

**Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université de Batna2**

**Institut des Sciences de la Terre et de l'Univers
Département de Géologie**



THESE

**Présentée en vue de l'obtention du diplôme de
Doctorat LMD**

Gestion des Ressources en Eau

Option : Hydrogéologie

**Etude de la Pollution Organique et par Métaux Lourds du
Complexe Eau-Sol-Plante de la Plaine d'El Madher, Réceptacle
des Rejets Usés de la Ville de Batna (Nord- Est Algérien)**

Présentée par

BENFARHI FARIDA

Soutenue publiquement le : 17/07/2023

Devant le jury :

Promoteur: Pr Menani Mohamed Redha

Président: Pr Drias Tarek

Examineur: Pr Chabour Nabil

Examineur: Pr Brinis Nafaa

Année universitaire 2023-2024

Dédicace

*Après quelques années ce modeste manuscrit voit
enfin le jour.*

Je le dédie

A MES TRES CHERS PARENTS

*Pour votre éducation, vos sacrifices et vos
encouragements.*

*Merci d'avoir été présents à chaque moment de ma vie.
Que Dieu vous apporte santé, bonheur et longue vie.*

A MON MARI RIDHA

A MES ENFANTS MALAK ET AYOUB

*En témoignage de mon amour
Merci d'être présents dans ma vie*

A MES FRERES ET MA SŒUR

Merci de votre soutien

Remerciements

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

*Au terme de ce travail, il m'est agréable d'exprimer ma profonde reconnaissance à l'égard du Monsieur **MENANI MOHAMED REDHA** Professeur à l'Institut des Sciences de la Terre et l'Univers, Université Batna-2-, pour avoir dirigé avec beaucoup d'enthousiasme mes travaux de recherche. Je le remercie pour ses compétences scientifiques et ses qualités humaines ainsi que pour ses critiques constructives et ses conseils qui m'ont poussé à aller de l'avant et à approfondir mes connaissances scientifiques et pour son accueil chaleureux au laboratoire pour m'avoir fait les analyses des métaux par spectroscopie d'absorption atomique.*

*Je remercie également Monsieur **Drias Tarek** Professeur à l'Institut des Sciences de la Terre et l'Univers, Université BATNA-2- d'avoir accepté d'honorer cette soutenance comme président de jury. Qu'il me soit permis de lui exprimer ma plus haute considération.*

*Mesieur **Chabour Nabil** professeur à l'Université de Constantine-1-, qui ont bien voulu examiner ce travail et d'être membre de jury.*

*Je tiens également à exprimer ma profonde reconnaissance à Mr **Brinis Nafaa** Professeur à l'Institut des Sciences de la Terre et l'Univers, Université BATNA-2- Je le remercie pour son aide, sa collaboration pour la réalisation de ce travail et d'être membre de jury.*

Mes remerciements et ma reconnaissance s'adressent également à tous mes collègues et mes amis pour leurs aides et conseils.

Liste des Tableaux

Tableau II.1. Classification en fonction de l'affinité des ions métalliques pour divers ligands	22
Tableau II.2. Valeur cibles néerlandaises pour les éléments traces pour quelques types de sols, valeurs en $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}/\text{MS}$	26
Tableau II.3. Exemples de sources industrielles et agricoles pouvant être à l'origine des métaux présents dans l'environnement.	27
Tableau II.4. Concentrations acceptables de métaux lourds dans les végétaux ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de matière sèche)	35
Tableau II.5. Seuils critiques de concentration de métaux lourds dans les végétaux ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de matière sèche)	35
Tableau II.6. Indicateurs utilisées pour évaluer les comportements des composés polluants	41
Tableau II.7. Caractéristiques physico-chimiques du Plomb.	44
Tableau II.8. Caractéristiques physico-chimiques du Chrome	46
Tableau II.9. Caractéristiques physico-chimiques du Cadmium	47
Tableau II.10. Caractéristiques physico-chimiques du Zinc	48
Tableau IV.11. Les paramètres physico-chimiques des eaux d'Oued El Gourzi	62
Tableau IV.12. Température et Précipitation des mois de prélèvement	63
Tableau IV.13. Teneurs en ETM dans l'eau d'Oued El Gourzi (eau d'irrigation)	68
Tableau IV.14. Les valeurs de plusieurs paramètres regroupés pour chaque classe	73
Tableau IV.15. La grille Multi-usages donnant les critères d'appréciation globale de la qualité de l'eau	73
Tableau IV.16. Concentrations des métaux lourds et indice de pollution (<i>IP</i>) dans les sols ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) supportant différentes cultures.	83

Tableau IV.17. Teneur en éléments traces métalliques ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) dans les parties aériennes (feuilles+ tiges) de plantes cultivées dans des sols irrigués par l'eau polluée de l'Oued El Gourzi	84
Tableau IV.18. Teneur en éléments traces métalliques ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) dans les racines des plantes cultivées dans des sols irrigués par l'eau polluée de l'Oued El Gourzi	84
Tableau IV.19. Valeurs des facteurs de transfert plante / sol	91
Tableau IV.20. Valeurs des coefficients de translocation plante/racine	92
Tableau IV.21. Valeurs des ETM dans les eaux souterraines (puits et forages)	96
Tableau IV.22. Indices de contamination et de pollution FC et DC par les ETM dans les eaux souterraines	97

Liste des Figures

Figure I.1. Situation géographique de la zone d'étude	6
Figure I.2. Prises de vue des eaux noirâtres d'Oued El Gourzi	8
Figure I.3. Exemple d'un pompage d'eau de l'Oued El Gourzi pour l'irrigation	9
Figure I.4. Coupe géologique du sondage M5.	16
Figure I.5. Profil latéral (CD) des coupes des sondages M1, M2, M3.	17
Figure I.6. Carte en isobathes de la nappe libre de la plaine d'El Madher.	19
Figure II.7. Processus de complexation des métaux dans l'eau	23
Figure II.8. Le fonctionnement d'un système d'échange entre l'eau et les sédiments.	24
Figure II.9. Source des métaux traces dans le sol.	26
Figure II.10. La répartition (spéciation) des éléments en traces métallique dans le sol	28
Figure II.11. La distribution des éléments traces métalliques dans les sols en fonction de leur disponibilité pour les plantes	30
Figure II.12. Les diverses réactions des plantes face à l'accroissement des concentrations de métaux dans le sol	34
Figure II.13. Courbes dose/réponse illustrant la réaction des plantes aux métaux	38
Figure III.14. Zone d'étude et emplacement des points de prélèvement	49
Figure III.15. Analyseur multi paramètre de type CONSORT C 5010	52
Figure III.16. DCO mètre.	52
Figure III.17. DBO mètre	52
Figure III.18. Opération de quartage	54
Figure III.19. Etapes du traitement des sols	54
Figure III.20. Prise de vue du spectrophotomètre à absorption atomique de type SHIMADZU AA7000	59

Figure III.21. Principe de fonctionnement du spectrophotomètre à absorption atomique à flamme SAA	59
Figure IV.22. Site d'étude et localisation des stations de prélèvement dans Oued El Gourzi	62
Figure IV.23. Variation spatio-temporelle des valeurs de la température (°C) des eaux d'Oued El Gourzi	63
Figure IV.24. Variation spatio-temporelle des valeurs du pH des eaux de l'Oued El Gourzi	64
Figure IV.25. Variation spatio-temporelle des valeurs de la conductivité (ms.cm^{-1}) des eaux de l'Oued El Gourzi	65
Figure IV.26. Variation temporelles des teneurs moyennes de température et conductivité dans les eaux d'Oued El Gourzi	66
Figure IV.27. Variation spatiale des valeurs de DBO_5 , DCO et MO des eaux usées de l'Oued El Gourzi	67
Figure IV.28. Teneur en Zinc dans Oued El Gourzi	69
Figure IV.29. Teneur en Cadmium dans Oued El Gourzi	70
Figure IV.30. Teneur en Chrome dans Oued El Gourzi	71
Figure IV.31. Teneur en Plomb dans Oued El Gourzi	72
Figure IV.32. Variations spatiales des concentrations moyennes des métaux lourds dans Oued El Gourzi, (a) pour Cr, Cd et Zn, (b) pour Pb	74
Figure IV. 33. Variations temporelles des concentrations moyennes des métaux dans Oued El Gourzi, (a) pour Cr, Zn et (b) pour Cd, Pb	75
Figure IV.34. Précipitations totales durant les mois considérés	76
Figure IV.35. Localisation des stations de prélèvement des sols et plantes	77
Figure IV.36. Teneur en Cadmium dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi	78

Figure IV.37. Teneur en Chrome dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi	79
Figure IV.38. Teneurs en Plomb dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi	80
Figure IV.39. Teneurs en Zinc dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi	81
Figure IV.40. Variation temporelle des concentrations moyennes des métaux dans les sols a) pour Cr, Zn et b) pour Cd, Pb en (mg.Kg ⁻¹)	82
Figure IV.41. Teneur en Chrome dans les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi	85
Figure IV.42. Teneur en Cadmium dans les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi	86
Figure IV.43. Teneur en Plomb dans les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi	87
Figure IV.44. Teneur en Zinc dans les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi	88
Figure IV.45. Comparaison des concentrations moyennes des métaux dans les plantes et sols(a) Zn et (b) Cd....	89
Figure IV.46. Variations temporelles des concentrations moyennes des métaux dans les plantes. (a) pour Cr, Zn et (b) pour Cd, Pb	88
Figure IV.47. Comparaison des concentrations moyennes du Plomb dans les plantes et l'eau d'Oued El Gourzi	90
Figure IV.48. Variations du facteur de transfert Plante / Sol (FBC) du Cd, Cr, Pb et Zn	92
Figure IV.49. Variations du facteur de translocation (CT) du Cd, Cr, Pb et Zn	94
Figure IV.50. Carte de localisation des puits et forages prélevés	95

Liste des Abréviations

AFNOR : Association française de normalisation

As : Arsenic

Ag : Argent

Al : Aluminium

BAG : Unité de fabrication de bouteille à gaz

CMA : Concentration maximale admissible

Cr : Chrome

Cd : Cadmium

Cu : Cuivre

CO₃²⁻ : Carbonate

CN⁻ : Cyanure

Ca²⁺ : Calcium

Cl⁻ : Chlorure

-COOH : Groupements Carboxyles

Co : Cobalt

CdCl⁺ : Chlorure de Cadmium

CdCl₂ : Chlorure de Cadmium

CdSO₄ : Sulfate de Cadmium

°C : Degré Celsius

COTITEX : Production du Textile

CE : Conductivité électrique

CO₂ : Dioxyde de Carbone

CSHPF : Conseil supérieur d'hygiène publique en France

CE : Commission Européenne

CEC : Capacité d'échange cationique

CT : Coefficient de translocation

DCO : Demande chimique en Oxygène

DBO : Demande biologique en Oxygène

DC : Degré de contamination

ETM : Eléments traces métalliques

Eh : Potentiel d'oxydoréduction

EDTA : Ethylène diamine tetra acétique

ENDJASSA : Unité de fabrication des batteries

FT : Facteur de transfert

FC : Facteur de contamination

FBC : Facteur de bioaccumulation

FAO : Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture

Fe : Fer

HNO₃⁻ : Acide Nitrique

HCl : Acide Chlorhydrique

HCO₃⁻ : Bicarbonate

IP : Indice de pollution

Km³.an : Kilomètre cube par an

K⁺ : Potassium

Kms : Kilomètre

MO : Matière organique

Mn : Manganèse

MS : Matière sèche

Mg²⁺ : Magnésium

Mo : Matière oxydable

mS.cm⁻¹ : Milli siemens par Centimètre

mg_{O2}.l⁻¹ : Milligramme d'Oxygène par litre d'eau

MEGA : Tanne

N₂O : Gaz Protoxyde d'Azote

NQEP : Norme de qualité environnementale provisoire pour les eaux superficielles

Ni : Nickel

NO₃⁻ : Nitrates

Na⁺ : Sodium

NTA : Acide Nitrilotriacétique

NH₂ : Groupement Amines

O⁻² : Oxyde

OH⁻ : Hydroxyde

-OH : Groupement phénol

ORAVIE : Abattoir viande rouge

ORLAIT : Unité de lait et dérivés

OMS : Organisation Mondiale de Santé

pH : Potentiel hydrogène

Pb : Plomb

P : Phosphore

PVC : Chlorure de Polyvinyle

PbCO₃ : Carbonate de Plomb

PbSO₄ : Sulfate de Plomb

PbS : Sulfure de Plomb

Pa : Pression atmosphérique

PNUE : Programmes de Nations Unies pour L'environnement

RN₃ : Route National 3

SAU : Superficie agricole utile

SO₄²⁻ : Sulfate

S²⁻ : Sulfure

Sn : Etain

Se : Sélénium

Sb : L'antimoine

-SH : Groupement Thiols

SABA : Unité de fabrication des batteries

S : Echantillon de sol

SAA : Spectrophotomètre d'absorption atomique

SEQ- Eau : Système d'évaluation de la qualité de l'eau

SEPA : State Environmental Protection Administration

Ti : Titane

TUDOR : Unité de fabrication des batteries

T : Température

UV : Ultra violet

µm : Micro mètre

V : Vanadium

Zn²⁺ : Zinc

ZnSO₄ : Sulfate de Zinc

ZnHCO₃⁺ : Bicarbonate de Zinc

ZnCO₃ : Carbonate de Zinc

ZnFe₂O₄ : Zinc Ferrite

Zn₂SiO₄ : Silicate de Zinc

Zn₃(PO₄)₂ : Phosphate de Zin

SOMMAIRE

Liste des tableaux	I
Liste des Figures	II
Liste des abréviations	III
Résumé	V
Introduction générale	1

PARTIE 1. Synthèse bibliographique

CHAPITRE I. A perçu Hydrogéologique et Géologique

I.1.Cadre Géographique	5
I.1.1.Situation géographique de la plaine d’El Madher	5
I.1.2. Les ressource en eaux	5
I.1.3. Climat	6
I.1.4. Végétation	6
I.2. Cadre Géologique	10
I.2.1.Listhostratigraphie	10
I.2.1.1. L es formations du Trias	10
I.2.1.2. Les formations du Jurassique	10
I.2.1.2.1. La formation des dolomies	10
I.2.1.2.2. La formation des calcaires à silex	10
I.2.1.2.3. La formation des marno- calcaires	10
I.2.1.3. Les formations du Crétacé	11
I.2.1.3.1. Les formations du crétacé inférieur	11
I.2.1.3.2. Les formations du Crétacé supérieur	12
I.2.1.4. Les formation du Tertiaire	12
I.2.1.5. Les formation du Quaternaire	13
I.2.1.5.1. Le quaternaire ancien	13
I.2.1.5.2. Les glacis polygéniques.	13
I.2.1.6. Les formation du recouvrement	13
I.3. Cadre Hydrogéologique	15
I.3.1. L’aquifère superficiel du Mio – Plio- Quaternaire	15

I.3.2. Conditions aux limites de l'aquifère Mio-Plio-Quaternaire	17
I.3.2.1. La limite du Djebel Bou Arif	17
I.3.2.2. La limite des Monts de Batna	18
I.3.2.3. La limite du Djebel Taфраout	18
I.3.2.4. Les niveaux d'entrée et de sortie de la nappe aquifère.	18
I.3.3. La profondeur de la nappe	18
I.3.4. L'écoulement dans l'aquifère du recouvrement	19
I.3.5. L'écoulement de surface	20

CHAPITRE II. Synthèse bibliographique sur les métaux traces

II.1. Définition des éléments traces métalliques (ETM)	21
II.1.1. Métaux lourds essentiels	21
II.1.2. Métaux toxiques	21
II.2. Les éléments métalliques dans les écosystèmes aquatiques	22
II.2.1. La fixation des métaux par les sédiments par adsorption	23
II.2.2. Facteurs qui affectent la capacité des métaux à se déplacer dans l'eau	24
II.3. La présence de métaux lourds dans le sol	25
II.3.1. Les sources de contamination des sols par les métaux lourds	25
II.3.1.1. Source naturelle	25
II.3.1.2. Origine due à l'activité humaine	25
II.3.2. Transfert des ions métalliques dans le sol	27
II.3.3. Étude de la spéciation, mobilité des éléments métalliques dans le sol.	28
II.3.4. Facteurs qui impactent la mobilité des métaux traces	30
II.3.4.1. Le pH	30
II.3.4.2. Le potentiel redox (Eh)	31
II.3.4.3. L'activité biologique	31
II.3.4.4. La Température	32
II.3.4.5. L'argile	32
II.3.4.6. La matière organique	33
II.4. L'incorporation des métaux lourds dans les plantes	33
II.4.1. Transfert des métaux lourds vers les plantes	33
II.4.2. Les paramètres régissant l'extraction des métaux lourds	34
II.4.2.1. Paramètres spécifiques de la plante	34

II.4.2.2.Facteurs climatiques	35
II.4.2.3. Facteurs associés aux pratiques de culture	36
II.4.2.4.Facteur liées aux interactions entre éléments	36
II.4.3. Les processus par lesquels les éléments métalliques se déplacent à l'intérieur des plantes	36
II.4.3.1. Absorption racinaire	36
II.4.3.2.Translocation	37
II.4.3.3.Toxicité et tolérance	37
II.5. La présence des métaux en traces dans les eaux souterraines	38
II.5.1. Les sources de contamination des eaux souterraines par les ETM	38
II.5.2. La pénétration et les trajets de la pollution vers les nappes phréatiques	39
II.5.3. Déplacement de la pollution vers les nappes phréatiques	40
II.5.4. Les mécanismes bio-physico-chimiques qui influencent le déplacement des polluants vers les réserves d'eau souterraine.	41
II.6.Les éléments traces métalliques étudiés	44
II.6.1. Le Plomb	44
II.6.2. Le Chrome	45
II.6.3. Le Cadmium	46
II.6.4. Le Zinc	48

PARTIE 2. Partie expérimentale

CHAPITRE III : Matériel et méthodes

III.1. Introduction de la région d'étude.	49
III.2. Contexte hydrogéologique de la plaine d'El Madher	50
III.3.Matériel et protocoles expérimentaux	50
III.3.1. Les eaux d'Oued El Gourzi	51
III.3.1.1. Prélèvement des échantillons des eaux d'Oued El Gourzi	51
III.3.1.2. Analyses physico-chimiques	51
III.3.2. Le sol	52
III.3.2.1. Prélèvement des échantillons de sols	52
III.3.2.2. Traitement des échantillons de sols	53
III.3.2.3. Détermination de pH du sol.	54

III.3.2.4. La minéralisation	55
III.3.2.5. Dosage des éléments en traces	55
III.3.3. Les plante	56
III.3.3.1. Méthode d'échantillonnage des plantes	56
III.3.3.2. Traitement des échantillons des plantes	56
III.3.3.3. Procédure de minéralisation et de mise en solution.	57
III.3.3.4. Dosage des métaux lourds	58

CHAPITRE IV. Résultats et discussion

IV.1. Les eaux d'Oued El Gourzi	62
IV.1.1 Caractérisation physique- chimique des effluents urbains et industriels de l'Oued El Gourzi	62
IV.1.1.1. Température	62
IV.1.1.2. pH	64
IV.1.1.3. La Conductivité	65
IV.1.1.4. Les demandes biochimique et chimique en oxygène	66
IV.1.2. Concentration des métaux lourds dans l'eau d'irrigation	68
IV.1.2.1. Le Zinc	69
IV.1.2.2. Le Cadmium	70
IV.1.2.3. Le Chrome	70
IV.1.2.4. Le Plomb	71
IV.1.3. Etude spatio-temporelle des métaux lourds dans les eaux d'Oued El Gourzi	73
IV.2. Les sols agricoles irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi	76
IV.2.1. Concentration des métaux lourds dans les sols agricoles irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi	76
IV.2.1.1. Le pH du sol	77
IV.2.1.2. Le Cadmium	77
IV.2.1.3. Le Chrome	78
IV.2.1.4. Le Plomb	80
IV.1.2.5. Le Zinc	81
IV.2.2. Variation temporelle des métaux lourds dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi	81
IV.2.3. Indice de pollution IP	83

Sommaire

IV.3. Les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi	84
IV.3.1. Évaluation des éléments métalliques dans la végétation	84
IV.3.2. Variation temporelle des métaux lourds dans les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi	88
IV.3.3 Calcul du facteur de transfert (FT)	90
IV.3.4. Transfert des éléments traces métalliques des racines vers les parties aériennes	92
IV.4. Les eaux souterraines	94
IV.4.1. Evaluation de la qualité des eaux souterraines contaminées par les ETM	94
.....	94
IV.4.1.1. Méthode d'évaluation de la qualité des eaux souterraines par les ETM	94
.....	94
IV.4.1.2. Calcul des indices de pollution des ETM dans les puits et forages.....	96
Conclusion générale et Perspectives	98
Références bibliographiques	101
Annexes	115

Résumé

L'usage d'eaux contaminées pour l'irrigation comporte d'importants dangers pour la santé publique, car cela peut entraîner la propagation de divers polluants dans les plantes et les sols agricoles, les rendant ainsi également pollués.

Notre étude se concentre sur la région d'El Madher, qui se trouve à environ 15 km au Nord- Est de Batna. Où les eaux usées provenant de Batna et de certaines localités environnantes telles que Djerma, Bou Ilef et Fesdis. Se déversent dans l'Oued El Gourzi.

Dans cette région, il existe un aquifère libre qui alimente un grand nombre de puits (plus de 300), avec des profondeurs moins de 25 mètres. Il y a des puits où l'eau atteint la surface, notamment à l'embouchure du bassin, près de Merdja Mazouala. Des forages d'une profondeur variant entre 100 et 200 mètres sont également utilisés, principalement pour capter les formations géologiques du Mio-Plio-Quaternaire.

Les eaux captées sont utilisées à des fins domestiques et agricoles. Outre l'utilisation de forages et de puits, certains agriculteurs situés le long de l'Oued El Gourzi utilisent également les eaux usées pour l'arrosage de leurs cultures. Ces cultures comprennent des cultures qui varient selon les saisons ainsi que cultures qui se prolongent sur plusieurs années telles que la luzerne et le sorgho. Certaines cultures maraîchères, notamment la laitue, la coriandre, le persil et les épinards, se retrouvent sur les marchés régionaux sans aucun contrôle sur leur origine.

Nous visons à évaluer le niveau de pollution des eaux de l'Oued El Gourzi dans notre étude, tout en examinant les effets de cette pollution sur l'irrigation des cultures maraîchères largement consommées. Nous nous intéressons particulièrement aux métaux traces tels que le Cadmium, le Zinc, le Chrome et le Plomb.

