

Liste des abréviations :

ppm : Partie par million

mg/l : milligramme par litre

[] : Concentration

DR : début de rétrécissement de la feuille

DC : début de chlorose

DN : début de nécrose

D : début de dépôt gris sur la feuille

- : croissance normale

R : rétrécissement de la feuille

CJ ; chlorose des feuilles jeunes

P : Plante

S.N: Solution nutritive

ST: Station d'étude

S1: Station 1

S2: Station 2

S3: Station 3

E: Eau

S: Sol

P: Plante

Echt : Echantillon

FPGN : Le fond pédogéochimique naturel

Cd : Cadmium

Pb : Plomb

Zn : Zinc

Fe : Fer

Cu : Cuivre

Cr : Chrome

SAA : Spectroscopie d'absorption atomique

ES1 : Essai 1

ES2 : Essai 2

;

Liste des définitions :

- EDTA : acide éthylène diamine tétra-acétique
- Xylème: dans la plante, vaisseau conducteur de sève brute.
- Spéciation : formes chimiques d'un élément dans un milieu (dans le sol, dans les tissus végétaux, etc.).
- Stomate: cellule végétale par laquelle entrent et sortent les gaz (vapeur d'eau, dioxyde de carbone).
- Symplasme: milieu intérieur de la cellule (à l'intérieur de la membrane plasmique).
- Apoplasme: Espace ouvert constitué des parois cellulaires et des espaces intercellulaires des plantes
- Les métallothionéines : Sont des protéines de faible moléculaire, qui se caractérisent par leur structure et leur haute affinité pour les ions métalliques.
- Les phytochélatines : Sont des agents de chélation naturels, c'est-à-dire capables de fixer les métaux et métalloïdes.
- La nicotianamine : Est un inhibiteur de l'enzyme de conversion de l'angiotensine, c'est un chélateur ubiquitaire chez les plantes vasculaires qui dérive de trois molécules de S-adénosylméthionine sous l'action de la nicotianamine synthase.
- IBEB : Institut de biologie environnementale biotechnologie régions PACA et Languedoc-Roussillon
- INRA : Institut national de la recherche agronomique
- Diméthoate : Est un insecticide à large spectre apparu en 1948. Il est efficace contre les mouches et la plupart des diptères. C'est un insecticide systémique organophosphoré.

- Anthropique : Lié aux activités humaines.
- Anthropogène : D'origine anthropique.
- Edaphique : Relatif au sol.
- Eléments traces métalliques, ou ETM : Métaux ou ions métalliques présents en très faible concentration (traces) dans le milieu considéré.
- Métallicoles : Se dit de communautés et populations végétales qui se développent et se reproduisent sur des sols riches en métaux.
- Métallifère : Se dit d'une roche ou d'un sol riche en métaux.
- Métallophyte : Espèce végétale qui vit spécifiquement sur des sols riches en éléments traces métalliques.

Liste des tableaux :

Numéro Tableau	Titres des Tableaux
I.1	Concentrations de quelques paramètres tolères dans les eaux usées urbaines
I.2	Classification périodique des éléments ANNEXE 1
I.3	Toxicité de certains métaux sur les organismes aquatiques
I.4	Tolérance létale du Zinc chez certaines espèces aquatiques
I.5	Enzymes associées au Zinc et leurs fonctions
I.6	Les effets du Zinc sur les organismes aquatiques
I.7	Liste non exhaustive de la provenance des métaux lourds et metalloïdes dans l'environnement.
I.8	Principaux effets associés aux éléments listés.
I.9	Concentrations en métaux et metalloïdes définissant les limites de qualité d'une eau potable.
I.10	Limites recommandées en éléments traces (mgL ⁻¹) dans les eaux usées purées destinées à l'irrigation, Utilisation à court et long terme.
II.1	Localisation des ETM dans les sols
II.2	Effets du pH et du potentiel redox sur la mobilité des ETM du sol
II.3	Phytotoxicité des métaux lourds et incidence sur la chaîne alimentaire
II.4	la localisation et la forme absorbées de certains métaux lourds.
III.1	les données climatiques de la ville de Batna par : Weatherbase : statistiques sur 20 ans.

- III.2** représentation des paramètres hydrogéologiques
- III.3** Relatif aux paramètres profondeur de l'eau
- III.4** cotation de la Recharge efficace
- III.5** cotation type de sol
- III.6** cotation pente du terrain
- III.7** cotation de l'impact de la zone vadose
- III.8** cotation de la Conductivité hydraulique
- III.9** Représentation de la vulnérabilité par I_D .
- III.10** Teneurs des oligo-éléments dans l'eau
- III.11** Teneurs des éléments toxiques dans l'eau
- III.12** Teneurs des oligo-éléments dans le sol
- III.13** Teneurs des éléments toxiques dans le sol
- III.14** Teneurs des oligo-éléments dans la plante
- III.15** Teneurs des éléments toxiques dans la plante
- III.14a** Tableau 29a : Teneurs comparatives des oligo-éléments dans l'orge et la laitue
- III.15a** Tableau 29b : Teneurs comparatives des éléments toxiques dans l'orge et la laitue

- IV.1** Les antagonistes majeurs du Plomb et le Cadmium
- IV.2** Recette proposée pour le déroulement de l'investigation
- IV.3** Symptômes De Toxicité Du Plomb Vis-à-vis De La Plante phaseolus-vulgaris
- IV.4** Symptômes de Toxicité du Plomb vis-à-vis de la plante phaseolus-vulgaris
- IV.5** Concentrations en Plomb détectées dans la plante et la solution nutritive (après absorption)
- IV.6** Concentrations en Plomb détectées dans la plante et la solution nutritive (Après absorption).
- IV.7** Symptômes de toxicité après interaction Pb/Zn
- IV.8** Symptômes de toxicité après interaction Pb/Zn
- IV.9** concentrations en Pb et Zn dans la solution nutritive et la plante (après interaction)
- IV.10** concentration en Pb et Zn dans la solution nutritive et la plante (après interaction)
- IV.11** Symptômes de toxicité après interaction Pb/Fe
- IV.12** Symptômes de toxicité après interaction Pb/Fe
- IV.13** Concentration en Pb et Fe dans la solution nutritive et la plante (Après interaction)
- IV.14** concentration en Pb et Fe dans la solution nutritive et la plante (Après interaction)

- IV.15** Symptômes de toxicité après interaction Pb/Cu
- IV.16** Symptômes de toxicité après interaction Pb/Cu
- IV.17** Concentrations en Pb et Cu dans la solution nutritive et la plante (après interaction)
- IV.18** Concentrations en Pb et Cu dans la solution nutritive et la plante (après interaction)

Listes des figures :

Numéro Figures	Titres des Figures
Fig I.1	Phase de stimulation et inhibition des métaux lourds
Fig I.2	Mécanismes de transfert e de disponibilité des métaux lourds
Fig II.1-II.2	Mécanismes de phytoextraction des métaux par la plante
Fig II.3	Cycle des polluants dans le système sol-plante, par différentes voies de transformation, provoquant la contamination de chaine alimentaire
Fig II.4	Transfert des métaux lourds vers la, racine par diffusion et par flux de masse
Fig II.5	forme tridimensionnelle de la nicotianamine
Fig III.1	Description des points de prélèvements des échantillons
Fig III.2	Représentation graphique de la cinétique des oligo-éléments dans les 3 stations (eau)
Fig III.3	Représentation graphique de la cinétique des éléments toxiques dans les 3 stations (eau)
Fig III.4	Représentation graphique de la cinétique des oligo-éléments dans les 3 stations (sol)
Fig III.5	Représentation graphique de la cinétique des éléments toxiques dans les 3 stations (sol)
Fig III.6	Représentation graphique de la cinétique des oligo-éléments dans les 3 stations (plante)
Fig III.7	Représentation graphique de la cinétique des éléments toxiques dans les 3 stations (plante)

- Fig III.6a** Figure 14a : Comparaison des teneurs des oligo-éléments dans l'orge et la laitue
- Fig III.7a** Figure 14b : Comparaison des teneurs des éléments toxiques dans l'orge et la laitue
- Fig III.8** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd et Pb/ Cr, Zn, Cu, Fe Dans la station 2
- Fig III.9** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd et Pb/ Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 3 système S Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 3 système S
- Fig III.10** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd /Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 3 système E
- Fig III.11** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 3 système S
- Fig III.12** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 3 système S
- Fig III.13** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire du Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 et 2 systèmes E et S
- Fig III.14** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire du Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 système S
- Fig III.15** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire des Oligo-éléments Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 et 2 et 3 dans les systèmes E et S
- Fig III.16** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire des Oligo-éléments Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 et 2 et 3 dans les systèmes S et P
- Fig III.17** Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire des Oligo-éléments Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 2

et 3 dans les systèmes E et S

Fig III.18 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire des Oligo-éléments Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 3 dans les systèmes E et S

Fig III.19 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 3 système E et S

Fig III.20 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 2 et 3 systèmes E et S

Fig III.21 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 2 et 3 système S et P

Fig III.22 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 2 et 3 système S

Fig III.23 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 3 systèmes E et S

Fig III.24 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 3 système S

Fig III.25 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 et 3 système S

Fig III.26 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 système E et S

Fig III.27 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 systèmes E et P

Fig III.28 Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 système S

- Fig IV.1** Métabolisme du Plomb chez l'homme
- FigIV.2** Synergie et antagonisme
- Fig IV.3** Variation des [Pb] absorbées et restées dans la solution nutritive en fonction des [Pb]
- FigIV.4** Variation des [Pb] absorbées et restées dans la solution nutritive en fonction des [Pb].
- Fig IV.5** Effet du Zn sur le taux d'absorption du plomb
- Fig IV.6** Variation des [Pb] absorbées en fonction des [Zn] absorbées
- Fig IV.7** Effet de Zinc sur l'absorption du Plomb
- Fig IV.8** Variation des [Pb] en fonction des [Zn] dans la plante
- Fig IV.9** Variation des [Pb] dans la plante et la solution nutritive en fonction des [Fe] injectées
- Fig IV.10** Variation des [Pb] en fonction des [Fe] dans la plante
- Fig IV.11** Variation des [Pb] dans P et S.N en fonction des [Fe] injectées
- Fig IV.12** Variation des [Pb] en fonction des [Fe] dans la plante
- Fig IV.13** Distribution des [Pb] en fonction des [Cu] injectées
- Fig IV.14** Distribution des [Cu] en fonction des [Pb] dans la plante
- Fig IV.15** Distribution des [Pb] en fonction des [Cu] injectées

Liste des images :

Images	Titres des Images
IM 1	Présentant la plante : les symptômes de chlorose
IM 2	Présentant la plante : les symptômes de chlorose et rétrécissement des feuilles
IM 3	Nécroses tendant à gagner le centre de la feuille
IM 4	Action sur la croissance comparée au témoin.
IM 5	Présentant la dose de 0,1 ppm retenue comme <u>dose seuil</u>
IM 6	L'addition du Zinc minimise les symptômes de toxicité du Plomb
IM 7	Symptômes de nécroses et de rétrécissement des feuilles lors de l'interaction plomb/Fer
IM 8	Symptômes de toxicité du Plomb en relation avec l'injection du Cuivre.
IM 9	Plante Témoin

Sommaire :

INTRODUCTION GENERALE

PROBLEMATIQUE

synthèse bibliographique

Chapitre I : Les eaux résiduaires, modalités de contamination

I.1 Les eaux résiduaires	5
I.1.1 Définition	5
I.1.2 Composition	5
I.2 Classification des eaux résiduaires.....	6
I.2.1 Les eaux résiduaires domestiques.....	6
I.2.2 Les eaux résiduaires industrielles.....	6
I.2.3 Les eaux résiduaires urbaines.....	6
I.2.4 Les eaux pluviales et de ruissèlement.....	7
I.3 Toxicité des eaux résiduaires	7
I.3.1 Toxicité sur l'écosystème	7
I.3.2 Concentrations admissibles des métaux toxiques dans les eaux résiduaires	8
I.4 Les métaux toxiques :	8
I.4.1 Aperçu sur les polluants	8
I.4.2 Définition :	9
I.4.3 Notions d'Oligo-éléments et éléments toxiques	10
I.4.4 Métaux et metalloïdes, notions d'incidence	11

I.4.5 Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds.....	12
I.4.6 Notion de bioaccumulation des métaux lourds.....	13
I.4.7 Caractéristiques des métaux lourds.....	15
I.5 Présentation toxicologique de quelques éléments	16
I.5.1 L'arsenic (As)	16
I.5.1.1 Pathologie de l'Arsenic.....	16
I.5.2 Le cadmium (Cd).....	16
I.5.2.1 Pathologie de Cadmium	17
I.5.3 Le cuivre (Cu).....	17
I.5.3.1 Pathologie du cuivre	18
I.5.4 Le Chrome (Cr).....	18
I.5.4.1 Pathologie du chrome	18
I.5.5 Le mercure (Hg).....	19
I.5.5.1 Pathologie du mercure.....	19
I.5.6 Le plomb (Pb).....	19
I.5.6.1 Bioaccumulation du Plomb.....	20
I.5.7 Le zinc (Zn).....	21
I.5.7.1 Pathologie du Zinc.....	21
I.5.8 Le Fer	23
I.5.8.1 Pathologie du Fer	24
Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds mécanismes de transfert :	29
eau-sol-plantes

II.1 Les grandes fonctions de l'activité du sol.....	29
II.2 Présentation de la dynamique des polluants dans le sol.....	30
II.2.1 Le sol et la biotransformation des polluants par les microorganismes.....	30
II.2.2 Relation entre constituants du sol et les éléments traces	31
II.3 Transfert des éléments au niveau du bassin versant	32
II.4 Origine des éléments traces dans les sols.....	33
II.4.1 Origine naturelle : le fond pédogéochimique naturel.....	33
II.4.2 Origine anthropique des éléments en traces dans les sols	33
II.5 Pollution des sols par les ETM	34
II.5.1 Comportement des constituants du sol en réaction avec les ETM	35
II.5.2 La mobilité des éléments en trace	36
II.5.2.1 Le potentiel d'Hydrogène	36
II.5.2.2 La matière organique.....	36
II.5.2.3 Le potentiel redox.....	36
II.5.2.4 Les interactions entre éléments	36
II.6 Métaux lourds : La phytoremédiation.....	37
II.6.1 La phytostabilisation	37
II.6.2 La phytodégradation	37
II.6.3 La phytoextraction.....	37
II.7 Plantes et éléments traces métalliques	38

II.7.1 La phytodisponibilité	38
II.7.2 La phytotoxicité	39
II.7.2.1 Classification de la biodisponibilité des métaux	40
II.7.3 La tolérance aux métaux lourds	41
II.8 Les mécanismes cellulaires de l'absorption et de l'accumulation des métaux lourds	41
II.8.1 Mécanismes de transfert des métaux toxiques par les racines	42
II.9 Optimisation du captage des métaux lourds chez la plante	45
II.9.1 Capteur biologique : nicotianamine.....	45
II.10 Mécanismes de transferts des ETM dans les systèmes : sol-plantes	47
II.10.1 La présence de l'activité des microorganismes.....	47
II.10.2 Rhizosphère.....	47

Partie analytique

Chapitre III: Evaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher	49
III.1 Situation de la plaine	49
III.1.1 Données climatiques de la ville de Batna.....	50
III.1.2 Le couvert végétal de la plaine.....	52
III.2 Matériel et méthode	52
III.2.1 Méthode	52
III.2.1.1-Eau.....	52

III.2.1.2 Sol.....	52
III.2.1.3 Plantes.....	53
III.2.1.4 Description des points de prélèvements des échantillons.....	53
III.2.2 Matériel.....	53
III.3 Application de la méthode indice de vulnérabilité à la pollution : DRASTIC.....	54.
III.3.1 Description du DRAS.....	54
III.3.2 Calcul de l'indice.....	56
III.3.2.1 profondeur de l'eau.....	56
III.3.2.2 Charge efficace	57
III.3.2.3 - Martiaux de l'aquifère	57
III.3.2.4 Type de sol	57
III.3.2.5 -La pente du terrain.....	58
III.3.2.6 - L'impact de la zone vadose	59
III.3.2.7 - Conductivité hydraulique	59
III.3.3 : Commentaire de la carte de vulnérabilité.....	60
III.4 Estimation de la charge polluante métallique dans les sites sélectionnés.....	61
III.4.1 Les teneurs des oligo-éléments dans l'eau (ppm).....	61
III.4.2 Les teneurs des éléments toxiques dans l'eau (ppm).....	62
III.4.3 Les teneurs des oligo-éléments dans le sol (ppm).....	63
III.4.4 Les teneurs des éléments toxiques dans le sol (ppm).....	64

III.4.5 les teneurs des oligo-éléments dans la plante (ppm).....	65
III.4.6 les teneurs des éléments toxiques dans la plante(ppm).....	65
III.5 Commentaires des résultats.....	67
III.6 Représentation graphique des oligo-éléments et éléments toxiques dans les stations d'études par le model SPSS STATISTIC.....	69
III.6.1. interprétation des résultats.....	90
III.7 Présentation du comportement de la laitue et l'orge vis-à-vis vis des oligo-éléments et éléments toxiques	95
III.7.1 les teneurs des oligo-éléments (ppm).....	95
III.7.2 les teneurs des éléments toxiques (ppm).....	95
III.7.3 Interprétation des résultats	96
CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris.....	98
Introduction.....	98
IV. 1- Propriétés physico-chimiques du Plomb.....	99
IV.2 - Origines de la contamination par le Plomb.....	100
IV.2.1 - Etat naturel du Plomb.....	100
IV.2.1.1 Roches et sols.....	100
IV.2.1.2-Eau.....	100
IV.2.2 - Contamination de l'atmosphère.....	101
IV.2.2.1 : Plomb d'origine industrielle.....	101
IV.2.2.2 - Plomb d'origine automobile.....	102
IV.2.2.2.1 - Adjonction de Plomb.....	102

IV.2.2.2.2 - Rejet du Plomb dans l'atmosphère.....	102
IV.3 - Action du Plomb sur l'environnement	103
IV.3.1 Action sur le sol.....	103
IV.3.2 - Action sur la flore.....	103
IV.3.2.1 - Accumulation du Plomb.....	104
IV.3.2.2 - Effet du Plomb sur la physiologie.....	104
IV.3.2.2.1 - Intoxication aiguë.....	105
IV.3.2.2.2 - Intoxication chronique.....	105
IV.4 Interactions entre Agents toxiques.....	108
Introduction.....	108
IV.4.1 Mécanismes d'interactions.....	110
IV.4.1.1 Interactions physico-chimiques.....	110
IV.4.1.1.1 Antagonisme.....	110
IV.4.1.1.2 Synergisme	110
IV.4.2 - Interactions Biologiques.....	112
IV.4.2.1 - Interactions toxicodynamiques :.....	112
IV.4.2.2 - Interactions toxicocinétiques :.....	113
IV.4.3. Types d'interactions élucidées :.....	115
IV.4.3.1. Interactions Zinc-phosphate:.....	115
IV.4.3.2 Interaction cadmium-sélénium Cd/Se:.....	115
IV.4.3.3 L'interaction cadmium-cuivre Cd/Cu	116

IV.4.3.4 Interaction Cadmium Zinc, Cuivre Cd/Zn/Cu:.....	116
IV.4.3.5 Interaction Cadmium-Plomb Cd/Pb :.....	117
IV.4.3.6 Interaction Cadmium-Zinc Cd/Zn :.....	118
IV. 5 Principales interactions du Plomb avec les éléments compétitifs :.....	118
IV.5.1 Interaction Plomb/Calcium.....	118
IV.5.2. Interaction Plomb/Magnésium.....	119
IV.5.3 Interaction Plomb/Fer:.....	119
IV.5.4 Interaction Plomb/Zinc :.....	119
IV.5.5 Interaction Plomb/Cuivre :.....	120
IV.5.6 Interaction plomb/cadmium :	121
IV .6 Moyens sélectionnés pour l'investigation.....	123
IV.6.1 Plantes moyens indicateurs de pollution	123
IV.6.1.1.Généralités sur les végétaux.....	123
IV.6.2 Culture du phaseolus vulgaris.....	124
IV.6.3 Composition de la solution nutritive.....	125
IV.6.4 Moyens Matériels.....	126
IV.6.4.1 Généralités.....	126
IV.6.4.2 Principe de la spectroscopie d'absorption atomique (S.A.A)...	126
IV.6.4.3 Mode de préparation des échantillons.....	126
IV.6.4.3.1 Plante.....	127
IV.6.4.3.2 Solution nutritive.....	127

IV.7 Résultats de l'investigation	128
IV.7.1 Résultats de l'expérience : détermination du seul de toxicité (ES1)...	128
IV.7.2 Résultats de l'expérience : détermination du seul de toxicité(ES2)....	129
IV.7.3 Commentaire et interprétation des résultats : seuil de toxicité.....	134
Conclusion	136
IV.8 Protocole de l'interaction du Plomb avec les métaux	139
Introduction.....	139
IV.8.1 Mode opératoire.....	140
IV.9 Résultats de l'expérience : Interaction Pb/Zn.....	141
IV.10 Résultats de l'expérience : Interaction Pb/Fe.....	147
IV.11 Résultats de l'expérience : Interaction Pb/Cu.....	154
IV.12 Commentaires et Interprétations des résultats des investigations.....	159
Conclusion	166
Chapitre V : Model propre de précipitation quantitative des métaux lourds par le langage JAVA-SCRIPT, basé sur les données de Hartinguer et Brown.....	168
Présentation.....	168
V .1 Raison de la réflexion à ce type de model :.....	169
V .2 Données de bases :	170
V .3 Utilité du model :.....	170
V .4 Principe du langage :.....	170
V.5 Originalité du model :.....	170

V.6 Exécutable du model :.....	171
Conclusion Générale :.....	172
Références bibliographiques :.....	175
Liste des annexes :	

PROBLEMATIQUE

PROBLEMATIQUE :

Sachant le dysfonctionnement des fonctions environnementales et les répercussions dramatiques qui en découlent des différentes opérations massives et intensives en termes de manipulations des produits chimiques dans les processus de fabrication.

L'augmentation de la population, l'urbanisation, de meilleures conditions de vie et le développement économique ont conduit à une production de volumes d'eaux usées de plus en plus importants, issus des secteurs domestique, industriel et commercial (Asano et coll., 2007; Lazarova et Bahri, 2005; Qadir et al., 2009).

L'implantation anarchique des entreprises au voisinage des agglomérations, ce qui induit à des risques majeurs sur la santé de l'homme et de son environnement, par les impacts des rejets dans toutes les formes et par les polluants multiformes.

Dans un objectif de suivre le problème des polluants émis par les eaux urbaines évacuées par les industries sans traitement préalable et d'évaluer les éventuelles conséquences sur les systèmes biologiques : eau, sol et plantes au niveau de la plaine d'El-Madher qui est le récepteur des eaux usées véhiculées par le récepteur oued el-gourzi.

L'estimation de la charge polluante à des points sélectionnés selon l'approche des tests de vulnérabilité de la plaine d'El-Madher réalisée par M.R.Mennani, 1991.

Conduit à une réflexion méthodologique, en termes de proposition de solutions complémentaires et efficace du point de vue de gestion des risques qu'occasionnent les métaux lourds sur la chaîne trophique.

La première est basée sur l'exploitation des données de Hatinger et Braun, pour réaliser un modèle propre de précipitation quantitative des métaux lourds In-Situ.

Le modèle est conçu selon le langage Quick Basic 4.5 et amélioré par le langage JAVA SCRIPT.

La seconde consiste à proposer une investigation originale traitant sur l'optimisation de l'antagonisme du plomb par interaction sélective avec le Zinc, Cuivre et Fer, effectuée In-Vitro sur la plante *Phaseolus-vulgaris*.

Le choix du Plomb est expliqué par sa présence dans les rejets, ainsi que les émissions atmosphériques, sachant que la plaine d'El-Madher est située dans une zone où le trafic routier est intense.

Introduction générale

Introduction générale

Introduction générale :

Au cours des dernières années, l'usage des produits chimiques s'est rapidement accru dans presque tous les secteurs de notre existence.

Dès lors la pollution apparaît de plus en plus comme l'un des problèmes cruciaux de la civilisation moderne, le développement accéléré et souvent désordonné et démesuré de l'industrie est l'une des causes essentielles de la pollution.

La mer est désormais traitée comme une poubelle géante, les forêts sont exploitées d'une façon abusive, de nombreuses espèces animales et végétales disparaissent, les sites se dégradent et les aliments sont contaminés, en un mot l'équilibre homme –nature est menacé.

A l'égard des pays industrialisés, l'Algérie a connu récemment un essor industriel remarquable dans les divers domaines, ce qui a généré des incidences en terme de pollution multiformes sur l'écosystème et commencent à prendre de l'ampleur et plus particulièrement la pollution des eaux qui commence à inquiéter, cette prépondérance des dégâts causée par les eaux résiduaires urbaines lors de leurs rejets dans l'émissaire peuvent entraver l'auto-épuration ou l'épuration biologique des microorganismes à cause de la présence de substances organiques (colorants , solvants etc.....), ainsi que certains ions métalliques toxiques tel que le cadmium, le plomb, le mercure, le chrome etc.....) , issus des différentes opérations de transformations et qui peuvent affecter les terres agricoles, ainsi que les nappes phréatiques par le mécanisme d'infiltration des strates du sol.

Il est impératif de signaler que certains des éléments en trace, ont rôle biologique, mais au-delà d'un certain seuil ils deviennent nocifs tel que (le cuivre, le zinc, le fer etc.).

Tandis que d'autres sont réputés très nocifs, et n'ont aucune fonction biologique, et dont leurs présence dans les effluents est due à l'incapacité des techniques d'épuration de les éliminer totalement, cependant ils peuvent franchir aisément toutes les barrières épurantes et poursuivent leurs migrations jusqu'au corps humain par le biais de la chaîne trophique.

Vu la taille que présente ce fléau, on a essayé d'approcher d'une manière effective ce problème à notre niveau c'est-à-dire au niveau de la ville de Batna et plus particulièrement au niveau de la plaine d'el-madher par le biais de l'émissaire qui la traverse chargé en polluants multiformes et plus particulièrement les métaux lourds.

Introduction générale

Sachant la gravité de ces polluants sur l'écosystème, en plus ces éléments présentent un caractère cumulatif, ce qui rend leur impact chronique.

L'usage des eaux usées (traitées ou non) en agriculture comme moyen d'irrigation (Jiménez et Asano, 2008), est considéré comme facteur important qui rend les eaux usées précieuses est qu'elles constituent une source d'eau fiable, et qu'elles sont disponibles toute l'année, contrairement aux précipitations pluviales ou aux cours d'eau saisonniers. Par conséquent, elles permettent des rendements plus élevés, et une production durant toute l'année, tout en augmentant la gamme de cultures pouvant être irriguées, en particulier dans les zones arides et semi-arides (Keraita et al. 2008).

Plusieurs études révèlent que les effluents déversés dans les principales villes avaient des concentrations en chrome (Cr), plomb (Pb) et cadmium (Cd) plus élevées que les limites admissibles dans l'eau d'irrigation (Hussain, 2000; Khan et coll., 2007; Murtaza et al, 2008).

L'ONUUDI, 2000, a signalé que les industries de textile, de tannerie, de peinture et de ciment rejetaient des effluents bruts contenant des concentrations de plomb (Pb) supérieures au seuil tolérable aux sorties des installations.

En plus les industries situées souvent uniquement le long de la côte, on a trouvé des cours d'eau pollués par le chrome près des tanneries (Binns et al, 2003).

Plusieurs études ont été menées pour évaluer l'influence de l'irrigation avec des eaux usées sur les concentrations de métaux et de métalloïdes dans les sols et les cultures (Bahri, 2009; Hamilton et al, 2007; Lazarova et Bahri, 2005; Minhas et Samra, 2004; Qadir et al. 2000; Simmons et al. 2009).

Simmons et al. (2009) ont quantifiés les effets de l'irrigation à long terme avec des eaux usées brutes sur la qualité des sols ainsi que les rendements et la paille de trois variétés de la végétation.

En ce qui concerne la contamination par des métaux lourds et les risques potentiels par le biais de la chaîne alimentaire fourrage-lait-aliments, ils n'ont pas trouvés de différences importantes dans les concentrations en cadmium et en zinc entre les parcelles irriguées avec de l'eau douce et celles irriguées avec des eaux usées à travers une analyse de sols ayant fait l'objet d'une attaque à l'eau régale.

Les concentrations d'ions métalliques dans les sols restaient sous les niveaux maximaux admissibles préconisés par la Commission européenne pour le cadmium, le plomb et le zinc dans les sols amendés avec des boues.

Dans toutes les variétés de blé soumises à l'irrigation avec des eaux usées, les concentrations de cadmium et de plomb restaient inférieures aux niveaux maximaux admissibles dans les produits alimentaires.

Introduction générale

La plupart des industries dans les pays en développement rejettent des effluents non traités contenant différentes concentrations de métaux et de métalloïdes.

Puisqu'il n'y a pas séparation des eaux industrielles et domestiques, les réseaux d'égout transportent un mélange d'eaux usées industrielles et domestiques.

Les métaux particuliers rejetés ainsi que leurs concentrations varient selon le type d'industrie.

Plusieurs études révèlent que les effluents déversés dans les exécutoires avaient des concentrations en chrome (Cr), plomb (Pb) et cadmium (Cd) plus élevées que les limites admissibles dans l'eau d'irrigation (Hussain, 2000; Khan et al., 2007; Murtaza et al., 2008).

Qadir et al, (2000) ont découvert que dans le cas de l'irrigation avec des eaux usées brutes, les légumes-feuilles accumulaient certains métaux comme le cadmium en plus grandes quantités que les légumes sans feuilles.

Sharma et al. (2007) ont conclu que l'irrigation avec des eaux usées augmentait la contamination des parties comestibles des légumes par le cadmium, le plomb et le nickel, et que cela posait à long terme des risques potentiels pour la santé.

Des conclusions similaires ont été documentées lors d'une étude menée par Mapanda et al, (2005), où les agriculteurs utilisaient des eaux usées pour irriguer des légumes-feuille.

En règle générale, les concentrations d'ions métalliques dans le tissu végétal augmentent avec les concentrations dans l'eau d'irrigation. Les concentrations dans les racines sont habituellement plus élevées que dans les feuilles.

S'appuyant sur une enquête menée par Minhas et Samra (2004) ont détecté le transfert d'ions métalliques des eaux usées au lait de vache par le biais d'herbes cultivées dans des sols irrigués avec des eaux usées et utilisées pour nourrir les animaux.

Les agriculteurs de nombreux pays en développement utilisent les eaux usées sous formes diluées, non traitées ou partiellement traitées et en retirent un large éventail de bénéfices.

Outre les dangers microbiologiques, la pratique peut poser une variété d'autres risques potentiels: un ajout excessif et souvent déséquilibré d'éléments nutritifs dans le sol; l'accumulation de sels dans le sol (selon la source d'eau, particulièrement des sels de sodium); des concentrations plus élevées de métaux et de métalloïdes (notamment où il y a des industries) qui atteignent

Introduction générale

des niveaux phytotoxiques à long terme; de même que l'accumulation de nouveaux contaminants, comme les produits pharmaceutiques résiduels(Asano et al, 2007).

Comme toutes ces possibilités de contraintes liées à l'utilisation des eaux usées varient considérablement selon les sites et les régions, il convient de bien contrôler la qualité des eaux usées, leurs sources et leur utilisation pour une évaluation localisée des risques et de leur atténuation.

Dans le but de suivre le comportement des métaux lourds durant des périodes distantes et d'évaluer le degré d'impact dans les trois systèmes biologiques sélectionnés pour l'étude à savoir eau, sol, plantes durant la période de juillet.

L'estimation de la charge polluante dans les points sélectionnés à des périodes variables et justifiées sur la base des données de DRASTIC.

Le protocole de l'étude suit les étapes suivantes :

Synthèse bibliographique :

Chapitre I : Présentation des eaux résiduaires : modalités de contamination.

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transferts : Eau, sol, plantes.

Partie analytique :

Chapitre III : Evaluation de la charge polluante « métaux lourds » dans les systèmes biologiques : Eau -Sol -Plantes.

- Interprétation par model SPSS statistic.

Chapitre IV : Optimisation de l'antagonisme du plomb par interactions sélectives avec le Zinc et Fer; investigations in-vitro effectuées sur la plante *Phaseolus vulgaris*.

Chapitre V : Modèle propre de précipitation quantitative des métaux lourds par le langage JAVA SCRIPT, basé sur les données de Hartinguer e Brown.

Conclusion générale

Annexes.

Chapitre I :
Les eaux résiduaires, modalités de
contamination

Chapitre I : Les eaux résiduaires, modalités de contamination

Présentation :

Sachant l'importance des eaux résiduaires en termes d'impacts sur l'environnement en générale et l'homme en particulier, il s'avère impératif de procéder à une présentation exhaustive de ce type d'eaux, ainsi que leurs modes de contamination.

I.1 Les eaux résiduaires :

I.1.1 Définition :

Les eaux résiduaires (ou eaux usées) sont des déchets liquides provenant pour l'essentiel d'activités humaines qu'elles soient domestiques ou industrielles ces activités nécessitent bien entendu un prélèvement initial d'eau dans les rivières et les nappes phréatiques suivi d'un traitement plus ou moins important en fonction de l'utilisation ultérieure.

Après usage on est amené à distinguer plusieurs types d'eaux résiduaires selon leur origine et leur mode de collecte et certaines vont nécessiter une phase d'épuration dans des unités spécialisées avant leur restitution au milieu naturel.

I.1.2 Composition :

La composition des eaux résiduaires varie selon leurs utilisations. Elles présentent des caractéristiques différentes et peuvent avoir des degrés de toxicités plus ou moins importants directement liés aux produits et substances qu'elles véhiculent avant leurs rejets.

Ces eaux doivent répondre aux exigences suivantes :

- Elles ne doivent pas être chaudes (température inférieure à 30°).
 - c des éléments corrosifs (acides, bases).
 - Elles ne doivent pas contenir des matières solides qui pourraient détériorer les canalisations.
 - Elles ne doivent pas contenir des substances toxiques, qui entraveraient les opérations de traitement au niveau des stations d'épurations et contaminer l'écosystème lors de leurs émissions dans l'émissaire.
 - Elles ne doivent pas contenir des matières volatiles en suspension.
- Elles doivent être véhiculées vers la station d'épuration principale avant le rejet vers le milieu récepteur.

I.2 Classification des eaux résiduaires :

Les eaux usées sont classées en trois principales classes :

I.2.1 les eaux résiduaires domestiques :

Correspondent aux rejets des habitations individuelles et sont constituées pour un tiers d'eaux vannes (rejets métaboliques comme l'urine et les matières fécales) et pour les deux tiers restants d'eaux ménagères (cuisine, lessive, vaisselle...) à un caractère plus discontinu .elles correspondes à un volume moyen rejeté de 150litres par habitants et par jour en région agricole mais de 250 litres en agglomération de plus de 50000 habitants par exemple.

I.2.2 Les eaux résiduaires industrielles :

sont par contre de natures très variées .elles proviennent principalement de l'eau consommée par les entreprises dans de multiples opérations de fabrication .dans la production de chaleur ou d'énergie dans le transport ,le trempage ou le gonflement de substances non solubles , dans les transformations chimiques, dans le nettoyage des appareils et ateliers.

Les caractéristiques de ces eaux varient d'une entreprise à un autre, en plus des matières. Organiques, azotées et phosphatées, elles peuvent contenir des métaux lourds

I.2.3 Les eaux résiduaires urbaines :

Ces eaux sont considérées comme la résultante des eaux domestiques et les eaux de ruissèlement, qui entraînent une importante charge de matière minérale et organique et plus particulièrement les micropolluants.

Paramètres	Concentrations
MES	100 à 500 mg/L
DCO	250 à 1000 mg/L
DBO5	100 à 400 mg/L
Cadmium	1 à 10 µg/L
Cuivre	83 à 100 µg/L
Plomb	5 à 78 µg/L

Tableau I.1 : Concentrations de quelques paramètres tolérés dans les eaux urbaines (ADME, 2000a).

I.3 Toxicité des eaux résiduaires :

Dans l'intérêt de la protection de l'environnement, il faut absolument s'efforcer de ne déverser dans l'émissaire que des quantités aussi faibles que possibles de substances toxiques.

Pour fixer les quantités de toxiques pouvant être admises dans les eaux résiduaires, il faut déterminer surtout quelles sont les quantités de toxiques pouvant être tolérées dans l'émissaire.

Il y a lieu aussi de déterminer le rapport entre le débit de l'émissaire et le volume des eaux résiduaires déversées.

Il en découle directement les concentrations en toxiques admissibles dans les eaux résiduaires elles-mêmes.

I.3.1 Toxicité sur l'écosystème :

Les excès en éléments toxiques exercent une action néfaste pour les organismes végétaux et animaux et par conséquent l'homme qui est le dernier maillon de la chaîne trophique : les différents organismes présentent une certaine sensibilité extrêmement variable vis-à-vis des toxiques.

Il faut noter que les éléments toxiques ont une action variable d'une espèce à une autre, allant même que pour la même espèce poisson par exemple dans des conditions variables.

Ajouter à cela, qu'un nombre important de toxiques sont emmagasinés par les organismes et qu'une concentration inoffensive peut provoquer des dégâts lors de son accumulation et atteinte de la dose seuil.

Un autre facteur influe d'une manière considérable sur le comportement et la toxicité des métaux toxiques qui est le potentiel d'hydrogène en termes de disponibilité.

Ajouter à cela la compétition ou interaction entre éléments toxiques dans le milieu ce genre de situations de multiples effets à savoir les l'antagonisme, synergisme ou des effets additifs.

I.3.2 Concentrations admissibles des métaux toxiques dans les eaux résiduaires :

La détermination des concentrations admissibles des toxiques pouvant être tolérées dans l'émissaire, présente d'énormes difficultés, car il est généralement impossible de prescrire des concentrations maximales admissibles de toxiques dans les eaux résiduaires.

Il est évident qu'un émissaire à gros débits peut recevoir sans danger de plus fortes de substances nocives, qu'un cours d'eau à faible débit.

De plus les volumes des eaux résiduaires industrielles, aussi bien que leurs concentrations, subissent des fluctuations, surtout saisonnières, ce qui influe sur la nature des teneurs.

I.4 Les métaux toxiques :

I.4.1 Aperçu sur les polluants

La pollution toxique de l'eau a plusieurs origines : elle peut provenir des rejets ponctuels (industries, stations d'épuration urbaines...), de rejets ponctuels dispersés : déchets toxiques en quantités dispersés : rejets de nombreuses entreprises et/ou de rejets diffus moins bien connus (épandage de produits phytosanitaires en agriculture, retombées de micropolluants émis dans l'atmosphère, lessivages des voies routières et autoroutières,...). On dénombre environ cent mille molécules chimiques commercialisées sous plus d'un million de formes différentes. Toutes ne sont pas toxiques, mais leurs produits de dégradation peuvent l'être.

Les substances présentes dans le milieu naturel et dans les rejets peuvent être présentes sous plusieurs formes :

- dissoutes dans l'eau,
- adsorbées sur les matières en suspension ou les sédiments,
- accumulées dans les tissus des organismes aquatiques animaux ou végétaux.

Les caractéristiques des micropolluants métalliques sont généralement les suivantes :

- non biodégradables (pas de dégradation par des organismes vivants)
- toxiques cumulatifs (accumulation dans les tissus des organismes vivants)
- toxiques quand ils sont présents en grande quantité ; cependant, il existe 2 catégories de métaux :

- ceux qui sont indispensables à la vie lorsqu'ils sont en petite quantité (oligo-éléments), comme le cuivre dont la carence, aussi bien que l'excès, peuvent provoquer des maladies, et ceux qui ne sont pas indispensables à la vie comme le cadmium, qu'il faut éviter.

- Ceux qui sont réputés très nocifs, et qui ne présentent aucune activité biologique chez les organismes vivants tel que : l'arsenic, le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb.

La présence de métaux dans le milieu peut être d'origine naturelle, du fait de la nature géochimique des terrains drainés par les cours d'eau ou l'aquifère. C'est le fond géochimique qui explique dans ce cas les teneurs observées, notamment dans les sédiments.

Les activités anthropiques peuvent conduire à une augmentation de ces concentrations naturelles.

1.4.2 Définition : Les éléments traces métalliques [ETM]

La définition d'éléments-traces métalliques, ou ETM (anciennement appelés métaux lourds), demeure actuellement un concept non défini. L'appellation métaux lourds est cependant une appellation courante qui n'a ni fondement scientifique ni application juridique. » Certains auteurs définissent les métaux lourds comme les éléments métalliques ayant une masse volumique supérieure à une certaine valeur (cette valeur minimale variant entre 4000 kg/m³ et 5000 kg/m³ selon les auteurs) et ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement.

Les métaux lourds sont des métaux ayant une densité > 5 g /cm³ ils peuvent se trouver dans l'air, dans l'eau et dans le sol. Comme le pétrole, le charbon et le bois contiennent presque tous les éléments chimiques et, parmi eux, aussi les métaux lourds, en quantités différentes, il s'en suit que lors des procédés de combustion, ces métaux lourds parviennent dans l'air et peuvent atteindre le sol directement, souvent absorbés sur des aérosols ou absorbés dans les eaux des précipitations.

Les éléments traces métalliques ou métaux lourds sont les éléments métalliques dont la concentration dans la croûte terrestre est inférieure à 0,1% (Baize, 1997). Tableau de classification voir Annexe 1.

1.4.3 Notions d'Oligo-éléments et éléments toxiques :

Certains de ces éléments (Cu, Zn, Ni, Mo, Se), aussi appelés oligoéléments, sont indispensables aux processus biologiques. Une carence en ces éléments peut avoir des conséquences délétères pour la plante

. D'autres éléments, comme les Cd, Pb ou Hg, n'ont aucun rôle biologique connu (Pourrut, 2008). Tous ces ETM sont potentiellement toxiques

pour les végétaux en fonction de leur concentration dans un milieu et de leur caractère essentiel ou non pour la plante.

Ainsi, si un manque en oligoélément entraîne une déficience plus ou moins sévère pour les végétaux, un excès de cet élément engendrera un phénomène de toxicité. Il est à noter que le seuil de phytotoxicité sera beaucoup plus faible pour les oligoéléments que pour les macroéléments essentiels comme le calcium ou le fer. • l'opposé, les ETM non essentiels sont phytotoxiques dès de très faibles concentrations.

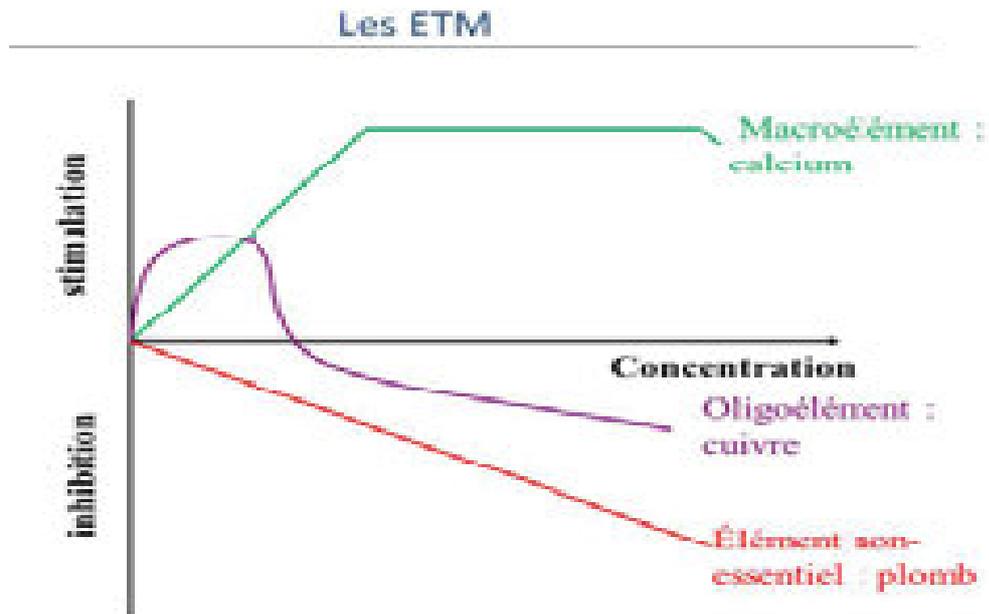


Figure I.1 : Phase de stimulation et inhibition des métaux lourds (Pourrut 2008).

:

Le fait qu'un élément soit essentiel ou non dépend de sa participation ou non à des réactions biochimiques dans l'organisme correspondant, le nickel, par exemple constitue un polluant pour les plantes, par contre il est essentiel à l'état de traces pour la vie de certains organismes biologiques.

Les éléments essentiels peuvent provoquer deux sortes de réactions différentes : si un organisme ne contient pas suffisamment de l'un des éléments sous la forme d'un composé acceptable une fonction peut être inhibée, par exemple un processus métabolique des symptômes (et par suite, pour des plantations, leur rendement sera démunie, des symptômes dus à un manque d'élément peuvent apparaître si un élément se trouve en concentration trop élevée, selon l'organisme considéré, il peut avoir un effet toxique, manque à excès sont deux formes de toxicité provoquées par les métaux, un élément exerce un effet physiologique positif sur la croissance ou la production de la biomasse et garantit une activité biologique normale, seulement s'il trouve à une concentration ni trop élevée ni trop faible, donc optimale, et ceci à l'endroit approprié au sein de l'organisme.

I.4.4 Métaux et metalloïdes, notions d'incidence :

Les modifications de la structure d'un peuplement végétal et animal se traduisent en termes de « perte de biodiversité ».

Parmi les substances responsables de ce phénomène, les métaux et les metalloïdes jouent un rôle déterminant.

Ils sont notamment mis en cause dans les cas de mort et d'inhibition de la croissance ou de la reproduction d'animaux aquatiques et terrestres (Académie des Sciences, 1998).

Associés à d'autres constituants du milieu, selon leur nature et en fonction de la réactivité du biotope et des possibilités métaboliques de la biocénose, ils peuvent évoluer au cours du temps selon divers mécanismes :

- transformation des formes chimiques présentes avec pour conséquence la modification de la mobilité et de la biodisponibilité ;
- biotransformation par les microorganismes, avec possibilité de formation de dérivés organométalliques;
- biodégradation, dans le cas des dérivés organo-métalliques, avec minéralisation progressive de la structure organique.

La présence de métaux dans l'environnement est un phénomène naturel, amplifié par certaines activités anthropiques notamment l'industrialisation (Sigg et al. 2000).

La pollution industrielle provenant des usines de production de l'activité humaine : tel que les matières organiques et graisses (industries agro-alimentaires), les produits chimiques de divers (industries chimiques), (Godin et al. 1985).

Le rôle des pratiques industrielles et agricoles dans la contamination des sols doit être pris en compte, Leur accumulation et leur transfert constituent donc un risque pour la santé humaine via la contamination de la chaîne

alimentaire, mais aussi pour le milieu naturel dans son ensemble (Bourrelier et Berthelin, 1998).

Les caractéristiques physicochimiques de l'eau (pH, potentiel redox, lumière, température, dureté, force ionique, teneur en ligands organiques et inorganiques...) agissent sur le degré de dissociation entre les formes complexées et ioniques.

La complexation avec des ligands organiques et minéraux ainsi que la compétition avec d'autres cations divalents (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+}) influencent notamment le devenir des métaux (Tessier et Turner, 1995 ; Gilbin, 2002, Devez, 2004).

La pollution industrielle provenant des usines de production de l'activité humaine tels que les matières organiques et graisses (industries agro-alimentaires), les produits chimiques divers (industries chimiques), les matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs) et la métallurgie (Godin et al. 1985).

Le rôle des pratiques industrielles et agricoles dans la contamination des sols doit être pris en compte, leur accumulation et leur transfert constituent donc un risque pour la santé humaine via la contamination de la chaîne alimentaire, mais aussi pour le milieu naturel dans son ensemble (Bourrelier et Berthelin, 1998).

I.4.5 Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds :

La toxicité d'un métal dépend de sa spéciation autant que des facteurs environnementaux (Babich et al, 1980).

Dans le sol, les métaux lourds peuvent exister sous forme d'ion libre ou sous forme liée à des particules de sol.

Cependant, un métal n'est toxique pour les organismes vivants que s'il est sous forme libre ; il est alors bio disponible.

Comme tout élément chargé positivement, les cations métalliques peuvent interagir dans le sol avec toute particule organique ou minérale chargée négativement.

De l'équilibre entre les formes libres et fixées de l'ion va dépendre sa biodisponibilité, directement liée à sa toxicité. Enfin, la biodisponibilité des métaux lourds varie en fonction de plusieurs facteurs du sol. Ils ne sont pas disponibles pour les plantes Parmi lesquels, la capacité d'échange de cation (CEC), le pH, le potentiel redox (Eh), la teneur en phosphate disponible, la teneur en matière organique et les activités biologiques.

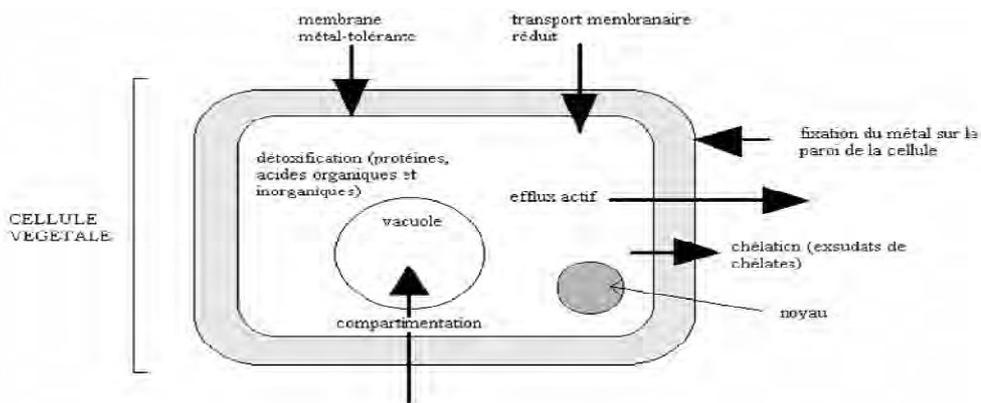


Figure I.2 : Mécanismes de transfert et disponibilité des métaux lourds (Bergagli, 1998)

Parmi les principaux problèmes environnementaux posés par les métaux, il est important de souligner qu'ils ne se dégradent pas biologiquement comme certains polluants organiques, et qu'ils se bio accumulent au niveau des chaînes alimentaires.

1.4.6 Notion de bioaccumulation des métaux lourds :

Les phénomènes de bioamplification ont été mis en évidence pour certains polluants bio accumulatifs : les organismes vivants constituant une chaîne alimentaire présentent des teneurs en polluants croissantes selon leur place dans la chaîne trophique (Zakrzewski, 1997).

Ce phénomène résulte d'une bioaccumulation directe du polluant depuis le milieu vers l'organisme, propriété associée au caractère cumulatif du polluant et d'une concentration du polluant dans l'organisme à chaque étape de la chaîne alimentaire.

De nombreux composés organochlorés, tels que les dioxines, ou le mercure notamment sous forme de méthyl mercure, sont des toxiques bio accumulatifs typiques, du fait de leurs caractères rémanent et liposoluble.

Du fait de leur solubilité relativement faible en règle générale, les métaux lourds rejetés dans les eaux sont plus fréquemment retrouvés après adsorption sur des particules et déposés avec les sédiments. Il en va ainsi du mercure dont une partie se trouve transformée, sur les matières en suspension et dans les sédiments, en méthylmercure par l'action des bactéries. Ce composé, de plus grande liposolubilité traverse facilement les membranes biologiques, s'accumule dans les organismes aquatiques, et atteint des concentrations de plus en plus importantes en suivant la chaîne alimentaire (Keck et Vernus, 2000).

Le tableau ci-dessous: Représente les résultats des essais d'écotoxicité mis en œuvre sur les trois premiers niveaux d'organisation trophique et sur les décomposeurs des milieux aquatiques.

Chapitre I : Les eaux résiduaires, modalités de contamination

Eléments	Forme chimique	microorganismes	daphnies	Poissons	algues
Plomb	Dérivés Organiques	Inhibition de la respiration : 0,08mg/L	CE50 48h : 0,45-65mg/L Inhibition de la reproduction : 0,012mg/L	CL50 96h : 0,6-242mg/L CI50 96h : 0,05-300mg/L	Inhibition de la croissance : 0,5-10mg/L
Cadmium			CE50 48h : 0,006-20mg/L Inhibition de la reproduction : 0,002-0,01mg/L	CL50 96h : 0,002-16mg/L	CE50 : 0,0015-0,25mg/L
Cuivre			CL50 : 0,01-0,07mg/L Inhibition de reproduction : 0,03mg/	CL50 96h : 0,02-10mg/L CL50 : 1,85mg/L	CE50 72h : 0,6-25mg/L CE50 72h : 0,05-0,1mg/L
Zinc			CE50 48h : 0,15-30mg/L Inhibition de la reproduction : 0,002-0,01mg/L	CL50 96h : 9,9-52mg/L	CE50 72h : 0,6-25mg/L CE50 72h : 0,05-0,1mg/L
Chrome	Dichromate de potassium Dérivés du chrome	Inhibition du potentiel hétérotrophe : 12mg/L	CE50 48h : 0,1-2,5mg/L CE50 48h : 30-500mg/L	CE50 96h : 20-300mg/L CE50 : 63-375mg/L	CE50 72h : 0,16-1,35mg/L CE50 : 1mg/L

Tableau I.3 : Toxicité de certains métaux sur les organismes aquatiques (AdS, 1998)

I.4.7 Caractéristiques des métaux lourds :

Les caractéristiques des micropolluants métalliques sont généralement les suivantes :

Non biodégradables c'est à dire : pas de dégradation par des organismes vivants).

Toxiques cumulatifs c'est-à-dire : accumulation dans les tissus des organismes vivants.

