonates et les phosphates	20
IV.7.4. Interactions avec les matières organiques du sol (MOS).....	20
V. Le plomb dans la plante.....	21
V.1. Définition de la phytodisponibilité	21
V.2. Notion de phytodisponibilité	22
V.3. Facteurs influençant la phytodisponibilité du plomb.....	22
V.4. Distribution du plomb au niveau du sol.....	23
V.5. Transfert du plomb vers la plante	25
V.5.1 Structure des racines	25
V.5.2 Diffusion radiale dans la racine	27
V.5.2.1 Les voies d'absorption racinaire du plomb	27
V.5.2.2 Transfert du plomb du sol vers les racines.....	29
V.5.2.3 La translocation du plomb vers les parties aériennes.....	30
V.5.2.4 L'absorption foliaire.....	31
VI. Principaux effets du plomb sur les plantes.....	32
VI.1 Effet sur la germination et la croissance.....	33
VI.2 Effets sur la nutrition minérale	33
VI.3 Effet sur l'équilibre hydrique de la cellule.....	34
VI.4 Effet sur la photosynthèse	34
VI.5. Effet sur la respiration	34
VI.6. Effets sur les protéines.....	34
VII. Le modèle biologique <i>Vicia Faba</i>	35
VII.1 <i>Vicia faba</i> L.....	35
VII.2 Origine et répartition.....	35
VII.3 Classification.....	36
VII.4 Aspect et particularités.....	36
VII.5 Culture.....	37

1. Le but de travail.....	38
2. Site d'étude.....	38
2.1 Description de la serre	38
3. Matériel végétal.....	38
4. Mode opératoire (réalisation de l'expérimentation)	39
4.1. Germination des graines	39
4.2. Préparation du substrat	39
4.3 Le dispositif expérimental	40
4.4. Application du stress de plomb	41
4.5. Le repiquage des graines	41
4.6. L'arrosage.....	42
5. Extraction des éléments minéraux.....	43
5.1. Dosage des éléments minéraux par le spectrophotomètre à flamme.....	44
5.1.1 Dosage de potassium.....	44
5.1.2 Dosage de Calcium	44
5.1.3 Dosage de sodium	44
6. Analyse statistique.....	44
Partie III Résultats & Discussions	
1. Présentation des Résultats	46
1.1. Teneur en Sodium (Na)	46
1.1.1. Le Sodium dans la racine	46
1.1.2. Le Sodium dans la tige	47
1.1.3. Le Sodium dans les feuilles	49
1.2. Teneur en Potassium (K)	50
1.2.1. Le Potassium dans la racine	50
1.2.2. Le Potassium dans la tige.....	51
1.2.3. Le Potassium dans les feuilles	53
1.3. Teneur en Calcium (Ca).....	54
1.3.1. Le Calcium dans la racine.....	54
1.3.2. Le Calcium dans la tige.....	56
1.3.3. Le Calcium dans les feuilles	57
2. Discussions.....	59
Conclusion.....	61
Références	
Annexes	

Introduction

Introduction

Un des problèmes majeurs en environnement est la contamination de l'atmosphère, des eaux et des sols par de nombreux éléments et composés toxiques comme le plomb. L'exploitation de divers types de gisements en sous-sol aboutit à l'accumulation de plomb en surface.

Le plomb peut contaminer tous les écosystèmes terrestres et arriver jusqu'à l'homme par le biais de la chaîne alimentaire et représenter un danger pour la santé humaine. La contamination de l'homme par le plomb s'appelle le saturnisme qui se traduit sur le plan symptomatologique par des coliques, des cancers du rein, hypertension. Tandis que chez l'enfant le risque d'intoxication est plus élevé, à une exposition égale, l'organisme d'enfant absorbe 50% du plomb ingéré, tandis que la proportion chez l'adulte est seulement 5 à 7% (Gérard, 2001). Les organes cibles sont: le système nerveux, la moelle osseuse et le sang.

Le plomb étant un élément relativement peu mobile dans le sol, seule une faible proportion contenue dans la solution du sol est disponible pour les plantes. En fonction des conditions du milieu, les plantes peuvent absorber une partie du plomb présent dans le sol. Les ions Pb^{+2} diffusent dans les racines, mais sont bloqués par la barrière physique qui représente l'endoderme, ce qui limite fortement leur translocation vers les parties aériennes.

La présence du plomb dans la plante perturbe les structures membranaires et pariétales, modifié le statut hydrique, perturbe l'absorption et la translocation des éléments minéraux essentiels, ou encore réduit la photosynthèse (Seregin and Ivanova, 2001 ; sharma and Dubey, 2005). A l'échelle macroscopique l'exposition des plantes au plomb induit une réduction de la croissance. Il est donc nécessaire de mieux connaître les facteurs essentiels contrôlant la mobilité et la biodisponibilité des métaux dans le sol (Salt et al, 1995).

Au cours de ce travail, nous avons choisi d'étudier le comportement chimique de la fève (*vicia faba*L.) face au stress métallique, induit par le plomb qui est effectué à des doses différentes (50ppm, 100ppm, 200ppm, 500ppm, 1000ppm et 2000ppm) et d'étudier l'effet du plomb sur la fève en comparant les différentes doses avec le témoin. Ce modèle biologique a été choisi en raison de son utilisation au laboratoire comme plante modèle pour des études de toxicologie de différents polluants.

Introduction

Le travail réalisé est présenté selon quatre parties :

- ✚ La première partie présente une synthèse bibliographique qui retrace des connaissances sur la pollution par le plomb, son impact sur les êtres vivants et son transfert dans le système sol-plante, les effets du plomb sur la plante et renferme aussi des notions sur la phytodisponibilité du plomb et des données générales sur l'espèce étudiée.
- ✚ Une présentation du matériel végétal et des techniques utilisées pour répondre à nos objectifs est indiquée dans une seconde partie.
- ✚ La troisième partie de ce mémoire décrit les résultats obtenus.
- ✚ La dernière partie du manuscrit est une discussion de l'ensemble de ces résultats et nous concluons ce travail par une conclusion et perspectives.

Partie I
Revue Bibliographique

I. Données sur le stress

I.1. Définition du stress

Le stress est défini comme étant une force ou influence hostile qui tend à empêcher un système normal de fonctionner (Jones et *al.*, 1989). Selon Dutuit et al. (1994), le stress est un ensemble de conditions qui provoquent des changements de processus physiologiques résultant éventuellement en dégâts, dommages, blessures, inhibition de croissance ou de développement. Plus tard, pour Hopkins (2003), le stress est toute pression dominante exercée par un paramètre, perturbant le fonctionnement habituel de la plante. Par contre, Marouf et Reynaud (2007) rapportent que le stress est l'ensemble des perturbations physiologiques ou pathologiques provoqués dans un organisme par des agents biotiques ou abiotiques.

I.2. Les différents types de stress

Parmi les contraintes environnementales on peut distinguer suivant leur nature :

- **Le stress ionique** : lié à la composition en éléments du sol (carences ou toxicité en certains ions) : un déficit en (P, MO, Cu, Zn, Fe, B...) peut avoir des conséquences importantes sur le développement des plantes. Un excès de minéraux (Al, Na, Cl...) peut avoir des effets toxiques (Monneveux et This., 1997).
- **Le stress hydrique** : le stress hydrique de l'atmosphère est défini comme des réductions de l'humidité relative de l'air, entraînant des modifications du pouvoir évaporant et de la transpiration foliaire. Un stress hydrique, peut limiter ainsi la croissance des végétaux, en modifiant le lien entre la disponibilité et les besoins (Bezzala., 2005). En situation de déficit hydrique, la plante ferme ses stomates pour réduire ses pertes en eau (Tardieu et Dreyer., 1997) provoquant des modifications physiologiques, morphologiques et phénologiques.
- **Le stress thermique** : dans lequel on distingue les basses températures, gélives ou non gélives, et les hautes températures (Lu et *al.*, 2003).
- **Le stress salin** : la salinité de sol ou de l'eau est causée par la présence d'une quantité excessive de sels, généralement un taux élevé de Na⁺ et Cl⁻ ; ce qui cause le stress salin (Zhu., 2001) ; cette formation de sol salin ou sodique résulte généralement de l'accumulation des sels dans les horizons de surface (Essington., 2004). Dans ce cas-là, les plantes ont développé des stratégies d'adaptation pour répondre à ces changements en contrôlant et en ajustant leurs systèmes métaboliques (Hopkins., 2003).

II. Généralité sur le plomb

II.1. Définition des métaux lourds

L'expression « métal lourd » désigne pour les chimistes des métaux de numéro atomique élevé (Jeannot et al. 2001), en général supérieur à celui du sodium ($Z=11$) (Di Benedetto, 1997).

D'un point de vue physique, le terme « métal lourd » désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments), caractérisés par une forte masse volumique supérieur à 5 g.cm^{-3} (Adriano, 2001).

D'un point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques (Huynh, 2009).

Métaux essentiels sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques (Loué, 1993). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du zinc (Zn), du fer (Fe) (Kabata-Pendias et Pendias, 2005).

Les métaux toxiques ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd). (Huynh, 2009).

II.2. Le plomb comme un polluant environnemental

Le plomb peut se trouver dans différents milieux naturels (air, eau, sol) mais également dans l'eau de consommation dans certains éléments de l'habitat et dans l'alimentation.

II.2.1. Le plomb dans l'air

Le plomb peut être retrouvé dans l'atmosphère sous forme de vapeur, de gaz ou de particules parcourent de longues distances dans l'air et restent dans l'atmosphère d'origine anthropique et/ou naturelle (Boukrah, 2008).

II.2.2. Le plomb dans l'eau

Le plomb est généralement d'origine industrielle ou des transferts entre les différents compartiments de l'environnement (sols pollués, retombées atmosphériques...). Le plomb d'origine hydrique provient pour la majorité de la dissolution du plomb constitutif de certains éléments du système de distribution de l'eau (Boukrah, 2008).

II.2.3. Le plomb dans le sol

On peut trouver le plomb dans le sol sous forme ionique, dissoute ou liée plus ou moins fortement aux particules. Leur accumulation provenant des retombées atmosphériques ou de déchets contaminés sur le sol, se fait principalement dans les horizons de surface (Sterckmanet *al.*, 2000) et plus précisément dans les horizons riches en matières organiques. Les teneurs en plomb diminuent, ensuite, plus en profondeur (De Abreyetal., 1998) ceci s'explique par le fait que le plomb est peu mobile.

Etant donné que le Pb^{+2} se lie facilement aux particules des sols, les quantités de Pb^{+2} accumulées dans les sols diffèrent selon la composition, notamment en argiles, sable et matières organiques (Brunet., 2008).

Les sols non contaminés contiendraient de 10 à 30 mg Pb kg^{-1} de sol sec ; des teneurs en plomb supérieures à 110 mg Pb kg^{-1} sont considérées comme des anomalies (Laperche et al, 2004).

II.3. Propriétés physico-chimiques du plomb

Le plomb, du latin *plumbum* est un métal mou, gris, habituellement trouvé en petite quantité dans la croûte terrestre. Il n'a ni goût ni odeur caractéristique. Il appartient au groupe IV b de la classification périodique des éléments. Ses principales propriétés physico-chimiques sont présentées dans le Tableau 1.

Tableau 1 : Principales propriétés physico-chimiques du plomb (Cecchi., 2008)

Symbole	Pb
Numéro Atomique	82
Masse atomique	207,2 g.mol ⁻¹
Point de fusion	327°C
Point d'ébullition	1740°C
Densité	11,35
Configuration électronique	[Xe] 4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6s ² 6p ²
Valence	0, +2, +4
Rayons ioniques	
Pb ²⁺	0,94 à 1,49 Å
Pb ⁴⁺	0,78 à 0,94 Å

II.4. Histoire de l'utilisation du plomb

Le plomb a été l'un des premiers métaux utilisés par l'homme dès l'âge du bronze, il y a plus de 7000 ans figure (01) présente l'évolution de la production mondiale de plomb. Du fait de sa relative disponibilité et de ses propriétés physicochimiques (malléabilité, ductilité, bas point de fusion, propriété anticorrosion).

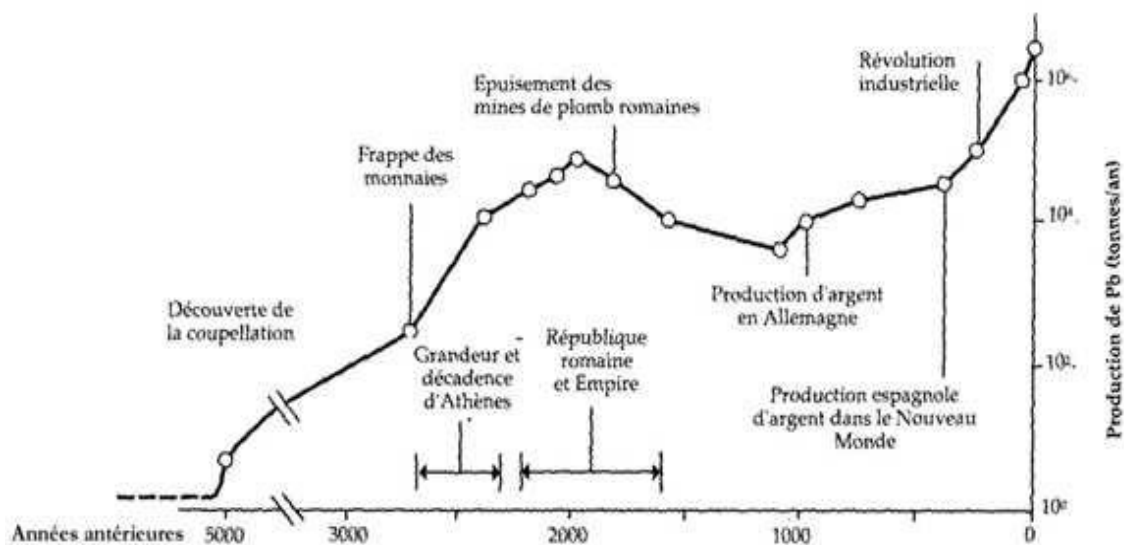


Figure 01 : Evolution de la production mondiale de plomb (d'après Settle and Patterson, 1980).

Le plomb a été largement utilisé par les Grecs et les Romains comme pigments (oxyde de plomb) ou pour réaliser des canalisations, de la vaisselle, des pièces de monnaie, des toitures... (Porrut, 2008). La plus importante des utilisations de plomb environ (72%) est dans la fabrication des batteries électriques (Gérard, 2001; Ramade, 2007). Le reste est utilisé dans les radiateurs automobiles, munitions, alliages, enrobage de câbles, produit extrudés, feuilles de plomb, soudure, céramique, masse de lestage, réservoirs, tuyaux. Aussi, il est utilisé dans les blindages, les projectiles, la peinture contre la corrosion, la verrerie chimique, le caoutchouc et la soudure. Patterson (1950), avait utilisé le plomb de ses quatre espèces isotopiques de masse 204, 206, 207 et 208, pour la datation de l'âge de la terre (4.55 milliards d'années) (Allègre, 1990). Avec le développement des technologies modernes, le plomb est utilisé pour la protection contre les rayonnements dans la radioactivité médicale, et dans la fabrication d'appareils audiovisuels (Levesque, 1974).

II.5. Origines de la pollution par le plomb

Le cycle naturel du plomb est très limité : les principaux flux entrant dans l'atmosphère et l'hydrosphère sont estimés entre 1 et 23 milliers de tonnes par an (Nriagu, 1989). Il est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. Dans l'air, les émissions de plomb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont reconnues d'importance mineure (Pichard, 2003). L'application de boues d'épuration sur les sols, les déchets animaux provenant de la production de bétail, les résidus de charbon, l'incinération des déchets municipaux et les eaux usées contribuent tous à augmenter la quantité totale de plomb véhiculée dans les différents milieux (Nriagu et Pacyna, 1988). Les autres sources sont liées aux industries produisant des métaux non ferreux, au recyclage des batteries, à la production de ciment ou de céramique et aux industries de recyclages des déchets (Teutsch et al., 2001).

On estime que 68% du plomb s'accumulant dans les sols proviendrait des retombées atmosphériques diffuses alors que seulement 1% du plomb proviendrait de l'utilisation d'engrais (Miquel, 2001). Ainsi, la majorité du plomb contenu dans l'air ambiant provient de la combustion de l'essence plombée : en milieu urbain environ 90 % du plomb est émis dans l'atmosphère par les gaz d'échappement (Merian, 1984) et malheureusement, dans la plupart des pays en développement, notamment les pays africains où le parc automobile connaît un essor rapide et non maîtrisé, l'essence est encore très chargée en plomb (Martin, 1997). La présence du plomb dans l'eau de consommation est habituellement attribuable au phénomène de corrosion qui survient dans les composantes structurales des réseaux de distribution et dans

la tuyauterie domestique qui contiennent du plomb (Gardels et Sorg, 1989 ; Schock, 1990 ; Viraraghavan et *al.*, 1999) . La corrosion du plomb survient en milieu acide lorsque le plomb métallique de la tuyauterie ou des soudures entre en contact avec un agent oxydant (ex. : oxygène dissous ou chlore). Le plomb métallique est alors converti en une forme oxydée (habituellement Pb^{2+}) qui se dissout dans l'eau (Schock, 1990).

II.5.1. Plomb naturellement présent dans l'environnement (fond géochimique)

Le plomb est naturellement présent en moyenne à 0,002% dans la croûte terrestre (36^e élément de la croûte terrestre), généralement sous forme peu soluble. Des dérivés inorganiques sont présents dans les eaux, les sédiments, les sols, l'atmosphère et éventuellement en micro-traces chez les organismes vivants. Les sols non contaminés contiendraient de 10 à 30 $mg.kg^{-1}$ (Nriagu, 1978 ; Baize, 2002, Laperche et al., 2004). Les principaux minéraux de plomb sont présentés dans le tableau 2.

Tableau 2 : Principaux minéraux et composés de plomb (BRGM, 2004)

Nom	Formule
Plomb	Pb
Galène	PbS
Anglésite	PbSO ₄
Boulangérite	Pb ₅ Sb ₄ S ₁₁
Franckéite	Pb ₅ Sn ₃ Sb ₂ S ₁₄
Cerussite	PbCO ₃
Hydrocerussite	(PbO) ₃ , (CO ₂) ₂ , H ₂ O
Phosgénite	PbCO ₃ , PbCl ₂
Crocoïte	PbCrO ₄
Massicot	PbO
Minium	Pb ₃ O ₄
Dioxyde de plomb	PbO ₂
Hydroxyde de plomb	Pb(OH) ₂
Chlorure de plomb	PbCl ₂
Bromure de plomb	PbBr ₂
Pyromorphite	Pb ₅ (PO ₄) ₃ Cl
Hydroxypyromorphite	Pb ₅ (PO ₄) ₃ OH
Fluoropyromorphite	Pb ₅ (PO ₄) ₃ F
Arséniate de plomb	Pb ₃ (AsO ₄) ₂
Plumbogummite	PbAl ₃ (PO ₄) ₂ (OH) ₅ , H ₂ O
Raspite	PbWO ₄
Wulfénite	PbMoO ₄
Vanadinite	Pb ₅ (VO ₄) ₃ Cl

II.5.2. Sources anthropiques de plomb

Les principales sources de contaminations en Pb sont les rejets anthropiques (Fig.2). Ils proviennent principalement des industries qui extraient et purifient le Pb naturel et qui recyclent les composants contenant du Pb comme les batteries, et leurs retombées atmosphériques contaminent les sols. A ceci s'ajoute les déchets industriels et la détérioration des peintures extérieures à base de Pb. Des rejets provenant des industries siderurgiques ainsi que les réseaux de canalisations de distribution d'eau anciennes, contenant du Pb, contaminent les eaux (Migeon, 2009). Dans les sols des concentrations en Pb supérieures à 110 ppm de sol traduisent l'existence d'une source polluante à proximité (Juste et *al.*, 1995).

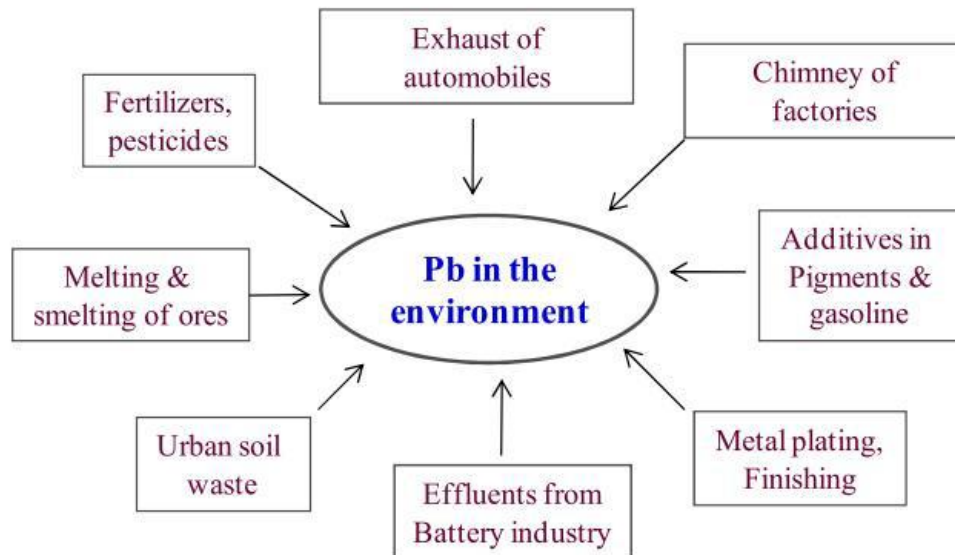


Figure 02: Sources anthropiques de la pollution en plomb (Sharma et Dubey, 2005).

Les apports anthropiques de Pb résultent de cinq groupes d'activités (Baize, 1997) :

- ✓ Les sources principales sont liées à l'utilisation de composés organométalliques comme antidétonants dans les moteurs à explosion. Le métal est alors rejeté par les gaz d'échappement.
- ✓ Les sources industrielles : libération de Pb par les usines de traitement du minerai ou lors de recyclage des batteries.
- ✓ Les déblais des mines et les poussières des crassiers.
- ✓ Les boues de stations d'épuration.
- ✓ Certains pesticides étaient fabriqués à base de Pb.

II.6. Devenir du plomb dans l'environnement

Le plomb est un métal lourd qui fait l'objet d'une attention particulière des instances réglementaires nationales et internationales. En effet bien que moins toxique que le mercure ou le cadmium par exemple, il est très abondant à l'état naturel et est utilisé en grande quantité dans l'industrie.

Les émissions de plomb dans l'environnement peuvent être classées en trois grandes catégories :

- ✓ **Les composés organiques** constitués par un nombre limité de formes dont seulement deux sont significatives en terme de tonnage à savoir le tétra éthyle de plomb et le tétra-méthyle de plomb.

- ✓ **Les composés minéraux peu solubles** (oxydes, halogénures, ...) susceptibles d'être transportés à longue distance par voie aérienne et aquatique.
- ✓ **Les composés minéraux très insolubles** généralement sous forme particulière relativement grossière (sulfures, silicates, ...), quelquefois même massive (objets en métal). Les principaux produits nocifs sont les oxydes de plomb, les sels de plomb, le plus souvent colorés, les arsénates, les stéarates, les acétates, qui ont des emplois divers en agriculture, dans l'industrie chimique et pharmaceutique. Les alliages ont de multiples applications, principalement du fait de l'abaissement du point de fusion et de la dureté plus grande : alliage avec l'étain, l'antimoine, le cuivre, le bismuth ou le cadmium (Record, 2002).