Nous avons évalué la pollution des sols en calculant des indices de pollution, et nous avons également étudié la capacité d'assimilation de ces substances par les plantes en utilisant le facteur de translocation. Enfin, nous avons calculé deux indices de pollution pour évaluer l'état de contamination des réserves d'eau disponibles dans la région d'étude : Le facteur de contamination représente le niveau de contamination, et le degré de contamination indique l'étendue de la contamination. Notre étude met en évidence les dangers potentiels associés à l'emploi d'eaux polluées dans le processus d'arrosage des cultures, soulignant ainsi

Résumé

l'importance de contrôler la qualité de l'eau d'irrigation pour protéger la santé publique et l'environnement.

Les analyses réalisées, en utilisant un spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme (SAA) sur les eaux usées révèlent une concentration anormalement élevée de Chrome (Cr) ($17,36 \text{ mg.l}^{-1}$), de Plomb (Pb) ($0,71 \text{ mg.l}^{-1}$) et de Cadmium (Cd) ($0,45 \text{ mg.l}^{-1}$). En ce qui concerne les sols irrigués par ces eaux, les données de l'indice de pollution montrent que les sols destinés à la culture du persil et de la laitue sont contaminés par plusieurs métaux ($IP > 1$). Les doses moyennes des métaux (ETM) dans les végétaux prélevées révèlent une accumulation significative de Plomb, de Cadmium et de Chrome par les légumes tels que la coriandre, le persil, les épinards et la laitue. Ces concentrations dépassent les normes admises.

Introduction générale

Introduction générale

L'irrigation agricole avec des eaux usées est une pratique largement répandue et ancienne à l'échelle mondiale [Chang *et al.*, 2002 ; OMS, 1989]. À l'heure actuelle, des eaux usées non traitées ou traitées sont utilisées pour arroser environ de 20 millions d'hectares répartis dans 50 pays [Scott *et al.*, 2004]. Environ 80% de la population urbaine au Pakistan pratique l'utilisation d'eaux usées non traitées dans l'agriculture, tandis que près d'un quart (26%) de la production de légumes est réalisé grâce à l'utilisation directe des eaux usées, souvent sans passer par un traitement préalable [Scott *et al.*, 2004]. Dans la majorité des villes du Maroc, il existe des infrastructures d'assainissement qui permettent la collecte des eaux usées, lesquelles sont ensuite réutilisées dans le secteur agricole [Bazza, 2002].

Le climat de l'Algérie est généralement caractérisé par une aridité à semi-aridité, avec des niveaux de précipitations relativement bas, ainsi qu'une disponibilité très restreinte en termes de ressources hydriques. [MRE, 2001]. L'augmentation de la population, la croissance économique et la fréquence accrue des sécheresses ont généré une demande croissante en eau et exercé une pression de plus en plus forte sur les ressources en eau traditionnelles [MRE, 2001]. La recherche des sources alternatives, comme la réutilisation des eaux usées épurées, a été motivée par cette situation.

En raison du manque d'eau, l'irrigation est désormais essentielle pour garantir la viabilité de l'agriculture et de l'élevage afin de soutenir la production alimentaire. Ainsi, les exploitants agricoles de ces régions utilisent les eaux usées non traitées déversées dans des milieux aquatiques comme source d'irrigation.

Les eaux résiduelles qui sont le résultat de diverses sources telles que les ménages, les industries contiennent une quantité importante de matière organique et de nutriments favorables à la fertilisation [Chaney, 1988], mais elles comportent également des éléments chimiques non souhaités, notamment des métaux lourds [Theissen, 1995]. Il y a une accumulation croissante de ces métaux et d'autres composés inorganiques qui ne peuvent pas se décomposer naturellement, dans le sol [Mench *et al.*, 2002]. Les conditions environnementales liées à la composition chimique et géologique favorisent la disponibilité des métaux dans le sol, permettant ainsi leur assimilation par les plantes, puis incorporés dans la chaîne alimentaire. Ils deviennent nocifs lorsqu'ils dépassent les concentrations maximales admissibles (CMA). Le Plomb, le Mercure et le Cadmium sont toxiques, même à des faibles concentrations pour les végétaux, les êtres humains et les animaux. En raison de leur longue demi-vie biologique, ils s'accumulent dans le sol [Goethberg, Coll 2002]. Le niveau de

contamination du sol par les éléments traces métalliques dépend des caractéristiques physico-chimiques du sol (pH, composition, pourcentage d'argile, quantité en matière organique, etc.), de la quantité et de la nature de métaux lourds présents dans les eaux utilisées pour l'irrigation, ainsi que de la période pendant laquelle le sol est exposé à cette irrigation.

La plaine d'El Madher, qui constitue la zone d'étude, se localise à environ 15 km vers le Nord-Est de Batna, à 100 km vers le Sud-Sud-Ouest de Constantine et à une distance d'environ 450 km vers le Sud-Est d'Alger. Elle s'étend entre les latitudes 35.5 et 35.7 degrés Nord. Cette région est caractérisée par une plaine alluviale qui abrite une nappe d'eau libre à semi-libre. Cette nappe est exploitée à de faibles profondeurs par de nombreux puits et forages, destinés à l'approvisionnement en eau potable et répondre aux besoins de l'agriculture. Les cultures pratiquées dans cette région sont principalement des légumes (par exemple la laitue, la carotte) et fourragères (comme l'avoine, la luzerne), ainsi que l'élevage de vaches laitières. Autrefois, la culture céréalière (blé, orge, etc.) occupait une place prédominante, mais elle est en net déclin en raison de la détérioration de la qualité des sols et de l'augmentation de la fréquence des épisodes de sécheresse dans la région. Les sols de la région de Fesdis (plaine d'El Madher) sont classés comme des calcisols selon la référence mondiale de 1999. Leur composition principale se caractérise par une proportion de 43% de limon, 48% d'argile et 9% de sable, tandis que leur teneur en calcaire total est significativement élevée. Les terres agricoles de la commune représentent environ 32,10% de sa surface totale, couvrant une étendue de 2755 hectares. Les forêts, quant à elles, occupent plus de 4041 hectares, tandis que les surfaces non cultivables couvrent environ 1784 hectares. Parmi les 2755 hectares de terres agricoles, 2407 hectares sont considérés comme utiles [Khelif, 2011]. Environ 32,4% des terres agricoles sont irriguées à partir des eaux souterraines (puits), tandis que 67,6% sont irriguées à l'aide des eaux de drainage provenant de l'Oued El Gourzi. Certaines parcelles bénéficient à la fois de l'irrigation par les eaux souterraines et par les eaux usées de l'Oued [Tamrabet, 2011].

Comme c'est typiquement observé dans toutes les terres cultivées des régions semi-arides, cette plaine est confrontée à la rareté des précipitations, avec une moyenne annuelle ne dépassant pas 400 mm. Cependant, ces dernières années, l'utilisation d'eaux usées non traitées directement pour irriguer les végétaux est le principal sujet de préoccupation. Cette pratique présente des risques sanitaires importants ainsi que des risques environnementaux, tels que la contamination des nappes phréatiques et des sols [Miquel, 2001]. Au cours de nos visites sur le terrain, nous avons observé que les parcelles de laitues, de coriandres, de persils et d'épinards étaient arrosées avec des eaux usées non épurées, ce qui se manifestait par des

odeurs désagréables dans les environs. Dans cette région, plusieurs motopompes sont installées le long des cours de l'Oued El Gourzi pour alimenter les asperseurs des parcelles. Les récoltes obtenues grâce à cette irrigation sont destinées aux besoins des villes de Batna, Djerma, El Madher et Fesdis. Les exploitants voient l'utilisation des eaux polluées comme une ressource en eau disponible en permanence, sans frais supplémentaires, qui présente même l'avantage d'être une source de nutriments essentiels pour favoriser l'accroissement des végétaux et maximiser les rendements agricoles. Cependant, cette pratique est réprimandée par la réglementation algérienne, selon l'article 130 de la loi sur l'eau, qui a été promulguée en 2005, il est explicitement interdit d'utiliser directement les eaux usées non traitées à des fins d'irrigation, les sanctions pour cette infraction étant également stipulées dans le même texte législatif.

L'Oued El Gourzi, qui revêt une importance particulière dans cette étude, collecte les déversements provenant des activités industrielles et domestiques de la région de Batna et des localités environnantes (Araar, Bou Ilef, Fesdis, Djerma, etc.) et les déverse dans la plaine d'El Madher, où ils se répandent sur une vaste zone. Par ailleurs, la station de traitement des eaux usées qui a été mise en place en aval de la ville se trouve dépassée par l'expansion urbaine de la ville et des localités avoisinantes, elle ne traite qu'une partie de ces rejets (40%). De plus, le manque ou le dysfonctionnement des installations des traitements spécifiques à la sortie de la plupart des usines de la zone industrielles (montage de batterie pour véhicules, industries du cuir, du textile et diverses activités mécaniques), contribue davantage à la contamination de l'Oued par des substances nocives, notamment les métaux lourds (ETM).

La raison d'être de cette étude est de:

- Procéder à une évaluation du niveau de pollution présent dans l'Oued El Gourzi.
- Ensuite, vérifier les conséquences de l'irrigation des cultures (persil, épinard, coriandre et laitue) avec ces eaux contaminées.
- Identifier l'interaction entre le sol et la concentration de métaux dans les cultures (FT).
- Enfin, évaluer l'état de pollution des différentes sources d'eau disponibles dans la région d'El Madher.

Les niveaux de métaux tels que le Zinc, le Cadmium, le Plomb et le Chrome présents dans le sol, les légumes et l'eau ont été évalués par rapport aux normes internationalement acceptées (OMS et SEPA). Les conséquences sanitaires liées à l'utilisation d'eau contaminée pour irriguer des produits agricoles par des ETM dans différentes régions du monde ont été régulièrement rappelées à l'aide de citations bibliographiques afin de maintenir un seuil d'alerte élevé.

Cette thèse est divisée en deux parties principales :

1-Partie "Synthèse bibliographique" Incluant deux chapitres:

* Le 1^{er} chapitre offre une vue d'ensemble des aspects hydrologiques et géologiques de la plaine d'El Madher.

* Le 2^{ème} chapitre présente une revue de littérature approfondie sur les métaux lourds: définition, provenance, présence des métaux dans l'environnement aquatique, transfert des métaux dans le sol et les plantes, les différents facteurs contrôlant la mobilité des ETM et enfin leurs effets.

2- Partie "Expérimentation" qui comprend également deux chapitres :

*Le premier aborde le matériel et les méthodes utilisés, décrivant le site, les techniques et le matériel de prélèvement, ainsi que les méthodes de mesure et d'analyse.

*Le second est consacré aux résultats et aux discussions. Ce chapitre est divisé en quatre sections :

- ✓ **Les eaux qui se trouvent dans l'Oued El Gourzi,**
- ✓ **Les terres agricoles irriguées par les eaux provenant d'Oued El Gourzi,**
- ✓ **Les plantes qui bénéficient de l'irrigation avec les eaux provenant de l'Oued El Gourzi,**
- ✓ **Eaux souterraines.**

Les résultats obtenus dans chaque section sont exposés et analysés, accompagnés de présentations visuelles telles que des tableaux, des graphiques et des figures.

Enfin, une conclusion et des recommandations viendront clore ce travail.

Partie 1
Synthèse
Bibliographique

Chapitre I
A perçu
Hydrogéologique et
Géologique

Introduction

Ce chapitre vise à présenter la plaine d'El Madher dans son contexte géographique, géologique et hydrogéologique. L'objet de cette étude concerne la pollution des aquifères de la région d'El Madher, causée par les rejets provenant de la localité de Batna, en particulier ceux qui sont drainés par l'Oued El Gourzi, et les risques encourus pour les produits agricoles cultivés, notamment dans la région de Fesdis.

I.1. Cadre Géographique

I.1.1. Localisation géographique de la plaine d'El Madher

La région d'El Madher est localisée à une distance d'environ 15 kilomètres au Nord-Est de Batna (Fig. 1), à 100 kilomètres au Sud-Sud-Ouest d'Alger, entre les latitudes 35,5 et 35,7 degrés Nord. Cette plaine, qui est reliée au Nord par un seuil alluvial bordé par la KoudiatTfouda et le Djebel Tafraouat, forme une unité hydrogéologique bien distincte [Menani, 1991]. Elle est délimitée par :

- Au Nord, les Monts de Batna
- Au Sud, le Djebel Bou Arif
- Au Nord-Est, le Djebel Tafrouat et la KoudiatTfouda qui en constituent les limites.

La plaine est parcourue par diverses routes, dont la route nationale N°3 qui relie Constantine à Batna ainsi que les RD 26 et 40 reliant respectivement Chemora à El Madher et Seriana à Batna

I.1.2. Les ressources en eau

Le relief joue un rôle crucial dans l'aménagement du réseau hydrographique. Dans la plaine centrale, l'Oued El Madher recueille de nombreux cours d'eau à débit intermittent en provenance des petits bassins versants. Cet Oued canalise toutes les eaux vers le point de sortie du bassin [Menani, 1991].

Oued El Madher est la continuation naturelle d'Oued El Gourzi, qui se caractérise par un écoulement permanent, principalement dû aux déversements liquides, ainsi que par des apports saisonniers variables. Durant la période pluvieuse, il récolte aussi les rejets provenant des zones urbaines et industrielles, ainsi que les eaux de précipitation issues de multiples sous-bassins par le biais de cours d'eau supplémentaire.

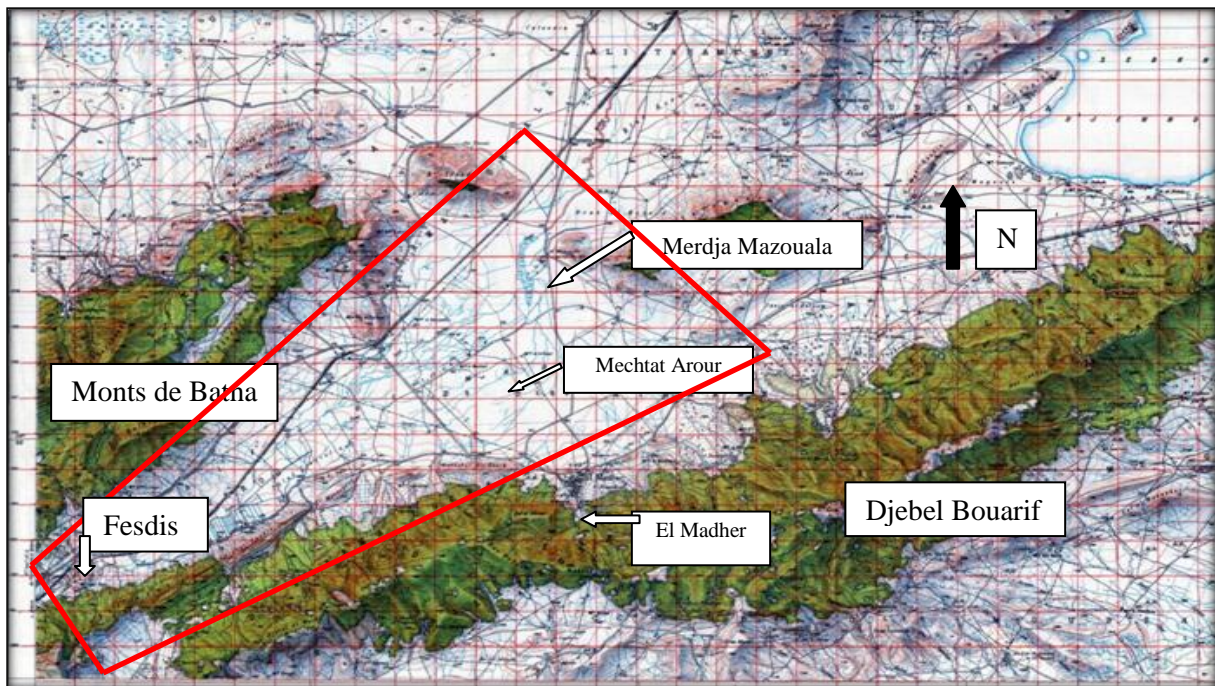


Figure I.1. Localisation géographique de la zone d'étude

La plaine d'El Madher abrite une nappe souterraine exploitée par de nombreux forages. Le niveau de l'aquifère phréatique présente des variations statiques, pouvant atteindre jusqu'à 30 mètres de profondeur près des bords de la plaine, et un minimum de 0,5 mètre près de la Merdja Mezouala, au point de sortie du bassin. Avant la situation de sécheresse actuelle qui prévaut dans la région, la Merdja Mezouala était caractérisée par la présence de plans d'eau libres, qui abritaient certaines espèces d'oiseaux migrateurs.

I.1.3. Climat

Le climat dans cette région est caractérisé par des conditions semi-arides, incluant des hivers plutôt froids et des étés chauds.

I.1.4. Végétation

Dans la plaine d'étude, les terres agricoles couvrent une superficie totale d'environ 4592 hectares. Parmi celles-ci, 8% sont irriguées, avec 32,4% provenant de puits qui captent les eaux de la nappe et 67,6% utilisant les eaux non traitées de l'Oued El Gourzi.

Il est important de souligner que certains terrains sont alimentés en eau à la fois par des sources souterraines et par des eaux polluées. La répartition des agricultures irriguées avec les eaux polluées sur les terres occupées se présente de la manière suivante :

-76% sont consacrés aux cultures fourragères, telles que le maïs, la luzerne, le sorgho et l'avoine.

-12% sont utilisés aux cultures céréalières, notamment le blé dur, tendre, l'avoine et l'orge.

Aperçu Hydrogéologique et géologique

- 12% sont dédiés aux agricultures légumières, comprenant notamment : les pommes de terre de saison et de fin de saison, l'oignon, navets, l'ail, laitue, carottes, tomates, concombres, menthe, persil, coriandre, courgettes et divers autres légumes [Tamrabet, 2011].

La végétation naturelle occupe une part significative de la surface de la plaine à savoir la steppe à armoise, qui sert de pâturage pour le bétail.

La plaine d'El Madher est localisée dans la ville de Batna en Algérie est une zone agropastorale. Les cultures pratiquées dans cette région comprennent principalement des cultures légumières (laitue, carotte, etc.) et fourragères (avoine, luzerne, etc.), ainsi que des céréales cultivées, comme l'orge et le blé. Comme dans toutes les régions semi-arides, la plaine est confrontée à la rareté des précipitations, avec une moyenne annuelle ne dépassant pas 400 mm. Ces dernières années, un problème majeur s'est posé concernant l'emploi des eaux contaminées de l'Oued El Gourzi pour l'arrosage des cultures, plus précisément, les eaux résiduaires provenant de l'industrie et des ménages (Fig.2, 3). La station de traitement des eaux polluées située en aval de la wilaya connaît des problèmes de fonctionnement dus à une capacité de traitement dépassée.

L'utilisation de cette pratique entraîne des dangers significatifs pour la santé des individus et la préservation de l'environnement, notamment la pollution des sols et des nappes phréatiques [BRGM 2001 ; Miquel 2001]. Pendant nos visites sur le terrain, nous avons observé que les parcelles d'épinards, de coriandre, de persil et de laitue sont irriguées avec des eaux contaminées, ce qui est confirmé par les odeurs nauséabondes perçues dans les environs. Dans cette région, plusieurs motopompes ont été installées sur les bords de l'Oued El Gourzi, fournissant de l'eau aux systèmes d'irrigation des parcelles. La production agricole résultant de cette irrigation est destinée aux besoins de Batna, Djerma, El Madher et Fesdis. Selon les agriculteurs, l'utilisation des eaux polluées est perçue comme une alternative d'approvisionnement en eau disponible tout au long de l'année, sans frais supplémentaires, tout en bénéficiant des nutriments essentiels pour favoriser la croissance des végétaux et obtenir de bons rendements. Cependant, cette pratique est illégale en vertu de la législation algérienne. Selon la loi des eaux adoptées en 2005 (article 130), il est interdit d'utiliser les eaux polluées non traitées à des fins d'irrigation, et les sanctions pour cette violation sont clairement énoncées dans le même texte. Malgré les sanctions répétées imposées par les autorités publiques aux agriculteurs qui utilisent l'eau de l'Oued El Gourzi, ces pratiques persistent.

L'étude se concentre particulièrement sur l'Oued El Gourzi, est le principal cours d'eau qui draine les eaux de surface après les périodes de pluie, ainsi que les eaux usées provenant

Aperçu Hydrogéologique et géologique

des activités industrielles et domestiques de la wilaya de Batna vers la plaine d'El Madher, où elle s'épand sur une étendue considérable (aux environs de Mechtat arour, dans la partie basse de la plaine). De plus, la station de traitement localisée en périphérie de la ville est confrontée à une surcharge de volume due à l'expansion urbaine de la ville et des localités avoisinantes. Elle ne parvient à traiter qu'une partie (40%) de ces rejets. À cela s'ajoute l'absence ou le dysfonctionnement des installations de traitement spécifiques dans la majorité des industries présentes dans la zone industrielle, ce qui contribue davantage à la contamination des eaux de l'Oued par des substances nocives, notamment les éléments traces métalliques.

Ces éléments et autres substances inorganiques non dégradables se cumulent dans la terre [Mench *et al.*, 2002] en fonction des processus biogéochimiques. Ils se solubilisent dans le sol et sont ensuite être captés par les végétaux. Lorsqu'ils dépassent les limites maximales autorisées (CMA), ils peuvent être intégrés à la chaîne alimentaire. Par exemple, le Mercure, le Plomb et le Cadmium sont toxiques, même à faible concentration, pour les végétaux, les animaux et les être humains. Leur accumulation au sein de sol est due à leur longue durée de vie biologique [Göthberg *et al.*, 2002]. La contamination du sol par les métaux est influencée par divers facteurs, tels que les caractéristiques physico-chimiques du sol (comme le pH, la structure, le rapport d'argile et la quantité de la matière organique), le type et la concentration des métaux lourds dans l'eau d'arrosage, ainsi que la durée pendant laquelle le sol est exposé à l'irrigation.

L'objectif principal de cette recherche consiste à évaluer le niveau de contamination d'eau d'Oued El Gourzi, puis d'examiner les conséquences de leur utilisation pour l'irrigation des plantes (persil, épinard, coriandre et laitue) et d'identifier l'interaction entre le sol et la concentration des métaux lourds au niveau des cultures. Les concentrations de métaux (Cadmium, Chrome, Plomb et Zinc) dans les sols, les légumes et l'eau de l'Oued El Gourzi ont été comparées aux seuils admissibles.



Figure I.2.a. Prises de vue des eaux noirâtres d'Oued El Gourzi



Figure I.2.b. Prises de vue des eaux noirâtres d'Oued El Gourzi



Figure I.3. Exemple d'un pompage d'eau de l'Oued El Gourzi pour l'irrigation

I.2. Cadre Géologique

La plaine d'El Madher est une dépression de sédimentation en subsidence, où des couches épaisses se sont accumulées, en particulier pendant le Quaternaire (avec plus de 150 m au centre de la plaine).