Du fait de leur solubilité relativement faible en règle générale, les métaux lourds rejetés dans les eaux sont plus fréquemment retrouvés après adsorption sur des particules et déposés avec les sédiments (Zakrzewski, 1997).

Ces composés, se caractérisent par une grande liposolubilité, Ils traversent facilement les membranes biologiques, s'accumulent dans les organismes aquatiques, et atteignent des concentrations de plus en plus importantes en suivant la chaîne alimentaire (Keck et Vernus, 2000).

La présence de métaux dans l'environnement est un phénomène naturel, amplifié par certaines activités anthropiques notamment l'industrialisation (Sigg et al. 2000).

Dans l'eau, les métaux sont présents sous forme hydratée (M^{2+}), complexée par des ligands organiques (acides fulviques et humiques) ou inorganiques ou sont adsorbés sur des particules (Tessier et Turner, 1995).

Les caractéristiques physicochimiques de l'eau (pH, potentiel redox, lumière, température, dureté, force ionique, teneur en ligands organiques et inorganiques...) agissent sur le degré de dissociation entre les formes complexées et ioniques.

Li et Li (2000) ont montré que les métaux lourds peuvent être absorbés et immobilisés par les minéraux argileux ou également être complexés par la matière organique du sol en formant alors un complexe organométallique (Lamy, 2002).

L'ajout de métaux lourds entraîne la disparition des populations les plus sensibles et subséquemment l'adaptation des populations les plus résistantes.

Ainsi, les équilibres peuvent basculer et les dominances s'inverser (Diaz-Roviña et Bååth, 1996).

Les sols contaminés par les métaux lourds peuvent perdre certaines de leurs propriétés biochimiques indispensables au bon fonctionnement de l'écosystème.

Par exemple, il a été montré que l'activité déshydrogénase était réduite lors d'une contamination par un métal (Kelly et al. 1999).

I.5 Présentation toxicologique de quelques éléments :

I.5.1 L'arsenic (As) :

Est un constituant naturel de la croûte terrestre. L'arsenic contenu dans les fonds géochimiques représente une des principales sources de contamination des cours d'eau et des eaux souterraines, mais il peut également pénétrer dans l'environnement par des processus d'origine anthropique. Il est essentiellement utilisé en métallurgie, tannerie,

I.5.1.1 Pathologie de l'arsenic :

Les effets néfastes de l'arsenic se font sentir à partir d'une très faible concentration: d'après l'OMS, cet élément constitue une menace pour la santé à partir de 0,01 milligramme par litre d'eau de boisson. L'intoxication se produit chez les personnes exposées de manière chronique à une eau contaminée, et peut prendre de 5 à 20 ans à se manifester.

I.5.2 Le cadmium (Cd) :

Est un métal lourd peu répandu dans la croûte terrestre. Il ne se trouve pas à l'état élémentaire dans la nature ; il est généralement présent dans des minerais de zinc ou de plomb. Sa présence dans les eaux est surtout d'origine anthropique, notamment par les rejets industriels liés à la métallurgie, au traitement de surface, à la fabrication de céramique et à l'industrie des colorants, mais également à l'usure des pneumatiques sur les chaussées. Il est bioaccumulable et répertorié comme toxique par l'INRS sous ses formes sulfure et oxyde de cadmium.

C'est une substance classée "dangereuse prioritaire" par la DCE.

Le cadmium peut être adsorbé à la surface de la plupart des minéraux argileux, des carbonates ou des hydroxydes de fer ou de manganèse. Dans les eaux souterraines, selon la composition de l'eau il peut aussi précipiter en tant que carbonate de cadmium (CdCO_3) ou d'hydroxyde de cadmium.

Des études ont montré que les mécanismes d'adsorption peuvent être considérés comme le plus important processus de rétention du cadmium dans les sols (Dudley et al. 1988, 1991).

I.5.2.1 Pathologie de Cadmium :

Le Cadmium est un poison cumulatif, sa toxicité est beaucoup plus élevée qu'on ne le croit généralement.

Il agit par blocage des groupements thiols (S-H), inhibant la respiration cellulaire et un certain nombre de système enzymatique.

La toxicité du Cadmium vis-à-vis des poissons est assez mal connue. Les effets observés au cours des tests dépendaient de l'animal testé, de son âge, de la composition de l'eau, de la température et du pH, pour les poissons les seuils correspondants aux toxicités avérées varient entre 0,01 et 10 mg/l. (Dudley, 1991). Les études récentes ont confirmées que le cadmium peut transférer du sol aux plantes.

I.5.3 Le cuivre (Cu) :

Est assez fréquemment retrouvé dans la nature, par exemple sous forme de chalcopryrite. Ses caractéristiques chimiques n'autorisent cependant pas l'existence de fortes concentrations dans les eaux naturelles. Elles sont donc plutôt d'origine anthropique.

Le cuivre est utilisé dans les domaines de l'électricité et de la métallurgie. Les sels de cuivre sont utilisés dans l'industrie de la photographie, les tanneries (fabrication de pigments), l'industrie textile, les traitements de surface (circuits imprimés, galvanoplastie, dépôts chimiques...) et les fongicides... Il est également utilisé en agriculture, en particulier dans l'alimentation des porcs.

Le cuivre métallique est insoluble dans l'eau, mais la plupart de ses sels sont solubles : chlorures, nitrates, et sulfates de cuivre. Les carbonates, hydroxydes et sulfures de cuivre sont quant à eux insolubles.

L'ion Cu^{2+} libre est plus réactif que les formes complexées, sa biodisponibilité est donc plus importante (Sunda et Hanson, 1987). Or, dans des eaux naturelles, le cuivre et d'autres métaux sont complexés par des ligands organiques et inorganiques, de telle sorte que la concentration de l'ion métal libre peut être abaissée de plusieurs ordres de grandeur par rapport à la concentration totale en élément Cu. En effet, la matière organique naturelle, telle les acides fulviques et humiques, sont de forts agents complexants qui affectent la concentration en cuivre biodisponible (Allen et Hansen, 1996 ; Kim et al. 1999).

I.5.3.1 Pathologie du cuivre :

L'inhalation des fumées de cuivre peut provoquer un syndrome similaire à celui de la fièvre des fondeurs.

Le cuivre produit une à fortes teneurs une coloration verdâtre des téguments, des phanères et des dents, comme il peut causer des dermatites et des troubles trophiques de la muqueuse nasale (Dudley. et al ,1991).

I.5.4 Le chrome (Cr) :

Est présent naturellement dans les roches magmatiques et dans les sédiments calcaires et argileux. Dans les eaux naturelles, il peut provenir essentiellement de filons métallifères (chromite).

Cependant, la présence de chrome dans les eaux naturelles est assez rare, du fait de sa faible solubilité. Sa présence dans les eaux est en général due aux rejets d'eaux usées.

A l'état pur, le chrome n'est utilisé que pour la fabrication d'aciers spéciaux, et pour le traitement de surface (dépôts anticorrosion dans l'industrie automobile et chromage).

Ses sels sont utilisés comme pigments dans l'industrie textile, la céramique, la verrerie et la photographie.

Les dérivés du chrome se retrouvent dans l'eau essentiellement sous forme oxydée : le chrome trivalent (Cr III) et le chrome hexavalent (Cr VI).

Dans un environnement réducteur, le chrome hexavalent peut être réduit en Cr(III) (Bartlett et Kimble, 1976).

La matière organique du sol joue un rôle important dans cette réaction :

La réaction de réduction en présence de matière organique peut être extrêmement lente, de plusieurs années. La vitesse de la réaction augmente néanmoins lorsque le pH des sols décroît (Bloomfield et Pruden, 1980).

Dans les sols de subsurfaces, où la matière organique est présente en faible teneur, des minéraux contenant du Fe(II) peuvent réduire le chrome VI (Eary et Ray, 1991).

Le chrome III peut être oxydé en Cr(VI) par des oxydes de Mn (III/IV) (Fendorf et Zasoski, 1992).

I.5.4.1 Pathologie du chrome :

L'absorption des dérivés du chrome dépend de divers critères, dont la forme chimique et la voie d'exposition. L'absorption digestive du chrome est faible. Une certaine forme de chrome (les dérivés hexavalents) est absorbée à travers la peau et ce passage est augmenté du fait des lésions induites par ces composés corrosifs.

Le chrome est distribué dans tous les tissus. Les concentrations les plus élevées sont mesurées dans le foie, les reins. L'excrétion du chrome est principalement urinaire.

I.5.5 Le mercure (Hg) :

Est un métal lourd que l'on retrouve dans la croûte terrestre. Il est plus fréquent dans les zones volcaniques. Du fait de sa grande volatilité, le mercure peut être largement répandu dans la nature sous forme de traces.

Il se concentre souvent sur les particules en suspension dans l'eau ou la matière organique; on peut le retrouver, de ce fait, dans les sédiments des rivières. Par contre, la présence de mercure dans les eaux souterraines est essentiellement d'origine anthropique, liée à son utilisation dans l'industrie électrique (piles, tubes

Fluorescents...), et dans l'industrie chimique du chlore.

Sa présence dans le milieu est liée également à la combustion des combustibles fossiles et à l'élimination des déchets contenant du mercure : thermomètres,

I.5.5.1 Pathologie du mercure :

Le mercure peut générer les effets suivants : irritations, troubles digestifs, pneumopathie, stomatite/inflammations buccale, Erythème scarlatiniforme/rougeur, encéphalopathie, dépression, hyperexcitation, chute de dents, convulsion, coma.

I.5.6 Le plomb (Pb) :

Peut être présent naturellement même si des eaux naturelles avec présence de plomb sont assez rares. Les principales sources d'émission du plomb sont les industries du plomb et surtout le trafic routier.

Il est utilisé dans l'imprimerie, la métallurgie (fonderie), dans l'industrie des batteries, dans les dépôts d'étain-plomb (connectique), les soudures dans l'industrie électronique.

Par ailleurs, la présence de plomb dans l'eau distribuée pour la consommation humaine peut provenir de tuyauteries anciennes contenant du plomb.

La source anthropique principale était, jusqu'à ces dernières années, sa présence dans les carburants automobiles.

Dans le sol, le Pb peut se retrouver sous forme ionique, dissoute, ou liée plus ou moins fortement aux particules (Raskin et Ensley, 2000).

Le Pb est peu mobile. Etant principalement associé aux argiles, aux oxydes, aux hydroxydes de fer et à la matière organique, il n'est mobile que lorsqu'il forme des

Complexes organiques solubles et/ou que le sol a dépassé sa capacité d'absorption pour le Pb (Morlot, 1996 ; Raskin et Ensley, 2000).

Les teneurs en Pb diminuent, en profondeur (Adriano et al, 2001).

Ceci s'explique par le fait que le Pb est peu mobile. Etant principalement associé aux argiles, aux oxydes, aux hydroxydes de fer et à la matière organique, il n'est mobile que lorsqu'il forme des complexes organiques solubles et/ou que le sol a dépassé sa capacité d'absorption pour le Pb (Morlot, 1996 ; Raskin et Ensley, 2000).

Les principales sources de contamination en Pb sont les rejets anthropiques.

Ils proviennent principalement des industriels qui extraient et purifient le Pb naturel et les composants contenant du Pb comme les batteries.

La classification CEE (étiquetage réglementaire des substances et préparations dangereuses) identifie le plomb comme une substance "présentant des dangers d'effet cumulatif et présentant des risques possibles d'altérations de la fertilité". C'est de plus, une substance classée "prioritaire actuellement en examen" par la DCE.

1.5.6.1 Bioaccumulation du plomb :

Dans les premiers temps de la cinétique de bioaccumulation, la pénétration du plomb dans les cellules est linéaire en fonction du temps et directement proportionnelle à sa concentration dans l'eau. L'excrétion du plomb est quant à elle proportionnelle à la concentration interne dans l'organisme (Schulz-Baldes, 1974).

Il est bien connu sous quelles formes (ions, agents chélatants, complexes) le plomb est absorbé. Cependant, il est clair que la forme dissoute du contaminant dans le milieu est primordiale et influence le taux de capture (Mikac et al. 1996). Comme pour le cadmium, la pénétration du plomb dans les cellules est le résultat principalement du transport sous forme dissoute Pb^{2+} , bien que l'endocytose dans l'épithélium branchial ait été évoquée pour ce métal (Coombs et George, 1978; Wang et Fisher, 1997a).

Le taux d'absorption du plomb est linéaire au cours du temps et fonction directe de la concentration en plomb dans le milieu (Schulz-Baldes, 1974; Schulz-Baldes, 1977; Riget et al. 1997). Incorporés dans l'organisme, les ions Pb^{2+} entrent en compétition avec les ions Ca^{2+} .

Les métallothionéines n'ont pas de rôle dans la séquestration et la détoxification du plomb (Cossa et al. 1993).

Malgré l'existence de formes organiques du plomb en milieu marin, en particulier des composés méthyles, il n'y a pas d'évidence de bioamplification décrite dans la littérature (Riisgard et Hansen, 1990 ; Fisher et Reinfelder, 1995; Zaranko et al. 1997

I.5.7 Le zinc (Zn) :

Est un métal relativement courant, présent dans les filons métallifères, essentiellement sous forme de blende. On le trouve également dans le charbon, les bitumes et le pétrole. Il est couramment présent dans les zones minières.

Les sels de zinc sont eux utilisés dans la fabrication de pigments pour peintures, émaux, matières plastiques, caoutchouc, la préparation de produits pharmaceutiques et d'insecticides.

Sa présence dans le milieu provient également de l'usure des pneumatiques sur les chaussées, des glissières de sécurité et des lampadaires galvanisés et de l'usure des chenaux (zinguerie) des bâtiments

Le zinc (Zn), à la concentration du millimolaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Les carences en Zinc peuvent se manifester en sols très acides, même en sols alcalins, une forte teneur en phosphates provoque une indisponibilité du Zinc (OLSEN ,1971), qui montre que la compétition du Zinc avec les phosphates favorise la formation du complexe $[Zn_3PO_4]_2$ provoquant l'inhibition du Zinc.

Teneurs du zinc chez les daphnies	2.0 ppm
Teneurs du zinc chez les zooplanctons	1.5 pm

Tableau I.4: Tolérance du Zinc chez certaines espèces aquatiques (Sigg, 2000).

I.5.7.1 Pathologie du Zinc :

Même à de faibles concentrations, le Zinc peut réduire l'activité des microflores des rivières, c'est un métal qui peut être toxique vis-à-vis des bactéries et protozoaires (Kuperman, R.G., et al ,1997), mais aussi sur les huîtres et les œufs et les larves des poissons (Gilleret al ,1998).

Dans les systèmes biologiques le Zinc se combine avec les enzymes et les protéines tel élaboré dans le tableau suivant :

Enzymes	Fonctions
Anhydrase Carbonique	Catalyse de la formation de CO ₂ dans les vaisseaux sanguins des poumons.
Carboxypeptidase	Assure le rôle de déclencher les terminaux de groupe acides aminés des peptides.
Alcool déshydrogénase	Catalyse de l'alcool en aldéhyde
Peroxydase	Se trouve dans les plantes et quelques tissus animaux .Elle catalyse les réactions dans lesquelles le peroxyde d'hydrogène est un accepteur d'électrons.

Tableau I.5 : Enzymes associées au Zinc et leurs fonctions.(Kupermanet al ,1997)

La toxicité du Zinc diminue en fonction de la dureté de, alors qu'en eau douce la toxicité est élevée, il semble donc que le Zinc exerce son action toxique par formation de composés insolubles au niveau des muqueuses recouvrant les branchies ou par action interne (Hickmanet al, 2008).

Ci-dessous quelques résultats de diverses expérimentations :

Concentrations de Zinc en mg/l	Type d'eau	Espèces	Effets observés
3,8 -----5,5	douce	Truite arc en ciel	Tolérance létale en 5 jours
12,5 ----- 16,3	douce	Brème	Tolérance létale médiane en 5 jours

Tableau I.6 : Les effets du Zinc sur les organismes aquatiques (Hickman, et al, 2008).

Le Zinc peut provoquer des effets néfastes sur l'organisme humain lorsqu'il est présent à des doses excessive, tel que :

Le ZnO, peut bloquer les glandes sébacées et produire un œdème pulmonaire (Adriano, 2001).

Le ZnCl exerce une action caustique sur le système cutané

Pour ce qui est de la végétation, des petites quantités de Zinc sont nécessaire à la croissance des plantes, mais un excès peut devenir toxique.

Le Zinc est présent dans la plus part des plantes entre 1 et 10 mg par kilogramme de poids sec.

Une forte quantité de Zinc provoque chez les végétaux une détérioration de l'appareil chlorophyllien, et compromet par conséquent l'activité de l'assimilation.

Le Zinc est un élément désirable et important pour la croissance des plantes, parce qu'il est exigé comme cofacteur de plusieurs enzymes, et stimule l'activité enzymatique (Gulser et al, 2008).

I.5.8 Le Fer :

Le Fer occupe le quatrième rang par l'importance dans la croute terrestre, 5% après l'oxygène, le silicium. Ces principaux minerais sont l'hématite (Fe_2O_3), la magnétite (Fe_3O_4) et les pyrites(FeS_2).IL est utilisé sans les industries de sidérurgie, métallurgie, le textile et les tanneries.Chez l'homme et l'animal le fer provoque des troubles digestifs, hépatiques et rénaux (Dudley et al, 1991).

Le Fer à peu d'effets sur les plantes, il est utilisé pour lutter contre la chlorose qui est le syndrome majeur d'une carence en Fer surtout dans le sol (Kelly et al, 1999).

Il joue aussi un rôle très important de transporteur d'électrons dans le cycle de synthèse de la chlorophylle (Bloomfield , 1980).

La présence de sulfate de fer dans les eaux d'irrigation peut contribuer à une acidification du sol par lessivage des sels de calcium et de potassium après dépôt d'oxydes ferriques (Dudley et al ,1998).

Le fer est généralement présent dans tous les sols en quantités satisfaisante.

S'il se produit des déficiences en fer, c'est que cet élément se trouve dans le sol sous forme inaccessible aux racines : si le fer est présent sous forme assimilables dans les terres légèrement acides, dans les sols neutres ou légèrement alcalins, il est insolubles donc n'est pas disponibles.

I.5.8.1 Pathologie du fer :

Le fer à peu d'effets sur les plantes, il est utilisé comme moyen de lutte contre la chlorose, qui est le symptôme majeur d'une carence en fer surtout dans le sol. Chez l'être humain des excès de fer induisent des troubles hépatiques et rénaux qui résultent de l'altération de l'équilibre homeostasiques.

Ci-joints des données relatives aux sources des métaux, des effets ainsi que les normes recommandées

Chapitre I : Les eaux résiduaires, modalités de contamination

Elément	Sources
As	Sous-produit minier, pesticides, déchets chimique, Préservateur de bois
Cd	Extraction et fonderie du plomb et du zinc, décharges Industrielles, déchets miniers
Cr	Additif des eaux de refroidissement
Cu	Déchets domestiques et industriels, mine, lixiviat de minéraux
Hg	Déchets industriels, mines, pesticides, charbon
Ni	Sources géologiques naturelles, industrie, mine
Pb	Industrie, mines, plomberie, charbon, essence
Se	Sources géologiques naturelles, charbon
Zn	Déchets industriels, plomberie

Tableau I.7 : Liste non exhaustive de la provenance des métaux lourds et métalloïdes dans l'environnement (Sparks, 1998)

Chapitre I : Les eaux résiduaires, modalités de contamination

Elément	Effets
As	Toxique, possible cancérigène
Cd	Hypertension, dommages sur le foie
Cr	Cancérigène sous forme de Cr(VI)
Cu	Peu toxique envers les animaux, toxique envers les plantes et les algues à niveaux modérés
Hg	Toxicité chronique et aiguë
Ni	Allergies de peau, maladies respiratoires, possible cancérigène
Pb	Toxique
Se	Essentiel à faibles doses Toxique à doses élevées
Zn	Toxique pour les végétaux à de fortes teneurs

Tableau I.8 : Principaux effets associés aux éléments listés (Sparks, 1998)

Concentrations en métaux et métalloïdes définissant les limites de qualité d'une eau potable :

Elément	Recommandations OMS
As	10 µg/l
Cd	3,0 µg/l
Cr	50 µg/l (chrome total)
Cu	2,0 mg/l
Hg	1,0 µg/l (mercure total)
Ni	20 µg/l
Pb	10 µg/l
Se	10 µg/l
Zn	Non précisé pas d'effets néfastes sur la santé observés pour les teneurs généralement mesurées dans l'eau destinée à la consommation

Tableau I.9 : Concentrations en métaux et métalloïdes définissant les limites de qualité d'une eau potable (Sparks, 1998).

Elements	DLCT	DLLT
Aluminium	0,5	5
Arsenic	0, 1	2
Béryllium	0,1	0,5
Bore	0,75	2
Cadmium	0,01	0,01
Chrome	0,1	1
Cobalt	0,05	5
Cuivre	0,2	5
Fluor	1	15
Fer	5	20
Plomb	5	10
Lithium	2,5	2,5
manganèse	0,2	10
Molybdène	0,01	0,05
Nickel	0,2	2
Sélénium	0,02	0,02
Vanadium	0,1	1

Tableau I.10 : Limites recommandées en éléments traces (mgL-1) dans les eaux usées purées destinées à l'irrigation (FAO, 2003) Eléments Utilisation à l terme à court et long terme.

DLCT: Dose Limite Court Terme DLLT: Dose Limite Long Terme

La concentration maximale repose sur un taux d'épandage de l'eau qui respecte les bonnes pratiques d'irrigation ($10\ 000\ \text{m}^3\ \text{ha}^{-1}\ \text{an}^{-1}$).

Si le taux d'épandage de l'eau dépasse de beaucoup ce chiffre, les concentrations maximales devraient être ajustées en conséquence.

Il n'y a pas lieu de faire un ajustement pour des taux d'application inférieurs à $10\ 000\ \text{m}^3\ \text{ha}^{-1}\ \text{an}^{-1}$. Les valeurs données concernent l'eau utilisée à long terme (Ayers et Westcot (1985) et Pescod (1992)).

De nombreux accidents atteignant les plantes cultivées sont causés par les conditions défavorables résultants de la nature même du sol tel que la déficience en macronutriments, alors que pour que les végétaux (plantes) se développent normalement, il faut que le sol possède certaines qualités :

- Sa structure doit être convenable et sa porosité satisfaisante
- Les éléments nutritifs indispensables à la croissance doivent s'y rencontrer en quantités satisfaisantes.

Les maladies de nutrition sont complexes, elles peuvent résulter d'une absence effective d'un ou plusieurs éléments dans le sol ; plus souvent la carence est provoquée par l'action antagoniste d'un autre élément qui empêche le premier de pénétrer dans les racines, ou le bloque dans le sol sous forme inassimilable.

Enfin les conditions physiques et chimiques du sol et du sous-sol peuvent également provoquer une insolubilisation ou une fixation des éléments.

Il est important de noter que les troubles de nutrition prédisposent défavorablement les plantes aux attaques de divers parasites et atteintes de produits toxiques (éléments en trace).

Ces troubles se traduisent par la disparition de la chlorophylle verte des feuilles et des nécroses des tiges.

Chapitre II :
Toxicologie des métaux lourds et
mécanismes de transfert: eau-sol -plante

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

L'importance du sol en matière de transferts des polluants toxiques de l'eau vers la plante n'est plus à démontrer ; ainsi La partition des éléments-traces entre les phases solides et liquides dans le sol est fortement influencée par les propriétés du sol telles que le pH, la teneur en matière organique, la force ionique de la solution du sol, les oxydes, le potentiel Redox et la nature des surfaces de sorption du sol.

Les facteurs connus pour affecter la solubilité et la phytodisponibilité des éléments-traces incluent les caractéristiques chimiques d'éléments-traces, leurs teneurs, le pH, la CEC, le potentiel Redox, la texture du sol, sa teneur en argile et en matière organique. La température du sol peut également avoir une influence sur l'accumulation des éléments-traces dans les cultures (Prasad & Hagemeyer, 1999).

De ce fait l'approche de la biologie du sol est impérative en matière des études des mécanismes de transferts des polluants toxiques de l'eau à la plante via le sol.

La biologie du sol étudie les influences réciproques du sol des êtres vivant qui l'habitent.

L'étude biologique du sol cherche :

*Aconnaitre ces êtres vivants leur mode de vie et les conditions favorables à leur activité ;

* A étudié les grandes fonctions qu'ils remplissent dans le sol.

II.1 Les grandes fonctions de l'activité du sol :

Les transformations des matières organiques dans le sol :

Les matières organiques subissent au contact du sol, une série de transformations rapides, que l'on classe en deux étapes :

- La décomposition ou minéralisation primaire : c'est-à-dire des agrégations simplifiées des constituants de la matière organique.
- La microflore du sol et la microflore de décomposition et d'humidification dont le rôle est de désagréger les tissus et les cellules et de donner naissance à l'humus et à toute une gamme de substances nutritive, assimilable par la plante.

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.2 Présentation de la dynamique des polluants dans le sol :

La problématique majeure s'articule souvent sur le contrôle et le devenir des polluants dans le sol.

L'accumulation des métaux lourds et des certaines molécules organiques peut engendrer des phénomènes de toxicité sur les chaînes trophiques.

Il faut préciser que les polluants dans les sols sont de nature organique et inorganique.

Lorsqu'un composé est introduit dans le sol, il fait l'objet de diverses réactions physico-chimiques.

La biodisponibilité des polluants du sol est liée à la partition du composé entre la phase solide et liquide, cette dernière est impérative à connaître pour évaluer la possibilité de contamination, cette biodisponibilité s'applique aussi aux composés susceptibles de contaminer la chaîne alimentaire, les méthodes utilisées font généralement appel à l'extraction chimique et la dilution isotopique, qui est capable d'offrir une mesure vraie de la disponibilité (Gérard et al, 2000 ; Simag et al, 2005).

II.2.1 Le sol et la biotransformation des polluants par les microorganismes :

Les polluants inorganiques, comme les métaux ou les métalloïdes peuvent être transformés par les microorganismes.

La toxicité métaux lourds vis-à-vis des microorganismes telluriques est confirmée, leurs effets se manifestent par la dénaturation des protéines ou de destruction de l'intégrité de la membrane cellulaire affectent la croissance, la morphologie et le métabolisme de ces microorganismes (Leita et al. 1995).

Ces atteintes génèrent des réductions de la biomasse microbienne. Des investigations multiples montrent que la biomasse bactérienne d'un sol a tendance à diminuer suite à une contamination par un métal (Kandeler et al. 1996 ; Smit et al. 1997, Bååth et al., 1998 ; Konopka et al., 1999 ; Kuperman et Carreiro, 1997 ; Kelly et al., 1999 ; Ekelund et al., 2003).

De leur côté, Giller et al. (1998) estiment que, même à long terme et pour des faibles teneurs en métaux lourds, les microorganismes ne sont pas capables de maintenir une biomasse équivalente à celle d'un sol non pollué.

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.2.2 Relation entre constituants du sol et les éléments traces :

Tous les constituants du sol sont capables de jouer le rôle de donneurs d'électrons pour pouvoir réagir avec les récepteurs d'électrons.

Parmi les phases minérales, on peut citer les argiles, les oxy-hydroxydes de fer de manganèse et d'aluminium, amorphes ou plus ou moins cristallisés. Les minéraux phosphatés, carbonatés ou contenant du soufre, qui représentent des surfaces réactives vis-à-vis des éléments traces.

Dans les sols contaminés, ces phases ont été identifiées comme des phases porteuses d'éléments traces à des degrés divers suivant la composition initiale dans le sol, la source de contamination les conditions physico-chimiques qui ont prévalu à l'incorporation de la pollution.

Parmi les constituants les plus réactifs dans les sols vis-à-vis des éléments en trace, les matières organiques du sol, qui sont connues pour leurs propriétés absorbantes ou complexantes, ces propriétés sont dues à de nombreux groupements fonctionnels tels que les groupements carboxyliques ou phénoliques (Stevenson, 1982).

Les éléments en trace dans la phase liquide sont considérés comme les plus mobiles, bio disponibles et toxiques. Mais en solution les ions libres ne se trouvent que sous forme hydratée, solvatées par les molécules d'eau.

Tout ligand organique ou minéral qui déplace une ou plusieurs de ces molécules d'eau change de statut de métal libre à celui de métal complexé, dont les propriétés de toxicité, de biodisponibilité ou de mobilité sont différentes.

Les principaux ligands des éléments en trace en solution sont les ions hydroxydes, les carbonates, les nitrates, les sulfates, les chlorures tandis que les ions organiques sont les petits acides ou des macromolécules de type fulvique ou humique.

Aussi les micro-organismes en tant que fraction vivante de la matière organique, surface réactive et producteurs d'exo molécules complexantes participant activement à la dynamique des éléments en trace dans les sols (Deneux-Mustin et al, 2003).

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.3 Transfert des éléments au niveau du bassin versant :

Il faut noter que les éléments trace peuvent être transférés vers le réseau hydrographique ou redistribués dans le pédopaysage sous forme particulaire, colloïdes ou dissoutes.

La nature des matériaux auxquels sont associés les ETM dans les boues résiduaire joue un rôle considérable sur leur devenir dans le sol. En effet, les métaux peuvent demeurer inclus dans les matériaux constitutifs de la boue et donc rester fortement liés à cette dernière longtemps après son épandage sur les sols agricoles, réduisant ainsi les possibilités de transfert entre les compartiments du sol, entre le sol et les organismes vivants, et entre le sol et la nappe phréatique. Le Tableau ci-dessous résume l'ensemble des localisations envisageables et la mobilité qui en résulte.

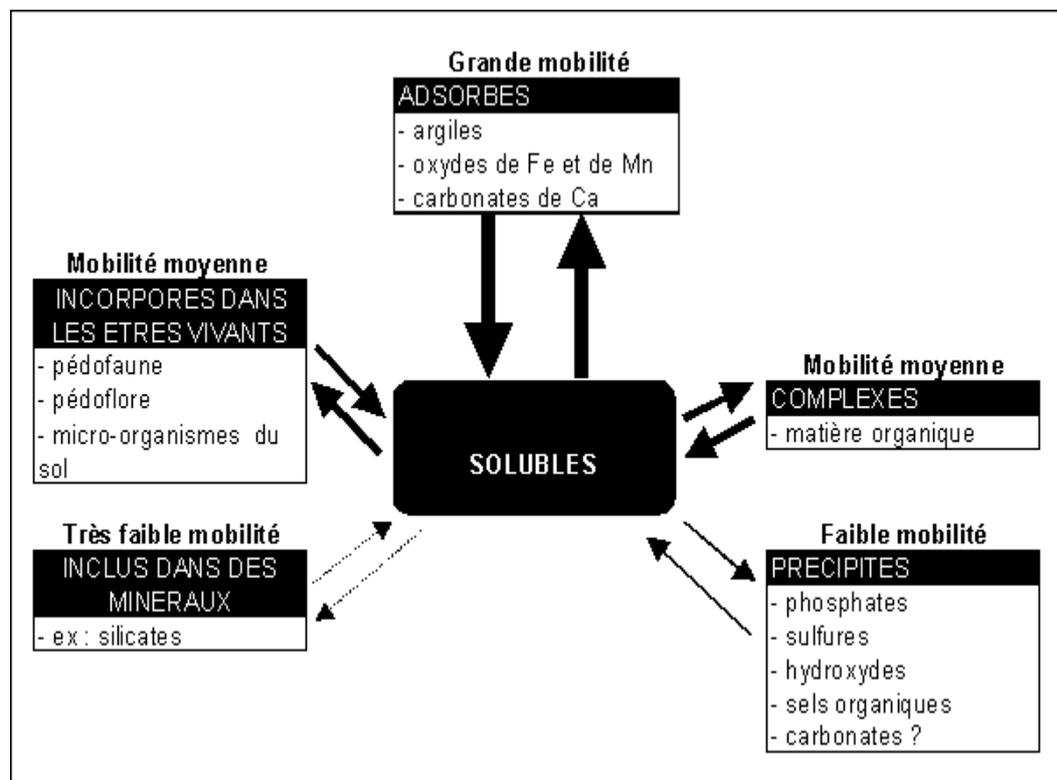


Tableau II.1 : Localisation des ETM dans les sols (Juste, 1995, modifié)

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.4 Origine des éléments traces dans les sols

II.4.1 Origine naturelle : le fond pédogéochimique naturel

le fond pédogéochimique naturel (FPGN) correspond à la concentration d'un élément majeur ou trace dans un sol, résultant des évolutions naturelles géologiques et pédologiques en dehors de tout apport d'origine humaine (Baize, 1997) pour un élément chimique donné, il résulte d'abord d'un héritage direct du matériau parental. Ensuite au fur et à mesure de l'action des processus géogéniques, le FPGN va se distinguer du « fond géochimique » local initial et se diversifier, verticalement et horizontalement, d'un horizon à un autre en fonction du jeu relatif des altérations et lixiviations, des migrations, des redistributions et des éventuelles concentrations de matières. Les fonds géochimiques et les fonds pédogéochimiques (valeur moyenne) n'ont de sens que rapportés explicitement à une unité spatiale plus ou moins grande : écorce terrestre, continent, faciès de roches dans une région donnée

II.4.2 Origine anthropique des éléments en traces dans les sols :

Les pratiques agricoles sont aussi à l'origine d'apports d'éléments traces. Divers pesticides contiennent As, Hg, Cu, Mn, ou Pb. Certains engrais phosphatés contiennent naturellement du cadmium à des teneurs non négligeables. Les scories de déphosphoration, longtemps utilisées comme fertilisant et amendements minéraux visant le plus souvent à remonter le pH du sol apportent également divers et , en quantités variant avec la composition de la roche carbonatée choisie comme matière première .

Certains amendements organiques, comme les fumiers amènent au sol du cuivre et du zinc en quantités importantes ; enfin les sols : notamment les sols préurbains sont de plus en plus utilisés dans le cadre du recyclage des déchets . ainsi les boues de stations d'épuration des eaux usées , les composts d'ordures ménagères ou les industries agro-alimentaires qui présentent effectivement un intérêt agronomique , renferment divers éléments en traces qui sont ainsi incorporés le plus fréquemment à la surface des sols où ils sont accumulés.

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.5 Pollution des sols par les éléments traces métalliques ETM :

La contamination des sols est dite diffuse, lorsque les sources de contamination ne sont pas identifiées

La contamination des sols est dite ponctuelle, lorsque la source de contamination est bien identifiée et souvent proche.

Les contaminations des sources ponctuelles sont plus graves en termes d'impacts que les sources diffuses (Van Oort et al, 2009).

Il faut noter que la concentration totale des éléments en trace dans un sol ne peut entrer qu'une indication sur leurs mobilités et la biodisponibilité.

L'aptitude des éléments en trace à passer dans la solution du sol et l'équilibre avec celui-ci.

La détermination de la spéciation est indispensable pour évaluer les notions de toxicité, biodisponibilité et mobilité des éléments toxiques (Sterckeman, .2004).



Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.5.1 Comportement des constituants du sol en réaction avec les ETM :

Dans les sols contaminés par les ETM, les phases minérales (argiles, les oxyhydroxydes de fer de manganèse et d'aluminium, amorphes ou plus ou moins cristallisés, les minéraux phosphatés carbonatés ou contenant du soufre, ces phases ont été confirmées comme les phases porteuses d'éléments toxiques. (Azimi,S at al.2004).

Les éléments en trace sont plus mobiles, biodisponibles et toxiques dans la phase liquide ; mais en solution, les ions libres n'existent que sous forme hydratée, solvatés par les molécules d'eau. Tout ligand organique ou minéral qui déplace une ou plusieurs molécules d'eau change le statut du métal libre à celui de métal complexé, les principaux ligand sont les hydroxydes, les carbonates, les nitrates, les sulfates les chlorures ; tandis que les ligands organiques sont les acides fulviques et humiques.

Mobilité relative	pH		Potentiel rédox	
	Neutre-alkalin	Acide	Oxydant	Réducteur
Très haute	Se, Mo	B	B	-
Haute	As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, (Mn)	Mo, Se	
Moyenne	Mn	Cu, Al, Pb, Cr	Cu, Co, Hg, Ni, Zn, Cd	Mn
Basse	Pb, Fe, Zn, Cd, TI	Fe(III), TI	Pb, TI	Fe, Zn, Co, Ni, TI
Très basse	Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Mo, Se, As	Al, Cr, Fe, Mn	Al, Cr, Hg, Cu, Se, B, Mo, Cd, Pb

Source : Förstner (1985).

Tableau II.2 : Effets du pH et du potentiel redox sur la mobilité des ETM du sol d'après fôrstner, 1985

Enfin, les microorganismes, en tant que fraction vivante de la matière organique, surface réactive et producteurs d'exomoléculescomplexantes participent activement à la dynamique des éléments en trace dans les sols (Deneux-Mustin et al. 2003).

Les transferts dans les systèmes sol-plantes se manifestent sous forme de volatilisation, lixiviation et ruissèlement.

Ils concernent les composés organiques, minéraux et organo-minéraux naturels ou anthropiques de la molécule simple aux particules argilo-humiques.

Les transferts par advection ou diffusion sont sous dépendance combinée des flux d'eau et des interactions de type adsorption et désorption qui se produisent aux interfaces solides –solutions.

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

Les phénomènes d'adsorption-résorption sont définis par les coefficients de partage eau/matrice solide du sol (K_d) ou par des coefficients de partage eau/matrice organique (K_{oc}), qui sont introduits dans les calculs de transferts de masse.

II.5.2 La mobilité des éléments en trace :

La mobilité des éléments en trace est conditionnée par plusieurs paramètres tel que :

II.5.2.1 Le potentiel d'Hydrogène : pH

Le pH affecte d'une manière considérable le transport et la disponibilité des éléments traces métalliques.

Les études de (Mahafey, 1977) affirment que l'absorption du cadmium, plomb et zinc par les plantes est fonction du pH, ils confirment aussi que l'augmentation du pH de 5 à 9 réduit le transfert des ETM dans la plante.

II.5.2.2 la matière organique :

La matière organique du sol affecte le transport et la disponibilité des ETM, en exerçant la réaction de complexation par le biais des mécanismes d'adsorption. Ainsi un sol riche en matière organique favorise la complexation des ETM, tandis qu'un sol pauvre en matière organique favorise la disponibilité des ETM, provoquant la toxicité (Hodgson, 1963).

II.5.2.3 Le potentiel redox :

Ce paramètre est important en termes d'estimation des effets du PR sur le comportement des ETM, car les électrons sont les principaux facteurs dans les réactions organiques, inorganiques et biochimiques.

Il faut noter que dans les zones humides, les bactéries exploitent l'oxygène de l'eau présent dans la solution du sol, provoquant une transformation de la forme réduite du sol en forme oxydée, situation qui induit une toxicité des plantes par l'élévation de la disponibilité des ETM (Bloomfield, 1961).

II.5.2.4 Les interactions entre éléments :

La présence simultanée de deux ou plusieurs éléments dans un milieu biologique, peut créer des situations de compétitions, ces interactions entre éléments peuvent créer des situations de potentialisation des effets (synergisme) ou des réductions des actions toxiques (antagonisme) ou dans certains cas des additions des effets (additif).

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.6 Les éléments traces métalliques : La phytoremédiation

C'est un ensemble de procédés utilisant l'action de la plante sur les polluants des sols en vue de réduction des risques liés à la présence des substances toxiques dans le sol.

II.6.1 La phytostabilisation :

Consiste à implanter un couvert végétal sur une surface contaminée qui protège le sol contre l'érosion éolienne et hydrique ; les polluants sont aussi immobilisés.

Dans le cas d'un sol contaminé mais non phytotoxique, les processus naturels peuvent être suffisants pour que le couvert végétal s'installe spontanément ou par semis.

Si les polluants sont phytotoxiques, il est nécessaire de réduire d'abord leur disponibilité par l'ajout d'amendement tel que le chaulage d'oxydes de fer entraînant la diminution de la concentration des métaux en solution, on parle alors de stabilisation assistée (Chaney et al, 2009).

II.6.2 La phytodégradation :

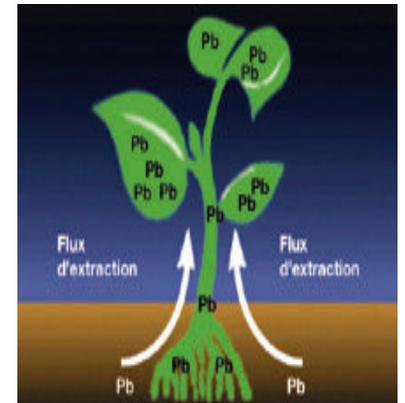
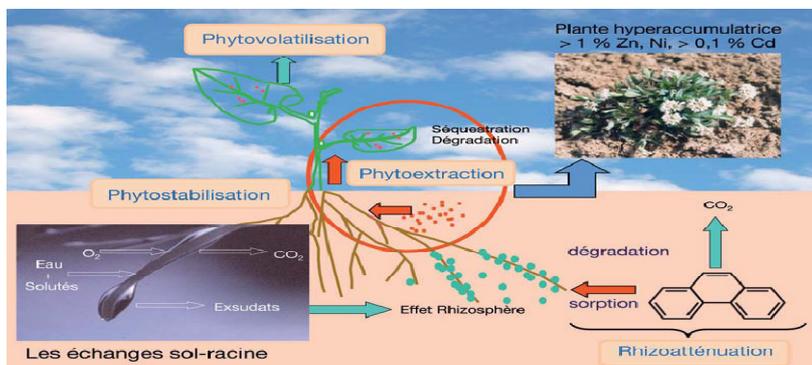
Repose sur l'effet rhizosphère qui conduit à une dégradation accrue des composés organiques des sols. Cette propriété peut être valorisée pour accélérer les polluants organiques difficilement dégradables (Chaineau et al, 2000).

II.6.3 La phytoextraction :

: Les racines des plantes se comportent comme des puits vis-à-vis des composés disponibles présents dans les sols. Elles y prélèvent non seulement les éléments nutritifs (azote, phosphore et oligo-éléments), mais aussi des composés qui ne sont pas impliqués dans les processus physiologiques en d'autres termes toxiques à faibles concentrations comme le cadmium. Cératines espèces des hyper accumulatrices ont la capacité de prélever de grandes quantités de métaux de leurs racines et les transporter dans leur parties aériennes où ils sont séquestrés sous la forme de complexes dans les vacuoles.

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

L'idée d'extraction des polluants du sol par de telles plantes a émergé dans les années 1980 (Chaney, 1983), mais son application au laboratoire puis au terrain a été réalisée dans les années 1990 (Baker et al, 1994 ; Schwartz et al, 1998).



Figures II.1 et II.2 : Mécanisme de phytoextraction des métaux par la plante (Baker et al, 1994 ; Schwartz et al, 1998).

II.7 Plantes et Les éléments traces métalliques toxiques :

Les plantes puisent dans la solution du sol la majorité d'éléments en trace qu'elles accumulent.

II.7.1 La phytodisponibilité :

C'est l'aptitude d'un élément à passer du sol vers la solution, or il existe dans la majorité des sols une fraction importante d'éléments non accessibles aux plantes, car ils sont généralement liés à la matrice solide (Semlali, et al., 2001).

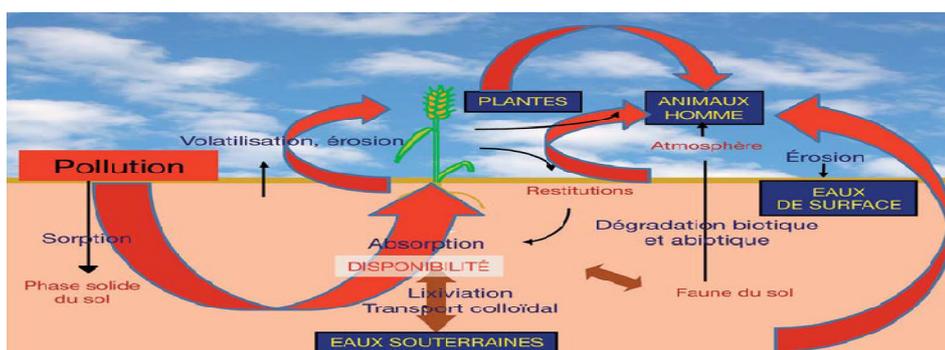


Figure II.3 : Cycle des polluants dans le système sol-plante, par différentes voies de transformation, provoquant la contamination de chaîne alimentaire (Semlali, et al. 2001).

L'évaluation de la fraction phytodisponible nécessite la connaissance de la spéciation des éléments en trace dans la solution du sol pour quantifier les formes absorbables

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

par les racines, ainsi que les formes assimilables retenues par la phase solide qui chargent la solution du sol (Gauliter , 2003)

II.7.2 La phytotoxicité :

Les éléments traces sont absorbés par les racines, et y demeurent le plus souvent. Le passage dans les parties aériennes (tiges, feuilles) varie selon les métaux et sont les signes d'un accroissement de la concentration des métaux dans le sol, le plomb reste dans les racines. Le cadmium passe plus facilement dans les parties aériennes.

(Hamilton et al 2005) ont classé les métaux potentiellement phytotoxiques en quatre groupes selon leur rétention dans le sol, leur translocation dans les plantes, leur phytotoxicité et leur risque potentiel pour la chaîne alimentaire.

Ils ont classé le cadmium, le cobalt, le sélénium et le molybdène comme posant le plus grand risque pour la santé humaine et animale parce qu'ils peuvent s'accumuler dans les cultures sans les endommager.

En effet, les symptômes visibles de toxicité varient d'une plante à l'autre, même si elles contiennent des concentrations élevées de métaux et de métalloïdes toxiques (Clemens, 2001).

Les nouvelles directives de l'OMS considèrent aussi le cadmium comme particulièrement préoccupant en raison de ses niveaux élevés de toxicité et de bioaccumulation dans les cultures (OMS, 2006b).

Des métaux comme le cadmium, le mercure et le plomb n'ont pas de fonctions essentielles, mais ils sont nuisibles, même en petites quantités, pour les plantes, les animaux et les humains, et ils s'accumulent en raison de leur longue demi-vie biologique (Goethberg et al, 2002). D'autres métaux et métalloïdes, comme le manganèse, le zinc, le bore et le cuivre sont des oligo-éléments essentiels en petites concentrations, mais ils sont dangereux pour les cultures en concentrations élevées. Certains, comme le cuivre et le zinc, deviennent toxiques chez les plantes avant qu'ils atteignent des concentrations suffisamment élevées pour être toxiques chez les humains. Les plantes fonctionnent ainsi comme une barrière qui atténue les risques potentiels pour la santé (Hamilton et al 2005; Johnson, 2006).

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.7.2.1 Classification de la biodisponibilité des métaux :

Groupe	Métaux	Adsorption dans le sol	Phytotoxicité	Risque pour la chaîne alimentaire
1	Ag, Cr, Sn, Ti, Y et Zr	Faible solubilité et forte rétention dans le sol	Faible	Peu de risque, car ils ne sont pas incorporés par les plantes
2	As, Hg et Pb	Matières colloïdales fortement adsorbées	Les racines des plantes, mais pas du sol aux pousses; phytotoxiques à des concentrations élevées	Ils posent des risques minimaux à la chaîne alimentaire des humains
3	B, Cu, Mn, Mo, Ni et Zn	Moins fortement adsorbés par le sol que les groupes 1 et 2	Facilement incorporés par les plantes et phytotoxiques à des concentrations qui posent peu de risques pour la santé des humains	Théoriquement, la «barrière sol-plante » protège la chaîne alimentaire de ces éléments
4	Cd, Co, Mo et Se	Adsorption inférieure aux autres métaux	Ils posent des risques pour la santé des humains ou des animaux à des concentrations dans le tissu végétal qui ne sont généralement pas phytotoxiques	Bioaccumulation à travers le sol, les plantes et la chaîne alimentaire animale

Tableau II.3 : Phytotoxicité des métaux lourds et incidence sur la chaîne alimentaire d'après Hamilton et coll. (2005).

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.7.3 La tolérance aux métaux lourds :

La tolérance de l'espèce végétale signifie sa capacité de survivre dans des sols toxiques en raison d'une contamination métallique (Baker et al, 1990).

La plus grande diversité de comportement des plantes vis-à-vis des métaux existe dans les plantes associées aux milieux métallifères, dites flore métallicole (Antonovitch et al, 1971).

L'approche de la tolérance a été expliquée par Mahy et al, 2011, qui ont confirmés par comparaison des concentrations en métaux dans les parties aériennes et les parties racinaires, que l'exclusion des métaux se fait par les parties aériennes et l'accumulation par les racines.

II.8 Les mécanismes cellulaires de l'absorption et de l'accumulation des métaux lourds :

La disponibilité des métaux lourds se fait au niveau des racines, et plus particulièrement dans les parties composant les jeunes racines et les systèmes vasculaire de la plante spécialement le xylème qui est le vecteur principal des métaux absorbés vers les parties aériennes.

Pour être disponibles, les métaux lourds doivent être sous forme soluble dans la rhizosphère.

Ils sont donc soit libres mais le plus souvent, les métaux lourds sont liés à d'autres molécules qui sont appelées des agents chélatants.

La chélation d'ions métalliques par des ligands spécifiques de forte affinité diminue la concentration en ions métalliques libres

Ainsi la phototoxicité est réduite : deux classes importantes de peptides chélateurs des métaux lourds sont élucidées : il s'agit :

-Des metallothionéines.

-Phytochélatines.

L'addition des chélateurs dans les sols assure une meilleure absorption racinaire.

Il existe deux chemins principaux d'absorption:

-Le premier se fait par l'apoplaste, Cette absorption suit les mouvements d'eau ainsi que les gradients de concentrations et les potentiels chimiques.

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

-Le second est le chemin cytoplasmique. L'assimilation s'effectue au niveau des membranes des cellules des poils absorbants.

Les mécanismes d'absorption sont passifs ou actifs. À ce niveau l'absorption est sélective et se fait aussi de manière passive ou active

Dans les deux cas les éléments minéraux sont conduits jusqu'au xylème(endoderme). L'accumulation a lieu après le passage de la barrière endodermique des racines (Mench M., 1993).

Les métaux sont transportés par la sève brute jusqu'aux cellules là où seront condensés dans les vacuoles.

La pénétration dans les vacuoles s'effectue par le biais du mécanisme de translocation c'est-à-dire par l'intermédiaire des transporteurs spécifiques du chélateur : la phytochélatines.

Dans la grande majorité des cas, les métaux extraits du sol restent concentrés dans les racines de la plante. (Le Febvre et al, 1990).

Un exemple d'agent chélateur du plomb notamment est L'EDTA (acide éthylène-diamine-tétra acétique) de formule chimique $C_{10}H_{16}N_2O_8$.

II.8.1 Mécanismes de transfert des métaux toxiques par les racines :

La diffusion des ions métallique par le biais des mécanismes de transfert, est illustrée généralement par les mécanismes de prélèvement des métaux lourds par les racines et cela par le biais des membranes plasmique qui est considérée comme barrière aux mouvements passifs des ions métalliques et sépare l'intérieur de la cellule (cytoplasme, vacuole et noyau) du milieu extérieur.

Le rôle principal de la membrane plasmique est caractérisé dans les mécanismes de concentration des éléments majeurs et par conséquent l'exclusion des métaux toxiques.

Les métaux toxiques peuvent circuler dans la racine par deux principales manières qui sont :

La voie symplasmique et la voie apoplasmique (Barber, 1995).

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

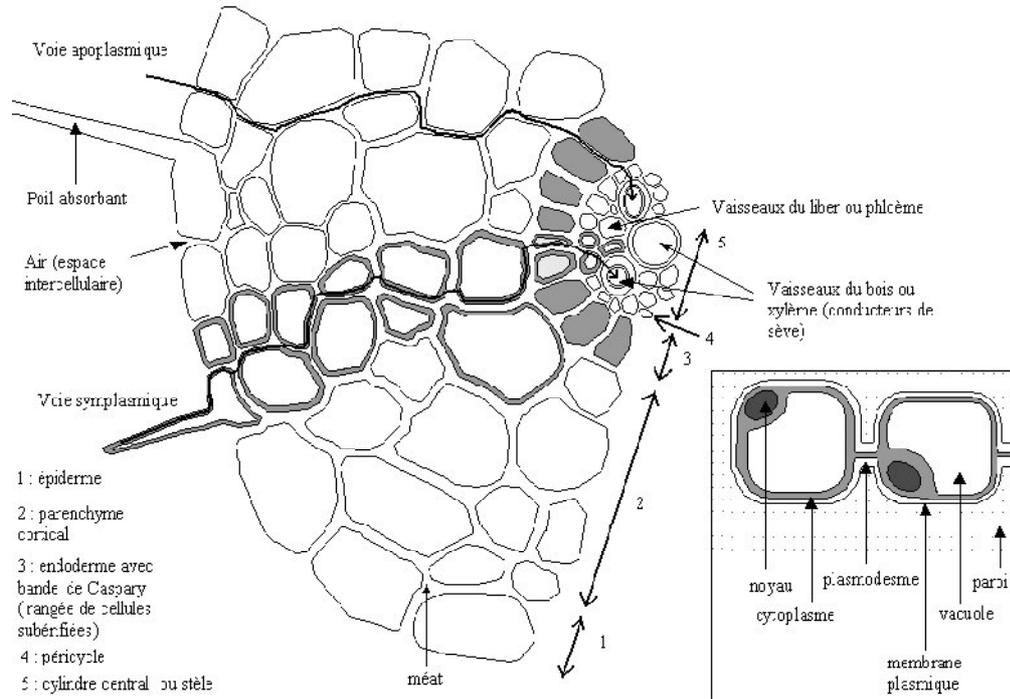


Figure II.4 : Transfert des métaux lourds vers la, racine par diffusion et par flux de masse.(Bargagli,1998).

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

Le tableau ci-dessous nous présente la localisation et la forme absorbées de certains métaux lourds.