Le plomb émis, naturellement ou par activité anthropique dans l'environnement, est transféré dans les divers compartiments des écosystèmes atmosphériques, terrestres et aquatiques. Ce transfert est fonction de la forme physico-chimique du métal et des facteurs environnementaux (pH, dureté, ...) (Record, 2002).

II.7. Cycle biogéochimique du plomb

Le plomb retrouvé dans l'environnement provient à la fois de sources naturelles et anthropiques. Le métal est présent dans le sol, mais également dans tous les autres compartiments de l'environnement : eau, air et même les êtres vivants (Pourrut, 2008).

Le plomb contenu dans les roches peut se retrouver dans les sols, par altération de ces dernières, à des teneurs variables selon la composition initiale de la roche mère. De même, il est présent dans tous les autres compartiments de l'environnement (eaux, air et même les êtres vivants). La localisation ou la forme chimique du plomb dans l'environnement peut varier selon des phénomènes naturels ou par l'intervention de l'homme. Il existe donc un véritable cycle biogéochimique du plomb (tout comme il existe un cycle pour les éléments majeurs et les autres éléments traces) qui peut être schématisé comme sur la Figure (3) et au cours duquel le plomb change de compartiment et de forme chimique sous l'influence de processus naturels ou anthropiques (cecchi., 2008).

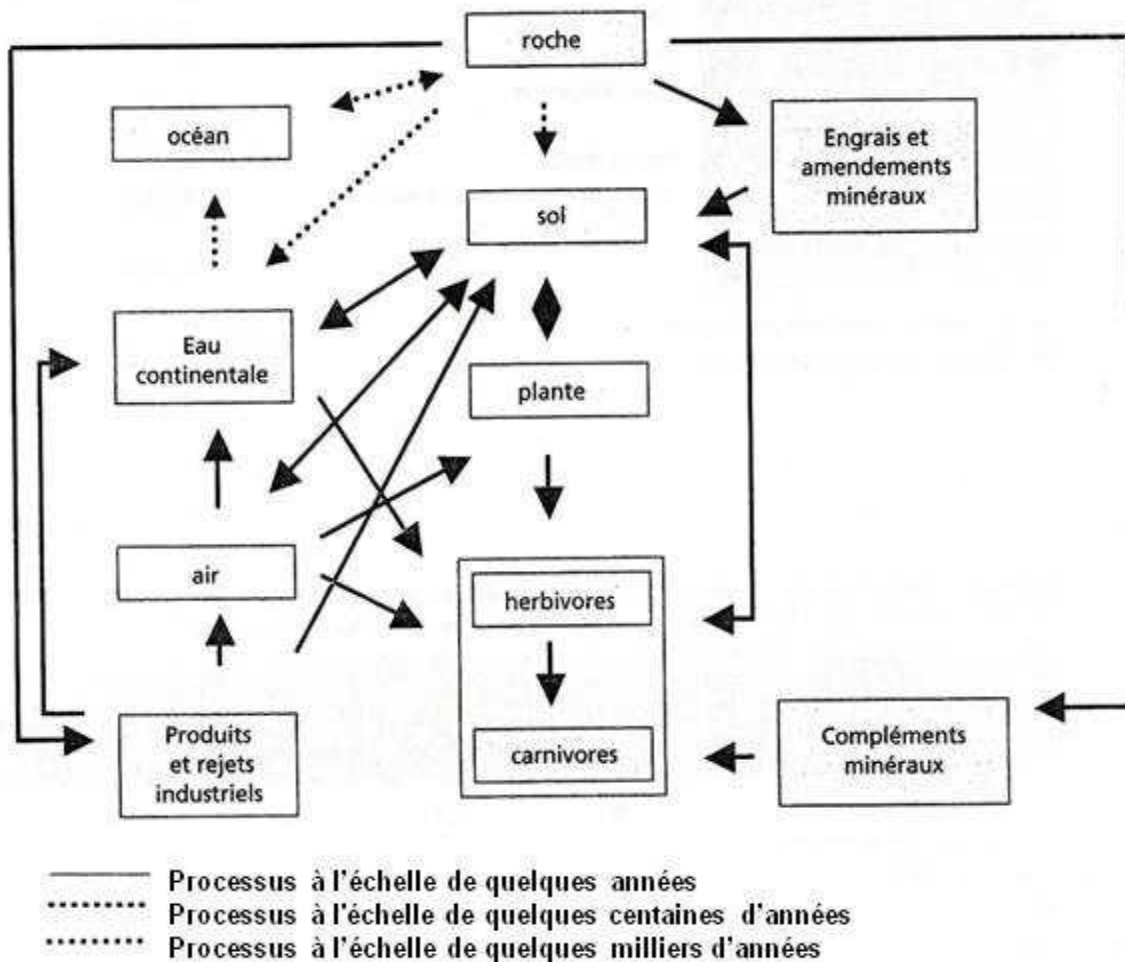


Figure 03 : Cycle biogéochimique des éléments (adapté de Lamand et al, 1991)

III. Toxicité du plomb pour l'homme

Chez l'homme, l'intoxication par le Pb induit le saturnisme. Cette maladie peut entraîner une néphropathie chronique, l'atteinte rénale étant en général associée à d'autres manifestations : digestives, neurologiques, hématologiques. La législation du travail et la surveillance des populations exposées a considérablement réduit l'incidence du saturnisme professionnel. De rares cas sont mentionnés chez les peintres, plombiers, travailleurs sur batteries d'automobile.

Le saturnisme non professionnel a comme source l'usage d'eau circulant dans de vieilles canalisations ou l'emploi de récipients encore recouverts de Pb, ou bien un environnement pollué dans des zones défavorisées (Felsetal., 1998; Lin et al., 1999).

III.1. Voies d'exposition

La figure (4) indique les différentes voies d'exposition de l'homme au plomb.

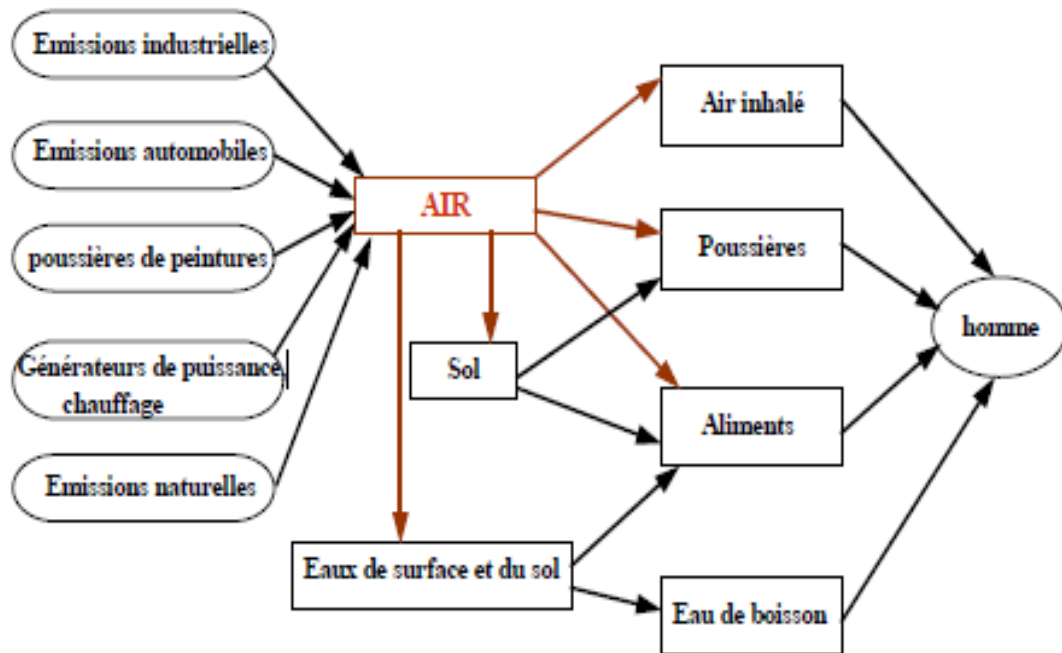


Figure 04 : Les voies d'exposition de l'homme au plomb atmosphérique (cecchi,2008).

III.2. Effets toxiques chez l'homme

Le plomb se diffuse rapidement vers les différents organes comme le cerveau, les dents, les os, par la circulation sanguine. La demi-vie du plomb dans les tissus mous et dans le sang est de 30 jours environ, mais elle passe de 1 à 10 ans dans les os (Pichard, 2002).

En général, le plomb dans le corps humain se répartit comme suit :

- ✓ 1 à 2 % dans le sang
- ✓ 5 à 10 % dans les tissus mous (rein, foie, rate)
- ✓ Plus de 90 % est fixé sur les os

L'élimination du plomb se fait majoritairement par les urines, puis par les fèces, la salive et la sueur, et enfin par les ongles et les cheveux.

Le plomb a de nombreux effets toxiques sur la santé, qui sont basés sur les niveaux de plomb dans le sang ou plombémie sanguine. En effet, il est responsable du saturnisme en cas d'exposition chronique. Il peut provoquer une grande fatigue, des troubles du comportement, de la mémoire, du sommeil, des systèmes immunitaires et reproducteurs, mais ses principaux organes cibles sont le système nerveux, les reins et le sang. En bloquant plusieurs enzymes

nécessaires à la synthèse de l'hémoglobine, il entraîne une diminution du nombre de globules rouges et une anémie. De plus, le plomb passe facilement la barrière placentaire par diffusion, d'où un risque d'exposition prénatale (Aoumeur, 2011).

IV. Le plomb dans le sol

IV.1. Origine et comportement du plomb dans le sol

Dans le sol, le Pb peut se retrouver sous forme ionique, dissout, ou lié plus ou moins fortement aux particules (Raskin et Ensley, 2000). L'accumulation de Pb, provenant des retombées atmosphériques, ou de déchets contaminés déposés sur le sol, se fait principalement dans les horizons de surface (Sterckeman et al., 2000) et plus précisément dans les horizons riches en matières organiques. Les teneurs en Pb diminuent, ensuite, plus en profondeur (Abreu et al., 1998). Ceci s'explique par le fait que le Pb est peu mobile. Étant principalement associé aux argiles, aux oxydes, aux hydroxydes de fer et d'aluminium et à la matière organique, il n'est mobile que lorsqu'il forme des complexes organiques solubles et que le sol a dépassé sa capacité de sorption pour le Pb (Morlot, 1996 ; Raskin et Ensley, 2000).

IV.2. Mobilité et biodisponibilité des éléments traces

La mobilité d'un élément susceptible d'intervenir dans le fonctionnement ou la qualité de la plante est l'aptitude de cet élément à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu, le compartiment ultime étant représenté par la phase liquide ou, dans certains cas, l'atmosphère du sol (Just, 1988).

La biodisponibilité d'un élément est son aptitude à être transféré d'un compartiment quelconque du sol vers un organisme vivant dans ce dernier (racine d'une plante, micro-organisme, mésofaune) (Juste, 1988). La biodisponibilité des métaux lourds varie en fonction de plusieurs facteurs du sol, parmi lesquels, le pH, le potentiel redox (Eh), la teneur en matière organique et les activités biologiques (Huynh, 2009).

Ainsi le comportement du plomb dans la solution du sol (disponibilité au transport ou immobilisation) et aux interfaces solution/solide et solution/plante dépend d'un grand nombre de paramètres biogéochimiques liés à la nature du sol (teneur en argile, pH, capacité d'échange cationique...), au contexte microbiologique et aux formes chimiques du métal présentes dans la solution du sol ou associées à la phase solide. Ces différents paramètres sont trop nombreux et les interactions trop complexes (Cecchi, 2008).

La figure suivante représente la mobilité et la biodisponibilité des éléments traces dans le sol.

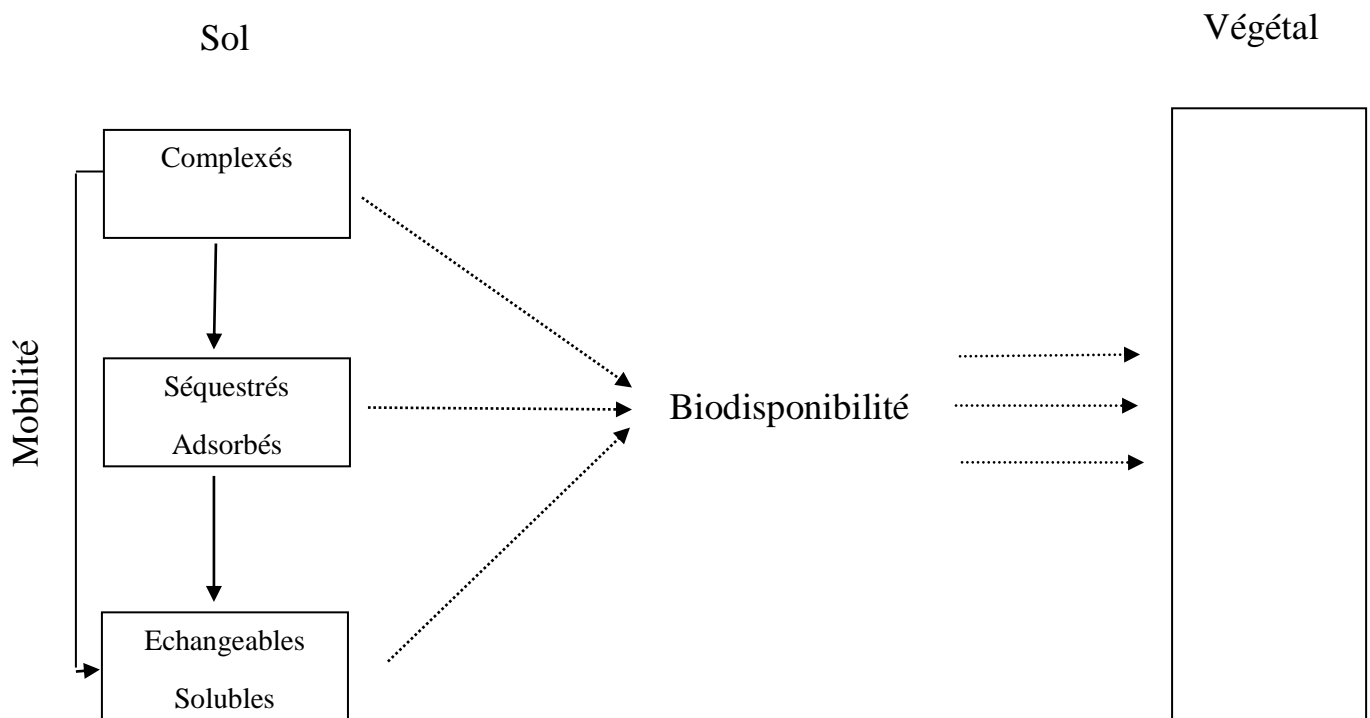


Figure 05: Mobilité et biodisponibilité des éléments en traces du sol.

IV.3 Mobilité du plomb

Le plomb étant en général considéré comme un élément peu mobile dans les milieux naturels, il a donc tendance à s'accumuler dans les horizons superficiels des sols. Les travaux de Sterckeman, 2000), démontrent que dans des profils de sol au voisinage des fonderies, le plomb est essentiellement concentré dans les 30 premiers centimètres.

IV.4 Disponibilité du plomb dans le sol

Etant donné que le Pb se lie facilement aux particules du sol, les quantités de Pb accumulées dans les sols diffèrent selon la composition, notamment en argile, sable et matière organiques du sol. Le pH du sol est également un facteur déterminant puisqu'une variation de pH modifie les liaisons du Pb aux différents éléments présent dans le sol. Par exemple, dans un sol où le pH est compris entre 5,5 et 7,5 la solubilité du Pb est contrôlée par les phosphates et les carbonates avec lesquels il précipite, et très peu de Pb est libre (Pb^{2+}). Plus le pH est acide moins ces liaisons se font donc plus le Pb est disponible et plus le pH est basique plus le Pb est oxydé. Par ailleurs, si le Pb est solubilisé, il peut être lessivé jusqu'à la nappe phréatique ou être absorbé par les plantes (Bliefert et Perraud, 2001).

IV.5. Influence des paramètres physico-chimiques sur la spéciation du plomb**IV.5.1. Influence du pH**

Le pH des sols est l'une des propriétés essentielles déterminant le comportement des éléments chimiques. Il tient un rôle majeur dans la mobilité des ETM, notamment dans leur mise en solution et leur mobilité à travers le sol (Legros, 2007).

Le pH du sol est un des facteurs qui influence le plus sur la mobilité et la biodisponibilité du Pb (Swaine, 1986). Les risques de mobilité sont plus grands dans les milieux acides, alors que la solubilité diminue avec l'élévation du pH. A pH 5, le plomb semble majoritairement adsorbé aux oxydes et aux matières organiques (Alloway, 1995), et une augmentation du pH a pour effet de rendre le plomb moins biodisponible. Zhang (1998) remarque que le plomb est déplacé de la fraction sulfate $PbSO_4$ vers la pyromorphite $Pb_5(PO_4)_3Cl$ sous l'effet du pH et en présence d'apatite. Martinez et Motto (2000) ont montré, dans différents types de sol, que la concentration des métaux dans la phase aqueuse augmentait quand le pH diminuait. Les travaux de Shu et al (2001) ont mis en évidence un appauvrissement en Pb, Zn, Cu et Cd dans des horizons superficiels acides de sols miniers. Cet appauvrissement serait causé par une augmentation de la mobilité des métaux due à une acidification des résidus miniers. Enfin, on peut mentionner le chaulage des boues utilisées en agriculture. Il entraîne une augmentation de pH qui permet de réduire considérablement la mobilité et la biodisponibilité des métaux contenus dans les boues (Doucet et al, 1999).

IV.5.2. Influence du potentiel redox :

Le potentiel d'oxydoréduction (Eh) exprime le flux d'électrons des agents réducteurs vers les agents oxydants. Il est contrôlé par l'activité des électrons en solution (Sposito, 1983). Bien que le plomb garde globalement le même état d'oxydation dans les milieux naturels, sa mobilité va néanmoins être affectée par des variations de potentiels redox du milieu. Ces variations sont susceptibles de modifier la chimie de la phase aqueuse, pouvant entraîner des phénomènes de précipitation de minéraux contenant du plomb. A l'inverse, ces variations de potentiel redox peuvent entraîner la dissolution de phases porteuses de plomb. Evans (1989) montre qu'une diminution de la teneur en eau ou en matière organique favorise une augmentation du potentiel redox. Ces réactions d'oxydoréduction influencent fortement le devenir des ETM en solution. Chuang et al (1996) observent une augmentation de la solubilité du plomb et du zinc lorsque le potentiel redox diminue.

IV.5.3. Influence de la composition minéralogique du sol

Dans la mesure où la mobilité du plomb est majoritairement contrôlée par des phénomènes d'adsorption ou de précipitation/dissolution, elle va être dépendante de la composition minéralogique du sol, notamment de la teneur en phases adsorbantes (matière organique, argile, oxydes...). La teneur en carbonates va également affecter la mobilité du plomb. En effet, dans les sols riches en carbonates, le plomb va pouvoir être piégé par simple adsorption à la surface de la calcite ou par précipitation minérale due aux pH élevés de ce type de sol. Veeresh et al (2003) ont étudié l'adsorption de métaux lourds dont le plomb sur 3 types de sol : acides, neutres et alcalins. Les résultats obtenus montrent que les caractéristiques minéralogiques et chimiques des sols neutres et alcalins sont plutôt favorables à un piégeage du plomb par précipitation ou co-précipitation minérale (carbonates, oxydes..) à l'inverse dans les sols acides, le plomb semble lié à la fraction échangeable et a donc une plus grande mobilité potentielle.

IV.5.4. Influence des ligands présents dans la phase aqueuse

La teneur et le type de ligands contenus dans la phase aqueuse sont susceptibles de complexer le plomb, augmentant sa mobilité. Ainsi, la présence de matière organique dissoute va avoir tendance à favoriser la migration du plomb vers les horizons profonds du sol, par la formation de complexes organo-minéraux, qui entraînent une limitation de l'adsorption du plomb sur les autres constituants du sol (Sauvé et al, 1998 ; Sterckeman et al, 2000).

IV.5.5. Influence de la fraction colloïdale

En milieu naturel, le plomb est fréquemment associé à la fraction colloïdale, qui peut être organique (composés humiques) ou inorganique (oxyhydroxydes métalliques). Cette fraction aura tendance à favoriser la mobilité du plomb et à modifier sa biodisponibilité. Lorsqu'elle va être soumise à des changements de conditions chimiques (variations de pH, de force ionique...), elle va subir un certain nombre de modification physico-chimiques. Au niveau des estuaires, à la rencontre des eaux douces et des eaux de mer, elle va par exemple être affectée par des phénomènes d'agréations et de coagulation. Ces processus vont aboutir à une accumulation des métaux au sein du sédiment (BRGM).

Au niveau des sols, la présence de particules colloïdales organiques va favoriser la migration du plomb depuis la surface vers les horizons plus profonds. McBride et al., (1997) estime que cette forme de transport est largement responsable des pertes cumulées de plomb à partir des horizons de surfaces du sol. Citeau et al., (2002) mentionnent l'importance de cette fraction colloïdale pour le transfert du plomb dans trois types de sols (un sol cultivé, un sol

sous pelouse métallicole et un sol acide sous forêt). A l'exception du sol sous forêt, ces auteurs estiment que 70% à 90% du plomb est présent sous forme colloïdale, alors que le zinc et le cadmium sont majoritairement représentés par des formes dissoutes.

IV.6. Autres facteurs susceptibles d'influencer la mobilité du plomb

Il existe d'autres variables de nature non chimique et qui sont aussi susceptibles d'accentuer les risques de mobilité du plomb. C'est notamment le cas pour :

- La distance entre les eaux de surface et les eaux souterraines par rapport à la source de pollution ;
- La pluviométrie, l'étendue du couvert végétal, la pente et la perméabilité du sol ;
- L'intensité et la direction des vents.

a) Eloignement des eaux de surface et profondeur de la nappe

La position des eaux de surface et des eaux souterraines par rapport à la zone contaminée en plomb est considérée comme un facteur important pour le transfert de la pollution. Ainsi, une nappe peu profonde et des eaux de surface situées à proximité immédiate de la source de contamination vont augmenter significativement les risques de mobilité et de transport du plomb (BRGM).

b) La pluviométrie, l'étendue du couvert végétal, la pente et la perméabilité du sol

Une forte pluviométrie augmente le temps de contact du plomb avec l'eau. Elle accroît ainsi les risques de contamination lors d'un transport par ruissellement des particules minérales ou organiques porteuses de plomb. Ce ruissellement sera, par ailleurs, d'autant plus important que le sol est peu perméable et présente une pente importante (BRGM).

Un couvert végétal dense va, quant à lui, limiter le ruissellement et va libérer de fortes quantités de matière organique au niveau du sol, favorisant les processus d'adsorption. Ce type de contexte va donc plutôt être favorable à une faible mobilité du plomb (BRGM).