Les formations les plus anciennes exposées dans la zone étudiée remontent au Trias, tandis que les plus récentes datent du Quaternaire.

I.2.1. Lithostratigraphie

I.2.1.1. Les formations du Trias

Ces formations sont généralement complexes, avec des amas indistincts de roches sédimentaires argileuses multicolores et d'argiles contenant du gypse entourant des accumulations un peu importantes. Les affleurements importants du Trias dans la zone d'étude se trouvent à proximité du Djebel Sarif.

I.2.1.2. La formation de Jurassique

La série du Jurassique atteint une épaisseur d'environ 1000 m et est divisé en trois formations clairement différenciées, du bas vers le haut:

- Formation de dolomie
- Formation de calcaire à silex
- Formation de marno-calcaire.

I.2.1.2.1. La formation des dolomies

La base de ces formations est composée de dolomies noires et de calcaires dolomitiques, selon Guiraud (1973). La partie médiane est constituée de dolomies plus claires et de calcaires à algues, grâce à la présence d'*involutiniasina*, attribuée par Savornin (1920) au Trias moyen. La couche supérieure est constituée de calcaires noduleux et de marno-calcaires rouges, où Ficheur (1986) et Savornin (1920) ont observé la présence d'ammonites.

I.2.1.2.2. La formation de calcaire à silex

Cette formation est composée de roches calcaires argileuses renfermant des fossiles de coquillages et des roches calcaires contenant du silex. Savornin (1920) attribue ces formations au Dogger.

I.2.1.2.3. La formation des marno- calcaires

Dans la partie inférieure, il existe des calcaires qui contiennent une quantité importante d'argile et qui présentent une teinte rouge violacée semblable à celle du vin rouge avec des nuances verdâtres, et des débris d'ammonites ont permis à Savornin (1920) de l'attribuer à l'Oxfordien moyen à supérieur. La partie moyenne et supérieure présente un enchaînement de couches de calcaires et de marnes.

I.2.1.3. Les formations du crétacé

Les monts de Batna et le Djebel Bou Arif sont principalement composés de formations géologiques du Crétacé, qui sont visibles en surface. Laffite (1939) a identifié les différentes strates du Crétacé.

- Une partie inférieure, d'une épaisseur d'environ 2000 mètres, principalement constituée de sédiments détritiques silto-gréseux, s'étendant du Berriasien à l'Albien.
- Une partie supérieure, composée essentiellement de marno-calcaire, s'étendant du Cénomaniens au Coniacien.

I.2.1.3.1. Les formations du crétacé inférieur

Dans l'anticlinal du Djebel Bou Arif, la formation gréseuse du Barrémien est la plus ancienne, tandis que dans les monts de Batna, ce sont les formations du Trias et du Jurassique qui ont été identifiées comme les plus anciennes [Menani, 1991]. On peut observer :

- Un ensemble fondamental est défini par une composition abondante de carbonates qui se forme pendant la période du Jurassique terminal au Berriasien inférieur.
- Un ensemble géologique inférieur est constitué d'une formation de dépôts d'argiles silteuses, qui ont été datés de la période comprise entre la zone occitanica du Berriasien moyen et le Valanginien.
- Il existe un ensemble géologique médian et supérieur d'une épaisseur d'environ 1400 mètres, qui contient à la fois des strates de l'Hauterivien et du Barrémien. Cette formation est principalement composée de grès et de dolomie.

a) Les formations de l'Aptien

La formation gréseuse du Barrémien est surmontée par deux couches attribuées à l'Aptien et décrites par Vila (1977) :

- Une couche marneuse d'environ 70 mètres d'épaisseur, qui affleure à Tizourette (extrémité Sud du périclinal de l'anticlinal des monts de Batna-Belezma). Laffite (1939) a identifié des microfossiles qui lui ont permis de l'attribuer à l'Aptien inférieur.
- Une formation calcaire d'environ 350 mètres d'épaisseur au Djebel Bou-Arif, comprenant de bas en haut :
 - ✓ 50 mètres d'omicrites massives avec quelques minces intercalations de marnes grises.
 - ✓ 100 mètres d'alternances de marno-calcaires et de micrites à rudistes.
 - ✓ 200 mètres d'alternances de marnes grises, de micrites à Orbitolines et miliolidés, et de dolomies brunes.

b) Les formations de l'Albien

Aperçu Hydrogéologique et géologique

L'Albien est caractérisé par une formation dominée par des sédiments détritiques d'une épaisseur d'environ 250 mètres, affleurant sur les deux flancs de l'anticlinal du Djebel Bou-Arif. De bas en haut, on trouve :

- 70 m de sédiments argileux finement silteux et de grès.
- 70 m d'alternances d'argiles finement silteuses et de dolomies.
- 50 m d'alternances de marnes, de biomicrites et de grès argilo-carbonatés.
- 30 m de marnes suivies de grès, surmontées de dolomies gréseuses ferrugineuses présentant des ravines et des perforations.

La formation atteint son sommet avec une fine couche de marnes grises d'une épaisseur de 3 mètres.

I.2.1.3.2. Les formations du Crétacé supérieur

Détectées dans la structure anticlinale du Djebel Bou Arif, tandis que les anticlinaux des Monts de Batna et du Djebel Tombait renferment des formations plus récentes du Crétacé, datées de l'Albo-Aptien. On distingue de bas en haut :

- Une formation principalement marneuse d'une épaisseur de 650 mètres, comprenant les termes suivants de bas en haut :
 - ✓ Deux bancs de marno-calcaires séparés par des marnes grises sur une épaisseur d'environ 150 mètres.
 - ✓ Des marnes grises sur 350 mètres, riches en ammonites, en oursins et en une microfaune abondante attribuée au Cénomaniens moyen.
 - ✓ Des calcaires marneux formant un banc de 150 mètres (présent sur les deux côtés du Djebel Bou-Arif).

I.2.1.4. Les formations du Tertiaire

Sur les flancs des anticlinaux du Djebel Bou Arif et des Monts de Batna, les affleurements tertiaires observés sont attribués au Miocène marin, formant un ensemble nettement discordant recouvrant les formations du Secondaire [Menani, 1991]. On distingue de bas en haut :

- Une formation conglomératique, affleurant à la Mechta Mezzari et sur le versant Nord- Est du mont Djebel Bou Arif à Mechta Malakhal. Il s'agit de conglomérats rouges polygéniques avec des galets de différentes tailles enrobés dans des argiles silteuses rouges.
- Une formation marno-gréseuse : composée de grès rouges calcaireux, d'argiles et de marnes bleues, bien visibles au nord-ouest de Gseya.

- Une formation marno-gréseuse : constituant les affleurements les plus importants du Miocène marin de part et d'autre du Djebel Bou Arif.

I.2.1.5. Les formations du quaternaire

I.2.1.5.1. Le quaternaire ancien

On peut distinguer plusieurs formes :

Les croûtes calcaires

Les exposés de ces formations sont apparents principalement sur le versant méridional du Djebel Bou Arif, formant une étendue doucement inclinée en direction du Sud.

Le paléosol rouge

Les Monts de Batna abritent un versant Sud caractérisé par un anticlinal, des fragments discontinus du quaternaire se présentent sous la forme de sols anciens rouges contenant des amas de calcaire nodulaire, parfois atteignant plusieurs mètres d'épaisseur.

Entre les calcaires cénomaniens constituant le Djebel Fesdis et le versant Nord du Djebel Bou Arif, ces formations stratifiées du quaternaire, subissent une évolution pour former des glacis polygéniques qui constituent la plus grande partie des formations quaternaires visibles en surface.

I.2.1.5.2. Les glacis polygéniques

Cette forme de relief du Quaternaire est caractéristique des hauts plateaux de Constantine. Elle se présente sous forme de débris peu calibrés et très fragmentés en bas des pentes légères, devenant de plus en plus anguleux et grossiers près des reliefs. Lors de fortes précipitations, ces glacis peuvent générer des écoulements en nappe pouvant être dévastateurs pour les cultures en contre bas.

I.2.1.6. Les formations du recouvrement

Ce sont des dépôts détritiques (sables, graviers, galets et argiles) qui augmentent progressivement depuis les reliefs vers le centre de la plaine, en particulier vers sa partie Nord-Est. Avec une épaisseur de 134 mètres au forage M1, situé le plus près des reliefs, les formations de couverture dépassent les 200 mètres au M3, où le substrat marneux n'a pas été atteint [Menani, 1991].

L'examen combiné des coupes de ces forages nous permet de constater qu'en plus de leur épaisseur considérable, la formation détritique de la couverture se divise en deux ensembles distincts :

- Un ensemble A : principalement composé de matériaux grossiers (sables, graviers et galets légèrement cimentés par l'argile), situé à la base de la couverture.

Aperçu Hydrogéologique et géologique

- Un ensemble B : principalement composé de matériaux fins (argiles avec quelques intercalations de graviers et galets), représentant la partie supérieure de la couverture.

Conclusion

Selon les observations de Menani (1991), la plaine d'El Madher, en particulier sa partie Nord-Est, est une dépression résultant de processus tectoniques. Elle a été progressivement comblée par une épaisse couche de dépôts détritiques principalement dérivés de l'érosion des reliefs environnants. Les phénomènes de subsidence identifiés tout au long de la période du secondaire peuvent également avoir joué un rôle pendant le quaternaire, contribuant ainsi à l'accumulation de dépôts détritiques d'une épaisseur considérable, dépassant localement les 200 mètres.

I.3. Cadre Hydrogéologique

Introduction

L'identification des différentes formations aquifères dans la plaine d'El Madher repose sur une analyse litho-stratigraphique, géologique et structurale de la région d'étude. En partant de cette analyse, le cadre hydrogéologique peut être divisé en deux types :

- superficiel: Il s'agit de l'aquifère superficiel (de couverture) du Mio-Plio-Quaternaire.
- Profond: Il s'agit des aquifères du Crétacé et du Jurassique.

Le but de cette section est de procéder à une analyse approfondie de la nappe de l'aquifère Mio-Plio-Quaternaire dans son contexte géologique et de déterminer le schéma global qui régit son flux souterrain.

I.3.1. L'aquifère superficiel du Mio-Plio-Quaternaire

Cette couche de recouvrement est la plus significative parmi toutes les formations aquifères de la plaine d'El Madher. Les dépôts détritiques forment une réserve d'eau souterraine importante qui se situe à des profondeurs considérables. Son réservoir est principalement constitué de matériaux grossiers résultant de l'érosion des reliefs et contenus dans une matrice argileuse.

L'analyse des sections géologiques effectuées dans la zone [Menani, 1991] et les résultats de la campagne de sondages électriques effectuée par la CGG (1970) permettent de constater que le substratum de l'aquifère du Mio-Plio-Quaternaire est composé de marnes du Cénomaniens et du Miocène, et localement d'argiles du Tortonien supérieur à la bordure Est de la plaine. Sur le plan hydraulique, les marnes délimitent clairement l'aquifère du Mio-Plio-Quaternaire. De plus, elles agissent comme une couche supérieure pour les formations captives du Crétacé.

L'étude des dépôts détritiques de la couche de recouvrement et de son substratum a révélé que la plaine d'étude est caractérisée, en sa partie Nord-Est, par une dépression comblée par une couche de sédiments détritiques très importante. Cette couche s'amincit vers le Sud en raison de l'élévation progressive du toit du substratum. Cette configuration permet de distinguer deux aquifères : les aquifères profonds et les aquifères de surface.

Les aquifères profonds de la couche de recouvrement se trouvent au Nord-Est de la plaine, où la dépression d'effondrement d'origine tectonique a favorisé leur accumulation. Les forages M1, M2 et M3 (Fig. 5) captent cette nappe qui se compose de deux ensembles distincts [Menani, 1991]:

Aperçu Hydrogéologique et géologique

- Ensemble inférieur : Dans cette couche, les niveaux aquifères peuvent atteindre des profondeurs de 277 m. On y trouve principalement des matériaux grossiers tels que des sables, des graviers et des galets, ce qui prédomine.
- Ensemble supérieur : Il s'agit d'une couche à dominante argilo-sableuse, avec une nature semi-perméable.

Les niveaux aquifères de surface sont captés par plusieurs puits, à des profondeurs plus faibles en moyenne (environ 12 m). Le forage M5 (Fig. 4) capte ces niveaux aquifères à une profondeur de 89 m. Il s'agit d'un empilement de couches grossières (sables, graviers et galets) alternant avec des couches argileuses, situées au-dessus du substratum imperméable. Cet ensemble constitue un aquifère libre, capté à des profondeurs variant entre 3 et 68 m.

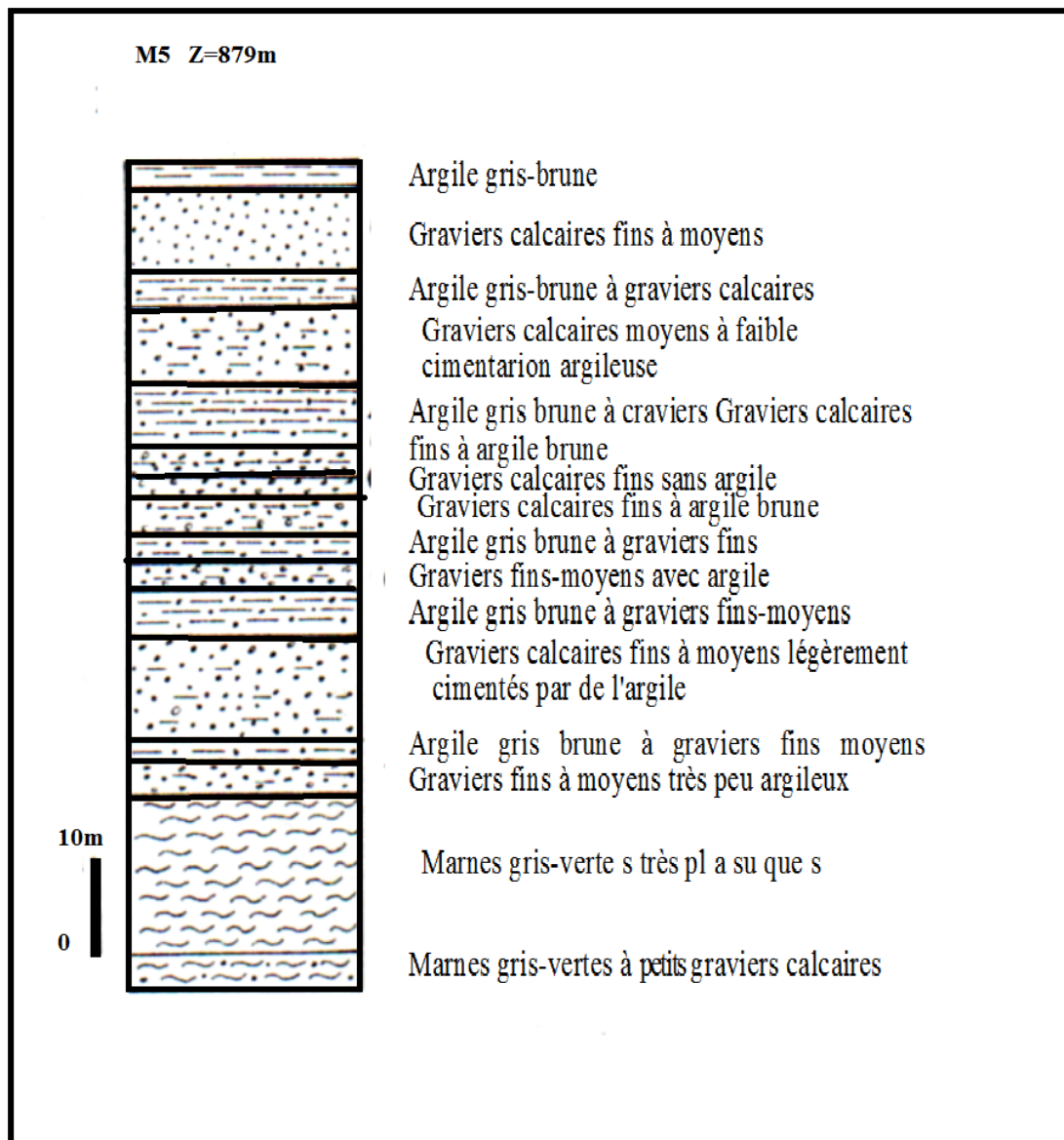


Figure I.4. Coupe géologique du sondage M5 [Menani, 1991]

Aperçu Hydrogéologique et géologique

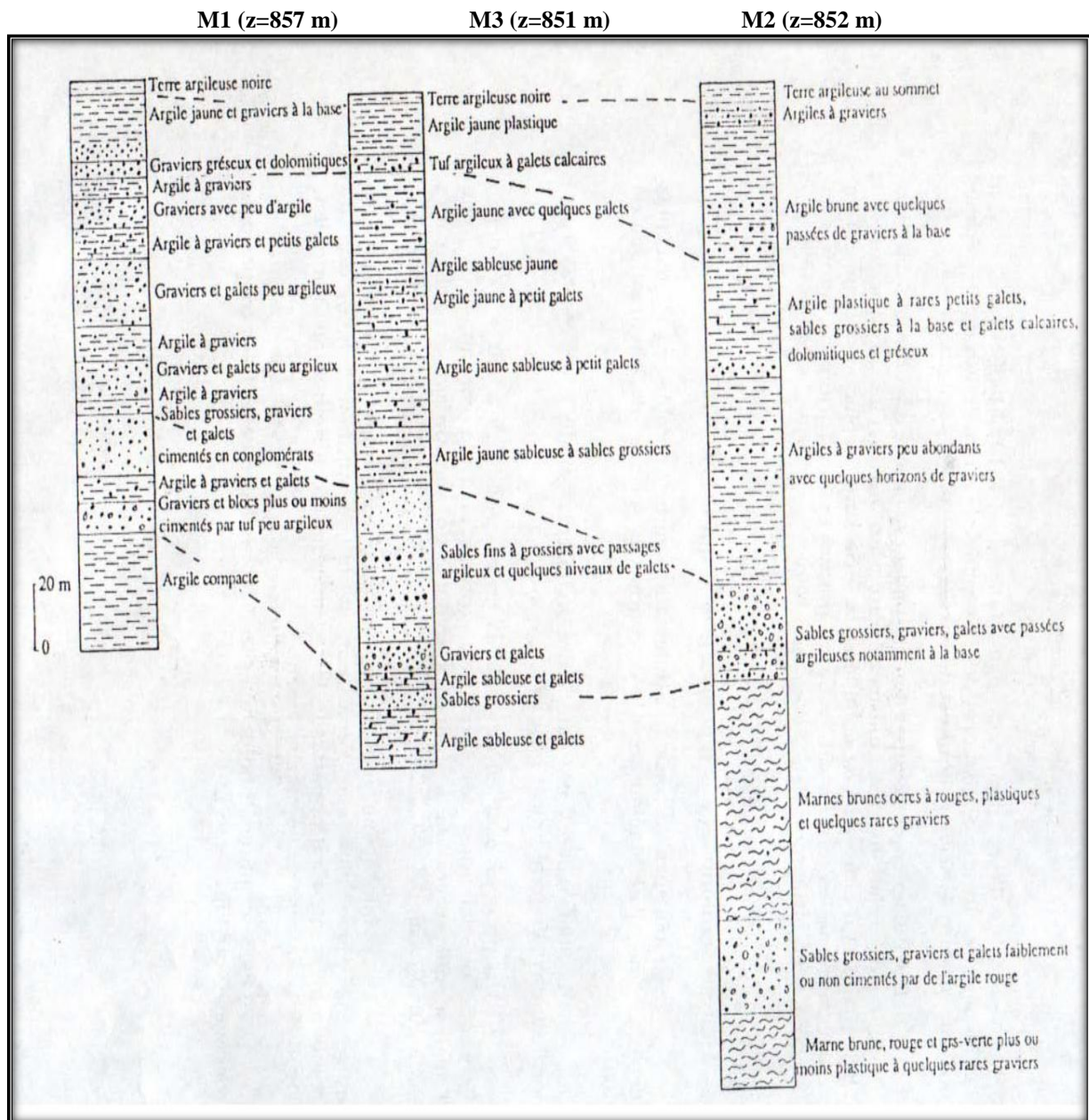


Figure I.5. Profil latéral (CD) des coupes des sondages M1, M2, M3 [Menani, 1991].

I.3.2. Conditions aux limites de l'aquifère Mio-Plio-Quaternaire

I.3.2.1. La limite du Djebel Bou Arif

Depuis la partie amont du bassin vers le Sud-Ouest jusqu'à la petite localité de Fesdis, la limite est formée par des couches de marnes du Cénomaniens. La composition lithologique de ces couches constitue, en principe, un obstacle à la recharge directe de l'aquifère souterraine par les formations Crétacées du Djebel Bou Arif. Au-delà de cette limite, plus au Nord, avec l'enfouissement progressif des formations vers le Nord-Est, ce sont les calcaires et les marnes du Turonien qui établissent un contact de plus en plus direct avec l'aquifère.

I.3.2.2. La limite des Monts de Batna

La limite géographique de l'aquifère est constituée de couches de marnes miocènes qui se succèdent aux couches du Cénomaniens. Tout comme les marnes qui marquent la limite du Djebel Bou Arif, les marnes indiquant les contacts avec l'aquifère mio-plio-quadernaire sont également interrompues là où les différents cours d'eau secondaires se jettent.

Le flux souterrain dans ces cours d'eau naturel et une portion des eaux de ruissellement collectées à leur niveau constituent une source d'alimentation importante pendant les périodes de pluie.

I.3.2.3. La limite du Djebel Tafraout

Cette limite est caractérisée par le contact avec les formations de grès barrémiens et se distingue par l'absence de points d'eau. Malgré cela, la source d'Ain Mazouala, qui témoigne d'un contact mécanique, confirme les capacités aquifères de cette limite.

I.3.2.4. Les niveaux d'entrée et de sortie de la nappe aquifère

A l'entrée de la plaine, le bassin versant se rétrécit pour laisser place à un seuil alluvionnaire où s'écoule l'Oued El Gourzi, qui transporte les débits accumulés dans le bassin versant de Batna vers le bassin d'El Madher.

L'autre seuil alluvionnaire se situe entre KoudiatTfouda et le Djebel Tafraout, à l'embouchure de la nappe, où s'écoule l'Oued El Madher.

I.3.3. La profondeur de la nappe

La carte des isobathes (Fig.6) montre que la surface libre de la nappe se trouve en moyenne à une profondeur d'environ dix mètres.

Entre Merfeg El Baroud et Douar Ouled Lakhdar, ainsi que dans le secteur de la Mechta Arour, la profondeur avoisine les cinq mètres pour affleurer à la surface à la MerdjaMazouala, près de l'embouchure du bassin. La profondeur de la nappe augmente progressivement en se dirigeant vers sa limite Nord-Nord-Est et vers le Sud, atteignant jusqu'à 30 mètres.