Localisation principale dans la plante	Formes absorbées
Racines et vieilles feuilles	Sels solubles d'AsO ₄ ³⁻ , As ³⁺ et As ⁵⁺
Racines et feuilles	Complexé, chélaté, Cd ²⁺
Racines et feuilles (mais en faible quantité)	Facilement absorbé dans les sols acides, Cr(III), Cr(VI), CrO ₄ ²⁻
Feuilles	?
Feuilles	Chélates organiques à 99 %
Retrouvé partout	Fe ²⁺ , chélates et complexes organiques
Racines	Difficilement absorbé car adsorbé par les argiles
Sève et racines	Différents oxydes et chélates
Graines et bourgeons notamment	

Le tableau II.4 : la localisation et la forme absorbées de certains métaux lourds (Ads ,1998)

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.9 Optimisation du captage des métaux lourds chez la plante :

II.9.1 Capteur biologique : nicotianamine :

Tenant compte des degrés d'incidences des métaux lourds et le risque majeur qu'ils peuvent engendrer sur l'écosystème en général et l'homme en particulier, plusieurs initiatives intéressantes dans le but de minimiser les risques des métaux lourds sur l'homme.

Ces initiatives peuvent être physicochimiques, thermiques ou biologiques et être mises en œuvre sur place ou en centre de traitement après excavation des terres polluées.

Une autre méthode consiste à utiliser les capacités naturelles de certaines plantes pour stabiliser, détruire ou absorber des polluants. C'est la phytoremédiation. Cette technique est l'objet de nombreux projets de recherche notamment à l'Institut de biologie environnementale et de biotechnologie (iBEB) de Cadarache et à l'INRA de Montpellier.

Une équipe de chercheurs issus de ces deux instituts vient d'ailleurs de publier ses dernières avancées en la matière dans la revue *Proceedings of the National Academy of Sciences of USA* (Whiting SN et al, 2004).

Cette équipe a notamment réussi à mieux cerner le mécanisme d'action d'une enzyme végétale responsable de la synthèse de la nicotianamine.

lanicotianamine : est petite molécule, largement présente chez les plantes, est impliquée dans la régulation des concentrations de nombreux métaux essentiels tels que le fer, le zinc et le cuivre.

Elle joue un rôle important dans le chargement, la mobilisation et la distribution de la forme ionique de ces métaux dans les différentes parties de la plante.

Les chercheurs espèrent par conséquent en maîtriser la synthèse et influencer la quantité de métaux absorbée par les plantes.

Mais la nicotianamine est synthétisée par la nicotianamine synthase, une enzyme extrêmement difficile à produire, à purifier et par conséquent à étudier.

Pour contourner cette difficulté, les chercheurs de l'iBEB et de l'INRA ont analysé les différents génomes d'archaebactéries² déjà séquencés.

Ils ont ainsi trouvé chez *Methanothermobacterthermautotrophicus*, un gène codant pour une enzyme très proche de la nicotianamine synthase des plantes et sont parvenus à la purifier et à déterminer sa structure tridimensionnelle et son fonctionnement.

Cette enzyme d'archaea est capable de synthétiser un composé très proche de la nicotianamine des plantes, la thermo-nicotianamine.

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

Grâce à l'observation des structures tridimensionnelles de l'enzyme à plusieurs étapes de la réaction, les chercheurs ont ainsi pu déterminer pas à pas la fabrication de nicotianamine.

Même s'ils ne connaissent pas encore précisément le mécanisme d'action de la nicotianamine, les chercheurs en savent désormais un peu plus sur sa synthèse et envisagent par conséquent d'optimiser la création de capteurs biologiques de métaux lourds.



Figure II.5 : Forme tridimensionnelle de la nicotianamine par IBEB(2004).

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

II.10 Les mécanismes de transferts dans les systèmes : sol-plantes

Les mécanismes de transferts dans les systèmes sol-plantes se manifestent généralement sous forme de volatilisation, lixiviation et ruissèlement.

Ils concernent les composés organiques, minéraux et organo-minéraux naturels ou anthropiques de la molécule simple aux particules argilo-humiques.

Les transferts par advection ou diffusion sont sous dépendance combinée des flux d'eau et des interactions de type adsorption et désorption qui se produisent aux interfaces solides –solutions.

Les phénomènes d'adsorption-résorption sont définis par les coefficients de partage eau/matrice solide du sol (K_d) ou par des coefficients de partage eau/matrice organique (K_{oc}), qui sont introduits dans les calculs de transferts de masse.

La mobilité des éléments en trace est conditionnée par :

Les conditions acido-basiques et d'oxydo-réduction

La présence et la nature des ligands organiques et minéraux, des colloïdes organiques et minéraux (matière organique, argiles oxyhydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse)

II.10.1 La présence de l'activité des microorganismes :

Les interactions et réactions aux interfaces « organismes-solutions-phase solide ».

Il faut savoir que les sols sont des milieux dont les modes de fonctionnement sont définis par des interactions complexes entre constituants–solutions et organismes vivants qu'ils renferment

II.10.2 Rhizosphère :

La mobilité des éléments minéraux est limitée dans le sol, pour obtenir les besoins les plantes développent généralement plusieurs modes et systèmes de croissance.

Les plantes prélèvent dans la solution du sol, les éléments minéraux dont elles ont besoin pour leur croissance : Azote, Calcium, Magnésium Potassium phosphore et de nombreux Oligo-éléments.

Ce prélèvement est sélectif, ce qui veut dire, que les flux minéraux sont contrôlés par des processus physiologiques complexes qui ont pour fonction d'ajuster ces flux aux besoins des plantes (Hisinger et al, 2002 ; Jaillard et al, 2000).

Chapitre II : Toxicologie des métaux lourds et mécanismes de transfert: eau-sol -plante

Les éléments minéraux sont prélevés par les plantes sous forme d'ions (K^+ , Ca^{2+} , NO_3^- ou NH_4^+ , $H_2PO_4^-$) particules chargées électriquement. Le prélèvement s'accompagne du transfert de charges (H^+ et OH^-) entre la racine et le sol.

Partie analytique

Chapitre III
Évaluation de la charge polluante au
niveau de la plaine d'EL-Madher

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher :

La plaine d'El-Madher est considérée comme une zone à caractère purement Agricole , et un estuaire qui reçoit les eaux de différentes origines à savoir , les eaux de ruissèlement et les eaux résiduaires d'origine multiples , car la plaine est tout simplement le bassin versant et le collecteur par excellence.

De ce fait, la plaine est confrontée à un problème sérieux en matière de contamination diffuse d'une part et de contamination par les modes d'irrigation illicite par le biais des eaux résiduaires d'autre part.

C'est dans ce contexte, qu'on a essayé par la présente approche toxicologique d'évaluer le degré d'impact des polluants minéraux au niveau de la plaine.

III.1 Situation de la plaine :

La plaine d'El-Mather est située à environ 15 Km au Nord-Nord de Batna et à environ 450 Km au Sud-Est d'Alger, entre les degrés 35,5 et 35,7 de l'altitude Nord.

Le bassin versant de la plaine d'El-Mather est compris dans le très vaste bassin ou coule dans sa partie basse l'Oued-El-Ghourzi, à l'aval de ce point l'Oued prend le nom de Oued-El- Mather.

La superficie hydrologique close est $S=209,5$ Km.

L'Oued-El- Mather est le prolongement naturel de l'Oued-El-Ghourzi qui draine les eaux superficielles du bassin de Batna.

La qualité du régime de l'écoulement de Oued-El- Mather est permanent, sauf qu'en été quelque files d'eaux issus en grande partie des rejets domestiques et industriels de la ville de Batna, en saison pluviale, l'Oued collecte des eaux issues de nombreux sous-marins par l'intermédiaire des cours d'eau secondaires (voir la carte représentant le bassin versant de Oued El-Mather).

La plaine est traversée par oued el-gourzi, qui draie tous les rejets domestiques et industriels de la ville de Batna.

La migration de la pollution hors de son secteur est facilitée par une exploitation intensive spécialement en période sèche qu'elle engendre des gradients d'écoulement élevés.

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

La plaine d'El-Madher est traversée par des voies de communications, notamment RN3 reliant Batna à Constantine la RD26 relie El-Madher à Chemora et la RD40 reliant Batna à Seriana.

III.1.1 Données climatiques de la ville de Batna :

Selon les données disponibles le climat de Batna est de semi-aride caractérisée par des températures moyennes variant de 8 °C en janvier à 31°C en juillet, qui est considérée la période la plus chaude

En hiver, la température descend en dessous de zéro la nuit, avec de fréquentes gelées. En été, la température peut atteindre les 45 °C à l'ombre.

Le total annuel des précipitations est de 210 mm³, le taux moyen d'humidité est de 97 %. la neige ne fait son apparition que pendant quelques jours et surtout au mois de mars, mais ce qui distingue les données climatiques durant les dernières années , c'est la rareté de la neige dans la région relativement aux déceignes précédente est cela est probablement dû aux conséquences de l'effet de serre(**voir Tableau III.1**) .

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

☀️ Données climatiques à Batna.													
Mois	jan.	Fév.	mars	avril	mai	juin	jui.	août	sep.	oct.	nov.	déc.	année
Température minimale moyenne (°C)	2	3	4	7	12	17	20	20	16	11	6	3	10
Température moyenne (°C)	5	6	8	12	17	22	26	25	21	15	10	6	15
Température maximale moyenne (°C)	8	10	12	16	21	27	32	31	26	20	13	10	19
Record de froid (°C)	-7	-11	-6	-2	-1	6	8	10	6	0	-3	-7	-11
Record de chaleur (°C)	2	22	25	30	36	37	40	38	38	32	27	30	40

Tableau III.1: présentant les données climatiques de la ville de Batna par : Weatherbase : statistiques sur 20 ans.

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.1.2 Le couvert végétal de la plaine :

La plaine d'El-Madher est caractérisée par une dominance de végétation naturelle 'steppe armoise qui sert pour le pâturage des troupeaux

Des parcelles de terrains de fermes de la région occupent quelques hectares destinées aux cultures à sec : tel que l'orge et blé aussi bien que la luzerne et le sorgho destinés à l'alimentation du bétail.

III.2 Matériel et méthode

III.2.1 Méthode :

L'objectif de l'approche consiste à évaluer le taux des métaux lourds 'essentiels, désirables et toxique à un site sélectionné en se basant sur l'étude de la vulnérabilité de la plaine d'El-Madher et dont le processus montre que Merdjamezouala et la zone la plus intéressante , car l'indice à ce niveau est important en terme d'évaluation durant une période significative qui est la période chaude où la contamination est importante sachant que les précipitations sont nulle et les débits des eaux résiduaires sont minimales et la dilution est très faible , d'où l'indication sur le degré de contamination est importante

Sélection des échantillons : eau, sol, plantes :

III.2.1.1-Eau :

Les eaux résiduaires sont prélevés dans des bouteilles de 1.5 l couverts par du papier aluminium et conservés dans une température de 4° dans une glacière portable

III.2.1.2 -Sol :

Pour les échantillons du sol, le procédé sélectionné est basé sur un mode d'échantillonnage aléatoire, et dont la méthode du choix du sol est le mode d'échantillonnage intégré, qui consiste à prélever plusieurs échantillons de différents points de la parcelle sélectionnée, pour former un échantillon moyen.

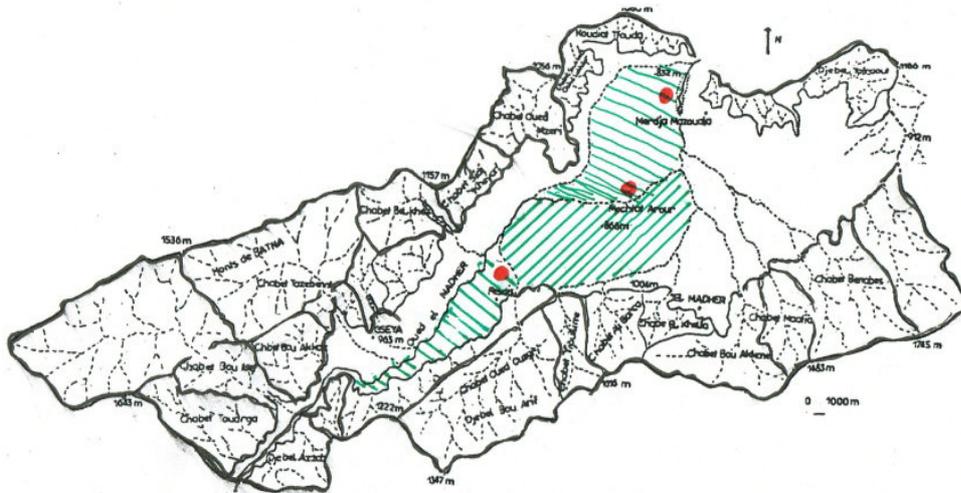
Pour cela, on divise la parcelle en quatre colonnes,, ces dernières sont divisées en 30 planches , après on sélectionne deux planches aléatoires de chaque colonne. Les échantillons sont prélevés par tarière à 0-20 cm.

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.2.1.3-Plantes :

Le mode de sélections des plantes se base sur la sélection d'un échantillon de plante d'orge sur le sol sélectionné et former un échantillon moyen, selon MANOVA.

III.2.1.4 : Description des points de prélèvements des échantillons :



Le bassin versant de oued EL-Madher .

Figure 8 : Description des points de prélèvement des échantillons

- Points de prélèvement (de bas en haut : Fesdis - mechta arrour - Medrjamezouala .

III.2.2 : Matériel :

Pour l'évaluation des teneurs des Oligo-éléments dans les différents systèmes , le choix est porté sur la spectroscopie d'absorption atomique , car c'est la technique la plus recommandée dans ce type d'analyse , sachant qu'elle présente plusieurs avantages. Voir annexe 1.

Les modes de préparation des échantillons : eau, sol et plante sont présentés dans l'Annexe 2.

III.3 Application de la méthode indice de vulnérabilité à la pollution : DRASTIC

III.3.1 Description du DRASTIC :

La contamination de la nappe présente un intérêt de taille en termes de contamination par infiltration des métaux lourds lors de l'épandage, d'où une évaluation de ce type de risque s'avère impérative.

Dans l'objectif de vérification, on a opté par l'application de la méthode de DRASTIC appliquée dans ce type d'étude au Mrc Montcalm* au Canada, et reprise par Menani ,1991 au niveau de la plaine d'El-Madher (Batna /Algérie) dont les résultats se sont avérés intéressants à présenter.

La vulnérabilité des eaux souterraines à la pollution, repose sur l'application de la méthode DRASTIC, qui se présente comme une méthode numérique :

DRASTIC	
D	Depht to water -profondeur de l'eau
R	Net charge : recharge efficace
A	Aquifère media : milieu aquifère
S	Soil media : type de sol
T	Topography : pente du terrain
I	Impact of vadose zone : impact de la zone vadose
C	Hydraulic Conductivity : conductivité hydraulique

**Montcalm est une municipalité régionale de comté (MRC) du Québec (Canada) dans la région de Lanaudière. Son chef-lieu est Sainte-Julienne. Elle est nommée en l'honneur du marquis de Montcalm.*

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

La méthode DRASTIC est basée sur le calcul d'un indice numérique : qui représente la somme pondérée des sept cotes correspondantes aux sept paramètres hydrogéologiques décrits dans le tableau suivant :

1	profondeur de la nappe	5
2	recharge efficace	4
3	Matériaux de l'aquifère	3
4	Matériaux du sol	2
5	Topographie	1
6	Impact de la zone vadose	5
7	Conductivité hydraulique	6

Tableau III.2 : Représentation des paramètres hydrogéologiques :
Menani ,1991

Selon Menani ,1991 ; chaque paramètre se voit attribuer une cote variant de 1 à 10 en fonction des conditions locales qui peuvent être favorables procurant des cotes faibles ou défavorables procurant des cotes élevées. Tandis que l'indice local est obtenu en multipliant la cote de chaque paramètre par son poids, et en faisant la somme des produits.

Note : Chaque paramètre se trouve un poids fixe et prédéterminé qui correspond à son importance relative dans la détermination de l'indice.

D'où la relation :

$$D_c \cdot D_p + R_c \cdot R_p + A_c \cdot A_p + S_c \cdot S_p + T_c \cdot T_p + I_c \cdot I_p + C_c \cdot C_p = \text{Indice DRASTIC}$$

Avec comme exemple : D_c : est la cote du paramètre D (Depth to water) et D_p : son poids.

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.3.2 Calcul de l'indice

Attribution des cotations :

D'après Menani ,1991 l'attribution des cotations suit le protocole suivant :

La répartition des indices pour le paramètre profondeur de l'eau est représentée comme suit :

III.3.2.1 profondeur de l'eau :

Intervalle	D_c	D_p	$D_c \cdot D_p$
0-5	10	5	50
5-10	7	5	35
10-15	5	5	25
15-25	3	5	15
25-30	2	5	10
Sup 30	1	5	5

Tableau III.3 : Relatif aux paramètres profondeur de l'eau

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.3.2.2 Charge efficace :

L'infiltration est révélée par le bilan hydrique au pas mensuel :

Pour une recharge efficace de 54 mm/an la cote est proposée est de 3, le poids de la charge efficace selon DRASTIC est de 4 :

Recharge efficace	R_C	R_p	$R_C.R_p$
54 mm/an	3	4	12

Tableau III.4 : cotation de la Recharge efficace

III.3.2.3 - Matériaux de l'aquifère :

La nature des matériaux de l'aquifère de région d'El-Madher lui attribue une cote importante vue que ces matériaux lui facilitent l'écoulement et accentuer la contamination.

D'où la cote affectée est de l'ordre de 7

$$A_C = 7.$$

Le poids de la côte est de 3

$$A_P = 3.$$

L'indice est donc $A_C .A_P = 21$

III.3.2.4 Type de sol :

Selon Bneder, 1983, La plaine d'el-madher est caractérisée par :

- Le centre de la plaine est constituée d'un sol de texture plus fine : argileuse
- Cette zone est caractérisée par une salinité importante pouvant atteindre les horizons superficiels.
- Le système de cotation est le suivant :

Type de sol	S_c	S_p	$S_c .S_p$
Texture argileuse	3	2	6
Reserve d'éléments grossiers	10	2	20

Tableau III.5 : Cotation du type de sol

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.3.2.5 -La pente du terrain :

Selon Menani, 1991, la pente du terrain de la plaine d'el-madher présente deux zones distinctes :

a- La zone sud de la plaine qui est l'amont du bassin versant, elle est caractérisée par des pentes assez fortes, permettant un écoulement fort , les valeurs de ces pentes sont de l'ordre de 2%.

b- La zone nord de la plaine qui est l'aval du bassin versant, est caractérisée par des pentes moins prononcées entre 0-2et 2%, donc elles sont pratiquement plates, ce qui favorise la probable contamination des nappes par mécanisme de stagnation prolongée.

Le système de cotation est :

La pente du terrain	T_p	T_c	$T_p \cdot T_c$
0-2%	1	8	8
Sup à 2%	1	5	5

Tableau III.6 : Cotation pente du terrain

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.3.2.6 - L'impact de la zone vadose :

Selon M.R Menani, 1991, la zone vadose est considérée comme un paramètre très important par la méthode DRASTIC, avec un poids attribué de 5.

Car, la carte en isobathe de la nappe montre que les profondeurs du niveau statique varie entre un minimum inférieur à 5m dans la partie avale de la plaine et un maximum de 30m auprès des bordures.

La bonne illustration de l'impact de la zone vadose est bien illustrée par Bneder 1983, et Menani 1991, par le biais de l'étude hydrogéologique qu'ils ont menés sur ce site : la plaine d'el-madher.

Leurs constatations sont les suivantes :

- L'effet écran pourrait procurer les couches argileuses est nettement amoindri au niveau de la partie centrale de la plaine, par le fait que les couches sont de nature sableuses et de forme lenticulaires, donc la faible profondeur de la nappe fait que la zone vadose se comporte comme un conducteur de la contamination.
- Au niveau des bordures de la plaine, la prédominance des éléments grossiers par rapport aux éléments fins, confère à la zone vadose un rôle important dans l'acheminement des polluants vers la zone saturée, d'où la pente du terrain et l'épaisseur de la tranche aérée constituent des facteurs limitant en termes de contamination.

- Les valeurs attribuées sont telles représentées dans le tableau ci-dessous :

Impact de la zone vadose	I_c	I_p	$I_c \cdot I_p$
Zone de moyenne perméabilité	4	5	20

Tableau III.7 : Cotation de l'impact de la zone vadose

III.3.2.7 - Conductivité hydraulique :

La perméabilité se présente comme suit :

- La zone de bordure est caractérisée par une perméabilité forte < 10-5
- La zone centrale est délimitée par la courbe de perméabilité égale 10-5

Conductivité hydraulique	C_c	C_p	$C_c \cdot C_p$
La zone centrale	3	3	9
La zone de bordure	4	3	12

Tableau III.8 : Cotation de la Conductivité hydraulique

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.3.3 : Commentaire de la carte de vulnérabilité :

La vulnérabilité de la plaine d'el-madher à la contamination par les polluants et plus particulièrement les métaux lourds par l'usage de l'outil numérique DRASTIC établi par Menani ,1991.

Les résultats obtenus après application de DRASTIC au cas de la plaine d'el-madher , montre que la zone centrale de la plaine (Mechta arrour) jusqu'à l'exutoire du bassin (merdjamezouala) est la zone qui présente un indice de vulnérabilité le plus important et dont les valeurs sont 126 et 143.

Ce qui potentialise le degré de contamination est la profondeur de la nappe et la forme plate du relief qui entraine une charge efficace assez conséquentes.

Alors que la méthode numérique montre qu'au niveau des bordures, l'indice est moins important et la contamination probable est chronique.

L'importance de cette approche numérique est très importante pour nos travaux de recherche, car elle constitue un tremplin d'orientation et de sélection des sites de choix pour l'évaluation objective du degré d'incidence des polluants et plus particulièrement des métaux lourds sur les différents systèmes biologiques

Indice DRASTIC (I_d)	Degré de vulnérabilité
23 à 84 (0 à 30 %)	Très faible
85 à 114 (31 à 45 %)	Faible
115 à 145 (46 à 60%)	Moyenne
146 à 175 (60 à 75%)	Elevée
176 à 226 (76 à 100%)	Très élevée

Tableau III.9 : Représentation de la vulnérabilité par I_D .

III.4 Estimation de la charge polluante métallique dans les sites sélectionnés :

L'estimation de charge polluante a été portée essentiellement sur les polluants métalliques à savoir les oligo-éléments et les éléments toxiques, ainsi que leurs évaluations dans les différents systèmes biologiques sélectionnés.

Pour suivre l'évolution de ces polluants, on a opté pour un choix justifié basé sur une sélection de trois stations présentées dans la carte représentant le bassin versant.

La période de prélèvement des échantillons est significative en termes d'estimation du degré de contamination, car le mois de **juillet** qui est la période de l'année où la chaleur est au maximum, donc les précipitations sont quasi-nulles, par conséquent pas de dilutions des flux des eaux résiduaires voir tableau 15.

Donc dans ces conditions, l'évaluation du degré de contamination est significative

- Les valeurs du potentiel d'hydrogène sont :

Stations	Station 1	Station 2	Station 3
pH	7 ,6	8,2	8,3

III.4.1 Les teneurs des oligo-éléments dans l'eau (ppm)

Eléments/Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station Témoin
Cr ³⁺	15.40	13.40	12.20	0.13
Zn ²⁺	15.09	14.91	14.50	9.50
Cu ²⁺	42.11	41.65	39.50	32.50
Fe ²⁺	37.60	35.61	33.0	25.30

Tableau III.10 : Teneurs des oligo-éléments dans l'eau

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

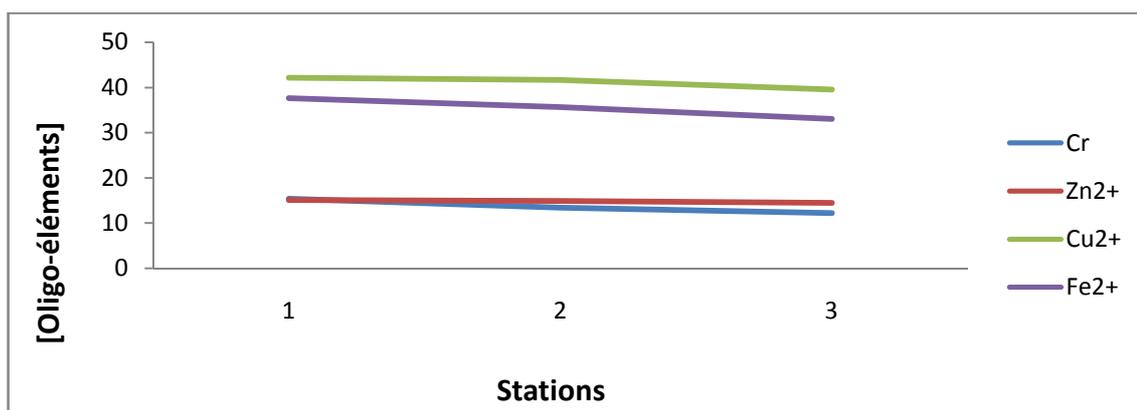


Figure III.2 : Représentation graphique de la cinétique des oligo-éléments dans les 3 stations.

III.4.2 Les teneurs des éléments toxiques dans l'eau (ppm)

Eléments/Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station Témoin
Pb ²⁺	6.12	5.13	5.02	0.1
Cd ²⁺	1.07	0.94	0,92	0,14

Tableau III.11 : Teneurs des éléments toxiques dans l'eau

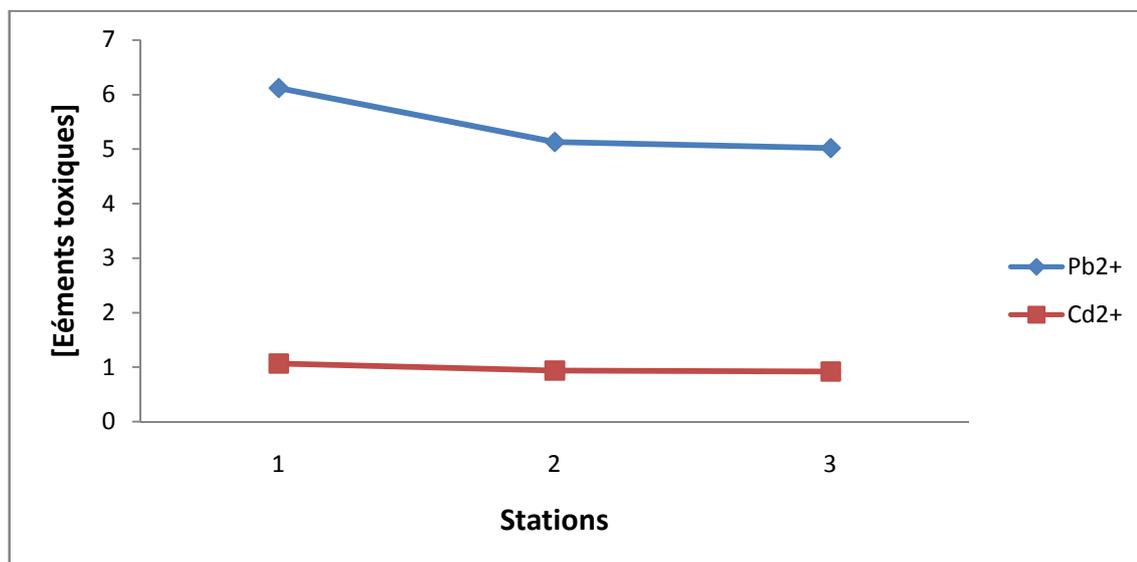


Figure III.3 : Représentation graphique de la cinétique des éléments toxiques dans les 3 stations

- Les valeurs du potentiel d'hydrogène (Eau) sont :

Stations	Station 1	Station 2	Station 3
pH	7,6	8,2	8,3

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.4.3 Les teneurs des oligo-éléments dans le sol (ppm)

Eléments/Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station Témoin
Cr	5	4.3	3	0.56
Zn ²⁺	42.11	41.65	39.50	32.50
Cu ²⁺	15.09	14.91	14.50	9.50
Fe ²⁺	37.60	35.61	33.00	25.30

Tableau III.12 : Teneurs des oligo-éléments dans le sol

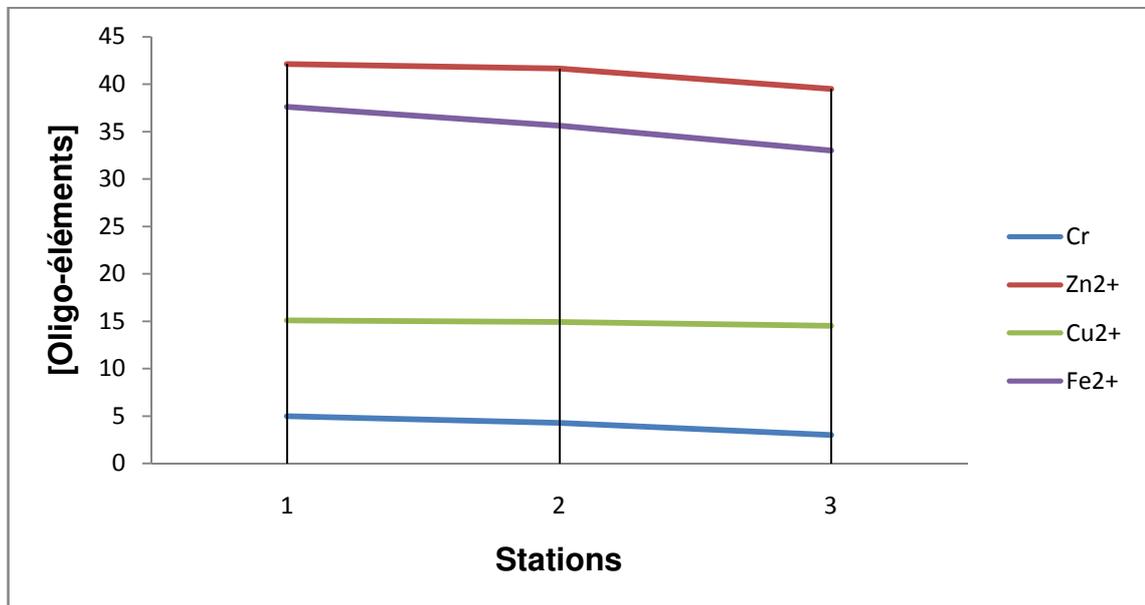


Figure III.4 : Représentation graphique de la cinétique des oligo-éléments dans les 3 stations

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.4.4 Les teneurs des éléments toxiques dans le sol (ppm)

Eléments/Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station Témoin
Pb ²⁺	5.26	4.25	3.71	0.12
Cd ²⁺	0.75	0.58	0.37	0,003

Tableau III.3 : Teneurs des éléments toxiques dans le sol

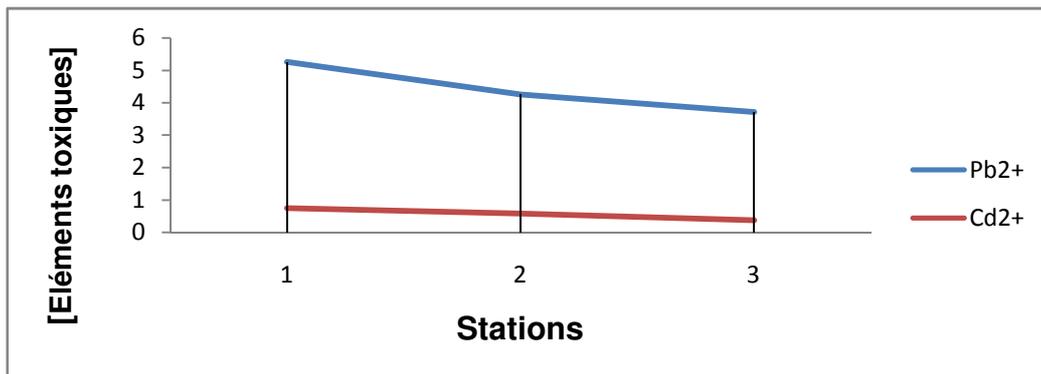


Figure III.5 : Représentation graphique de la cinétique des éléments toxiques dans les 3 stations

- Les valeurs du potentiel d'hydrogene (Sol) sont :

Stations	Station 1	Station 2	Station 3
pH	7,8	8,9	8,1

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.4.5 les teneurs des oligo-éléments dans la plante (ppm)

Eléments/Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station Témoin
Cr	1.043	0.85	0.56	0.12
Zn ²⁺	7.75	4.16	2.85	4.12
Cu ²⁺	17.65	14.93	13.52	14.14
Fe ²⁺	92.24	81.76	72.9	25.14

Tableau III.4 : Teneurs des oligo-éléments dans a plante

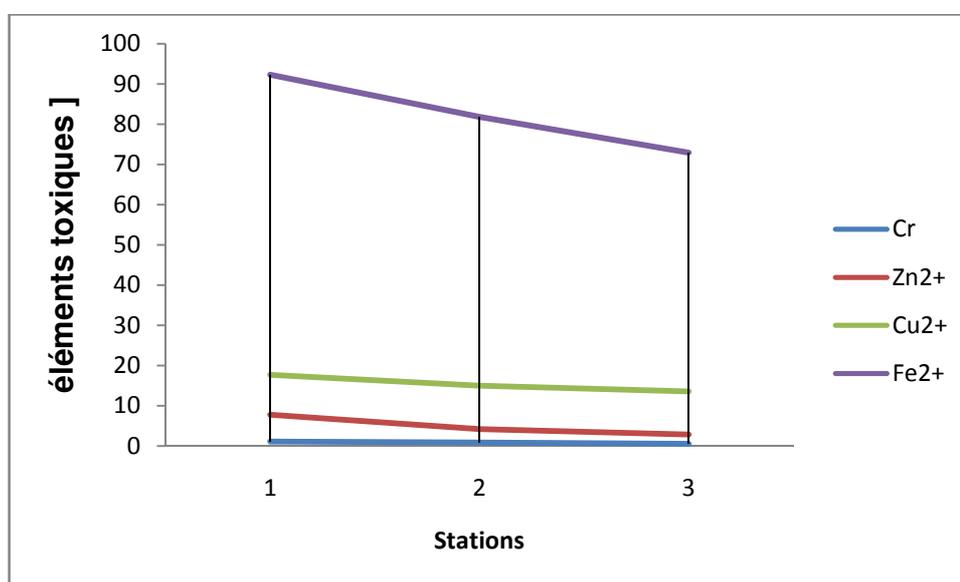


Figure III.6 : Représentation graphique de la cinétique des Oligo-éléments dans les 3 stations

III.4.6 les teneurs des éléments toxiques dans la plante(ppm)

Eléments/Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station Témoin
Pb ²⁺	0.63	0.52	0.40	0.09
Cd ²⁺	0.11	0.095	0.054	0,004

Tableau III.5 : Teneurs des éléments toxiques dans la plante

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

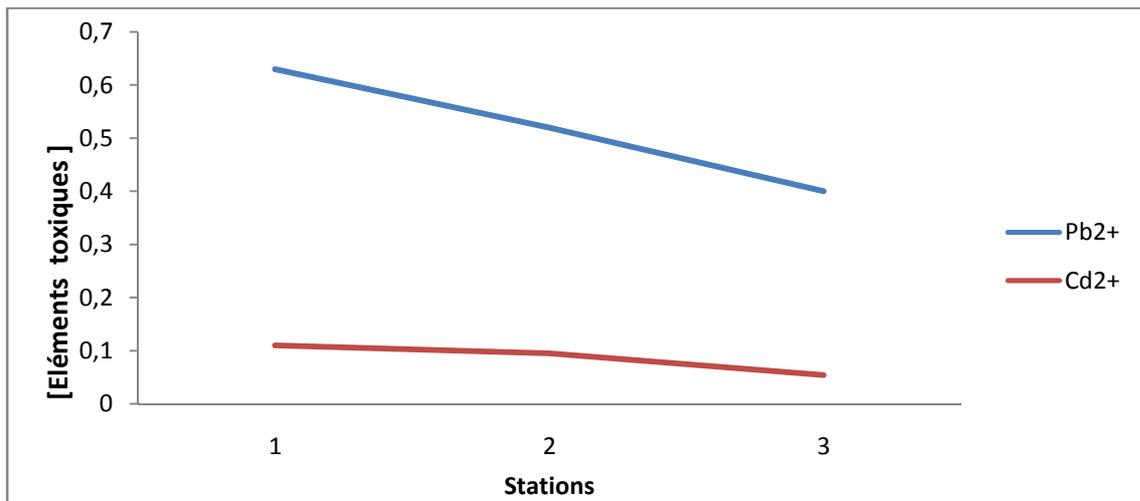


Figure III.7 : Représentation graphique de la cinétique des éléments toxiques dans les 3 stations

III.5 Commentaire des résultats :

D'après les résultats des estimations des polluants minéraux essentiels, désirables et toxiques, dans les trois stations présélectionnées, on remarque que les teneurs des macroéléments dans les trois systèmes biologiques sont importants en termes de doses et cela est dû au apport des eaux résiduaires riches en composés et cela se confirme par les teneurs détectées dans les témoins.

Il faut signaler que les doses détectées ne présentent pas de risque, car l'apport nutritif de ces éléments est bénéfique pour le végétal et en plus selon (Meink, 1977), les teneurs nutritives sont de l'ordre de :

Calcium 300 à 1000 mg/l Potassium 100 à 1000mg/l Magnésium 1000 à 3000 mg/l et le Sodium 300 à 560 mg/l.

Donc de ce fait les teneurs détectées sont acceptables du point de vue nutritionnel et ne présentent pas de risque et peuvent être d'un apport bénéfique pour la croissance et le développement des plantes

Pour les éléments désirables,

D'après les résultats obtenus au niveau des trois stations, on remarque que les teneurs détectées sont d'un ordre acceptable, car pour le cuivre par exemple, le cuivre est présent dans les plantes de 5-20 ppm, le Cu^{2+} devient nocif lorsque la teneur dépasse les 50 ppm (Leeper , 1977).

Pour le cas du Zinc, cet oligo-élément est nécessaire à la croissance des plantes il faut atteindre des teneurs de 250 ppm pour que les récoltes ne soient plus autorisées pour la consommation (Hinsley, et al 1977).

Les teneurs détectées dans les satiations d'études révèlent des teneurs assez faibles , et cela peut être expliqué par les interférences probables avec le phosphore en favorisant la formation du complexe Zn_3PO_4 , provoquant l'indisponibilité du Zinc pour la plante (Olsen , 1972).Le P forme avec le Zn du $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2$ solide dans le sol, et diminue donc la phytodisponibilité du Zn (Loué, 1986).

De plus, le Phosphore perturbe l'assimilabilité physiologique de Zn dans les tissus végétaux (Loué, 1986).

Le Zn est fortement phytodisponible, et se trouve en quantités plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes. Le chaulage, un apport de terre fortement argileuse, un apport de fer ou de phosphore diminuent le transfert du Zn vers les plantes. (Schneider, 1989)

Le Zn est peu phytotoxique (Loué, 1986), sauf sur les sols fortement pollués.

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

Pour le Fer, on remarque que les teneurs du fer ne sont pas alarmante, sachant sa très importante activité biologique dans les mécanismes de nutrition, ajouté a cela et selon Kirkham, 1977, le seuil de toxicité du fer ne semble pas avoir été trouvé, mais lorsque le pH est trop faible ou trop fort il peut exercer des blocage pour les autres ions

Pour ce qui est du chrome, on constate que l'apport en chrome est significatif, mais le chrome trivalent ne présente pas de risque majeur pour les plantes, car les résidus chromés sont retenus dans les sols alcalins (Mouvet, 1980), en plus et selon Gunningam 1975, le chrome en plus de son effet bénéfique sur le rendement, il joue un rôle de fixateur potentiel pour les métaux toxiques et les rends indisponibles pour la plante.

Tandis que pour les éléments toxiques, les résultats montre que pour ce qui du :

Plomb, on remarque que les teneurs détectées dans les différentes striations sont importantes, malgré que la cinétique révèle une régression des teneurs, mais les teneurs sont importantes est dépassent la norme de 0.1 ppm.

Les résultats montre aussi que les témoins présentent des doses infinitésimales, ce qui peut être expliqué par les retombées des gaz d'échappement des véhicules, car la zone est un axe à grande affluence en terme de trafic routier, ce qui concorde avec les travaux de (Warren et al , 1960) , qui ont confirmés que espèces végétales qui se développent près des autoroutes concentrent plus de plomb que les autres.

On estime aussi que les faibles teneurs détectées dans les plantes relativement à ceux détectées dans le sol qui sont assez importantes, est expliqué par l'action du pH du sol alcalin favorisant la précipitation en plus l'action de la matière organique qui exerce le mécanisme d'adsorption sur le complexe argilo-humique provoquant l'indisponibilité du plomb.

Le facteur pH joue un rôle important dans le transfert du Pb du sol vers les végétaux (Siberlin, 1996).

L'adsorption sur les oxydes de Fe et d'Al est aussi importante (CCME, 1997).

Le Pb est très peu prélevé par les racines des plantes où il s'accumule. Le transfert sol-plante du Pb est négligeable par rapport au dépôt direct sur les parties aériennes de poussières contenant du Pb, surtout dans les zones urbaines ou industrielles ou le long des grands axes routiers.

Alors que pour le Cadmium, les résultats montrent que les doses sont très faibles, ce qui peut être expliqué par la persistance de cet élément dans le sol, car selon Leester, 1983, le cadmium peut demeurer à la surface du sol pour une longue période de temps sous la forme non assimilable pour la plante.

III.6 Représentation graphique des oligo-éléments et éléments
toxiques dans les stations d'études par le model SPSS STATISTIC.

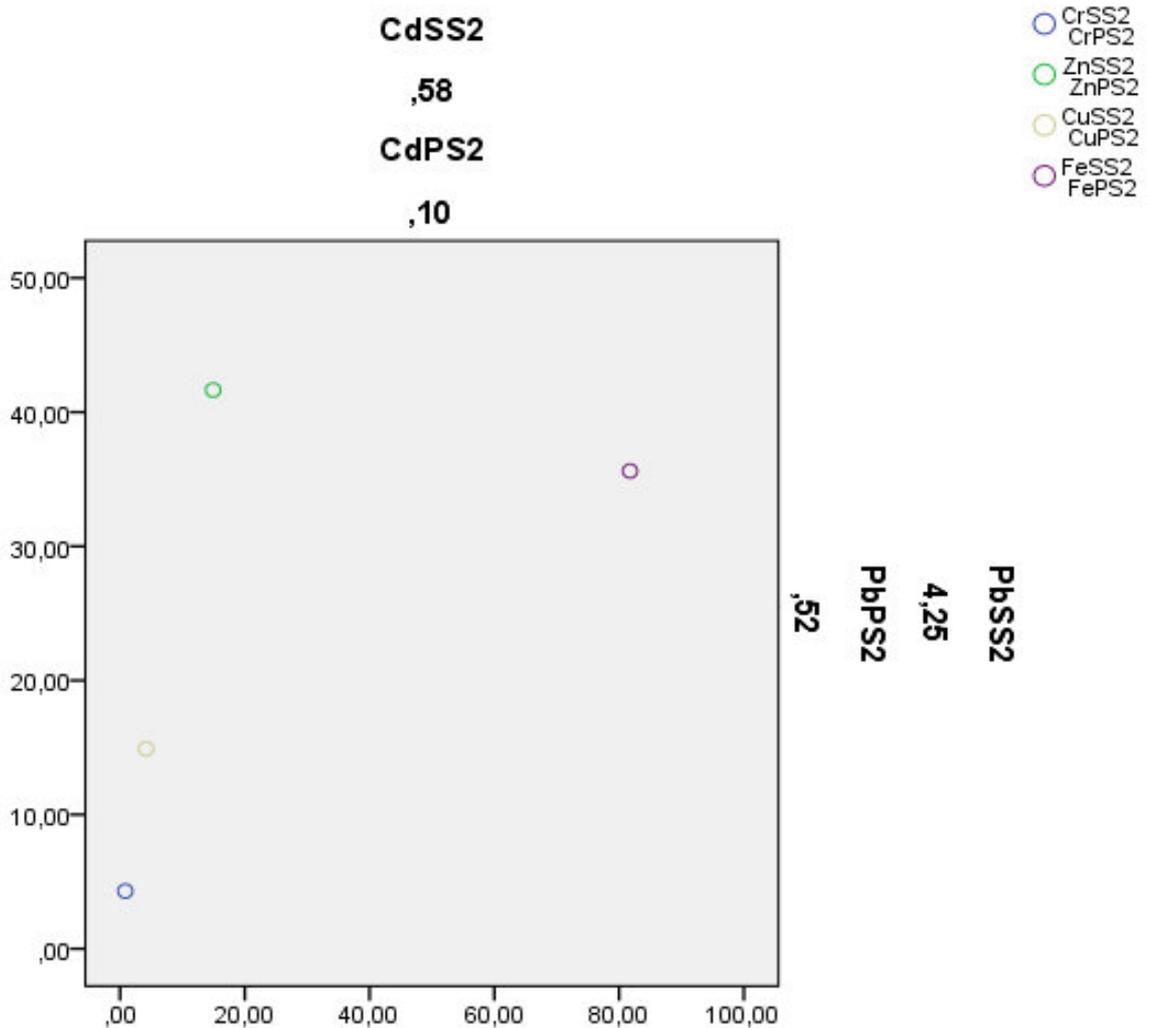


Figure III.8 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd et Pb/ Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 2

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

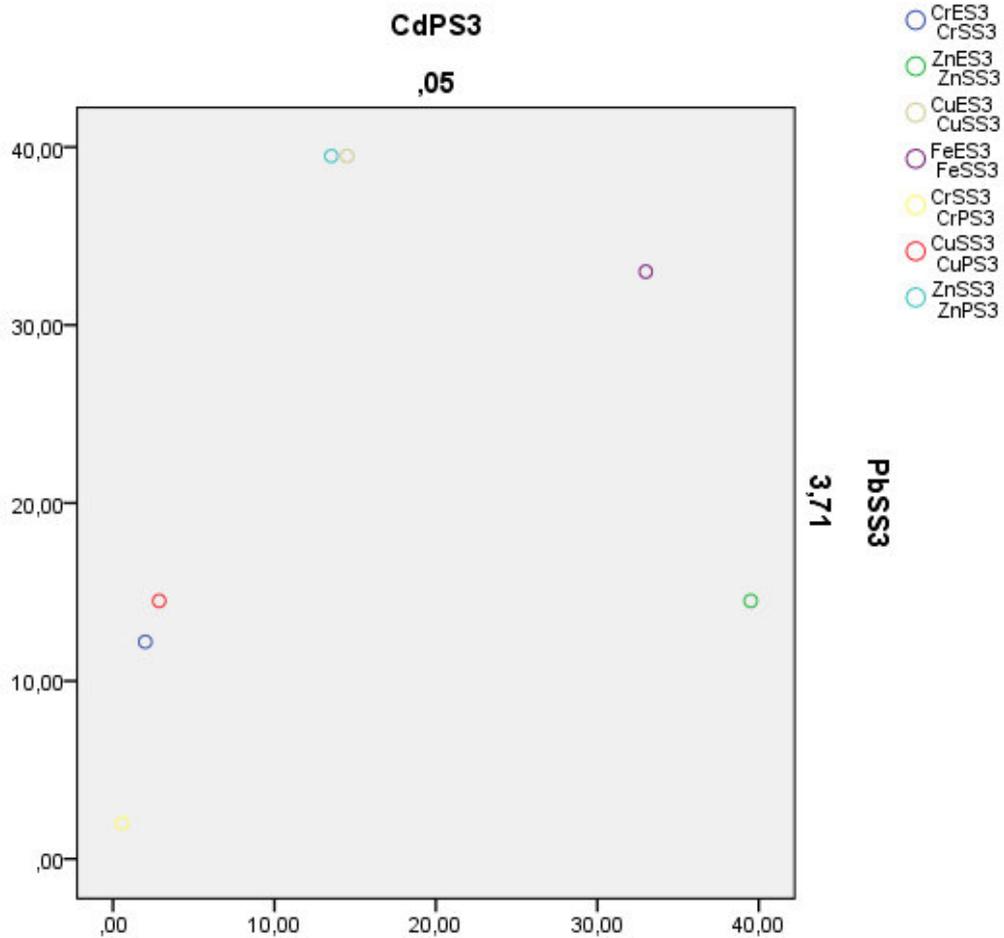


Figure III.9: Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd et Pb/ Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 3 système S

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

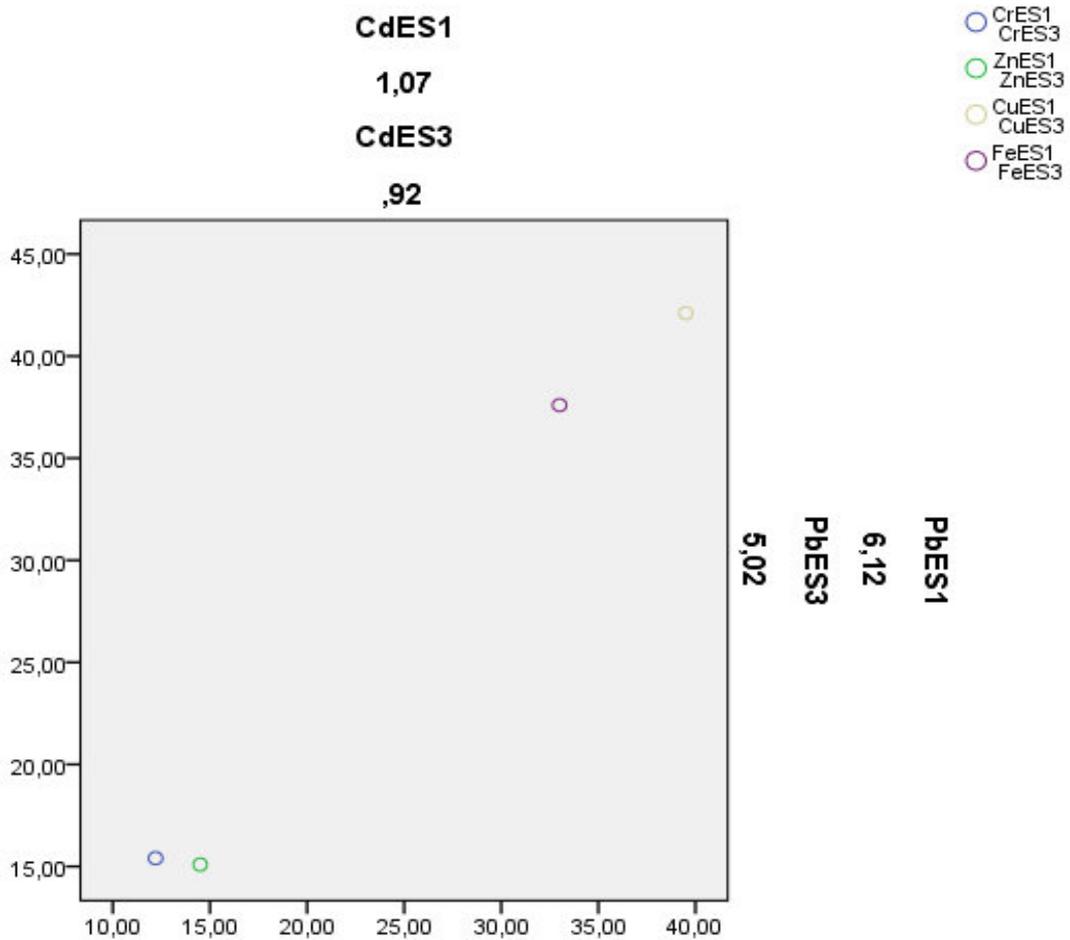


Figure III.10 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd /Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 3 système E