Des sols peu perméables vont induire de faibles vitesses de circulation d'eau et donc des temps de résidence dans le sol importants. Ce dernier point va favoriser l'adsorption du plomb au niveau de la fraction argileuse qui est généralement abondante dans ce type de sol. Ceci va aboutir à une très faible mobilité du plomb. A l'inverse, un sol perméable et pauvre en argile et en matière organique va être plutôt favorable à la mobilité du plomb et au transport sur de grandes distances (Sever, 1993).

c) Le transport aérien : l'intensité et la direction des vents

De grandes quantités de plomb sont susceptibles de parvenir dans l'atmosphère, notamment à la suite de processus de combustion. Les particules de plomb en suspension dans l'air ont tendance à se déposer principalement à proximité des zones d'émission. Ces dépôts sont la plupart du temps contrôlés par les directions principales des vents (Burkitt et al., 1972 ; Little et Martin, 1972 ; Bornstein et Bolter, 1991). Toutefois, en fonction de la vitesse et de la direction des vents, des précipitations et de l'humidité ambiante, les dérivés du plomb peuvent parfois être transportés sur de longues distances (BRGM).

d) Influence des microorganismes sur la spéciation du plomb

Les microorganismes peuvent limiter la mobilité des métaux, par des phénomènes d'adsorption à l'interface solide/liquide, les bactéries jouant un rôle de transport des métaux dans la phase liquide. Elles peuvent aussi augmenter le lessivage et la dissolution des métaux en sécrétant des molécules organiques, qui entraînent une acidification du sol (Ernst, 1996). Le champignon *Aspergillus niger* est capable de solubiliser la pyromorphite et de la transformer en oxalate de plomb hydraté (Sayer et al, 1999).

IV.7. Associations avec les différents constituants du sol

Les interactions entre le métal et le sol dépendent des caractéristiques physico-chimiques du sol (pH, Eh, nature et proportions des argiles, matières organiques et oxydes, etc.), de son fonctionnement actuel, de la dynamique propre de l'élément et de la spéciation initiale du polluant (intérêt de caractériser les sources). Les interactions entre les différents constituants des sols (argiles, matières organiques et oxydes) modifient aussi la capacité individuelle de chacun des constituants à adsorber ou complexer les métaux (Cecchi, 2008).

IV.7.1. Interactions avec les oxydes de fer et de manganèse

Les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse montrent une affinité particulière pour les éléments traces. Des phénomènes d'échange et d'adsorption spécifique peuvent conduire à des accumulations de quantités relativement fortes d'éléments traces (Cecchi, 2008).

Sparks (1995) établit une échelle de sélectivité des cations métalliques divalents pour différentes formes de fer. Le plomb se trouve parmi les éléments qui ont la plus forte affinité pour les formes cristallisées de fer aussi bien que pour les formes amorphes.

Deux types de mécanismes sont évoqués pour expliquer l'association du plomb avec le fer.

Il peut se substituer au fer dans le réseau cristallin de l'oxyde lors de sa cristallisation (Co précipitation avec les oxydes de fer), ou bien être fixé à la surface des cristallites de ces mêmes oxydes (adsorption et précipitation en surface). Une fois adsorbée, certains ions sont également capables de diffuser vers l'intérieur du cristal afin de rejoindre des cavités au sein du réseau cristallin (absorption) (Cecchi, 2008).

IV.7.2. Interactions avec les argiles

Les argiles sont des silicates d'aluminium organisés en feuillets formés d'un empilement successifs de couches tétraédriques (Si_2O_5)²⁻ et octaédriques (Al_2OH_4)²⁺. Des substitutions isomorphiques de Si par Al dans la couche tétraédrique et d'Al par Fe et Mg dans la couche octaédrique vont générer des charges négatives sur les feuillets qui sont compensées par des cations majeurs tels que K^+ , Na^+ ou Ca^{2+} mais aussi des éléments traces tels que le Pb^{2+} . Chaque zone de cassure des feuillets est également chargée électriquement, or ces cassures sont nombreuses car les argiles sont des particules de petite taille (2 μm). Elles possèdent donc une forte réactivité chimique et physique, ainsi qu'une importante surface de contact (Cecchi, 2008). Elles peuvent développer de grande surface spécifique, et peuvent fixer les métaux par 3 mécanismes principaux : l'échange ionique, l'adsorption physique et l'adsorption chimique (Alloway, 1995).

IV.7.3. Interactions avec les carbonates et les phosphates

Ce type d'associations se produit le plus souvent lorsque les métaux quittent la solution du sol pour précipiter au sein des phases minérales (Dyab, 2005). Les carbonates jouent un rôle important dans les sols. Leurs équilibres de dissolution contrôlent particulièrement le pH. Une teneur élevée en carbonates rend le sol alcalin. La surface des carbonates est le siège de phénomènes de sorption des ions métalliques (Plassard, 1999). Cependant, au-delà de l'adsorption de surface, il peut aussi se produire une incorporation des cations métalliques dans la maille cristalline des carbonates (Bourg et al, 1988). Des études ont ainsi montré que le plomb était capable de s'adsorber à la surface de la calcite et d'occuper les sites du calcium, malgré les différences de rayons ioniques entre le plomb et le calcium (Quian et al, 1994 ; Sturchio et al, 1997).

IV.7.4. Interactions avec les matières organiques du sol (MOS)

De nombreux travaux ont permis de mettre en évidence l'affinité des ETM pour les MOS (Morin et al., 1999 ; Lamy, 2002, Dumat et al., 2006...). Cette affinité se traduit par des réactions d'absorption, qui sont contrôlées par des complexes de sphère interne ou externes ou bien par des mécanismes d'échanges ionique (Evans, 1989 ; Kinniburgh et al, 1996). Les

métaux se complexent à des matières organiques de poids moléculaires variables (Stevenson, 1982), par exemple aux substances humiques, qui sont les constituants majeurs de la fraction organique de la plupart des sols. Ces substances possèdent une capacité à fixer des métaux, qui a été mise en évidence dans de nombreux travaux (Hatira et al, 1990 ; Tipping et al, 1995). Les interactions entre cations métalliques et substances humiques font intervenir des groupements fonctionnels : -COOH (carboxyles), -NH₂ (amines), >C=O (carbonyles), >N-H (imines) et -S-H (thiols) (Alloway, 1995). La lignine est un composé parmi les plus persistants dans le sol, qui possède également une capacité de fixation des métaux. Enfin, d'autres matières organiques peuvent fixer des métaux, telles que des acides organiques de faible poids moléculaire (acide acétique, oxalique..), des sucres (formation de complexes entre les métaux et les groupements hydroxyles des monosaccharides) ou des protéines. Des corrélations entre le taux de MOS et leur effet sur l'adsorption du plomb ont été établies dans le cadre de plusieurs travaux (Zimdahl et Hasset, 1977 ; Gerritse et al, 1982). Ils ont montré que les concentrations en plomb trouvées dans les sols étaient étroitement corrélées à la teneur en MOS, l'adsorption du plomb augmentant avec la teneur en MO.

V. Le plomb dans la plante

Les plantes peuvent absorber le plomb présent dans le sol par l'intermédiaire de leurs racines. Une partie de ce métal, présent dans les retombées atmosphériques ou dans les amendements agricoles (impuretés), peut également être absorbée par leurs feuilles. Cependant, en dehors de zones proches d'installations générant la production de grandes quantités de plomb dans l'atmosphère, la plus grande partie du plomb absorbée par les plantes l'est par absorption racinaire. (Pourrut., 2008).

V.1. Définition de la phytodisponibilité

La phytodisponibilité d'un élément trace peut être définie comme la quantité qui peut être transférée dans la plante durant son développement. Elle résulte d'un ensemble de processus successifs qui contribuent au transfert de l'élément de la phase solide du sol à la solution du sol puis aux tissus de la plante puisque les racines des plantes prélèvent les ETM uniquement dans la solution du sol (Bourrelier et Berthelin, 1998). Le prélèvement des ETM par les racines est donc sous l'influence de facteurs liés au sol, à la faune du sol, à la plante, et aux interactions entre les éléments eux-mêmes.

V.2. Notion de phytodisponibilité

La notion de phytodisponibilité découle directement de la notion de biodisponibilité, définie comme « l'aptitude d'un élément à être transféré d'un compartiment du sol vers un organisme vivant (bactérie, végétal, animal, homme) » (Baize, 1997). Ainsi, selon Hinsinger et collaborateurs (2005), est biodisponible pour une plante (= phytodisponible), la fraction d'un élément susceptible d'être absorbée par les racines. La phytodisponibilité des ETM est fortement corrélée à la concentration d'espèces ioniques dans la solution du sol (Kabata-Pendias and Pendias, 1992). Elle est également largement dépendante des propriétés du sol, de l'espèce végétale considérée et de l'élément en question. La phytodisponibilité va donc dépendre des différents paramètres permettant le transfert de la phase solide du sol vers le végétal (Hinsinger *et al.*, 2005) :

- La disponibilité ou mobilité chimique
- L'accessibilité ou mobilité physique
- L'assimilation ou mobilité biologique

V.3. Facteurs influençant la phytodisponibilité du plomb

Lorsque l'organisme vivant est une plante, on parle de phytodisponibilité (Tremal-Schaub et Feix, 2005).

De nombreux facteurs influencent la solubilisation du plomb et son passage dans la solution du sol (Hinsinger, 2001 ; Lombi *et al.*, 2001a ; Cecchi, 2008).

Notons que les deux facteurs les plus importants dans la phytodisponibilité du plomb sont la teneur en microorganismes et le pH du sol. En effet, la disponibilité du plomb est fortement corrélée à la teneur en matière organique du sol (McBride *et al.*, 1997 ; Lee *et al.*, 1998).

La plante influence énormément les propriétés physico-chimiques de la rhizosphère. Elle prélève de l'eau et des éléments nutritifs nécessaires à sa croissance, et libère diverses substances minérales et organiques : exsudats, sécrétions et excréctions racinaires. La plante modifie ainsi le pH de la rhizosphère. Le prélèvement des nutriments par les racines affecte ce pH en libérant des ions H^+ (pour prélever des cations NH_4^+) ou OH^- (pour prélever des anions comme NO_3^-) dans le milieu (Hinsinger, 2001 ; Lasat, 2002). L'extrémité des racines est également nettement plus acide que le reste du sol, et l'on observe un gradient de pH le long de la racine. L'amplitude de la variation peut dépasser deux unités pH. Cette acidification apicale est due à une intense excrétion de protons lors du processus d'élongation racinaire.

D'autres paramètres, comme l'activité biologique d'un sol, peuvent modifier la phytodisponibilité du plomb (Cecchi., 2008). Les paramètres physico-chimiques d'un sol influencent fortement l'activité biologique (micro- et méso- biologique) se déroulant en son sein. Cette activité biologique modifie en retour les paramètres du sol (pH, matière organique, structure...), et joue un rôle dans la biodisponibilité du plomb par des processus de biosorption, bioaccumulation et de solubilisation. Lorsque l'on considère la mobilité du plomb dans la rhizosphère, le pH rhizosphérique n'est pas le facteur le plus important (Lasat, 2002 ; Tao et al., 2005).

Dans la rhizosphère, les éléments organiques (d'origine végétale ou microbienne) présents et l'activité microbiologique semblent jouer un rôle plus important que l'acidification. En effet, les acides organiques comme l'acide citrique, malique ou oxalique ont la capacité de désorber le plomb et favoriser sa solubilisation dans le sol (Yang et al., 2006).

V.4. Distribution du plomb au niveau du sol

Le comportement du plomb dans la solution du sol (disponibilité au transport ou immobilisation) et aux interfaces solution/solide et solution/plante dépend d'un grand nombre de paramètres biogéochimiques liés à la nature du sol (teneur en argile, pH, capacité d'échange cationique...), au contexte microbiologique, et aux formes chimiques du métal présentes dans la solution du sol ou associées à la phase solide. Notons toutefois que la mobilité du plomb va être particulièrement conditionnée par la teneur en phases adsorbantes du sol (matière organique, argile, oxydes...). En effet, ce métal possède une forte affinité pour ces constituants du sol (Ross, 1994). Les différentes interactions avec les composants du sol et la distribution du plomb dans le sol sont résumées dans la figure 06.

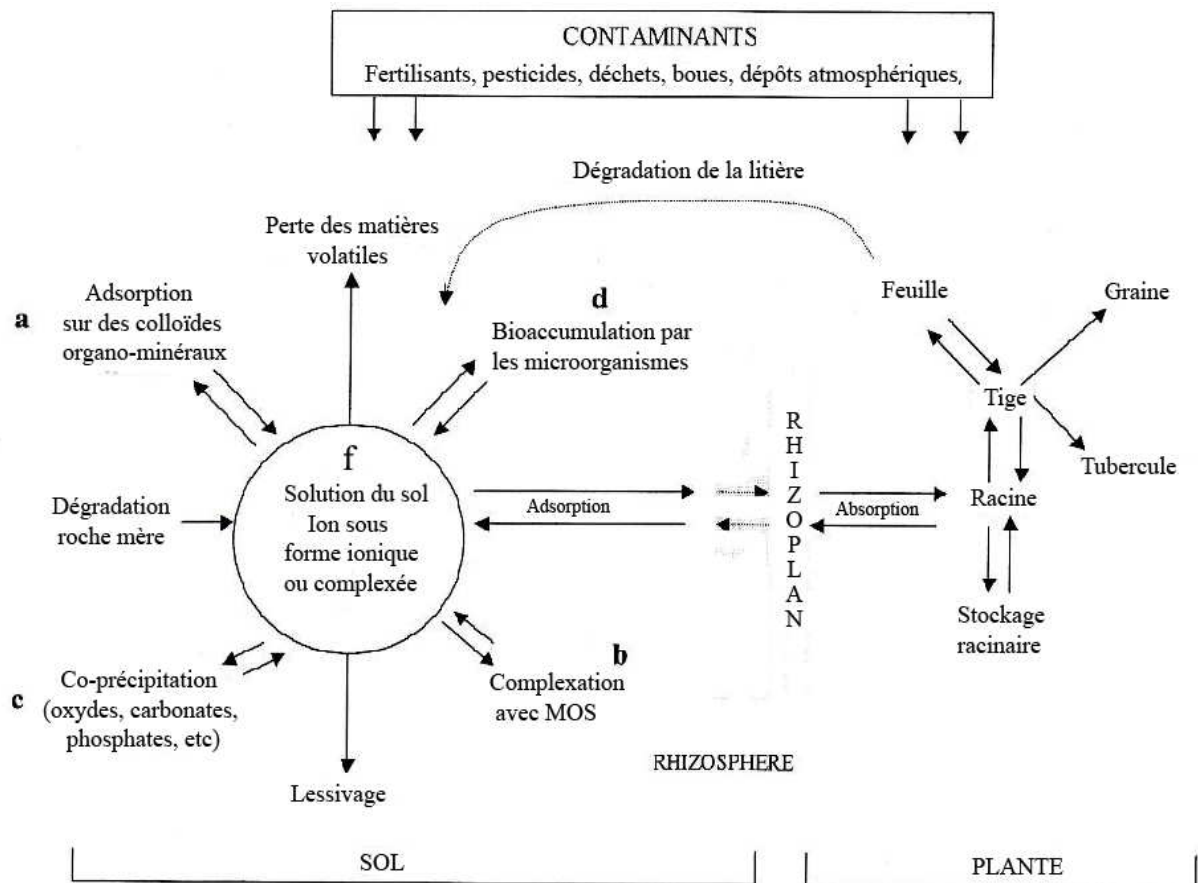


Figure 06 : Dynamique du plomb dans le système sol-plante (adapté d'Alloway, 1995).

Le plomb va ainsi se retrouver :

- Inclus dans des minéraux primaires hérités de la roche-mère (Figure 06.a) ou dans des minéraux secondaires suite à des précipitations ou co-précipitations (Figure 06.b) notamment avec des oxydes (Fe, Al, Mn) ;
- Adsorbé à la surface de la matière organique du sol (MOS ; Figure 06.c) ;
- Adsorbé à la surface des méso et microorganisme du sol ou absorbé par eux

(Figure 06.d) ;

- Dans la solution du sol, associé à des colloïdes (Figure 06.e) ;
- Dans la solution du sol, complexé par des molécules organiques ou sous forme libre (f). Les principales espèces du plomb présentes dans la solution du sol sont Pb^{2+} , et $PbCO_3$ (BRGM, 2004). Ces formes solubles, bien que très minoritaires, ont un rôle fondamental, puisque les racines prélèvent uniquement le plomb dans la solution du sol (Bourrelrier and Berthelin, 1998).

V.5. Transfert du plomb vers la plante

Les plantes peuvent absorber du plomb à partir des racines, mais également à partir des organes aériens, ou bien par l'intermédiaire des deux. Les quantités de métal absorbées par les racines dépendent de la concentration et de la solubilité du métal dans la solution du sol, mais également de ses capacités de migration du sol vers la surface des racines, et de sa translocation des racines vers les feuilles. (Patra *et al.*, 2004 ; Zheng *et al.*, 2011).

V.5.1 Structure des racines

La structure des racines (**Figure 7**), longitudinalement, de l'apex (pointe) vers la base est constituée de:

- ❖ La coiffe, composée de cellules tubérisées se renouvelant constamment. Cette coiffe joue un rôle de lubrifiant améliorant la pénétration de la racine dans le sol, grâce à la sécrétion d'un mucilage (polyosides).
- ❖ Le méristème apical, qui est une zone de multiplication cellulaire, où se fait la croissance primaire des racines.
- ❖ La zone d'élongation principale des cellules, et de différenciation des tissus racinaires
- ❖ Le rhizoderme (ou épiderme racinaire), qui est une zone contenant les poils absorbants permettant d'augmenter la surface d'absorption de l'eau et des éléments minéraux.
- ❖ L'exoderme, qui est la zone de lyse des cellules du rhizoderme.

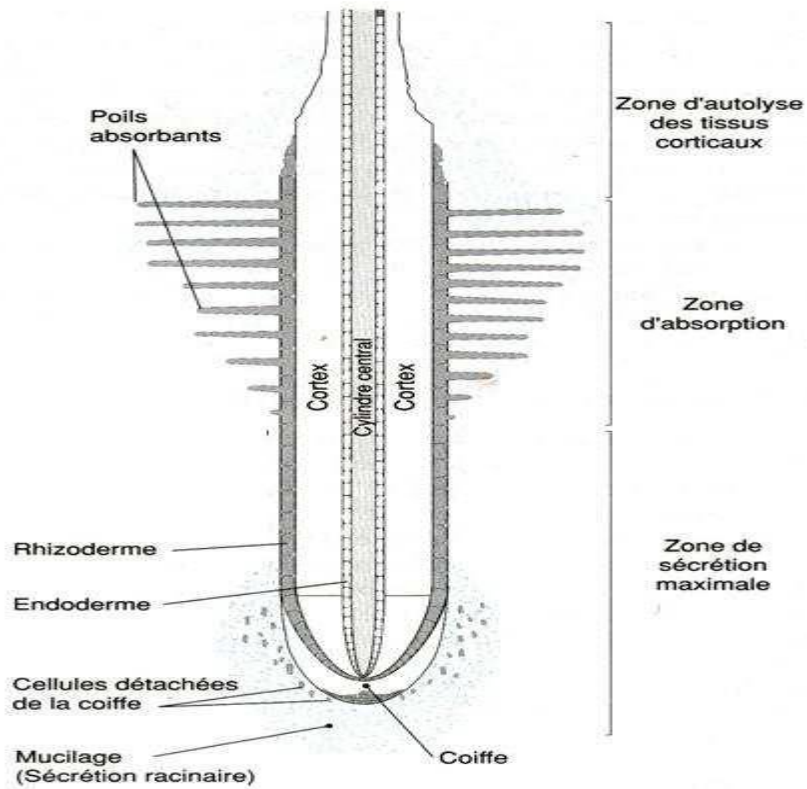


Figure 07 : Coupe longitudinale de racine (Gobat et al., 1998)

Transversalement, de l'extérieur vers l'intérieur les racines sont constituées de plusieurs couches successives (Figure 08) :

- ❖ L'exoderme
- ❖ Le cortex L'endoderme Le cylindre central ou stèle, qui contient les vaisseaux

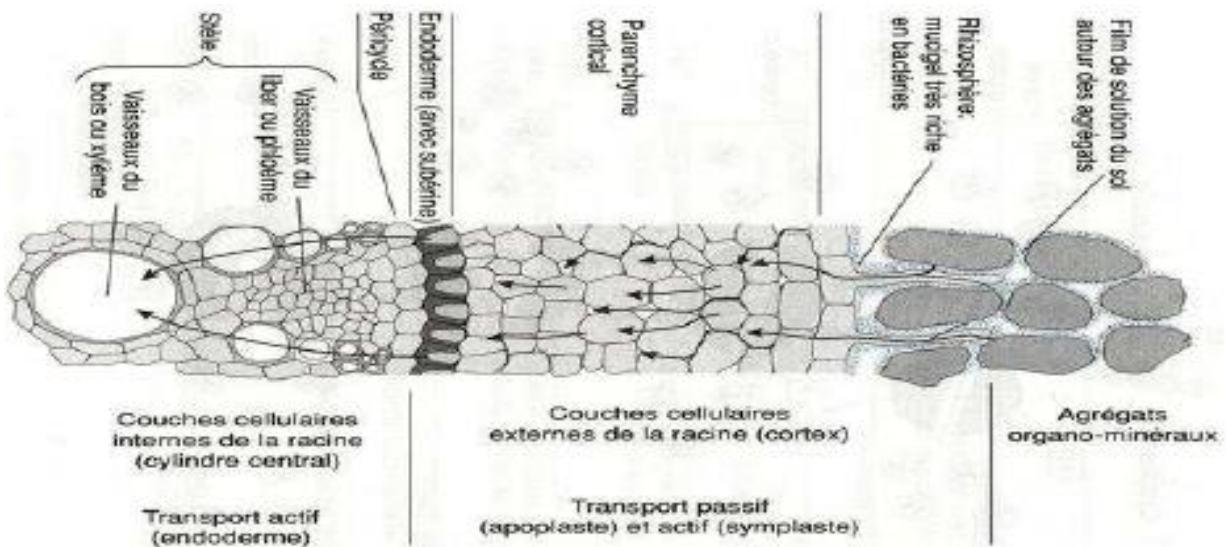


Figure 08 : Coupe transversale de racine, avec le passage des ions selon les voies symplastiques et apoplastiques (Gobat et al., 1998).

Au départ, le Pb^{2+} présent dans la solution du sol se lie aux groupements carboxyle de l'acide uronique composant le mucilage autour des racines (Sharma et Dubey, 2005). Ce mucilage permet donc de restreindre le passage du plomb à l'intérieur des cellules racinaires, et constitue ainsi une protection du système racinaire. Une fois adsorbé à la surface des racines, la voie apoplastique pourrait être une voie importante pour le plomb qui peut être immobilisé par les charges négatives des parois cellulaires (espace libre de Donnan). Il aurait donc tendance à s'accumuler dans l'espace libre, étant fortement lié aux groupements carboxyliques des composés pectocellulosiques des parois. Des études ont montré que le plomb était majoritairement présent dans l'apoplaste et que seule une faible proportion pénétrait dans l'endoderme (Tung et Temple, 1996 ; Seregin et al., 1998 ; Patra et al., 2004).

V.5.2. Diffusion radiale dans la racine

V.5.2.1 Les voies d'absorption racinaire du plomb

Après pénétration dans les organes végétaux, le plomb passe par deux voies principales :

❖ Voie symplasmique (intérieur de la cellule)

Le symplasma est défini comme ce qui se trouve à l'intérieur de la membrane plasmique. Les ions métalliques traversent la paroi, puis la membrane plasmique, et se déplacent de cellule en cellule par les plasmodesmes. Il s'agit dans ce cas d'une réelle absorption de l'élément par la cellule végétale, puisqu'il se trouve dans le milieu intérieur de la cellule (Barber, 1984). La pénétration du plomb dans les racines par cette voie se fait grâce à un transport actif interne par le symplaste. Après avoir traversé la paroi cellulaire, les ions métalliques atteignent la surface de la membrane plasmique, puis pénètrent dans le symplaste. Ensuite, ces ions métalliques peuvent passer d'une cellule à l'autre en empruntant les plasmodesmes, qui relient les cellules, la figure n°09 représente le trajet des éléments métalliques par voies apoplastique et symplastique.