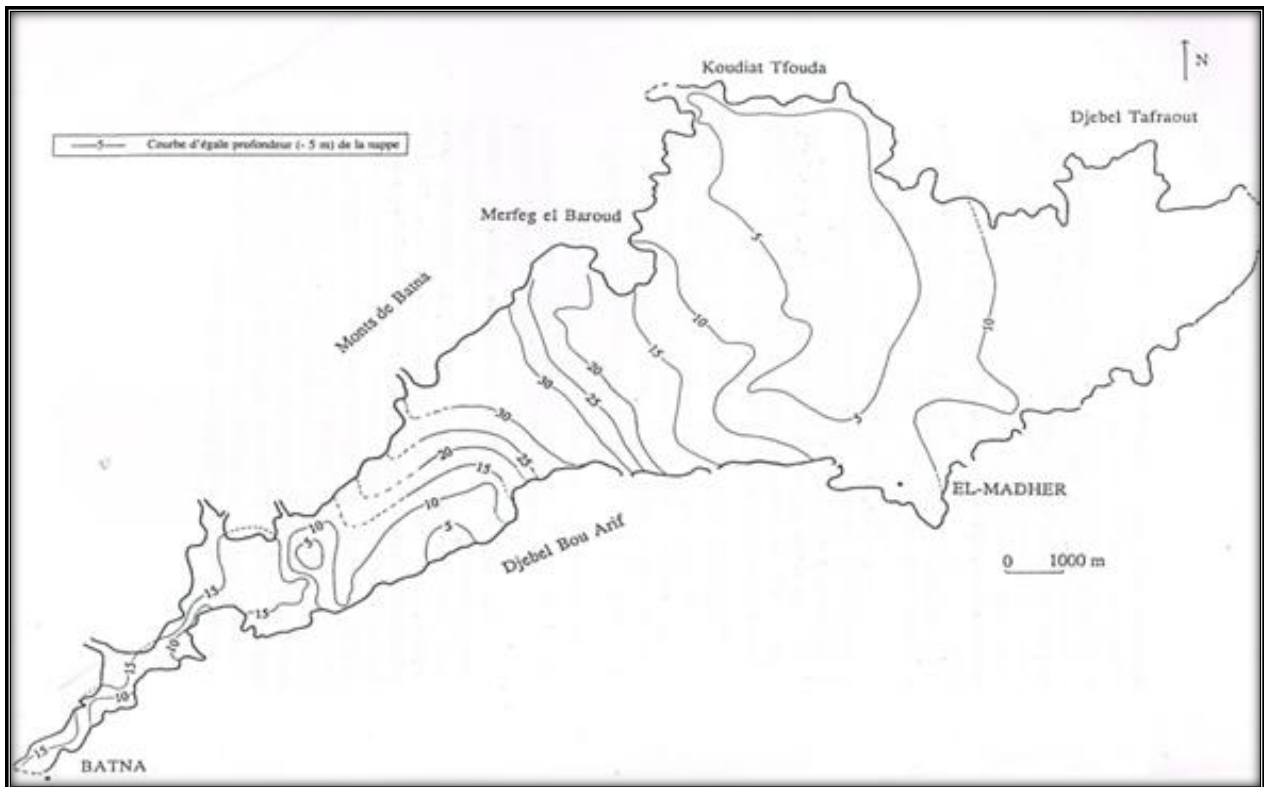


Figure I.6. Carte en isobathes de la nappe libre de la plaine d'El Madher [Menani, 1991]

I.3.4. L'écoulement dans l'aquifère du recouvrement

L'analyse de la carte piézométrique spécifique aux campagnes d'août 1989 et de mai 1990 [Menani, 1991] a révélé les observations suivantes :

- De manière générale, le flux perpendiculaire aux lignes isopièzes s'écoule en direction du Nord à partir du Sud. L'eau provient à la fois du Sud, principalement par l'alimentation à travers les fractures de la bordure des Monts de Batna et de la bordure Nord-Est de la plaine. Les flux provenant de ces deux limites convergent dans la zone de la Mechta Arour pour être drainés vers l'exutoire du bassin.
- À l'Ouest de Gseyra, les lignes isopièzes sont concaves vers la bordure des Monts de Batna, mettant clairement en évidence la contribution de cette limite et en particulier l'apport hydrique au niveau des marno-calcaires fracturés.

Il convient de souligner aussi que l'Oued El Madher, avant de se diviser en plusieurs bras juste en amont de Mechtat Arour, présente un régime d'écoulement stable qui est interrompu dans cette zone où il se ramifie en plusieurs bras, avant de reprendre son cours jusqu'à l'exutoire du bassin. Le long de son parcours méandreux, notamment dans la plaine d'El Madher, les lignes isopièzes montrent un espacement plus prononcé, en raison de la meilleure perméabilité des alluvions de l'Oued par rapport aux formations

environnantes. À certains endroits de son cours (vallée de Fesdis), Les isopièzes montrent une courbure convexe vers l'amont hydraulique, ce qui suggère que l'Oued draine la nappe dans la direction opposée. Cependant, à certains endroits tels que Mechtat Arour jusqu'à l'exutoire, l'Oued El Madher contribue à la recharge de la nappe [Menani, 1991].

Lors de mes sorties sur terrain entre 2018 et 2020, j'ai remarqué que les niveaux d'eau dans la nappe n'avaient pas sensiblement varié.

I.3.5. L'écoulement de surface (Oued El Gourzi)

Après leur traitement proportionnel aux installations industrielles et à la station de traitement principale, les eaux polluées provenant des activités urbaines et industrielles de la wilaya de Batna sont dirigées vers l'Oued El Gourzi, qui agit comme le principal collecteur du système d'assainissement des eaux polluées et pluviales. Par la suite, les eaux de l'Oued El Gourzi se rencontrent avec ceux de l'Oued El Madher au Sud de Mechtat Arour, puis sont acheminés vers l'exutoire du bassin à MerdjaMezouala, pour finalement atteindre le chott Gadaine, leur milieu récepteur [Tamrabet, 2011].

L'Oued El Gourzi présente un flux régulier tout au long de l'année, mais son débit varie en fonction des saisons. Durant la période des pluies, il draine non seulement les eaux usées, mais également les eaux de ruissellement provenant de multiples sous-bassins grâce à des cours d'eau supplémentaires. Cependant, durant la période sans pluie, son débit diminue et est principalement constitué des divers rejets provenant de la ville de Batna et des zones avoisinantes [Zouita, 2002].

Chapitre II
Synthèse Bibliographique
Sur Les Métaux Traces

Introduction

La dégradation de l'environnement représente actuellement une inquiétude d'envergure internationale en raison de l'impact qu'elle a tant directement qu'indirectement sur les sources naturelles : l'eau, le sol et les végétaux, ainsi que sur la santé humaine.

Les métaux traces comme le Chrome (Cr), le Zinc (Zn), le Cadmium (Cd), le Plomb (Pb) sont des substances non dégradables qui demeurent dans l'environnement pendant des durées prolongées. On utilise le terme "traces métalliques" pour désigner ces substances, car les quantités présentes dans l'environnement sont extrêmement réduites [Baker et Walker, 1990].

II.1. Définition des métaux traces

Les métaux sont un ensemble de 68 éléments présents dans la croûte terrestre, dont les concentrations sont en dessous de 0,1% et qui représentent seulement 0,6% de la totalité des éléments [Baize, 1997]. Il est crucial de souligner que dans les écrits, l'expression "métaux lourds" est fréquemment employée de façon interchangeable avec les termes "ETM" ou "éléments traces". Cependant, l'usage de cette terminologie suscite des débats [Duffus, 2002 ; Hodson, 2004], car Certains auteurs utilisent la densité (entre 3,5 et 6 g.cm⁻³) pour définir les métaux lourds, tandis que d'autres se basent sur la masse atomique ou le numéro atomique (point de vue physique).

Ces substances ont la capacité de s'accumuler dans les organismes vivants et peuvent présenter un caractère toxique même à des concentrations relativement faibles [Nabulo *et al.*, 2011].

Sur le plan biologique, il est envisageable de diviser les métaux lourds en deux catégories selon leurs effets sur la physiologie et la toxicité. Ces métaux peuvent être classés en deux groupes : les métaux lourds essentiels et les métaux lourds toxiques.

II.1.1. Les métaux lourds essentiels

Ces composants indispensables sont présents en quantités infimes dans les tissus biologiques, mais jouent un rôle crucial dans de nombreux mécanismes cellulaires en tant qu'éléments traces [Loué, 1993]. La concentration excessive de certains éléments tels que le Zinc, le Nickel, le Cuivre, et le Fer peut entraîner leur toxicité.

II.1.2. Les métaux toxiques

Même à de faibles quantités, ces substances polluantes ont des effets dangereux sur les êtres vivants. Le Mercure (Hg) et le Cadmium (Cd), tout comme d'autres substances, ne montrent aucun impact positif identifié sur les cellules. L'utilisation du terme "métaux traces" est associée à une connotation de dangerosité en raison de leur toxicité. Dans leur étude de 1980, Nieboer et Richardson ont proposé une nouvelle approche pour la classification des

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

ions métalliques, remplaçant ainsi le terme "métaux traces". Selon leur proposition (Tableau 1), les ions sont répartis en trois catégories distinctes, à savoir A, B et C. Ces catégories sont définies en fonction de l'équilibre des complexes formés par les métaux avec divers ligands. Les éléments les plus couramment liés à la pollution dans les sols appartiennent généralement aux groupes B et C. Ces groupes incluent des éléments tels que le Nickel (Ni), le Mercure (Hg), le Cuivre (Cu), le Cadmium (Cd), le Zinc (Zn), l'Argent (Ag) et le Plomb (Pb).

Tableau II.1. Tri selon la préférence des ions métalliques pour différents ligands [Nieboer et Richardson 1980]

Classe A	Métaux ayant une forte affinité pour les ligands contenant des atomes d'oxygène (O^{2-} , OH^- , CO_3^{2-} , NO_3^- , SO_4^{2-} ...)
Classe B	Métaux ayant une forte affinité pour les ligands contenant des atomes de soufre ou d'azote (S^{2-} , CN^- , RS^- , R_2S , R_3As , H^- ...)
Classe C	Groupe intermédiaire de métaux qui se lie indifféremment aux ligands à base d'azote, d'oxygène ou de soufre.

II.2. Les éléments métalliques dans les écosystèmes aquatiques

L'eau, grâce à ses propriétés physico-chimiques, agit comme un excellent agent de dissolution et constitue un important moyen de déplacement, pour les espèces dissoutes, les micro-particules et les micro-organismes [MSTP, 2007]. Lorsque l'eau se déplace à travers le sol ou s'écoule à la surface terrestre, elle absorbe des minéraux dissous sous forme d'ions tels que : le Magnésium (Mg^{2+}), Sodium (Na^+), Calcium (Ca^{2+}), Potassium (K^+), Bicarbonates (HCO_3^-), Nitrates (NO_3^-), Carbonates (CO_3^{2-}), Chlorures (Cl^-) et les Sulfate (SO_4^{2-}). La concentration en matières minérales dissoutes est généralement située à une échelle d'environ un milligramme pour chaque litre. La source principale des éléments dissous est le processus d'érosion des sols par les précipitations et le ruissellement des eaux, ainsi que des activités agricoles et industrielles (ions de métaux lourds). L'eau peut également contenir de la matière organique, présente soit en suspension (résidus végétaux), soit dans un état de dissolution, que ce soit à travers des solvants ou des pesticides. Lorsqu'ils se déplacent, les ions métalliques interagissent de différentes manières avec les composés organiques ou minéraux présents sous forme dissoute ou en suspension, avec lesquelles ils peuvent former des complexes [Catallo *et al.*, 1995]. Les éléments métalliques peuvent former des complexes en se liant à des ligands présents dans l'eau, qui peuvent être des substances minérales telles que les chlorures et les hydroxydes, ainsi que des substances carbonées. Le schéma 7 illustre le processus de chélation des métaux dans l'eau. Les métaux présents dans les écosystèmes aquatiques se

distribuent entre divers parties, tels que l'eau, les particules en suspension et les sédiments. En ce qui concerne les métaux traces, on constate généralement des concentrations bien plus élevées dans les sédiments que dans l'eau [Devez, 2004]. La spéciation chimique des métaux influe sur leur disponibilité biologique et leur aptitude à se déplacer et à se propager au sein des milieux naturels. La forme solubilisée des métaux est celle qui est le plus aisément assimilée par les plantes et les organismes.

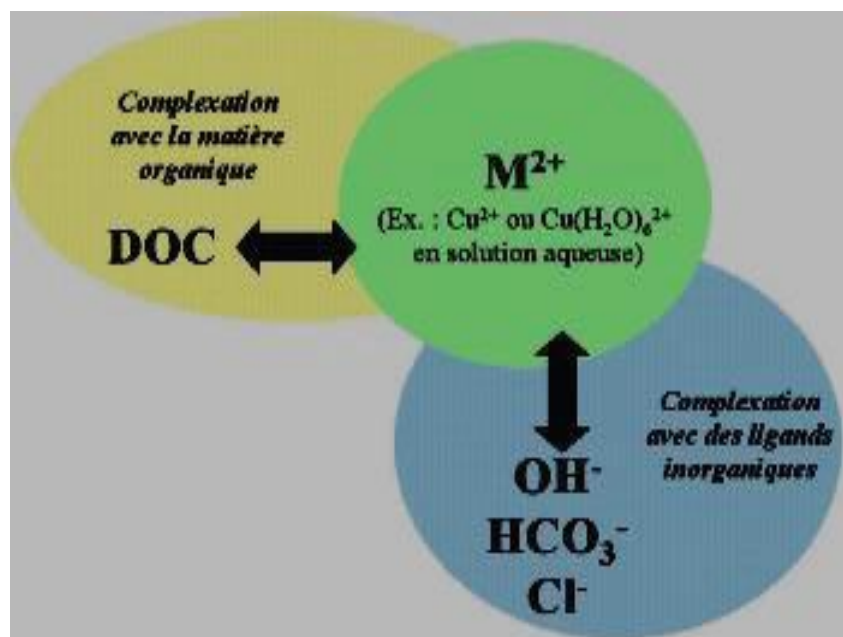


Figure II.7. Processus de complexation des métaux dans l'eau [INERIS, 2003]

II.2.1 La fixation des métaux par les sédiments par adsorption

La fixation des ions métalliques par les sédiments se réfère à l'adhésion des molécules dissous à la surface d'un matériau solide. Cette réaction conduit à un état stable où une concentration spécifique de l'espèce dissoute est atteinte [Devez, 2004].

1. Adsorption physique

Elle est également désignée par le nom de physisorption, elle est caractérisée par une faible énergie d'interaction. La durée pendant laquelle l'espèce dissoute est retenue lors de la sorption physique est brève, et il est possible que la surface soit revêtue de plusieurs monocouches moléculaires du composé dissous adsorbé [Devez, 2004].

2. Chimisorption

Elle implique une énergie de liaison élevée, correspondant à des liaisons chimiques covalentes formées entre matériau adsorbant et l'espèce adsorbée [Devez, 2004]. En termes de fixation chimique, la durée de conservation est prolongée et sauf la couche initiale qui se lie à la surface adsorbante est adsorbée de manière chimique, tandis que les autres couches éventuelles sont captées de manière physique.

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

Comme indiqué précédemment, la répartition des éléments traces métalliques au sein de la matrice solide et leur migration vers l'eau sont le résultat de divers phénomènes de surface, tels que la précipitation (sous forme oxydée ou réduite), la co-précipitation et l'adsorption sur des substances minérales et organiques (Fig. 8) [Serpaud *et al.*, 1974]. Selon les expériences d'adsorption réalisées par Serpaud *et al.*, en 1974, il a été observé que les taux d'adsorption du Cadmium, du Zinc et Cuivre, augmentent de manière cohérente avec l'élévation du pH. Les résultats obtenus montrent que les pourcentages d'adsorption étaient les suivants 70/90 % pour le Cuivre, 75/90 % pour le Cadmium et 75/95 % pour le Zinc. En ce qui concerne le plomb, le changement est peu significatif.

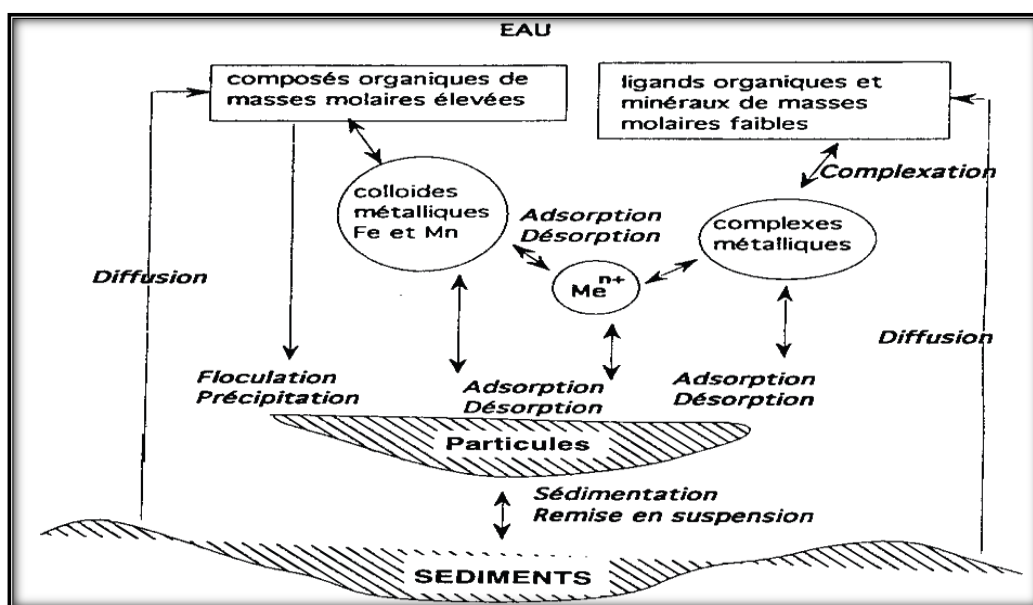


Figure II.8. Le fonctionnement d'un système d'échange entre l'eau et les sédiments [Serpaud *et al.*, 1974]

II.2.2. Facteurs qui affectent la capacité des métaux à se déplacer dans l'eau

La migration des éléments traces métalliques dans les cours d'eau est souvent expliquée par la transformation de la forme en suspension et en particules solides en une forme soluble, et vice versa. Le potentiel d'hydroxyde, le TH, la salinité, la quantité en matière organique et le Eh sont des facteurs physico-chimiques qui affectent ces transformations dans l'eau [Förstner et Wittman, 1979].

Plusieurs paramètres de l'eau, tels que le pH, la force ionique et la température, influencent les mécanismes d'échange des éléments traces métalliques entre l'eau et les sédiments à leur interface. De cette manière, une élévation du pH favorise la fixation des métaux sur la partie réductible des sédiments, tels que les oxydes de manganèse et de fer. Cependant, la quantité de métaux en solution diminue.

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

Les éléments métalliques sont fortement influencés par la présence et l'action de la matière organique, ce qui est essentiel pour leur mouvement et leur accessibilité. Les ions métalliques suscitent une forte préférence de la part de la substance organique. La capacité d'adsorption est étroitement liée à la surface disponible et à la taille des particules constituant le matériau sédimentaire. Plus la taille des particules de sédimentation diminue, plus l'interface de contact avec l'environnement augmente [Ineris, 2004].

II.3. La présence de métaux lourds dans le sol

II.3.1. Les sources de contamination des sols par les métaux lourds

La principale préoccupation associée aux ETM tels que le cadmium, le mercure, le plomb et le cuivre réside dans leur incapacité à se dégrader naturellement, ce qui les rend persistants dans les sols pendant de longues périodes. Les sols peuvent contenir des éléments de source naturelle ou causés par l'activité humaine.

II.3.1.1. Source naturelle

Le sol contient de façon naturelle des traces minimales d'éléments métalliques (Tab. 2), lorsque le substrat rocheux subit des altérations, elle libère certains éléments qui forment le réservoir interne connu sous le terme de fond pédogéochimique: La quantité naturelle d'un élément dans une couche de sol, résultant du développement géologique et des processus pédogénétiques, sans aucune contribution d'origine humaine [Baize, 1997; Burak *et al.*, 2010].

Cependant, il est possible que les sols présents dans des régions rurales, distante de toute activité industrielle ou humaine, passée ou bien présente, peuvent contenir des quantités de métaux lourds considérablement plus élevées que celles généralement constatées en l'absence de pollution. Ces polluants naturels sont présents dans les zones où des événements géologiques ont conduit à l'exposition de couches riches en minéraux [Baize, 1997]. Par exemple, les sols développés à partir de sables quartzeux contiennent des portions très faibles en éléments métalliques, tels que moins de 0,05 mg.kg⁻¹ de matière sèche de cadmium (Cd) et moins de 5 mg.kg⁻¹ de matière sèche de cuivre (Cu). En revanche, les sols formés à partir de sédiments carbonatés ou argilo-calcaires, ainsi que de schistes, présentent des niveaux plus élevés de ces éléments, allant de 0,5 à 1 mg.kg⁻¹ de matière sèche de Cd et de 25 à 50 mg.kg⁻¹ de matière sèche de Cu [Perrono, 1999].

II.3.1.2. Origine due à l'activité humaine

Les actions des êtres humains sont étroitement responsables des niveaux les plus hauts en composés non organiques détectés dans les sols (Tab. 3), Les activités principales responsables sont les suivantes :

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

- Les pratiques culturales englobent les impuretés présentes dans les produits agrochimiques tels que les lisiers contenant du Cuivre (Cu), du Zinc (Zn) et du Cadmium (Cd), ainsi que les engrais phosphatés contenant du Cadmium (Cd).
- Les activités urbaines contribuent à la contamination de l'environnement par le biais de différentes sources. Par exemple, l'épandage des boues provenant des stations d'épuration et du curage des canalisations entraîne l'apport de Chrome, Cuivre et Plomb. De plus, l'incinération des déchets domestiques est une autre source de pollution, notamment avec l'émission de Cadmium. Le trafic routier est également responsable de l'introduction de Cadmium, Zinc provenant de la combustion des carburants, ainsi que de Plomb utilisé comme additif anti-détonant.
- Les industries rejettent dans l'écosystème l'ensemble des éléments à travers des procédés métallurgiques tels que le raffinage, l'exploitation minière. De même, cela s'applique aux procédés industriels sophistiqués tels que le traitement du plomb issu des batteries usagées et la production de peintures (Fig. 9).