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

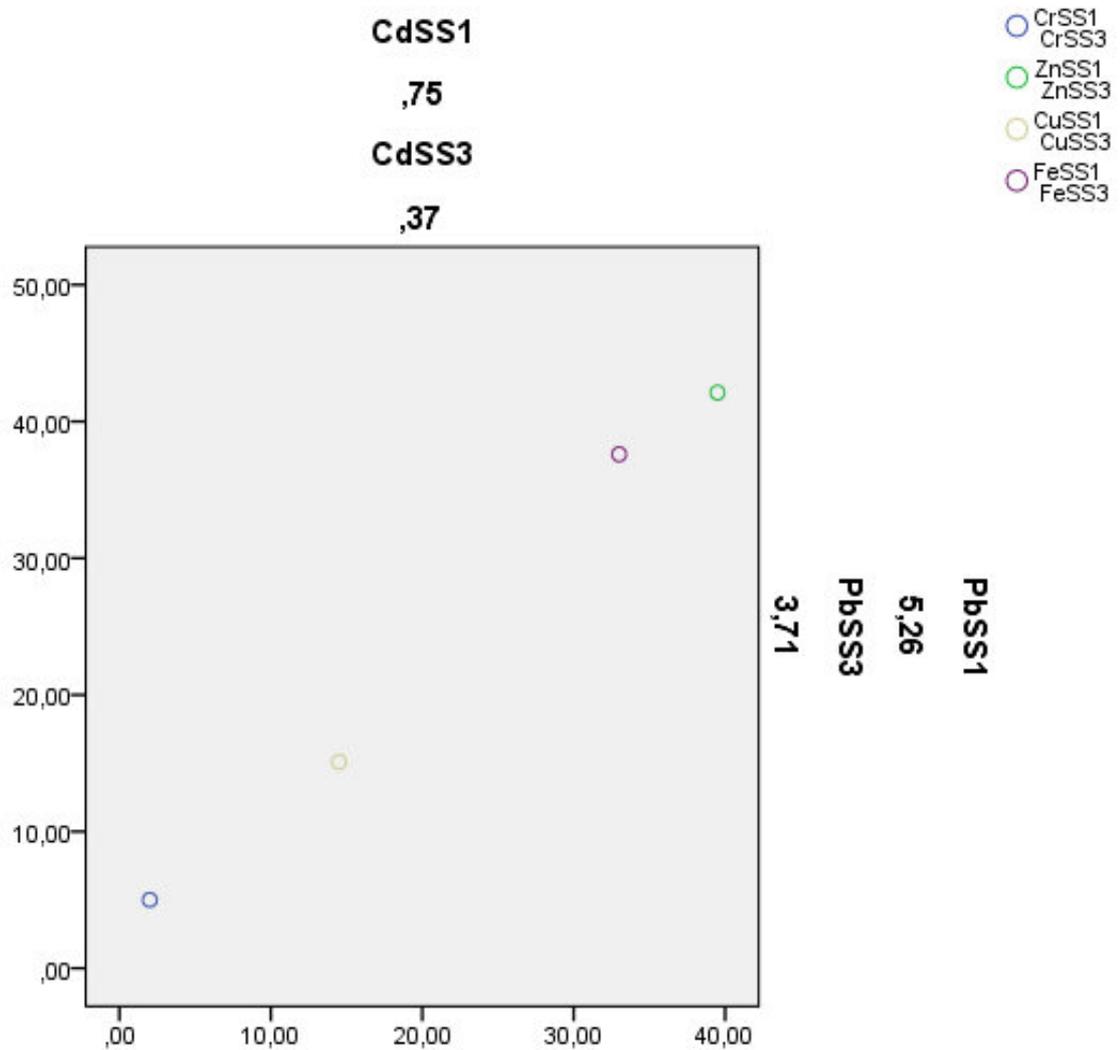


Figure III.11 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 3 système S

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

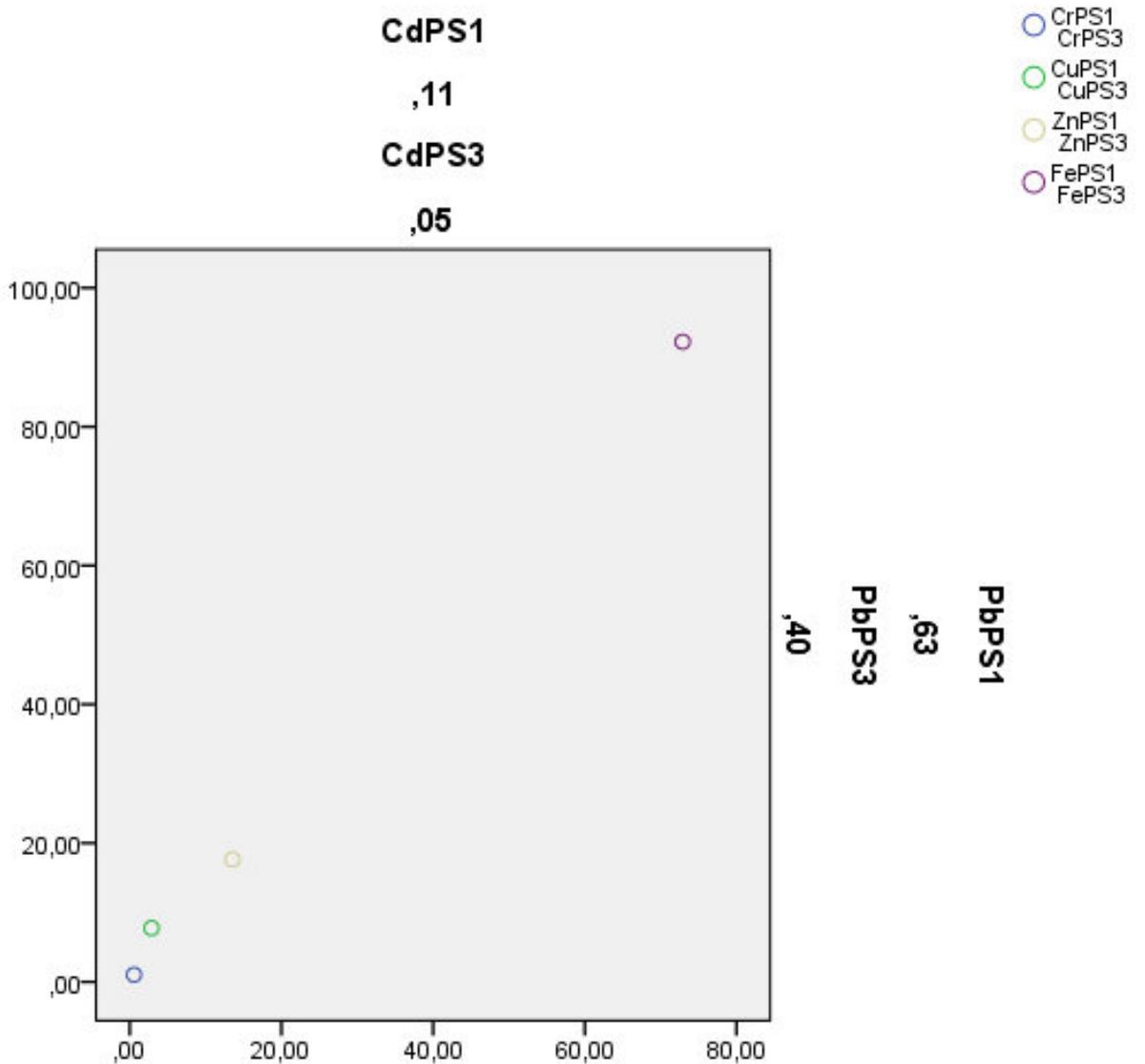


Figure III.12 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle du Cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 3 système S

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

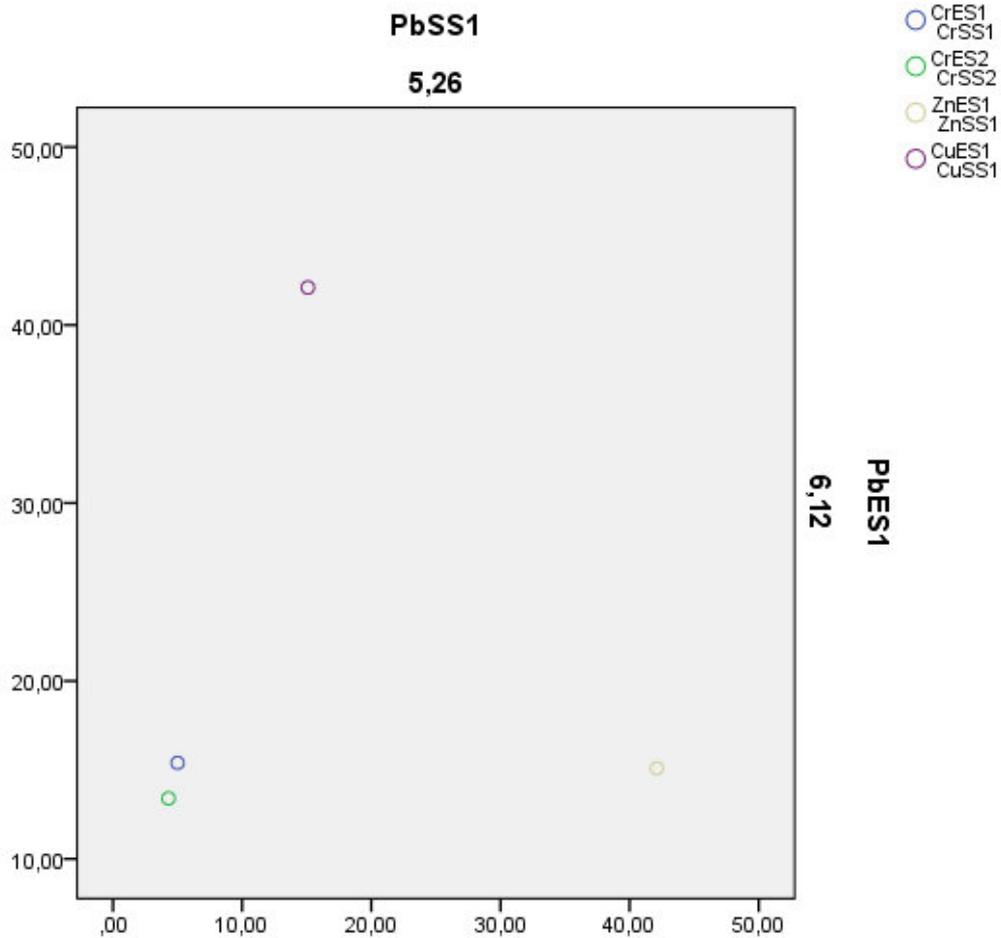


Figure III.13 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire du Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 et 2 systèmes E et S

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

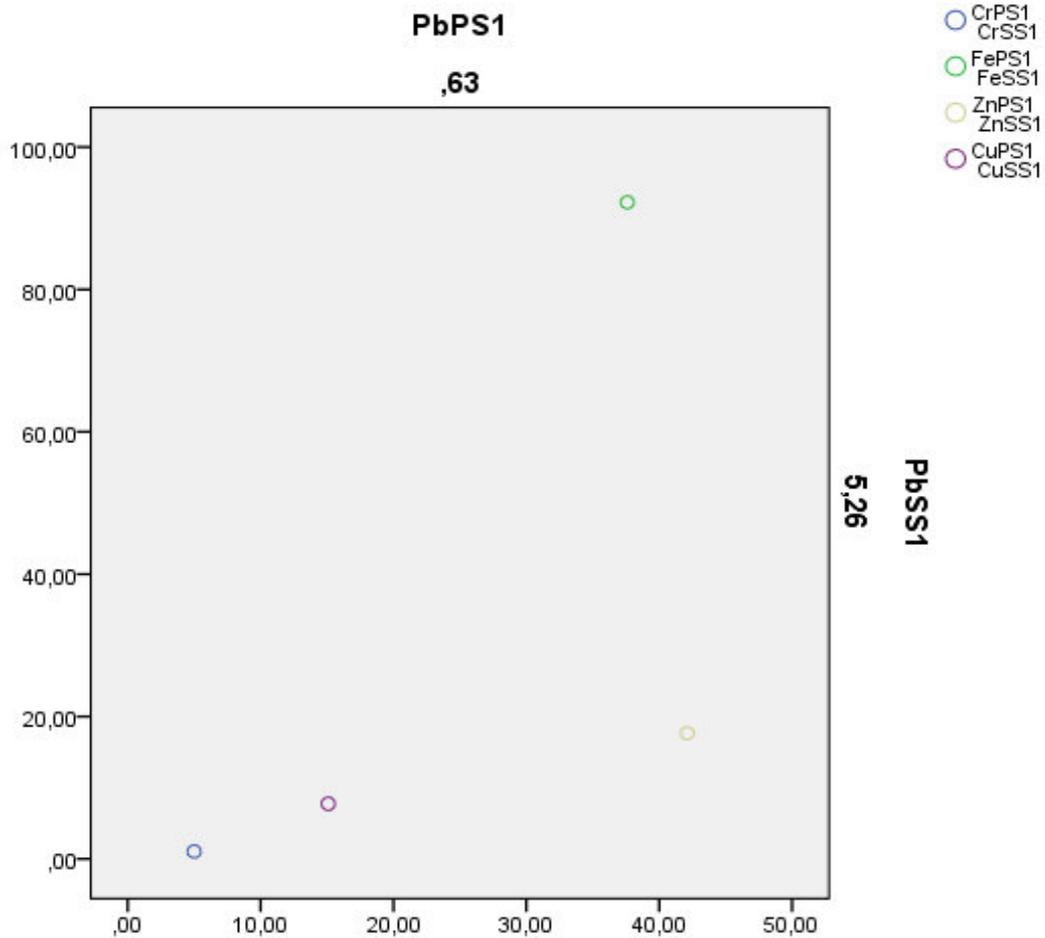


Figure III.14 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire du Pb/Cr, Zn ,Cu ,Fe dans la station 1 système S

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

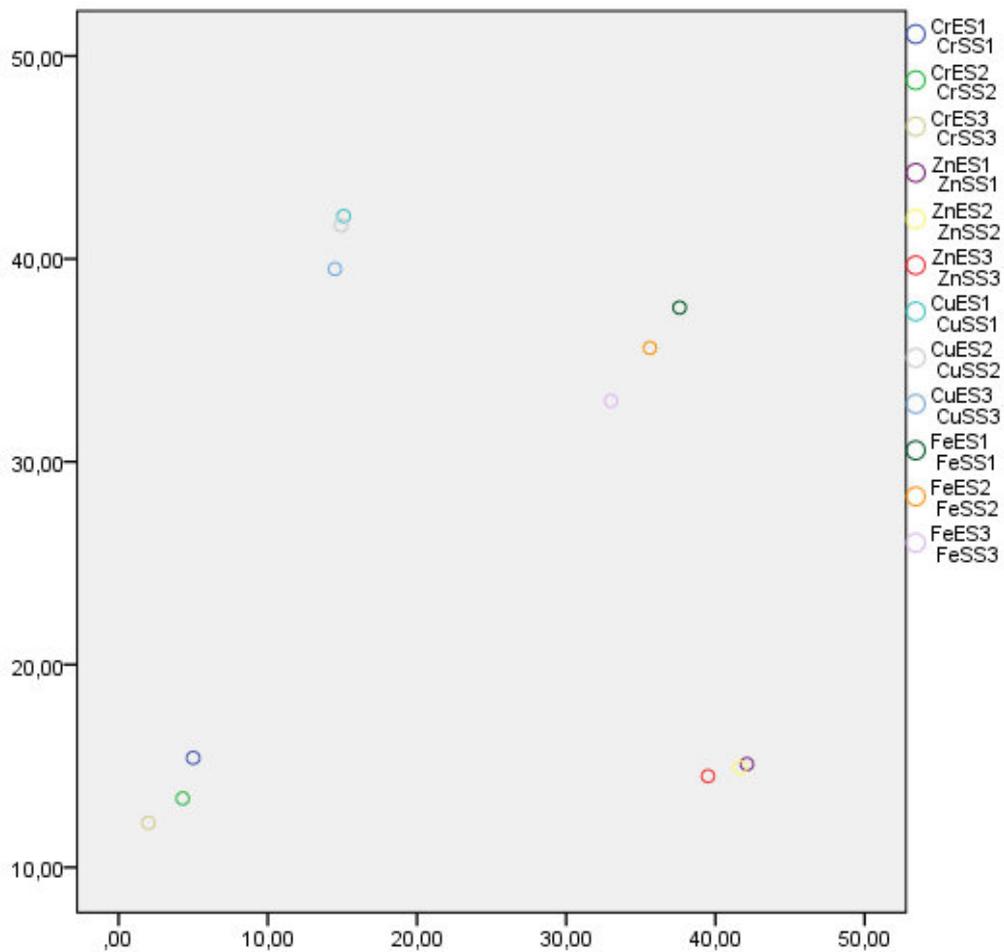


Figure III.15 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire des Oligo-éléments Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 et 2 et 3 dans les systèmes E et S

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

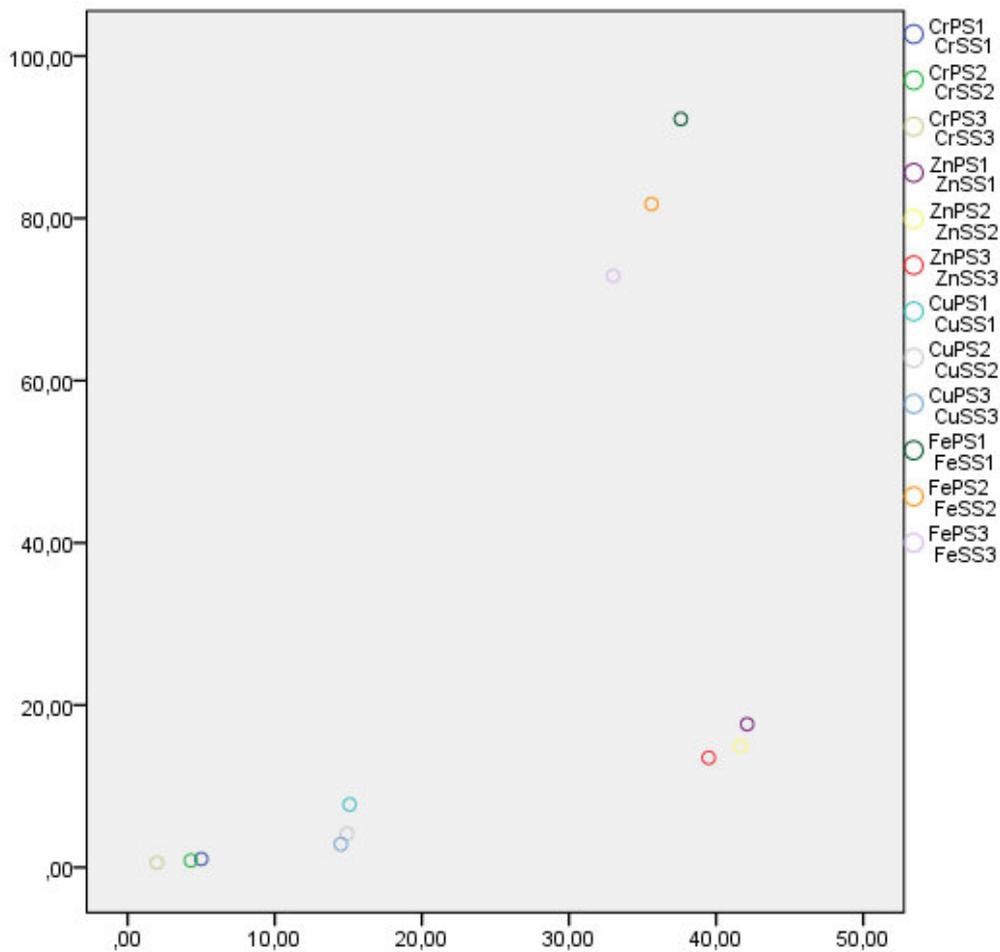


Figure III.16 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire des Oligo-éléments Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 et 2 et 3 dans les systèmes S et P

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

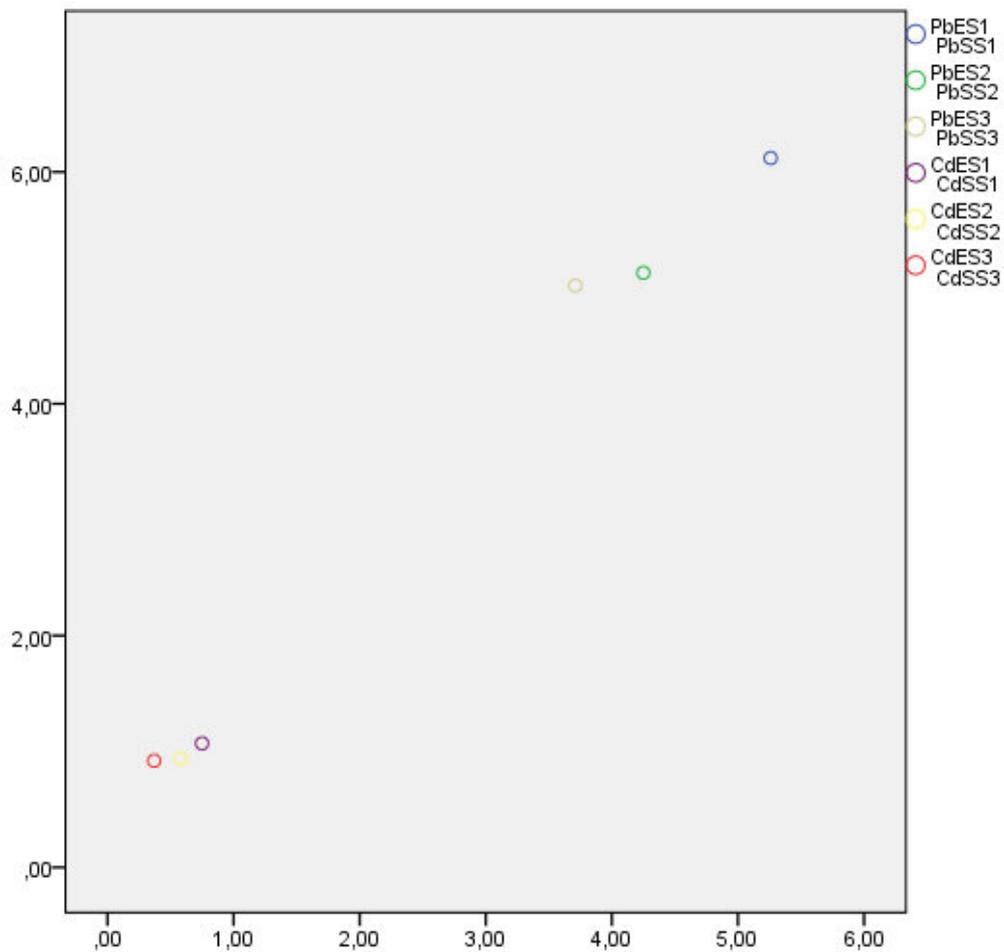


Figure III.17 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire des Oligo-éléments Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 2 et 3 dans les systèmes E et S

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

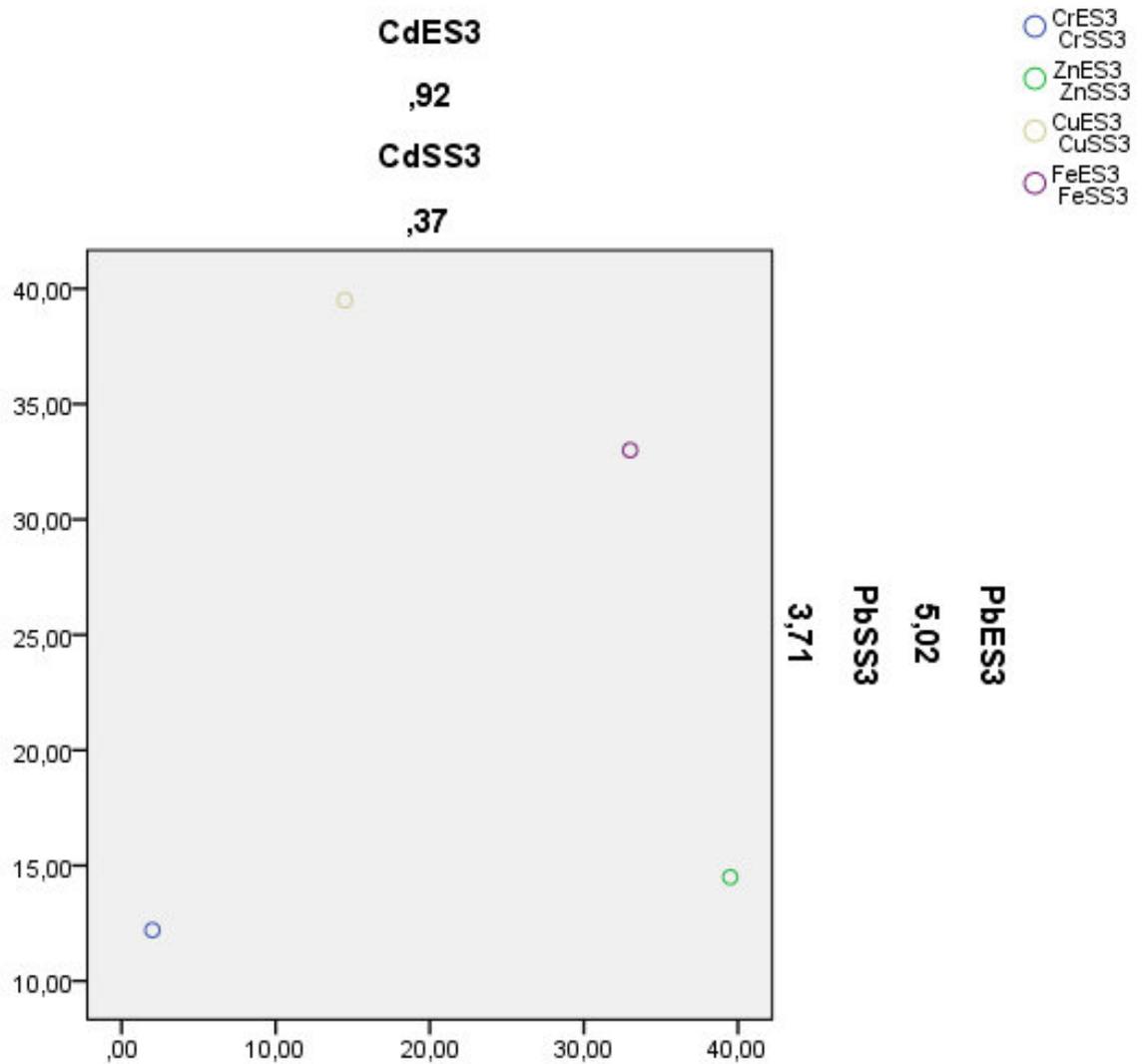


Figure III.18 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation linéaire des Oligo-éléments Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 3 dans les systèmes E et S

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

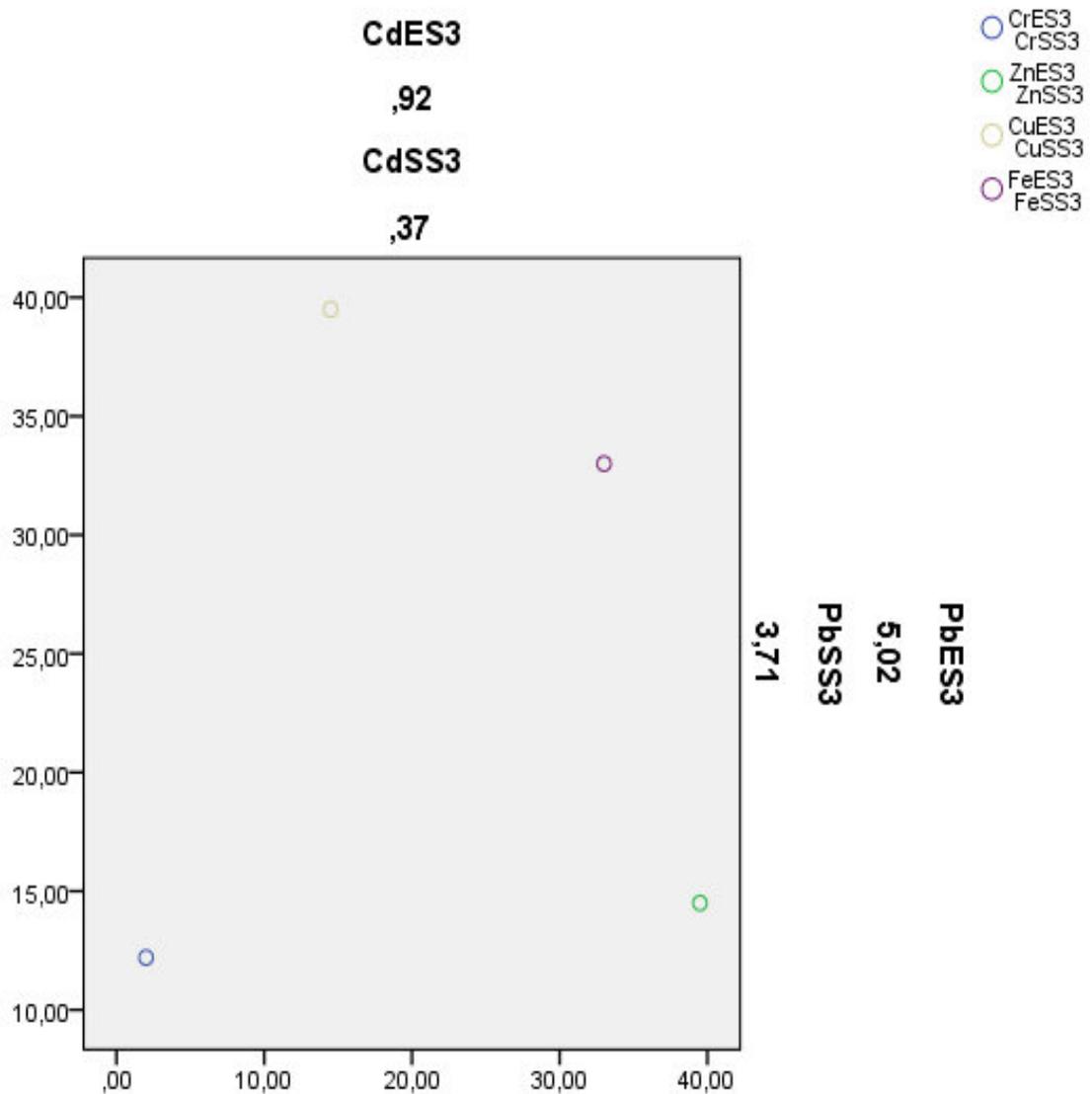


Figure III.19: Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 3 système E et S

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

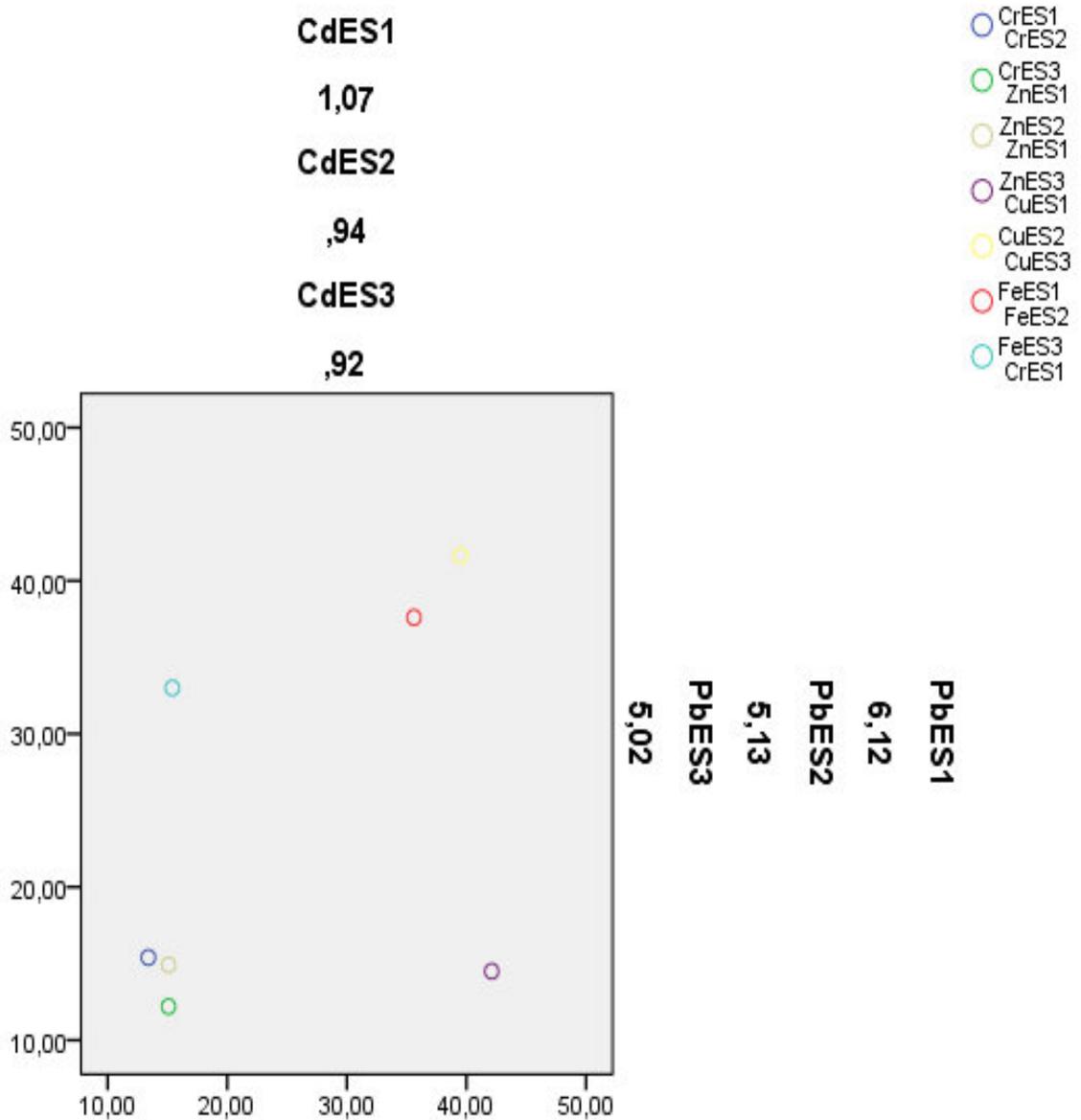


Figure III.20 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 2 et 3 systèmes E et S

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

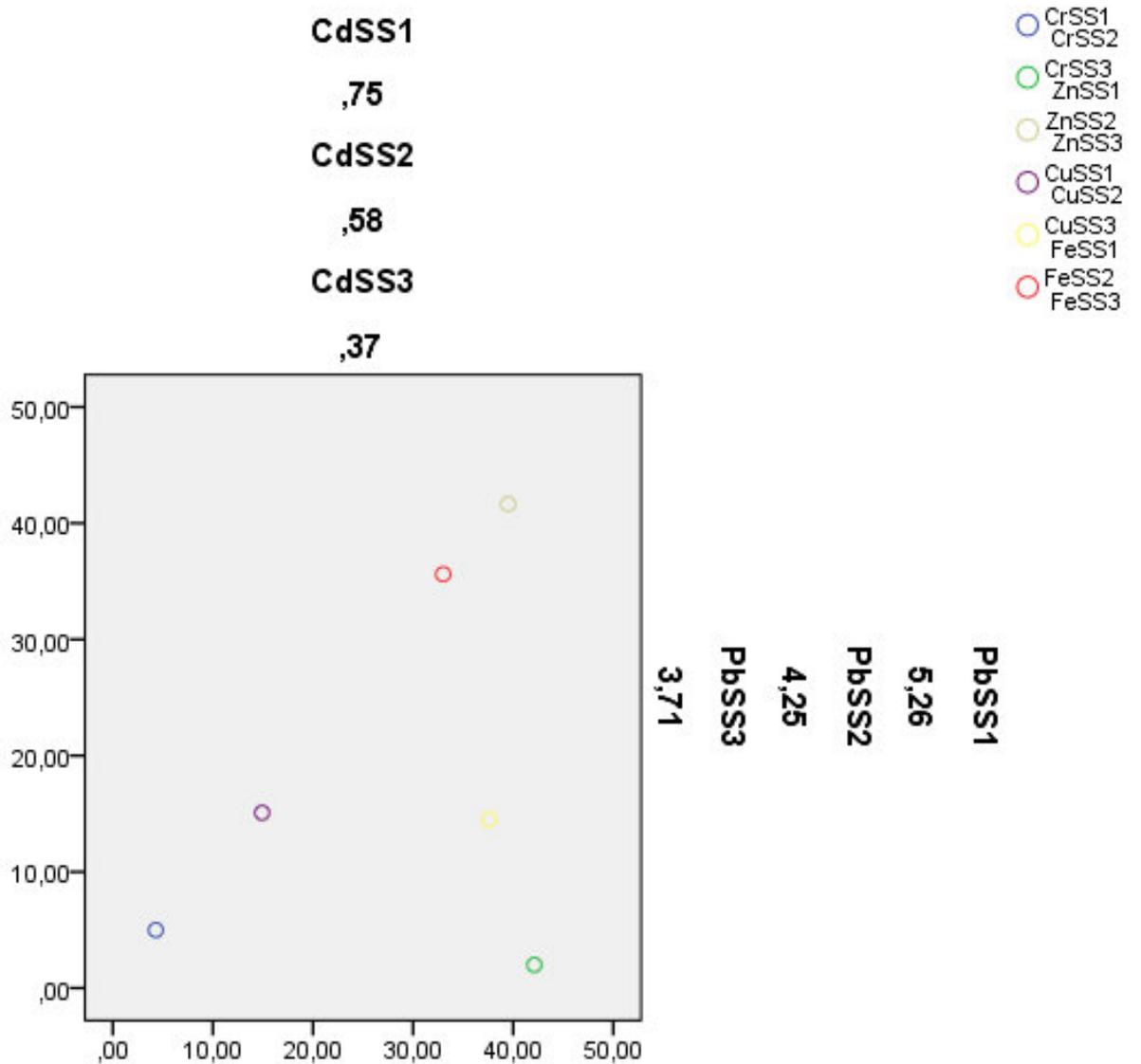


Figure III.21 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 2 et 3 système S et P

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

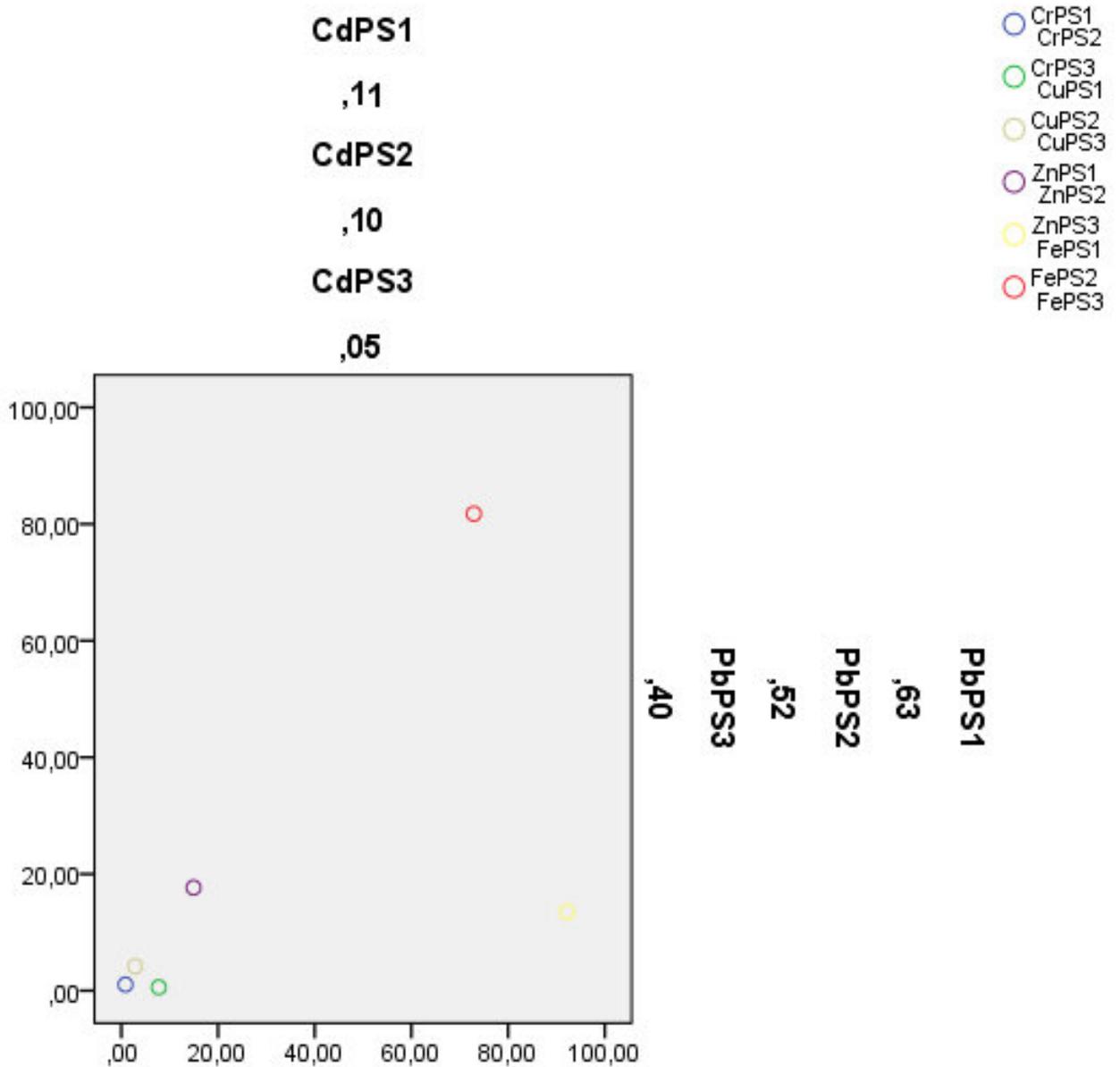


Figure III.22 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 2 et 3 système S

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

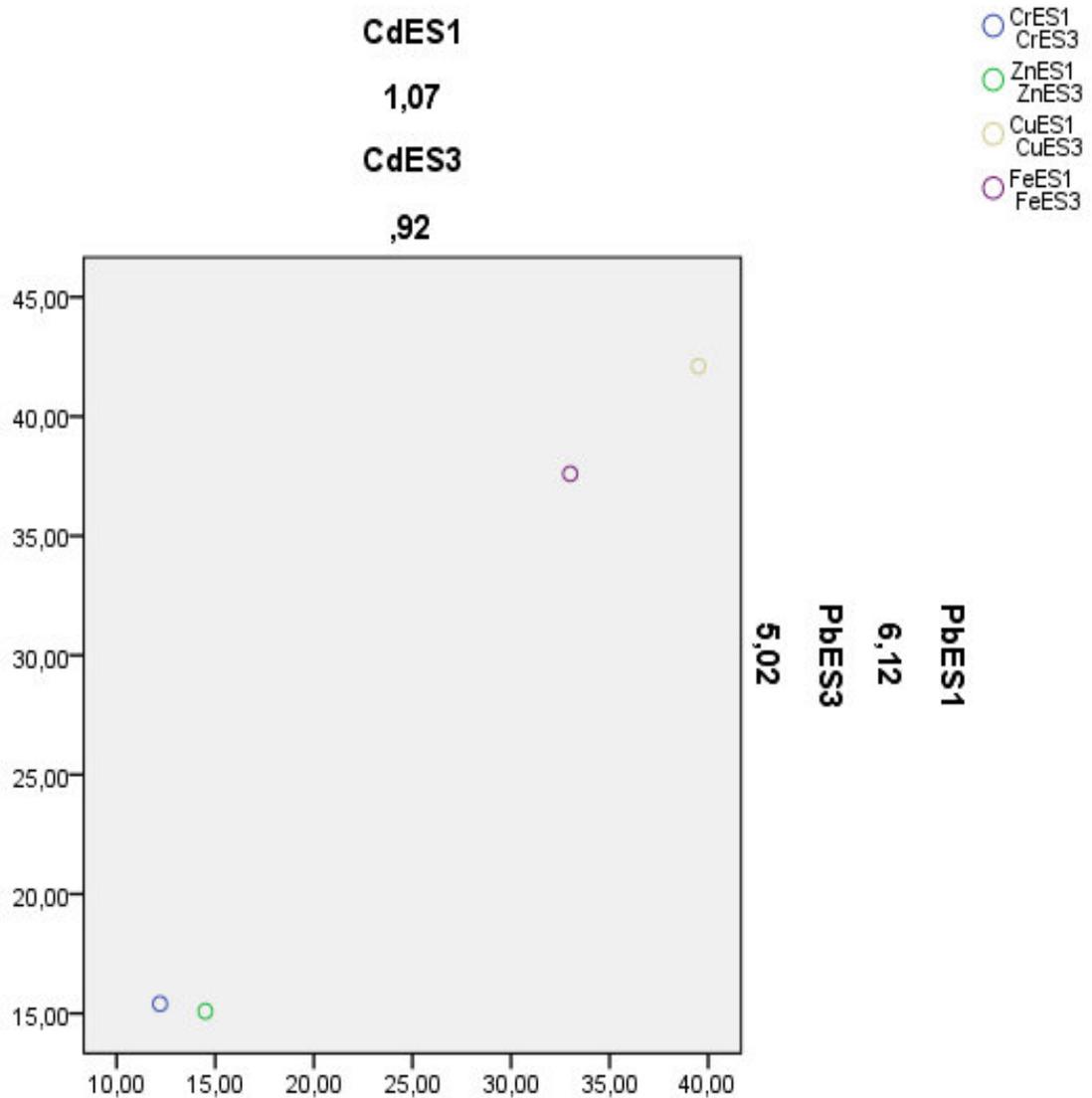


Figure III.23 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans les stations 1 et 3 systèmes E et S

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

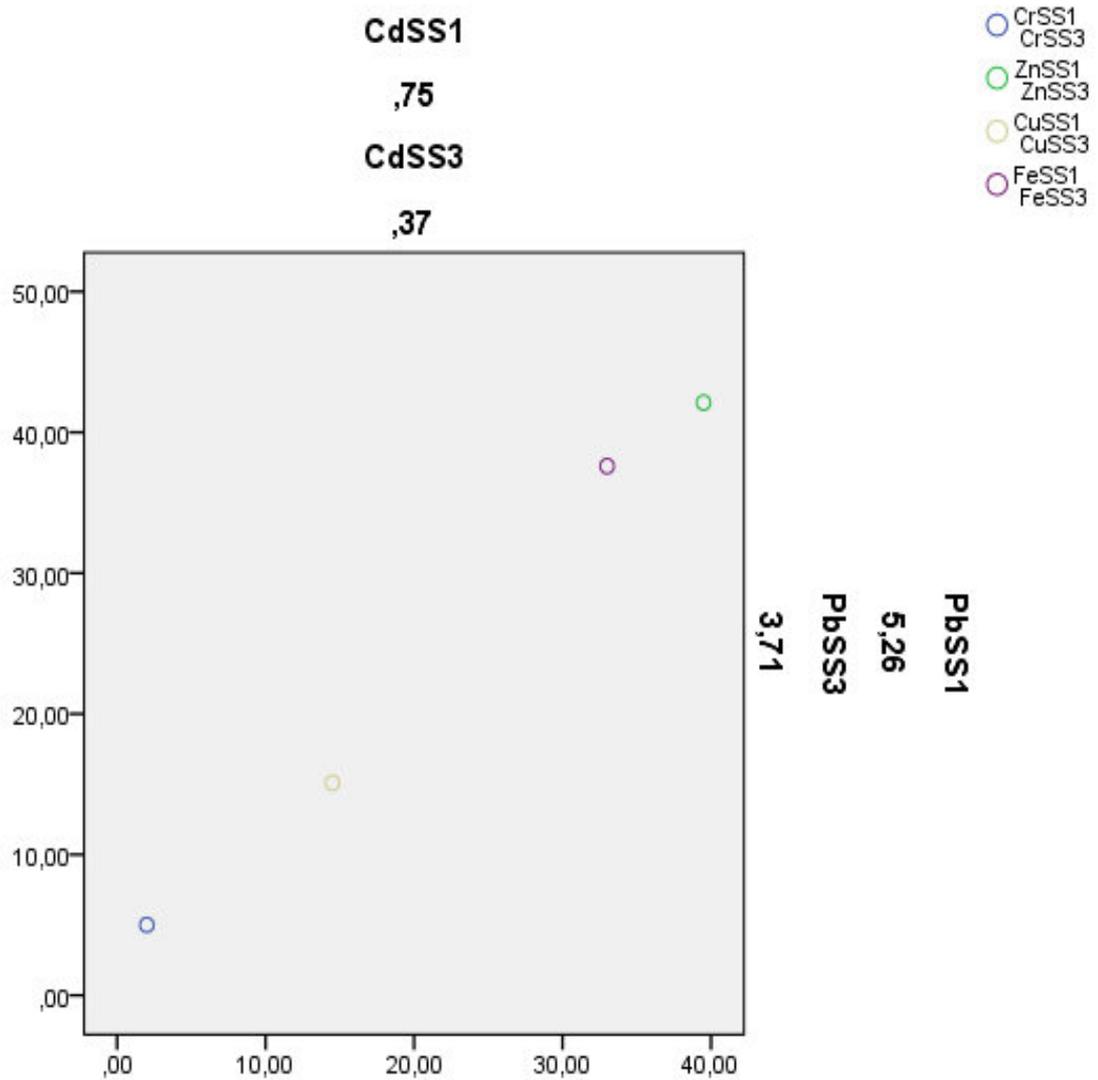


Figure III.24 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn ,Cu ,Fe dans les stations 1et 3 système S

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

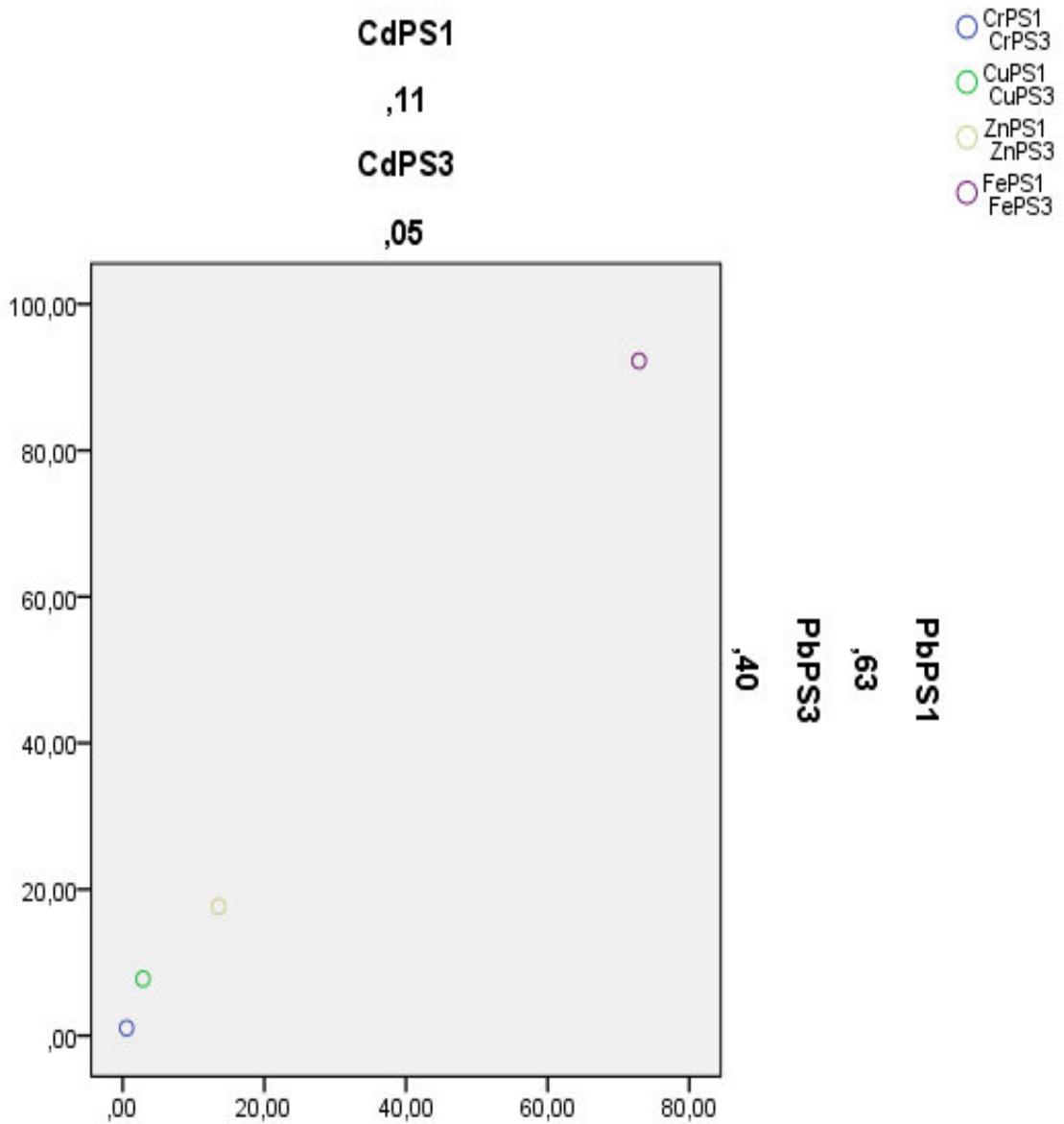


Figure III.25 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle par corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 et 3 système S

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

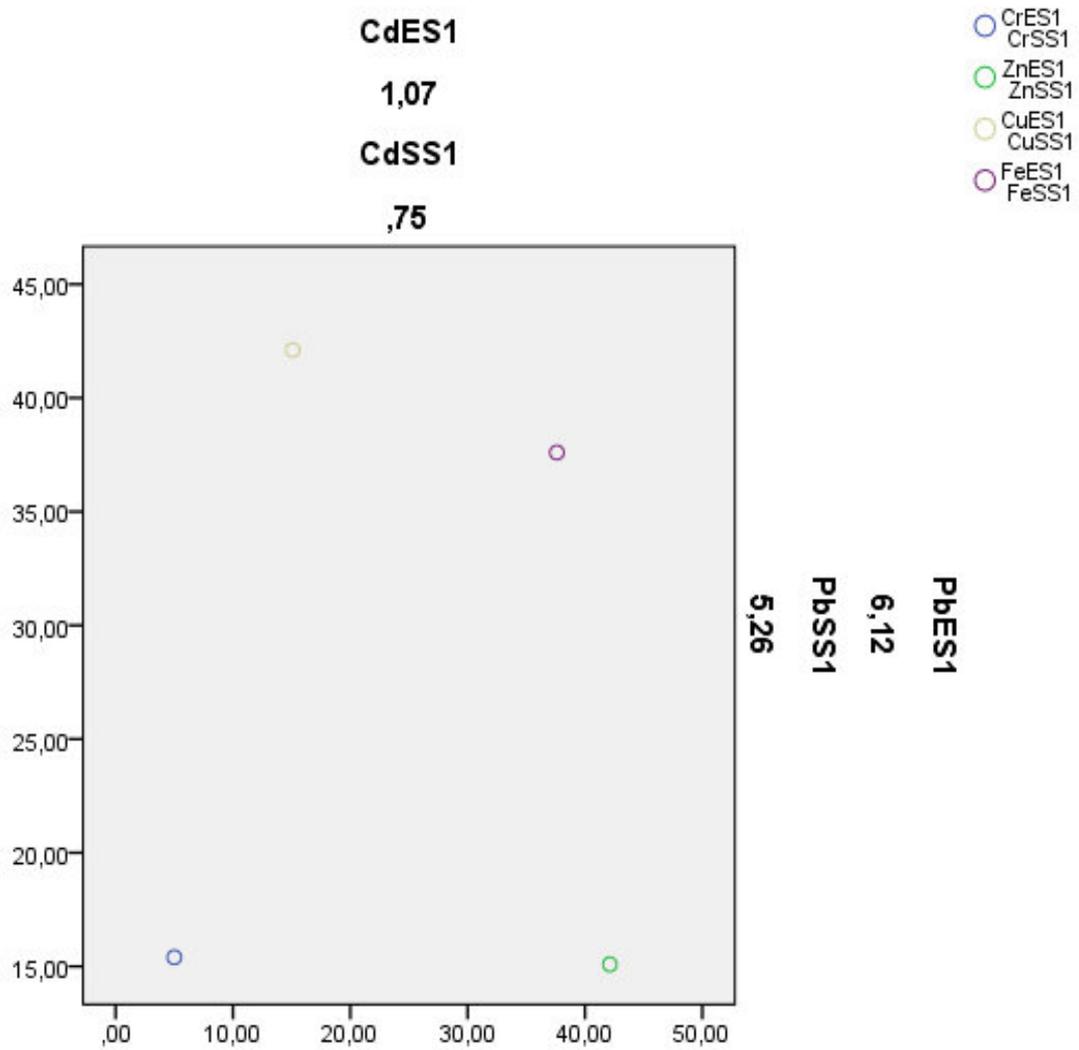


Figure III.26 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 système E et S