Le passage du plomb par la voie symplastique se fait en même temps que par la voie apoplastique (Lane et Martin, 1978). La quantité du plomb passant par cette voie est marginale par rapport à la voie apoplastique, elle a une importance capitale dans la toxicité du plomb car c'est cette fraction, passant par le symplaste, qui cause la majorité des effets délétères observés. Les mécanismes de pénétration dans le symplaste ne sont pas clairement identifiés. Pourtant, à des doses non létales, le plomb pénètre uniquement dans le symplaste dans les zones de divisions cellulaires actives, comme la zone apicale (Tung et Temple, 1996) ou le

protoderme (Wierzbicka, 1998). En effet, les cellules jeunes ne possèdent pas encore de paroi secondaire et leur paroi primaire est très fine.

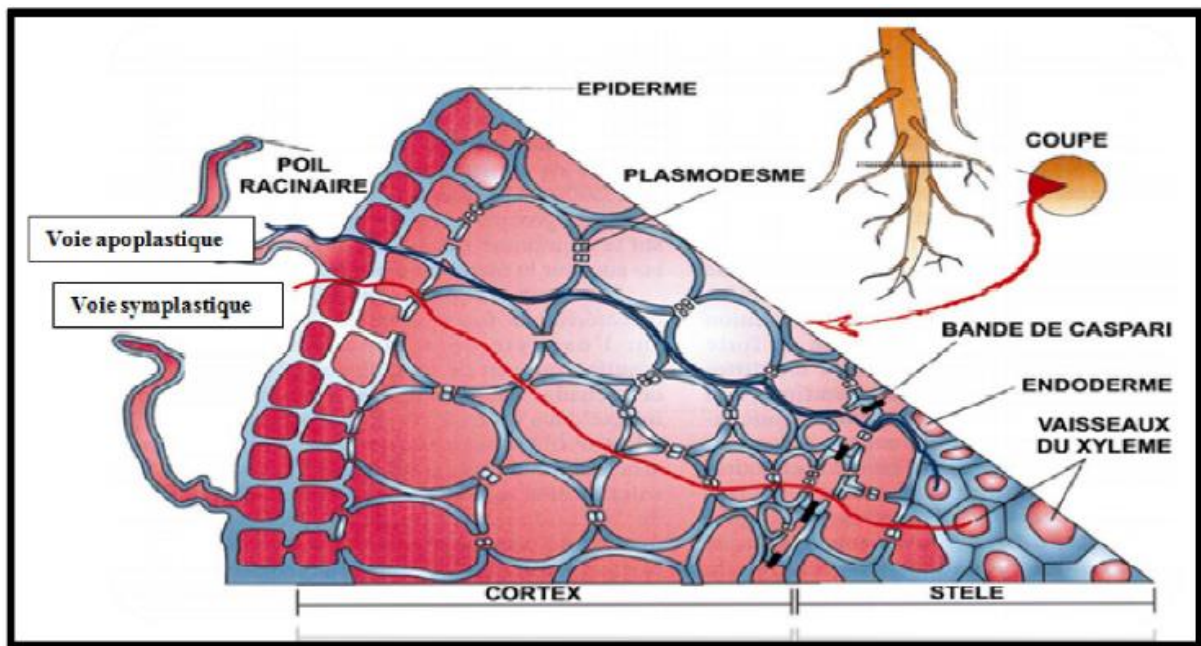
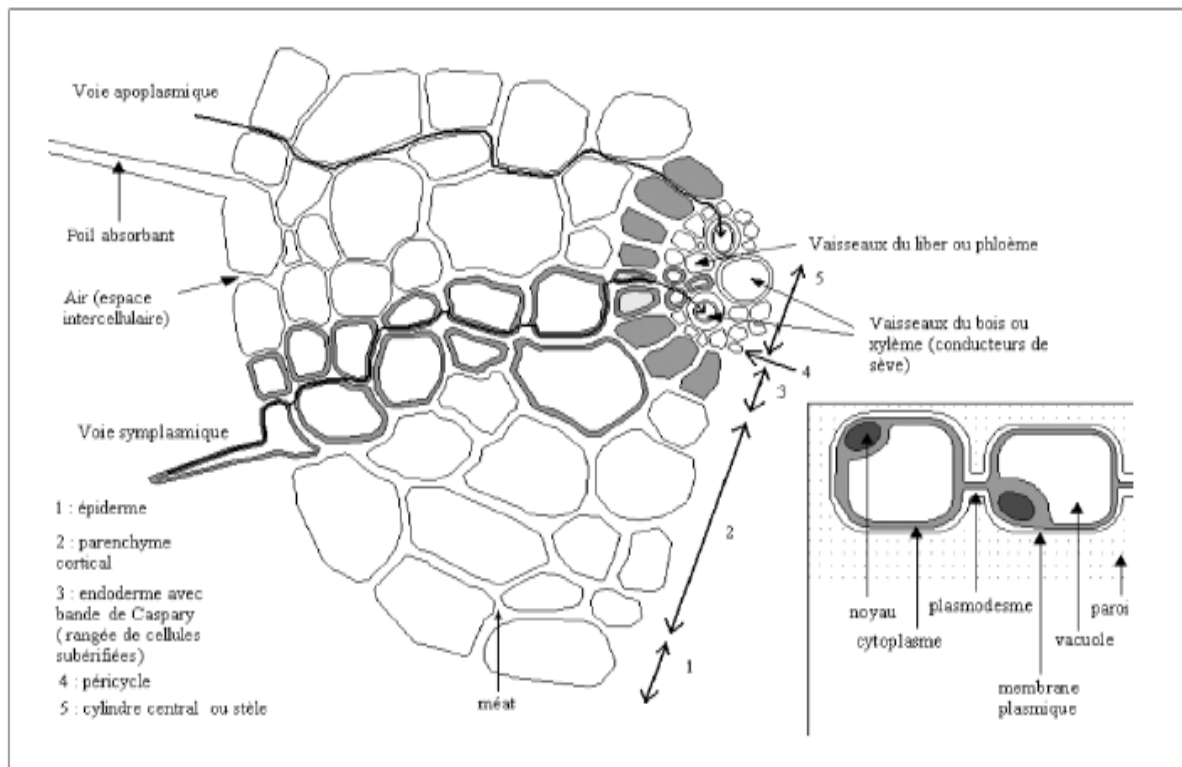


Figure (09) : Trajet des éléments métalliques de la surface des racines jusqu'au cylindre central par voie apoplastique (en bleu) et voie symplastique (en rouge) (Kirpichtchikova, 2009).

❖ *Voies apoplastique*

L'apoplasme est constitué de la paroi perméable et des espaces entre les cellules. Il représente 10-15 % du volume de la racine. Il ne s'agit pas d'une véritable absorption de l'élément, puisqu'il n'est pas, en réalité, dans la cellule végétale. On dit que l'élément est prélevé par la plante, mais non absorbé. Ce type de transport est arrêté après 5 à 10 cellules par une rangée de cellules dont la paroi est tubérisée, c'est-à-dire recouverte d'une substance lipidique imperméable (Morel, 1997). (Fig 09). La suite du transport vers les vaisseaux conducteurs de sève brute, le xylème, se fait donc par l'intérieur des cellules et nécessite donc une absorption réelle. Une fois dans le xylème, les éléments peuvent être transportés vers les parties aériennes de la plante. La voie apoplastique n'est pas à négliger. Elle peut être prépondérante pour certains éléments traces chargés positivement qui entrent difficilement dans la cellule ou qui se lient fortement à des composés de la paroi, globalement chargée négativement. On peut définir la notion de capacité d'échange cationique (CEC) de la paroi des cellules végétales. Ceci pourrait expliquer pourquoi certains cations ont tendance à s'accumuler dans les racines : parce qu'ils restent fixés dans les parois des cellules des racines, comme le Pb, le Cu, le Cd, et le Zn.

De nombreuses études ont montré que le plomb était transporté essentiellement dans l'apoplaste, c'est-à-dire via les espaces intercellulaires (**Figure 10**) et qu'il suivait les mouvements d'eau à l'intérieur de la plante (Tanton and Crowdy, 1971; Lane and Martin, 1977).



(d'après Bargagli, 1998, modifié)

Figure 10 : Coupe transversale d'une racine montrant le transport des éléments-traces d'une cellule à l'autre dans le végétal, par voie symplasmique et par voie apoplastique.

V.5.2.2. Transfert du plomb du sol vers les racines

La pénétration d'un élément dans une plante peut être évaluée par le facteur de transfert sol/plante ou également appelé facteur de bioconcentration, noté FBC il représente la possibilité de transfert d'un contaminant du sol vers les plantes, et il est généralement défini comme le ratio entre la concentration dans les plantes et celle dans le sol où ont poussé les plantes, et calculé comme suit (Cui et al, 2004, Zheng et al, 2007).

$$\text{FBC} = [\text{Pb}] \text{ plante} / [\text{Pb}] \text{ substrat de cellule}$$

Avec les concentrations exprimées en mg.kg⁻¹ et relatives aux masses sèches du sol et des plantes. Plus la plante absorbe facilement le plomb, plus le facteur de transfert est grand. Ce transfert du sol vers les plantes est fonction :

- ❖ de la nature du métal (Zheng et al, 2007),

- ❖ de la nature des plantes (de l'espèce ou du cultivar) et également de leur âge (Yoon et al, 2006),
- ❖ des caractéristiques des sols telles que le pH, la teneur en matière organique, ou la capacité d'échange cationique (Roselli et al, 2003 ; Yoon et al, 2006 ; Zheng et al, 2007). D'après Roselli et al (2003), la mobilité des métaux et donc leur transfert est faible dans le sol, surtout si le pH ou la teneur en matières organiques sont élevés.

Selon Alloway (1995), le plomb est absorbé passivement par les racines et est rapidement immobilisé dans les vacuoles des cellules racinaires ou retenu par les parois des cellules de l'endoderme. Son accumulation depuis le sol est assez limitée.

Des études récentes faites par Sharma et Dubey (2005) ont montré qu'au départ, le Pb^{+2} présent dans la solution du sol se lie aux groupements carboxyle de l'acide uronique composant le mucilage autour des racines. Ce mucilage permet donc de restreindre le passage du plomb à l'intérieur des cellules racinaires, et constitue ainsi une protection du système racinaire. Une fois adsorbé à la surface des racines la voie apoplastique pourrait être une voie importante pour le plomb qui peut être immobilisé par les charges négatives des parois cellulaires (espace libre de Donnan). Il aurait donc tendance à s'accumuler dans l'espace libre, étant fortement lié aux groupements carboxyliques des composés pectocellulosiques des parois. Des études ont montré que le plomb était majoritairement présent dans l'apoplaste et que seule une faible proportion pénétrait dans l'endoderme (Tung et Temple, 1996 ; Seregin et al., 1998 ; Patra et al., 2004).

La quantité de matière organique présente dans le sol et le pH du sol ont une certaine influence sur l'absorption du plomb par les plantes. Bien qu'il ait été démontré que l'addition de matière organique au sol diminue la disponibilité du plomb pour les plantes, la décomposition éventuelle des composés organiques peut entraîner le relargage du plomb dans la solution du sol et donc favoriser l'accumulation du plomb par les racines. En plus, il a été démontré que la modification du pH sol par épandage de chaux ou engrais phosphaté diminue la quantité de plomb absorbée par les plantes (Adriano, 1986).

V.5.2.3. La translocation du plomb vers les parties aériennes

Les différents métaux ne présentent pas la même mobilité et, à l'intérieure d'une plante, le Cd et le Zn sont par exemple plus mobiles que le Cu et le Pb. Il peut également y avoir de grandes variations entre espèces et même entre génotypes d'une même espèce végétale (Prasad et Hagemeyer, 1999).

Après l'absorption par les racines, la translocation correspond au transfert des ETM vers les parties aériennes. Elle peut varier considérablement en fonction du métal, mais également de l'espèce végétale. Pour être conduits vers les parties aériennes, les éléments prélevés dans le sol par les racines doivent être transportés dans le cortex puis déversés dans les vaisseaux du xylème (par circulation de la sève brute) (Briat et Lebrun, 1999).

Certaines espèces végétales sont capables de transférer des quantités importantes de plomb vers les parties aériennes (Huang and Cunningham, 1996; Arshad *et al.*, 2008).

Pour plupart des espèces, la majorité du plomb absorbé par les plantes réside dans les racines, et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes. Ce transport limité des racines vers les feuilles peut être expliqué par la barrière formée par l'endoderme des racines. Les bandes de Caspary peuvent en effet être un facteur majeur limitant le franchissement de l'endoderme jusqu'au cylindre central (Sharma et Dubey, 2005). Pour illustrer ce propos, différents auteurs ont défini un facteur de translocation, qui est calculé comme suit (Tanhan et al., 2007) :

$$\text{Facteur de translocation} = [\text{Pb}] \text{ partie aérienne} / [\text{Pb}] \text{ racines}$$

Yoon et collaborateurs (2006) ont montré dans une étude. Des concentrations en métaux dans les plantes natives sur un site contaminé que dans 95% des cas, les concentrations en plomb dans les racines étaient beaucoup plus élevées que dans les feuilles, soulignant une faible mobilité du plomb des racines vers les parties aériennes et donc une immobilisation dans les racines. De plus, ils trouvent des facteurs de translocation assez faible, avec une valeur moyenne de 0.58 ; indiquant que les plantes séquestrent le plomb dans les parties racinaires et limitent le transport interne, des racines vers les parties aériennes. De même, Del Rio-Celestino et collaborateurs (2006) ont trouvé des facteurs de translocation compris entre 0 et 0.7 dans des plantes sauvages ayant poussé dans un sol artificiellement contaminé avec 500 mg Pb/Kg.

V.5.2.4.L'absorption foliaire

L'assimilation du plomb par les feuilles peut représenter une part importante dans le taux de contamination de la plante. Le plomb peut être apporté sur les feuilles par des retombées atmosphériques, mais également dans les champs par des apports en engrais et pesticides (plomb sous forme d'impuretés). La majorité de ce plomb est lessivée, mais une partie va s'adsorber aux lipides épicuticulaires et être absorbée par les feuilles (Prasad et Hagemeyer, 1999 ; Hovmand *et al.* ; 2009). La capacité des plantes à absorber le plomb

disponible via leurs feuilles dépend à la fois de l'âge de celle-ci, mais également de leurs morphologies. Dans le cas de « légume-feuilles », comme l'épinard, ou de céréales, comme le blé, exposés à de fortes retombées atmosphériques, la quantité de métal absorbée par les parties aériennes peut atteindre jusqu'à 95% de la quantité totale absorbée (Dalenberg et Van Driel, 1990).

La figure 11 représente les voies de pénétration des éléments traces dans la feuille.

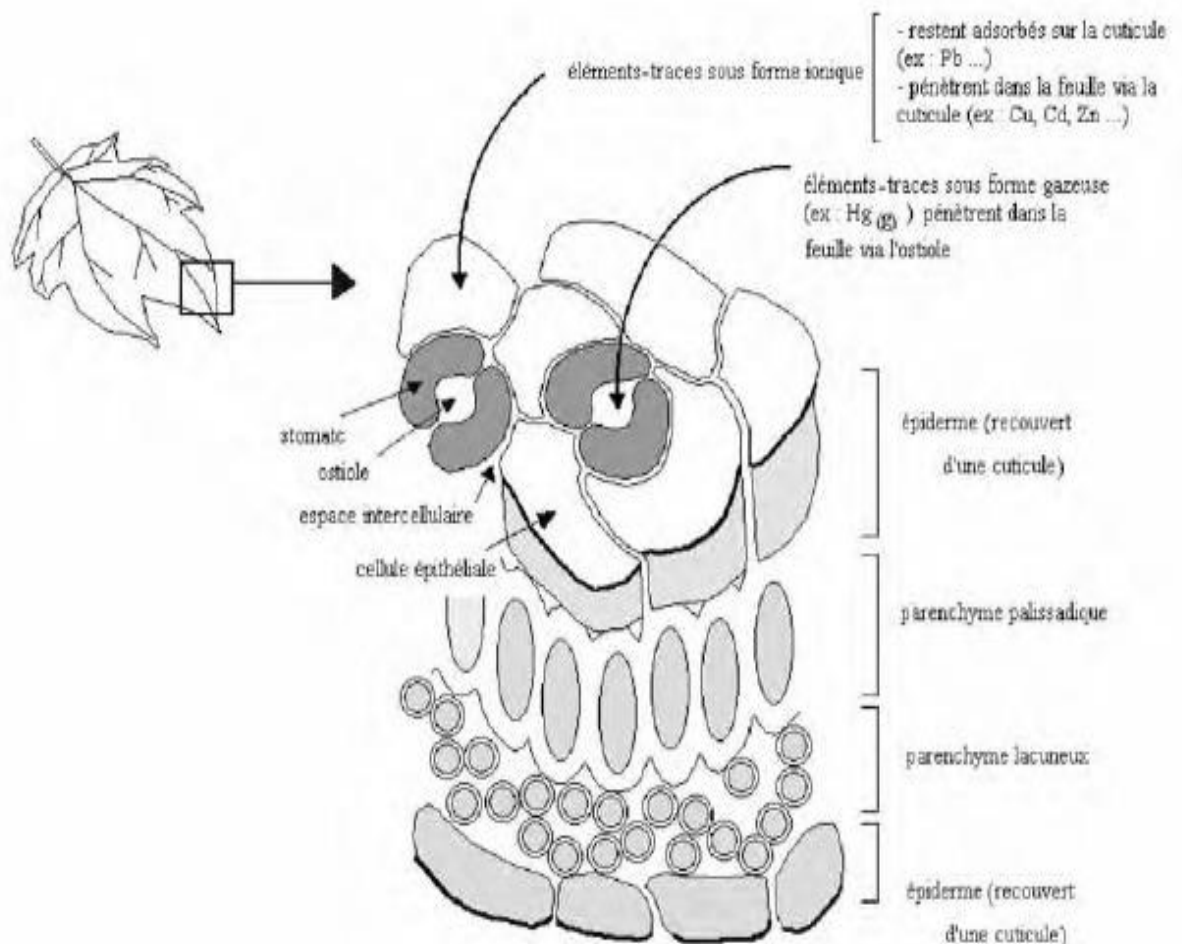


Figure 11 : coupe transversale d'une feuille schématisée montrant les voies de pénétration des éléments-traces. (D'après Bargagli, 1998 ; Soltner, 1999).

VI. Principaux effets du plomb sur les plantes

Le Pb est un polluant environnemental omniprésent qui peut directement ou indirectement provoquer divers caractères morphologiques, physiologiques et biochimiques dedysfonctionnements.

A faible dose, les premiers effets visibles mais non spécifiques du Pb sur une plante sont l'inhibition de la croissance racinaire, la chlorose des feuilles et un retard de croissance de la plante (Burton *et al.*, 1984). A plus forte dose, il peut provoquer la mort cellulaire (Seregin et Ivanov, 2001).

VI.1. Effet sur la germination et la croissance

Le plomb entraîne des effets néfastes sur les plantes. En premier lieu, la germination est fortement inhibée par les ions Pb^{+2} et ce, à de très faibles concentrations (Mishra and Choudhuri, 1998 ; Wierzbicka and Obidzinska, 1998 ; Tomulescu *et al.*, 2004). De plus fortes doses conduisent à une inhibition totale de la germination chez les espèces végétales, comme le haricot, dont le tégument de la graine ne limite pas assez la pénétration de ces ions (Wierzbicka and Obidzinska, 1998). Le plomb réduit également fortement le développement de la plante et des racelles (Mishra and Choudhuri, 1998).

L'accroissement de biomasse végétale est diminué par de fortes doses de plomb (Xionget *al.*, 2006). Sur de longues durées, les traitements au plomb, même à des doses non-létales, peuvent conduire à l'apparition de nécroses au niveau des apex racinaires et des feuilles, ainsi que des chloroses foliaires (Liu *et al.*, 2000). L'ensemble des perturbations macroscopiques observées est la résultante :

- ✚ De l'interaction du plomb avec les différents composants cellulaires et les macromolécules (protéines, ADN...) ;
- ✚ De la perturbation de nombreux processus physiologiques comme la régulation du statu hydrique, la nutrition minérale, la respiration ou la photosynthèse.

VI.2. Effets sur la nutrition minérale

Le plomb affecte également la nutrition minérale, en perturbant le prélèvement et le transport des nutriments par la plante, tels que Ca, Fe, Mg, Mn, P et Zn en bloquant leur entrée ou en se liant à eux, les rendant indisponibles pour les plantes (Xiong, 1997). Burzynski (1987) a montré que la présence de plomb entraînait une diminution du contenu en potassium dans tous les tissus du concombre, ainsi qu'une diminution du calcium dans les cotylédons et l'hypocotyle, mais aussi du fer dans les racines. Le plomb affecte aussi le métabolisme azoté en diminuant le prélèvement de nitrate et en perturbant le fonctionnement du nitrate réductase (Seregin et Ivanov, 2001).

VI.3. Effet sur l'équilibre hydrique de la cellule

Le plomb peut également affecter l'état hydrique de la plante, en provoquant un stress hydrique, notamment par la fermeture des stomates. Cette fermeture des stomates a un impact sur divers processus dans la cellule tel que la photosynthèse, en induisant une déficience en CO₂ (Parys *et al.*, 1998). Le stress hydrique s'exprime également par une réduction de la surface foliaire, ainsi que globalement de tous les organes siège de la transpiration, afin de limiter les pertes en eau. On observe ensuite un flux transpiratoire diminué, une pression osmotique plus faible ou un potentiel hydrique réduit dans le xylème. Le plomb provoque une perte globale de turgescence et de plasticité, et enfin une réduction globale du contenu en eau de la plante (Weryszko-Chmielewska et Chwil, 2005).

VI.4. Effet sur la photosynthèse

L'inhibition de la photosynthèse est un des effets bien connus du Pb sur la plante (Islam *et al.*, 2008). Parmi les causes de l'altération de la photosynthèse, on peut citer une augmentation de l'activité de la chlorophyllase et, par conséquent, une dégradation des pigments chlorophylliens, en particulier, de la chlorophylle b qui est plus sensible que la chlorophylle a (Liu *et al.*, 2009). Il a été aussi montré qu'il existait une inhibition de la synthèse des pigments chlorophylliens (Cenkci *et al.*, 2010). L'affinité du Pb pour les protéines de la membrane entraîne, à des concentrations en Pb élevées, une déformation et une destruction de l'ultrastructure des chloroplastes (Islam *et al.*, 2008). De plus, parmi les facteurs qui vont inhiber la photosynthèse, on peut citer l'inhibition des enzymes du cycle de Calvin par le Pb (Liu *et al.*, 2008) ainsi que le remplacement par le Pb d'ions essentiels tels que le Mn et le Fe (Chatterjee *et al.*, 2004).