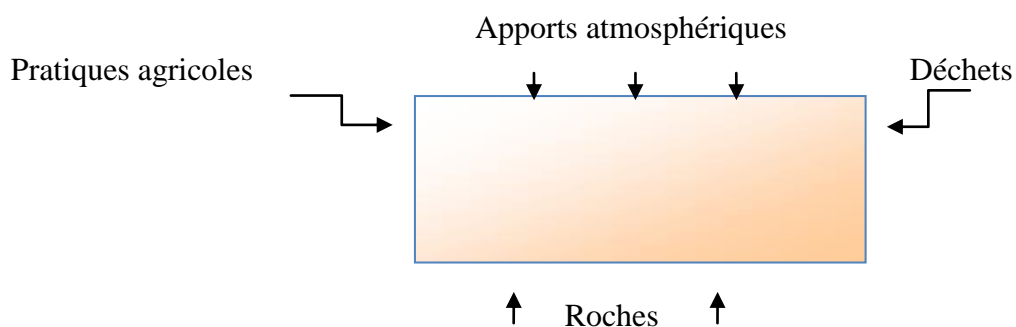


Figure II.9. Source des métaux traces dans le sol [Robert et Juste 1999].

Tableau II.2. Niveaux recommandés aux Pays-Bas pour les éléments traces dans différents types de sols, valeurs en $\text{mg.kg}^{-1}/\text{MS}$ [Smith *et al.*, 1998]

Sols ETM	Sol standard A=25 ; H=10	Sol sableux A=3 ; H=2	Sol argileux A=30 ; H=5
Zn	140	62	147.5
Cd	0.8	0.46	0.71
Cr	100	56	110
Cu	36	17	36
Hg	0.3	0.21	0.31
Ni	35	13	40
Pb	85	55	85

A= pourcentage de particules inférieures à $2\mu\text{m}$; H= pourcentage en matières organiques

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

Tableau II.3. Exemples de sources industrielles et agricoles pouvant être à l'origine des métaux présents dans l'environnement [Ngaram, 2011].

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides, conservateurs)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

II.3.2. Transfert des ions métalliques dans le sol

Les éléments traces métalliques sont influencés par plusieurs facteurs dans leur évolution, incluant les propriétés biologiques et physico-chimiques des sols. Ces facteurs régulent différents processus tels que la formation de complexes avec des ligands organiques, l'adhésion aux surfaces solides comme la matière organique et l'argile...etc, l'échange ionique, ainsi que la précipitation en format de sels ou de co-précipitation [Vymazal *et al.*, 2010 ; El Bishlawi *et al.*, 2013].

Dans les écosystèmes de terre, les sols sont couramment perçus comme le principal dépôt d'éléments métalliques. Les métaux couramment présents dans les environnements urbains comprennent le Cadmium (Cd), le Plomb (Pb), le Chrome (Cr), le Nickel (Ni), le Zinc (Zn) et le Cuivre (Cu) [Hebrard-Labit, 1998 ; Delmas-Gadras, 2000 ; Lamret, 2007]. Le fait qu'ils se trouvent dans le sol peut être dû à la fois de l'héritage géologique originel et de l'accumulation d'apports d'origine humaine. Certains sols présentent une richesse naturelle en métaux, toutefois, cette fraction est liée aux processus de formation du sol est généralement moins mobile que celle d'origine anthropique, souvent liée à la substance organique [Baize et Tercé, 2002].

Les éléments métalliques transférés aux eaux superficiels ou nappes souterraines grâce à l'infiltration ou au ruissellement à travers les sols peuvent être assimilés par les végétaux ou les microorganismes du sol.

II.3.3. Étude de la spéciation, mobilité des éléments métalliques dans le sol

a- Le processus de spéciation.

Sur le plan environnemental, la répartition des composés chimiques d'un élément au sein d'un système est désignée par le terme de spéciation [Brinckman et Sadler, 1986]. La spécification chimique est utilisée dans différentes situations afin d'expliquer l'analyse, l'identification et la quantification des espèces, ainsi que pour définir le processus responsable de la répartition des espèces et la réactivité de ces dernières [Florence, 1982]. Les différentes espèces présentent des propriétés chimiques qui leur sont propres, ce qui entraîne des réactions spécifiques en fonction de leur milieu.

Plusieurs facteurs influencent la spéciation, tels que le pH, le degré d'oxydation de l'élément et sa relation avec les autres éléments du milieu (tel que l'argile, substances organiques, hydroxydes, présence d'agents complexants). Les métaux traces se présentent sous différentes compositions chimiques telles que des particules, de suspensions colloïdales ou des substances dissous, et ils peuvent être libérés dans le sol par le biais de différents processus de dissolution. La régulation de leur présence en solution dépend de leur interaction avec la phase solide, qui peut se manifester par leur complexation sur la surface des éléments, leur échangeabilité dans le sol ou leur co-précipitation. (Fig.10) [Brümmer, 1986 ; Stumm et Morgan, 1970].

Les cations métalliques non liés et les espèces neutres sont hautement réactifs, car ils peuvent être aisément absorbés par les êtres vivants [Hart, 1981]. En revanche, les métaux qui forment des complexes solides ou sont liés à des particules en suspension colloïdale présentent une biodisponibilité moindre [Florence et Batley, 1977]. La teneur globale des éléments métalliques dans le milieu offre peu d'indications pour anticiper leur comportement [Pédro et Delmas, 1970].

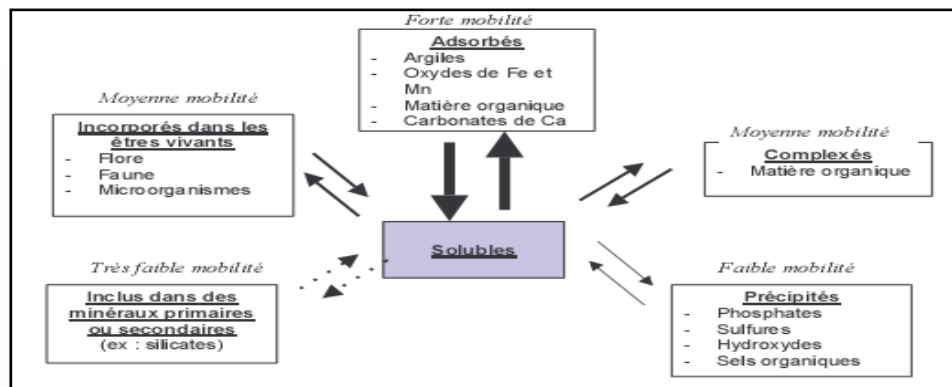


Figure II.10. La répartition (spéciation) des éléments en traces métallique dans le sol

a- La mobilité

La capacité d'un élément à se déplacer dans le sol dépend de sa mobilité, qui est principalement dictée par sa capacité à se déplacer vers les parties du sol où il est le moins contraint, en particulier la solution du sol [Juste, 1988 ; Liu *et al.*, 2013].

Lorsqu'un élément métallique est présent dans le liquide du sol", on estime que cet élément métallique peut potentiellement être absorbé par un organisme vivant spécifique, qu'il soit un micro-organisme, une végétal, ou autre. C'est pourquoi il est qualifié de disponible [Juste *et al.*, 1995]. La disponibilité biologique fait référence à la faculté d'un élément d'être transféré depuis n'importe quelle partie du sol vers un organisme vivant qu'il s'agisse d'une végétal ou d'une bactérie..etc [Juste, 1988].

Selon l'étude menée par Peijnenburg et ses collègues (2007), la biodisponibilité est une mesure utilisée pour évaluer la présence de substances contaminantes et leur potentiel de danger. La biodisponibilité végétale se réfère à la teneur en métal spécifique qui peut potentiellement être transportés dans la plante au cours de son croissance.

La phytodisponibilité d'un élément dans un sol correspond aux ions capables de se dissoudre et d'être absorbés par la plante.

La phytodisponibilité peut être décrite par trois processus successifs. Le premier processus implique le transfert des composants solides vers le milieu liquide du sol. Le second processus se réfère le déplacement d'un élément vers les surfaces racinaires par diffusion et/ou advection. Le processus final implique l'assimilation du métal par les systèmes racinaires, sa circulation et sa répartition à travers toute la plante. [Morel, 1997; Clemens *et al.*, 2002]. En termes plus simples, la teneur totale d'un élément présente dans le sol peut être divisée en quatre parties distinctes (Fig. 11).

Les deux compartiments premiers renferment les ions métalliques qui sont directement accessibles au végétal. Le premier compartiment comprend les ions qui sont capables de se dissoudre dans le liquide du sol, tandis que le deuxième compartiment regroupe les ions qui sont peu fortement retenus par la particule solide du sol, pouvant être remplacés par la solution du sol. Le 3^{ème} compartiment regroupent les ions qui sont étroitement liés au substrat solide, mais peuvent être absorbés par les racines des végétaux. Pendant leur période de croissance grâce à leur présence dans le liquide du sol. Le pourcentage disponible pour les plantes connue sous le nom de fraction disponible pour les plantes, subit des fluctuations au cours du temps. Pendant la phase de croissance de la plante, les ions présents dans le dernier compartiment sont caractérisés par leur faible mobilité et sont considérés comme indisponibles pour la plante [Morel, 1997].

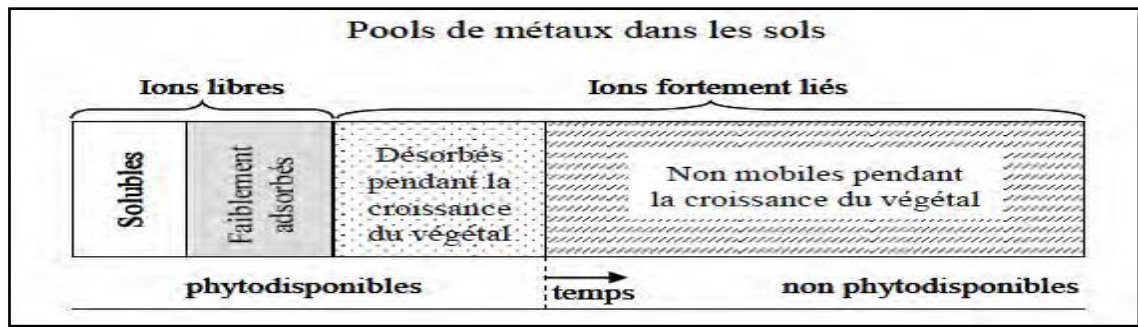


Figure II.11. La distribution des éléments traces métalliques dans les sols en fonction de leur disponibilité pour les plantes [Morel, 1997]

II.3.4. Facteurs qui impactent la mobilité des métaux traces

II.3.4.1. Le pH

Le potentiel hydroxyde du sol est un élément crucial qui exerce une influence sur la capacité de déplacement et la spéciation des métaux, et par conséquent leur nocivité [Babich et Stotzky, 1977a et b]. Lorsque le pH de la solution du sol diminue d'une unité, on observe une augmentation d'environ deux fois la concentration des cations métalliques libres. Cette augmentation favorise le processus de bioextraction [Christensen, 1984 ; Sanders, 1983]. La plupart des métaux présentent une mobilité accrue en conditions acides par rapport aux conditions alcalines : Lorsque le pH du sol réduit, la capacité d'adsorption et de précipitation des ions métalliques diminue également, car ceux-ci deviennent très mobiles dans un environnement acide.

Selon Förstner et Wittman (1979), le déplacement des métaux traces du substrat solide à la solution du sol est essentiellement affecté par quatre catégories de changements dans la composition chimique de l'eau poreuse :

- Lorsque le pH diminue, les hydroxydes et les carbonates se dissolvent, ce qui entraîne la libération des métaux lourds qui y sont liés. En outre, une diminution du pH peut également induire la libération des métaux lourds en substituant leur association aux ions H⁺.
- Les variations dans les niveaux de réduction-oxydation du système provoquent une réduction de la quantité d'oxygène dissous. Ce processus est fréquemment lié à des conditions d'eutrophisation. Les hydroxydes de Fer et de manganèse peuvent se dissoudre incomplètement ou totalement, ce qui entraîne la libération des métaux qui leur sont liés.
- Les éléments alcalins et alcalino-terreux se disputent les sites d'échange des particules solides, lorsqu'il y a une hausse de la concentration des ions en solution.

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

- Une augmentation de l'utilisation de complexes naturels et synthétiques [(par exemple, des complexes organiques biodégradables tels que le NTA dans les détergents) et des polyphosphates] qui forment des interactions complexes avec les métaux lourds.

Selon les recherches de Peakall et Berger en 2003, il a été constaté que la capacité de fixation du Cadmium par le sol augmente de manière significative lorsque le pH varie de 4 à 7,7. En fait, pour chaque augmentation d'une unité du pH, cette capacité de fixation amplifiée de 2 à 3 fois. Duchaufour (1995) et Martinelli (1999) affirment qu'il existe un seuil de pH sous lequel les métaux sont soudainement libérés. Le pH diffère selon le métal pris en compte : le Zinc a un pH de 5,5, le Plomb a un pH de 4 et le Cadmium a un pH de 6. Souvent, lorsque le pH augmente, cela peut entraîner la création de substances précipitées qui peuvent limiter la disponibilité et la dissolution de toutes les composées ioniques.

II.3.4.2. Le potentiel redox (Eh)

Le potentiel d'oxydoréduction permet de décrire les transferts d'électrons qui se produisent entre les différentes entités chimiques. La mobilité des métaux augmente dans des conditions réductrices, telles que celles présentes dans les terres où l'aération est légère [Kabata-Pendias et Pendias, 2001]. Lorsque les valeurs d'Eh sont basses, cela favorise la solubilité des hydroxydes, ce qui conduit à une élévation de la teneur des métaux liées à ces composés. [Chaignon, 2001]. En outre, il convient de souligner que le changement de nombre d'oxydation des ligands affecte de manière indirecte la dissolution des métaux lourds. Pour illustrer, dans des milieux réducteurs, les sulfates subissent une réduction en sulfures, lesquels ont une grande affinité pour les éléments métalliques tels que le Cadmium, le Plomb et le Zinc, ce qui les retient efficacement [Deneux-Mustin *et al.*, 2003]. Effectivement, il existe une relation inverse entre l'Eh et le pH pour un sol spécifique [Deneux-Mustin *et al.*, 2003].

II.3.4.3. L'activité biologique

Il est difficile de comprendre pleinement les mécanismes biologiques qui influencent la dissolution des métaux lourds dans les sols en raison de la variété des processus et des interconnexions à tous les niveaux. Les principaux processus affectant le déplacement des métaux sont les suivants :

a- La solubilisation

Cela est le résultat de la formation de divers acides, notamment l'acide sulfurique, l'acide nitrique, ainsi que des acides phénoliques, carboxyliques et aliphatiques. Les bactéries chimiolithotrophes telles que *Leptospirillum*, *Thiobacillus* et *Galionella*, ont la capacité de transformer les formes réduites du soufre et du fer trouvées dans les sulfures par le biais de l'oxydation. Cette réaction produit de l'acide sulfurique qui est capable de solubiliser les

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

oxydes, les phosphates et les sulfures ce qui entraîne la libération des métaux. Les racines des végétaux ainsi que les champignons libèrent des acides, soit dans le but d'améliorer l'assimilation des nutriments, soit comme sous-produits métaboliques [Chaignon, 2001 ; Deneux-Mustin *et al.*, 2003]. L'acidification joue un rôle dans la facilitation de la circulation des éléments non essentiels au métabolisme des plantes.

b- L'insolubilisation

C'est le processus inverse. Même si on n'a jamais validé la désintoxication externe des métaux lourds par les sécrétions racinaires [Baker et Walker, 1990]. Certains acides organiques légers, tels que l'acide citrique, l'acide fumarique, ou l'acide oxalique, sont capables de se lier à des éléments nutritifs à l'intérieur des cellules. Mais ils peuvent être libérés dans leur environnement. Ils restreignent le déplacement des métaux lourds en les rendant moins mobiles grâce à la complexation.

c- La volatilisation

Ce phénomène repose sur l'influence directe de certains organismes microscopiques, sur le nombre d'oxydation d'élément métallique. Le cas du Sélénium, (Se) du Mercure et de l'Arsenic. La méthylation biologique facilite l'évaporation dans l'atmosphère d'éléments tels que l'antimoine (Sb), l'étain Sn, Se, Pb et As, en leur permettant d'incorporer directement des groupes méthyle [Baker et Walker, 1990].

II.3.4.4. La température

La température exerce une influence directe sur le déplacement des éléments métalliques en altérant les équilibres des réactions de formation de précipités et de solubilisation. De plus, elle influence indirectement le pH, le potentiel d'oxydoréduction et l'humidité du sol.

II.3.4.5. L'argile

Les propriétés physico-chimiques des minéraux argileux revêtent une importance capitale dans l'accessibilité des métaux lourds. Dans une étude menée par Li et Li en 2000, il a été constaté que les minéraux à base d'argile peuvent adsorber et retenir les métaux traces, tandis que la substance organique présente dans le sol peut former des complexes organométalliques avec ces métaux. Ces minéraux comprennent des aluminosilicates comme la montmorillonite et la kaolinite qui portent habituellement une charge négative. Les cations métalliques, quant à eux, sont chargés positivement, favorisant ainsi les liaisons réversibles entre eux. Les cations fixés peuvent être échangés avec d'autres cations existants dans le milieu aqueuse du sol [Morgan et Stumm, 1991 ; Brandel *et al.*, 2012 ; Huang et Gong, 2005].

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

Divers éléments impactent la fixation des éléments traces métalliques sur les minéraux argileux. D'un côté, ces minéraux argileux ont des capacités d'adsorption spécifiques pour chaque élément métalliques. Lorsque d'autres cations sont présents, ayant une grande affinité, le métal en question ne peut pas être retenu par adsorption et reste dissous dans la solution. La teneur de pH du sol a également un impact dans l'adsorption des ions métalliques sur les minéraux argileux. En règle générale, l'adsorption croît de façon proportionnelle dans la plage de pH allant de 3 à 7 tandis qu'elle décroît aux pH basiques où les métaux se précipitent.

II.3.4.6. La matière organique

Les complexes formés entre les ions métalliques et les substances organiques sont cruciaux pour la distribution des éléments métalliques entre la solution et les particules solides du sol [Park *et al.*, 2011]. Dans les matières organiques, on trouve divers groupements fonctionnels qui favorisent la création de liaisons complexes entre les métaux traces et les composés humiques non solubles présentes dans la structure du sol [Madejón *et al.*, 2010]. Les groupes carboxyliques (-COOH) et phénoliques (-OH) sont les plus habituellement présents, mais d'autres groupes moins communs comme les groupes thiol (-SH) ou amines (-NH₂) peuvent également jouer un rôle crucial dans la formation de complexes avec les éléments métalliques [Cheng *et al.*, 2010 ; Zimmerman, 2010].

Selon Zhou et Wong [2003], Une diminution de la quantité de substance organique présente dans le sol peut entraîner une augmentation des niveaux de métaux traces dissoutes.

II.4. L'incorporation des métaux lourds dans les plantes

II.4.1. Transfert des métaux lourds vers les plantes

Parmi la totalité des éléments traces métalliques, une vingtaine d'entre eux sont nécessaires pour les mécanismes physiologiques essentiels des végétaux, comme la réaction de photosynthèse, la respiration ou l'absorption des nutriments essentiels tels que Soufre et le l'Azote [Kabata-Pendias et Pendias, 2001].

Les plantes absorbent les éléments métalliques (ETM) de leur environnement de croissance, puis les répartissent entre leurs racines et leurs parties aériennes. Les métaux traces ont la capacité de traverser les parties supérieures des plantes, comme les tiges, les feuilles en provenance de l'aérosol, de substances solubles présentes dans l'eau de pluie ou d'irrigation, ainsi que des composés gazeux. Ils peuvent également être assimilés par les racines. Les plantes préfèrent absorber les ETM sous forme complexée ou ionique libre dans la phase liquide du sol. Cependant, toutes les fonctions des métaux dans le métabolisme végétal ne sont pas encore connues. Malgré les besoins et les niveaux de tolérance variables des plantes aux ETM, certains de ces métaux sont considérés comme des toxines cellulaires,

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

avec des doses acceptables très faibles. Parmi les plus toxiques figurent le Cadmium (Cd), le Chrome (Cr), le Plomb (Pb) et le Mercure (Hg) [Kabata-Pendias et Pendias, 2001].

Le déplacement des métaux traces du sol vers les plantes est influencé par les teneurs des métaux présentes dans le sol (qu'elles soient complètes ou libres), leur capacité à se déplacer, leurs interactions avec le sol, ainsi que par les caractéristiques physico-chimiques du sol et le type de végétale [Lopes *et al.*, 2012].

II.4.2. Les paramètres régissant l'extraction des métaux lourds

Différents facteurs, tels que les caractéristiques de la plante, les propriétés du sol, le climat et les réactions entre les éléments, ont une incidence sur l'absorption des éléments métalliques à travers les racines.

II.4.2.1. Paramètres spécifiques de la plante

A/ **espèce végétale** : Différentes variétés de plantes, qui sont cultivées dans des environnements comparables, ne présentent pas les mêmes capacités d'absorption et de stockage des métaux lourds, et ne les accumulent pas dans les parties similaires de la plante, à savoir les feuilles, les tiges et les racines. La capacité d'absorption des métaux peut fluctuer selon les divers types de végétaux ainsi que la teneur extérieure en métaux. Trois stratégies sont observées (Figure 12) :

Les plantes exclusives (spécialisées) peuvent extraire des quantités minimales de métaux, même en présence d'une concentration supérieure dans le sol. Les plantes hyperaccumulatrices se caractérisent par leur capacité à stocker de grandes quantités de métaux, même lorsque les concentrations en ETM dans le sol sont très faibles. Peut-être en raison de l'interférence entre les ions métalliques au niveau des sites de prélèvement. Plantes indicatrices : suivant une relation linéaire où les concentrations dans les tissus augmentent proportionnellement à celles du sol [Clemens, 2002].

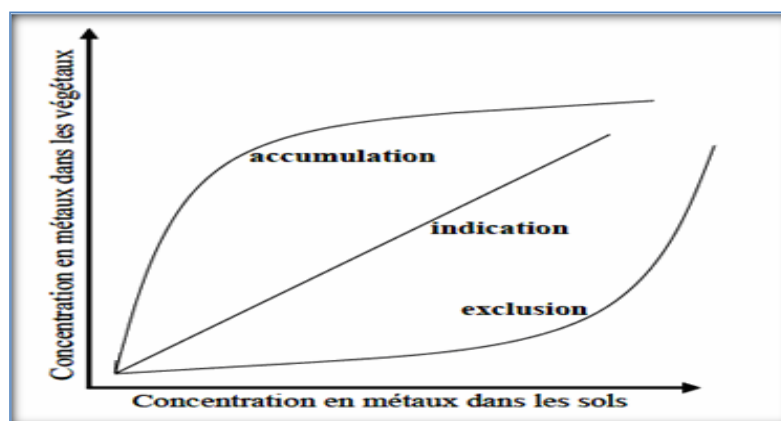


Figure II.12. Les diverses réactions des plantes face à l'accroissement des concentrations de métaux dans le sol [Baker, 1981]

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

B / Stade de développement et période de croissance de la plante

La teneur de métaux lourds réduit progressivement au cours de l'accroissement de la plante [Baker et Walker, 1990]. De même, on peut constater une réduction de leur concentration dans les tissus végétaux, connue sous le nom d'effet de dilution. Dans le cas du maïs, à la terminaison de son cycle végétatif, il a été constaté que le transport de Pb, Cu, Cr, Zn, Ni, Cd et Mn vers la plante est stoppé [Hall et Williams, 2003]. Les tableaux 4 et 5 présentent les valeurs normales et critiques des métaux lourds.