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

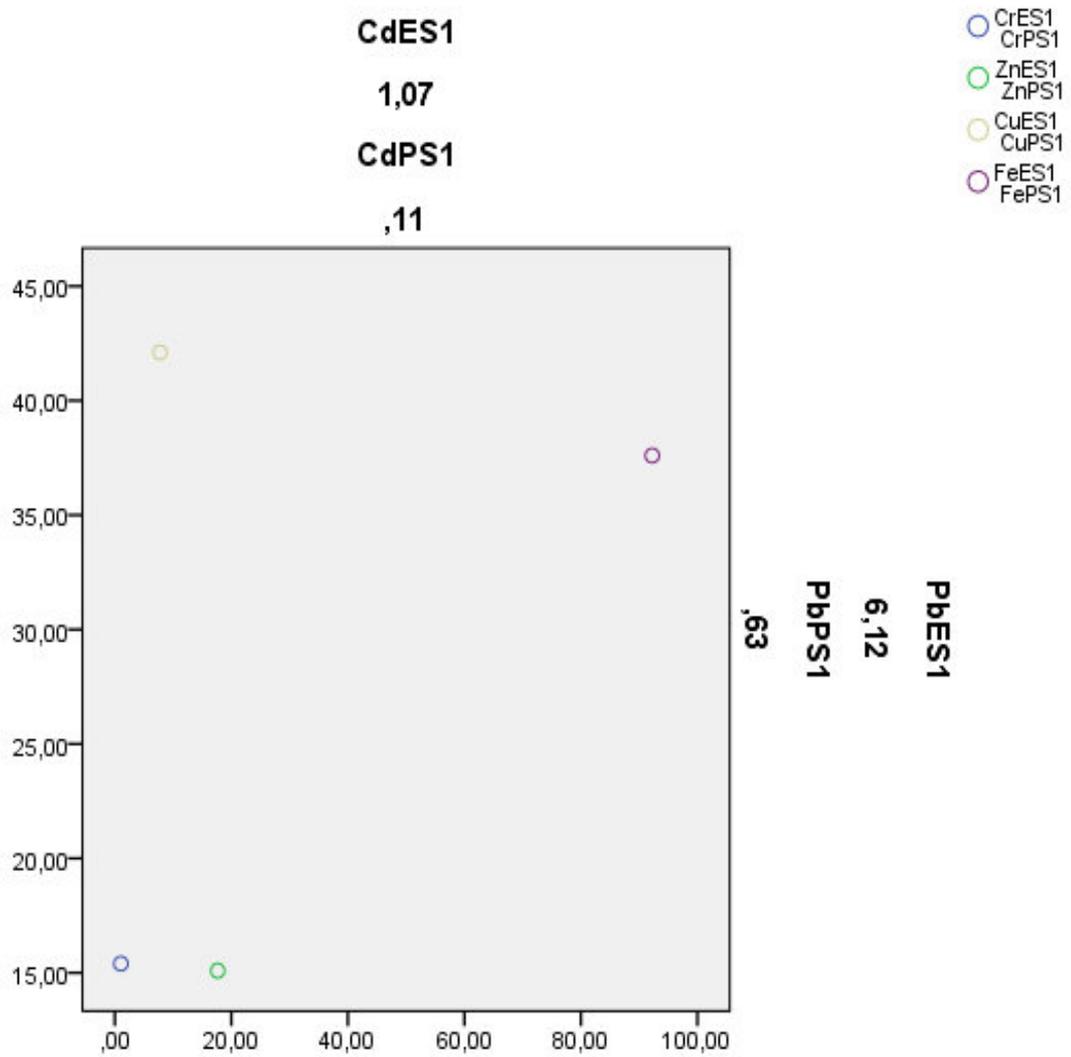


Figure III.27 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélée bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 systèmes E et P

**Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine
d'EL-Madher**

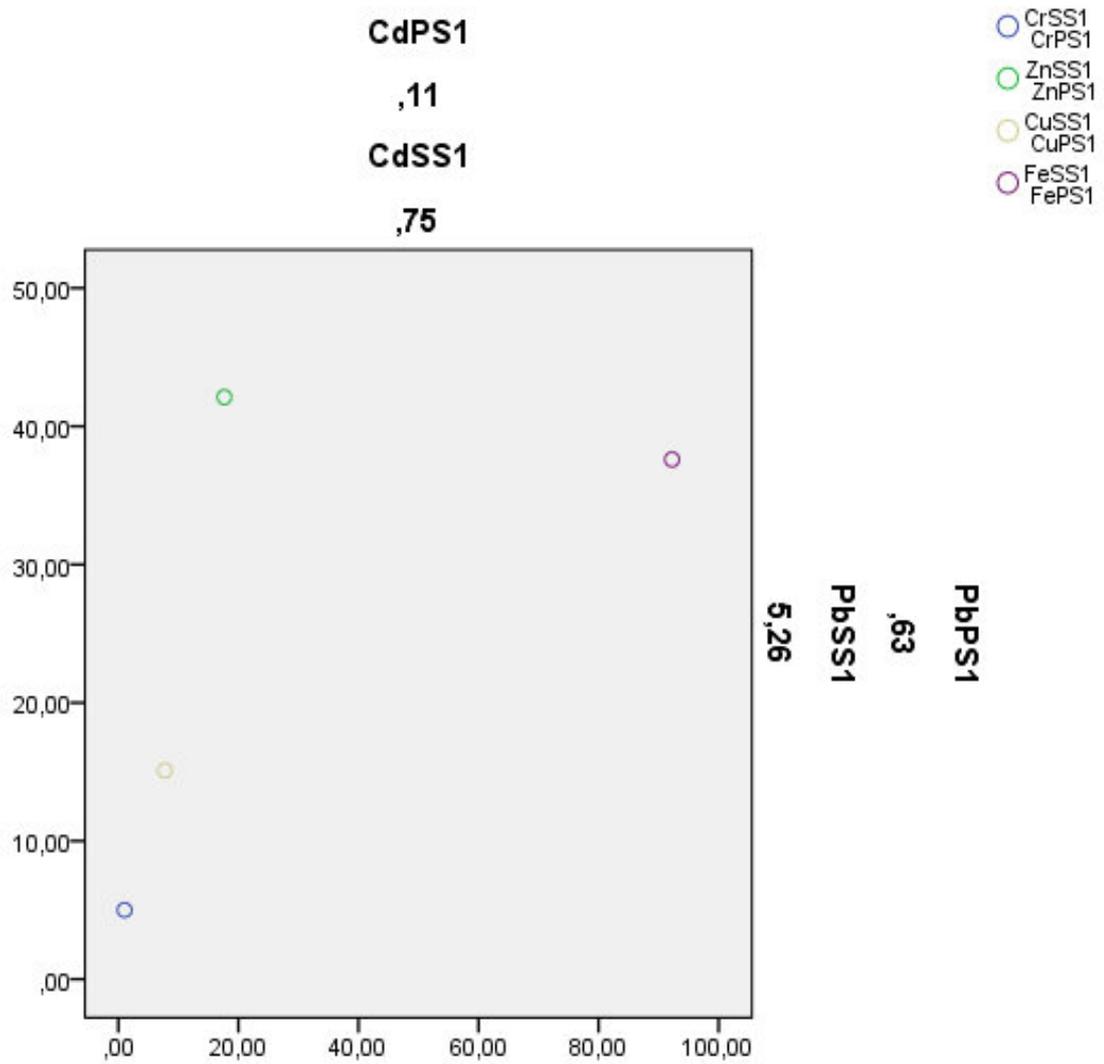


Figure III.28 : Distribution par réduction des dimensions : analyse factorielle corrélation bi variée du cd et Pb/Cr, Zn, Cu, Fe dans la station 1 système S

III.6.1 Interprétation des résultats :

Le choix des éléments en trace sélectionnés pour l'étude est basé sur leur origine anthropique et leur accumulation spatio-temporelles.

La semi-variance relative au calcul de la distribution des éléments, le calcul par SPSS, montre que les éléments Cr, Zn, Cu, Fe Cd et Pb présentent une structure spatiale similaire, et la semi variance des teneurs est estimée à l'aide des réductions des démentions.

Les estimations par corrélation et régression linéaire, montre que la distribution par nuages des points est attribuée à un type d'exploitation spécifique.

Les paramètres de position et de disputation des variables sont rapportés selon les données recueillies, alors que les données d'estimation sont représentées selon les cas par des distributions mixtes.

Dans les boues d'épuration, la forte teneur en Fe et en Zn joue probablement un rôle non négligeable sur la faible phytodisponibilité du Cd pour les plantes (Bourrelier & Berthelin, 1998)

Les représentations graphiques réalisées par réduction des dimensions par SPSS, illustre les répartitions des oligo-éléments en relation avec la distribution des éléments toxiques Cd et Pb, illustre selon la figure III.8 que les corrélations ne sont pas significatives alors la figure III.9 montre une faible corrélation du CrS et CuP tandis que une forte corrélation est enregistrée pour ZnS et CuS.

Les distribution dans les différents systèmes choisies d'une manière aléatoire, montrent que dans la plante on remarque une faible corrélation du couple Zn , Cu et une forte corrélation du couple Cr, Cu ; alors que dans l'eau les représentations des réductions de dimensions montrent une faible corrélations du couple Cr ,Zn ; tandis que le système sol montre une distribution linéaire sans corrélation apparente , ce qui confirme que le sol est l'intermédiaire est la rétention sélective incombe cette constatation .

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

La figure III.12 réalisée par une réduction des dimensions avec une corrélation bivariée Cd S1 et S3 ; Pb S1 et S3, on remarque une faible corrélation entre le Cr, Cu, Zn au niveau des stations S1 et S3.

Alors que la figure III.13 réalisée par une distribution univariée au niveau de S1, montre une faible corrélation entre le Cr et le Cu.

Pour la représentation graphique des oligo-éléments réalisée la réduction des dimensions par le biais des régressions linéaires, on enregistre des résultats assez significatifs figure III.15 et III.16, soit une faible corrélation du Cr E et S dans S1-S2-S3 alors qu'on enregistre que le Fe et le Cu et le Zn dans S1-S2-S3 sont fortement corrélés.

Pour les éléments toxiques la distribution par réduction des dimensions réalisée par régression linéaire, on note par biais de la figure III. une faible corrélation du Cd dans E et S au niveau des trois stations S1-S2-S3, tandis que le Pb représente une forte corrélation au niveau des trois stations S1-S2-S3.

Les réductions de dimensions réalisée par régression linéaire avec ajustement significatifs basée sur une corrélation bivariée au niveau des stations S1-S2-S3 illustre une corrélation du Cr,Cu,Fe et Zn dans stations S1-S2-S3 système sol alors qu'une anomalie est enregistrée au niveau de Cr, Zn S1-S3 et Cu, Fe S3-S2 figure III.21.

Tandis que la figure III.22, nous montre une faible corrélation du Cr et Cu dans les stations S1-S2-S3 dans la plante, alors que le Zn et Fe ne le sont pas, on constate que la distribution par les réductions des dimensions par corrélation bivariée est significative en termes de distribution combinatoire.

Pour ce qui est système eau, la distribution par réduction des dimensions

Pour les distributions par réduction des dimensions réalisées par corrélations bivariés relatives aux trois systèmes E-S-P niveau des stations 1 et 3, représentées par les figures III.23,III.24 et III.25 ,on remarque que dans l'eau , une faible corrélation est enregistrée pour le Cr et Zn , tandis-que le système

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

sol nous présente une distribution linéaire des oligo-éléments, alors que le système plante nous présente une faible corrélation entre le Cr, Cu et Zn .

Pour les distribution séquentielle eau-sol ; eau-plante ; plante-sol , réalisée à des niveaux variables, les représentations FigIII.26-III.27-III.28 montrent absence de corrélation dans le premier cas , une faible corrélation entre le Cr et Zn dans le deuxième cas et assez faible corrélations entre le Cr, Cu et Zn dans le troisième cas , ce qui dénote que mécanismes de transferts du Cr , Zn et Cu sont importants relativement au lien avec les mécanismes des liens avec la phytoremediation des métaux toxiques Pb et Cd , alors que le fer est marginalisée en termes de transferts et cela est dû à sa fixation au niveau de la solution du sol ce qui montre que les Oligo- éléments dans les différents systèmes biologiques sont bien corrélés à des taux de distribution variables ce qui converge avec les études de (Planta S.C., 2001).

Selon la présentation graphique par distribution des Oligo-éléments par le model de régression linéaire par une distribution de nuage de points superposé, on remarque que les Oligo- éléments dans les différents systèmes biologiques sont bien corrélés à des taux de distribution variables ce qui converge avec les études de (Planta S.C., 2001).

Pour les métaux toxiques Pb et Cd, on remarque que l'analyse par réduction des dimensions montre que pour une distribution par corrélation bivariée, que le Cd et le Pb sont peut disponibles pour la plante que pour le sol et cela est dû au contexte pedochimique—abondance et nature des minéraux argileux, des matières organiques et des oxy-hydroxydes de fer et de manganèse, qui jouent un grand rôle dans l'indisponibilité.

Le réduction des dimensions par SPSS illustre bien le mode de distribution des éléments toxique par apport aux Oligo-éléments dans les trois stations d'une part et dans les différents milieux biologiques d'autre part , Cette distribution nous informe que la corrélation bilabiée Pb-Cd est significative en ce qui concerne le Couple E-S-P et faiblement corrèle en ce qui concerne le couple S-P , ce qui confirme les travaux de (SPIESS ,1999) ,basés sur la vérification la plausibilité d'un bilan de métaux lourds, car il existe une relation étroite entre

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

l'association de Pb et Cd dans certains types de sol contaminés et celle de Cr, Cu et Zn dans le milieu étudié.

La disponibilité du Plomb et Cadmium est entravée par la solution du sol et plus particulièrement le complexe argilo-humique ainsi que l'action de complexation de certains Oligo-éléments et plus particulièrement le Zinc, Cuivre et Chrome dans la solution, sur le sol, ont constaté qu'il existe, entre autres, des corrélations linéaires pour les métaux lourds Cd, Cu, Pb et Zn entre les valeurs mesurées selon les deux méthodes de corrélation bivariée et régression linéaire basée essentiellement sur l'analyse factorielle.

D'après les distributions par nuages de points représentées, on remarque que la distribution bivariée par rapport à la répartition des Oligo-éléments, que le fer n'est pas corrélé par rapport au Cr, Cu et Zn qui sont relativement bien corrélés par ce qui dénote que la réduction des dimensions à 50% et 100%, illustre bien cette constatation.

Cette différence en terme de répartition peut être expliquée par la résorption du fer par la solution du sol.

La distribution par réduction des dimensions, montrée par les représentations graphiques basées sur les corrélations bivariées, que les faibles corrélations du Chrome et du cuivre et fer sont dues essentiellement aux mécanismes de relargage provoqués essentiellement par la minéralisation biologique.

Les faibles corrélations ou corrélations régressives des micropolluants en terme d'action sur les distributions des Oligo-éléments à savoir le Chrome, Cuivre, Zinc et Fer, montre bien les disponibilités de ces éléments par les eaux usées et leur action sur les couches superficielles du sol, et d'autre part par l'action de la chimisorption exercée par le complexe argilo-humique, les oxydes, les hydroxydes.

On note aussi que les faibles corrélations des micropolluants, sont dues aux apports de ces derniers par les eaux usées mixtes.

La distribution réalisée par réduction des dimensions par analyse de corrélation bivariée montre que le Plomb et le Cadmium sont présents, Le mécanisme

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

d'accumulation Cd et Pb n'a pas été élucidé. Il est possible que l'absorption de ces métaux dans les racines se fait via un système impliqué dans le transport d'un autre oligo-élément essentiel bivalent, éventuellement Zn^{2+} et Cu^{2+} . Le cadmium et le plomb sont des analogue chimique de ceux-ci, et les plantes peuvent ne pas être en mesure de faire la différence entre les ions (Brown, (2004).).

Les faibles corrélations enregistrées par distribution selon les réductions de dimensions dénotent un état de contamination du sol par l'apport des eaux usées avec une stabilisation dans les différentes strates du sol.

Les micropolluants contenus dans les eaux usées peuvent migrer vers les plantes par le biais du sol et s'incorporer dans la chaîne alimentaire, et contaminer même les nappes phréatiques par infiltration Mazlani et al ,1994.

La concentration des métaux dans les tissu des plantes tend à diminuer quand la biomasse racinaire augmente car des phénomènes de dilution biologique qui rentrent alors en jeu.

La synthèse montre que le processus de contamination élaboré par le SPSS est le suivant : $Pb > Cd > Cr > Cu > Zn > Fe$.

Il est impératif de signaler que notre modèle de distribution trouve son originalité dans un sens où il décrit la distribution tenant compte des variables ordinales décrites et prend en parallèles les variables nominales discrètes.

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

III.7 Présentation du comportement de la laitue et l'orge vis-à-vis des oligo-éléments et éléments toxiques :

Présentation des résultats :

III.7.1 les teneurs des oligo-éléments (ppm)

paramètre / Echantillon	Echantillon (laitue)	Echantillon (orge)
Cr ³⁺	0,34	0,086
Cu ²⁺	2.72	1,99
Zn ²⁺	10.21	5.98
Fe ²⁺	69.59	43,93

Tableau III.14a : Teneurs comparatives des oligo-éléments dans l'orge et la laitue

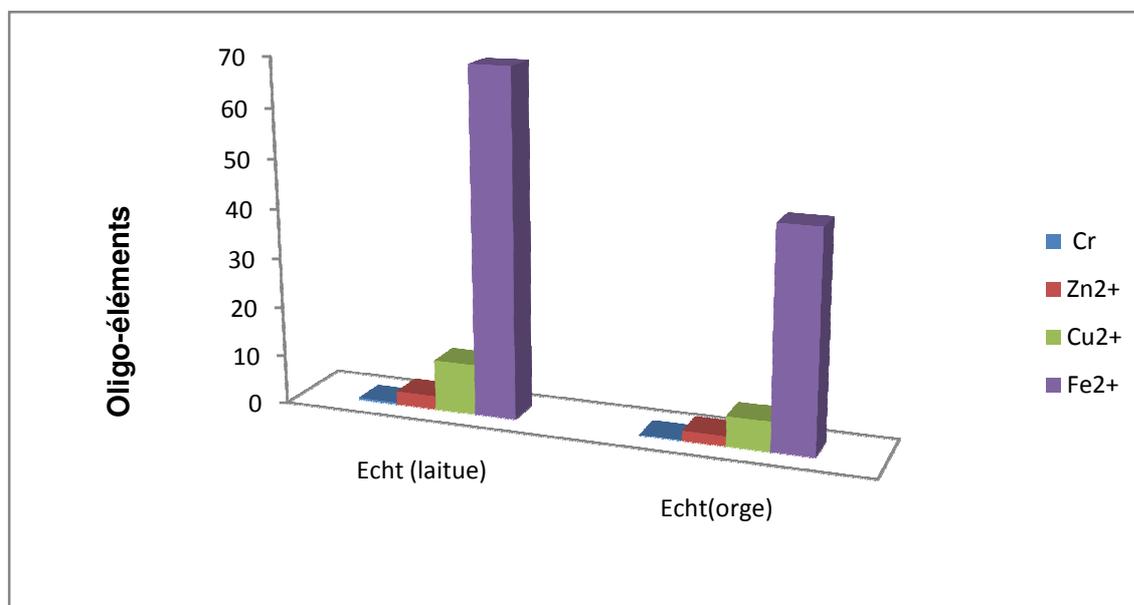


Figure III.6a : Comparaison des teneurs des oligo-éléments dans l'orge et la laitue

III.7.2 les teneurs des éléments toxiques (ppm)

paramètre / Echant	Echant (laitue)	Echant(orge)
Pb ²⁺	0,45	0,1
Cd ²⁺	0,07	0,014

Tableau III.15b : Teneurs comparatives des éléments toxiques dans l'orge et la laitue

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

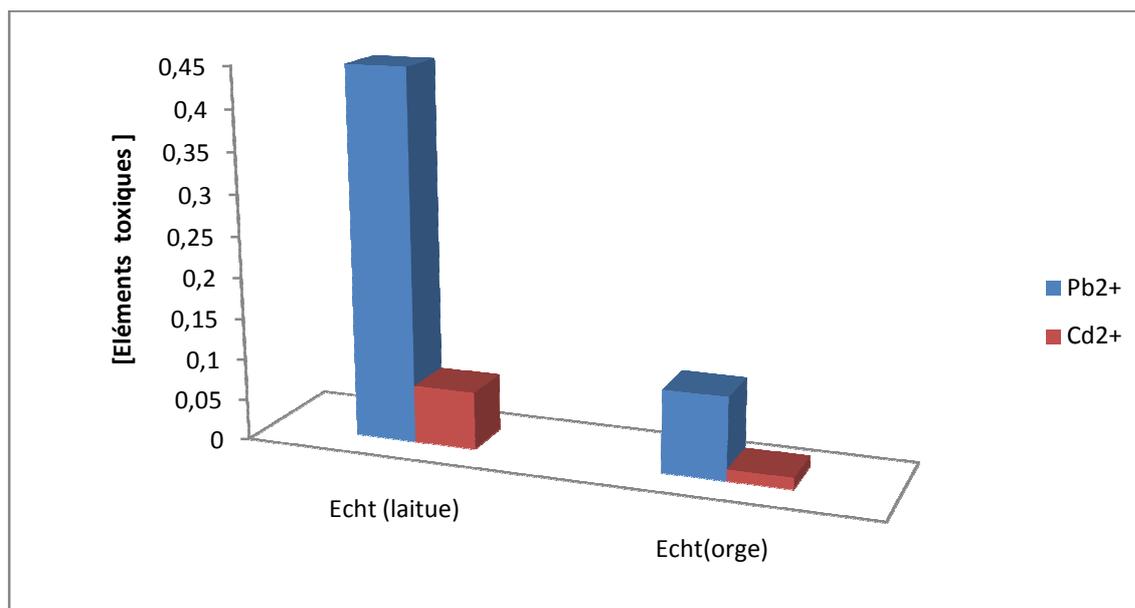


Figure III.7b : Comparaison des teneurs des éléments toxiques dans l'orge et la laitue

III.7.3 Interprétation des résultats :

La comparaison des teneurs des oligo-éléments et des éléments toxiques dans les deux systèmes sélectionnés pour l'étude à savoir la laitue et l'orge, cultures retenues pour leur large implantation dans la plaine.

Les résultats de l'investigation montrent un comportement différent d'une espèce à l'autre.

D'après les résultats des analyses effectuées sur les systèmes plantes (laitue et orge), irriguées par les rejets résiduels, on remarque que la laitue concentre plus de métaux que l'orge (figure III.6a, III.7b tableaux III.14a et III.14b), cette faculté d'accumulation est due à la variabilité des espèces exposées (John et Van Laerhofen, 1972).

Le rendement de la laitue est plus affecté par les métaux (Plomb et Cadmium), alors que l'effet est nettement inférieur que l'orge.

Les différences d'accumulation des deux espèces et les phénomènes d'accumulation qui est quatre fois plus importante dans les feuilles de la laitue que les feuilles de l'orge (Milles et al, 1972), ce qui a été consolidé plus tard par Bellows (1999) donne comme règle générale un rapport d'absorption des

Chapitre III: Évaluation de la charge polluante au niveau de la plaine d'EL-Madher

métaux lourds de 1:10 pour les fruits et les graines par rapport aux feuilles et aux racines. Cela favorise les céréales, les légumineuses comme les fèves et les pois, les tomates ou fruits sur d'autres légumes comme la laitue, le chou-fleur, les carottes ou les épinards. Cependant, il faut tenir compte des quantités, par exemple de riz ou de légumes-feuille plus tard Sharma et al. (2007) ont confirmé que légumes-feuilles accumulaient certains métaux comme le cadmium en plus grandes quantités que les légumes sans feuilles.

Les résultats des analyses confirment ces constatations (voir figures III.6a et III.7b).

N.B : Cette partie à fait l'objet d'une publication voir annexe : 3

Chapitre IV :
Optimisation de l'effet antagoniste du
Plomb par interactions sélectives Pb/Zn,
Pb/Fe, Pb/Cu, investigations In-Vitro sur
la plante phaseolus-vulgaris.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn, Pb/Fe, Pb/Cu, investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris.

Introduction :

La pollution par le Plomb est un problème mondial faisant actuellement l'objet d'une prise de conscience générale. L'activité humaine et en particulier l'utilisation de l'essence au Plomb modifie sensiblement la concentration du Plomb dans l'atmosphère.

Des recherches nombreuses ont été entreprises ces dernières années aux états unis, au japon puis en Europe dans le cadre d'organismes officiels, afin de préciser l'impact du Plomb sur l'environnement, un groupe de travail s'est d'ailleurs réuni à Genève sous l'égide de l'O.M.S. pour examiner un projet sur l'évaluation des risques pour la santé de l'exposition au Plomb et ses composés (O.M .S. 1978).

Dans une optique de procédé à une approche relative à l'essai de minimisation des risques inhérent à l'exposition au plomb qui est considéré comme un élément très nocif pour la santé vu qu'il présente les caractéristiques nocives suivantes : il peut s'introduire dans l'organisme par la voie alimentaire ou par inhalation. En moyenne, chez l'adulte, 40% du plomb inhalé et 10% du plomb ingéré passe dans le sang.

Le plomb s'accumule dans notre organisme, principalement dans les os, les dents, les cheveux, le foie, les reins, le cerveau et la moelle osseuse. Il bloque ainsi la synthèse de l'hémoglobine :

Suite au blocage de certaines réactions biochimiques, il y a accumulation d'acide δaminolévulinique dans les urines et augmentation du fer sérique suite au blocage de l'hème-synthétase.

L'organisme exposé peut présenter des troubles abdominaux (coliques de plomb) et des paralysies musculaires (hypotonie) ; de ce fait on a essayé par le biais d'une investigation in-vitro de minimiser les risque de ce toxique.

Avant de procéder à une investigation rigoureuse, une recherche bibliographique s'impose en s'étalant sur les propriétés physico-chimiques du Plomb et son impact sur les systèmes vivants.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV. 1- Propriétés physico-chimiques du Plomb

Le plomb est un métal gris bleuâtre, très mou et très malléable brillant lorsqu'il vient d'être coupé, il se ternit rapidement en contact de l'eau. Il est insoluble dans les solvants organiques usuels et pratiquement insolubles dans l'eau. Ses principales caractéristiques physiques sont les suivantes:

Symbole	Pb
Numéro atomique	82
Poids atomique	82
Valences	+2, +4, -4
Point de fusion	327,4 °C
Point d'ébullition	1740°C
Densité	11,34
Isotopes naturels	204, 206. 207, 208
Isotopes radioactifs	195 à 203, 205, 209. 214

Le Plomb représente 0,002 % de la croûte terrestre. Son principal minerai est la galène (PbS), mais on le rencontre également sous forme d'anglésite (PbSO₄) ou sous forme de Cérusite (PbCO₃).

Au contact de l'air le Plomb s'oxyde dès la température ordinaire. Il est difficilement attaqué par l'acide chlorhydrique dilué; l'attaque augmente rapidement avec la température et la concentration de l'acide.

L'acide sulfurique dilué est sans action, mais l'acide concentré et chaud le transforme en sulfate de Plomb avec dégagement de dioxyde de soufre.

L'acide nitrique, dissout le métal dès la température ordinaire avec formation de nitrate de Plomb et de vapeurs nitreuses.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.2 - Origines de la contamination par le Plomb

IV.2.1 - Etat naturel du Plomb

IV.2.1.1 Roches et sols

Le Plomb est rencontré à l'état naturel dans l'écorce terrestre à des concentrations variantes selon les auteurs de 13 à 200 mg/kg Brunet, et al, 2008). Cette valeur est évidemment plus importante au voisinage des gisements de minerais Plombifère.

D'après Yang et al, 2006, les roches métamorphiques contiennent des quantités de Plomb de Tordre de 10 à 20 mg/kg. Les roches sédimentaires comme les schistes, les calcaires peuvent en contenu jusqu'à 100 mg/kg (Bourrelier 1996).

La teneur en Plomb du sol est également très variable selon que T enrichissement du sol en Plomb est naturel ou d'origine anthropique. En dehors de toute activité humaine, la teneur en Plomb du sol varie entre 5 et 25 mg/kg (Ekmekyapar et al, 2012).

On note que l'érosion éolienne des roches et des sols est à l'origine de la quasi-totalité de la contamination de l'atmosphère avant le développement industriel.

IV.2.1.2-Eau

Les eaux contiennent du Plomb en quantité très variable. On en trouve de 1 à 60 mg/l dans les eaux souterraines (LIAO et al ,2007), de 1 à 10 mg/l dans les lacs et cours d'eau (Marzadori et al, 2000) et de 0,08 à 0,4 mg/l dans les eaux marines (mesures réalisées au large de la côte californienne par (Tatsumoto et al, 1963).

Même si certains sédiments marins contiennent jusqu'à 200 mg de Pb par kg (Riley et Skirrov, 1965); la contribution océanique du Pb à la contamination de l'atmosphère est négligeable.

D'une façon générale, l'air contient une faible quantité de Plomb. Des mesures effectuées au-dessus du Groeland indiquent des valeurs de l'ordre de 10^4 à 10^3 mg/m³ (Wang et al, 2010).

Des études plus récentes signalent des valeurs inférieures à 0,1 dans les régions non polluées (Moolenar, 1998).

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Ce Plomb naturellement contenu dans l'atmosphère provient surtout de l'érosion éolienne, des roches et des sols. Au cours des derniers siècles, la pollution par l'homme a enrichi la quantité atmosphérique de Plomb d'une façon telle que aujourd'hui, moins de 1% du Plomb atmosphérique est d'origine naturelle (Cambier et al, 2009).

Nous allons préciser dans la partie suivante les causes de cette contamination.

IV.2.2 - Contamination de l'atmosphère

La contamination de l'atmosphère résulte du rejet de Plomb industriel pour 10% et de Plomb d'origine automobile 90% (Cambier et al 2009).

IV.2.2.1 : Plomb d'origine industrielle

La pollution Plombique industrielle est localisée autour des complexes miniers et des usines traitant le Plomb.

L'extraction des minerais de Plomb tels que la galène (Pbs), la cérusite ($PbCO_3$) l'anglésite ($PbSCX$), ou les minerais mixtes de Plomb et de Zinc s'accompagne généralement d'une pollution locale au niveau du sol. C'est surtout lors de la tonte et du raffinage que les émissions atmosphériques sont engendrées. La contamination due aux retombées s'étend parfois dans un rayon supérieur à 10 Km autour des cheminées des fonderies.

L'industrie des accumulateurs électriques (batteries) qui consomme énormément de Plomb (45% du Plomb raffiné) n'entraîne pas une pollution importante car elles assurent un recyclage du Plomb.

Par contre d'autres utilisations comme la fabrication des peintures, des munitions et des soudures par exemple, entraînent une grande dispersion du Plomb dans l'environnement. Il en est de même pour les antidétonants que nous développerons ci-après.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.2.2.2 - Plomb d'origine automobile

IV.2.2.2.1 - Adjonction de Plomb

L'adjonction dans les carburants de Plomb tétraéthyle : $Pb(C_2H_5)_4$ (dès 1924) puis de Plomb tétraméthyle : $Pb(CH_3)_4$ (après 1980), et enfin de 1-2 dibromo-éthane ($C_2H_4Br_2$) et de 1-2 dichloro-éthane ($C_2H_4Cl_2$) (Chaussod, 2002), entraîne un rejet important de Plomb dans l'atmosphère.

Le mélange d'air et d'essence fortement comprimé et porté à haute température s'enflamme spontanément et détone prématurément entraînant une perte de puissance et un cliquetis désagréable. L'addition de Plomb tétraméthyle retarde la détonation qui ne s'effectue pas avant l'allumage et en conséquence améliore le rendement du moteur. Cette amélioration du rendement due à l'addition de Plomb a été quantifiée par l'indice d'octane.

On rencontre dans la littérature plusieurs définitions de cet indice. Il peut être considéré comme une échelle de référence qui exprime quantitativement la résistance à l'auto-inflammation d'un carburant.

Il représente la propriété d'un carburant en mélange avec l'air de pouvoir être comprimé sans détonation Costa. Morel, 1993).

IV.2.2.2.2 - Rejet du Plomb dans l'atmosphère

Une conséquence directe de l'addition de Plomb dans l'essence et le rejet dans l'atmosphère de 75% du Plomb ajouté, avec les gaz d'échappement des véhicules automobiles. Le Plomb est rejeté sous forme d'aérosols dont la majorité présente un aspect micro-particulaire : oxyde de Plomb, sulfate de Plomb et halogénures mixtes $Pb BrCl_2$ (Eliche Garay, 1980).

On ce qui concerne l'Algérie, la quantité de Plomb ajouté à l'essence est de 0,45 g/l. Soulignons qu'en France la réglementation prévoit une adjonction de 0,40 $\mu g/l$ depuis le 1^{er} janvier 1981.

Etant donnée son importance quantitative, il va avoir un effet direct sur l'environnement immédiat des foyers de pollution comme les agglomérations et les voies de circulations. C'est cette action du Plomb sur l'environnement que nous allons développer.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.3 - Action du Plomb sur l'environnement

IV.3.1 Action sur le sol

Les sols superficiels sont en contact direct avec l'environnement contemporain, les sols acides sont généralement moins riches en Plomb que les sols alcalins.

La nature des matières organiques édaphiques influe, elle aussi, considérablement sur la teneur en Plomb du sol. En effet, certaines matières organiques qui sont riches en agent chélateurs. Ou bien s'unissent au Plomb et favorisent sa migration hors du sol, ou bien le fixent, selon la solubilité du complexe formé.

Les composés organo-plombés :

Le plomb tétra éthyle ou tétra méthyle utilisé comme antidéflagrants, dans l'essence, ce type de plomb est à l'origine des pollutions des sols plus particulièrement a proximité des autoroutes et des routes (Wyszkowski, 2004).

Les niveaux des concentrations de plomb dans les sols atteints par cde type de pollution sont de 10 à 15 fois plus élevés que ceux observés en zones rurales (Yanget al, 2006).

Yanget al, 2007, ont montré que la contamination était maximale en bordure des voies de circulation et dans l'horizon de surface (15 premiers cm), mais se faisait sentir jusqu'à 100m de la route et en profondeur jusqu'à 80 cm.

Le processus invoqué est une complexation par la matière organique du sol, piégeant le plomb dans les chélates.

La migration du plomb en profondeur serait ensuite directement liée au lessivage et la dissolution partielle des phases organiques pièges .à partie de la pénétration de l'eau météorique dans le sol.

IV.3.2 - Action sur la flore

Le Plomb ne se trouve pas à Tétât naturel uniquement dans le sol, l'air et l'eau, mais aussi dans toutes les plantes. Des concentrations extrêmement variables ont été signalées niais, cependant, certaines généralisations ont été faites.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.3.2.1 - Accumulation du Plomb

(Wang et al, 2010), ont remarqué au Canada que les espèces végétales se développent près des autoroutes renfermaient beaucoup plus de Plomb que les autres, puis en 2011, et ont démontré que dans le Colorado, l'accumulation du Plomb dans l'herbe variait avec le trafic routier et avec la direction des vents dominants.

D'autres chercheurs, utilisant les tiges et les feuilles d'arbustes et d'arbres, ont mis en évidence une accumulation de Plomb qui décroît avec l'éloignement à l'autoroute (Szymańska-Pulikowska. 2012).

(Sagi , Yigit. 2012) sont parvenus à la conclusion que la concentration normale de Plomb dans les feuilles et les branches des plantes ligneuses est de 2,5 mg/kg de matière sèche.

Pour ce qui est des légumes et des céréales, ils ont évalué les concentrations normales à 0,1-1,0 mg/kg de matière sèche.

IV.3.2.2 - Effet du Plomb sur la physiologie

L'effet du Plomb sur la physiologie des plantes n'est pas bien connu malgré l'accumulation considérable de cet élément (Oliveira et al 2006), Pour certains auteurs (Liu et al, 2007), l'accumulation du Plomb chez provoque chez les végétaux des effets sur la croissance.

Kobza, 2005, souligne qu'il s'agit en fait de dépôt superficiels susceptibles d'être lessivés et n'intervenant pas sur la physiologie de la plante. Par contre (Khan ,2010), signalent une variabilité de comportement selon les espèces. Ainsi le rendement de la laitue est affecté par le Plomb alors qu'il n'en est rien pour l'avoine.

Pour ces auteurs, ce phénomène est lié à ce que l'accumulation du Plomb est quatre fois plus importantes dans les feuilles de laitue que dans les feuilles d'avoine.

Enfin (Kabata-Pendias , Pendias . 2001) notent que de faibles teneurs en Plomb peuvent provoquer un effet dépressif sur certaines cultures.

Au niveau cellulaire, les études sont peu nombreuses. Kabata-Pendias 2004, ont montré l'existence d'une affinité passive du Plomb pour les membranes, notamment celles des mitochondries isolés.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Cette affinité de liaison est probablement à l'origine des effets dépressifs observés.

Le Plomb semble affecter également certains systèmes enzymatiques. (Gulser et Erdrogan. 2008), ont montrés que dans les chloroplastes isolés d'épinard, le Plomb perturbe le flux des électrons dans les chaînes de transfert et notent une inhibition non compétitive de la fixation de CO₂.

En cultivant des plantes in vitro sur des solutions nutritives renfermant des teneurs en Plomb croissantes, plus tard ils ont observés une augmentation de l'activité de certains enzymes hydrolytiques et de la peroxydase en soulignant que les traitements par le Plomb semblent accélérer la sénescence.

Enfin, le Plomb inhibe également la photosynthèse et la transpiration (CieækoWyszkowski, Rolka.2006).

IV.3.2.2.1 - Intoxication aigue :

Les intoxications aiguës sont devenues beaucoup plus rares, surtout en milieu professionnel où la prévention et la surveillance biologique se sont considérablement améliorées. Néanmoins, des accidents peuvent toujours se produire par inhalation, ou par absorption. En effet on observe les symptômes suivants :

- * Une œsophagite et une gastrite, avec vomissements blanchâtres.
- * Des troubles nerveux.
- * Une anémie hémolytique, de réparation rapide. Elle donne au sujet un teint pâle très caractéristique.
- * Et des troubles rénaux.

IV.3.2.2.2 - Intoxication chronique :

Elle se produit lors d'expositions prolongées d'origine industrielle, mais aussi chez des enfants soumis à une contamination importante de l'environnement.

Au fur et à mesure de l'accumulation du Plomb dans l'organisme, il se produit des manifestations infra cliniques qu'il est possible de rechercher pour éviter l'aggravation et l'apparition des signes cliniques. Les principales manifestations du saturnisme sont :

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

- * Des effets Hématologiques
- * Des troubles de l'appareil digestif
- * Des troubles rénaux
- * Des troubles du système nerveux central : L'encéphalopathie saturnine
- * Des troubles du système nerveux périphérique."

Le saturnisme peut provoquer d'autres effets : Cardio-vasculaires : hypertension artérielle* pulmonaires;* Des effets sur les os, sur l'œil et sur les glandes endocrines.

La plombémie est normalement inférieure à 0,4 ppm, la plomburie à 0,08 ppm. L'augmentation de l'acide delta amino-lévulinique ou ALA (précurseur de la biosynthèse de l'hème) est un indicateur précoce d'exposition au plomb, de même que l'activité érythrocytaire de l'ALA-déshydratase.

L'enfant est particulièrement sensible au plomb, qui pourrait être responsable des retards de développements de l'intelligence. Les intoxications professionnelles au plomb sont faciles à retrouver et sont d'ailleurs surveillées et prévenues.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

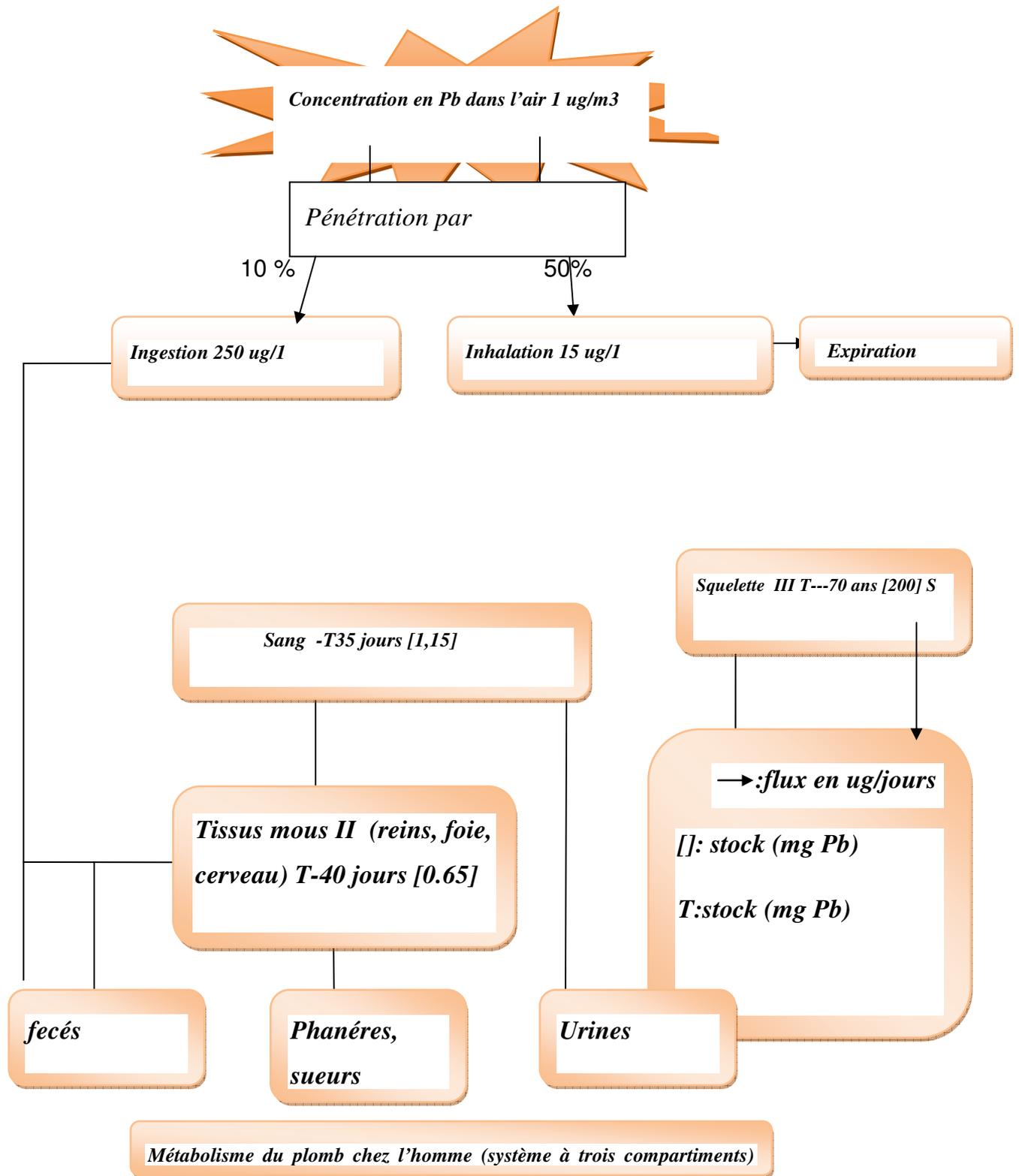


Figure IV.1 : Métabolisme du Plomb chez l'homme

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.4 Interactions entre Agents toxiques

Introduction :

Comme l'exposition aux corps chimiques en milieu industriel est souvent multiple, des phénomènes d'interaction entre agents toxiques entraînant une augmentation (synergie, potentialisation) ou une réduction (antagonisme) des manifestations toxiques sont possibles.

L'interaction est définie comme étant une influence, une action mutuelle ou réciproque d'un élément sur un autre. C'est aussi une réponse différentielle de la combinaison d'un élément avec les différents niveaux d'un second élément simultanément.

Quand on étudie les interactions entre deux ou plusieurs agents toxiques, il importe de préciser d'abord le paramètre considéré.

La plupart des corps chimiques manifestent plus d'une action toxique et les types d'interaction peuvent varier suivant la nature de l'action toxique étudiée.

Ainsi le CCl_4 et le DDT peuvent exercer une action antagoniste sur le système nerveux central, le premier étant un déprimant le second un stimulant, leurs actions toxiques sur le foie peuvent, par contre, être additives ou synergiques.

Signalons d'autres parts que les interactions biologiques ne résultent pas uniquement de l'administration simultanée de deux ou plusieurs corps. Des altérations de manifestations toxiques peuvent aussi résulter d'exposition successive à divers agent chimique, l'exposition à un corps peut exacerber ou diminuer la toxicité d'un autre corps administré subséquentement.

La présence d'un certain nombre de métaux en traces crée des interactions entre eux dans le sol ou dans la plante. Les aspects interactions entre éléments ont été le sujet d'un grand intérêt, et ont été étudiées pendant longtemps par plusieurs chercheurs.

Tout élément même nécessaire devient toxique à forte dose. C'est pourquoi la courbe d'action ou courbe de récolte, qui traduit la croissance selon la concentration d'un élément, présente un pallier entre l'optimal et l'excès. Ce pallier est assez étendu et il faut normalement dépasser les doses minimales du double ou du triple. Les déficiences et les excès des macro-éléments et les oligo-éléments dans la plante : Les déficiences et les excès d'un

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

élément minéral ne se traduisent pas uniquement au travers de la vitesse de croissance mais aussi au travers de signes macroscopiques : dont la forme et la localisation.

On distinguera les éléments mobiles dont les carences apparaissent dans les parties anciennes (vieilles feuilles) et les éléments immobiles dont les carences vont se déclarer dans les parties en croissance préférentiellement. La notion de consommation.

Au voisinage de l'optimum ou préférendum, la croissance varie pas alors que l'absorption augmente, cette situation est appelée gaspillage sans profit biologique pour la plante.

Les métaux lourds peuvent en effet se concentrer dans les végétaux à des concentrations supérieures aux concentrations présentes dans le milieu, alors qu'une accumulation des métaux lourds dans la plante se traduit par des apparitions des symptômes de toxicités visibles.

L'effet toxique des métaux toxiques varie généralement selon la nature du métal et le temps d'exposition et selon l'espèce végétale.

Les métaux peuvent provoquer aussi une diminution de la concentration de la chlorophylle dans la plante qui engendre une régression de la photosynthèse suite aux altérations du transport des électrons et une perturbation des enzymes du cycle de Calvin, tel que l'enzyme Rubis CO, enzyme fixant le CO₂ atmosphérique nécessaire à la photosynthèse, la réduction de la teneur de la chlorophylle est expliquée par l'action des métaux lourds qui ont un effet de dégradation des mitochondries des chloroplastes ainsi que les membranes des hyaloïdes.

Il a été démontré aussi que le Plomb en plus du Mercure et le Cadmium ont la capacité de d'endommager les nucléoles des cellules et inhiber les activités enzymatiques DNase et RNase, ce qui peut provoquer à la fin du processus une perturbation de la synthèse de l'ADN.

En plus les métaux lourds causent généralement des effets sur la plante qui trouve sa croissance réduite et afficher des signes de contaminations (taches jaunes) à la surface de la feuille, ces signes de chlorose résultent d'une part à la perte de la chlorophylle et d'autres part à une carence en fer.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

(Olsen, 1971) a étudié les interactions entre le Zinc et le phosphate (Zn/P), à cause de la large utilisation des fertilisants phosphatés (engrais), et aussi de sa contenance dans les engrais organiques, n'a envisagé la nature complexe de la relation entre la croissance des plantes, et la concentration des éléments nutritifs dans la solution et dans la plante.

Pour ce qui est de l'interaction entre le Zinc et le phosphore, Olsen a conclu que la carence en Zinc est causée par la grande disponibilité du phosphore pu de son application au sol, menant à une réduction dans le transport du Zinc par les plantes, des racines aux bourgeons. La carence en Zinc causée par le phosphore fût expliquée par Olsen comme étant due à la concentration excessive de phosphore interférant avec la fonction métabolique de Zinc à certains endroits de la cellule

IV.4.1 Mécanismes d'interactions

IV.4.1.1 Interactions physico-chimiques

IV.4.1.1.1 Antagonisme :

C'est l'action de réduction ou de minimisation de l'effet toxique d'un élément en compétition avec un autre pour le même site d'action.

Antagonisme : L'E.D.T.A diminue la Faction toxique du Plomb en le fixant dans un complexe moins toxique. L'ammoniac et l'anhydride sulfureux neutralisent en partie leur action irritante sur les voies respiratoires.

IV.4 1.1.2 Synergisme :

C'est l'action de potentialisation de l'effet toxique d'un élément par un autre en compétition pour le même site d'action primaire.

Un aérosol inerte (NaCl) peut exacerber l'atteinte pulmonaire produite par certains gaz irritants (SO₂).

L'instillation intra trachéale d'un hydrocarbure polycyclique incorporé dans de l'encre de chine provoque une incidence des tumeurs pulmonaires plus importante que la seule administration de l'hydrocarbure.

Le facteur favorisant semble être l'accessibilité plus facile du cancérogène au tissu cible quand il est absorbé sur une particule de petites dimensions, phénomène éventuellement associé à un temps de résidence intra pulmonaire

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

prolongé. On a démontré que des nitrosamines cancérigènes pouvaient être formées in vivo au pH de l'estomac par l'administration simultanée de nitrites et les amyles (Christoforidis , Stamatis . 2009).

Nous pourrions classer dans cette section les réactions photo toxiques résultant de l'interaction entre la lumière et un corps chimique capable de l'absorber. C'est la dissipation de l'énergie absorbée par la substance photosensible qui induit les manifestations biologiques.

L'exposition simultanée à deux ou plusieurs contaminants peut modifier l'expression de leur toxicité par suite à l'existence de deux phénomènes opposés : la synergie et l'antagonisme. Ainsi, quand on est en présence de deux ou plusieurs contaminants ceux-ci peuvent ne présenter aucune interaction ou alors avoir des effets synergétiques ou antagoniques.

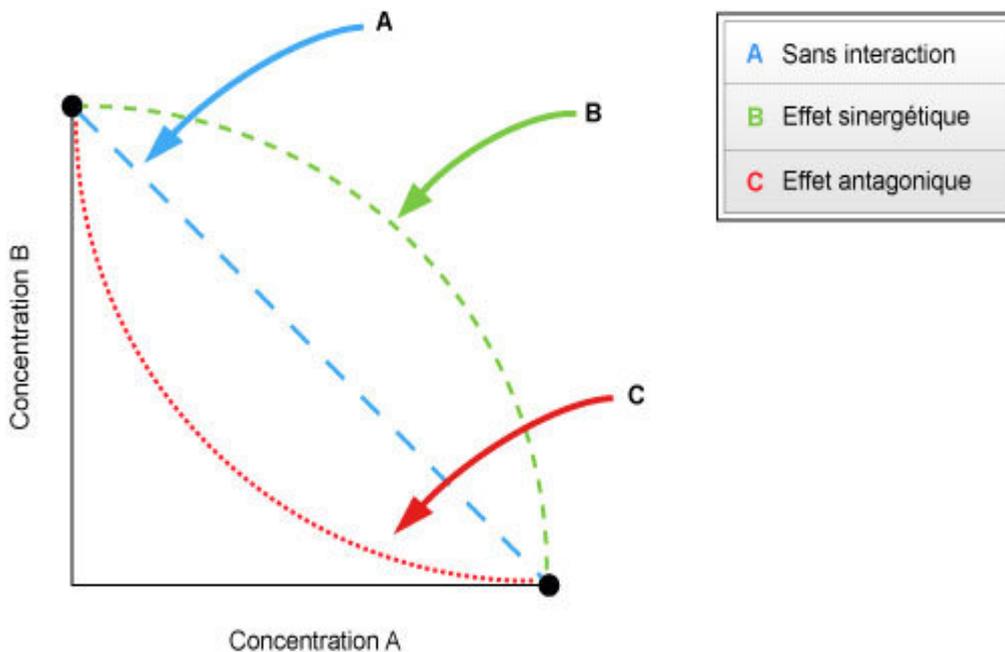


Figure IV.2 : Synergie et antagonisme.

Dans l'effet synergétique, on constate que la prise de deux substances toxiques est amplifiée par les deux toxiques administrés simultanément. Par contre, il existe un effet antagoniste quand l'accumulation de deux substances toxiques peut conduire à une atténuation de la toxicité.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.4.2 - Interactions Biologiques

Elles peuvent résulter de deux processus différents. L'un dépend d'une interaction au niveau des sites d'action primaires des toxiques, l'autre d'une interférence avec les mécanismes d'absorption et d'élimination des toxiques (distribution, excrétion, transformations métaboliques). Dans le premier cas, on parle d'interactions toxicodynamiques et dans le second cas d'interactions toxicocinétiques.

IV.4.2.1 - Interactions toxicodynamiques :

La réponse de l'organisme est considérée comme le résultat d'une action de l'agent chimique sur un site d'action primaire. Pour une concentration déterminée du toxique au niveau de ces sites d'action, l'intensité de la réponse est déterminée par la qualité de l'action (activité intrinsèque du corps) et par l'affinité du corps chimique pour les récepteurs.

a / Si deux corps toxiques exercent la (par exemple élévation de la glycémie) et si leurs sites[^] d'action sont identiques (par exemple, inhibition de la sécrétion d'insuline), on n'observera pas d'action synergique. Tout au plus, pourra t- on obtenir un effet additif si l'activité intrinsèque des deux corps est identiques.