VI.5. Effet sur la respiration

Les MT réduisent automatiquement la respiration cellulaire et du coup provoque une chute du rendement photosynthétique. A forte concentration, la respiration est inhibée de 10 à 17% après une heure de traitement par 20mM de Pb et 28-40% après une durée de 3 heures (cecchi, 2008). Par contre, à faible concentration de plomb, à 5mM de Pb(NO₃)₂ pour une durée d'exposition de 24 heures, la respiration est stimulé (Romanowska *et al.*, 2002) notamment dans les feuilles détachées des plantes de petit pois comme l'orge et le maïs.

VI.6. Effets sur les protéines

Le plomb présent dans le cytoplasme interagit avec les protéines. L'action du plomb sur la concentration totale en protéine n'est pas claire, bien que de fortes concentrations

puissent diminuer le pool protéique (Jana and Choudhuri, 1982 ; Mohan and Hosetti, 1997 ; Saxena *et al.*, 2003 ; Mishra *et al.*, 2006b). Cette diminution quantitative de la teneur en protéines totales apparaît comme la résultante de plusieurs conséquences de l'action du plomb :

- ❖ Modification de l'expression génique (Kovalchuk *et al.*, 2005) et augmentation de l'activité ribonucléasique (Jana and Choudhuri, 1982 ; Gopal and Rizvi, 2008) ;
- ❖ Stimulation de l'activité protéasique (Jana and Choudhuri, 1982) ;
- ❖ Diminution de la teneur en acides aminés libres (Xiong *et al.*, 2006). Corrélée à une forte perturbation du métabolisme de l'azote. Cependant, on constate une augmentation de certains acides aminés comme la proline (Saradhi and Saradhi, 1991 ; Mohan and Hosetti, 1997 ; Qureshi *et al.*, 2007) qui semble jouer un rôle important dans la tolérance de la plante au plomb (Saradhi and saradhi, 1991).

De plus faibles concentrations semblent, au contraire, augmenter la teneur en protéines totales (Mishra *et al.*, 2006b). Cette accumulation protéique, limitée aux premiers jours d'exposition, pourrait être la conséquence de la synthèse, par la plante, de protéine de défense contre ce stress métallique, avec notamment des protéines intervenant dans le maintien du statut redox de la cellule comme l'ascorbate, ou dans la séquestration du métal.

VII. Le modèle biologique *Vicia Faba*

VII.1. *Vicia faba* L.

La fève (*Vicia faba* L.) est une plante herbacée robuste pouvant dépasser 01 mètre, à feuilles pennées terminées par une pointe, de folioles larges de couleur glauque. L'inflorescence est en racème de deux à cinq fleurs parfois solitaires, à corolle blanche ou rosée, avec des taches noires sur les ailes. Le fruit est une gousse contenant des graines de forme ovale et aplatie avec une peau épaisse, les fèves, a chromosomes grands et moins nombreux que chez la plupart des espèces dans le genre $2n = 2x = 12$. Cette espèce diffère des autres espèces de *Vicia* par l'absence de vrilles et par son aspect du hile qui est à l'angle droit de la longueur de la graine (Belkhodja, 1996).

VII.2. Origine et répartition

La culture de la fève remonte à la plus haute antiquité (Bond, 1988). Elle était connue en Europe, en Egypte et en Arabie. En chine, sa culture remonte à 2800 ans avant l'ère chrétienne (Lawes *et al.*, 1983).

Selon Ladizinsky (1975), la majorité des autres considèrent son origine à l'Est et l'Ouest de l'Asie ; pour d'autres L'Egypte, l'Ethiopie et l'Afghanistan (Abdallah, 1979).

En Europe, Schultze-Moel (1972) rapporte que la fève remonte à la période du néolithique et qu'elle fut cultivée que vers la fin de cette ère en Espagne, Portugal et l'Est de l'Europe

VII.3. Classification

Décrit par Linné en 1753, la fève *Vicia faba* L. (broadbean en anglais) est une plante dicotylédone herbacée originaire d'Asie ou du Moyen-Orient. Sa culture est très ancienne et pratiquée dans le monde entier. Sa classification systématique est la suivante :

- Règne	- <i>Plantae</i>
- Sous-règne	- <i>Tracheobionta</i>
- Division	- <i>Magnoliopsida</i>
- Classe	- <i>Magnoliopsida</i>
- Sous-classe	- <i>Rosidae</i>
- Ordre	- <i>des Fabales</i>
- Famille	- <i>des Fabaceae</i>
- Genre	- <i>Vicia</i>
- Espèce	- <i>faba</i>

Il en existe 2 sous-espèces, *paucijuga* et *eu-faba*. Dans la sous-espèce *eu-faba*, on démontre 3 variétés différentes (Gallais and Bannerot, 1992) :

- ❖ *Vicia faba minor*, la petite fève ou féverole utilisée pour l'alimentation du bétail ;
- ❖ *Vicia faba equina*, la fève à cheval à grains moyens aussi appelée féverole ou févette dans certaines régions. Comme son nom l'indique elle est également destinée à l'alimentation du bétail.

VII.4 Aspect et particularités

La figure (12) représente l'aspect des feuilles, fleurs et fruits de *Vicia faba* L. il s'agit d'une plante robuste, grimpante, qui peut atteindre plus d'un mètre. Ses feuilles, composées de 2 à 7 folioles, sont alternes sur la tige de section carrée. Ses fleurs, disposées en racème (grappe), sont blanches avec un point noir sur les ailes, zygomorphes (à symétrie axiale) et hermaphrodites, à pollinisation entomophile. Sa floraison dépend de la photopériode et de la

température (Evans, 1953). Ses fruits sont des gousses, caractéristiques de la famille des Fabacées (Foltete, 2010).

Comme chez tous les représentants de cette famille, connus sous le nom de légumineuses, les racines de la plante possèdent des nodules à l'intérieur desquelles des cellules géantes servent d'abri à une bactérie symbiotique, appartenant à l'espèce *Rhizobium leguminosarum*. Cette bactérie est capable de capter le diazote atmosphérique et de le fixer dans le sol sous forme d'ions utilisables par les plantes (Foltete, 2010).



Figure 12 :les différentes parties de la fève (*Vicia faba* L.) (Thomé 1885)

VII.5. Culture

Cette plante méditerranéenne est peu exigeante sur le type de sol, à condition que ce dernier soit bien ensoleillé et pas trop acide. Son pH optimal se situe aux environs de 6.75, mais elle tolère bien les pH compris entre 5.5 et 8 (Foltete, 2010).

La fève est localisée dans l'étage bioclimatique de 250 mm de pluie, tolère bien le froid (Herzog, 1984) et les hautes températures (Carlu, 1952). Sa température optimale de pousse se situe aux environs de 20°C (Foltete, 2010) ; la somme de température nécessaires pour accomplir son cycle végétatif varie de 1900 à 2000 heures (Carlu, 1952). La fève préfère les sols profonds, silico-argileux riches en matière nutritives et en humus (Kolev, 1976).

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 mi-avril, des février dans le sud de la France, mais de juin pour la récolte (Foltete, 2010).

Partie II

Matériels et Méthodes

1. Le but de travail

L'objectif de notre travail est de suivre le comportement de la plante étudiée (*Vicia faba* L.) cultivée dans des conditions de stress abiotique induit par la présence de plomb dans le milieu de culture, et d'évaluer l'implication de ce stress sur le bilan minéral de la plante.

L'étude menée est réalisée sous des conditions non-contrôlées afin d'étudier l'impact du plomb présent dans le milieu de culture sur les variations des teneurs en éléments minéraux dans les différentes parties de la plante.

2. Site d'étude

2.1 Description de la serre

La présente étude a été réalisée dans une serre située à la commune de Mazargan à 05Km environ de la ville de Mostaganem (photo n°01).

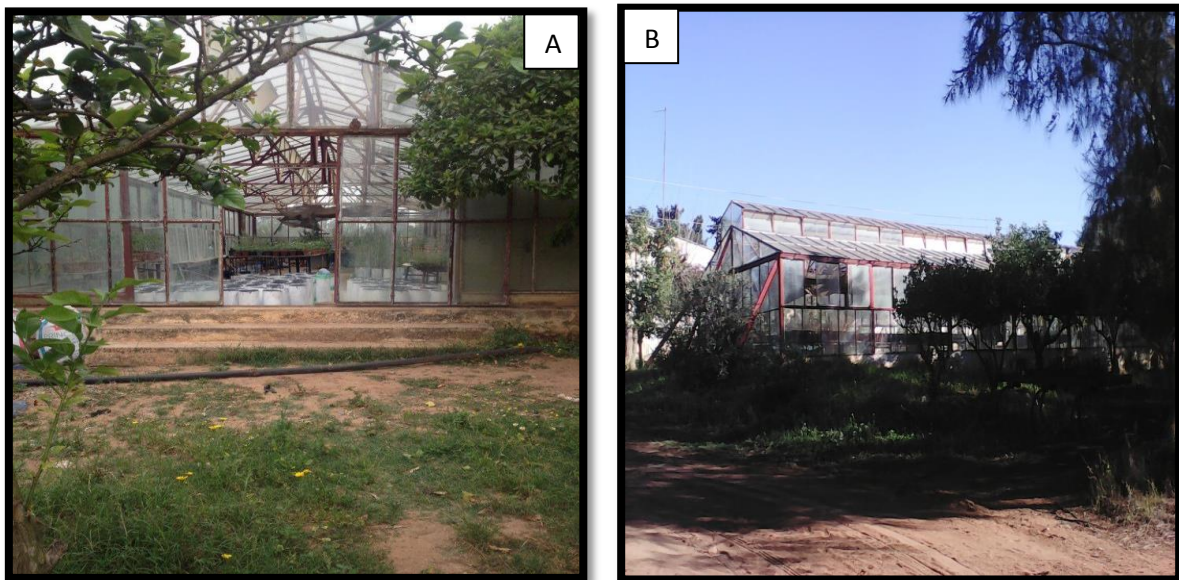


Photo n°01: présentation de la serre expérimentale (A: vue principale, B: vue latérale) représente le site d'étude.

3. Matériel végétal

La fève (*Vicia faba* L.), de la famille des fabaceae a été choisie en raison de son utilisation au laboratoire comme plante modèle pour les études de toxicologie de différents polluants et en raison de sa croissance rapide et sa biomasse importante.

Les graines de la fève sont de la variété Sidi Aïch, elles sont soigneusement fournies par le Centre National de Contrôle et de Certification des Semences et Plantes (CNCCSP) station est d'El-Khroub (Constantine).

4. Mode opératoire (réalisation de l'expérimentation)

4.1. Germination des graines

Les graines de *Vicia faba* sont triées et désinfectées par un lavage à l'eau de Javel (12 %) afin d'éviter toutes contaminations fongiques possibles, puis rincées à l'eau distillée pour éliminer l'excès de l'eau de javel. Pour faciliter et homogénéiser leur germination, les graines sont placées dans de l'eau distillée. Elles sont ensuite, disposées dans des boîtes en plastiques et mises à germer entre deux couches de papier filtre imbibé continuellement par de l'eau distillée, les boîtes sont maintenues à l'obscurité et à température ambiante pendant 5 jours.

La figure suivante représente la préparation des graines pour la germination :

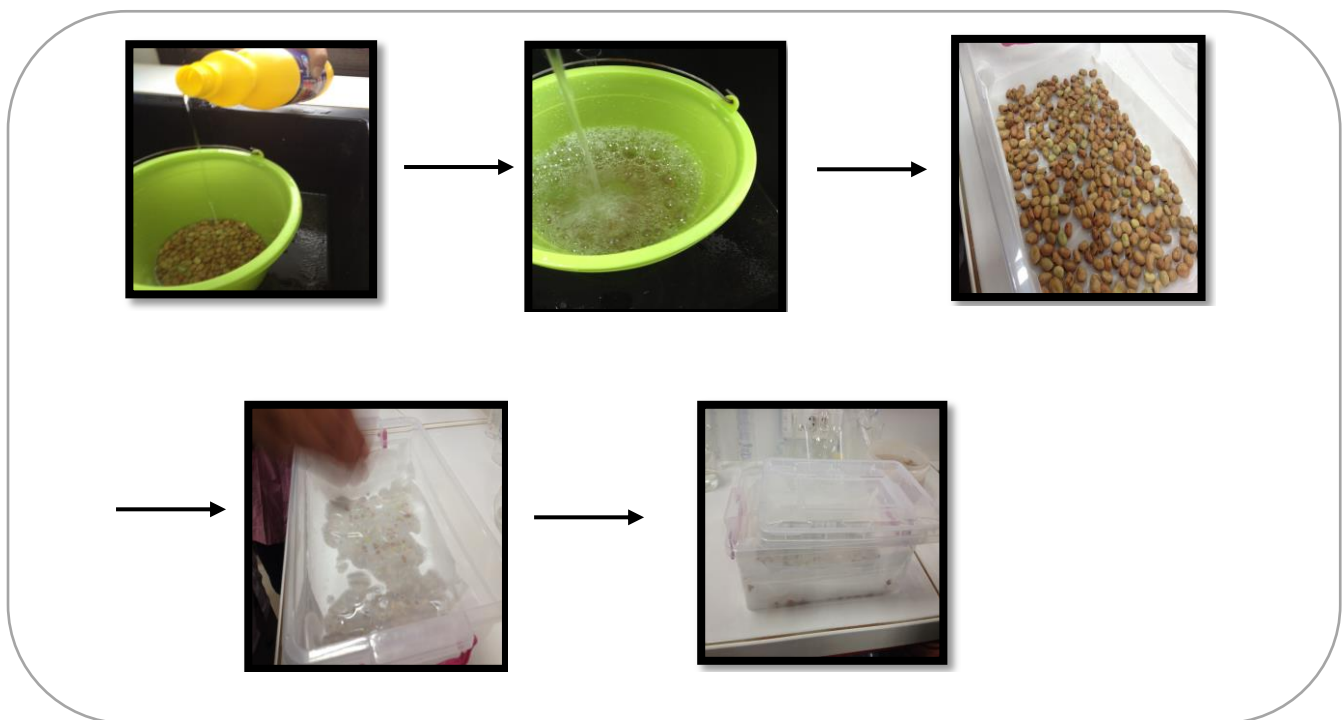


Figure 13: les étapes de la germination des graines.

4.2. Préparation du substrat

Le substrat utilisé pour l'expérimentation est constitué de sol prélevé de la ferme expérimentale Mazagran de l'université de Mostaganem les propriétés de ce sol sont indiquées dans le tableau n°03 Le sol est séché à l'air libre, tamisé puis homogénéisé et enfin transféré dans les pots de culture.



Photo02: préparation du substrat et remplissage des pots.

Tableau 03: Propriété physico-chimique du substrat utilisé.

Granulométrie (Pipette De Robinson)	
- $\varnothing < 2\mu\text{m}$	4.91%
- $2\mu\text{m} < \varnothing < 20\mu\text{m}$	9.46%
- $20\mu\text{m} < \varnothing < 50\mu\text{m}$	6.84%
- $50\mu\text{m} < \varnothing < 200\mu\text{m}$	43.85%
- $200\mu\text{m} < \varnothing < 2\text{mm}$	34.55%
pH (AFNOR X31-103 Sol/Eau : 2/5)	8.59
Conductivité Electrique ($\mu\text{s}/\text{cm}$) (Iso : 11265 Sol/Eau : 1/10)	162
Matière Organique (%) (Méthode De Walkley)	1.78
U.S.D.A Texture :	Sable Limoneux

Les pots utilisés pour l'expérimentation sont des pots en plastique de 17 cm de diamètre et de 15 cm de hauteur (photo n°03).

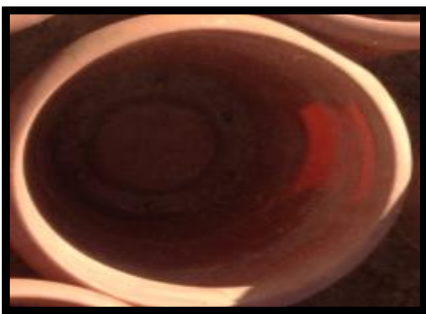


Photo 03: présentation des pots de culture.

4.3 Le dispositif expérimental

Pour réaliser notre travail les pots sont répartis selon sept lots. Un premier lot sert de témoin (D_0) et les autres subissent un stress métallique de 50ppm (D_1), 100ppm (D_2), 200ppm (D_3), 500ppm (D_4), 1000ppm (D_5) et 2000ppm (D_6). Chaque niveau de traitement se compose de 4 cylindres, représentant quatre répétitions pour chaque dose.

Le tableau suivant représente le dispositif expérimental pour l'application du stress

Tableau04 : dispositif expérimental

		Traitement du $Pb(NO_3)_2$ (ppm)						
Doses		D ₀	D ₁	D ₂	D ₃	D ₄	D ₅	D ₆
		(Témoin)	(50ppm)	(100)	(200ppm)	(500ppm)	(1000ppm)	(2000ppm)
Répétitions								
R ₁		D ₀ R ₁	D ₁ R ₁	D ₂ R ₁	D ₃ R ₁	D ₄ R ₁	D ₅ R ₁	D ₆ R ₁
R ₂		D ₀ R ₂	D ₁ R ₂	D ₂ R ₂	D ₃ R ₂	D ₄ R ₂	D ₅ R ₂	D ₆ R ₂
R ₃		D ₀ R ₃	D ₁ R ₃	D ₂ R ₃	D ₃ R ₃	D ₄ R ₃	D ₅ R ₃	D ₆ R ₃
R ₄		D ₀ R ₄	D ₁ R ₄	D ₂ R ₄	D ₃ R ₄	D ₄ R ₄	D ₅ R ₄	D ₆ R ₄

4.4. Application du stress de plomb

Les différentes doses appliquées sont préparées à base de nitrate de plomb [$Pb(NO_3)_2$] pour donner des solutions de concentrations équivalentes à 50, 100, 200, 500, 1000 et 2000 ppm. Le stress est ajouté au sol avant l'installation des cultures (photo n°04).

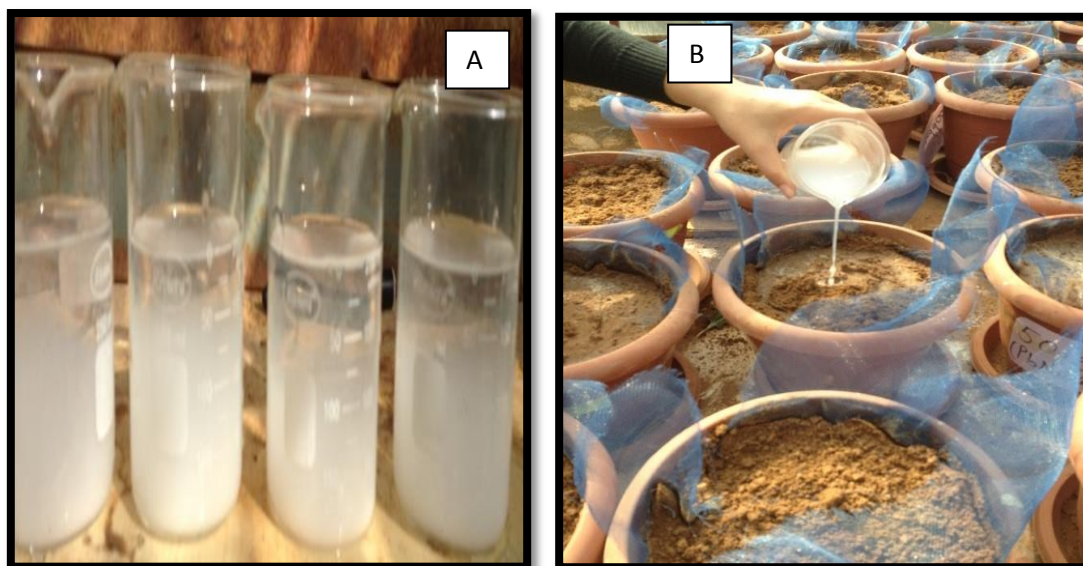


Photo n°04: application du stress (A: préparation des concentrations, B: application des différentes doses).

4.5. Le repiquage des graines

Au bout du quatrième jour après la germination, les graines sont repiquées soigneusement à raison de deux graines par pot (photo n°05), après l'apparition des jeunes plantules une seule plante est conservée pour chaque pot.



Photo n°05: repiquage des graines dans les pots de culture.

4.6. L'arrosage

L'irrigation se fait deux fois par semaine, une fois avec l'eau de robinet et une fois avec le fertilisant. La concentration de la solution fertilisante est de 30g/10l, la composition du fertilisant est donnée par le tableau n°05. Les plantes sont conservées dans la serre jusqu'à la fin de l'expérimentation (90 jours après le repiquage).

Tableau05:Composition chimique de la solution nutritive.

Elément chimique	Quantité
N	20%
P ₂ O ₅	20%
K ₂ O	20%
S	0.8%
MgO	0.4%
Fe EDTA	650 ppm
Mn	650 ppm
Mo	50 ppm
SO ₃	0.8%
Cu	60 ppm
Zn	300 ppm
Bore (B)	300 M

5. Extraction des éléments minéraux

Les analyses des éléments minéraux ont été effectuées sur les feuilles, les tiges et les racines et ont porté sur la détermination des teneurs en sodium, potassium et calcium.

Les feuilles, les racines et les tiges de chaque plante sont enveloppées séparément dans du papier aluminium, puis numérotées, les lots de chacun des organes sont étuvés pendant 48 heures à 80°C, les échantillons sont broyés à l'aide d'un broyeur jusqu'à l'obtention d'un poudre fine.

100mg de matériel végétal préalablement séchés, sont introduits dans un creuset en porcelaine. Le creuset est placé dans un four dont la température augmentée progressivement jusqu'à 450°C et qui est ainsi maintenue pendant 2 heures



Ph06 : pesée de 0.1g de matériel végétal



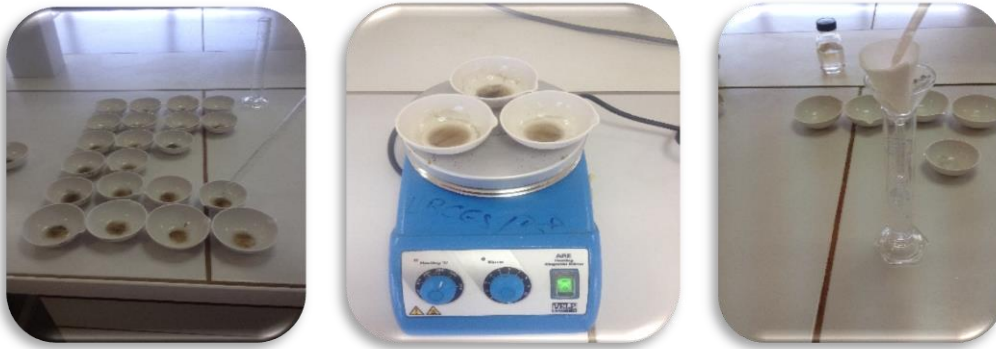
Ph07 : les creusets dans le four à 450°C



Ph08 : le creuset après 2h dans le four.

Après refroidissement les cendres sont humectées avec 1mL de HNO₃, puis on évapore à sec sur plaque chauffante. Puis remettre les creusets dans le four pendant une heure

Après refroidissement on ajout 1mL de HCl 6N puis filtrer et ajuster avec de l'eau distillé jusqu'à 50 mL



Ph09 : Ajout de 1ml d'HCl **Ph10 :** mettre sur la plaque chauffante **Ph11 :** Filtration

5.1. Dosage des éléments minéraux par le spectrophotomètre à flamme

Le dosage des éléments minéraux à l'aide d'un spectrophotomètre à flamme de marque (JENWAY, PEP7 Flamespectromere), après avoir réalisé des courbes étalonnages pour chaque élément.