Tableau II.4. Concentrations acceptables de métaux lourds dans les végétaux (mg.Kg^{-1} de matière sèche) [Prasad et Freitas, 2003]

ETM	Teneurs dans les plantes
Cd	0.05
Cr	1.5
Co	0.2
Cu	10
Fe	150
Pb	1.0
Mn	200
Ni	1.5
Zn	50

Tableau II.5. Seuils critiques de concentration de métaux lourds dans les végétaux (mg.kg^{-1} de matière sèche) [Fageria *et al.*, 2002]

ETM	Déficiance	Toxicité
Cu	3-5	20-100
Fe	50	1000
Mn	10-20	300-500
Cd	-	5
Zn	15-20	100-400
Ni	1-5	10-100
Cr	-	3
Pb	-	12-300

II.4.2.2. Facteurs climatiques

- La lumière : L'assimilation des métaux lourds par les plantes a tendance à augmenter avec l'intensité lumineuse [Prasad et Freitas, 2003].
- La température : L'absorption augmente avec l'élévation de la température de la terre jusqu'à atteindre une température idéale spécifique à chaque type de plante [Baker et Walker, 1990 ; Hall et Williams, 2003].

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

- L'Humidité : Pendant les périodes de faible teneur en eau (sécheresse), les racines pénètrent plus en profondeur dans le sol et absorbent une quantité moindre des métaux lourds par rapport aux périodes de forte teneur en eau (humide), surtout si ces éléments sont produits par l'activité humaine [Frérot *et al.*, 2006].

II.4.2.3. Facteurs associés aux pratiques de culture

Les pratiques agricoles changent les conditions environnementales, par conséquent, ils impactent les paramètres associées au sol. Diverses techniques, comme la préparation du sol, entraînent des effets à plusieurs échelles. La sélection entre labourage, culture sans labour ou travail en surface du sol entraîne des conséquences sur la ventilation du sol, son pH et la profondeur des racines. Pendant une culture sans labour, la majorité des racines demeure à la surface par rapport à un labour profond, ce qui modifie la quantité de métaux lourds prélevés, car les concentrations d'éléments traces diffèrent entre les couches profondes et la surface du sol [Olivier, 1997].

II.4.2.4. Facteurs liés aux interactions entre éléments

L'assimilation d'un ion est affectée par l'existence d'autres composés dans la phase liquide du sol ou à l'intérieur de la plante. L'absorption des métaux lourds est souvent entravée par la présence de macronutriments (en particulier le Magnésium, le Calcium, et le Phosphore), et à leur tour, les métaux lourds peuvent entraver l'assimilation des éléments nutritifs majeurs. Certains éléments, possédant des charges et des dimensions semblables, peuvent se concurrencer pour les mêmes sites d'absorption, ce qui peut entraîner une réduction de l'assimilation de l'un lorsque la concentration de l'autre est élevée [Baker et Walker, 1990]. Le Zinc diminue l'absorption du Cadmium. Cependant, chez certaines plantes, la concentration de Zinc diminue lorsque l'absorption de Cadmium, de Plomb et de Cuivre augmente [Prasad et Freitas, 2003].

II.4.3. Les processus par lesquels les éléments métalliques se déplacent à l'intérieur des plantes

Diverses étapes sont impliquées dans la captation et la rétention des éléments métalliques dans les plantes, allant de leur captation par les racines à leur stockage dans les feuilles. Effectivement, les métaux peuvent se déplacer à l'intérieur de la plante par le biais de deux chemins différents : racinaire ou foliaire.

II.4.3.1. Absorption racinaire

Le transfert des métaux par les racines dépend de leur présence sous différentes composés chimiques et de la capacité de l'organisme à les absorber. L'assimilation des métaux s'opère essentiellement par diffusion directe à travers de l'endoderme et l'apoplaste du cortex

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

racinaire. Le mouvement des métaux lourds à travers la membrane cellulaire s'effectue de manière passive (selon le gradient de concentration, sans intervention métabolique) à travers les pores présents dans le réseau de glycoprotéines, d'hémicellulose et de cellulose. Par la suite, une fois atteint l'endoderme. Le déplacement des métaux peut être stimulée au niveau de la membrane plasmique des cellules de la zone de Caspary, ce qui autorise un transport à contre le gradient de concentration. Néanmoins, les processus précis d'absorption ne sont pas encore totalement élucidés, notamment en ce qui concerne quelques éléments tels que le cuivre [Greger, 1999 ; Chaignon, 2001], et ils varient en fonction du métal considéré. Dans certains cas spécifiques, il semble que des complexes minéraux et/ou organiques participent activement dans le processus d'assimilation des métaux traces. Par exemple, il a été observé que la présence des ions chlorures favorise l'accroissement de l'absorption du cadmium, ce qui suggère que les complexes CdCl^+ et CdCl_2 pourraient être instantanément assimilés ou jouer un rôle dans le transport en direction les racines [Smolders *et al.*, 1998]. Pour certains éléments métalliques tels que le Plomb (Pb), le Fer (Fe) et le Zinc (Zn), des espèces complexes avec des ligands d'origine organique semblent contribuer à leur absorption. Par exemple, la présence de complexes Pb-EDTA a été détectée dans les plantes, cela implique que ces formes complexés pourraient être directement assimilés ou avoir une fonction dans l'absorption [Saraswat et Rai 2011 ; Kopittke *et al.*, 2011].

II.4.3.2. Translocation

Après leur absorption, le déplacement des métaux traces vers les parties supérieures de la plante, nommé "translocation" peut être réalisé avec ou sans l'aide d'espèces complexant comme des acides aminés, de composés organiques acides et différents peptides. Par exemple, le Fer peut être transporté grâce à l'action du Citrate, tandis que le Zinc peut être transporté en formant un complexe chargé négativement [Alloway, 1995] et le Cadmium se déplace sans être lié à d'autres substances [Greger, 1999]. Les racines représentent un premier obstacle de protection pour les parties aériennes du végétal. La capacité de cette barrière est conditionnée à la fois de l'élément considéré et de l'espèce végétale. En effet, le Zinc (Zn) et le Cadmium (Cd) sont plus facilement transportés vers les organes aériens que le Plomb qui reste immobilisé dans les racines [Seregin et Kozhevnikova 2008 ; Carvalho *et al.*, 2012]. Selon Sinha (1999), Habituellement, les niveaux de métaux traces sont plus grands dans les racines que dans les parties supérieures de la plante.

II.4.3.3. Toxicité et tolérance

Les symptômes les plus fréquents de la nocifité diffèrent d'une espèce à une autre, mais ils se manifestent généralement par des racines brunes et endommagées, des taches

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

chlorotiques ou brunes sur les feuilles, des nécroses et une réduction significative des rendements des cultures. D'autres effets moins apparents, tels que la réduction de la photosynthèse et la réduction de la croissance des racines peuvent également se produire [Kabata-Pendias et Pendias, 2001]. Les tissus des plantes montrent une réponse en forme de courbe en cloche vis-à-vis des oligo-éléments, ce qui permet de déterminer trois intervalles de concentration distincts : toxique, tolérance et carence. Pour les éléments qui ne possèdent aucune fonction physiologique reconnue, On observe uniquement la toxicité et la tolérance. Ainsi, La plante peut supporter la présence d'éléments non essentiels tant que le seuil critique n'est pas franchi [Bourrelier et Berthelin 1998]. Les réactions des plantes face à la toxicité des éléments peuvent être représentées par des courbes concentration/réponse qui se divisent en deux catégories (Fig. 13).

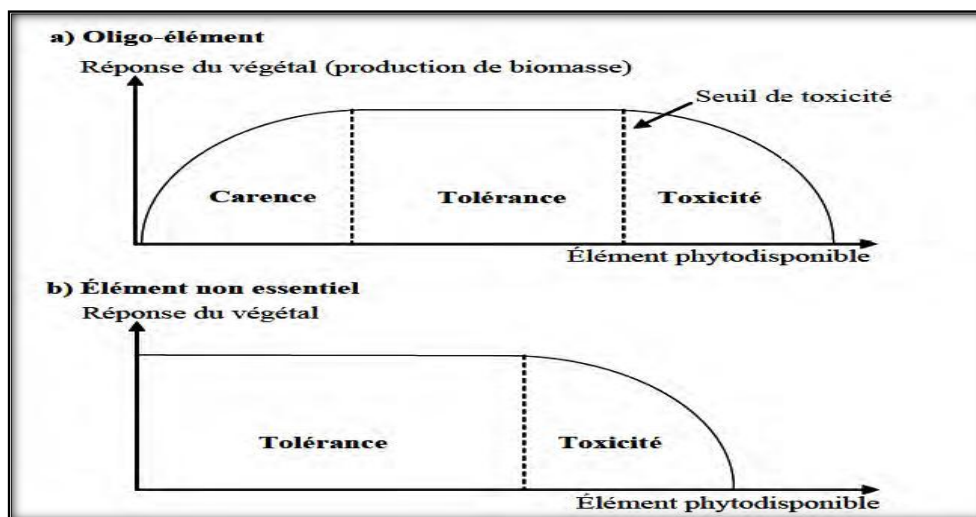


Figure II.13. Courbes dose/réponse illustrant la réaction des plantes aux métaux [Baker et Brooks, 1989]

II.5. La présence des métaux en traces dans les eaux souterraines

II.5.1. Les sources de contamination des eaux souterraines par les ETM

Près d'un tiers de la population du monde, soit environ deux milliards d'individus, sont tributaires des réserves souterraines d'eau et utilisent environ 20 % de l'eau prélevée (environ 600 à 700 km³/an) provenant principalement de nappes peu profondes [PNUE, 2002]. Les eaux souterraines, largement exploitées, sont souvent distribuées avec peu de traitement, mais on observe de plus en plus une détérioration de leur pureté en raison des activités humaines. Les substances industrielles, les substances agrochimiques, les Nitrates, les Chlorures, les Hydrocarbures, les métaux traces, les polluants microscopiques organiques, les bactéries et les virus sont les principaux polluants liés à ces activités [Bernard-Valette, 2000]. Selon Bruce et McMahon (1996), la variation de la qualité des nappes phréatiques semble également être

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

influencée par l'aménagement de l'espace (zones industrielles, résidentielles et commerciales) au sein des agglomérations. L'augmentation des populations, le développement des installations industrielles et l'extension des terres agricoles ont entraîné une détérioration significative de la qualité des aquifères souterrains et une diminution considérable des ressources hydriques, qui constituent parfois la seule source d'eau disponible pour la satisfaction des besoins des habitants [Rouabhia *et al.*, 2009]. Dans les pays en développement, l'utilisation répandue des eaux usées recyclées pour l'irrigation a été largement adoptée dans de nombreux pays, tels que l'Algérie, la Tunisie, le Soudan, le Maroc la Chine et l'Inde, où ces eaux usées sont employées pour l'irrigation des cultures et la pisciculture [Kivaisi, 2001]. Cependant, l'utilisation continue de ces eaux usées non traitées ou insuffisamment traitées peut entraîner une forte contamination par des métaux toxiques [Feign *et al.*, 1991; Pescod, 1992; Som *et al.*, 1994; Gupta *et al.*, 1998; Rattan *et al.*, 2005], ce qui peut causer des dommages importants aux nappes souterraines et aux sols. Par ailleurs, les eaux d'irrigation traversant les zones urbaines sont supposées contenir une pollution considérable, principalement due aux pratiques agricoles telles que l'utilisation d'amendements contenant des métaux traces tels que le Cadmium, le Plomb, le Zinc, etc., pour enrichir les sols et augmenter la productivité agricole. L'application des boues résidus issues des stations d'épuration sur les cultures [Legret *et al.*, 1988; Persicani, 1995; Planquart *et al.*, 1999], l'utilisation d'engrais phosphatés contenant du cadmium [Robert, 1996], l'incorporation des scories dans les sols pour améliorer leur fertilité [Bunzl *et al.*, 1999] ou La dispersion de déjections porcines sur les terres cultivées [L'herroux *et al.*, 1997] sont autant de pratiques agricoles qui entraînent la libération de différentes substances métalliques dans le milieu environnant. Ces éléments métalliques peuvent migrer vers les nappes phréatiques par le biais de l'infiltration des eaux d'arrosage et du lessivage des sols cultivés pendant les périodes pluvieuses. De plus, l'utilisation d'engrais organiques tels que les fumiers, les lisiers, les purins et d'engrais inorganiques tels que les engrais chimiques peut également entraîner une migration de l'azote par lessivage vers les réserves d'eau souterraines [Banton et Bangoy 1999].

II.5.2. La pénétration et les trajets de la pollution vers les nappes phréatiques

La contamination peut survenir à travers la surface des zones d'émergence de l'aquifère, que ce soit dans une nappe libre ou dans une nappe captive. Cependant, la gravité de la contamination, son déplacement et sa propagation dépendent principalement des propriétés de la nappe phréatique :

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

- Dans les formations à perméabilité poreuse, telles que les sables, la contamination se diffuse très lentement en raison de la rétention importante causée par la surface des particules solides, en particulier en présence de particules d'argile.
- Dans les formations à perméabilité fissurée, la vitesse de propagation n'est pas très rapide, comme c'est le cas des formations cristallines.
- Dans les formations karstiques, la pénétration est rapide, la vitesse de circulation est très élevée et il n'y a pas de filtration significative [Schoeller, 1975].

L'infiltration de substances nocives peut survenir à travers la couche superficielle du sol, et la composition de cette surface revêt une importance cruciale. Le sol peut être revêtu d'une couverture de terre végétale qui agit comme un agent purificateur grâce à sa richesse en particules colloïdales minérales et en micro-organismes. Cependant, en l'absence de cette couche de terre végétale, la contamination a davantage de chances de se produire. Un élément clé est la distance entre la surface de la nappe et l'origine de la pollution, en plus de l'épaisseur de perméabilité latérale de la nappe. Cette épaisseur peut être diminuée à zéro, ce qui signifie que le polluant atteint directement la nappe.

II.5.3. Déplacement de la pollution vers les nappes phréatiques

La diffusion d'une pollution vers les nappes phréatiques est influencée par divers facteurs, alors qu'une contamination de la couche superficielle du sol doit franchir plusieurs obstacles naturels avant de parvenir à la nappe:

a- La caractéristique du polluant

Diverses catégories des agents polluants peuvent être identifiées : métaux toxiques (résidus miniers, impuretés des engrais, produits industriels,...), composés organiques (hydrocarbures, pesticides, phénol, liquides organiques qui ne se dissolvent pas dans l'eau), composés inorganiques dissous (les aérosols ou les gaz qui se dissolvent dans les précipitations, bactéries). Il est essentiel de prendre en compte la caractéristique des polluants pour comprendre l'effet d'une contamination de la nappe phréatique, car le déplacement de la pollution sera influencé par le comportement du polluant dans son environnement. Ce comportement est influencé par la composition chimique et les propriétés physiques du produit, ainsi que par les interactions physico-chimiques et biochimiques entre les "agents polluants" et le milieu. Le tableau (6) résume les propriétés physico-chimiques essentielles des substances qui peuvent influencer leur comportement dans les environnements naturels.

b- Le système aquifère

En termes plus simples, l'aquifère peut être divisé en trois parties distinctes : le sol, la zone non saturée et la nappe phréatique. Chacune de ces composantes possède des

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

caractéristiques spécifiques qui interviennent dans le processus de propagation de la pollution.

- La zone du sol, où les processus naturels sont les plus diversifiés et ont le plus grand impact, contribue fortement à l'atténuation du signal de contamination.
- La zone non saturée connaît une diminution progressive des processus physico-chimiques et hydrodynamiques, ce qui entraîne notamment une retardation dans l'acheminement du polluant vers la nappe souterraine.
- La zone de saturation est principalement caractérisée par les processus de dilution et de dispersion par les mouvements de l'eau, bien que d'autres processus physico-chimiques ou biologiques ne puissent être exclus. [Chéry et Mouvet, 2000].

Tableau II.6. Indicateurs utilisées pour évaluer les comportements des composés polluants [Pellet, 1994]

Critère de comportement	Grandeur caractéristique du produit à considérer
Capacité de dissolution	Solubilité dans l'eau en mg/l = la quantité maximale de produit pouvant se dissoudre dans un litre d'eau à température ambiante.
Ecoulement vertical du fluide	Densité du liquide/ eau = rapport des masses volumiques Viscosité dynamique: exprimée en P (poise, kg.s.cm^{-2}) ou en St (stokes, $\text{cm}^2.\text{s}^{-1}$) elle indique la résistance exercée par le fluide à son déplacement. On peut définir la mobilité du fluide pollué par rapport à celle de l'eau
Capacité à se volatiliser	Tension de vapeur (Pa) Point d'ébullition en °C : la température à laquelle le produit bout à pression atmosphérique. Constante de Henry ($\text{Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$) rapport des concentrations dans la phase gazeuse et la phase liquide.
Capacité de dégradation	T (années) : période radioactive ou demi-vie de l'isotope.
Capacité à s'adsorber sur un solide	Kd (ml.g^{-1}) : coefficient de partage solide-liquide
Migration verticale des vapeurs	Densité de vapeur par rapport à l'air qui informe du comportement des vapeurs du produit dans la zone non saturée
Affinité avec l'eau	Coefficient de partage carbone organique - eau (Koc le plus souvent exprimé en log) quantifie la répartition du composé entre l'eau et la matière organique du solide. Coefficient de partage octanol - eau, quantifie la répartition du composé entre l'eau et un solvant organique spécifique, l'octanol.

II.5.4. Les mécanismes bio-physico-chimiques qui influencent le déplacement des polluants vers les réserves d'eau souterraine

Certains mécanismes entraînent une élimination partielle ou totale des contaminants présents dans l'aquifère tels que l'évaporation et la décomposition, D'autres mécanismes entraînent un délai dans le processus, tels que la dissolution, l'absorption et la formation de

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

complexes enfin, certains mécanismes induisent des réactions permanentes, comme la fixation irréversible. Pour les polluants minéraux :

1. La solubilité

Les métaux lourds sont régulés par les ions anioniques dissous les plus fréquents dans les nappes souterraines, tels que les Sulfates, les Hydroxydes, les Chlorures et les Sulfures. La capacité de dissolution dépend directement du potentiel redox et du pH du milieu. À un pH basique, la plupart des métaux lourds se déposent généralement sous forme de d'hydroxydes ou carbonates lors de la précipitation en particulier des sulfures lorsque les paramètres environnementaux favorisent la réduction [Chéry et Mouvet, 2000].

2. Réaction d'adsorption /désorption

L'adsorption se produit au niveau des premières couches du matériau, où l'ion en solution se lie à la surface du solide, tandis que le processus d'absorption est intrinsèquement incorporé à la configuration cristalline du matériau. Les réactions se déroulent principalement sur la surface des argiles, tels que la calcite, la silice, ainsi que les oxydes de manganèse et de Fer ou les hydroxydes. L'adsorption des composés minéraux sont influencées par le pH, lorsque le pH augmente, l'adsorption des cations devient plus favorable tandis que l'adsorption des anions est réduite [Bourg, 1988].

3. Réactions d'oxydoréduction

Les réactions impliquent un échange d'électrons entre deux composants différents : le premier est appelé "réducteur" car il donne des électrons, tandis que le second est appelé "oxydant" car il les accepte. Les deux réactifs de la réaction forment un système redox. Des graphiques de potentiel-pH sont employés pour établir les réactions envisageables et anticiper la spéciation d'un élément en solution. Ces diagrammes sont disponibles pour de nombreux composants [Michard, 1989].

4. Les processus de dissolution et de précipitation

Ces réactions régulent la séparation des éléments entre les espèces dissoutes et les phases solides. Elles sont impactées par la quantité de l'élément, la présence d'autres ions dans la solution (en mettant l'accent sur l'importance des hydroxydes et donc du pH pour les métaux), ainsi que par la température. Le processus de co-précipitation revêt une importance capitale pour les éléments traces métalliques, lesquels peuvent être capturés dans les précipités engendrés par d'autres composants. Par exemple, le Zinc et le Plomb peuvent précipiter avec les hydroxydes de Fer et de Manganèse [Chéry et Mouvet, 2000].

5. Formation de complexe

Il s'agit d'une réaction chimique courante qui se produit régulièrement entre les

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

métaux et les ions négatifs en solution, engendrant la création de nouvelles composés solubles dont la stabilité varie en fonction du métal et du complexant impliqués. Les principaux ligands comprennent les Chlorures, Fluorures, Sulfates, Bicarbonates et composés organiques. La présence de complexes est d'une importance capitale pour déterminer les concentrations des ions effectivement actifs présents dans la solution. En général, l'ion métallique non lié est la substance la plus dangereuse, même si certains composés organiques (comme le Mercure et le Sélénium) peuvent être plus toxiques que l'ion libre lui-même [Chéry et Mouvet, 2000].

Pour les polluants organiques :

a- La dégradation biologique

Cela implique la conversion d'une molécule (qu'elle soit d'origine humaine ou naturelle) en substances plus élémentaires, pouvant éventuellement entraîner une dégradation totale de la molécule. La décomposition par des micro-organismes dépend de facteurs tels que la concentration des organismes dans les milieux aquatiques et les sols, la disponibilité d'oxygène ou d'autres récepteurs d'électrons (tels que le Nitrate (NO_3) et le Sulfate (SO_4)), ainsi que les propriétés particulières des polluants (capacité de dissolution et adsorption) qui influencent leur accessibilité aux micro-organismes. La majorité des contaminants organiques provenant de l'agriculture ou de l'industrie, la capacité de la dégradation biologique en tant que mécanisme de réduction des flux de pollution dépend également du contexte environnemental antérieur et la population microbienne existante [Chéry et Mouvet, 2000].

b- La volatilisation

L'évaporation implique un changement de phase où le compartiment gazeux joue le rôle d'accepteur. La source initiale peut prendre différentes formes : la superficie des plantes (dans le cas des traitements foliaires avec des produits phytosanitaires), la terre (en cas d'épanchement involontaire de substances chimiques industrielles ou d'utilisation de produits phytosanitaires), cela peut impacter les couches inférieure du sol, la zone d'infiltration non saturée et même les nappes phréatiques. (Dans le cas de benzène, d'hydrocarbures chlorés introduits accidentellement en profondeur, de composés organiques volatils). Contrairement à la dégradation biologique, l'évaporation ne conduit qu'à une transition de phase du polluant, sans causer sa dégradation. C'est un mécanisme qui ne fait que transférer/redistribuer les problèmes. Concernant les composés phytosanitaires, par exemple, il est désormais confirmé que les précipitations peuvent entraîner pour certaines molécules, des degrés de contamination équivalents, voire plus élevés, à ceux détectés dans les nappes souterraines [Nations et Hallberg, 1992 ; Richards *et al.*, 1987].