Il est plus fréquent d'observer un effet antagoniste, les deux corps entrant en compétition pour le même site d'action.

Cette action antagoniste sera nette si le corps possédant la plus faible activité intrinsèque possède aussi la plus grande affinité pour le site d'action où est administré avant le coq>s le plus actif.

Ainsi, il est possible que la lésion neurotoxique retardée (paralysie périphérique) produite par certains esters organophosphorés (disopropylfluoro phosphate, DFP) résulte d'une fixation de l'ester sur une estérase du système nerveux (Chaperon et al 2008), survie éventuellement d'un processus de vieillissement. Certains carbamates (par exemple le phénylbenzylcarbamate) inhibent aussi cette enzyme, mais de manière trop transitoire (activité intrinsèque faible) pour pouvoir engendrer eux-mêmes la lésion nerveuse.

L'administration du phénylbenzylcarbamate avant le DFP prévient l'inhibition de l'estérase par le DFP puisque celle-ci est déjà inhibée par le carbamate : comme le DFP est rapidement inactivé par hydrolyse, il en résulte une diminution de Faction neurotoxique du DFP (antagonisme).

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

b/ Si l'action exercée par deux toxiques est identique (par exemple élévation de la glycémie) et si leurs sites d'action primaires sont différents (par exemple, inhibition de la sécrétion d'insuline et stimulation de la libération d'épinéphrine), leur administration combinée induit souvent un effet supérieur à la somme de leur effets individuels (synergie) bien qu'un simple effet additif soit également possible.

Ainsi (Burt et al, 2003), ont démontré qu'in vitro le Plomb et le benzène peuvent inhiber la synthèse d'hème et de protéines dans les réticulocytes. Quand les deux substances sont présentées simultanément dans le même système d'incubation, leurs effets sont additifs.

IV.4.2.2 - Interactions toxicocinétiques :

Un toxique peut inhiber ou stimuler l'absorption, l'élimination ou le métabolisme d'un autre toxique résultant en un phénomène de synergie ou d'antagonisme.

Les exemples de telles interactions abondent. L'administration de sels de calcium réduit l'absorption intestinale de tétracyclines par formation de chélates de calcium. L'alcalinisation des mines favorise l'élimination des acides faibles.

Des substances peuvent entrer en compétition pour le même mécanisme de transformation métabolique. Ainsi, l'éthanol prévient l'activation du méthanol par compétition au niveau de l'alcool-déshydrogénase.

Chez le rat, l'administration de cobalt réduit la concentration du cytochrome au niveau du foie et diminue ainsi la toxicité de substances qui doivent être activées comme le CCl₄ (Nieboer, Richardson 1980)

L'administration au rat d'une faible dose de CCl₄ entraîne par inhibition des enzymes microsomiques responsables de son action un état de résistance vis à vis d'une dose normalement létale. (Baudoin et al, 2001).

De nombreux corps chimiques (pesticides, tranquillisants...) stimulent les enzymes hépatiques responsables du métabolisme des corps étrangers. Cette action peut entraîner une diminution de toxicité (stimulation de la transformation du corps toxique en un corps inactifs) ou une augmentation de toxicité (stimulation de la transformation d'un corps peu toxique en un corps plus toxique).

Le prétraitement de rats avec l'insecticide organo-chloréaldrin diminue la toxicité du para hion (inhibiteur de l'acétylcholinestérase in vivo) en stimulant sa

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

détoxication. Par contre, l'incorporation de dieldrin dans la nourriture augmente la toxicité aiguë d'un autre ester organophosphoré : le diméthoate. Chez l'animal le prétraitement au phénobarbital augmente la toxicité du CCl_4 par stimulation de la formation d'un radical libre (CCl_3), ainsi que la toxicité de divers hydrocarbures aromatiques halogènes (bromobenzène) par stimulation de la formation de leurs dérivés époxydés, (Hickman et Reid 2008).

Un mécanisme d'interaction similaire (stimulation de l'activation microsomique) a été proposé pour expliquer l'augmentation de toxicité hépatique du CCl_4 chez les rats traités chroniquement à l'éthanol (Edwards et al, 1996).

Selon Mahafey (1977), l'interaction est définie comme étant une influence, une action mutuelle ou réciproque d'un élément sur un autre en relation avec la croissance, c'est aussi une réponse différentielle de la combinaison d'un élément avec les différents niveaux d'un second élément simultanément. La présence d'un certain nombre de métaux en trace crée des interactions entre eux dans le sol ou dans la plante et l'homme même. L'interaction entre deux ou plusieurs éléments est un facteur très important affectant le comportement d'un élément considéré; elle peut avoir lieu durant l'absorption ou dans la plante ou bien durant leurs injections dans l'animal.

Ces interactions peuvent être de caractère antagoniste, synergique ou additif.

Les aspects d'interactions entre éléments ont été le sujet d'un grand intérêt, et ont été étudiés pendant longtemps par plusieurs chercheurs. Car elles peuvent constituer une contribution positive dans la protection des plantes contre les lésions causées par les métaux en trace vis-à-vis de tous les systèmes biologiques.

Ci-après quelques recherches effectuées dans ce sens.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.4.3. Types d'interactions élucidées :

IV.4.3.1. Interactions Zinc-phosphate:

Olsen (1971), étudia les interactions entre le Zinc et le phosphate (Zn/P), à cause de la large utilisation des fertilisants phosphatés (engrais), et aussi de la large teneur en phosphore dans les engrais organiques, et envisagea la nature complexe de la relation entre la croissance des plantes, la concentration des éléments nutritifs dans la solution et dans la plante.

Il rapporta que les espèces et les variétés des plantes diffèrent selon leur sensibilité au manque de Fer et de Zinc, aux interactions de ce dernier avec le Fer et d'autres micro-éléments.

Pour ce qui est de l'interaction entre le Zinc et le phosphore il conclut que la carence en Zinc est causée par la grande disponibilité du phosphore ou de son application au sol menant à une réduction dans le transport du Zinc par la plante, des racines aux bourgeons.

La carence en Zinc causée par le phosphore fut expliquée par Olsen comme étant due à la concentration excessive de phosphore interférant avec la fonction métabolique du Zinc à certains endroits de la cellule, il expliqua aussi que la cause de cette interaction est la formation d'un sel insoluble, dont la composition est $[Zn_3PO_4]_2$ ceci cause une réduction de la disponibilité du Zinc provoquant ainsi une carence en Zinc (Kalyanasundaram et al, 1970).

Sachant que le cadmium, et le plomb sont très nocifs pour les systèmes biologiques, et leur accumulation peut engendrer des conséquences néfastes envers tous les systèmes à savoir sol, plante, animal et être humain. Plusieurs études d'interactions entre le cadmium et le plomb et différents éléments ont fait l'objet d'investigations par plusieurs chercheurs qui ont abouti aux différentes conclusions et suggestions, parmi ces études on distingue :

IV.4.3.2 Interaction cadmium-sélénium Cd/Se:

Après administration simultanée par voie sous cutanée de CdCl₂ et H₂Se, Caseewich (1978), a constaté la formation d'un complexe protéique plasmatique sur lequel le cadmium et le sélénium sont fixés. Ce complexe est identique à celui qui est obtenu par action de l'hydrogène séléiné, H₂Se et du CdCl₂ et ce qui suggère la transformation préalable du sélénite en H₂Se au niveau d'hématite. Donc le sélénium possède un effet protecteur

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

vis-à-vis de la toxicité du cadmium, car un prétraitement avec 2 mg/kg de sélénium chez le rat augmente de manière significative l'élimination biliaire du cadmium (Wyszkowska, 2006b).

IV.4.3.3 L'interaction cadmium-cuivre Cd/Cu :

(Viog et al 2003), en étudiant l'effet du Cadmium sur les rats a reporté que l'augmentation du Cuivre dans les reins après administration de Cadmium dans l'alimentation des rats, elle est en rapport avec la formation de la métallo thionine.

En 1963, en effectuant des expériences sur des souris, Hill et al, ont reporté que l'administration de grande quantités de cadmium interfère avec le métabolisme du Cuivre et du Fer aussi bien que celui du Zinc.

Et enfin pour consolider les résultats et expliquer les interférences biologiques, il a été nécessaire de revenir aux études de (Nies 1999), qui ont évoqués la thionine ou metallothionine, une protéine de structure très petite impliquée dans la résistance de repérage de la toxicité des métaux, plus précisément celle du Cadmium.

Parmi d'autres éléments toxiques (Pb, Hg,...), vu que la métallothionine est un facteur très important dans son effet biologique.

C'est ainsi, que (Meguro et al, 2005), ont montré qu'une quantité élevée de Cd bloque la partie active de la protéine; cette activité est nécessaire pour l'absorption du Cuivre et diminue sa quantité causant aussi un blocage de la protéine, en induisant une diminution du Cuivre dans le foie pouvant aussi provoquer la mort. Ceci étant le résultat possible d'une compétition entre le Cadmium et le Cuivre, qui est à l'origine d'un déplacement du Cuivre par le Cadmium.

IV.4.3.4 Interaction Cadmium Zinc, Cuivre Cd/Zn/Cu:

(Królak et al 2003), quand ils étudièrent les interactions entre le Cadmium, le zinc et le Cuivre; présents dans le foie des bovins, ont montré que le cadmium et le zinc diminuent la quantité du Cuivre et antagonisent leur métabolismes en interférant avec le radical -SH-présent dans la protéine de type thionine dans le lumen de l'intestin.

Plus tard Huysman, et al, 1994 ; confirment l'existence d'un effet antagoniste du Cadmium sur le Cuivre, et concluent que le Cadmium diminue fortement la concentration du Cuivre. C'est dans ce contexte que Gulser F et al, 2008), ont

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

traité le sujet de l'étude des interactions entre le cadmium et d'autres métaux en trace chez les animaux.

En plus des études faites sur les animaux, d'autres investigations ont été effectuées sur des plantes, pour une fin de contribution positive.

Des expériences furent aussi effectuées sur le sol et une grande variété de plantes afin de mieux suivre révolution du toxique (Cadmium) et voir les effets qui en résultent lors de son injection .

C'est ainsi, en travaillant sur le (Phaseolus Vulgaris) et en utilisant une série de trois éléments en trace connus comme étant chimiquement similaire : (Cadmium, Cuivre et Zinc), que Hawf et al (1967), ont montré qu'une décroissance de la concentration du Zinc dans (Phaseolus Vulgaris) quand 5 ppm de Cuivre (Cu) furent ajoutés dans la solution et attribuèrent cette décroissance à la compétition des ions qui exerce des effets généralement sur leur absorption, chez les plantes et non durant la translocation .

IV.4.3.5 Interaction Cadmium-Plomb Cd/Pb :

Garlson et al (1977), après leurs études sur la croissance d'un arbre sycamore d'Amérique (*plantanusoccidentalis*), cultivé dans le sol argileux et traité avec plusieurs concentrations de cadmium et de Plomb; additionnés séparément avec la combinaison des deux éléments.

Ils concluent qu'il existe un effet synergique de Cadmium et du Plomb, qui réduit la croissance des racines et affecte la photosynthèse.

Les effets synergiques du Cadmium et du Plomb furent aussi reportés par (Pérez-de-Mora, 2006), qui déduisent que le Cadmium et le Plomb ont peu d'effets sur les embryons des graines de maïs, quand ils sont injectés ensemble même à de basses concentrations que lorsqu'ils sont injectés séparément.

Plusieurs autres suggestions et conclusions peuvent être citées en ce qui concerne les interrelations entre métaux en trace et d'autres macro-nutritifs important dans le sol et les plantes (Rajkumar M et al, 2008).

Parmi toutes les séries d'interactions entre les métaux en trace on distingue celle du Cadmium-Zinc : (Cd/Zn), dont plusieurs recherches ont été effectuées sur les animaux, sol et plantes. Vu que ces deux éléments sont de structure chimique très voisine, et aussi parce que le Cadmium se trouve associé au Zinc à une proportion de 1/350.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.4.3.6 Interaction Cadmium-Zinc Cd/Zn :

Plusieurs recherches et études ont été effectuées au fil du temps sur ce type d'interaction, et fût le sujet d'un grand intérêt dans la recherche, vu l'importance du Zinc dans le sol et les systèmes biologiques. En plus des investigations faites sur les animaux par Mikanova . 2006,d'autres études ont été effectuées sur des variétés de plantes.

Parmi ses études on peut citer celle de Nadgórska-Socha et al, 2013, qui en travaillant sur des plantes (rouissons d'haricot), ont observés que le Cadmium a un effet inhibiteur sur l'absorption du Zinc similaire à celle du Cuivre, il ajoutèrent aussi que les ions utilisés comme ions compétiteurs exerçant leurs effets sur le site de transport dans la plante et non dans le mécanisme de translocation (Havvf, 1967). Comme le cadmium, le plomb est un élément qui a fait l'objet de plusieurs investigations sur les différentes compétitions avec d'autres éléments.

IV. 5 Principales interactions du Plomb avec les éléments compétitifs :

IV.5.1 Interaction Plomb/calcium :

En menant des investigations, Quaterman (1975), a constaté qu'une carence en calcium aggrave les effets du plomb par :

- * Une augmentation de l'absorption du plomb ;
- * Une réduction du relargage du plomb dans le sol.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.5.2. Interaction Plomb/Magnésium:

En s'interférant avec le magnésium, ce dernier diminue l'absorption du plomb et augmente son élimination (Hawf, 1976).

IV.5.3 Interaction Plomb/Fer:

Durant ces investigations sur ce type de compétition, Suzuki (1979) a déduit que l'addition du fer prévient la diminution de croissance des plantes et provoque une réduction de la concentration du plomb, ces deux métaux entre en compétition pour les sites de liaison spécifiques au niveau des chloroplastes.

Plus tard, Olsen 1985, a confirmé que l'exposition aux faibles teneurs du fer réduit l'absorption intestinale du Plomb, en contrepartie une augmentation du fer potentialise les effets toxiques

Le Zinc en présence du plomb provoque différents types d'interactions :

- * Sur la coagulation : une carence en zinc aggrave les effets du plomb sur l'activité de la prothrombine (Mahaffey, 1977) ;
- * Sur les macrophages : le zinc diminue les effets toxiques du plomb sur les macrophages péritonéaux en culture (Mahaffey, 1977).

L'addition de Fer à l'alimentation prévient la diminution de croissance et l'anémie et provoque une réduction de la concentration en Pb dans les reins et le tibia (Suzuki, 1979). Ces deux métaux peuvent être en compétition pour des sites de liaison spécifiques au niveau des érythrocytes.

L'exposition au Pb ne réduit pas l'absorption intestinale du Fer (Dobbins. 1978). A l'inverse, une augmentation du fer alimentaire réduit l'absorption du plomb (Jiang et al, 2010).

IV.5.4 Interaction Plomb/Zinc :

Ce métal provoque, en présence du Plomb, diverses interactions :

Sur L'ALAD :

- Diminution de l'inactivation de l'ALAD, chez l'animal et les sujets exposés Cordova A., 1995)
- Diminution de l'excrétion urinaire d'ALA dans le sang Sur la coagulation(Kandeler, 1996).

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

- Une carence en Zn aggrave les effets du Plomb sur la diminution de l'activité de la prothrombine Sur les macrophages (Moffett, et al, 2003).
- Le Zn diminue les effets toxiques du Plomb sur les macrophages péritonéaux en culture (Reeves, R.D et al, 1983).

IV.5.5 Interaction Plomb/Cuivre :

L'administration orale de cuivre provoque une aggravation de l'intoxication saturnine chez les jeunes rats.

Les taux de Pb sont augmentés dans les reins et le foie et l'excrétion de l'ALA urinaire est multipliée par 2 à 3 (Dumestre et al, 1999).



CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.5.6 Interaction plomb/cadmium :

Plusieurs chercheurs ont constaté durant leurs investigations sur ce type de compétition que l'injection des doses de cadmium aux plantes atteintes d'une chlorose, provoque une diminution de l'effet, mais d'autre part le cadmium aggrave le retard de croissance (Lee S.-H, 2009).

Les inclusions intranucléaires observées dans le rein lors de l'intoxication saturnine diminuent sous l'influence d'un traitement par le cadmium, Le Cd aggrave aussi les retards de croissance et l'anémie (Giller et al, 1998).

Toxique	Provenance	Antagonistes régulateurs	Effets sur la santé	Symptômes
Pb/ Plomb	Essence au plomb Peintures au plomb Journaux et publicité en couleur Teintures pour les cheveux Charbon Verre au plomb Étains alimentaires Pesticides Engrais - Poterie Cosmétiques Fumée de tabac Pollution de l'air Canalisations pour eau potable	Amino acides soufrés Vitamines Calcium Cuivre et Fer	Empoisonnement Enzymes	Faiblesses Apathie Fatigue Pâleur Gêne abdominale Constipation
Cd/ Cadmium	Fumée de cigarettes Poussières d'oxydes Eaux potables contaminées Tuyaux galvanisés Peintures Soudures Pigments Crustacés et poissons contaminés	Zinc Calcium Amino acides soufrés Vitamine C	Hypertension Reins Centres de l'appétit et de l'odorat Métabolisme du calcium	Hypertension Atteintes rénales Perte de l'odorat Perte de l'appétit

Tableau IV.1 : Les antagonistes majeurs du Plomb et le Cadmium (Lee S.-H, 2009).

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Il est possible que l'ion Pb^{2+} puisse également entrer en compétition avec Zn^{2+} et peut être Fe^{2+} . Le plomb a une grande affinité pour les groupes SH.

Il inhibe des enzymes comportant des groupes SH actifs telles que l'ALA déshydratase, la ferrochélatase et la coproporphyrinogène oxydase.

Par ailleurs l'interaction entre le plomb et les groupes SH explique probablement les altérations de la barrière hémato-encéphalique qui sont observées au cours des intoxications graves se traduisant par de l'œdème cérébral, au moins partiellement responsable de l'ataxie, des convulsions ou des états comateux.

Le plomb tétraéthyle $Pb(CH_2-CH_3)_4$ pourrait libérer au niveau du cerveau des radicaux $\bullet CH_2-CH_3$, partiellement responsables de la toxicité.

Les manifestations d'une intoxication par le plomb qu'on appelle intoxication saturnine dépendent de sa gravité et de la rapidité de son intoxication, aiguë ou chronique. Une intoxication saturnine peut se manifester par divers troubles.

Le plomb se lie de façon réversible avec les groupements thiol ce qui modifie les propriétés de diverses protéines cytosoliques et membranaires.

Il perturbe plusieurs enzymes intervenant dans la biosynthèse de l'hème dont :

- l'acide aminolévulinique déshydratase (ALAD) : son inhibition entraîne une augmentation de l'excrétion urinaire d'acide aminolévulinique (ALA).
- la ferrochélatase : son inhibition entraîne l'accumulation de protoporphyrine érythrocytaire libre et entraîne un déficit de synthèse de l'hème et donc de l'hémoglobine, d'où l'anémie.

Le plomb perturbe aussi divers processus cellulaires tels l'activité respiratoire mitochondriale et le métabolisme oxydatif.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV .6 Moyens sélectionnés pour l'investigation

IV.6.1 Plantes moyens indicateurs de pollution

IV.6.1.1 Généralités sur les végétaux :

Afin de déceler les actions des différents toxiques, plusieurs chercheurs ont utilisé les plantes comme indicateurs de pollution.

Ce choix est guidé par le fait que parmi tous les êtres vivants susceptibles de servir de sujet d'expérience, les plantes incontestablement sont les organismes les mieux à fournir de quoi étudier l'ensemble des phénomènes caractérisant la matière vivante.

Les plantes qui tout comme l'homme et l'animal sont des êtres vivants, présentent toutes les caractéristiques de l'organisme animé.

Les plantes sont sensibles à de nombreux polluants qui altèrent leurs structures en les détruisant. Ainsi l'utilisation des plantes comme indicateurs biologiques particulièrement pour la pollution atmosphérique devient impérative.

* L'utilisation des plantes indicatrices peut être très utile pour estimer les dommages économiques ou esthétiques aux cultures et aux plantes.

* De plus il s'agit d'un moyen simple et relativement bon marché pour comparer les degrés de pollution de l'air et du sol pour délimiter les zones polluées, il existe plusieurs variétés des plantes :

* Les plantes bio indicatrice : qui manifestent d'une façon très rapide les symptômes à des faibles concentrations, d'un polluant déterminé tout en étant peu sensible aux autres polluants. Parmi les principales plantes indicatrices utilisées : le tabac, la luzerne, l'haricot...etc.

* Les plantes accumulatrice : Sont des plantes capables d'absorber des quantités importantes d'un polluant déterminé. Une analyse de leur tissu permet d'évaluer la dose du polluant à laquelle elles ont été exposées. Les principales plantes accumulatrice : Le Mais, l'épinard, etc. '

* Et les plantes tolérantes:

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.6.2 Culture de la plante haricot : phaseolus vulgaris

Durant notre investigation, la plante sélectionnée a été (Phaseolus, Vulgaris), du fait que cette plante représente les caractéristiques suivantes :

- Une grande sensibilité envers les polluants ce qui engendre une réponse rapide aux toxiques.
- Une bonne spécificité des symptômes observés.
- Une facilité de manipulation et de culture
- Une période de végétation adéquate.
- Facile à analyser.

La culture de cette plante s'effectue dans des bacs renfermant la sciure présentant les caractéristiques adéquates recherchées, telle un pH neutre et une capacité d'échange cationique (C.E.C) nulle, d'où la plante ne pourra pratiquement rien tirer.

L'arrosage des plantes avec de l'eau distillée ce qui permettra à l'haricot de se développer par ses propres réserves,

La croissance normale est particulièrement nette au moment de la germination la graine est tout d'abord expulsée de la sciure et s'ouvre dans l'air portée par l'hypo cotyle, mais elle reste dirigée vers la sciure; par un brusque mouvement de torsion, elle redresse et s'épanouit complètement (les deux cotylédons s'étalent), à ce moment l'hypocotyle apparaît et porte les premières feuilles.

Une fois la plante adulte obtenue, elle sera transférée vers la solution nutritive pour le développement normal de la plante et sa préparation pour l'investigation.

Vu le manque d'une chambre de culture qui permette un climat artificiel et favorable à la croissance de la plante, la culture de cette dernière s'effectue à l'air libre (climat naturel) d'où les résultats seront d'une précision plus ou moins relative.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.6.3 Composition de la solution nutritive

La plupart des plantes peuvent se développer parfaitement avec leurs racines immergées dans une solution nutritive. Cette solution connue sous le nom «d'hydroponique» a été utilisée en premier lieu par Jean Wood au 19^{ème} siècle, la solution de culture doit contenir tous les éléments essentiels et avec des proportions appropriées. D'autres facteurs tels que le pH, la température et la lumière doivent être gardés à des niveaux constants.

Pour nos expériences, nous avons utilisé les macro-éléments suivants :

Eléments Sels	mg/l
H ₃ PO ₄	0,05
NaCl	0,25
Ca(NO ₃) ₂ 4H ₂ O	0,49
KNO ₃	1,00
MgSO ₄ 7H ₂ O	0,50
FeSO ₄ 7H ₂ O	0,05
CuSO ₄ 5H ₂ O	0,05

Tableau IV.2 : Recette proposée pour le déroulement de l'investigation

Afin de déceler les actions toxiques et de suivre la dynamique du toxique, c'est à dire déterminer la concentration absorbée et concentration restée, on a opté pour cela à une technique de pointe et très précise, qui est la spectroscopie d'absorption atomique (S.A.A).

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.6.4 Moyens Matériels :

IV.6.4.1 Généralités :

Il existe plusieurs méthodes de dosage des métaux en traces à savoir :

- La polarographie ; La calorimétrie
- La spectrométrie d'absorption atomique avec et sans flamme.
- La torche à plasma
- L'analyse par activation des neutrons
- La spectrophotométrie d'absorption dans l'ultraviolet et le visible.
- Electrodes Spécifiques.
- Spectrographie d'émission.
- La chromatographie...etc.

Le moyen matériel utilisé pour ce travail de ce projet est : La spectroscopie d'absorption atomique.

En fait la mise au point de cette méthode d'analyse extrêmement sensible, a grandement contribué aux remarquables progrès de la recherche sur les oligo-éléments au cours de ces dernières années.

IV.6.4.2 Principe de la spectroscopie d'absorption atomique (S.A.A)

Voir (Annexe 1).

IV.6.4.3 Mode de préparation des échantillons

En ce qui concerne notre investigation, notre choix a été pour la spectroscopie d'absorption atomique (S.A.A) puisque cette dernière est considérée comme étant une des techniques les plus avancées dans l'analyse des métaux en traces, elle possède les avantages suivants :

- * La sélectivité et l'universalité
- * Grande sensibilité
- * Rapidité d'exécution

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

- * Volume faible de l'échantillon
- * Le coût moins cher de l'analyse.

En plus de ces avantages l'appareil possède un inconvénient qui exige que l'échantillon doit être introduit à l'état de solution dans la source d'excitation. Par conséquent un traitement extensif préalable de la plante est exigé pour la transformer à l'état de solution prête pour être analysée.

IV.6.4.3.1 Plante

Avant de commencer l'analyse, un traitement préalable est nécessaire, il consiste à :

- * Découper l'échantillon plante;
- * Le séché dans une étuve à $120 < T < 140$ °c pour un temps t de 8 à 10 heures;
- * Le broyé;
- * Le pesé (poids sec);
- * La minéralisation dans un bêcher de 100 ml en lui ajoutant 10 ml d' HNO_3 (acide nitrique) dans le but d'éliminer la matière organique (minéralisation)
- * Le chauffage sur une plaque chauffante à $100 < T < 120$ °c.

Une fois la digestion est achevée, la solution devient plus ou moins limpide, on la filtre, ainsi l'échantillon est prêt à l'analyse.

IV.6.4.3.2 Solution nutritive

La solution nutritive restante doit être filtrée et mesurée afin de l'analyser.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.7 Résultats de l'investigation :

IV.7.1 Résultats de l'investigation 1 : Détermination du seuil de toxicité Essai 1 : Observations visuelles :

Echantillons injectés par [Zn] ppm	Temps d'exposition					
	J1	J 2	J 3	J 4	J 5	J 6
E10	-	DR+D	DR+DC	DR+DC+D	R+DC+DN	R+DC+DN
E8	-		DN	DN	DR+DC+DN	DR+DC+DN
E6	-	DC	DR+DC+DN	DR+DC+DN	DR+DC+DN	DR+DC+DN
E4	-	-	DR	DR+DN	DR+DN	DR+DN
E3	-	DR+DC	DR	DR+DC	DR+DC	DR+DC+D
E2	-	DR	DR+DC	DR	DR+DC+DN	DR+DC+DN
E1	-	DR	-	DR+DC	DR+DC	DR+DC+DN
E0.5	-	-	DR	DR	R+DC+DN	R+C+DN
E0.4	-	-	DR	DR+DC	DR+DC+DN	DR+DC
E0.3	-	DR	DR	DR	DR+DC+DN	DR+DC+DN
E0.2	-	-	DR	DR+DC	DR+DC	DR+DC+DN
E0.1	-	DR-	DR+DC	-	-R+DC	R+C
E0.09	-	-	-	-	-	-
E0.08	-	-	-	-	-	-
E0.07	-	-	-	-	-	-
E0.06	-	-	-	-	-	-
PT	-	-	-	-	-	-

Tableau IV.3 : Symptômes De Toxicité Du Plomb Vis-à-vis De La Plante phaseolus-vulgaris

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.7.2 Résultats de l'investigation : détermination du seuil de toxicité Essai 2 : Observations visuelles :

Echantillons injectés par [Pb] (ppm)	Temps d'exposition					
	J1	J 2	J 3	J 4	J 5	J 6
PT			-	-	-	-
E0.06			-	-	-	-
E 0.07			-	-	-	-
E 0.08			-	-	-	-
E 0.09			-	-	-	-
E 0.1			DR	DR+DC+D	DR+C+DN	R+C+DN
E 0.2			-	DR	DR+DC	DR+DC+D
E 0.3			-	DR+D+DC	DR+DC+DN	R+DC+DC
E 0.4			DR+D+DC	DR+D+DC	DR+DC+DN	R+DC+DN
E 0.5			DR	DR+DC	DR+DC+D	DR+DC+DN
E 1			DR+DC	DR+DC	DR+C+DN	R+C+DN
E 2			DR+DC	DR+DC+D	DR+DC+D	DR+DC+DN
E 3			-	DR+DC	DR+DC+CJ	DR+DC+CJ
E 4			-	DR	DR+DN	DR+DC+DN
E 6			-	DR+DC+D	DR+DC+D	R+C+DN
E 8			-	DR+DC+DN	DR+DC+DN	R+C+DN
E 10			DC	DC+DR+DN	DC+DR+DN	C+DR+DN

Tableau IV.4 : Symptômes de Toxicité du Plomb vis-à-vis de la plante phaseolus-vulgaris

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'investigation 1 : essai 1 Analyse par SAA :

Echantillons injectés par [Pb] ppm	Solution nutritive		plante	
	[Pb ppm	[Pb] %	[Pb ppm	[Pb] %
PT	0	0	0	0
E0.1	0.01	10	0.1	100
E 0.2	0.03	30	0.15	50
E0.3	0.02	3.75	0.07	2.16
E 0.4	0.05	12.5	0.26	65
E 0.5	0.06	12	0.37	74
E 1	0.17	17	0.79	79
E 2	0.20	10	1.83	91.5
E 3	0.86	28.66	1.89	63
E 4	1.02	25.5	1.99	49.75
E 6	1.04	17.33	4.93	82.16

Tableau IV.5 : Concentrations en Plomb détectées dans la plante et la solution nutritive (après absorption)

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

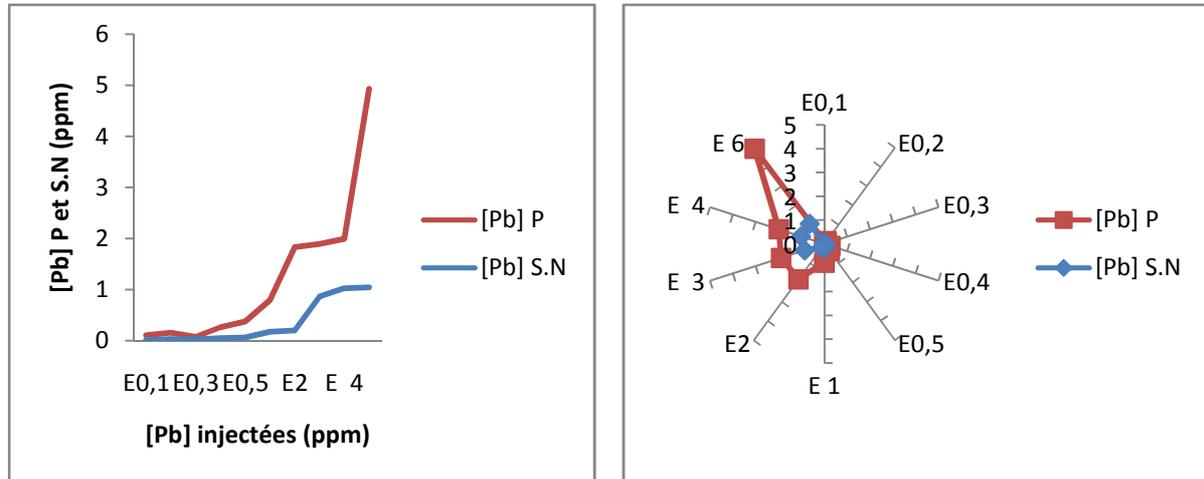


Figure IV.3 : Variation des [Pb] absorbées et restées dans la solution nutritive en fonction des [Pb] injectées.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'investigation1 : Essai 2 Analyse par SAA:

Echantillons injectés par [Pb] ppm	Solution nutritive		plante	
	[Pb] ppm	[Pb] %	[Pb] ppm	[Pb] %
PT	0	0	0	0
E0.06	0.01	16.66	0.02	33.33
E 0.08	0.01	12.50	0.06	75
E0.09	0.01	11.11	0.07	77.77
E 0.1	0.01	10	0.20	200
E 0.2	0.04	20	0.21	105
E 0.3	0.02	6.66	0.23	76.66
E 0.4	0.01	2.5	0.24	60
E 0.5	0.01	2	0.31	62
E 2	0.58	29	0.68	34
E 3	0.63	12	1.43	47.66
E 4	0.73	18.25	2.96	74
E 6	0.79	13.16	3.89	64.83

Tableau IV.6 : Concentrations en Plomb détectées dans la plante et la solution nutritive (Après absorption).

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

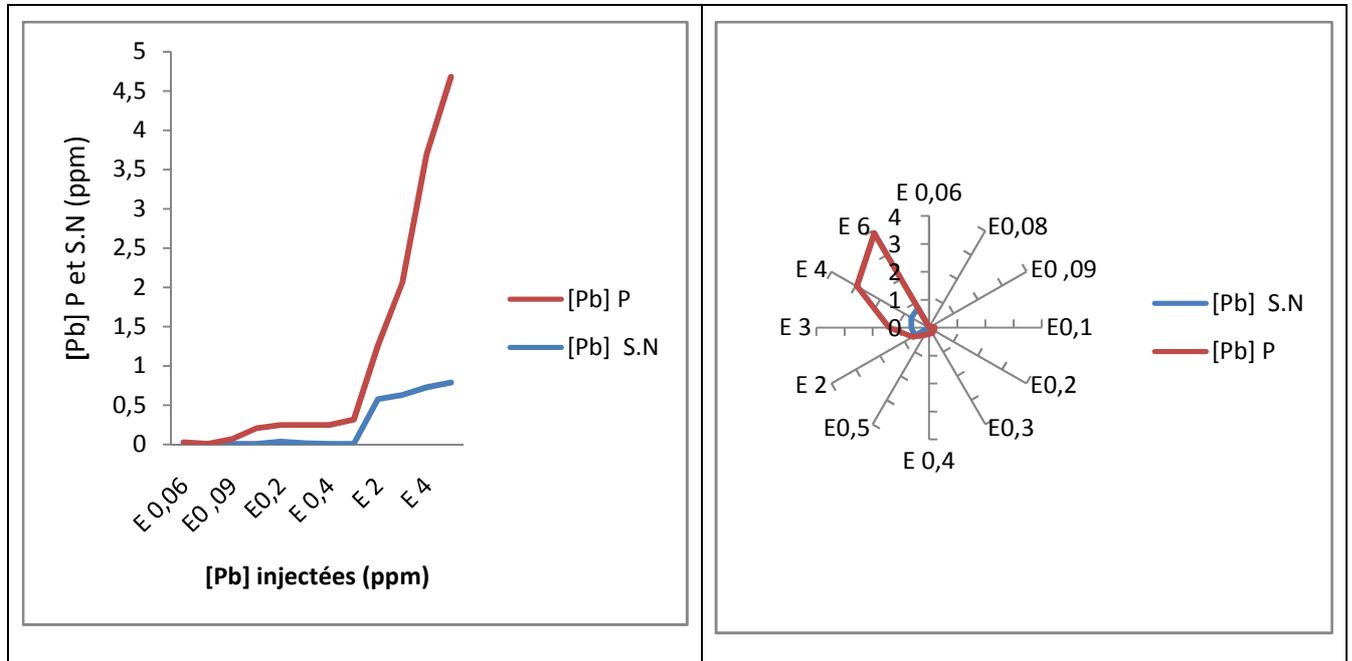


Figure IV.4 : Variation des [Pb] absorbées et restées dans la solution nutritive en fonction des [Pb].

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.7.3 Commentaire et interprétation des résultats de l'investigation in-vitro relative à la détermination du seuil de toxicité du Plomb sur la plante phaseolus vulgaris :

Dans l'objectif de déterminer le seuil de toxicité de l'élément sélectionné, on a procédé par cinq essais dans une gamme allant de [0-200ppm]

De 200-30ppm 1 essai

De 30-0.1ppm 2 essais

De 0.1-0ppm 2essais.

Les doses les plus élevées ont été éliminées, car les effets ont engendrés la mort des plantes dès les premiers jours de l'exposition, la deuxième étape consiste à s'intéresser au domaine de doses allant de 10 à 0.06 ppm.

Le diagnostic visuel est effectué durant toute la période de l'investigation, pour évaluer le comportement des plantes vis-à-vis des doses du toxique injectées.

Les premiers constats enregistrés montrent une apparition de la chlorose dans la majorité des plantes exposées (voir Image 1).

Cette décoloration foliaire, s'élargit ensuite avec un rétrécissement des feuilles prenant une couleur jaunâtre (voir Image 2).

De là on note que la concentration du plomb dans les tissus, entraine une nécroses foliaires qui sont très variables d'une plante à l'autre, les nécroses enregistrées sont de couleur brunâtre presque noires, tendant à gagner le centre des feuilles progressivement (voir Image 3).

Durant notre investigation on a constater que les taux des feuilles nécro-chlorosées à tendance à augmenter proportionnellement à la durée d'exposition.

Les constatations sont justifiées par la comparaison des plantes exposées à celle de la référence (plante témoin) qui se développe normalement, tandis que les plantes exposées au toxique subissent d'une diminution de croissance (voir Image 4).

Les observations enregistrées montrent que le volume absorbé par la plante témoin est supérieur à celui absorbées par les lots des plantes exposées au plomb.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

On se référant aux tableaux IV.3 et IV.4, on remarque qu'en dessous de la concentration de 0.1 ppm, les symptômes de toxicité en tendance à disparaître.

Dons selon les résultats obtenus par observations visuelles et consolidées par l'analyse par spectroscopie d'absorption atomique tableaux IV.5 et IV.6 ainsi que les représentations graphiques illustrées par les figures IV.3 et IV.4 .

De ce type d'étude on déduit que la concentration du plomb dans la plante et la solution nutritive varie proportionnellement avec la concentration du plomb injectée figures IV.3 et IV.4. Essai 1.

Alors que dans l'essai 2, on remarque que concentration du plomb restante dans la solution nutritive est proportionnelle à la concentration du plomb injectée au début dans les échantillons, à part quelques anomalies détectées dans les échantillons E 0,2 et E 0,3 voir tableau IV.6.

Aussi la concentration du plomb absorbée par la plante augmente, avec l'accroissement de la concentration du plomb injectée voir figure IV.4.

Les résultats de l'essai 1 et 2 sont des itérations de tests pour confirmer les résultats de l'investigation de la détermination du seuil de toxicité du plomb.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Conclusion :

L'approche toxicologique relative à la détermination du seuil de toxicité du plomb vis-à-vis de la plante phaseolus vulgaris in-vitro.

Nous a permis :

- D'apprécier le comportement de la plante sélectionnée vis-à-vis de l'exposition du toxique.
- Les doses toxiques du plomb génèrent des dégâts cellulaires.
- Suites aux observations effectuées sur les différents échenillons et l'estimation du degré d'incidence en terme de chloroses et nécroses foliaires qui sont les signes d'une contamination, on a remarqué que les nécroses sont les résultats de l'accumulation du plomb dans le système racinaire.
- Les nécroses foliaires sont les résultats d'une carence des éléments majeurs, qui sont inhibés par le plomb dans la solution.
- Les taches brunâtres observées aux niveaux des racines et les tiges des plantes exposées, sont les résultats des transferts du plomb vers la partie aérienne qui est la feuille.
- La genèse de la chlorose est peut être expliquée par une éventuelle inhibition ou substitution du magnésium par le plomb, provoquant une chlorose apparente ou une phéophytine.

En conclusif et à travers la première étape de l'investigation mixte observations visuelles et analyses par SAA, on peut déduire que la concentration minimale à partir de laquelle les effets nocifs commencent à apparaître sur les lots des plantes exposées est la dose de 0,1 ppm. Image 5

Donc cette dose sera prise durant les étapes suivantes de l'investigation comme référence, afin d'essayer par notre procédé de dépollution basé sur l'optimisation de l'effet antagoniste du plomb par interaction sélective Pb/Zn, Pb/Fe et Pb/Cu sur le milieu biologique le phaseolus vulgaris.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris



Image 1: Présentant les symptômes de chlorose



Image2 : Présentant les symptômes de chlorose et rétrécissement des feuilles



Image 3 : Nécroses tendant à gagner le centre de la feuille



Image 4 : Action sur la croissance comparée au témoin.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris



Image 5 : présentant la dose de 0,1 ppm retenue comme dose seuil

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.8 Protocole de l'interaction du Plomb avec les métaux désirables Zinc et Fer et Cuivre :

Introduction

Sachant les effets négatifs qui peuvent résulter des éventuelles contaminations par le plomb sur tous les systèmes biologiques et plus particulièrement l'homme qui est le dernier maillon de la chaîne trophique par le biais d'une contamination très grave qui est la saturnisme dont l'organe cible qui l'organe majeur en terme de fonction biologique qui est le système nerveux central et dont les modalités de contamination sont irréversibles.

C'est dans ce contexte que vient notre proposition d'essais de minimisation des risques de contamination du plomb par l'approche toxicologique basée sur les études d'interactions entre le Plomb et d'autres éléments divalents reconnus désirables.

Au cours de cette investigation, nous allons essayer de déterminer un pouvoir réducteur vis-à-vis de la toxicité du Plomb.

C'est dans ce contexte qu'on a jugé utile d'étudier l'interaction Pb/Cu, Pb/Zn, Pb/Fe, qui est à notre avis un moyen de prévention efficace, pour éliminer ou du moins minimiser l'action toxique du Plomb.

Notre choix a été porté sur ce type d'interactions, vu que ces éléments présentent des caractéristiques physico-chimiques très similaires et en plus ces éléments sont connus comme éléments désirables pour tous les systèmes biologiques car ils jouent les rôles d'activateurs enzymatiques.

Le but de cette investigation est, d'arriver à des résultats et conclusions qui permettent d'intervenir par l'addition d'un métal divalent, qui peut être le Zinc, le Fer et le Cuivre (pouvant être utilisées comme fertilisant en agriculture), afin d'inhiber ou minimiser l'effet toxique du Plomb.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.8.1 Mode opératoire :

Après avoir déterminé le seuil de toxicité du Plomb vis à vis de la plante Haricot, il nous a semblé intéressant d'étudier l'interaction du Plomb avec les métaux Fer, Zinc et Cuivre

La même technique de travail adoptée pour la détermination du seuil de toxicité a été appliquée à l'étude de l'interaction.

En premier lieu, on a fixé la concentration seuil à 0,1 ppm (concentration provoquant les premiers symptômes de toxicité du Plomb).

La deuxième étape consiste en l'addition des différentes concentrations; des trois éléments (Zn, Fe, Cu) dans la solution nutritive.

Deux essais furent élaborés pour chaque type d'interaction

* interaction Pb/Zn (2 essais.)

* interaction Pb/Fe (2 essais.)

* interaction Pb/Cu (2 essais.)

La gamme de concentrations sélectionnée des différents éléments pour les deux essais est la suivante :

* Pour l'essai 1 : [0 - 1 - 5 - 10 - 15 - 20 - 30 - 40 - 50 - 75 - 100] ppm.

* Pour l'essai 2 : [0 - 0,1 - 0,3 - 0,5 - 0,7 - 0,9] ppm.

La troisième étape a pour but, de suivre le comportement de la plante lors de la compétition du Plomb avec l'élément additionné, et voir les effets qui en résultent à savoir antagonistes, synergiques ou additifs. En dernier lieu on fait ressorti le meilleur élément qui minimise l'action toxique du Plomb vis à vis de la plante.

Pour confirmer cette notion, on a suivi l'évolution et les changements que subissent les plantes, visuellement et durant 6 jours.

Cette évolution est appuyée par l'utilisation de la spectroscopie d'absorption atomique, qui donne les concentrations de chaque élément (Pb, Fe, Cu, Zn) pour chaque échantillon, que ce soit dans la solution nutritive ou bien dans la plante et cela après interaction.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.9 Résultats de l'investigation : Interaction Pb/Zn

Essai 1 : Concentration Pb : 0,1 ppm

Concentration Zn: 0-1-5-10-15-20-30-40-50-75-100 ppm

Temps d'exposition : 6 jours : Observations Visuelles

Echantillons injectés par [Zn] ppm	Temps d'exposition					
	J1	J2	J 3	J 4	J 5	J 6
P(Pb0.1 ppm)		R	DR+DC	DR+DC	R+C	R+C
E1					DR+DC	DR+DC
E 5			*	*	DR+DC	DR+DC
E 15			*	*	DR	*
E 20			*	*	*	*
E 30			*	*	*	*
E 40			*	*	*	*
E 50			*	*	*	*
E 75			*	*	*	*
E 100			*	*	*	*

Tableau IV.7 : Symptômes de toxicité après interaction Pb/Zn

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'investigation : Interaction Pb/Zn

Essai 2 : Concentration en Pb : 0,1 ppm

Concentration en Zn: 0--0,1-0,3-0,5-0,7-0,9 ppm

Temps d'exposition : 6 jours : Observations Visuelles

Echantillons injectés par [Zn] ppm	Temps d'exposition					
	J1	J2	J3	J4	J5	J6
			DR+DC	DR+DC	R+C	R+C
E 0,1			*	*	DR	DR+DC
E 0,3			*	*	*	DR
E 0,5			*	*	*	DR
E 0,7			*	*	*	DR
E 0,9			*	*	*	DR

Tableau IV.8 : Symptômes de toxicité après interaction Pb/Zn

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'investigation : Interaction Pb/Zn

Essai 1 :

Concentration Pb : 0,1 ppm

Concentration Zn: 0-1-5-10-15-20-30-40-50-75-100 ppm

Analyse par SAA

Echantillons injectés par [Zn] ppm	Solution nutritive		plante	
	[Pb] ppm	[Zn] ppm	[Pb] ppm	[Zn] ppm
PT	0	0.09	0	0.30
E1	0.01	0.53	0.09	0.56
E 5	0.01	2.05	0.08	1.18
E10	0.02	3.75	0.07	2.16
E 15	0.03	8.62	0.06	2.93
E 20	0.05	9.82	0.04	3.47
E 30	0.06	10.17	0.02	9.19
E 40	0.07	10.67	0.02	5.29
E 50	0.07	11.45	0.01	5.91
E 75	0.08	11.75	0.01	8.84
E 100	0.09	10.43	0.01	9.65

Tableau IV.9 : concentrations en Pb et Zn dans la solution nutritive et la plante (après interaction)

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Représentation graphique de l'effet du Zinc sur l'absorption du Plomb. Test 1

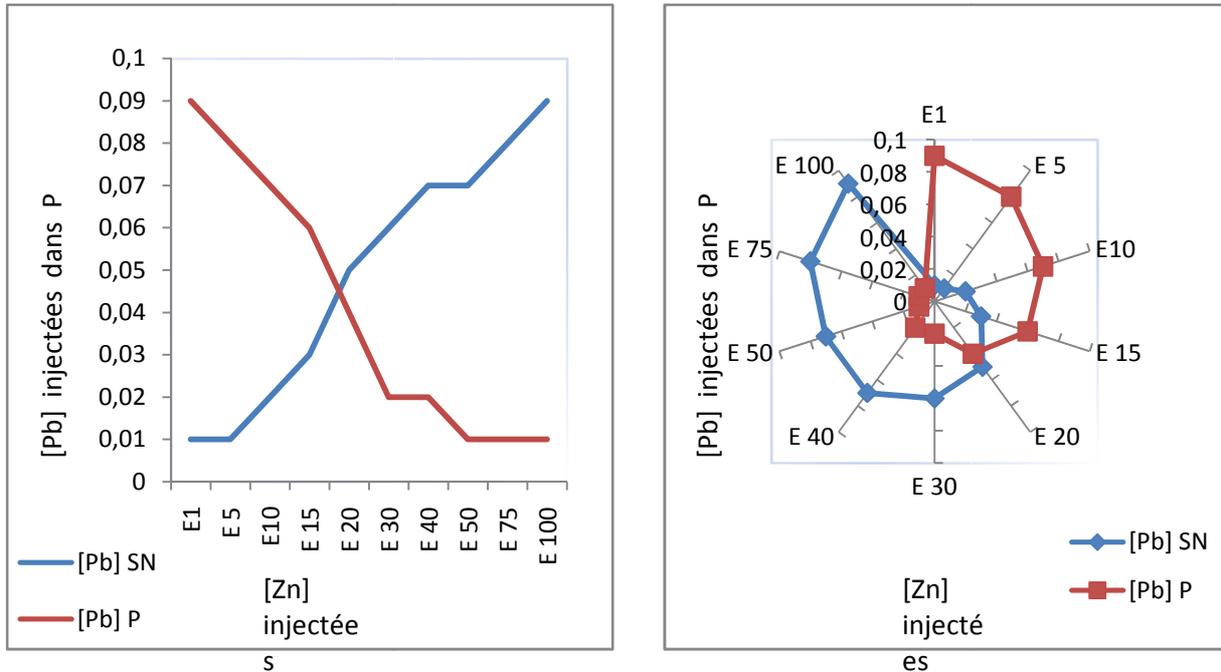


Figure IV.5 : Effet du Zn sur le taux d'absorption du plomb

Représentation graphique de l'effet du Zinc absorbé en fonction du Plomb absorbé : Essai 1

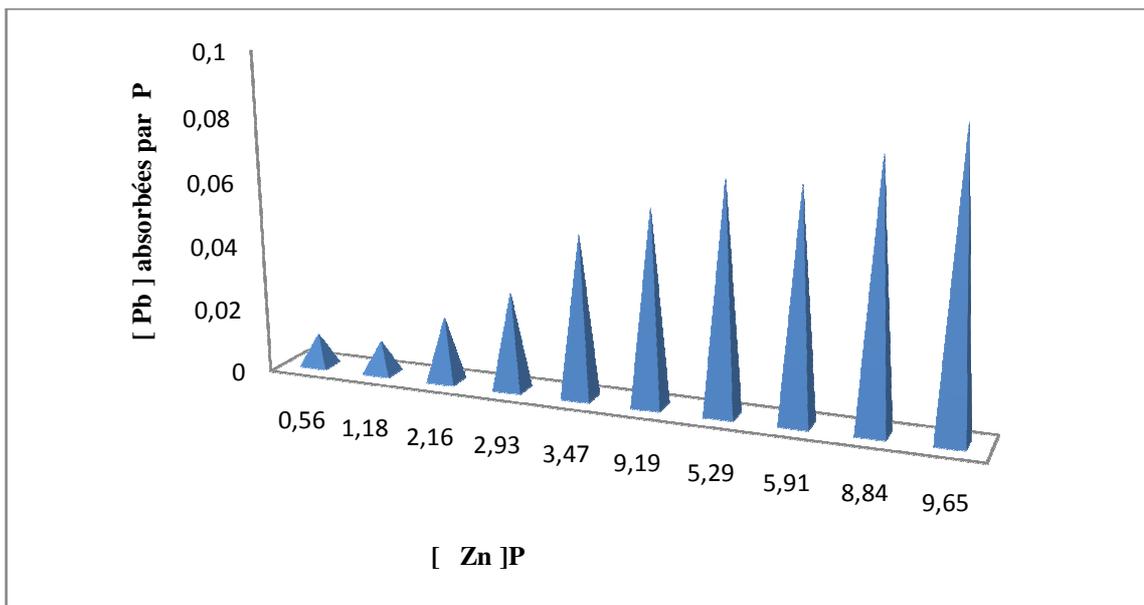


Figure IV.6 : Variation des [Pb] absorbées en fonction des [Zn] absorbées

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'investigation : Interaction Pb/Zn

Essai 2 :

Concentration Pb : 0,1 ppm

Concentration Zn: 0- 0.1-0.3- 0.5 -0.7-0.9 ppm

Analyse par S.A.A

Echantillon injectés par [Zn] ppm	Solution nutritive		Plante	
	(Pb) ppm	[Zn] ppm	[Pb] ppm	[Zn] en ppm
Pt	0	1,52	0	0,47
E0, 1	0,02	0,79	0,06	1,18
E0, 3	0,05	0,35	0,04	1,43
E0, 5	0,06	0,26	0,03	1,96
E0, 7	0,07	0,23	0,02	2,35
E0, 9	0,08	0,13	0,01	2,80

Tableau IV.10 : concentration en Pb et Zn dans la solution nutritive et la plante (après interaction)

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Représentation graphique de l'effet du Zinc sur le Plomb absorbé :

Essai 2

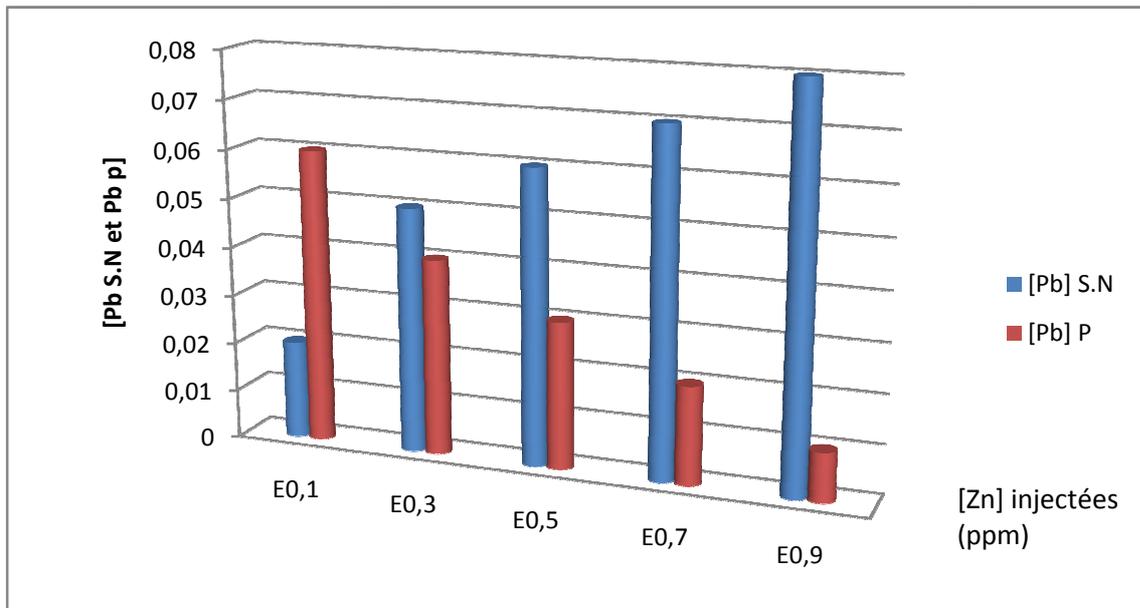


Figure IV.7 : Effet de Zinc sur l'absorption du Plomb

Représentation graphique de variation des [Pb] en fonction des [Zn] dans la plante
Essai 2