Pour chaque élément minéral à doser, des solutions étalons à des concentrations connues doivent être préparées d'une solution mère de $0,1\text{g.L}^{-1}$ pour chaque élément à partir de cette dernière, les solutions filles ou solutions étalons peuvent être facilement reproduites.

5.1.1. Dosage de potassium

Pour préparer une solution standard de potassium il faut mettre 0,1g de chlorure de potassium (KCL) desséché dans une fiole jaugée d'un litre de capacité et compléter le volume avec de l'eau déminéralisée jusqu'au trait de jauge.

5.1.2. Dosage de Calcium

Pour préparer une solution standard de sodium, il faut mettre 0,1g de chlorure de calcium (CaCl_2) desséché dans une fiole jaugée d'un litre de capacité et compléter le volume avec de l'eau déminéralisée jusqu'au trait de jauge.

5.1.3. Dosage de sodium

Pour préparer une solution standard de sodium, il faut mettre 0,1g de chlorure de sodium (NaCl) desséché dans une fiole jaugée d'un litre de capacité et compléter le volume avec de l'eau déminéralisée jusqu'au trait de jauge.

6. Analyse statistique

L'analyse statistique se porte sur l'analyse de variance à un seul facteur en randomisation (le test est significatif quand $p < 0.05$), et sur la comparaison des moyennes par le test de

NEWMAN-KEULS. Les différents traitements statistiques des données obtenues sont réalisés par StatBox version 6.40 et vérifiés par Statistica 8, les résultats sont présentés sous forme de moyenne \pm écartype (Mean \pm SD).

Partie III
Résultats & Discussions

1. Présentation des Résultats

1.1. Teneur en Sodium (Na)

1.1.1. Le Sodium dans la racine

Les valeurs moyennes de la teneur en sodium dans la racine (figure 14) montrent une claire diminution de ce paramètre en fonction de l'intensité de la dose de plomb appliquée dans le substrat. La teneur en sodium enregistrée pour le témoin est de l'ordre de 190,25 ppm (tableau n°06), cette valeur est la plus importante. Au niveau du traitement D_1(50 ppm) les valeurs moyennes sont de 187,5 ppm inscrivant une régression par rapport au témoin de 1.45%, cette régression arrive pour le lot D_6 (2000 ppm) à 15,77% et une teneur en Na de 160.25 ppm.

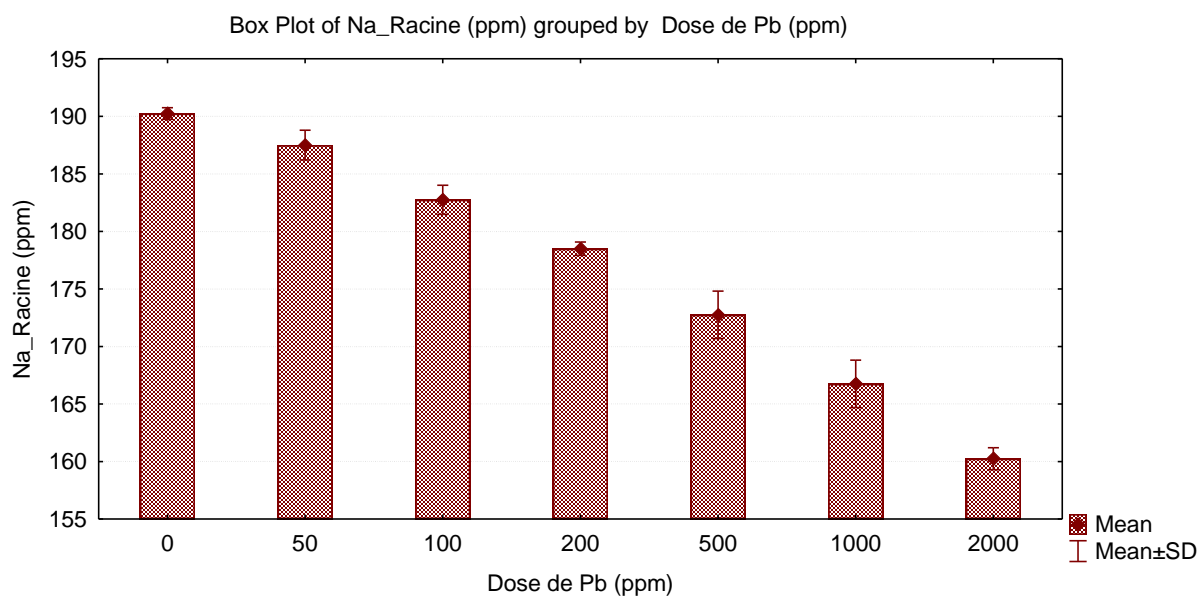


Figure 14 : les teneurs en sodium dans les racines de la plante de *Vicia faba* L.

L'analyse de la variance (tableau. n°06) montre que la variation du teneur en sodium dans la racine est largement conditionnée par les fluctuations et l'intensité du stress de plomb appliqué avec une probabilité $p=0$.

Tableau n° 06 : Analyse de la variance de la teneur des différentes parties de la fève en Sodium

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA
Racine	2899,214	6	483,202	255,277	0*
Tige	5717,429	6	952,905	18,542	0*
Feuilles	1636,5	6	272,75	199,226	0*

*: test significatif ($p < 0,05$)

Tableau n°07 : L'évolution de la teneur en Sodium dans la racine en fonction de la concentration en Plomb.

Dose de plomb (ppm)	Teneur en Na (ppm)	Taux d'évolution (%)*
D_0 (0 ppm)	190,25±0,50 ^A	-
D_1 (50 ppm)	187,5±1,29 ^B	-1,45
D_2 (100 ppm)	182,75±1,26 ^C	-3,94
D_3 (200 ppm)	178,5±0,58 ^D	-6,18
D_4 (500 ppm)	172,75±2,06 ^E	-9,20
D_5 (1000 ppm)	166,75±2,06 ^F	-12,35
D_6 (2000 ppm)	160,25±0,96 ^G	-15,77

*: Taux d'évolution par rapport au témoin

A, B, C, D, E, F, G: Groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS.

D'après le tableau n°07 on peut classer les valeurs moyennes du taux de sodium selon le test NEWMAN-KEULS (annexe n°01) en sept groupes très distincts, le premier est le groupe homogène A qui regroupe seulement le lot du témoin (0 ppm), le second groupe c'est le groupe D_1 (50 ppm) puis on trouve le groupe C, D, E, F et G qui regroupes respectivement les niveaux de traitement D_2, D_3, D_4, D_5 et D_6.

I.1.2. Le Sodium dans la tige

Les valeurs moyennes (figure 15) montrent que la teneur en sodium dans la tige diminue clairement avec l'augmentation des doses de Pb appliquées. La valeur moyenne du teneur en sodium enregistrée pour le lot témoin est de 224,5ppm. Pour la dose D_1 (50ppm) on enregistre une régression de ce paramètre de l'ordre 0,45%, les diminutions deviennent plus importantes à partir de D_4, où on enregistre une moyenne de la teneur en sodium de 211,5 ppm avec une régression par rapport au témoin de l'ordre de 5,79%, cette régression atteint pour D_6 (2000 ppm) 16,15% et une moyenne de la teneur en Na de 188,25 ppm.

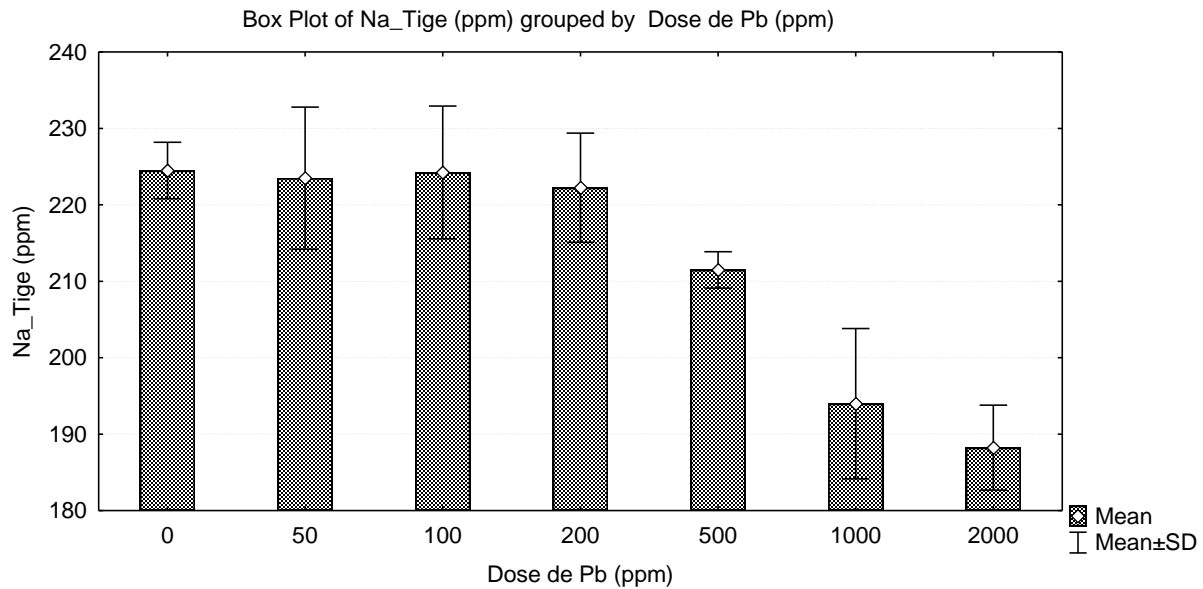


Figure15 : les teneurs en sodium dans les tiges de la plante de *Vicia faba*L.

Tableau n°08 : L'évolution de la teneur en Sodium dans la tige en fonction de la concentration en Plomb.

Dose de plomb (ppm)	Teneur en Na (ppm)	Taux d'évolution (%)*
D_0 (0 ppm)	224,5±3,7 ^A	-
D_1 (50 ppm)	223,5±9,29 ^A	-0,45
D_2 (100 ppm)	224,25±8,69 ^A	-0,11
D_3 (200 ppm)	222,25±7,14 ^A	-1,00
D_4 (500 ppm)	211,5±2,38 ^A	-5,79
D_5 (1000 ppm)	194±9,83 ^B	-13,59
D_6 (2000 ppm)	188,25±5,56 ^B	-16,15

*: Taux d'évolution par rapport au témoin

A et B: Groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS.

D'après le tableau n°08 on peut classer les valeurs moyennes du teneur de sodium selon le test NEWMAN-KEULS (annexe n°01) en deux groupes très distincts, le premier est le groupe homogène A qui regroupe les cinq premières doses D_0, D_1, D_2, D3 et D_4, le deuxième groupe c'est le groupe B qui regroupe D_5 (1000ppm) et D_6 (2000ppm).

Selon le tableau de la variance (tableau n°6) le facteur dose de plomb a un effet significatif sur les variations de la teneur en Na de la tige ($p < 0,05$)

I.1.3. Le Sodium dans les feuilles

Les résultats moyens de la teneur en sodium dans les feuilles (figure 16) montrent qu'une augmentation de la dose de plomb appliquée dans le milieu de culture s'accompagne avec une nette diminution de ce paramètre. Les valeurs moyennes enregistrées pour le D_0 sont de l'ordre de 159,75 ppm, le lot D_1 (50ppm) enregistre une régression de 2,19% par rapport au témoin soit une valeur moyenne de 156,25 ppm. Les régressions inscrites au niveau de D_5 sont de l'ordre de 11,89%, elles arrivent à 14,4% pour D_6 (2000 ppm) avec une valeur moyenne de 136,75 ppm (tableau n°09).

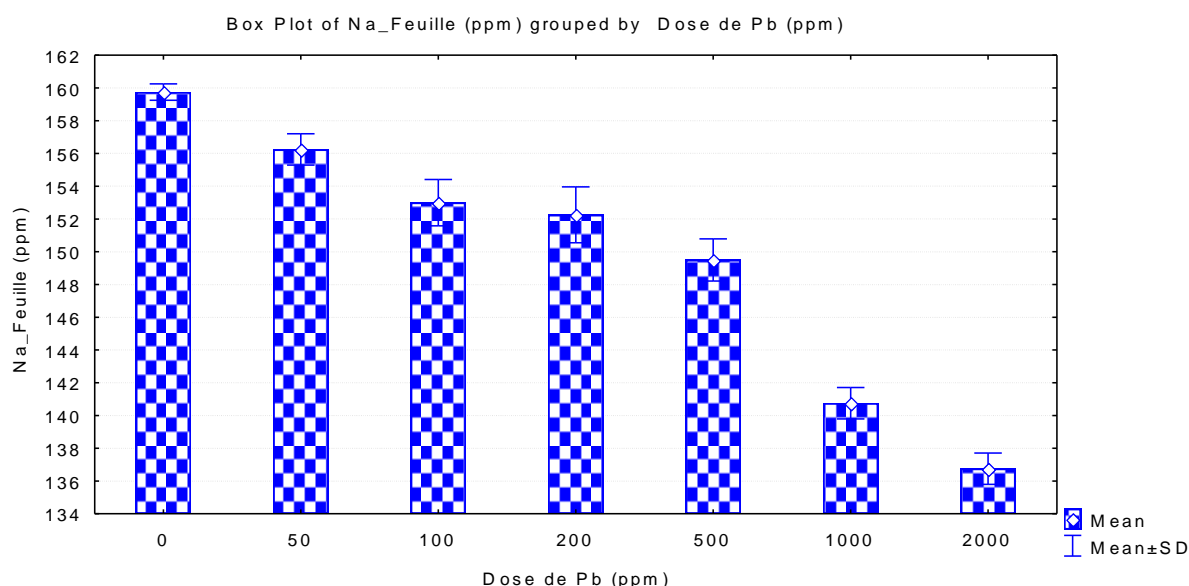


Figure16 : les teneurs en sodium dans les feuilles de la plante de *Vicia faba*L.

Tableau 09 : L'évolution de la teneur en Sodium dans les feuilles en fonction de la concentration en Plomb.

Dose de plomb (ppm)	Teneur en Na (ppm)	Taux d'évolution (%)*
D_0 (0 ppm)	159,75±0,50 ^A	-
D_1 (50 ppm)	156,25±0,96 ^B	-2,19
D_2 (100 ppm)	153,00±1,41 ^C	-4,23
D_3 (200 ppm)	152,25±1,71 ^C	-4,69
D_4 (500 ppm)	149,50±1,29 ^D	-6,42
D_5 (1000 ppm)	140,75±0,96 ^E	-11,89
D_6 (2000 ppm)	136,75±0,96 ^F	-14,40

*: Taux d'évolution par rapport au témoin

A, B, D, E et F: Groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS.

Les variations de la teneur en sodium enregistrées sont très influencées par l'augmentation de la dose de plomb ajoutée avec une probabilité $p=0$ (tableau. n°06). Cet effet significatif permet de classer les moyens selon le test de NEWMAN-KEULS (annexe n°01) en six groupes homogènes, le témoin D_0 (0 ppm) en premier groupe A, puis le groupe B qui renferme le deuxième niveau de traitement (50 ppm), le groupe C pour qui regroupe la dose D_2 et D_3, les groupes D, E et F pour les doses D_4, D_5 et D_6 (500, 1000 et 2000 ppm).

1.2. Teneur en Potassium (K)

1.2.1. Le Potassium dans la racine

Les valeurs moyennes de la teneur en potassium dans la racine (figure 17) montrent une claire diminution de ce paramètre en fonction de l'intensité de la dose de plomb appliquée dans le substrat. La valeur moyenne enregistrée pour le témoin est de l'ordre de 110,75ppm (tableau n°10), cette valeur est la plus importante. Au niveau du traitement D_1 (50 ppm) les valeurs moyennes sont de 107ppm inscrivant une régression par rapport au témoin de 3,39%, cette régression arrive pour le lot D_6 (2000 ppm) à 16,25% et une teneur moyenne en K de 92,75 ppm.

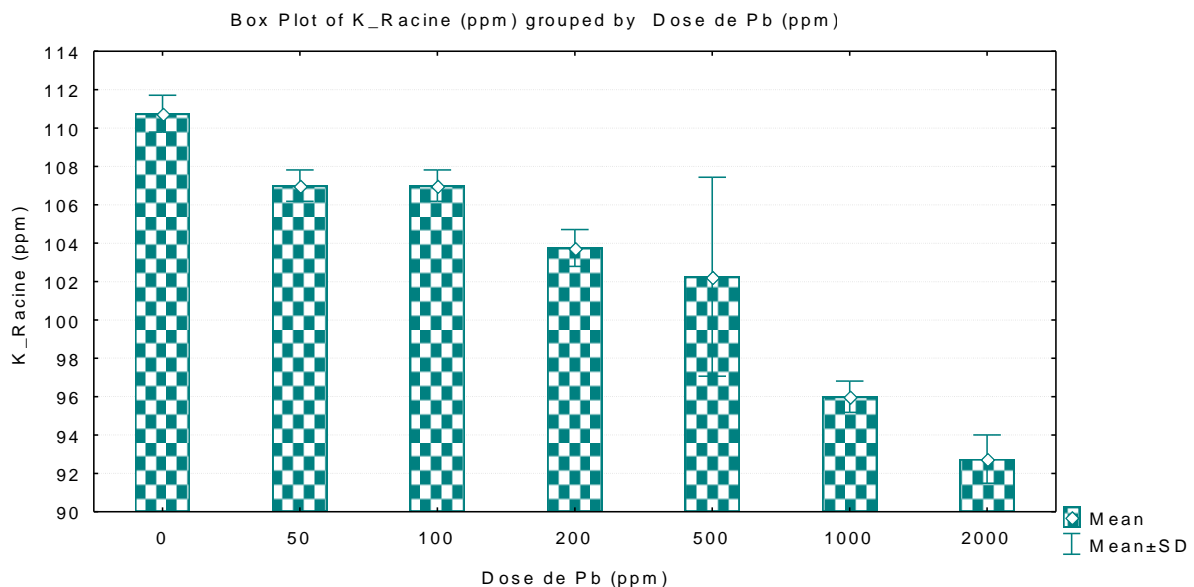


Figure17 : les teneurs en potassium dans les racines de la plante de *Vicia faba*L.

Tableau n°10 : L'évolution de la teneur en Potassium dans la racine en fonction de la concentration en Plomb.

Dose de plomb (ppm)	Teneur en K (ppm)	Taux d'évolution (%)*
D_0 (0 ppm)	110,75±0,96 ^A	-
D_1 (50 ppm)	107,00±0,82 ^B	-3,39
D_2 (100 ppm)	107,00±0,82 ^B	-3,39
D_3 (200 ppm)	103,75±0,96 ^C	-6,32
D_4 (500 ppm)	100,00±0,82 ^D	-9,71
D_5 (1000 ppm)	96,00±0,82 ^E	-13,32
D_6 (2000 ppm)	92,75±1,26 ^F	-16,25

*: Taux d'évolution par rapport au témoin

A, B, C, D, E et F: Groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS.

D'après le tableau (10) on peut classer les valeurs moyennes du teneur en potassium selon le test NEWMAN-KEULS (annexe n°01) en six groupes très distincts, le premier est le groupe homogène A qui regroupe seulement le lot de témoin, le deuxième groupe c'est le groupe B D_1(50 ppm) et D_2 (100ppm), le groupe C regroupe D_3 (200ppm), le groupe D regroupe D_4(500ppm) et les groupes E et F regroupes les doses D_5 et D_6 respectivement.

Tableau n° 11 :Analyse de la variance de la teneur des différentes parties de la fève en Potassium

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA
Racine	1014,714	6	169,119	194,603	0*
Tige	3401,214	6	566,869	239,281	0*
Feuilles	3438,428	6	573,071	249,42	0*

*: test significatif ($p < 0,05$)

Les résultats statistiques (tableau n° 11) montre que le facteur étudié (dose de plomb) exerce un effet significatif ($p < 0,05$).

1.2.2. Le Potassium dans la tige

Les valeurs moyennes (figure 18) montrent que la teneur en potassium dans la tige diminue clairement avec l'augmentation des doses de Pb appliquées. La valeur moyenne de la teneur en potassium enregistrée pour le lot témoin est de 133ppm. Pour la dose D_1 (50ppm) on enregistre une régression de ce paramètre de l'ordre 5,45%, cette régression arrive à 26,25% au niveau de D_6 (2000 ppm).

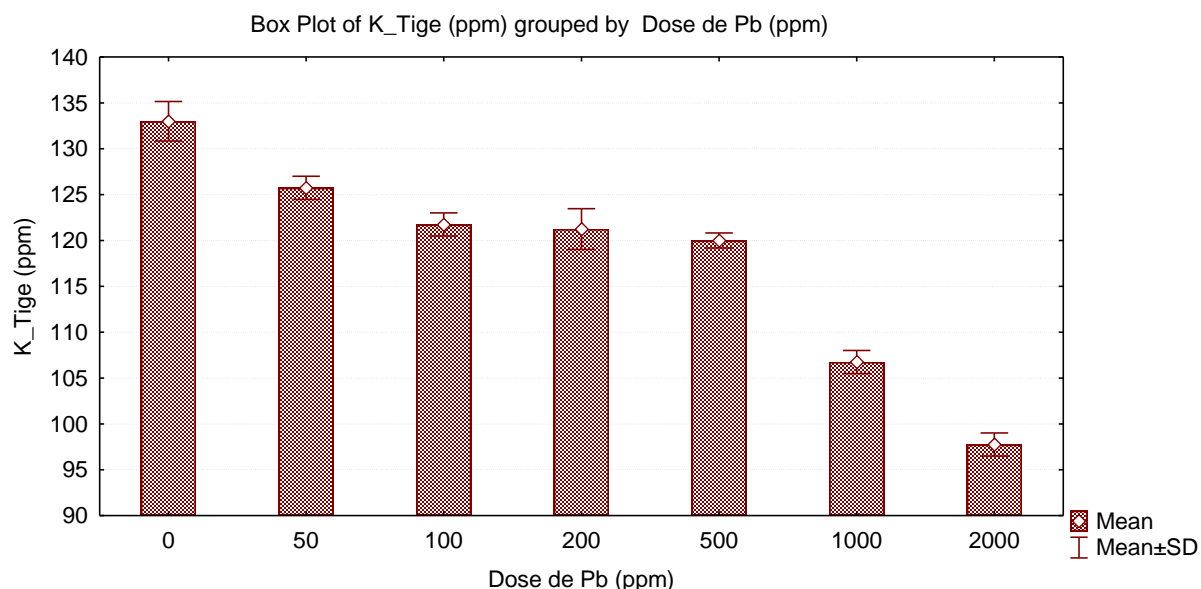


Figure18 : les teneurs en potassium dans les tiges de la plante de *Vicia faba*L.

L'étude statistique (tableau. n°06) montre que les variations de la teneur en potassium dans la tige sont largement conditionnées par la présence du plomb dans le milieu ($p=0$).

Tableau n°12 : L'évolution de la teneur en Potassium dans la tige en fonction de la concentration en Plomb.

Dose de plomb (ppm)	Teneur en K (ppm)	Taux d'évolution (%)*
D_0 (0 ppm)	133,00±2,16 ^A	-
D_1 (50 ppm)	125,75±1,26 ^B	-5,45
D_2 (100 ppm)	121,75±1,26 ^C	-8,46
D_3 (200 ppm)	121,25±2,22 ^C	-8,83
D_4 (500 ppm)	120,00±0,82 ^C	-9,77
D_5 (1000 ppm)	106,75±1,2 ^D	-19,74
D_6 (2000 ppm)	97,75±1,26 ^E	-26,50

*: Taux d'évolution par rapport au témoin

A, B, C, D et E: Groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS.