II.6. Les éléments traces métalliques étudiés


II.6.1. Le Plomb (Pb)

Le Plomb est une espèce chimique appartenant à groupe des cristallogènes, symbolisé par Pb et ayant le nombre atomique 82 (Tableau 7). Il s'agit d'un métal de couleur noir grisâtre qui blanchit lentement lorsqu'il s'oxyde, et qui est malléable. Le mot et le symbole "Plomb" dérivent du latin "plumbum", qui est un élément naturel engendré par la décomposition de l'Uranium. Cependant, il se trouve généralement associé aux dépôts de Sulfure, où il est extrait principalement à partir de la galène (PbS), ainsi que des minéraux en association avec l'Argent, le Zinc, et particulièrement le Cuivre. D'autres variétés courantes comprennent l'anglésite (PbSO₄) et la cérusite (PbCO₃).

A- L'utilisation

Le Plomb est employé dans la production d'accumulateurs au Plomb, utilisés dans les batteries (En 2004, les accumulateurs au Plomb utilisés dans l'industrie automobile et industriel représentaient 72% de la consommation de Plomb). Il est également exploité dans certains colorants utilisés dans les peintures, divers procédés de revêtement, ainsi que dans la création de certains types de verre (par exemple, le cristal, ainsi que les verres optiques de haute précision destinés aux lasers et aux fibres optiques). Le Carbonate de Plomb est utilisé dans la fabrication de ciments, céramiques et mastic. Il agit également comme catalyseur dans la préparation de polyesters, en tant que composant des céramiques vitrifiées et des lubrifiants gras, comme pigment dans les encres thermochromiques, et comme agent de stabilisation dans les polymères. Certains carburants contiennent également du plomb.

Tableau II.7. Caractéristiques physico-chimiques du Plomb [Lenntech, 2007a].

Symbole chimique	Pb	
Numéro atomique	82	
Masse volumique	11.34 g/cm ³ à 20°C	
Masse atomique	207.2g/mol	
Etat d'oxydation	+2	
Température de fusion	327.4°C	
Température d'ébullition	1740°C	

B- Les effets

Les impacts sur les plantes :

Plusieurs études ont attesté que les effets du plomb sur les végétaux fluctuent selon la période d'exposition, le niveau de contrainte, la phase de croissance de la plante, les parties étudiées ainsi que les espèces analysées, voire même les variétés cultivées. Les plantes subissent des conséquences néfastes en présence de plomb, car les Pb²⁺ provoquent une

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

inhibition significative de la germination, même à des concentrations extrêmement faibles [Tomulescu *et al.*, 2004]. Une exposition à une concentration faible de plomb entraîne la croissance de racines de taille réduite mais plus denses. Le plomb s'accumule abondamment sur les éléments constitutifs des membranes cellulaires, ce qui entraîne principalement une minéralisation des parois [Wierzbicka, 1998]. La minéralisation engendre des changements dans les caractéristiques physico-chimiques de la paroi, ce qui a des répercussions sur de multiples processus cellulaires tels que la division et l'extension.

Sur l'être humain :


- Apparition de lésions vasculaires et intestinales, augmentation de la pression artérielle.
- Les enfants peuvent présenter des problèmes rénaux dus à la substitution du calcium par le plomb dans leurs os, ce qui peut être aisément détecté à l'aide de radiographies.
- Une exposition durable au plomb a été associée à des cas d'infertilité.
- En effet, il a été répertorié comme un potentiel cancérigène pour les humains et les animaux en 2004.
- Affectation des systèmes nerveux central et périphérique, les manifestations les plus fréquentes incluent l'amnésie et les altérations des capacités cognitives.
- Les enfants qui sont exposés pendant une période prolongée à de faibles quantités de plomb risquent de développer du saturnisme, une pathologie qui se caractérise par une altération de la croissance du système neurologique central ainsi que des troubles de l'évolution cognitif et comportemental.
- Lorsqu'ils sont consommés en quantités élevées, les adultes peuvent développer des problèmes de reproduction, des dommages aux reins et des troubles cérébraux.

II.6.2. Le Chrome (Cr)

Le Chrome, symbolisé par Cr et ayant un nombre atomique de 24, tire son origine du terme grec "chroma", signifiant couleur. Il est constitué d'un métal dur qui présente une teinte gris métallique, et il présente une grande capacité à résister à la corrosion. Les degrés d'oxydation les plus fréquemment observés pour le Chrome sont +2, +3 et +6 (Tab.8). L'état d'oxydation +3 est le plus résistant. Les états +4 et +5 sont peu fréquents, les substances du Chrome avec un degré d'oxydation de +6 agissent comme de puissants oxydants, tels que le dichromate de Potassium. Sous son état d'oxydation +2, le Chrome se comporte comme un agent réducteur [Cloutier, 2011].

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

Tableau II.8. Caractéristiques physico-chimiques du Chrome

Symbole chimique	Cr	
Numéro atomique	24	
Masse atomique	51.996 g/mol	
Etat d'oxydation	+2, +3, +6	
Température de fusion	1875°C	
Température d'ébullition	2671°C	

Les sols favorisent la co-précipitation du Chrome III avec divers hydroxydes de métaux, tandis que le CrVI peut également précipiter avec Al(OH)_3 dans une plage de pH comprise entre 7 et 9,4. Le composé organique exerce une action réductrice sur le CrVI, le convertissant en CrIII, et la résistance du CrVI est plus grande dans les sols présentant un pH élevé et une faible teneur en matière organique. De plus, des composés organiques à base de chrome peuvent se former dans les sols.

La quantité de chrome (Cr) présente dans les plantes est principalement influencée par la teneur du Cr en liquide présent dans le sol. Pour les sols alcalin ou neutre, le chrome sera plus accessible aux végétaux que dans les sols acides. Dans le domaine industriel, le chrome est employé dans l'industrie métallurgique afin d'accroître la résistance à la corrosion en tant que composant d'alliages présents dans l'acier inoxydable. Il est également utilisé dans divers domaines tels que le placage au chrome, l'alliage avec l'aluminium, son utilisation comme catalyseur, la coloration verte du verre, ainsi que l'utilisation des chromates et de leurs oxydes dans la production de peintures et de colorants

A- Les effets

- Le chrome est absorbé par l'organisme à travers diverses voies, notamment la voie transcutanée (à travers la peau), la voie respiratoire (par inhalation) et la voie digestive (par ingestion).
- La majeure partie du chrome présent dans le sang se trouve principalement dans les globules rouges. Il se fixe également sur des organes tels que les os, le foie et les reins, cette répartition explique les anomalies sanguines observés chez les individus souffrant de l'exposition chronique au chrome, tels qu'excès de globules blancs dans le sang (l'hyperleucocytose).
- Les substances contenant du chrome hexavalent sont à la fois cancérigènes et dangereux.


II.6.3. Le Cadmium (Cd)

Le Cadmium, de symbole Cd et de nombre atomique 48 (Tab. 9). Il est caractérisé par une teinte de couleur argenté pâle. Il présente une résistance élevée à la corrosion, ce qui en fait un choix courant pour le revêtement des métaux à base de fer en tant que couche protectrice. Le Cadmium est uniformément dispersé dans l'écorce terrestre, présentant une

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

concentration moyenne approximative 0,15 à 0,2 mg.kg⁻¹. Dans les sols, le Cadmium est considéré comme étant plus mobile comparativement à d'autres métaux lourds tels que le Plomb (Pb) et le Cuivre (Cu) [Bourrelier et Berthelin 1998]. Les niveaux naturels observés dans les couches supérieures des sols cultivés sont généralement situées dans une fourchette de 0,2 à 0,4 mg.kg⁻¹. Cependant, dans certains sites pollués tels que ceux ayant subi l'épandage de boues contaminées ou d'engrais, les concentrations peuvent atteindre jusqu'à 150 mg.kg⁻¹.

Tableau II.9. Caractéristiques physico-chimiques du Cadmium [Lenntech, 2007b].

Symbole chimique	Cd	
Numéro atomique	48	
Masse volumique	8.65 g/cm ³ à 20°C	
Masse atomique	112.41 g/mol	
Etat d'oxydation	+2	
Température de fusion	321°C	
Température d'ébullition	767°C	

Le Cadmium est principalement un sous-produit qui découle de l'exploitation minière, de la fonte des métaux et le procédé de transformation des minerais de Cuivre, Zinc et de Plomb. Environ 10% du Cadmium est récupéré lors du processus de réutilisation de l'acier et du Fer. Une portion significative du Cadmium est employée dans la production de batteries, tandis qu'une quantité plus réduite est utilisée pour la fabrication additive stabilisante pour les plastiques, de revêtements, de pigments et de placages.

A- Les effets


- Les atteintes rénales et le cancer du poumon figurent parmi les conséquences les plus graves pour la santé liées à l'exposition au Cadmium. Selon une étude réalisée par Johnson et al. (2003), le Cadmium pourrait avoir un impact significatif similaire à celui des hormones féminines (œstrogène).
- Une concentration élevée de Cadmium dans le corps entraîne une hypertension artérielle, des maladies du foie et des problèmes du système nerveux.
- Le Cadmium se stocke dans les reins, altérant les processus de filtration, ce qui entraîne l'élimination d'importantes quantités de protéines et de sucre du corps.
- Infertilité.
- Fractures osseuses.
- Problèmes du système immunitaire.
- Développement de cancer et altération de l'ADN.

Synthèse bibliographique sur les métaux traces

II.6.4. Le Zinc (Zn)

Le Zinc est présent en grande quantité dans la l'écorce terrestre et se trouve dans le sol dans diverses compositions, telles que : Zn^{2+} , $ZnSO_4$, $ZnCO_3$, $ZnFe_2O_4$, $Zn_3(PO_4)_2$, et dans la liquide du sol principalement à l'état de Zn^{2+} (Tab.10), ou fréquemment sous forme de complexes solubles avec des composés organiques.

Tableau II.10. Caractéristiques physico-chimiques du Zinc [Lenntech, 2007c].

Symbole chimique	Zn	
Numéro atomique	30	
Masse volumique	7.11 g/cm ³ à 20°C	
Masse atomique	65.37 g/mol	
Etat d'oxydation	+2	
Température de fusion	420°C	
Température d'ébullition	907°C	

La concentration de Zinc en solution est plus faible entre un pH de 7 et 8. En revanche, la teneur de Zinc en solution élevé considérablement pour un pH inférieur à 6. Le Zinc est un oligo-élément essentiel pour tous les organismes vivants. Exerçant une fonction cruciale dans le processus métabolique des lipides, des protéines et des glucides. Un déficit de Zinc peut entraîner un ralentissement de croissance, des désordres de la maturation sexuelle, des dysfonctionnements gustatifs, des troubles immunitaires et une cicatrisation altérée [Chappuis, 1991].

La fonction principale du Zinc est de prévenir la corrosion des aciers par le processus de galvanisation, qui implique l'application d'une fine couche de Zinc sur la surface de l'acier afin de le protéger. Le revêtement des aciers représente 47% de la consommation mondiale de Zn. L'acier revêtu de Zinc est employé dans des domaines tels que l'industrie automobile, la construction, les équipements industriels, les produits électroménagers. En agriculture, le Zinc est utilisé comme un micronutriment indispensable, notamment dans les sols fortement calcaires [Chappuis, 1991].

A- Les effets

- Aucune toxicité n'a été rapportée pour le Zinc provenant de sources alimentaires, bien que des symptômes puissent se manifester en cas d'exposition professionnelle ou d'interventions pharmacologiques [Prasad, 1978].
- Une prise quotidienne de 100 mg pendant une durée prolongée peut entraîner une déficience en Cuivre, la diarrhée, une irritation du tube rénal et perturber les fonctions immunitaires [Sandra, 2009].

PARTIE 2

Partie Expérimentale

CHAPITRE III

Matériel et Méthodes

Introduction

Ce chapitre présente les spécimens d'eau, de sol et de plantes étudiés, leur provenance et les diverses préparations préalables qu'ils ont subies. De plus, il détaille les méthodes et les procédures expérimentales utilisées pendant toute cette recherche.

III.1. Introduction de la région d'étude

Notre zone d'étude, la plaine d'El Madher, se trouve à une distance de 15 kilomètres au Nord-Est de la wilaya de Batna, à une distance d'environ 100 kilomètres vers le Sud-Sud-Ouest de Constantine et à une distance d'environ 450 kilomètres au Sud-Est d'Alger, elle est située entre les latitudes 35.5 et 35.7 degré Nord (Fig.14).



Figure III.14. Zone d'étude et emplacement des points de prélèvement (E : eau usée ; S+P : sol + plante)

À l'Est, elle est délimitée par le Djebel Bou Arif (1744 m), à l'Ouest par les Monts de Batna, et au Nord, elle communique avec la plaine de Gadaine, une zone de sebkhas (820 m). La plaine est encadrée par deux chaînes montagneuses à l'Est et à l'Ouest (Djebel Bou Arif et les Monts de Batna) convergent vers le Sud, enserrant le bassin qui est drainé par l'Oued El Madher. Il existe de plusieurs cours d'eau à débit saisonnier provenant des sous-bassins versants, se rejoignent au cœur de la plaine et se déversent dans l'Oued El Madher, qui recueille toutes les eaux, y compris les eaux de rejet provenant de la ville de Batna ainsi que celles d'Araar, Bou Ilef et Fesdis.

Plus de 35 installations industrielles sont concentrées dans la zone industrielle de Batna à Kechida. Elles sont situées en amont de l'Oued El Gourzi. Parmi ces multiples installations industrielles, on compte une usine textile (COTITEX), une tannerie (MEGA), des fabricants de batteries (SABA, TUDOR et ENDJASSA), un fabricant de bouteilles de gaz (BAG), des transformateurs d'acier ainsi que diverses industries alimentaires, un établissement d'abattage de viande rouge (ORAVIE) et une unité de production laitière (ORLAIT). Selon les informations fournies par l'organisme chargé de l'environnement de la région de Batna, ces installations ne traitent pas leurs rejets, à l'exception des deux installations textiles et de la tannerie qui disposent de stations de traitement. Cependant, leur fonctionnement est irrégulier en raison de problèmes de maintenance récurrents, ce qui entraîne le déversement direct de leurs eaux polluées dans l'Oued El Gourzi. Il est également possible de signaler l'exemple des stations de lavage, ces activités sont assujetties à une réglementation rigoureuse concernant la collecte des huiles usagées, mais qui sont difficilement contrôlables.

III .2. Contexte hydrogéologique de la plaine d'El Madher

La particularité de la plaine d'El Madher réside dans la présence d'une nappe phréatique, partiellement ou totalement libre, qui est exploitée par de nombreux puits (plus de 300 puits). La distance entre la surface et le niveau de la nappe phréatique varie de 30 m maximum près des bordures de la plaine à moins de 5 m à mesure que l'on s'approche de l'exutoire du bassin près de MerdjaMezouala, la nappe ressurgit complètement. Cette nappe aquifère varie de libre à semi-libre selon les endroits. Elle est composée de galets, de sables et de gravier contenus dans un substrat argileux, et couvre une aire d'environ 90 km². Ces formations sont le produit d'un dépôt sédimentaire qui remonte à l'époque du Quaternaire et du Mio-Pliocène, s'étendant depuis les Monts créacés de Batna jusqu'au Djebel Tafraout et Koudiat Tfouda, formant globalement la bordure Nord et le Djebel Bou Arif la limite Sud-Sud-Est. Le substratum de cette nappe aquifère est composé de marnes du Cénomaniens et d'argiles du Tortonien (Miocène). Dans son ensemble, cette épaisse formation marneuse constitue une limite hydraulique bien définie pour l'aquifère étudié. Elle sert également de toit à l'aquifère captif du Crétacé (grès barrémiens et calcaires aptiens) [Menani, 1991].

III.3. Matériels et protocoles expérimentaux

Toutes les expérimentations ont été menées en laboratoire à une température ambiante de 20 ± 2 °C. Les échantillons ont été traités en utilisant de l'eau distillée pour préparer les solutions. Les réactifs employés sont de bonnes qualités analytiques et appropriés pour l'analyse des métaux lourds. Tous les éléments de l'équipement utilisé (flacons en

polyéthylène, verrerie, ...etc) a été systématiquement décontaminé en utilisant de l'acide nitrique à une concentration de 10 % pendant 48 heures, Ensuite, un rinçage minutieux à l'eau distillée a été effectué pour prévenir toute forme de contamination. Pour chaque expérience, des échantillons blancs (réactifs sans échantillon) ont été ajoutés systématiquement pour vérifier l'absence de contamination.

III.3.1. Les eaux d'Oued El Gourzi

III.3.1.1. Prélèvement des échantillons des eaux d'Oued El Gourzi

Durant la période d'étude s'étendant de février 2017 à janvier 2018, quatre sites de prélèvement ont été sélectionnés pour échantillonner les eaux de l'Oued El Gourzi, dans le but d'analyser leur qualité. Les sites de prélèvement sont identifiés comme suit :

E1 : en amont de la station de traitement où les eaux de l'Oued El Gourzi se mélangent avec les eaux provenant des rejets des installations industrielles.

E2: à la jonction des cours d'eau de l'Oued Bouzourane et de l'Oued El Gourzi que se produit le mélange des eaux domestiques, industrielles et traitées provenant de la station.

E3: à Fesdis (ce site est caractérisé par le prélèvement d'eau par pompage directement depuis le lit de l'Oued pour l'irrigation).

E4: À l'extrémité du bassin situé à Merdja Mezouala.

Les sites de prélèvement sont indiqués sur la Figure.14. Pour chaque emplacement, des prélèvements d'eau sont effectués au centre du cours de la rivière, utilisant des flacons en plastique de type polyéthylène qui ont été préalablement décontaminés à l'aide d'acide nitrique et rincés à l'aide d'eau déminéralisée. Les flacons sont ensuite transportés vers le laboratoire en les plaçant dans une glacière maintenue à une température de 4°C.

III.3.1.2. Analyses physico-chimiques

Les multiples analyses réalisées sur les échantillons prélevés chaque mois ont pour objectif d'évaluer la variation dans l'espace et dans le temps de la qualité des eaux de l'Oued El Gourzi. Les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées ont été examinées en utilisant des protocoles d'analyse standardisés (Rodier 1996). La conductivité, la température et le pH ont été relevés directement sur le terrain à l'aide d'un appareil polyvalent de type CONSORT C 5010, qui a été calibré préalablement en utilisant des solutions étalons (Fig.15).

La mesure de la consommation biochimique d'oxygène (DBO₅) et la demande chimique en oxygène (DCO) ont été effectuées en utilisant la méthode respirométrique après incubation à l'aide d'un équipement de mesure de la DBO de type OXITOP (Fig.17), et après avoir été digéré à l'aide d'un photomètre DCO (Fig.16).

Matériel et Méthodes

Les métaux lourds Chrome (Cr), Cadmium (Cd), Plomb (Pb) et Zinc (Zn) ont été analysés au sein du laboratoire MGRE (Mobilisation et Gestion des Ressources en Eau) du Département de géologie de l'Université de Batna 2. En employant un spectrophotomètre d'absorption atomique de modèle SCHIMADZU AA7000.



Figure III.15. Analyseur multi paramètre de type CONSORT C 5010



Figure III.16. DCO mètre



Figure III.17. DBO mètre

III.3.2. Le sol

III.3.2.1. Prélèvement des échantillons de sols

Les collectes des échantillons de sols ont été réalisées pendant la période d'étude s'étendant de Février 2017 à Juin 2017. En ce qui concerne les sites de collecte des échantillons de sol ainsi que des cultures irriguées par l'eau provenant de l'Oued El Gourzi, ils

ont été effectués en plein champ, au sein de la végétation et à proximité de l'Oued El Gourzi (même type de sol). Les échantillons végétaux ont été collectés conjointement avec le sol dans lequel ils ont été plantés, de manière aléatoire entre la zone centrale du champ et les abords de l'Oued. Quatre zones cultivées, irriguées avec de l'eau usée, ont été sélectionnées pour le prélèvement des échantillons. Des prélèvements de sol ont été effectués à une profondeur de 0 à 15 cm et placés dans des poches en plastique. Par la suite, une analyse a été réalisée sur ces échantillons afin d'évaluer leur contenu en métaux traces.

III.3.2.2. Traitement des échantillons de sols

Une fois récoltée, la masse de sol obtenue est étalée afin d'éliminer les éléments de plus grande taille tels que cailloux, feuilles et racines. Le sol est exposé à un séchage naturel à l'air, en une strate mince, à température ambiante, à l'écart de la lumière du soleil, avec un remuage quotidien du sol. Lorsqu'il est sec, le sol renferme une petite quantité d'eau connue sous le nom d'humidité hygroscopique. En conséquence, les échantillons desséchés à l'air conservent cette humidité hygroscopique. Pour éliminer complètement toute trace d'eau, il est nécessaire de les soumettre à un séchage en étuve à une température de 105 °C pendant 24 heures [Lozet et Mathieu, 2002].

Suite au processus de séchage, les agrégats et les grosses mottes ont été broyés afin de diminuer leur taille, et les échantillons ont été uniformisés. Après avoir effectué une évaluation de la masse totale, chaque échantillon séché a été filtré manuellement à l'aide d'un tamis de 2 mm, en veillant à éviter toute contamination croisée entre les échantillons.

L'échantillon global prélevé dans les sols S1, S2, S3, S4 a été réduit à la taille appropriée pour l'analyse en utilisant la méthode de fractionnement.

A- Quartage

L'échantillon de sol est fractionné en quatre portions égales, dont seul le demi est retenue en fusionnant deux quarts opposés. Ce sous-échantillon est ensuite mélangé de manière homogène, suivi d'une nouvelle division en quart. Ce processus est effectué trois fois, aboutissant à l'obtention d'un échantillon qui représente le matériau d'origine [Pauwels *et al.*, 1992] (Fig. 18).