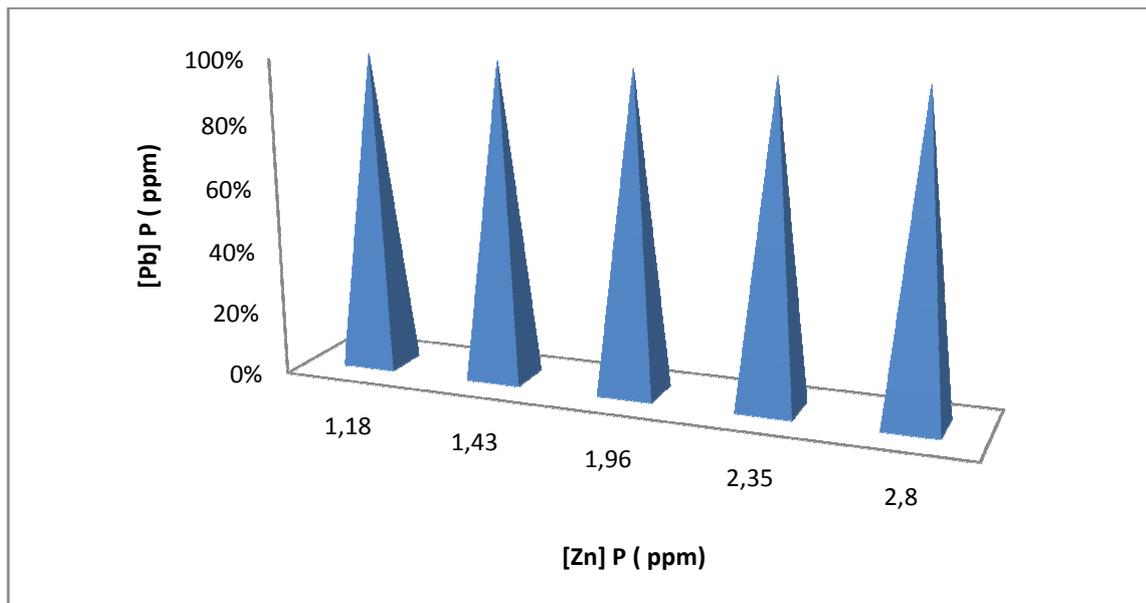


Figure IV.8 : Variation des [Pb] en fonction des [Zn] dans la plante

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.10 Résultats de l'investigation : Interaction Pb/Fe

Essai 1 : Concentration Pb : 0,1 ppm

Concentration Fe: 0-1-5-10-15-20-30-40-50-75-100 ppm

Echantillons injectés par [Fe] ppm	Temps d'exposition					
	J1	J2	J3	J4	J5	J6
P(Pb 0.1 ppm)	-	DR+DC	DR+DC+D	DR+DC+D	R+C	R+C+DN
E1		*	*	*	DR	DR
E5		*	*	*	DR	DR
E10		*	*	*	*	*
E15		*	*	*	*	*
E20		*	*	DR	DR+DN	DR+DN
E30		*	DR	DR+DN	DR+D	DR+DN
E40		*	DR	DR	DR	DR+DN
E50		*	DR+D	DR+D	DR+D	DR+DN
E75		DR	DR+D	DR+D	DR+D	μDR+DN

Tableau IV.11 : Symptômes de toxicité après interaction Pb/Fe

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'investigation: Interaction Pb/Fe

Essai 2 : Concentration en Pb : 0,1 ppm

Concentration en Fe: 0--0,1-0,3-0,5-0,7-0,9 ppm

Temps d'exposition : 6 jours ; Observations Visuelles

Echantillons injectés par [Fe](ppm)	Temps d'exposition					
	J1	J2	J3	J4	J5	J6
Pt (Pb 0,1 ppm)	-	DR+DC+D	DR++D+D	DR+DC+D	D+C	R+C+DN
E 0,1		-	-	DR	DR+DC	DR
E 0,3		-	-	-	DR	DR
E 0,5		-	-	-	-	DR
E 0,7		-	-	-	-	DR
E 0,9		-	-	-	-	DR

Tableau IV.12 : Symptômes de toxicité après interaction Pb/Fe

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'investigation: Interaction Pb/Fe

Essai 1 : Concentrations en Pb : 0,1 ppm

Concentrations en Fe: 0-0,1-0,3-0,5-0,7-0,9 ppm

Analyse par SAA

Echantillons injectés par [Fe] (ppm)	Solution nutritive		Plante	
	b] ppm	[Fe] ppm	[Pb] ppm	[Fe] ppm
Pt	0	0,26	0	0,36
E1	0,01	0,32	0,08	0,12
E5	0,02	0,46	0,08	6,37
E10	0,03	0,61	0,06	6,6
E15	0,04	0,95	0,04	6,91
E20	0,07	0,38	0,02	7,81
E30	0,05	1,09	0,03	15,09
E40	0,03	4,65	0,04	20,09
E50	0,03	9,18	0,06	24,65
E75	0,02	20,8	0,06	25,61
E100	0,01	46	0,07	30,68

Tableau IV.13 : Concentration en Pb et Fe dans la solution nutritive et la plante (Après interaction)

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Représentation graphique des [Pb] dans la P et la SN en fonction des [Fe] injectées Essai 1

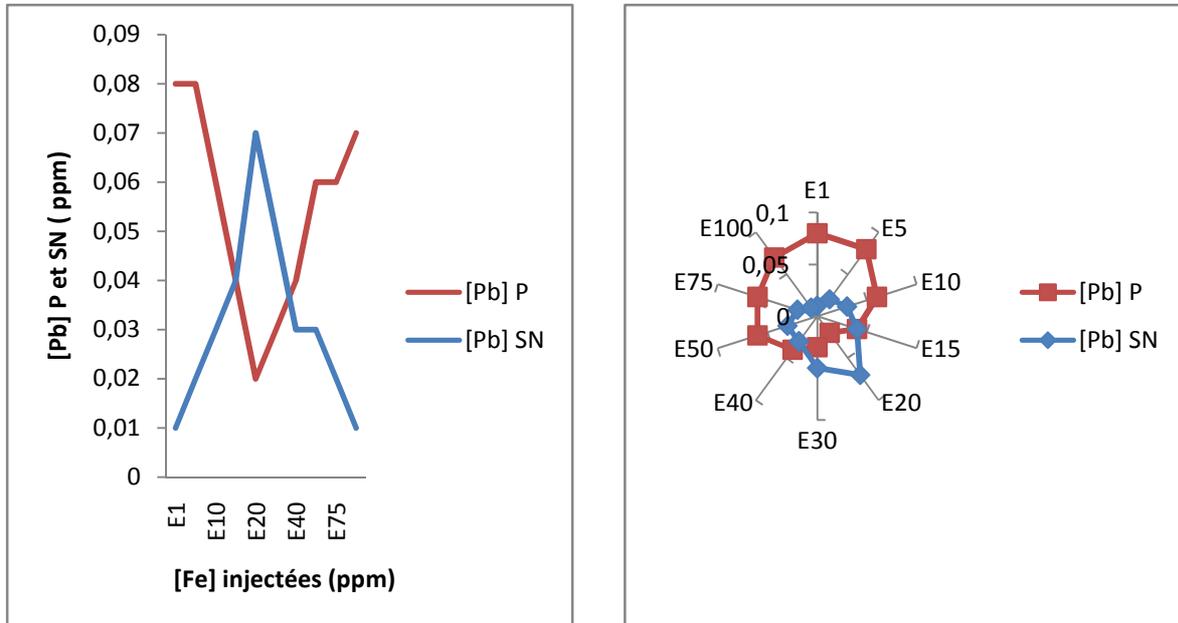


Figure IV.9 : Variation des [Pb] dans la plante et la solution nutritive en fonction des [Fe] injectées

Représentation graphique des [Pb] en fonction des [Fe] dans la plante

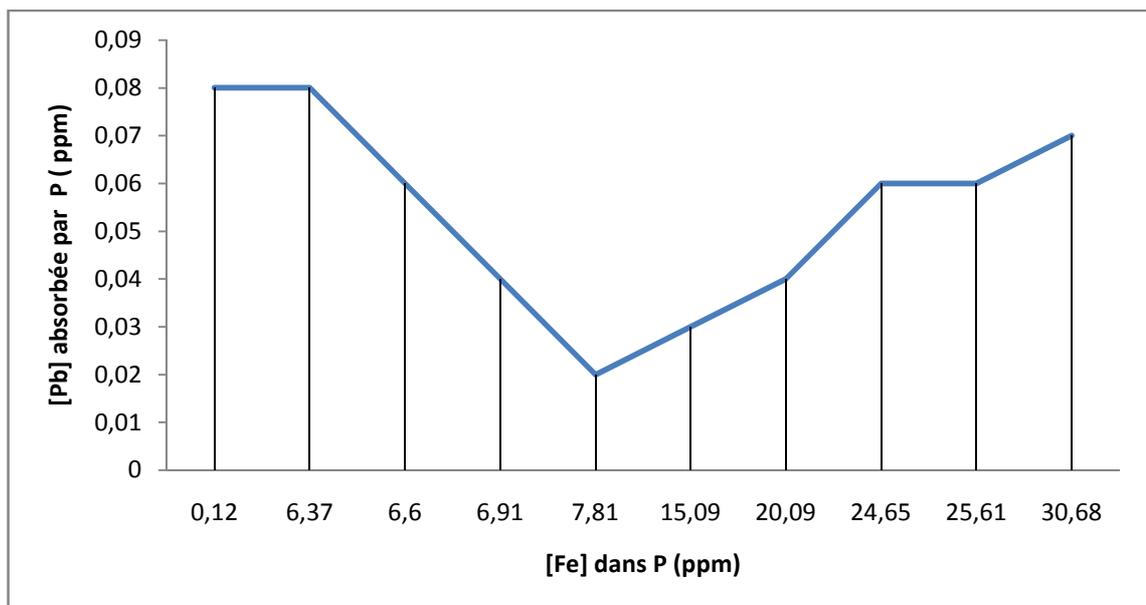


Figure IV .10 : Variation des [Pb] en fonction des [Fe] dans la plante

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'expérience : Interaction Pb/Fe

Essai 2 : Concentration en Pb : 0,1 ppm

Concentrations en Fe : 0-0,1-0,3-0,5-0,7-0,9 ppm

Analyse par S.A.A

Echantillons injectés par [Fe] (ppm)	Solution nutritive		Plante	
	[Pb]ppm	[Fe] ppm	[Pb] ppm	[Fe] ppm
Pt	0	0,18	0	1,36
E0, 1	0,03	0,69	0,03	2,36
E0, 3	0,04	0,55	0,03	2,87
E0, 5	0,06	0,53	0,02	2,95
E0, 7	0,07	0,47	0,02	3,82
E0, 9	0,07	0,4	0,01	3,87

Tableau IV.14 : concentration en Pb et Fe dans la solution nutritive et la plante (Après interaction)

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Représentation graphique des [Pb] dans la Pet SN en fonction des [Fe] injectées.
Essai 2

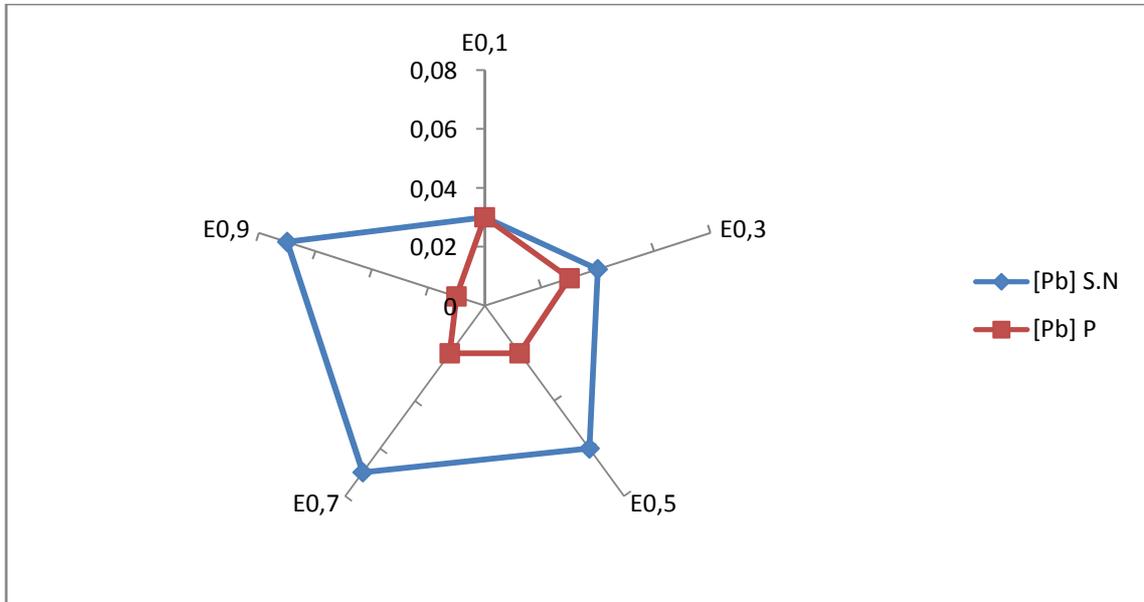


Figure IV.11 : Variation des [Pb] dans P et S.N en fonction des [Fe] injectées

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Représentation graphique des [Pb] en fonction des [Fe] dans la plante

Essai 2

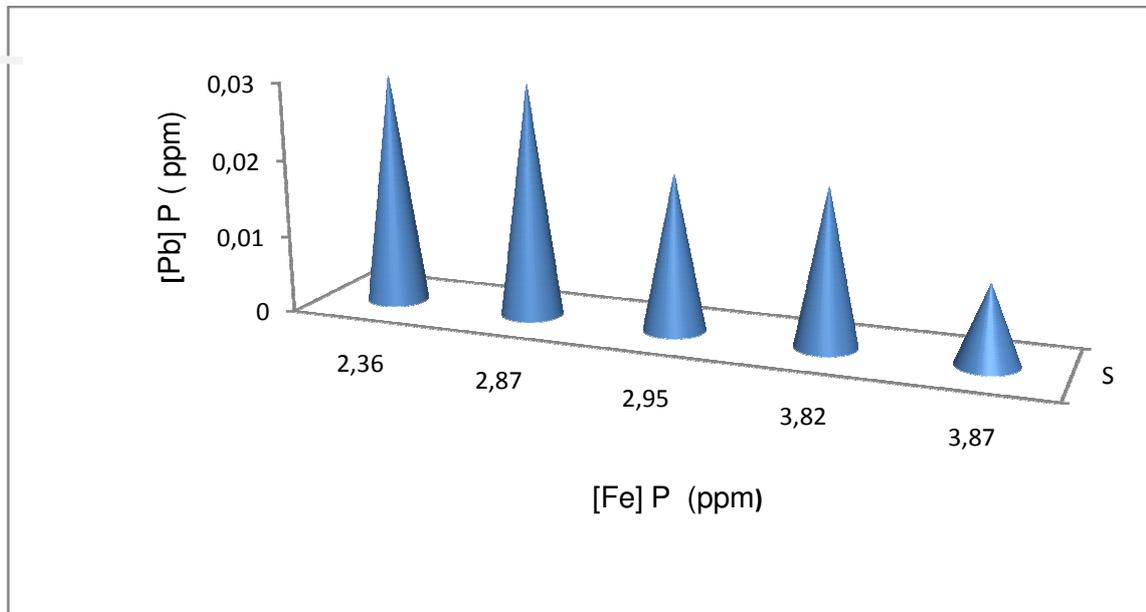


Figure IV.12 : Variation des [Pb] en fonction des [Fe] dans la plante

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.11 Résultats de l'expérience : interaction Pb/Cu

Essai 1 : Concentrations en Pb : 0,1 ppm

Concentrations en Cu : 0-1-5-10-15-20-30-40-75-100 ppm

Echantillons injectés par [Cu](ppm)	Temps d'exposition					
	J1	J2	J3	J4	J5	J6
Pt (Pb 0,1 ppm)		DR	DR+D	DR-D	DR+DC	DR+DC+DN
E 1		-	-	-	DR	DR+D
E 5		-	-	DR	DR+D	DR+DN
E 10		-	-	DR+D	DR+DC	DR+DN
E 15		-	-	DR+DC	DR+DC	DR+DC
E 20		-	DR	DR+DC	DR+DC	DR+DC+DN
E30		DR	DR	DR+D	DR+DC	DR+DN
E40		D	D	DR	DR+DN	DR+DN
E50		DR	DR	D+DR	DR+D	DR+DN
E75		DR+D	DR+D	DR+DC	R+C	R+C+DN
E100		DR+DC	DR+DC	DR+D+DC	R+DC+C	R+DN+C

Tableau IV.15 : Symptômes de toxicité après interaction Pb/Cu

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'expérience : interaction Pb/Cu

Essai 2 : Concentrations en Pb : 0,1 ppm

Concentrations en Cu : 0-0,1-0,3-0,5-0,7-0,9 ppm

Echantillons injectés par [Cu](ppm)	Temps d'exposition					
	J1	J2	J3	J4	J5	J6
Pt (Pb 0,1 ppm)		DR	DR	DR-D	DR+DC	DR+DC+DN
E 0,1		DR+DC	DR+DC	DR+D+DC	DR+D+DC	DR+DC+DN
E 0,3		DR+D	DR+D	DR+DC	DR+DC	DR+DC+DN
E 0,5		-	-	-	DR+DC	DR+DC+DN
E 0,7		-	-	-	DR+D	DR+D
E 0,9		-	-	-	DR	DR

Tableau IV.16 : Symptômes de toxicité après interaction Pb/Cu

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'expérience : Interaction Pb/Cu

Essai 1 : Concentration Pb : 0,1 ppm

Concentrations Cu: 0-1-5-10-15-20-30-40-50-75-100 ppm
Analyse par SAA

Echantillons injectés par [Cu](ppm)	Solution nutritive		Plante	
	[Pb]ppm	[Fe] ppm	[Pb] ppm	[Fe] ppm
Pt	0	0,30	0	2,17
E1	0,06	0,36	0,01	1,22
E5	0,06	0,57	0,02	2,08
E10	0,05	0,78	0,03	4,25
E15	0,04	0,81	0,04	5,45
E20	0,04	1,35	0,04	5,88
E30	0,03	10,89	0,05	5,95
E40	0,04	12,60	0,05	6,72
E50	0,02	16,61	0,07	10,11
E75	0,01	23,69	0,08	12,92
E100	0,01	27,04	0,08	12,73

Tableau IV.17 : Concentrations en Pb et Cu dans la solution nutritive et la plante (après interaction)

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

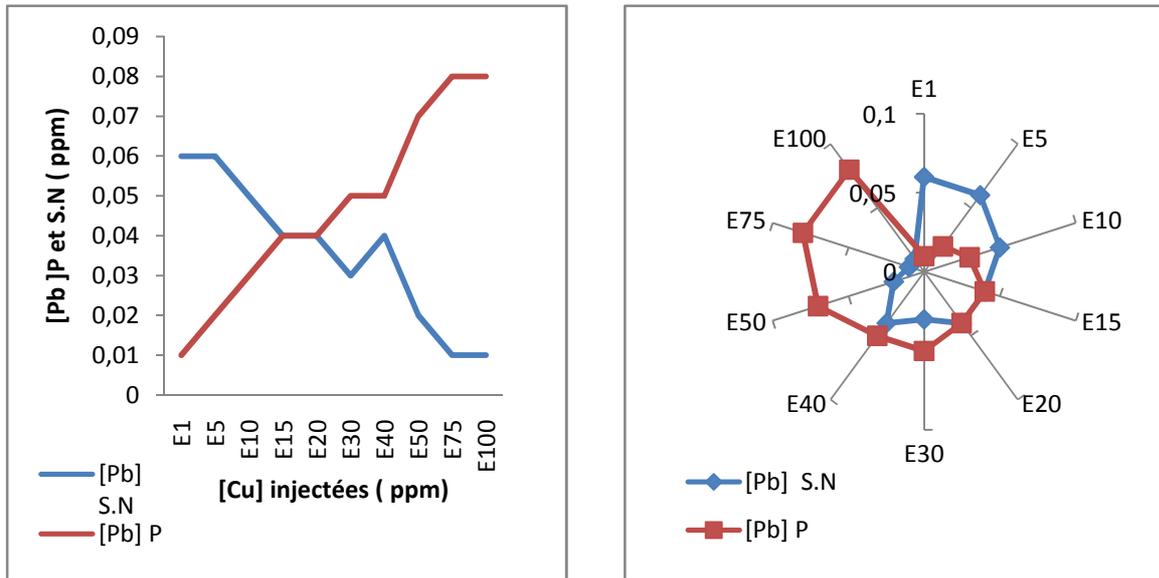


Figure IV.13 : Distribution des [Pb] en fonction des [Cu] injectées

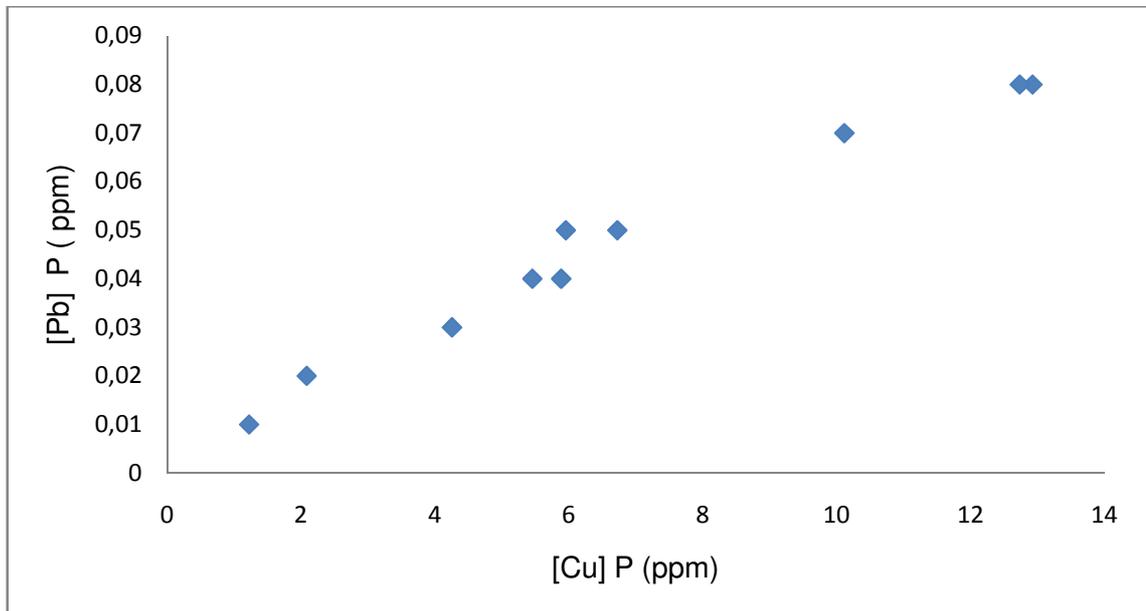


Figure IV.14 : Distribution des [Cu] en fonction des [Pb] dans la plante.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Résultats de l'expérience : Interaction Pb/Cu

Essai 2 Concentration Pb : 0,1 ppm

Concentration Cu : 0-0.1-0.3-0.5-0.7-0.9 ppm

Analyse par SAA

Echantillons injectés par [Cu](ppm)	Solution nutritive		Plante	
	[Pb] ppm	[Cu] ppm	[Pb] ppm	[Cu] ppm
Pt	0	0,32	0	2,20
E 0 ,1	0,06	0,66	0,02	3,75
E 0,3	0,01	1,17	0,05	2,61
E0,5	0,02	1,45	0,05	2,81
E0, 7	0,04	0,41	0,03	3,33
E 0,9	0,05	0,59	0,03	3,46

Tableau IV.18: Concentrations en Pb et Cu dans la solution nutritive et la plante (après interaction)

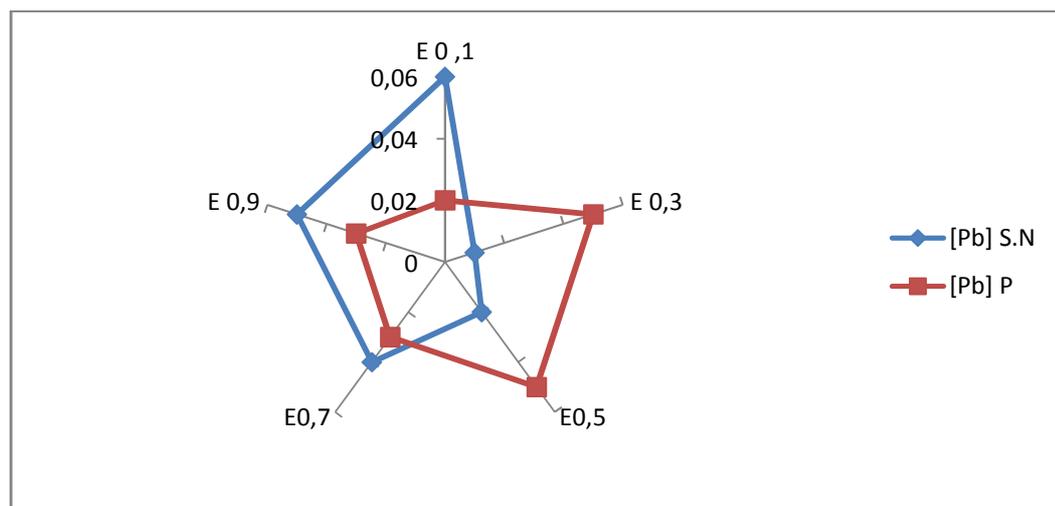


Figure IV.15 : Distribution des [Pb] en fonction des [Cu] injectées

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

IV.12 Commentaires et interprétations des résultats des investigations :

Interaction du Pb avec les métaux (Fe, Zn, Cu) :

Après avoir additionné chacun des deux éléments (Zn, Fe, Cu) dans la solution nutritive et en fixant ainsi la concentration du Pb (0,1 ppm), un diagnostic visuel est effectué durant une période de 6 jours, pour déterminer le comportement des végétaux vis-à-vis du Pb en compétition avec les éléments (Fe, Zn, Cu).

Suites aux observations visuelles, une analyse par spectroscopie d'absorption atomique est élaborée, pour déterminer les différentes concentrations.

Nous précisons ici que les résultats obtenus seront présentés pour chaque type d'interactions.

Interactions Pb/Zn :

Pour ce type d'interaction, nous notons que les symptômes de toxicité se manifestent dès la 5^{ème} journée d'exposition au toxique.

Pour des teneurs élevées du Zinc injectés, on remarque que les symptômes disparaissent (voir Image 6) et tableaux IV.7 et IV.8.

En comparant les échantillons exposés avec le témoin, on remarque qu'il y'a une minimisation dans les symptômes de toxicité du plomb, au fur et à mesure que la concentration du Zinc injectée augmente, et cela se manifeste nettement dans l'essai 2 voir tableau (IV.8).

Les résultats de l'analyse par la spectroscopie d'absorption atomique sont présentés dans les tableaux IV.9 et IV.10 et les figures IV.5-IV.6 et IV.7-IV.8.

D'après les figures IV.5 et IV.7, on note une nette diminution de la concentration du plomb absorbée par la plante, proportionnellement aux doses de Zinc injectées, tandis que les concentrations du Plomb dans la solution nutritive augmentent.

Ces modifications peuvent être justifiées, par l'effet du Zinc sur l'absorption et la disponibilité du Plomb, en l'empêchant d'être absorbé par la plante.

En d'autre terme, Le Zinc exerce une action inhibitrice vis-à-vis du toxique, cette inhibition est expliquée par la stimulation de l'activité enzymatique de la plante.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

En comparant les résultats de l'administration des doses de Plomb après interaction avec celles obtenus dans le cas de l'injection du Plomb seul, on remarque qu'il y'a diminution du taux de l'assimilation du Plomb (voir tableau IV.9-figure IV.5 et, tableau IV.10- figure IV.6)

Le mécanisme est expliqué par la probabilité du prélèvement de l'élément-trace, qu'il se fasse par les racines ou par les feuilles, augmente quand la concentration du métal dans le milieu extérieur augmente.

Toutefois, ce prélèvement n'est pas corrélé de façon linéaire avec cette dernière hypothèse, ceci est dû au fait que le métal est fixé dans les tissus, induisant une saturation qui dépend également du taux d'évacuation du métal.

Le Zinc en présence du plomb provoque différents types d'interactions :

- * Sur la coagulation : une carence en zinc aggrave les effets du plomb sur l'activité de la prothrombine (Mahaffey, 1977) ;
- * Sur les macrophages : le zinc diminue les effets toxiques du plomb sur les macrophages péritonéaux en culture (Mahaffey, 1977).

Interaction Plomb/Fer :

D'après les tableaux IV.6 et IV.7, on remarque que les symptômes de toxicités apparaissent dès la quatrième journée d'exposition au toxique, tandis que pour les doses [75-100 ppm], on constate qu'elles engendrent dès la deuxième journée des manifestations de toxicités apparentes.

Les symptômes engendrés, se manifestent sous forme de nécroses et rétrécissement des feuilles (voir Image 7), on note aussi une apparition de la chlorose qui se manifeste par une décoloration des feuilles.

Les mécanismes d'absorption des éléments-traces par les racines de plantes sont encore mal compris, mais il apparaît que la plupart des prélèvements d'éléments-traces par les plantes impliquent seulement des espèces ioniques libres.

Une exception est constituée par les sidérophores-amino-acides, produits par des bactéries et des champignons et qui ont une forte propension à fixer les ions de Fe et de Cu (Bargagli, 1998).

Les résultats de l'analyse par SAA sont présentés dans les tableaux IV.13 et IV.14 et les figures IV.9-IV.10 et IV.11-IV.12.

.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

L'investigation de relative à l'influence du Fer sur la toxicité du Plomb, aboutit aux points suivants :

- Les figures IV.9-IV.10 montrent une diminution du taux d'absorption du Plomb, dans l'intervalle de concentrations [1-20 ppm] du Fer injecté, puis une augmentation de l'accumulation de Plomb dans la plante dans le cas des teneurs élevées du Fer.

- Pour la solution nutritive, la quantité du Plomb restante est inversement proportionnelle à la quantité absorbée par la plante ; au-delà de cette concentration 20 ppm, on constate une baisse brutale du toxique.

- L'analyse des figures IV.11-IV.12 révèle que les faibles teneurs en Fer dans la plante provoquent une diminution du taux d'absorption du, Plomb.

- Ces modifications peuvent être justifiées d'une part par l'action inhibitrice du Fer sur l'absorption du Plomb, lorsque le Fer se trouve en faibles concentrations, d'autre part, par l'action synergique lorsque le Fer se trouve en quantités élevées, en réagissant ainsi avec le Plomb pour donner un composé plus toxique.

La membrane plasmique est une barrière aux mouvements passifs des ions et sépare l'intérieur de la cellule (cytoplasme, vacuoles et noyau) du milieu extérieur.

Son rôle est de concentrer les éléments nutritifs et, de manière incomplète, d'exclure les éléments toxiques. Comme certains métaux sont essentiels, le prélèvement de ceux-ci doit être régulé. Le cytoplasme des cellules accolées les unes aux autres communique par des plasmodesmes, véritables « tunnels » de membrane plasmique (Prasad & Hagemeyer, 1999).

Les oxydes de fer sont réduits et solubilisés, libérant les éléments qu'ils piègeaient, comme le Cu, le Cd, le Ni, le Pb (Siberlin, 1996).

Les éléments-traces peuvent circuler dans la racine de deux façons, par la voie symplasmique et par la voie apoplasmique (Barber, 1995). Voie symplasmique (intérieur de la cellule).

Le symplasma est défini comme ce qui se trouve à l'intérieur de la membrane plasmique. Les métaux traversent la paroi, puis la membrane plasmique, et se déplacent de cellule en cellule par le plasmodesme

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. L'absorption se fait de trois manières (Barber, 1995). Ce type de transport existe quand la solution de sol est très chargée en cet élément, ce qui est rare.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Les investigations d'Olsen (1985), ont montrés que l'exposition aux faibles teneurs du fer réduit l'absorption intestinale du Plomb, en contrepartie une augmentation du fer potentialise les effets toxiques

Interaction Pb/Cu :

Concernant l'interaction Pb/Cu, on remarque que l'investigation montre que les symptômes de toxicités apparaissent dès la deuxième journée d'exposition même aux faibles doses de plomb injectées (Image 8).

Les symptômes apparus ont tendances à disparaître au fur et mesure que la concentration du Cuivre augmente.

Dès la dose de 20 ppm de cuivre additionnée, on remarque une réapparition des symptômes de toxicité voir (tableau IV.15-IV.16).

La consolidation des observations visuelles par l'analyse spectroscopique (SAA), nous a permis d'avoir les résultats suivants :

La figure 48 révèle une potentialisation du taux d'absorption du plomb jusqu'à une dose de cuivre injectée de 0,5 ppm, mais au-delà de cette dose on constate une régression du taux d'absorption du plomb.

Tendis-que la concentration du plomb dans la solution nutritive est inversement proportionnelle à celle absorbée par la plante.

D'après la figure IV.14, on déduit qu'il y'a une proportionnalité entre la concentration du plomb absorbée par la plante et la concentration du cuivre injectée.

En ce qui concerne la solution nutritive, on remarque que le taux d'absorption du plomb régresse tant que la concentration du cuivre augmente.

Les figures IV.14-IV.15 confirment les résultats par l'SAA.

L'examen de ce type d'interaction Pb/Cu, nous à permet de déduire que :

Le Cuivre potentialise l'absorption du Plomb à partir de la teneur de 0,5 ppm, alors que dans l'intervalle 0,5-0,9 il exerce une inhibition de l'absorption du Plomb, mais au-delà de 1 ppm, il potentialise l'action du Plomb sur la plante en d'autre terme il exerce un effet synergique et les effets commencent par les feuilles jeunes pour atteindre les feuilles majeures voir image 8, ce qui concorde avec les travaux de Dumestre A et al, 1999 , qui concluent que l'administration orale de cuivre provoque une aggravation de l'intoxication

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

saturnine chez les jeunes rats ainsi que Les taux de Pb sont augmentés dans les reins et le foie et l'excrétion de l'ALA urinaire est multipliée par 2 à 3.



Image 6 : L'addition du Zinc minimise les symptômes de toxicité du Plomb



Image 7 : Symptômes de nécroses et de rétrécissement des feuilles lors de l'interaction plomb/Fer



Image 8: Symptômes de toxicité du Plomb en relation avec l'injection du Cuivre.



Image 9 : Plante Témoin

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Remarque importante : Les symptômes de toxicité enregistrés durant les investigations sont dus aux administrations des doses du toxique Plomb, et non aux variations des paramètres intrinsèques et extrinsèques, ce qui est confirmé par la plante témoin qui se développe d'une très normale voir Image 9.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

La synthèse des essais effectués :

- L'absorption du Plomb régresse avec l'augmentation graduelle des doses du Zinc (0,1-100 ppm)
- En dessous d'une dose de 20 ppm de Fer injecté, on remarque durant l'investigation que le taux d'absorption du Plomb diminue, mais au-delà de cette dose son absorption augmente.
- Pour ce qui du Cuivre, au-delà de 1 ppm, le Cuivre potentialise l'absorption du Plomb.

L'investigation in-vitro, nous à permis de déduire que :

- 1- Le Zinc à tendance à réduire d'une manière significative l'absorption du Plomb, donc exerce un effet antagoniste sur l'absorption de l'élément toxique qui est la Plomb.
- 2- Le fer minimise l'action toxique du Plomb à de faibles doses, mais il produit in effet synergique à des doses élevées.
- 3- Le Cuivre potentialise les effets du Plomb dans plante, lors de l'injection des concentrations élevées, tandis que les faibles doses exercent un effet antagoniste.

De cette investigation, on peut conclure que en termes d'optimisation de l'effet antagoniste du Plomb parmi les trois éléments désirables sélectionnés pour l'investigation, il ressort que le Zinc qui est retenu, ce qui confirme les travaux de (Mahaffey, 1977) qui à aboutit sur les constatations suivantes durant ces travaux sur les cobayes :

- * Sur la coagulation : une carence en zinc aggrave les effets du plomb sur l'activité de la prothrombine.
- * Sur les macrophages : le zinc diminue les effets toxiques du plomb sur les macrophages péritonéaux en culture.

Ainsi que les constatations de d'Olsen qui déduit que Le Zinc rivalise avec le plomb pour les sites de fixation sur une quantité d'enzyme et peut évincer le plomb.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

Conclusion

Pour conclure cette investigation, nous pouvons retenir que, la pollution de l'environnement est une inépuisable source de problèmes tant sanitaires qu'économiques.

Quel que soit la source de la pollution, son ampleur, et quel que soit la nature des polluants, le mal arrive tôt au tard à toucher l'homme, puisque ce dernier ne peut se libérer de son environnement.

Le rôle principal du chercheur scientifique est, d'identifier et de quantifier les risques associés à l'exposition aux toxiques, de manière à pouvoir préciser un niveau admissible d'exposition et formuler les mesures de prévention adéquates.

L'appréciation des risques, s'effectue d'abord sur la base de résultats d'études expérimentales sur, les végétaux, animaux, en suite, par des études cliniques (épidémiologiques) des sujets exposés.

L'ensemble de nos résultats, dont un résumé est donné plus loin, nous conduisent à formuler un certain nombre de remarques.

Les essais expérimentaux élaborés, ont révélés la nocivité du métal Plomb (Pb), qui se traduit par une contamination de la plante «Haricot à égrener» (Phaseolus, Vulgaris), qui est considérée comme un système potentiellement hypersensible au toxique (Pb).

L'étude a été approfondie pour déterminer la concentration minimale pouvant engendrer les premiers symptômes de toxicité (seuil de toxicité).

Par élimination, nous avons abouti à un seuil de toxicité du Plomb (0,1 ppm), à partir duquel, la plante est considérée comme contaminée.

Comme, nous l'avons déjà mentionné au paravent, l'objectif primordial de cette investigation est, d'apporter des mesures salvatrices ou préventives pour lutter contre la toxicité du Plomb vis à vis de la plante «Haricot à égrener» (Phaseolus, Vulgaris). Cette mesure préventive se résume, en l'application d'une approche savoir Fe. Cu, Zn, reconnus désirables pour la vie du végétal.

CHAPITRE IV : Optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions sélectives Pb/Zn , Pb/Fe , Pb/Cu , investigations In-Vitro sur la plante phaseolus-vulgaris

L'étude comparative des résultats obtenus, des trois types d'interactions :

Pb Fe, Pb/Cu, Pb/Zn, révèle :

* Le Zinc a donné des résultats satisfaisants, en exerçant un effet antagoniste sur l'absorption et la disponibilité du Plomb, ce qui concorde avec les travaux de Ye, ZH et al, 2001.

* Le Fer exerce un effet antagoniste, mais à une concentration bien déterminée (20 ppm). Au-delà de cette limite, son effet devient synergique.

* Les résultats obtenus par l'addition du Cuivre sont relativement variables : à partir de 0.1 - 0,5 ppm, il exacerbe l'absorption du Plomb et de 0,5 - 1 ppm, il exerce un effet antagoniste, mais au-dessus de cette dernière (1 ppm), Il joue le rôle inverse (synergique).

Finalement on peut dire que la présence simultanée des métaux en traces (Zn, Fe. Cu) dans le système végétal et à des concentrations bien définies, peut-être d'un apport bénéfique pour éliminer ou du moins minimiser l'action nocive du Plomb sur le végétal «Haricot à égrener» (Phaseolus Vulgaris).

En somme, cette approche empirique, semble à notre avis importante, car elle permet de mettre en exergue l'objectif recherché et de servir, comme plateforme pour une éventuelle extension, du simple fait qu'elle ne pourrait être considérée comme une fin en soi.

La protection de l'environnement ne doit pas figurer uniquement en projet, mais plutôt en faits, car ce sont les faits qui nous ramènent à la réalité des choses.

Chapitre V :
Modèle propre de précipitation
quantitative des métaux lourds par le
langage JAVA-SCRIPT basé sur les
données de Hartinguer et Brown.

Chapitre V : Modèle propre de précipitation quantitative des métaux lourds par le langage JAVA-SCRIPT basé sur les données de Hartinguer et Brown.

Présentation :

Comme la plus part des polluants rejetés massivement dans l'écosystème, les métaux lourds sont considérés comme d'importants contaminants des écosystèmes du réseau trophique.

A la différence des autres polluants organiques, les métaux lourds ne sont ni dégradables ni biodégradables.

Ils peuvent être accumulés dans les tissus des plantes et induire par conséquent des perturbations majeures au niveau de leur métabolisme par le biais du phénomène de bioconcentration.

En ce qui concerne les pollutions métalliques la ville de Batna est confronté à ce type de polluants générés par le tissu industriels qui déversent des eaux chargées en polluants multiformes dans l'émissaire sans traitement en amont. L'évaluation du risque et du degré d'incidence impose par conséquent à réfléchir sur des modalités probables de dépollution qui peuvent être amenés à utiliser des modèles couplant géochimie et transport.

Afin d'approcher ce problème crucial en termes d'incidence de ce type de toxiques sur toute la chaîne trophique, on a essayé de proposer un modèle propre de dépollution des métaux lourds dans les eaux résiduelles basé sur les données de Hartinguer et Brown.

Les utilisateurs de ce modèle trouveront une aisance de manipulation et d'avoir l'état des polluants, les modes de précipitation quantitatives en introduisant la valeur du pH de l'eau à l'instant t ainsi que le volume de l'eau. Le présent modèle est consacré aux pollutions métalliques. Les modalités d'utilisation intégrées peuvent être utiles, d'une part, aux opérateurs, ingénieurs de la ou les stations, confrontés au problème de l'impact des pollutions métalliques, et d'autre part, aux représentants des services de l'environnement qui doivent évaluer les risques.

L'accumulation dépend des métaux et du type d'organisme. Par contre, l'accumulation des métaux à partir de l'aliment peut être aussi importante, car après l'introduction dans l'organisme le métal devient métaboliquement disponible c'est-à-dire, il a le potentiel pour ce lié à des molécules dans les cellules ou dans n'importe quelle partie du corps après un transport interne à travers le sang.

V .1 Raison de la réflexion à ce type de model :

L'idée est imposée par les raisons toujours ignorées relative à l'incidence des polluants minéraux sur tous les systèmes biologiques et plus particulièrement l'homme par la migration par les différents stades de la chaine trophiques.

En plus la majorité des métaux lourds n'ont pas de rôle biologiques connu et sont réputés très nocifs même à des doses infinitésimales pour la plante, l'animal et l'homme considéré comme le dernier maillon de la chaine.

Ces polluants sont dangereux car ils s'accumulent en raison de leur demi-vie biologique (Goethberg et al, 2002).

D'autres éléments tel que les oligo-éléments comme le Cuivre et le Zinc sont bénéfiques à des petites doses, mais ils deviennent toxiques au-delà des doses déterminées et peuvent atteindre des doses suffisamment élevées pour être toxiques chez l'homme, les plantes jouent le rôle de barrières qui atténuent les risques potentiels pour la santé de l'homme (Hamilton et al, 2005 ; Johnson et al, 2006).

De ce fait une stratégie de gestion de ce type de risque devient impérative, en plus certaines mesures de mises en œuvre aux champs et options de traitement à faible cout peuvent réduire les risques pour l'environnement et par conséquent la santé de l'homme (O.M.S, 2006b)).

Donc c'est dans cette optique et tenant compte des conséquences dramatiques qui peuvent résulter de ce type de contamination, que la proposition de ce modèle de gestion et de dépollution acceptable et réalisable et efficace en terme de minimisation des risques de disponibilité et transport des métaux lourds.

V .2 Données de bases :

Pour la réalisation de ce modèle, on a opter par l'exploitation théoriques des données de Hartinger et Braun, qui ont proposé une schématisation théorique des principes de dépollution des métaux lourds par le principe de précipitation quantitative des métaux les plus disponibles et les plus toxiques.

Les travaux de Hartinger et Braun sont rapportées un m³ d'eau usée, et delà vient notre amélioration en terme d'application à des volumes variables, selon la situation.

V .3 Utilité du model :

L'utilité de ce modèle proposé est d'une importance capitale en terme de gestion et de minimisation des risque liées à la libération de ce types de polluants dans l'émissaire et les conséquences graves qu'ils peuvent générer en terme d'incidences sur tous les systèmes biologiques et plus particulièrement l'homme.

En plus la conception de ce modèle a pris en compte l'aisance de la manipulation et la disponibilité des données relatives à l'intervention.

V .4 Principe du langage :

Le model a été conçu par le langage Quick basic 4.5 et ensuite amélioré par le langage JAVA SCRIPT, vu sa performance et précision et la rapidité d'exécution.

V.5 Originalité du model :

L'originalité du model réside dans sa compatibilité avec la nouvelle génération en matière de haute technologie, Le model de précipitation quantitative des métaux a été amélioré du mode Visual basic au langage Java Script, car ce langage présente des plusieurs avantages, tel que la rapidité d'exécution, l'espace réduit de programmation, et le plus important des avantage c'est sa compatibilité avec la nouvelle technologie, c'est à dire on peut l'adapter au téléphone digital smart phone ou la montre interactive, qui remplacent l'ordinateur en d'autre terme l'opérateur trouvera une aisance dans l'application.

Le langage JAVA SCRIPT est un langage très performant est considéré le langage de la dernière génération.

V.6 Exécutable du model :

L'exécutable du model, permet de déterminer les quantités des réactifs à ajouter pour atteindre les pH des précipitations quantitatives des éléments les plus importants en terme de disponibilité et de toxicité dans les proportions les plus précises, et de déterminer les quantités rapportées à des différents volumes.

Le programme de conception du model de précipitation quantitative est cité dans l'annexe 4.

Conclusion générale

Conclusion Générale :

De notre étude traitant sur l'impact des rejets mixtes industriels et domestiques, sur l'environnement à savoir sol et végétation, sachant que l'épandage des parcelles à proximité de l'oued récepteur des eaux résiduaires s'effectue par l'exploitation de ces eaux et l'irrigation des champs de cultures fourragères et des cultures de consommation, il ressort que :

Les industries génèrent une pollution multiformes en particulier organique et minérale, et plus particulièrement la pollution par les métaux lourds.

De là intervient la notion de traitement des eaux usées, dans le but d'éliminer les teneurs des métaux lourds qui sont considérés comme le risque majeur sur la toute la chaîne alimentaire, vu que ces derniers ont une caractéristique d'accumulation dans les sols et peuvent par conséquent migrer vers les plantes jusqu'à atteindre l'homme qui est dernier maillon de la chaîne alimentaire.

L'étude de la cinétique des polluants plus particulièrement les métaux lourds à travers les différentes stations d'étude, montre que les teneurs subissent des réductions significatives tout le long de l'oued sous l'effet du pH de l'eau des mécanismes de compétition etc.

Le problème majeur dans le cas d'épandage est la présence des polluants minéraux dans les eaux, est l'accumulation dans le sol.

Aussi l'étude de la vulnérabilité de la nappe phréatique à la contamination a montré que les zones les plus vulnérables sont les zones où les cultures sont intenses à savoir Mechta arrour et Merdja mezouala, là où les indices DRASTIC sont plus élevés.

A travers les résultats, il ressort que l'impact de ce type d'épandage peut conditionner des accumulations des polluants au niveau du sol, et migrer par conséquent vers systèmes (plantes), toujours est-il que les eaux résiduaires sont chargées en éléments nutritifs importants pour le développement et la croissance des plantes..

L'étude a mis en exergue l'état de la pollution sur les systèmes sélectionnés et dans le but de palier à ce type de problèmes il est impératif que les eaux rejetées dans l'émissaire (Oued El-Gourzi) sont constituées de matières organiques riches en éléments nutritifs.

Conclusion Générale

Les inconvénients de l'utilisation des eaux résiduaires sur les terrains se penchent sur les modalités de l'exploitation des eaux comme fertilisant en agriculture. Ce type d'inconvénients tels que, les odeurs nauséabondes, la présence d'agents pathogènes, la phytotoxicité qu'entraîne la présence de sels solubles. Sont temporaires et qui peuvent disparaître après une ou deux années. Par contre, les inconvénients persistants représentés par l'accroissement dans le sol de produits organiques industriels ou de métaux résiduaires, représentent des problèmes pour l'environnement.

Dans le but de palier à ce type d'impact il s'avère impératif que les stations d'épuration des unités soient fonctionnelles car le fonctionnement de la station d'épuration principale est d'une importance capitale pour assurer la neutralisation et la précipitation des métaux lourds aux niveaux des unités ainsi que la désinfection de l'eau et l'élimination des virus et germes avant rejet.

Pour éviter tout risque de contamination, il est préférable de ne pas exploiter ce type d'eau pour l'épandage des cultures animales et humaines, et l'utiliser pour l'irrigation des espaces verts et les jardins publics.

L'utilisation des effluents à l'épandage doit obéir aux exigences relatives à

L'étude de l'effluent qui nous permettra de connaître sa toxicité, son potentiel de contamination par des germes pathogène et sa composition physique et chimique.

.

Les critères sont:

- Absence de substances toxiques, ou présence en deçà des concentrations dangereuses.
- Aptitude à la dégradation et à l'assimilation dans le sol.
- Composition ne présentant pas de risque important vis-à-vis de la structure du sol et de ces capacités de rétention et d'échanges.

L'originalité et l'apport de notre étude repose sur une méthodologie basée sur un constat en terme d'évaluation de la charge polluante, puis on passe à des propositions réfléchies, dans un but de solutionner des problèmes par des propositions fiables et réalisables. De là vient nos deux solutions complémentaires à savoir :

a- La dépollution par précipitation quantitative par les biais d'un modèle propre basé sur les données de Hartinguer et Brown.

b- La réduction de la contamination par l'optimisation de l'effet antagoniste du Plomb par interactions (Plomb/Zinc et Plomb/Fer et Plomb/Cuivre), nous a permis d'aboutir à un résultat intéressant qui est parmi les trois Oligo-éléments sélectionnées pour l'investigation, c'est le Zinc qui donne de bon résultats en terme de compétition antagoniste.

Conclusion Générale

Les résultats obtenus sont très concluants et peuvent être exploités dans le domaine de la recherche.

Après l'interdiction de l'utilisation illicite des eaux usées dans les opérations d'épandage, une réflexion doit être posée dans le cadre de l'élimination graduelle des résidus des métaux lourds dans le sol par les mécanismes de phytoremediation appropriée.

Références bibliographiques

Références bibliographiques :

- Ads, Académie des Sciences. Contamination des Sols par les Eléments Taces (1998). les risques et leur gestion. Rapport no. 42, Paris : Lavoisier Tec&Doc, 1998, 440 p.
- Adriano, D.C. (2001). Trace Elements in Terrestrial Environments: Biochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. Springer-Verlag, New York.
- Afnor.NF X31-147.Qualité des sols-Sols-sédiments-Mise en solution totale par attaque acide. Paris, France. (1996b) p19.
- Affret L., Devillepoix A., Levaray G., (1999) .Impact du Recyclage Agricole des Boues d'épuration Urbaines sur la Qualité des Productions Betteravières. Bilan des Travaux 1997-1998. Béghin Say / SEDE / SIAAP / ADEME / Agence de l'Eau Seine-Normandie. Rapport de Convention.
- Allen,S.E. Grimshaw,H.M. Rowland.A. P. (1986).Chemical Analysis. In P.D. Moore, S.B. Chapman (Eds.), Methods in Plant Ecology. Blackwell Scientific Publication, Oxford, London. 285–344.
- Allen, H.E.; Hansen, D.J. (1996). The Importance of Trace Metal Speciation to Aerobic and Anaerobic Conditions. Environ. Pollut.Ser. A., 103-114.
- Antonovics J, Bradshaw AD, Turner RG (1971).Heavy Metal Tolerance in Plants. Advances in Ecological Research 7:1–85.
- Ayers, R. S. Et D. W. Westcot (1985). « Water Quality for Agriculture », Irrigation and Drainage, Document 29, Rév. 1, Rome, FAO.
- Asano, T., Burton, F.L., Leverenz, H.L., Tsuchihashi, R., & Tchobanoglous, G. (2007). Removal of constituents by secondary treatment. In Metcalf & Eddy (Ed.), Water reuse: Issues, technologies and applications (pp. 295–301). New York: McGraw-Hill
- Bååth, E., Díaz-Raviña, M., Frostegård, Å., Campbell, C.D. (1998). Effect of Metal-Rich Sludge Amendments on the Soil Microbial Community. Appl. Envir. Microbiol. 64, 238-245.
- Babich, H. And Stotzky, G. (1980). Environmental Factors that Influence the Toxicity of Heavy Metals and Gaseous Pollutants to Microorganisms, Crit. Rev. Microbiol. 8, 99-145.

Références bibliographiques

- Bahri, A. (2009). « Managing the Other Side of the Water Cycle: Making Wastewater an Asset », Technical Committee (TEC) Paper n^o. 13, Stockholm, Partenariat mondial de l'eau.

- Baker, A.J.M., Walker P.L. (1990). Ecophysiology of Metal Uptake by Tolerant Plants. In Shaw A.J. (Ed.), Heavy Metal Tolerance in Plants : Evolutionary Aspects, CRC Press, Boca Raton, USA : 155-177.