D'après le tableau (12) on peut classer les valeurs moyennes de la teneur en potassium dans la tige selon le test NEWMAN-KEULS (annexe n°01) en cinq groupes très distincts, le premier est le groupe homogène A qui regroupe seulement le lot du témoin (0 ppm), le second groupe B c'est le groupe D_1 (50 ppm), D_2 (100ppm), D_3 (200ppm) et le lot D_4 (500ppm) sont représentés par le groupe C, dans le groupe D on trouve le lot D_5 et le groupe E qui regroupe lot D_6.

1.2.3. Le Potassium dans les feuilles

Les valeurs moyennes de la teneur en potassium dans les feuilles (figure 19) montrent une diminution de ce paramètre en fonction de l'intensité de la dose de plomb appliquée dans le substrat. La teneur en potassium enregistré pour le témoin est de l'ordre de 145ppm, au niveau du traitement D_1 (50 ppm) on enregistre une diminution de la teneur de ce paramètre qui atteint 141.75ppm avec une régression par rapport au témoin de 2,24%, ces teneurs diminuent jusqu'à 112,50 ppm et un taux d'évolution de -22,40% au niveau de D_6.

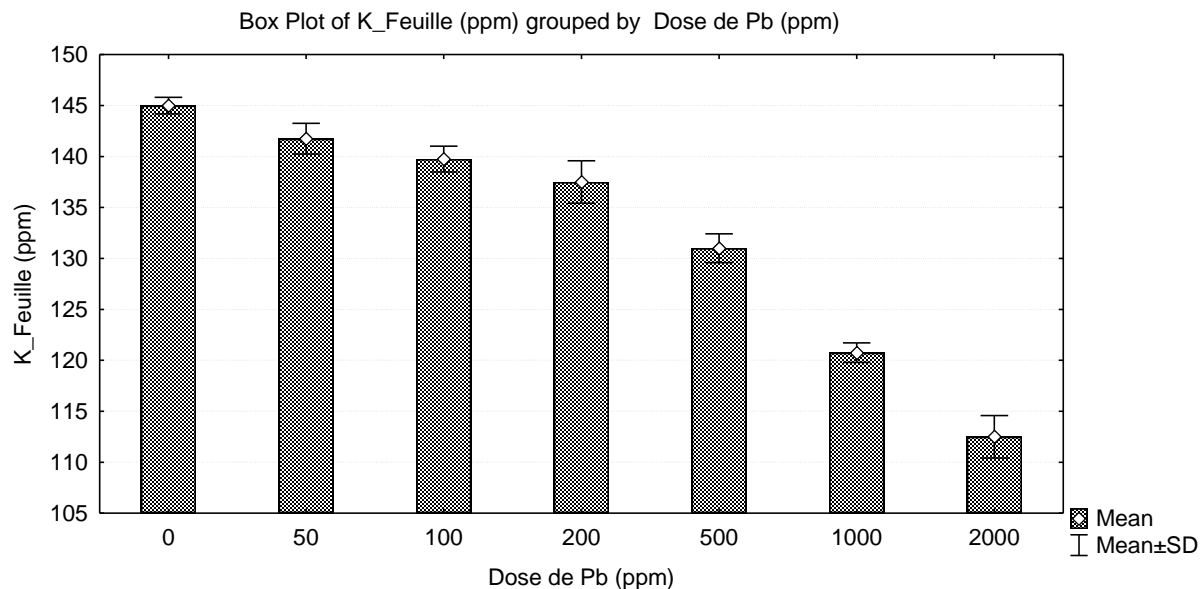


Figure 19 : les teneurs en potassium dans les feuilles de la plante de *Vicia faba*L.

Le tableau de la variance (tableau n°06) montre que le facteur dose de plomb a un effet significatif sur les variations de ce paramètre.

D'après le tableau n°13 on peut classer les valeurs moyennes du taux de la teneur en potassium dans les feuilles selon le test NEWMAN-KEULS (annexe n°01) en six groupes très distincts, le premier est le groupe homogène A qui regroupe seulement le lot du témoin (0 ppm), le second groupe c'est le groupe B qui regroupe D_1 (50 ppm) et D_2 (100ppm). Le groupe C qui regroupe le niveau de traitement D_3, les groupes D, E et F regroupe D_4, D_5 et D_6 respectivement.

Tableau n°13 : L'évolution de la teneur en Potassium dans les feuilles en fonction de la concentration en Plomb.

Dose de plomb (ppm)	Teneur en K (ppm)	Taux d'évolution (%)*
D_0 (0 ppm)	145,00±0,82 ^A	-
D_1 (50 ppm)	141,75±1,50 ^B	-2,24
D_2 (100 ppm)	139,75±1,26 ^B	-3,62
D_3 (200 ppm)	137,50±2,08 ^C	-5,17
D_4 (500 ppm)	131,00±1,41 ^D	-9,66
D_5 (1000 ppm)	120,75±0,96 ^E	-16,72
D_6 (2000 ppm)	112,50±2,08 ^F	-22,41

*: Taux d'évolution par rapport au témoin

A, B, C, D, E et F: Groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS.

1.3. Teneur en Calcium (Ca)

1.3.1. Le Calcium dans la racine

Les valeurs moyennes (figure 20) montrent que la teneur en calcium dans la racine augmente clairement avec l'augmentation des doses de Pb appliquées. La valeur moyenne de la teneur en calcium enregistrée pour le lot témoin est de 1,95 ppm. Au niveau du traitement D_1 (50 ppm) les valeurs moyennes sont de 2,23 ppm inscrivait une progression par rapport au témoin de 14,10%, cette progression arrive pour le lot D_6 (2000 ppm) à 97,44% et une teneur en Ca de 3,85ppm.

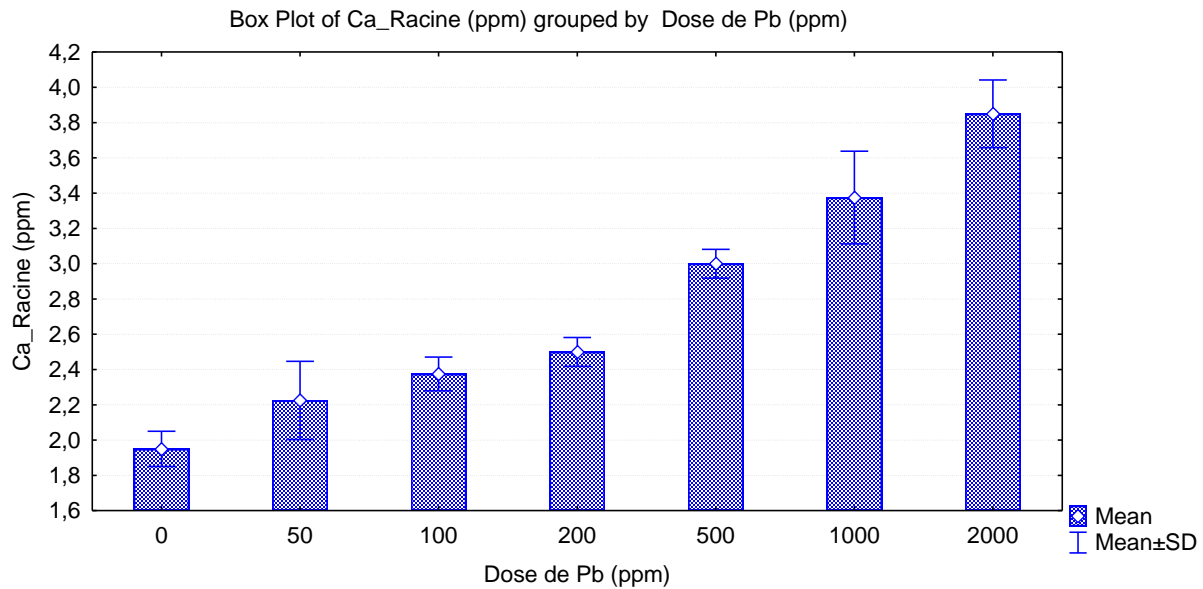


Figure 20 : les teneurs en calcium dans les racines de la plante de *Vicia faba*L.

L'analyse de la variance (tableau n°14) montre que la variation du teneur en calcium est largement conditionnée par les fluctuations et l'intensité du stress de plomb appliqué avec une probabilité $p=0$

Tableau n°14 : Analyse de la variance de la teneur en calcium dans de la plante *Vicia faba*.L.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA
Racine	11,127	6	1,855	69,236	0*
Tige	30,91	6	5,152	35,823	0*
Feuilles	2,359	6	0,393	13,261	0*

*: test significatif ($p < 0,05$)

D'après le tableau (15) on peut classer les valeurs moyennes du teneur en calcium selon le test NEWMAN-KEULS en cinq groupes très distincts A, B, C, D et E (annexe 01) dans le groupe A regroupe on trouve seulement D_6 (2000ppm), le groupe B pour D_5 (1000ppm). La dose de 500ppm se trouve dans le groupe C, le groupe D englobe D_3, D_2 et D_1 et finalement le témoin se trouve dans le groupe E.

Tableau n°15 : L'évolution de la teneur en Calcium dans la racine en fonction de la concentration en Plomb.

Dose de plomb (ppm)	Teneur en Ca (ppm)	Taux d'évolution (%)*
D_0 (0 ppm)	1,95±0,10 ^E	-
D_1 (50 ppm)	2,23±0,22 ^D	14,10
D_2 (100 ppm)	2,38±0,10 ^D	21,79
D_3 (200 ppm)	2,50±0,08 ^D	28,21
D_4 (500 ppm)	3,00±0,08 ^C	53,85
D_5 (1000 ppm)	3,38±0,26 ^B	73,08
D_6 (2000 ppm)	3,85±0,19 ^A	97,44

*: Taux d'évolution par rapport au témoin

A, B, C, D et E: Groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS.

1.3.2. Le Calcium dans la tige

D'après la figure (21) on peut constater que les teneurs en calcium dans la tige diminuent avec l'augmentation de la dose de plomb appliquée. La teneur en calcium enregistrée pour le témoin est de l'ordre de 3,93 ppm. Pour la dose 50ppm on enregistre une régression de ce paramètre de l'ordre 3,18%, cette teneur est diminuée pour D_6 et atteint 1,18 ppm avec un taux d'évolution de -70,06%.

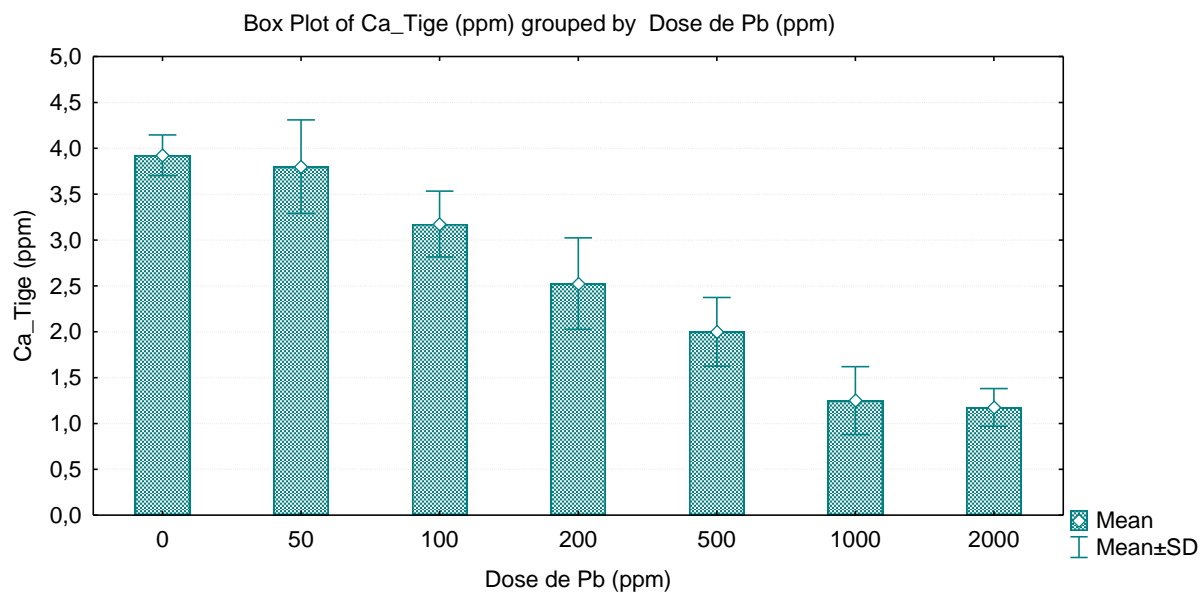


Figure21 : Les teneurs en calcium dans les tiges de la plante de *Vicia faba* L.

L'analyse de la vicariance (tableau n°14) montre que le facteur étudié (dose de plomb) a un effet significatif sur les variations de la teneur en calcium dans la tige.

Tableau n°16 : L'évolution de la teneur en Calcium dans la tige en fonction de la concentration en Plomb.

Dose de plomb (ppm)	Teneur en Ca (ppm)	Taux d'évolution (%)*
D_0 (0 ppm)	3,93±0,22 ^A	-
D_1 (50 ppm)	3,80±0,51 ^A	-3,18
D_2 (100 ppm)	3,18±0,36 ^B	-19,11
D_3 (200 ppm)	2,53±0,50 ^C	-35,67
D_4 (500 ppm)	2,00±0,37 ^C	-49,04
D_5 (1000 ppm)	1,25±0,37 ^D	-68,15
D_6 (2000 ppm)	1,18±0,21 ^D	-70,06

*: Taux d'évolution par rapport au témoin

A, B, C et D: Groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS.

D'après le tableau (16) on peut classer les valeurs moyennes du teneur en calcium selon le test NEWMAN-KEULS (annexe 01) en quatre groupes très distincts, le premier est le groupe homogène A qui regroupe le lot du témoin (0 ppm) et D_1 (50ppm), le deuxième groupe c'est le groupe B D_2 (100 ppm), le groupe C regroupe les doses D_3 (200ppm) et D_4 (500ppm) en plus les doses D_5 (1000ppm) et D_6 (2000ppm) sont trouvées dans le groupe D.

1.3.3. Le Calcium dans les feuilles

Les résultats moyens de la teneur en calcium dans les feuilles (Figure22) montrent qu'une augmentation de la dose de plomb appliquée dans le milieu de culture s'accompagne avec une augmentation de la teneur en calcium. On enregistre pour le témoin une valeur de 4.1ppm, au niveau du traitement D_1 (50 ppm) la teneur en calcium enregistre inscrit une progression de 8,54% (4,45 ppm) par rapport au témoin. Cette augmentation arrive pour le lot D_6 (2000 ppm) à 23,78% et une teneur en Ca de 5,08 ppm.

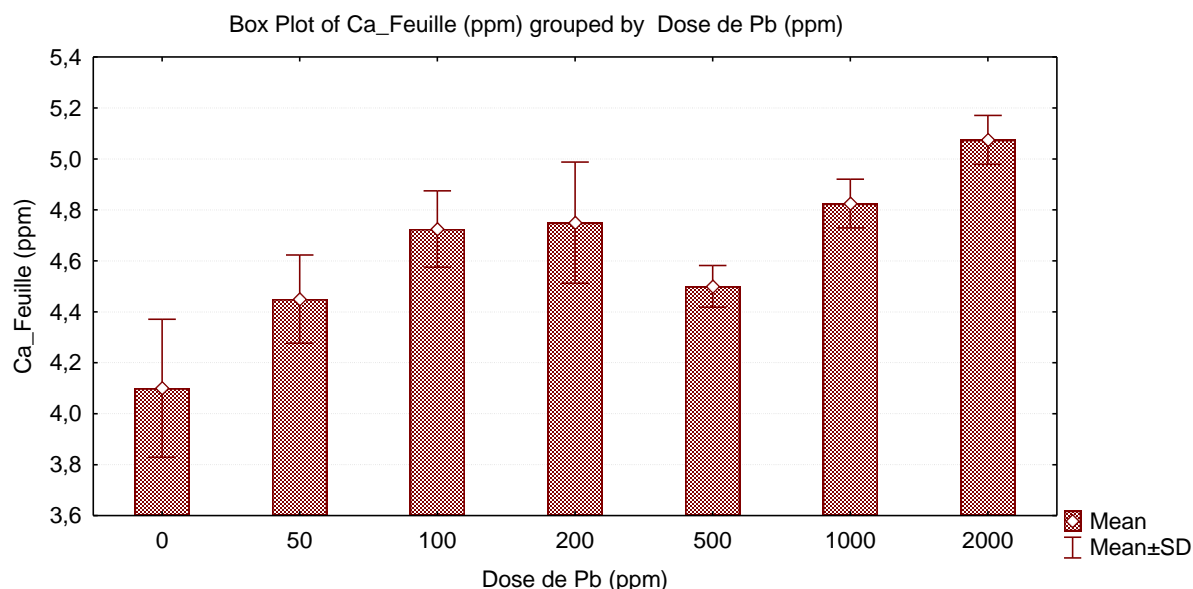


Figure 22 : les teneurs en calcium dans les feuilles de la plante de *Vicia faba*L.

L'analyse de la variance (tableau n°14) montre que le paramètre étudié est sous la dépendance de l'amplitude du stress imposé (présence de plomb dans le milieu de culture).

Tableau n°17 : L'évolution de la teneur en Calcium dans les feuilles en fonction de la concentration en Plomb.

Dose de plomb (ppm)	Teneur en Ca (ppm)	Taux d'évolution (%)*
D_0 (0 ppm)	4,1±0,27 ^D	-
D_1 (50 ppm)	4,45±0,17 ^C	8,54
D_2 (100 ppm)	4,73±0,15 ^{BC}	15,24
D_3 (200 ppm)	4,75±0,24 ^{BC}	15,85
D_4 (500 ppm)	4,5±0,08 ^{BC}	9,76
D_5 (1000 ppm)	4,83±0,10 ^{AB}	17,68
D_6 (2000 ppm)	5,08±0,10 ^A	23,78

*: Taux d'évolution par rapport au témoin

A, AB, BC, C et D: Groupes homogènes selon le test NEWMAN-KEULS.

D'après le tableau 17 on peut classer les valeurs moyennes du teneur en calcium selon le test NEWMAN-KEULS (annexe 01) en quatre groupes très distincts, le premier est le groupe homogène A qui regroupe seulement le lot D_6, le deuxième groupe c'est le groupe AB D_5 (1000 ppm) puis on trouve le groupe qui regroupe les niveaux de traitement D_4, D_3 et D_2, puis le groupe C qui regroupe D_1 et finalement D_0 dans le groupe D.

2. Discussions

Les résultats présentés ont montré une diminution très remarquable dans la teneur en sodium des plantes soumises au stress plombé, ces diminutions dépassent 15% pour les racines au niveau de la dose 2000 ppm, elles sont supérieures à 16% pour la tige et allant de plus de 14% pour la dose D_6 (2000 ppm) dans les feuilles. Les variations de la teneur en sodium dans la plante témoignent d'un effet très significatif du facteur plomb avec une probabilité $p=0$ pour les trois parties de la plante (racine, tige et feuille).

Pour le potassium (K), les observations tirées révèlent également une tendance de régression dans la teneur en potassium des plantes soumises au stress métallique, ces diminutions dépassent 16% pour les racines au niveau de la dose 2000 ppm, elles sont supérieures à 26% dans les tiges et dépassent 22% pour les feuilles dans la dose D_6. Les variations témoignent d'un effet très significatif du facteur plomb ($p=0$).

Pour les de la teneur en calcium les résultats présentés ont montré une évolution très différentes à travers les parties étudiées, ainsi au niveau des racines les résultats enregistrées ont montré une augmentation très remarquable dans la teneur en calcium des plantes soumises au stress, ces progressions dépassent 97% pour de la dose 2000 ppm. Egalement, au niveau des feuilles on a enregistré une progression qui dépasse 23%, cette progression atteint 70% pour la dose D_6 (2000 ppm). Contrairement aux constatations tirées des valeurs moyennes dans la racine et dans les feuilles, dans la tige, les valeurs enregistrées diminuent en fonction de l'intensité du plomb présent, ces diminutions inscrivent des taux allant de plus 3% à plus 70%.

Les travaux de Sharma et Dubey (2005) montrent que le plomb est à la source de multiples modifications et des déséquilibres sur le statut minéral de la plante. La présence du plomb est responsable de l'inhibition et du blocage des éléments nutritifs au niveau des sites de pénétration situés au niveau des racines (Godbold et Kettner, 1991).

Les résultats de Walker et *al.*, (1997) menés sur le maïs (*Zeamays*) ont montré que les teneurs en calcium et en potassium diminuent en fonction de l'intensité de la dose de plomb.

Les perturbations dans la composition minérale des plantes sous la présence de plomb sont attribuées à de modifications de nature chimique dues au désordre qui résulte du changement de la membrane cellulaire et dans l'activité enzymatique de certaines enzymes impliquées dans le transport des éléments nutritifs (Sharma et Dubey, 2005). Les résultats des travaux (pourrut 2008), ultérieurs témoignent d'une contradiction dans le cas du calcium et du

potassium, qui semblent ne suivent pas la règle générale (diminution en fonction d'intensité du plomb).

Conclusion

Conclusion

Les résultats obtenus dans le cadre de la présente étude ont révélé les principaux effets de la contamination par le plomb sur le comportement chimique de la fève. Les différents paramètres testés sur les plantes *Vicia faba* L. ont permis de montrer, que le plomb induit des effets sur le comportement chimique de la fève.

Sur le plan de la composition chimique de la partie racinaire, la présence de plomb dans le milieu de culture a occasionné des réponses différentes à travers les éléments dosés, ainsi pour la teneur en sodium, les valeurs moyennes enregistrées ont tendance à diminuer en fonction de l'ampleur du stress imposé, ces diminutions peuvent arriver à plus de 15%. Pour le potassium, les résultats enregistrés suivent également cette règle et ont tendance à diminuer en fonction de l'intensité du plomb imposé avec des évolutions qui peuvent arriver à 16%. Les résultats de la teneur en calcium au niveau des racines ont au contraire une tendance à augmentation suivant l'intensité du stress en présence et marquent des évolutions allant de plus de 14% à plus de 97%.

Le suivi des résultats obtenus pour le dosage des éléments nutritifs au niveau de la tige a révélé que les paramètres mesurés diminuent en fonction de l'intensité du stress plombé en présence, ces diminutions semblent très significatives de l'application du plomb.

Pour les feuilles, les résultats présentés dans ce travail ont montré des réponses différentes en fonction de l'élément en question, ainsi on a enregistré des diminutions significatives pour le sodium (qui peuvent arriver à 14%) et des diminutions pour le potassium (jusqu'à 22%). Pour le calcium le suivi des résultats a révélé une augmentation significative en fonction de l'intensité du stress imposé, ces augmentations peuvent dépasser 23%.

Sur le plan de la variabilité de l'intensité du stress, l'observation des résultats réalisées à dévoiler que la dose 2000 ppm est celle qui inscrit les évolutions les plus importantes.

Les résultats obtenus dans cette étude ont montré que la présence du plomb dans le milieu est génératrice de multiples modifications sur le bilan minéral des plantes, ces modifications s'expriment sur la composition chimique des plantes et peuvent engendrer des perturbations dans leur développement.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

A

Abdallah mmf. (1979). The origin and evolution of *Vicia faba* L. In Proc. 1 st Mediterranean Conf. Genet., p. 713-746

Adriano D.C. (1986) – Trace elements in the terrestrial environments. Cap 7, p. 219-262

Adriano D.C. (2001). Trace elements in terrestrial environments: Biochemistry, bioavailability and risks of metals. Springer-Verlag, New York.