- Baker A.J.M., Reeves R.D., McGrath S.P. (1991). In Situ Decontamination of Heavy Metal Polluted Soils Using Crops of Metal-Accumulating Plants? A Feasibility Study. In: Hinchey R.L., Olfenbuttel R.F. (Eds.): In Situ Bioreclamation. Butterworth-Heinemann, Boston.

- Barber, S.A., (1995). Soil Nutrient Bioavailability, a Mechanistic Approach. John Wiley and Sons, New York, États-Unis.

- Bargagli, R., (1998). Trace Elements in Terrestrial Plants. An Ecophysiological Approach to Biomonitoring and Biorecovery. Springer. 324 P.

- Bartlett, R.J.; Kimble, J.M. (1976). Behavior of Chromium in Soils: II. Hexavalent Forms. J. Environ. Qual., 5, 383-386.

- Baudoin, E., Benizri, E., and Guckert, A. (2001). Metabolic Fingerprint of Microbial Communities From Distinct Maize Rhizosphere Compartments. Eur. J. Soil Biol. 37, 85-93.

- Bellows, A. C. (1999). « Urban Food, Health, and the Environment: the Case of Upper Silesia, Poland », dans M. Kocet Coll. (Dir.), for Hunger-Proof Cities: Sustainable Urban Food Systems, Ottawa, Centre de Recherches pour le Développement International, P. 131-135.

- Binns, J. A., R. A. Maconachie et A. I. Tanko. (2003). « Water, Land and Health in Urban and Periurban Food Production: the Case of Kano, Nigeria », Land Degradation and Development, N^o 14, P. 431-444.

- Bloomfield, C.; G. Pruden. (1980). The Behavior Of Cr(VI) In Soil Under Aerobic Conditions, JMP, N^o 155 P 236-241

- Bourrelier, P.H., Berthelin J. (Coordinateurs), (1998). Contamination des Sols par les Eléments-Traces : Les Risques et Leur Gestion. Rapport N^o 42 de l'Académie des Sciences, Tec & Doc, Lavoisier.

Références bibliographiques

- Bourrelier, P.H. And Berthelin, J. (1999). Contamination des Sols par les Eléments Traces: les Risques et Leur Gestion. CR. Accsci, 42. Ed5. Lavoisier, Paris.

- Brown, S. L. (2004). « inSitu Soil Treatments to Reduce the Phyto- and Bio-Availability of Lead, Zinc and Cadmium », Journal of Environmental Quality, Vol. 33, P. 522-531.

- Brunet J, Repellin A, Varrault G, Terryn N, Zuily-Fodil Y (2008). Lead Accumulation in the Roots of Grass Pea (*Lathyrus Sativus* L.): a Novel Plant for Phytoremediation Systems? *Comptes Rendus Biologies* 331(11):859-864

- Burt R., Wilson M.A., Mays M.D., Lee C.W. (2003). Major and Trace Elements of Selected Pedons in the US. *J. Environ. Qual.*, 32(6): 2109-2121. DOI: 10.2134/Jeq2003.2109.788

- Cambier P., Lamy I., Citeau L., Nahmani J., (2009). Pollutions Métalliques : Distribution Hétérogènes du Zn, Pb, Cd et Cu et Relations avec L'usage des Sols. in : Contamination Métalliques des Agrosystèmes et Ecosystèmes Péri-Industriels. P. Cambier, C. Schvartz, F. Van Oort (Coord) Quae Ed., Paris. P. 15-44.

- Caseewich (1978). "Industrial Utilisation of Selenium and Cadmium, *Indust. Eng. Chem.*", 34.

- Ccme (Conseil Canadien Ministère de L'environnement), (1997). *Recommandations Canadiennes pour La Qualité des Sols*, Winnipeg, Canada.

- Chaneau CH, Rougeux G, Yepremian C, Oudot J (2005). Effects of Nutrient Concentration on The Biodegradation of Crude Oil and Associated Microbial Populations in The Soil. *Soil Biology And Biochemistry* 37:1490-1497.

- Chaney R.L. (1983): Plant Uptake of Inorganic Waste Constituents. in: Parr J.F., Marsh P.B., Kla J.M. (Eds.): *Land Treatment of Hazardous Wastes*. Noyes Data Corp, Park Ridge: 50–76.

- Chaney RL, Malik M, Li YM, Brown SL, Brewer EP, Scott Angle J, Baker AJM. (1997). Phytoremediation of Soil Metals. *Curr Opin Biotechnol.* 1997;8(3):279–284

- Chaney, R. L., Angle, J. S., Broadhurst, C. L., Peters, C. A., Tappero, R. V., and Sparks, D. L. (2007). Improved Hyperaccumulation yields Commercial Phytoremediation and Phytomining Technologies. *J. Environ. Qual.* 36, 1429–1443. doi: 10.2134/jeq2006.0514

Références bibliographiques

- Chang, A. C. e al. (2002). Developing Human Health-Related Chemical Guidelines for Reclaimed Wastewater and Sewage Sludge Applications in Agriculture, Genève, and Rapport.56 vol 121: 256-261p.

- Chaperon, S., Sauve S. (2008). Toxicity Interactions of Cadmium, Copper, and Lead on Soil Urease and Dehydrogenase Activity in Relation to Chemical Speciation. *Ecotoxicol. Environ.Saf.*, 70: 1-9. DOI:10.1016/J.Ecoenv..10.026

- Chaussod, R., (2002) .la Qualité Biologique des Contamina : des Concepts Aux Applications. *Compte Rendu de l'Académie d'Agronomie Française* 88 :61-68.

- Christoforidis, A., Stamatis N. (2009). Heavy Metal Contamination in Street Dust and Roadside Soil Along the Major National Road in Kavala«S Region, Grece.*Geoderma.*, 151: 257-263.DOI: 10.1016/J.Geoderma.04.016

- Clemens, s. (2001). Molecular Mechanisms of Plants Metal Tolerance and Homeostasis *Planta* 212: 475-486

- Cieæko, Z., Wyszowski.,Rolka E. (2006). Fluctuations in the Content of Lead in Plants as Affected by Soil Contamination with Cadmium.*Pol. J. Environ. St.*, 15(2a): 23-29.

- Coombs, T. L. EtS. G. George (1978). Mechanisms of Immobilisationand Detoxification of Metals in Marine Organisms.*PhysiologyandBehaviour of Marine Organisms*.D. S. McluskyetA. J. Berry.Oxford, Pergamon Press: 179-187.

- Cordova, A., Alvarez-Mon M. (1995).Behavior of Zinc in Physical Exercise: aSpecial Reference to Immunity and Fatigue. *Neurosci.Biobehav. R.*, 19(3): 439-445.

- Cossa, D., F. Elbaz-Poulichet, M. Gnassia-BarellietM. Romeo (1993). le Plomb en Milieu Marin.*BiogéochimieetEcotoxicologie*, Editions Ifremer, Plouzané, France. 3: 75.

- Costa, G.,Morel, J.L.,(1993).Cadmium Uptake by Lupinusalbus(L.): Cadmium Excretion, a Possible Mechanism of Cadmium Tolerance. *J. Plant Nutr.*16: 1021-1029.

- Devez, A., (2004). Caractérisationdes Risques Induits par les Activités Agricoles sur les Ecosystèmes Aquatiques.Thèse, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, 2004, 269p.

Références bibliographiques

- Díaz-Roviña, M. and Bååth, E. (1996). Development of Metal Tolerance In Soil Bacterial Communities Exposed to Experimentally Increased Metal Levels. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 2970-2977.
- Dobbins, (1985). Spectrochemical Study of Normal Ranges of Concentration Traces Metals in Biological Material, *J. Nutrition*, 19, 578,
- Dudley, L.M. ; Mclean, J.E. ; Furst, T.H. ; Jurinak, J.J. (1991). Sorption of Cd and Cu From an Acid Mine Waste Extract by Two Calcareous Soils: Column Studies. *Soil Sci.*, 151, 121-135.
- Dudley, L.M.; Mclean, J.E. ; Sims, R.C. ; Jurinak J.J. (1988). Sorption of Copper And Cadmium From the Water Soluble Fraction of an Acid Mine Waste by Two Calcareous Soils. *Soilsci.*, 145, 207- 214.
- Dumestre, A., Sauve S., McBride M., Bavey P., Bertheelin J. (1999). Copper Speciation and Microbial Activity in Long-Term Contaminated .*Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 36: 124-131.
- Dutkiewicz T, Paprotny W, Sokolowska D, et al. 1978. Trace Element Content of Human Hair Determined Using Neutron Activation Analysis as Monitor of Exposure Effects to Environmental Metals. *Chemia Analityczna* 23:261-272.
- Duval, L., Moré E., Sicot A., (1992). Observations de Carences en Molybdène sur le Chou-Fleur en Bretagne. *C.R. Acad. Agric. Fr.*, 78, 1, 27-34.
- Duvigneaud, P, Denaeyer-de Smet S (1963). Cuivre et Végétation à Katanga. *Bull Soc Roy Bot Belg* 96:92-231.
- Eary, L.E.; Rai, D. (1991). Chromate Reduction by Subsurface Soils Under Acidic Conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 55, 676-683.
- Edwards, C.A. and Bohlen, P.J. (1996). *Biology and Ecology of Earthworms*. Chapman & Hall, London Pp. 426.
- Ekelund, F., Olsson, S., and Johansen, A. (2003). Changes in the Succession and Diversity of Protozoan and Microbial Populations in Soil Spiked With a Range of Copper Concentrations. *Soil Biol. Biochem.*, 35, 1507-1516.
- Ekmekyapar, F., Aslan, A., Bayhan, Y. K. and Cakici, A. (2012). Biosorption of Pb(II) by Nonliving Lichen Biomass of *Cladonia rangiferina*. *Int. J. Environ. Res.*, 6 (2), 417-424. 799.

Références bibliographiques

- Ernst WHO (1974). Schwer metal vegetation Der Erde. Fischer Verlag, Stuttgart, 194 P.

- Faucon, M.P (2008). Conservation du Patrimoine Biologique du Katanga : Initiation d'un Programme de Conservation de la Biodiversité des Affleurements Naturels de Cuivre. Echosud 18:6-7.

- Faucon, MPet Al. (2010). Copper Endemism in the Congolese Flora: A Database of Copper Affinity and Conservation Value of Cuprophytes. Plant Ecology and Evolution 143: 5-20.

- Faucon, M.-P., Chipeng, F., Verbruggen, N., Mahy, G., Colinet, G., Shutcha, M., Pourret, O. & Meerts, P. (2012). Copper Tolerance and Accumulation in two Cuprophytes of South Central Africa: *Crepidiorhodon perennis* and *C. tenuis* (Linderniaceae). Environmental and Experimental Botany, 84, 11-16.

- Fendorf, S.E.; Zasoski, R.J. (1992). Chromium (III) Oxidation by Gamma-MnO₂: I. Characterization. Environ. Sci. Technol., 26, 79-85.

- Fisher, N. S. et J. R. Reinfelder (1995). The Trophic Transfer of Metals in Marine Systems. In "Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems". A. Tessier et D. R. Turner. Wiley: 363-396.

- Forstner, U. (1985). Chemicals Forms Applied Science Publishers, 1-30.

- Gaultier J.P., Leydecker J.P., Isambert M., Nahmani J., Van Oort F., 2002. Bases de Données Géoréférencées. In D. Baize et M. Tercé : Les Éléments Traces Métalliques dans les Sols. Approches Fonctionnelles et Spatiales. INRA Éditions, Paris, 299-312.

- Gilbin, R. (2002). Caractérisation de L'exposition des Ecosystèmes Aquatiques aux Produits Phytosanitaires - Spéciation, Biodisponibilité et Toxicité. Thèse. des Universités de Montpellier I et de Genève (Suisse), 192 P.

- Giller, K.E., Witter E., McGrath S.P. (1998). Toxicity of Heavy Metals to Microorganisms and Microbial Processes: A Review. Soil Biol. Biochem., 30: 1389-1414

- Goethberg, A., M. Greger et B. E. Bengtsson (2002). « Accumulation of Heavy Metals in Water Spinach (*Ipomea aquatica*) Cultivated in the Bangkok Region, Thailand », Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 21, N° 9, P. 1934-1939

Références bibliographiques

- Godin M., Feinbert M.H. & Ducauze C.J. (1985). Modeling of Soil Contamination by Air-Borne Lead and Cadmium Around Several Emission Sources. *Environ. , Pollut*, 10: 97-114

- Glick, B.R. (2003). Phytoremediation: Synergistic Use of Plants and Bacteria to Clean up the Environment. *Biotechnology Advances* 21, 383-393.

- Gulser F., Erdogan E. (2008). The Effects of Heavy Metal Pollution on Enzyme Activities and Basal Soil Respiration of Roadside Soils. *Environ.Monit.Assess.*, 145: 127-133. DOI:10.1007/S10661-007-0022-7.

- Cunningham, J.D., Ryan, J.A., Keeney, D.R. (1975). Phytotoxicity and metal uptake from soil treated with metal amended sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 4, pp. 455-460.

- Haande F.A.M., Visser-Reyneveld M.I., (1996). Soil Pollution and Soil Protection. International Training Centre (PHLO), Wageningen Agricultural University, Wageningen, Pays-Bas.

- Hamilton, A. J., Alston C, Chiffings T, (2005). « Position of the Australian Horticultural Industry With Respect to the Use of Reclaimed Water », *Agricultural Water Management*, Vol. 71, P. 181-209.

- Hawf, I.R and Schmid, W.E, (1967). Uptake and Translocation of Zinc by Intact Plant Soil 27: 249-260

- Hickman, Z.A. and Reid, B.J. (2008). Earthworm Assisted Bioremediation of Organic Contaminants. *Environment International* 34, 1072-1081.

- Hinelsy, D., Jones R.L., Ziegler E .L , TYLER J.J. (1977). Effects of Annual and Accumulative Applications of Sewage Sludge on Assimilation of Zinc and Cadmium by Corn (*Zea Mays* L .) » *Environ.SCI.Technol*, 11, N°2 , P.182-188,.

- Hinsinger, P., Plassard, C., Tang, C., Jaillard, B., (2003). Origins of root-mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints: a review. *Plant Soil* 248, 43–59

- Hussain, S. I. (2000). Irrigation of Crops With Sewage Effluent: Implications a Movement of Lead and Chromium as Affected by Soil Texture, Lime, Gypsum and Organic Matter, Thèse de Doctorat, Département des Sciences du Sol, Faisalabad, Université agricole, P. 190.

Références bibliographiques

- Jaffré, T (1992). Floristic and Ecological Diversity of the Vegetation on Ultramafic Rocks in New Caledonia (Eds). By Baker AJM, Proctor J, Reeves RD. Proceedings of the First International Conference on Serpentine Ecology, University of California. Intercept, Hampshire, UK:101-108.

- Jaillard B., Schneider A., Mollier A., Pellerin S., (2000). Modélisation du Prélèvement Minéral par les Plantes Fondée sur le Fonctionnement Bio-Physico-Chimique de la Rhizosphère. In Fonctionnement des Peuplements Végétaux sous Contraintes Environnementales. Eds P. Maillard et R. Bonhomme. pp.253-287. Série les Colloques N°93, INRA, Paris, France.

- Jiang J., Wu L., Li N., Luoy, Liu L. (2010). Effect of Multiple Heavy Metal Contamination and Repeated Phytextraction by *Sedum* Microbial Properties. *Eur.J.Cel.Biol.*, 46: 18-26. DOI:10.1016/J.Ejsobi.2009.10.001.

- Jiménez, B. Et T. Asano (2008). « Water Reclamation and Reuse Around The World », dans B. Jiménez et Coll. (Dir.), *Water Reuse: an International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, Londres, IWA Publishing, P. 648.

- Johnson, S. (2006). « Are We at Risk from Metal Contamination in Rice? », *Rice today*, 36 P.

- Juste, C. (1995). les Micro-Polluants Métalliques dans les Boues Résiduaire des Stations d'épuration Urbaines, Convention ADEME-INRA, ADEME Ed., 209p.

- Kabata-Pendias, A. (2004). Soil – Plant Transfer of Trace Elements – an Environmental Issue. *Geoderma*, 122: 143-149. DOI:10.1016/J.Geoderma.2004.01.004.

- Kabata-Pendiasa., PENDIAS H. (2001). Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press. Boca Raton, FL (3rd Edition), 413 Pp. DOI: 10.1007/978-94-011-7336-0_12.

- Kalayanasundaram ,N.K., and Mehta ,B.V(1970). "Availability of Zinc, P and Ca in Soils Treated with Varying Levels of Zn and Phosphate ". *Plant, Soil*.33, 699-706.

- Kandeler, E., Kampichler, C., and Horak, O. (1996). Influence of Heavy Metals on the Functional Diversity of Soil Microbial Communities. *Soil Fertil.Ofsoils* 23, 299-309.

Références bibliographiques

- Khan, H., M. Saeed, A.H. Gilani, M.A. Khan, A. Dar and I. Khan. (2010). The antinociceptive activity of *Polygonatum verticillatum* rhizomes in pain models. *Journal of Ethnopharmacology*, 127: 521-527

- Keck, G.Vernus E, (2000) .Déchets et Risques pour la Santé .Techniques de l'Ingénieur, Traité Environnement G 2450, 17 P.

- Kelly, J.J., Häggblom, M., Tate III R.L. (1999). Changes in Soil Microbial Communities over Time Resulting from one Time Application of Zinc: A Laboratory Microcosm Study. *Soilbiol. Biochem.* 31, 1445-1465..

- Keraita, B., B. Jiménez Et P. Drechsel(2008). « Extent and Implications of Agricultural Reuse of Untreated, Partly Treated and Diluted Wastewater In Developing Countries », *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, Vol. 3, N° 58, P. 1-15.

- Khan, M. J. et Coll. (2007). « Accumulation of Heavy Metals in Soil Receiving Sewage Effluent », *Soil and Environment*, Vol. 26, P. 139-145.

- Kim, S.D. Ma, H.;Allen, H.E.;Cha, D.K. (1999). Influence of Dissolved Organic Matter on the Toxicity of Copper to *Ceriodaphniadubia*:Effectof Complexation Kinetics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11, 2433-2437.

- Kirkham M .B (1977). "Growth of Tulips Treated With Sludge Containing Dewateing Chemicals " *Environ Pollut*,72,N°5,P.203-210.

- Kobza J. (2005). Soil and Plant Pollution by Potentially Toxic Elements in Slovakia.*Plant Soil Environ.* 51(6): 243-248.

- Konopka, A., Zakharova, T., Bischoff, M., Olivier, L., Nakatsu, C., Turco, R.F. (1999).Microbial Biomass and Activity in Lead-Contaminated Soil. *Appl. Envir. Microbiol.* 65, 2256-2259.

- Królak E. (2003). Accumulation of Zn, Cu, Pband Cd by Dandelion (*Taraxacumofficinale* Web.) in Environments with Various Degrees of Metallic Contamination. *Pol. J. Environ.St.*, 12(6): 713-721.

- Kruckeberg, A.R(1984) *California Serpentes: Flora, Vegetation, Geology, Soils, and Management Problems*: Berkeley, CA, University of California Press, 180 P.

- Kuperman, R.G., Carreiro, M.M. (1997). Soil Heavy Metal Concentrations, Microbial Biomass and Enzyme Activities in a Contaminated Grassland Ecosystem.*Soilbiol. Biochem.* 29, 179-190.

Références bibliographiques

- Lamy, I. (2002). Réactivité des Matières Organiques des Sols Vis-A-Vis des Métaux. Journées Nationales de L'étude des Sols. P 22.

- Lazarova, V. et A. Bahri(2005). Water Reuse for Irrigation: Agriculture, Landscapes, and Turf Grass, Boca Raton, CRC Press.

- Lee S.-H., Lee J.-S., Choi Y.J., Kim J.-G. (2009). In Situ Stabilization of Cadmium-, Lead-, and Zinc-Contaminated Soil Using Various Amendments. *Chemosphere*, 77: 1069-1075. DOI:10.1016/J.Chemosphere.2009.08.056.

- Leeper G.W. (1977). « Managing the Heavy Metals on the Land » Marcel Dekker, Inc, .

- Lefèbvre, C, Vernet P (1990). Micro evolutionary Processes on Contaminated Deposits. in: Heavy Metal Tolerance in Plants : Evolutionary Aspects (Ed. Shaw J.), CRC Press Inc, Boca Raton, 285-300.

- Leita, L., de Nobili, M., Muhlbachova, G., Mondini, C., Marchiol, L., and Zerbi, G. (1995). Bioavailability and Effects of Heavy Metals on Soil Microbial Biomass Survival During Laboratory Incubation. *Biol. Fertil. Soils*. 19, 103-108.

- Lester, R.(1983) .Dynamics of Trace Metals in Soil. 222-293 *Bul. Env.*

- Li, L.Y. and Li, R.S. (2000).the Role of Clay Minerals and Effect of H⁺ Ions on Removal of Heavy Metal (Pb²⁺) from Contaminated Soil. *Can. J. Geotech/Rev.* 37, 296-307.

- Liao M., Xie X.M. (2007) .Effect of Heavy Metals on Substrate Utilization Pattern, Biomass, and Activity Microbial Communities in a Reclaimed Mining Wasteland of Red Soil Area.*Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 66: 217-223. DOI:10.1016/J.Ecoenv.2005.12.013.792.

- Liu S., Yangz., Wang X., Zhang X., Gao R., Liu X. (2007). Effect of Cd and Pb Pollution on Soil Enzymatic Activities and Soil Microbiota. *Front. Agric. China.*, 1(1): 85-89. DOI: 10.1007/S11703-007-0016-9.

- Lombi E., Smith E., Hansen T.H., Paterson D., de Jonge M.D., Howard D.L., Persson D.P., Husted S., Ryan C., Schjoerring J.K., (2011). Megapixel Imaging of (Micro)Nutrients in Mature Barley Grains. *Journal of Experimental Botany* 62, 273-282.

Références bibliographiques

- Loué, A., (1986). les Oligo-Eléments en Agriculture. SCPA, Agri-Nathan International, Paris.

- Macnair, MR, Gardner M.(1998) the Evolution of Edaphic Endemics. in:Endless Forms, Species and Speciation (Eds. Howard DJ, Berlocher SH), Oxford University Press, New York 157-171.

- Macnair, M.R, Tilstone G.H, Smith S.E (2000).the Genetics of Metal Tolerance and Accumulation in Higher Plants. in: Phytoremediation of Contaminated Soil and Water (Eds. Terry N., Banuelos G., Vangronsveld J.), CRC Press, Boca Raton, 235-250.

- Mahaffey, K.R and Fowler, B.A. (1977). "Effect of Concurrent Administration of Lead, Cadmium and Arsenic in the Rat ". Environ.Health.Perspec. 19, 165-171.

- Mahy G, Faucon M-P, Bizoux J-P (2011).Stratégies de Conservation de la Diversité Végétale des Sites Métallifères: les Enseignements de L'écologie des Populations de Viola Calaminaria. Parcs et Réserves 66: 19-23.

- Mazlani S.,Maarouf A .,Rada A., el Maray M., Pihan J.C. (1994).Etude de la Contamination Par les Metaux Lourds du Champs D'épandage des Eaux Usées de la Ville de Marrakeh'Maroc. Rev. Sci. Eau ,7 , 55-68

- Mapanda, F. et Coll. (2005). « theEffect of Long-Term Irrigation Using Wastewater on Heavy Metal Contents of Soils under Vegetables in Harare, Zimbabwe », Agricultural Ecosystem and Environment, Vol. 107, P. 151-165.

- Marzadori,C. Fransioso O., Ciavatta C., Gessa C. (2000). Influence of the Content of Heavy Metals and Molecular Weight of Humic Acids Fractions on The Activity and Stability of Urease. Soil Biol. Biochem., 32: 1893-1898.

- Meguro, N., Kodama, Y., Gallegos M. T., Watanabe K. (2005). Molecular Characterization of Resistance-Nodulation-Division Transporters from Sol Vent-and Drug-Resistant Bacteria in Petroleum-Contaminated Soil.Appl. Environ. Microbial. 71(1): 580-586. DOI: 10.1128/AEM.71.1.580-586.

- Meink F., Stoof H. et Khoeschitter H.(1977).les Eaux Résiduaire Industrielle 2^{ème}Edition, Masson. Paris. Newyork. Barcelone. Milan. 863 Pp.

- Menani, M. R. (1991) .Etude Hydrologique de la Plaine d'El Madher.

- Mench, M., (1993). Notions sur les Eléments en Traces Pour une Qualité des Sols Et des Produits Végétaux. Purpan, 166, 118-127.

Références bibliographiques

- Mikanova, O. (2006). Effects of heavy metals on some biological parameters. *J. Geochem. Exploration*, 88 , 220-223

- Mills, C.F (1974). 'Trace Element Interactions Effectsof Dietary Composition on the Deveolementoflmbaianceand Toxicity Trace' Effmetab. *Anim.Procint. Symp. 2nd 1973* edbyHOEKSTR W.G., SUTTIE J.W, Ganther H.E and MERTZ.W Univ Park Press, Baltimore. 79-80.

- Minhas, P. S. et J. S. Samra(2004). *Wastewater Use in Peri-Urban Agriculture: Impacts and Opportunities*, Karnal, Central Soil Salinity Research Institute, P. 75.

- Moffett, B.F., Nicholson, F.A., Uwakwe, N.C., Chambers, B.J., Harris, J.A., Hill, T.C.J. (2003). Zinc Contamination Decreases the Bacterial Diversity .*FEMS Microbiol. Ecol.* 43, 13-19.

- Moolenar S.W., Lexamond T.M., (1998).*Heavy-Metal Balances of Agro-Ecosystems Inthe Netherlands.**Neth.J.Agric.Sci.*46, 171-192.

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

- Morlot, M. (1996).*Aspects Analytiques du Plombdansl'environnement*, ed Lavoisier TEC&DOC.

- Mouvet, C. (1980). *Pollution de l'Amblève par les Métaux Lourds, en Particulier le Chrome Dosage dans les Eaux et Les Bryophytes Aquatiques Trib. CEBEDEAU 33 N°445 527-538.*

- Murtaza, G., A. Ghafooret M. Qadir(2008). « Accumulation and Implications of Cadmium, Cobalt and Manganese in Soils and Vegetables Irrigated with City Effluent », *Journal of the Science of Food and Agriculture*, Vol. 88, P. 100-107.

- Nieboer, D. Richardson.(1980).*the Remplacement of the Descript Term"Heavy Metals" with Biologically and Chemically Significant Classification of Metal Ions, J. Environ Pollution.*13-26.

- Nies, D.H. (1999). *Microbial Heavy Metal Resistance.**Appl.Microbiol.Biotechnol.*, 51: 730-750.

- Oliveira, A.P.; Gomes Neto, J.A.; Moraes, M.; Lima, E.C. (2002). *Direct Determination of Al, As, Cu, Fe, Mn and Ni in Fuel Ethanol by Simultaneous GFAAS Using Integrated Platforms Pretreated with W-Rh Permanent Modifier*

Références bibliographiques

Together With Pd+Mg Modifier. Atomic Spectroscopy, Vol. 23, No. 6, pp. (190-195).

▪ Olsen S.R. (1972). 'Micronutrients in Agriculture '. by Mortvedt, J. J., Giorgano, PM, and Lindsay, WK. Cds. Madison. Wisconsin. 243-264.

▪ Pérez-De-Mora A., Burgos P., Madejon E., Cabrera F., Jaeckel P., Schloter M. (2006). Microbial Community Structure and Function in a Soil Contaminated by Heavy Metals: Effects of Plant Growth and Different Amendments. Soil Biol. Biochem., 38: 327-341. DOI:10.1016/J.Soilbio.2005.05.010.

▪ Pescod, M. B. (Dir.) (1992). Wastewater Treatment and use in Agriculture, Irrigation and Drainage Paper, N° 47, Rome, FAO. Phytoremediation Systems. C. R. Biologie 331, 859–864.

▪ Planta, S.C., (2001). Molecular Mechanisms of Plant Metal Tolerance and Homeostasis. 212, 475-486.

▪ Prasad, M.N.V., Hagemeyer J. (Eds.), (1999). Heavy Metal Stress in Plants. From Molecules to Ecosystems. Springer. 401 P.

▪ Qadir, M., A. Ghafoor, G. Murtaza (2000). « Cadmium Concentration in Vegetables Grown on Urban Soils Irrigated with Untreated Municipal Sewage », Environment, Development and Sustainability, Vol. 2, P. 11-19.

▪ Quarterman J, Morrison JN. (1975). The Effects of Dietary Calcium and Phosphorus on the Retention and Excretion of Lead in Rats. Br J Nutr. Nov;34(3):351–362.

▪ Rajkumar, M., Freitas, H. (2008). Influence of Metal Resistant-Plant Growth-Promoting Bacteria on the Growth of *Ricinus communis* in Soil Contaminated with Heavy Metals. Chemosphere, 71: 834-842.

▪ Reskin, I. and Ensley, B.D. (2000). Phytoremediation of Toxic Metals; Using Plants to Clean Up the Environment. John Wiley and Sons, New York.

▪ Reeves, R., Schwartz C., Morel J.L., Edmonson J. (2001). Distribution and Metal-Accumulating Behaviour of *Thlaspi caerulescens* and Associated Metallophytes in France, International Journal Of Phytoremediation, 3 :145-172.

▪ Reeves, RD, Baker AJM (2000). Metal-Accumulating Plants. in: Raskin I and Ensley BD (Eds) Phytoremediation of Toxic Metals. Wiley, New York, Pp 193-221.

Références bibliographiques

- Reeves, R.D., Brooks, R.R. (1983). Hyperaccumulation of Lead and Zinc by two Metallophytes from a Mining Area of Central Europe. *Environmental Pollution Series* 31, 277-287.

- Riget, F., Johansen, P. and Smund, G. (1996). Influence of Length on Element Concentrations in the Blue Mussels (*Mytilus edulis*). *Mar. Pollut. Bull.*, 32, 745-751

- Riisgard, H.U. et S. Hansen. 1990. Biomagnification of Mercury in a Marine Grazing Food-Chain: Algal Cells *Phaeodactylum Tricornutum*, Mussels *Mytilus Edulis* and Flounders *Platichthys Flesus* Studied by Means of a Stepwise-Reduction—CVAA Method. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62:259–270.

- Riley, T. Skirrov, M. J. et B. R. Singh (1999). *Lead in Soils and Plants*, Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 271 P.

- Sagi Y., Yigit S.A. (2012). Heavy Metals in Yenice Lake and its Potential Sources: Soil, Water, Sediment and Plankton. *Environ. Monit. Assess.*, 184: 1379-1389. DOI: 10.1007/S10661-011-2048-0.

- Semlali, R.M F, Van Oort, F., Denaix, L. Loubet, M. (2001). Estimating distributions of endogenous and exogenous Pb in soils by using Pb isotopic ratios, *Environmental Science and Technology*, 35, 4080-4088

- Schulz-Baldes, M. (1974). "Lead Uptake from Seawater and Food, and Lead Loss in the Common Mussel *Mytilus edulis*." *Mar. Biol.* 25: 177-193.

- Schulz-Baldes, M. (1977). Lead Transport in the Common Mussel *Mytilus edulis*. *Proc. int. Conf., Heavy Metals in the Environment*, Natl. Res. Council Can.

- Schwartz, C., Sirguy, C., Peronny S., Reeves R.D., Bourgaud R., Morel J.L. (2006). Testing of Outstanding Individuals of *Thlaspi caerulescens* for Cadmium Phytoextraction, *International Journal of Phytoremediation*, 8 : 339-35

- Sharma, R. K., Agrawal, F. Marshall (2007). «Heavy Metal Contamination of Soil and Vegetables in Suburban Areas of Varanasi, India », *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 66, P. 258-266.

- Siberlin N., (1996). Biodisponibilité des Eléments-Traces dans un Sol Cultivé : Etude du Transfert dans une Culture de Maïs en Champ et Conséquences sur le Rendement. Mémoire de fin d'études, IUT Louis Pasteur, Schiltigheim.

Références bibliographiques

- Sigg L, Behra P, Stumm W. (2000). Chimie des Milieux Aquatiques – Chimie des Eaux Naturelles et des Interfaces dans l'environnement, 3^e Edition. Paris : DUNOD, 2000 : 567 P.

- Simag, RV, Mahony JD, Meuller .(1995). Steady-state model of biota sediment accumulation factor for metals in two ma-rine bivalves. Environ Toxicol Chem ,89-98.

- Simmons, R. W .I (2009). « Effect of Long-Term Un-Treated Domestic Wastewater Reuse on Soil Quality, Wheat Grain and Straw Yields and Attributes of Fodder Quality », Irrigation and Drainage Systems, Vol. 24, Nos 1-2, P. 95-112.

- Smith, E., Leeflang, P., and Wernars, K. (1997). Detection of Shifts in Microbial Community Structure and Diversity in Soil Caused by Copper Contamination Using Amplified Ribosomal DNA Restriction Analysis. FEMS Microbiol. Ecol. 23, 249-261.

- Sparks, D.L. (1998). Environmental Soil Chemistry .Academic Press 267 P.

- Spiess E., (1999). Bilan des Eléments Nutritifs dans L'agriculture Suisse pour les Années 1975 a 1995. les Cahiers de la FAL 28. Station Fédérale de Recherches en Agroécologie et Agriculture (FAL), CH-8046 Zurich.

- Sterckeman T., 2004 - Caractérisation du Fond Géochimique en Eléments en Traces dans Les Sols Issus de Roches Sédimentaires du Nord de La France. Thèse De Doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Vandoeuvre-Lès-Nancy Cedex, 250 P.

- Stevenson, F J (1982). Humus Chemistry, 443 pp Wiley, New York

- Sunda, W.G Hanson, A.K. (1987). Measurement of Free Cupric Ion Concentration in Seawater by a Ligand Competition Technique Involving Copper Sorption onto 18C SEP-PAK Cartridges. Limnology and Oceanography, 32, 537–551.

- Suzuki M., Yamada T., Miyazahi T., Kawazoe K. (1979) .Sorption Accumulation of Cadmium in the Sediment of the Tama River – Water Res. 13: 57-65.

- Szymanska-Pulikowska, A. (2012). Changes in the Content of Selected Heavy Metals In Groundwater Exposed to the Impact of a Municipal Landfill Site. J. Elem., 17(4): 689-702. DOI: 10.5601/Jelem.2012.17.4.11.

Références bibliographiques

- Tadros, T.M (1957).Evidence of the Presence of an Edapho-Biotic Factor in the Problem of Serpentine Tolerance. *Ecology* 38:14-23.

- Tatsumoto,R., A. L. Page et D. N. Thomason .(1991). « Salinity and Boron Tolerances of Candidate Plants for the Removal of Lead from Soils », *Journal of Environmental Quality*, Vol. 20, P. 157-164.

- Tessier A. and Turner D.R.(1995).*Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*.NewYork:John Wiley and Sons, 1995, 679 Pp.

- Turner, R.G (1969) .Heavy Metal Tolerance in Plants.in :*Ecological Aspects of the Mineral Nutrition of Plants* (Ed. Rorison IH), Blackwell Scientific Publications, Oxford, 399-410.

- Van Oort F., Thiry M., Jongmans T., Bourenane H., Cambier P., Lamy I., Citeau L. Et Nahmani J., (2009). *Pollutions Métalliques Distributions Hétérogènes du Zn, Pb, Cd, et Cu et Relations avec L'usage des Sols*. in: *Contaminations Métalliques des Agrosystèmes et Ecosystèmes Péri-Urbains*. (Cambier P., Schvartz C. Et Van Oort F., Eds), Éditions Quae, Versailles, France, Pp. 15 - 44

- Van Lerhoven, M John, R. (1977)."Effect of Dietary Cadmium on the Distribution of and Metabolites Composites Results in Humain, .

- Viog K., Megharaj M., Sethunathan N., Naidu R. (2003). Bioavailability and Toxicity of Cadmium to Microorganisms and Their Activities In Soil: aReview. *Adv. Environ. Res.*, 8:121-135. DOI: 10.1016/S1093-0191(02)00135-1

- Walsh, A;Alkemade R. (1955).The application of atomic absorption spectra to chemical analyses: *Spectrochimica Acta*, v. 7, p. 108–117

- Wang F. Yao J., Chen H., Russel M., Chen K. Qian Y. Zaray G., Bramantie. (2010).Short-Time Effect of Heavy Metals Upon Microbial Community Activity.*J. Hazard.Mater.*, 173: 510-516. DOI: 10.1016/J.Jhazmat.2009.08.114.

- Wang W-X, Fisher NS. (1997a); Modeling metal bioavailability formarine mussels. *Rev Environ Contam Toxicol*;151:3965.

- Warren, WG. Lopez GR. (1996).Relationship Between Subcellular Cadmium Distribution in Prey and Cadmium Trophic Transfer to a Predator. *Estuarine* 6; 19:923 -930.

Références bibliographiques

- Warren, WG. Lopez GR. (1996). Relationship Between Subcellular Cadmium Distribution in Prey and Cadmium Trophic Transfer to a Predator. *Estuarine* 6; 19:923-930.

- Whiting SN et Al. (2004). Research Priorities for Conservation of Metallophyte Biodiversity and Their Potential for Restoration and Site Remediation. *Restoration Ecology* 12:106-116.

- Wyszowska, J., Kucharski J., Kucharski M. (2006b). Interaction of Cadmium With other Heavy Metals and Its Influence on the Soil Biochemical Properties. *Pol. J. environ. Stud.*, 15(2A):559-568.

- Wyszowski, M., Wyszowska J. (2004). Effect of Soil Contamination with Zinc, Nickel, Copper And Lead on Yields and Microelement Management by Oat. *J. Elementol.*, 14(3): 605-617.

- Yang, Z.X., Liu, S.Q., Zheng, D.W. Feng S.D. (2006). Effects of Cadmium Zinc and Lead on Soil Enzyme Activities. *J. Environ. Sci.*, 18: 1135-1141.

- Yang, Z.X., Tang, J., Chen, X., Hu S. (2007). Effect of Coexisting Plant Species on Soil Microbes and Soil Enzymes in Metal Lead Contaminated Soils. *Appl. Soil Ecol.*, 37: 240-246.

- Ye, ZH, Yang, ZY, Chan, GYS, Wong M.H (2001). Growth Response of *Sesbania Rostrata* and *S. Cannabino* to Sludge-Amended Lead/Zinc Mine Tailings - a Greenhouse Study, *J. Environ. International*. 26 449-455.

- Zakrzewski, S. F (1997). *Principles of Environmental Toxicology*. 2nd Ed., Washington DC: American Chemical Society, 352 P.

- Zaranko, D. T., R. W. Griffiths et K. Kaushik (1997). "Biomagnification of Polychlorinated Biphenyls Through a Riverine Food Web." *Environ. Toxicol. Chem* 16 (7): 1463-1471.

Liste des annexes

Liste des annexes

Annexe 1 :

Classification périodique des éléments colorée par propriétés physiques et chimiques. Les couleurs indiquent : Solides (gris), Liquides (bleu clair), Gaz (rouge), Éléments de synthèse (bleu foncé), Métaux alcalins (gris clair), Métaux alcalino-terreux (gris foncé), Éléments de transition (bleu), Lanthanides (orange), Actinides (rose), Autres métaux (vert clair), Non métaux (vert foncé), Gaz rares (jaune).

1	2											13	14	15	16	17	18
IA	IIA											IIIA	IVA	VA	VIA	VIIA	0
H	He											B	C	N	O	F	Ne
Li	Be											Al	Si	P	S	Cl	Ar
Na	Mg	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
K	Ca	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Rb	Sr		Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Cs	Ba		Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Uun	Uuu	Uub		Uuq		Uuh		Uuo
Fr	Ra																
		La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	
		Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr	

Tableau I.2 : Classification périodique des éléments

III.2.2.1 Présentation de la spectroscopie d'absorption atomique :

En 1955, WALSH en Australie et ALKEMADE en pays bas publièrent chacun une étude théorique concernant une technique d'analyse sur l'absorption des photons monochromatiques d'un plasma.

Il a fallu quelques années pour montrer les possibilités pratiques de la méthode, à partir de 1963.

La facilité de l'utilisation, ses possibilités analytiques, ont fait de la spectroscopie d'absorption atomique « la méthode reine » pour le dosage des métaux.

La spectroscopie d'absorption atomique est retenue parce qu'elle présente plusieurs avantages tel que :

- La rapidité d'exécution
- La très grande sensibilité
- La précision
- Le cout moins cher de l'analyse

La SAA, permet l'analyse quantitative et qualitative d'environ 66 éléments.

La sensibilité obtenue par cette méthode est de l'ordre de partie par million (ppm), c'est-à-dire que l'on détecte couramment des concentrations à l'ordre de 10^{-6} g/ml ou 1mg/l.

Liste des annexes

Certains éléments ont une sensibilité élevée, par exemple : Be, Cr, Cu, Fe, Mn, K, Na, Ag, Sr, Zn qui sont détectés à des concentrations de 10^{-2} ppm ou moins encore, .

III.2.2.2 Constituants essentiels de la SAA :

- Un générateur de photons de fréquence relative à l'élément à analyser ; le plus utilisé est une lampe creuse remplie à l'intérieur d'un gaz inerte (néon, argon).
- Un dispositif (atomiseur ou nébuliseur) qui convertit l'élément de l'état atome, autrement dit, un générateur d'atomes constituant la cellule d'absorption.
- Un monochromateur (filtre), qui isole la ligne de résonance et protège l'appareil des poussières.
- Un ensemble de mesures (détecteur), qui permet d'évaluer les grandeurs des flux absorbés en les transformant en pulsations lisibles.

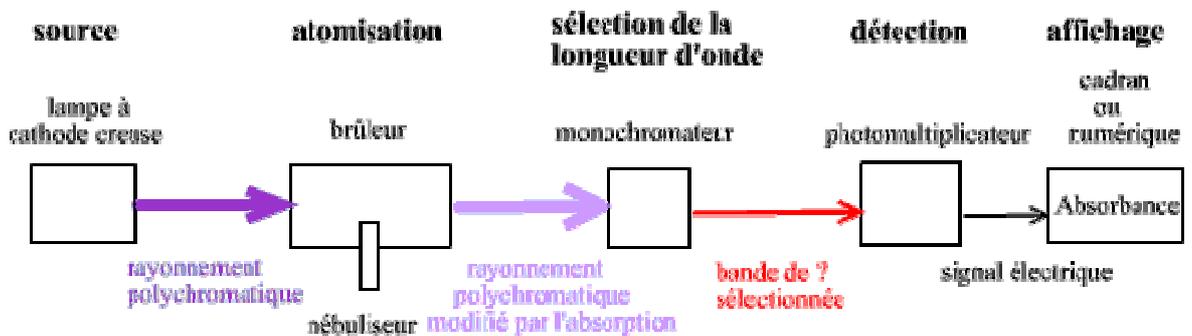


Schéma descriptif de la spectroscopie d'absorption atomique

Le principe de fonctionnement d'un spectromètre d'absorption atomique peut encore s'annoncer : Une source d'émission émet une raie étroite du spectre de l'élément à doser. Cette radiation est modulée mécaniquement ou électriquement, puis elle traverse la vapeur atomique de l'échantillon à analyser. Elle est particulièrement absorbée par le monochromateur et envoyée sur détecteur photoélectrique.

Un amplificateur accordé sur la fréquence de la modulation traite le signal dû à la radiation provenant de la source d'émission.

La valeur de l'intensité de ce signal amplifié avant et après l'absorption permet de déterminer la quantité de l'élément contenue dans l'échantillon.

Il est à noter que le principe de la SAA est basé sur la propriété d'absorption ou rayonnement incident lié à la concentration de l'élément considéré

III.2.2.3 Loi de spectroscopie d'absorption atomique :

Cette technique est basée sur la loi de Beer-Lambert, exprimée par la relation suivante :

$$\text{Log } I/I_0 = \varepsilon \cdot b \cdot c = A$$

Avec:

A : Absorbance

b : Distance d'ouverture du brûleur (Cm).

c : Concentration de l'élément en (mol/l).

ε : Coefficient d'absorptivité molaire.

III.2.2.4 Les interférences :

Il est important de signaler que la SAA est soumise à plusieurs interférences qui peuvent provoquer des perturbations de lectures, les plus rencontrés sont :

II.2.2.4.1 Les interférences optiques :

Ce type d'interférences a lieu quand deux éléments présents dans une population d'atomes peuvent présenter des raies d'absorption qui se recouvrent partiellement.

Par exemple, le Plomb à 216,9 nm peut absorber les raies de l'antimoine à 217,6 nm ; ces interférences sont corrigées par un changement de raies, comme on peut utiliser une flamme plus chaude ou pratiquer une séparation de l'élément gênant.

II.2.2.4.2 Les interférences chimiques :

On distingue les interférences qui ont lieu en phase de vapeur et celles qui se produisent en phase condensée, cette distinction est parfois difficile à cerner, ainsi, dans un atomiseur électrothermique, on a une réduction des oxydes, les différents équilibres régissent la production d'atomes dans un générateur peuvent être fortement perturbés par la présence d'éléments étrangers. Par exemple l'équilibre d'oxydoréduction varie dans des proportions avec le rapport combustible/comburant, plusieurs substances chimiques peuvent également modifier les équilibres (les acides provoquent en général une diminution de l'absorption).

Pour supprimer ce type d'interférences, il est recommandé de soumettre l'échantillon à analyser à un traitement préliminaire de séparation sur résine, extraction par solvant

III.2.2.4.3 Les interférences matrices :

Ce type d'interférences peut avoir lieu quand il y'a des différences de propriétés physiques et chimiques entre l'échantillon à analyser et la solution standard.

L'élimination de ces interférences repose sur la dilution de l'échantillon.

II.2.2.4.4 Les interférences de base :

Ces interférences sont dues aux impuretés de la flamme, la présence d'espèces gazeuses et des particules de sel peuvent provoquer une perturbation de l'absorption de l'élément, on peut éliminer ce type d'interférences en utilisant un correcteur de base en Deutérium pour corriger l'absorption atomique.

Annexe : 2

Protocole des analyses des ETM dans les systèmes : Eau – Sol - Plante

- Analyse des ETM dans l'eau résiduaire :

Les échantillons sont minéralisés par digestion : 25 ml d'échantillon mélangé à l'eau régale (1 ml d' HNO_3 65% et 1.5 ml d' HCl 40%), Le mélange est homogénéisé et filtré.

- Analyse des ETM dans le sol :

Analyse des éléments : le zinc, le fer, le chrome, le plomb, le cadmium et le cuivre mis en solution par attaque à l'eau régale :

La méthode repose sur protocole suivant :

Peser 1g de sol (S1, S2 et S3) à 0,01g près à partir d'un échantillon broyé dans un mortier puis passé au tamis 250micros et verser dans un ballon à rodage de 250ml;

Ajouter 2 à 3ml d'eau distillée puis 7,5ml d'acide chlorhydrique et 2,5ml d'acide nitrique.

Laisser en contact pendant au moins 12h, afin de permettre une oxydation lente de la matière organique du sol.

Placer le ballon dans le chauffe-ballon, connecter le réfrigérant Chauffer à fond pendant 10min, puis redescendre à 180°C. Laisser alors la minéralisation se poursuivre pendant 2h.

Arrêter la minéralisation, laisser refroidir plusieurs minutes.

Avant d'enlever le réfrigérant, rincer celui-ci avec 10ml d'eau distillée. Filtrer soigneusement dans une fiole jaugée de 100ml le surnageant sur un papier filtre. Laisser passer tout le filtrat initial à travers le papier filtre, puis laver le résidu insoluble sur le papier filtre avec un minimum d'eau distillée. Ajuster au volume. Cette méthode est utilisée pour le dosage des éléments totaux et principalement pour le cuivre, le manganèse, le zinc, le fer, le chrome, le plomb, le cadmium et le cuivre (AFNOR.NF X31-147).

- Analyse des ETM dans la plante :

La minéralisation est basée sur le protocole suivant :

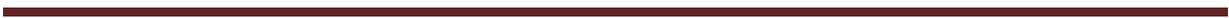
1g de matériel végétal préalablement séché, sont introduits dans une capsule.

La capsule est placée dans un four dont la température est augmentée progressivement jusqu'à 500°C et qui est ainsi maintenue pendant 2 heures. Un palier est effectué aux alentours de 200°C jusqu'à la fin du dégagement de fumées.

Après refroidissement, les cendres sont humectées avec quelques gouttes d'eau puis on ajoute 2ml de HCl au 1/2. On évapore à sec sur plaque chauffante. Après avoir ajouté 3ml de HCl +1ml de HNO_3 , on laisse en contact

Liste des annexes

10 minutes et on filtre dans des fioles jaugées de 25ml. Après avoir ajusté au trait de jauge puis homogénéisé par agitation manuelle, les solutions sont transvasées dans des godets préalablement rincés avec la solution (Allen et al, 1986).



Annexe 3 : Publication from the Far East Journal of Applied Mathematics.

A Modelling and Study of kinetic of heavy metals along a river and effects on soil and plants: Case of El-Madher plain.

N. Sahraoui*¹ & A. Tamrabet¹

*¹Institute of Industrial Safety and Environment

LRPI Laboratory

University of Batna (Algeria)

Abstract

The subject presented in this paper looked at the evaluation of the pollution load and toxicity of wastewaters used in irrigation and pollution measurements particular the pollutants toxics as well as trace metals.

In addition, the valuing of the pollutants to the level of meets some dismissals and to follow the kinetic of pollutants the long of the river and determining the pollutants load in the systems soil and plants, during the irrigation by the wastewaters and to evaluate the vulnerability of the underground waters to the pollution. The final step of our research is based on the proposal of a model detoxification of trace metals in wastewater by a total precipitation of these items by using these parameters: pH, and the data base of Hartingerand Brawn.

Key words: pollution, kinetic, wastewaters, heavy metals, Modelling, Stations.

Liste des annexes

Annexe 4 : programme de conception du model propre de précipitation quantitative des métaux lourds par le langage JAVA-SCRIPT.

```
function calc() {
var chart = {
    0:[60000,27200],
    1:[6000,2720],
    2:[600,272],
    3:[60,27.2],
    4:[6,2.7],
    5:[0.6,0.27],
    6:[0.06,0.027],
    7:[0,0],
    8:[0.027,0.06],
    9:[0.27,0.6],
    10:[2.7,6],
    11:[27.2,60],
    12:[272,600],
    13:[2720,6000],
    14:[27200,60000]
};

varPh = {
    "00":1.0,
    "01":0.79,
    "02":0.63,
    "03":0.50,
    "04":0.40,
    "05":0.32,
    "06":0.25,
    "07":0.20,
    "08":0.16,
    "09":0.13,
    "1":0.10
};

varbalancePh = 0;
varselectbox = document.getElementById('selectbox').value;
switch(selectbox)
{
    case "fe":
        balancePh = 3.5;
        break;
    case "al":
        balancePh= 4.8;
        break;
    case "cr":
```

Liste des annexes

```
        balancePh = [6.3,6.5];
        break;
        case "cu":
        balancePh = 7.5;
        break;
        case "zn":
        balancePh = 8.3;
        break;
        case "ni":
        balancePh = 9.3;
        break;
        case "pb":
        balancePh = 9.5;
        break;
        case "cd":
        balancePh = [9.5,9.8];
        break;
    default:
    document.getElementById('result').innerHTML="<span
    style='color:red'>Error</span>";
    }

    varph_valu = parseFloat(document.getElementById("inputbox").value);

    if(ph_valu > 14 || pH_valu < 0){
    document.getElementById('result').innerHTML="<span
    style='color:red'>Error</span>";
    return false;
    }

    if (typeofbalancepH === 'object') {
    if (ph_valu >= balancepH[1]) {
    balancepH = balancepH[1];
    } else if (pH_valu <= balancepH[0]) {
    balancepH = balancepH[0];
    } else if (pH_valu > balancepH[0] && pH_valu < balancepH[1]) {
    balancepH = pH_valu;
    }
    }

    if(pH_valu == balancepH){
    document.getElementById('result').innerHTML="NaOH: 0<br/>H2SO4: 0";
    return false;
    }

    var unit = (pH_valu > balancepH) ? "H2SO4/ml" : "NaOH/ml";

    var need_to_be_killed = Math.abs(ph_valu - balancepH).toFixed(1);

    if(need_to_be_killed <= 7) {
```

Liste des annexes

```
var one = Math.floor(Math.abs(need_to_be_killed));
var two = Math.abs(need_to_be_killed - one).toFixed(1).replace(".", "");
} else {
var one = Math.ceil(Math.abs(need_to_be_killed));
var two = Math.abs(one-need_to_be_killed).toFixed(1).replace(".", "");
}
```

```
if(one in chart){
if (unit == "NaOH") {
if (need_to_be_killed<=7) {
one = chart[one][0];
} else {
one = chart[one][1];
}
} else if (unit == "H2SO4") {
if (need_to_be_killed<=7) {
one = chart[one][1];
} else {
one = chart[one][0];
}
}
} else{
document.getElementById('result').innerHTML="<span
style='color:red'>Error</span>";
return false;
}
```

```
if(two in pH){
var two = Ph[two];
} else{
document.getElementById('result').innerHTML="<span
style='color:red'>Error</span>";
return false;
}
```

```
var result = one*two;
document.getElementById("result").innerHTML=result+' '+unit;
document.getElementById("cuberes").style.display="block";
return result;
}
```

```
function xc(e){
if(e.keyCode===13){
calc();
}
}
function wc(e){
if(e.keyCode===13){
var univ =document.getElementById("mcube").value*calc();
```

Liste des annexes

```
document.getElementById("mq_result").innerHTML= univ;
}
}
```

```
functionnextS(ww,i){
ww.style.display='none';
document.getElementById("i"+i).style.display="block";
}
```

```
functionlittre () {
var test = document.getElementById("mcube").value*calc();
if (test>1000) {
document.getElementById("mq_result").innerHTML=(test/1000)+" l"
} else {
document.getElementById("mq_result").innerHTML=test+" ml"
}
}
```