Alloway B.J (1995). Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, London, 2nd Edition, 368 p.

Aoumeur H, 2011. L'effet stressant du plomb sur la croissance du radis « *Paphanus sativus* L. ». Thèse de Magister de l'université d'Oran, 12p.

Arshad M, J Silvestre, E Pinelli, J Kallerhoff, M Kaemmerer, A Tarigo, M Shahid, M Guiresse, P Pradere and C Dumat (2008). "A field study of lead phytoextraction by various scented *Pelargonium* cultivars." *Chemosphere* 71(11): 2187-2192.

B

Baize D (1997). "Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)." INRA

Baize, D., 2002. Les éléments traces métalliques dans les sols. INRA éditions.

Barber S.A. Soil Nutrient Bioavailability: a mechanistic approach. John Wiley and Sons, New York, Etats-Unis. (1984).

Beneditto M.F., Milne C.J., Kinniburgh D.G., van Riemsdijk w.H., Koopal LK. (1997) – Metal ion binding to humic substances: application of the non-ideal competitive adsorption model. *Environ Sci Technol*, 29, p. 446-457.

Belkhodja M. (1996). Action de la salinité sur le comportement physiologique métabolique chez la fève (*Vicia faba* L.). Thèse de doctorat. Université d'oran. 255 p.

Beltagi MS (2005). " Phytotoxicity of lead (Pb) to SDS-PAGE protein profile in root nodules of faba bean (*Vicia faba* L.) plants. ." *Pakistan Journal of Biological Sciences* 8(5): 687-690.

Bezzala A., 2005 – Essai d'introduction de l'arganier (*Argania spinosa* L.), dans la zone de M'doukel et évaluation de quelques paramètres de résistance à la sécheresse. Université El Hadj Lakhdar. Mémoire de Magister . 143p.

Bond D.A. (1988). Future breeding strategies for Pea, Lentill, Faba-bean and Chickpea. RJ. Summerfield (ed.). *World Crops Cool Season Food Legumes*. ISBN 90-241. Kliwers Acad. 1013-1029.

Boulkrah H., 2008 – Etude comparative de l'adsorption des ions plomb sur différents adsorbants. Mémoire de Magister. P 39.

BRGM, 2004. Guide methodologies du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. Rapport final, BRGM/RP-52881-FR

Briat JF., Lebrun M., 1999. Plant responses to metal toxicity. *Plant Biology and Pathology*, Académie des Sciences, Elsevier, Paris, 322: 43-54.

Brunet J., 2008 – Adaptation aux métaux lourds d'une Fabacée (légumineuse) : Réponses phénologique et moléculaire au plomb du *Lathyrus sativus* L. thèse de Doctorat, Université Paris Est, pp 4-14.

Burton, K.W., Morgan, E., and Roig, A. (1984). The influence of heavy metals upon the growth of sitka-spruce in South Wales forests II Greenhouse experiments. *Plant Soil* 78, 271-282.

Burzynski M., 1987. The influence of lead and cadmium on the absorption and distribution of potassium, calcium, magnesium and iron in cucumber seedlings. *Acta Physiologiae Plantarum* 9: 229-238.

C

Carlu J. (1952). Fève et féveroles. Larousse agricole, 204 p.

Cecchi M. (2008). Devenir du plomb dans le système sol-plante. Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux potagères (fève et tomate) p 30 thèse de doctorat.

Cenkci, S., Hakki Cigerci, I., Yildiz, M., Özay, C., Bozdog, A., and Terzi, H. (2010). Lead contamination reduces chlorophyll biosynthesis and genomic template stability in *Brassica rapa* L. *Environ. Exp. Bot.* 67, 467-473.

Chatterjee, C., Dube, B.K., Sinha, P. and Srivastava, P. (2004). Detrimental effects of lead phytotoxicity on growth, yield and metabolism of rice. *Soil Sci. Plant Anal.* 35, 255-265.

Cui Y.L., Zhu Y.G., Zhai R.H., Chen.D.Y., Huang Y.Z. and Qui Y. (2004). Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environmental Pollution* 2: 181-188.

D

De Abreu C A., De Abreu M F et Andrade J C ., 1998 – Distribution of lead in the soil profil evaluated by DTPA and Mehlich-3 solution. *Bragantia* 57, 185-882.

Del Rio-Celestino M, Font R, Moreno-Rojas R et DE Haro-Bailon A (2006). Uptake of lead and zinc by wild plants growing on contaminated soils. *Indus Crops Products*.24 (3): 230-237.

Dumat, C., Quenea, K., Bermond, A., Toinen, S., Benedetti, M.F., 2006. A study of the trace metal ion influence on the turn-over of soil organic matter in various cultivated contaminated soils. *Environmental Pollution*, 142: 521-529.

Dutuit P., Pourrat Y et Dutuit J M., 1994 - La notion de stress de la cellule à l'écosystème. *Sècheresse*, Vol. 5, N° . 1 : 23-31. Editions, Paris, 408 pp.

Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. *J. Hazard. Mater.* 154, 914-926.

E

Essington M E., 2004 – Soil and water chemistry, an integrative approach. CRC Press, USA.

Evans L.T. (1959). Environmental Control of Flowering in *Vicia faba* L. *Ann. Bot.* 23(4): 521-546.

Evans L.J., 1989. Chemistry of metal retention by soils. *Environmental Science and technology* 23: 1046-1056.

F

Fels L, Wunsch M, Baranowski J, Norska-Borowka I, Price R, Taylor S, Patel S, De Broe M, Elsevier M, Lauwerys R, Roels H, Bernard A, Mutti A, Gelpi E, Rosello J, Stolte H (1998) Adverse effects of chronic low level lead exposure on kidney function-a risk group study in children. *Nephrology Dialysis Transplantation* 13: 2248-2256

Foltete A.S. (2010). Effets génotoxiques et système de détoxification chez *Vicia faba* L. (Fabaceae) dans le cadre de l'évaluation des sols pollués. Thèse de doctorat. . Université de Paul Verlaine-Meets. 245 p.

G

Gallais A. et Bannerot H. (1992). Amélioration des espèces végétales cultivées : objectifs et critères de sélection. Paris : INRA.

Gardels M.C. and Sorg T.J. (1989). A laboratory study of the leaching of lead from water faucets, *Journal of the American Water Works Association*, 81(7), 101-113.

Gopal R and AH Rizvi (2008). "Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish." *Chemosphere* 70(9): 1539-1544.

H

Hatira A., Gallali T., Rouillet J., Guillet B., 1990. Stabilité et solubilité des complexes formés entre le cuivre, le plomb, le zinc et les acides fulviques. *Science du Sol* 28 : 123-135.

Herzog H. (1984). Relation of source and sink during filling period in wheat and some aspects of its regulation. *Physiol. Plant.*, 56, p. 155-160

Hopkin W G., 2003 - *Physiologie Végétale*. Traduction de la 2ème édition américaine par Serge .R. Ed. de Boeck, p. 66-81.

Huang JW and SD Cunningham (1996). "Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation." *New Phytologist* 134(1): 75-84.

Huynh (2009). Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante / ver de terre / microflore tellurique; thèse de Doctorat. Université Paris Est 169 p.

I

INSERM (Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale). *Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé*. Paris : INSERM, 1999, p 461.

Islam, E., Liu, D., Li, T., Yang, X., Jin, X., Mahmood, Q., Tian, S., and Li, J. (2008).

J

J.L. Morel. Bioavailability of Trace Elements to Terrestrial Plants. *In* : J.Tarradellas, G. Bitton, D. Rossel (eds.). *Soil Ecotoxicology*. CRC, Lewis Publishers, Boca Raton, Etats-Unis, 6 (1997)141-175.

Jana S and M Choudhuri (1982). "Senescence in submerged aquatic angiosperms: effects of heavy metals." *New Phytologist* 90(3): 477-484.

Jeannot R., Lemièrre B., Chiron S., Augustin F. et Darmendrail D. (2001). Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués, Ed : BRGM p 19.

Jones H G., Flowers T J et Jones M B., 1989 – *Plants under stress*. Cambridge, Cambridge University Press

K

Kabata-Pendias A. and Pendias H. (2001). Trace elements in soils and plants. CRC Press London.

Kabata-Pendias A. and Pendias H. (2005). Trace elements in soils and plants. CRC Press London.

Kinniburgh., Milne CJ., Benedetti MF., Pinheiro JP., Filius J., Koopal LK., Van Kolev N. (1976). Cultures maraîchères en Algérie. (I) FAO, p. 178-186.

Kovalchuk I, V Titov, B Hohn and O Kovalchuk (2005). "Transcriptome profiling reveals similarities and differences in plant responses to cadmium and lead." Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis 570(2): 149-161.

L

Ladizinsky G. (1975). On the origin of the broad bean *Vicia faba* L. Isr. J. Bot., 24.,p.80-88

Lamand M., 1991. Les oligo-éléments dans la biosphère. Dans Les oligo-éléments en médecine (Ed), et en biologie, Chappuis P, SFERETE, Lavoisier Tec&Doc, Paris, 25-39.

Lamy I., 2002. Réactivité des matières organique des sols vis-à-vis des métaux. Journées nationales de l'étude des sols. 22-24 octobre, Orléans.

Lane SD, Martin ES, Garrod JF (1978). « Lead toxicity effects on indole-3-ylacetic acid-induced cell elongation. » Planta **144**:79-84

Laperche V., Dictor MC., Clozel-Leloup B et Baranger Ph., 2004 – Guide méthodologique. du plomb, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. BRGM/RP- 52881-FR.

Lawes D.A., Bond D.A. and Poulsen M.H. (1983). Classification, origine, breeding methods and objectives. In Faba Bean book of HEBBLE WHITE, CII

Liu D, Jiang W, Liu C, Hou W (2000). “Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyls and shoots of Indian mustard [*Brassica juncea* (L.)].” Bioresource technology **71**: 273-277.

Liu, D., Li, T.Q., Jin, X.F., Yang, X.E., Islam, E., and Mahmood, Q. (2008). Lead induced changes in the growth and antioxidant metabolism of the lead accumulating and nonaccumulating ecotypes of *Sedum alfredii*. J. Integr. Plant Biol. **50**, 129-140.

Liu, T., Liu, S., Guan, H., Ma, L., Chen, Z., Gu, H., and Qu, L.J. (2009). Transcriptional profiling of *Arabidopsis* seedlings in response to heavy metal lead (Pb). Environ. Exp. Bot. **67**, 377-386.

Loué A. (1993). Oligo-éléments en agriculture. Ed. Nathan (ed), 45-177.

Lu C., Qui N., Wang B et Zhang J., 2003 – Salinity treatment shows no effects on photosystem II photochemistry, but increases the resistance of photosystem II to heat stress in halophyte *Suaeda salsa*. *Journal of Experimental Botany*, 54, (383), p851-860.

M

Martin D. (1997). Lead poisoning in children. *Journal of Environmental Health*. 105:270-273.

Marouf A et Reynaud J., 2007 – La botanique de A à Z. 1662 définitions. Ed Dunod : P 286.

Merian E. (1984). Introduction on environmental chemistry and global cycles of chromium, nickel, cobalt, beryllium, arsenic, cadmium and selenium and their derivatives. *Toxicol. Environ. Chem.*, 8:9.

Mishra A and MA Choudhuri (1998). "Amelioration of lead and mercury effects on germination and rice seedling growth by antioxidants." *Biologia Plantarum* 41(3): 469-473.

Mishra S, S Srivastava, RD Tripathi, R Kumar, CS Seth and DK Gupta (2006b). "Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves induction of phytochelatin and antioxidant system in response to its accumulation." *Chemosphere* 65(6): 1027-1039.

Monneveux P et This D., 1997 - La génétique face au problème de la tolérance des plantes cultivées à la sécheresse : espoir et difficulté. *Scheresse*, 8 (1).

Morin G., Ostergren JD., Juillot F., Ildefonse P., Calas G., Brown GE Jr., 1999. XAFS determination of the chemical form of lead in smelter-contaminated soils and mine tailings: Importance of adsorption processes. *American Mineralogist* 84: 420-434.

N

Nriagu J.O. (1989). A global assessment of natural source of atmospheric trace metals. *Nature*; 338: 47-49

Nriagu JO., 1978. The biogeochemistry of lead in the environment. Ed JO Nriagu, Elsevier Biomedical Press, Amsterdam.

NRIAGU, J. O., PACYNA, J M. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 1988, vol. 333, n° 12, p 134-139.

P

Parys, E., Romanowska, E., Siedlecka, M., and Poskuta, J.W. (1998). The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum*. *Acta Physiol. Plant.* 20, 312-323.

Pichard A. (2003). Plomb et ses dérivés, institut national de l'environnement. 90 p, P7 Potential role of NADPH-oxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots. *J. Plant Physiol.* 165, 571-579.

Pourrut B., 2008. Implication du stress oxydative dans la toxicité du plomb sur une plante modèle, *Vicia Faba* p 60 Thèse de Doctorat.

Pourrut, B., Perchet, G., Silvestre, J., Cecchi, M., Guiresse, M., and Pinelli, E. (2008).

Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J., 1999. Heavy metal stress in plants; From molecules to ecosystems. Springer Ed., Berlin and New York, 413 p.

R

RECORD, 2002. Mesure des émissions et le traitement des métaux dans les fumées. Rapport Record 00-0220/1A.

Riemsdijk WH., 1996. Metal ion binding by humic acid: application of the NICA-Donnan Model. *Environmental Science and Technology* 30: 1687-1698.

S

S.A. Barber. Soil Nutrient Bioavailability: a mechanistic approach. John Wiley and Sons, New York, Etats-Unis. (1984).

Salt DE, Blaylock M, Kumar NPBA, Dushenkov V, Ensley BD, Chet I et Raskin I (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants of outstanding interest. *Bio-Technology* 13: 468-474.

Saradhi AP and PP Saradhi (1991). "Proline accumulation under heavy metal stress." *Journal of Plant Physiology* 138(5): 554-558.

Saxena A, DK Saxena and HS Srivastava (2003). "The Influence of Glutathione on Physiological Effects of Lead and its Accumulation in Moss *Sphagnum Squarrosum*." *Water, Air, & Soil Pollution* 143(1): 351-361. Sayed SA (1999). "Effects of lead and

Schok M. R. (1990). Causes of temporal variability of lead in domestic plumbing systems, *Environmental Monitoring and Assessment*, 15, 59-82

Schulze-Motel J. (1972). Die archaologischen reste der ackerbohne, *Vicia faba* L., and die genese de art. Kulturpflanze, 19, 321-325.

Seregin, I.V., & Ivanov, V.B. (2001). Physiological Aspects of Cadmium and Lead Toxic Effects on Higher Plants. Russ. J. Plant Physiol. 48, 523-544.

Sharma P et Dubey RS (2005). Lead toxicity in plants. Braz J Plant Physio. 17 (1): 35-52.

Sposito G., 1989. The chemistry of soils. Oxford University Press, New York.

Sterckeman T., 2008 – Origine et devenir des éléments en traces dans le système sol-plante. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme d'habilitation à diriger des recherches. Institut National Polytechnique de Lorraine.

Sterckeman T., Douay F., Proix N., Fourier H., 2000. Vertical distribution of Cd, Pb, and Zn in soils near smelters in the North of France. Environmental Pollution 107: 377-389.

Stevenson A.J., 1982. Humus Chemistry. John Wiley & Son, New York.

T

Tanhan P, Kruatrachue M, Pokethitiyook P et Chaiyarat R (2007). Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by sea weed (*Chromolaena odorata* L.). Chemosphere. 68: 323-329.

Tardieu F et Dreyer E., 1997 – régulation des échanges gazeux par les plantes soumises à la sécheresse. In l'eau dans l'espace rural. Production végétale et qualité de l'eau. Edited by INRA-Edition. Institut National de Recherche Agronomique p.41-59.

Teutsch N., Erel ., Haliez L. and Banin A. (2001). Distribution of natural and anthropogenic lead in Mediterranean soils. Geochimica Et Cosmochimica Acta; 65: 2853-2864.

Thomé O.W. (1885). Flora von Deutschland, Österreich und der Schweiz Gera, Germany.

Tipping E., Fitch A., Stevenson FJ., 1995. Proton and copper binding by humic acid: application of a discrete-site/electrostatic ion-binding model. European Journal of Soil Science 46: 95- 101.

Tomulescu I, E Radoviciu, V Merca and A Tuduce (2004). "Effect of Copper, Zinc and Lead and Their Combinations on the Germination Capacity of Two Cereals." Journal of agricultural sciences 15: 39-42.

Tung G et Temple PJ (1996a). « Histochemical detection of lead in plant tissues. » Environmental Toxicology and Chemistry 15: 906-914.

V

Viraraghavan T., Subramanian K. S. and Venkata Rao B. (1999). Impact of household plumbing fixtures on drinking water quality – a review. *Intern. J. Environ. Studies*, 56, 717, 743.

W

Weryszko-Chmielewska E et Chwil M (2005). “Lead-Induced Histological and Ultrastructural Changes in the Leaves of Soybean (*Glycine max* (L.) Merr.)” *Soil Science and Plant Nutrition* **51**: 203-212.

Wierzbicka M and J Obidzinska (1998). "The effect of lead on seed imbibition and germination in different plant species." *Plant Science* 137(2): 155-171.

Wierzbicka M et Obidzinska J (1998). « The effect of lead on seed imbibition and germination in different plant species. » *Plant Science* **137**: 155-171.

X

Xiong Z, Zhao F et Li M (2006). «Lead toxicity in *Brassica pekinensis* Rupr : Effec on nitrate assimilation and growth. » *Environmental Toxicology* **21**: 147-153.

Xiong, Z.T., 1997. Bioaccumulation and physiological effects of excess lead in a roadside pioneer species *Sonchus oleraceus* L. *Environmental Pollution* 97: 275–279.

Y

Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma LQ., 2006. Accumulation of Pb, Cu and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *The Science of the Total Environment* 368: 456-464.

Z

Zheng N., Wang Q. and Zheng D. (2007). Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables. *The Science of the Total Environment*, in press. Hall JL. (2002). “ Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance.” *Journal of Experimental Botany* 53 (366) : 1-11

Zhu J K., 2001 - Plant salt tolerance. *Trends in plant Science*. University of Arizona. pp : 66-71.

Zimdahl RL., Hasset JJ., 1977. Lead in soil. In *Lead in the environment*. W.R. Boggess and **Zhu J K., 2001** – Plant salt tolerance. *Trends in plant Science*. University of Arizona. Pp: 66-71.

Annexes

Les annexes

Annexe 01 : la comparaison de moyennes

Na racine

COMPARAISONS DE MOYENNES

(à placer dans l'annexe)

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

FACTEUR 1 : Dose de Plomb

NOMBRE DE MOYENNES 234567

VALEURS DES PPAS 2,0242,4512,7112,8983,0443,163

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES							
1.0	F1n1	190,25	A							
2.0	F1n2	187,5		B						
3.0	F1n3	182,75			C					
4.0	F1n4	178,5				D				
5.0	F1n5	172,75					E			
6.0	F1n6	166,75							F	
7.0	F1n7	160,25								G

COMPARAISONS DE MOYENNES (à placer dans l'annexe)

Na tige

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

FACTEUR 1 : Dose de Plomb

NOMBRE DE MOYENNES 234567

VALEURS DES PPAS 10,54612,7714,12415,09915,85916,48

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES	
1.0	F1n1	224,5	A	
3.0	F1n3	224,25	A	
2.0	F1n2	223,5	A	
4.0	F1n4	222,25	A	
5.0	F1n5	211,5	A	
6.0	F1n6	194		B
7.0	F1n7	188,25		B

COMPARAISONS DE MOYENNES

Na feuille

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

FACTEUR 1 : Dose de

Plomb

NOMBRE DE MOYENNES 234567

VALEURS DES PPAS 1,7212,0842,3052,4642,5882,69

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES						
1.0	F1n1	159,75	A						
2.0	F1n2	156,25		B					
3.0	F1n3	153			C				
4.0	F1n4	152,25			C				
5.0	F1n5	149,5				D			
6.0	F1n6	140,75					E		
7.0	F1n7	136,75						F	

COMPARAISONS DE MOYENNES

K racine

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

FACTEUR 1 : Dose de Plomb

NOMBRE DE MOYENNES 234567

VALEURS DES PPAS 1,3711,6611,8371,9632,0622,143

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES						
1.0	F1n1	110,75	A						
3.0	F1n3	107		B					
2.0	F1n2	107		B					
4.0	F1n4	103,75			C				
5.0	F1n5	100				D			
6.0	F1n6	96					E		
7.0	F1n7	92,75						F	

COMPARAISONS DE MOYENNES

K tige

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

FACTEUR 1 : Dose de Plomb

NOMBRE DE MOYENNES 234567

VALEURS DES PPAS 2,2642,7423,0333,2423,4053,538

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES						
1.0	F1n1	133	A						
2.0	F1n2	125,75		B					
3.0	F1n3	121,75			C				
4.0	F1n4	121,25			C				
5.0	F1n5	120			C				
6.0	F1n6	106,75				D			
7.0	F1n7	97,75						E	

COMPARAISONS DE MOYENNES

K feuille

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

FACTEUR 1 : Dose de

Plomb

NOMBRE DE MOYENNES 234567

VALEURS DES PPAS 2,232,72,9863,1933,3533,485

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES						
1.0	F1n1	145	A						
2.0	F1n2	141,75		B					
3.0	F1n3	139,75		B					
4.0	F1n4	137,5			C				
5.0	F1n5	131				D			
6.0	F1n6	120,75					E		
7.0	F1n7	112,5						F	

COMPARAISONS DE MOYENNES

Ca racine

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

FACTEUR 1 : Dose de Plomb

NOMBRE DE MOYENNES 234567

VALEURS DES PPAS 0,2410,2920,3220,3450,3620,376

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES						
7.0	F1n7	3,85	A						
6.0	F1n6	3,375		B					
5.0	F1n5	3			C				
4.0	F1n4	2,5					D		
3.0	F1n3	2,375					D		
2.0	F1n2	2,225					D		
1.0	F1n1	1,95							E

COMPARAISONS DE MOYENNES

Ca tige

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

FACTEUR 1 : Dose de Plomb

NOMBRE DE MOYENNES 234567

VALEURS DES PPAS 0,5580,6760,7470,7990,8390,872

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES						
1.0	F1n1	3,925	A						
2.0	F1n2	3,8	A						
3.0	F1n3	3,175		B					
4.0	F1n4	2,525				C			
5.0	F1n5	2				C			
6.0	F1n6	1,25						D	
7.0	F1n7	1,175						D	

COMPARAISONS DE MOYENNES

Ca feuille

TEST DE NEWMAN-KEULS - SEUIL = 5%

FACTEUR 1 : Dose de Plomb

NOMBRE DE MOYENNES 234567

VALEURS DES PPAS 0,2530,3070,3390,3630,3810,396

F1	LIBELLES	MOYENNES	GROUPES HOMOGENES			
7.0	F1n7	5,075	A			
6.0	F1n6	4,825	A	B		
4.0	F1n4	4,75		B	C	
3.0	F1n3	4,725		B	C	
5.0	F1n5	4,5		B	C	
2.0	F1n2	4,45			C	
1.0	F1n1	4,1				D