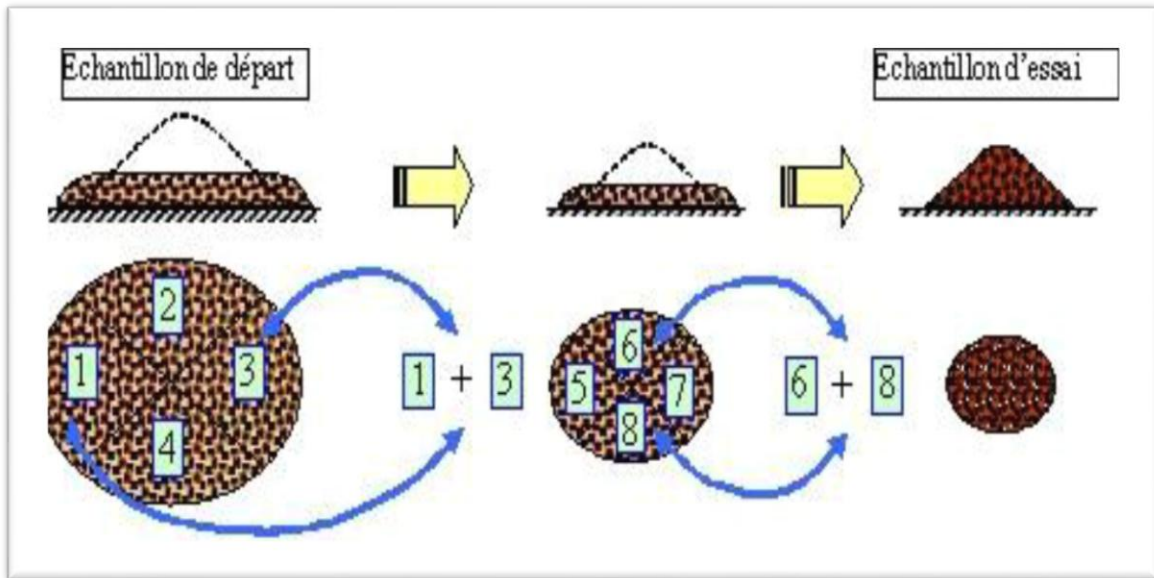


Figure III.18. Opération de quartage [Pauwels *et al.*, 1992]

La figure (19) illustre les différentes phases impliquées dans le traitement des échantillons de sols prélevés.

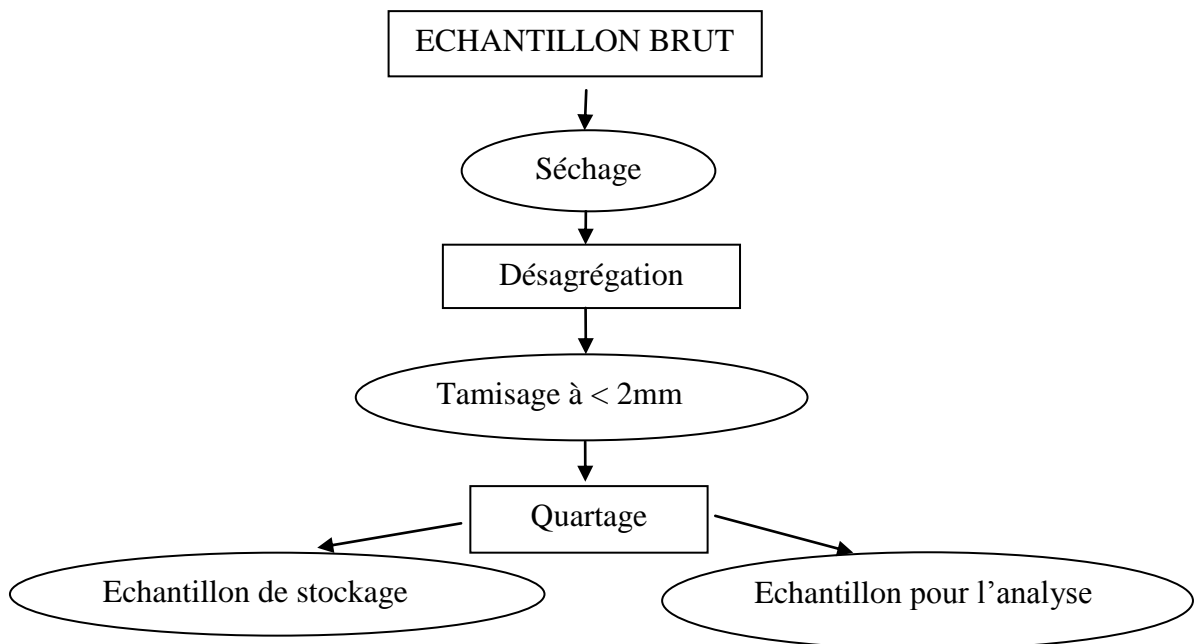


Figure III.19. Etapes du traitement des sols

III.3.2.3. Détermination de pH du sol

Le pH est mesuré en préparant une solution aqueuse de l'échantillon de sol séché dans un rapport de 1/2,5. 20 g de l'échantillon filtré ont été mélangés avec 50 ml d'eau déminéralisé. Ensuite, la solution a été agitée à température ambiante pendant 2 heures en utilisant un agitateur magnétique. La valeur du pH est déterminée avec un pH-mètre à raison

de trois répétitions par sol. Les analyses du pH ont été réalisées au laboratoire de traitement des eaux du département d'hydraulique de l'université de Batna 2.

III.3.2.4. La minéralisation

La quantité de polluant extraite dépend principalement de la procédure d'extraction employée et les caractéristiques physico-chimiques du sol. Les métaux contenus dans un sol riche en argile, par exemple, présenteront une plus grande résistance à la dissolution par rapport à ceux présents dans un substrat principalement sablonneux. Pendant cette étape, il est essentiel de considérer la possibilité de déperdition de composés (capture et/ou fixation sur les surfaces des récipients, volatilisation). Pour les ETM, le procédé de dissolution employée est la décomposition par réaction acide. Cette procédure, effectuée à chaud (à une température de 105 °C) et dans des conditions soit ouvertes soit fermées, requiert l'usage d'acide nitrique, d'eau régale (HCl et HNO₃) ou d'un mélange d'acide fluorhydrique [Afnor, 1996].

La minéralisation par dissolution en système fermé présente l'avantage de prévenir la volatilisation des éléments tels que le Plomb, le Mercure, le Cadmium ou l'Arsenic.

***La minéralisation par attaque acide**

Elle implique la pesée de 0,5 g de sol (Sol1, Sol2, Sol3 et Sol4) provenant d'un échantillon préalablement réduit en poudre dans un mortier et tamisé avec une maille de 25 microns et versé dans un Erlenmeyer. Incorporer 2 à 3 ml d'eau distillée, suivi de l'ajout de 6 ml HCl et 2 ml HNO₃. Cette étape est réalisée sur une plaque chauffante à 95 °C et laisser en contact pendant 75 minutes. Arrêter la minéralisation et laisser refroidir pendant plusieurs minutes. Filtrer soigneusement du liquide décanté dans une fiole de 50 ml à travers un filtre, en s'assurant de permettre le passage total du filtrat avec le moins d'eau distillée possible. Enfin, compléter le volume jusqu'au repère de jaugeage [Afnor, 1996].

Cette technique est employée pour quantifier les métaux traces, en particulier le Zinc, le Fer, le Cadmium, le Chrome et le Plomb.

III.3.2.5. Dosage des éléments en traces

La quantification des métaux lourds dans les échantillons préparés avec l'eau régale a été réalisée en utilisant un spectromètre atomique à flamme (SHIMADZU AA7000). La spectroscopie d'absorption atomique (SAA) est basée sur la détermination de l'absorbance lumineuse d'un atome. Lorsqu'exposés au rayonnement, les atomes effectuent une transition de leur état énergétique fondamental vers un niveau énergétique supérieure. Cette transition est déterminée par la fréquence du rayonnement, et la loi de Beer-Lambert établit une relation entre la concentration de la substance et son pouvoir absorbant. L'exactitude et la célérité sont les deux bénéfices de cette méthode.

a- Calculs

Le calcul de la teneur des métaux lourds s'effectue en utilisant l'équation suivante:

$$T \text{ (mg. Kg}^{-1}\text{)} = C \text{ (V/S)} \quad (1)$$

Ou : T : concentration de l'élément en mg. Kg⁻¹

C : concentration de l'élément en mg. l⁻¹ obtenue à partir de la courbe d'étalonnage

S : masse de l'échantillon de terre en g

V : volume d'extraction en ml

III.3.3. Les plante

III.3.3.1. Méthode d'échantillonnage des plantes

Il est essentiel de procéder à l'échantillonnage de manière à sauvegarder les informations sans aucune altération ou contamination. Pour éviter tout risque de pollution, il est essentiel d'éviter l'emploi d'instruments ou de contenants pouvant entraîner des altérations (éviter les récipients contenant des pigments à base des métaux, le PVC pouvant contenir du Zinc ou du Cadmium, ainsi que les outils en acier inoxydable). Une des méthodes possibles pour prévenir toute contamination consiste à l'emploi des instruments coupants en céramique ou de lames fabriquées en carbure de titane ou de tungstène. En l'absence de ces outils, une autre option est d'utiliser du matériel en acier standard, tout en tenant compte le risque de contamination par le Fer. Il est également possible de récolter certaines parties (fruits, feuilles, épis) en les arrachant à la main. Après la collecte, l'échantillon est introduit dans une poche en polyéthylène, puis entreposé dans un récipient frais et préservé de la lumière, comme une caisse isotherme.

III.3.3.2. Traitement des échantillons des plantes

À leur réception au laboratoire, les échantillons sont soumis à une série de manipulations notamment le lavage éventuel, la stabilisation, le broyage, l'homogénéisation et le stockage.

1- Lavage

Cette étape n'est nécessaire que si l'on souhaite éliminer d'éventuels dépôts atmosphériques. Cette étape requiert une grande précaution car il est nécessaire de retirer les résidus superficiels sans affecter la composition interne de la plante. Pour cela, on peut utiliser un procédé de trempage rapide dans une solution légèrement acide, suivi de rinçages successifs à l'eau pure [Allen *et al.*, 1986].

2- Stabilisation

La méthode habituelle consiste à effectuer un séchage en utilisant une étuve il est impératif de maintenir la température de séchage en dessous de 50°C, afin d'éviter toute perte. Il est important de mentionner que cette dernière phase convient uniquement aux échantillons

ayant une faible teneur en eau. En effet, lorsqu'il s'agit de végétaux riches en eau tels que les tomates et les melons, il y a une possibilité de fermentation qui peut entraîner des déperditions d'éléments avant d'atteindre la stabilité par dessiccation [Allen *et al.*, 1986].

3- Broyage

Cette étape revêt une importance capitale car elle peut entraîner des pertes ou une contamination. Le choix du dispositif de fragmentation est basé sur plusieurs critères. Il doit effectuer l'opération de manière exhaustive (sans laisser de résidus), sans chauffer l'échantillon et être approprié à la composition de celui-ci (fibres, cassant, granulaire, etc.). Il est essentiel que l'échantillon ne contienne aucun élément qui ferait l'objet d'analyses ultérieures. Par exemple, Pour des quantités d'environ 0,5 g, la taille des particules doit être de 0,2 mm ou moins. Il est recommandé d'opter pour l'utilisation d'un broyeur à haute vitesse à rotor centrifuge pour les grains. Pour les échantillons fibreux tels que le maïs ou le blé, un broyeur à lames est approprié. En ce qui concerne les échantillons cassants comme les pommes de terre ou les pommes séchées, un broyeur à percussion ou un broyeur à billes planétaire sont des choix appropriés. Un cas spécifique concerne les feuilles de vigne qui, après le processus de broyage, entraînent la présence de résidus fibreux dans l'espace de broyage. Dans ce cas, un broyeur de type moulin à café est utilisé, permettant d'incorporer cette matière fibreuse à la plante. Pour les échantillons de très faible volume, un mixeur est employé lorsqu'il s'agit de graines [Allen *et al.*, 1986].

III.3.3.3. Procédure de minéralisation et de mise en solution

Ce procédé est applicable à tout matériau à base de bois ou végétal. La minéralisation correspond à la décomposition de la matière organique, permettant ainsi la libération des éléments minéraux qui peuvent ensuite être solubilisés. Il existe deux principales méthodes : la dissolution minérale par oxydation acide et celle par voie de dessiccation.

a- Minéralisation par voie thermique

L'échantillon est introduit dans un four à moufle où il est chauffé graduellement jusqu'à atteindre de 480°C. Au cours de ce processus, la matière organique subit une combustion complète, conduisant ainsi à sa destruction. Laissant des cendres minérales en résidu. La minéralisation doit être complétée en mettant les cendres obtenues en solution acide. Cette méthode peut être appliquée à tous les éléments traces, mais elle n'est pas adaptée pour le dosage des composés volatils tels que le Sélénium, l'Arsenic et le Mercure

b- Minéralisation par oxydation acide

L'échantillon est ajouté dans une solution acide, puis chauffé jusqu'à la destruction de la substance organique. La dissolution minérale se produit simultanément à la minéralisation.

Matériel et Méthodes

Cette méthode peut être utilisée pour les éléments volatils, sous certaines précautions : attaque en milieu semi fermé (ballons équipés de réfrigérants) ou en milieu fermé (bombes utilisées notamment par chauffage par micro-ondes). Cette méthode permet l'analyse de tous les éléments en traces minéraux. Dans notre étude, nous avons utilisé la minéralisation par voie sèche [Allen *et al.*, 1986].

c- Mode opératoire de la minéralisation par voie sèche

1g de matériau végétal préalablement séché est placé dans une capsule. La capsule est ensuite introduite dans un four dont la température est progressivement augmentée jusqu'à atteindre 480°C, puis maintenue à cette température pendant 2 heures. Un palier est effectué aux alentours de 200°C jusqu'à la fin de la libération des fumées.

Après refroidissement, les résidus sont humidifiés avec quelques gouttes d'eau, puis 2 ml de HCl sont ajoutés. On procède à une évaporation complète sur une plaque chauffante. Ensuite, 3 ml de HCl et 1 ml de HNO₃ sont ajoutés, et le mélange est laissé en contact pendant 10 minutes avant d'être filtré dans des fioles jaugées de 25 ml. Une fois ajustées au trait de jauge et homogénéisées par agitation, les solutions sont transférées dans des flacons préalablement rincés avec la solution, et le numéro de l'échantillon est inscrit sur chaque flacon [Allen *et al.*, 1986].

I.3.3.4. Dosage des ETM

Les échantillons ainsi solubilisés ont été quantifiés à l'aide d'un spectrophotomètre atomique à flamme, utilisant une plage de travail de l'ordre de quelques milligrammes par litre. Cette technique est applicable aux éléments en traces qui ne sont ni volatils ni fortement résistants à la chaleur. L'ensemble des analyses ont été réalisées trois fois par spectrophotomètre atomique à flamme (SHIMADZU AA7000) (Fig.20).

A/Appareillages

La spectroscopie repose sur l'analyse des rayonnements électromagnétiques qui se traduisent par un spectre d'absorption du gaz à des longueurs d'onde spécifiques. Ces techniques utilisent l'absorption dans les domaines du visible, de l'infrarouge et de l'ultraviolet, mesurée à l'aide d'un spectromètre, souvent appelé spectrophotomètre dans les études. La spectrométrie d'absorption atomique (SAA) fait partie des méthodes de spectroscopie [Pinta, 1980].

B/Principe

La spectrophotométrie d'absorption atomique est basée sur le principe selon lequel les atomes libres peuvent absorber la lumière à des longueurs d'onde spécifiques (Fig. 21). L'absorption des radiations électromagnétiques dans les domaines UV et visibles du spectre

Matériel et Méthodes

par les atomes libres est due à un changement dans leur structure électronique. Cela se produit lorsque la radiation caractéristique (généralement en résonance) d'un élément passe à travers un nuage de vapeur atomique de l'échantillon. L'échantillon est évaporé par aspiration de la solution dans une flamme ou par vaporisation à l'aide d'une surface chauffée électriquement (atomisation) : Excitation par absorption de fréquence lumineuse et désexcitation par émission de fréquence lumineuse ou chaleur. La figure (20) montre une représentation de l'instrument d'absorption atomique que nous avons utilisé pour analyser les métaux étudiés.

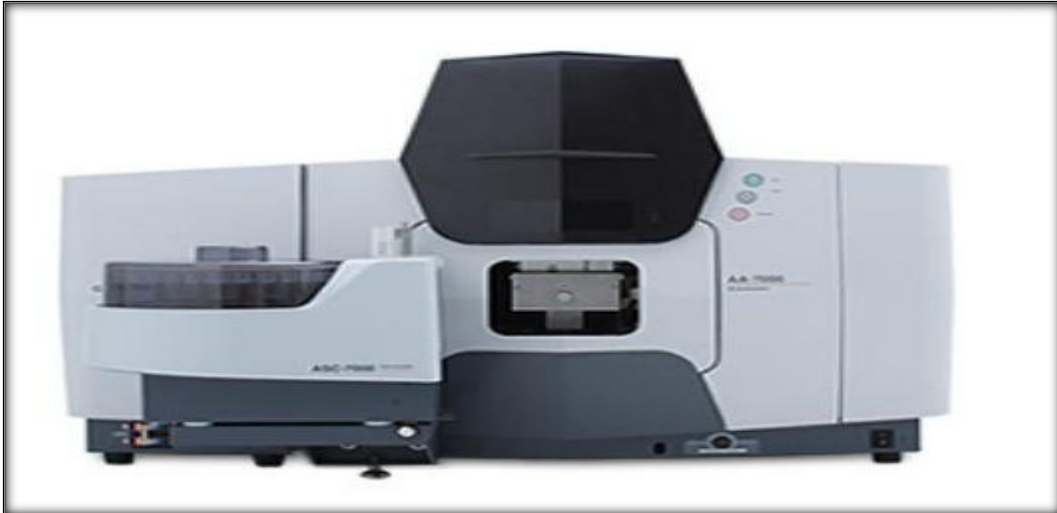


Figure III.20. Prise de vue du spectrophotomètre à absorption atomique de type SHIMADZU AA7000.

La substance à quantifier doit être en solution diluée. La spectrométrie permet en effet de doser des éléments à l'état de traces (partie par million ou mg. l^{-1}). La source lumineuse utilisée doit émettre des photons dont l'énergie correspond à l'excitation d'un seul élément (lampe à cathode creuse mono-élément) [Pinta, 1980]. Le principe de fonctionnement est illustré dans le schéma ci-dessous :

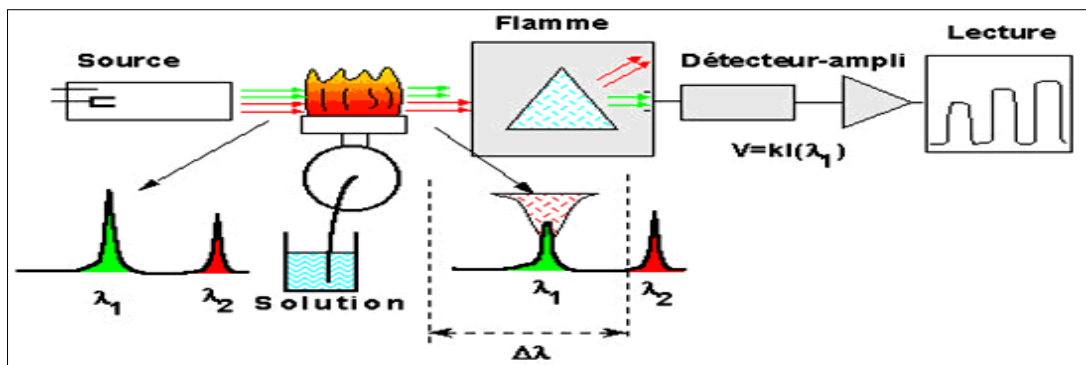


Figure III.21. Principe de fonctionnement du spectrophotomètre à absorption atomique à flamme SAA [Ecole des mines de Saint-Étienne].

C/ La loi d'absorption en absorption atomique

L'intensité de captation dépend du nombre de particules captant la lumière conformément à la loi de Beer-Lambert, qui stipule que l'absorbance est proportionnelle au coefficient spécifique d'absorption ϵ (coefficient d'extinction de la lumière), à la longueur du trajet optique L , et à la concentration c de l'élément à quantifier [Ecole des mines de Saint-Étienne].

$$A = \epsilon.L.c \quad (2)$$

$$\text{Où } A = \log I_0/I \quad (3)$$

A = Absorbance de l'élément à quantifier

I = intensité après absorption par les atomes

I_0 = intensité initiale de la source lumineuse

La gamme de quantification correspond à la plage de concentration où la courbe d'étalonnage est essentiellement linéaire

D / Appareillage

L'appareille expérimental utilisé en absorption atomique se compose de :

- 1- une source, la lampe à cathode creuse
- 2- Un dispositif de vaporisation et de dispersion (brûleur et nébuliseur)
- 3- un monochromateur
- 4- Un détecteur connecté à un amplificateur avec un système d'acquisition.

1/La lampe à cathode creuse

La lampe à cathode creuse se compose d'un boîtier en verre hermétiquement scellé, équipé d'une fenêtre en verre ou en quartz qui contient une cathode creuse cylindrique et une anode. La cathode est constituée de l'élément à quantifier. Un vide poussé est créé à l'intérieur de l'ampoule, qui est ensuite remplie d'un gaz rare (néon ou argon) à une pression de quelques millimètres de mercure.

Lorsqu'une différence de potentiel de quelques centaines de volts est appliquée entre les deux électrodes, une décharge se produit. Le gaz rare est alors ionisé, et ces ions bombardent la cathode, arrachant des atomes de celle-ci. Ces atomes, désormais libres, sont excités par des collisions, entraînant ainsi l'émission atomique de l'élément constituant la cathode creuse.

2/ Le nébuliseur

L'échantillon à analyser se trouve sous forme de solution. Cette solution est aspirée à l'aide d'un capillaire par le dispositif de vaporisation et de dispersion. À l'orifice de ce dispositif, en raison de l'éjection d'un gaz à haute vitesse, une dépression se crée. L'échantillon

d'analyse est alors aspiré dans le capillaire et, à la sortie, il est pulvérisé en un aérosol composé de fines gouttelettes. Cet aérosol pénètre ensuite dans la chambre de captation. La zone de dispersion après la vaporisation. Le brouillard ainsi formé traverse la zone de dispersion, qui a pour fonction de disperser les particules et d'éliminer les plus volumineuses. Ensuite, cette brume pénètre dans l'appareil de combustion.

3/ La combustion – atomisation

La brume entre d'abord dans l'appareil de combustion, puis dans la flamme. Après un certain parcours au niveau de la flamme, le solvant des gouttelettes s'évapore, ne laissant derrière lui que les sels qui se fondent, se vaporisent et finalement s'atomisent.

La flamme utilisant un mélange air-acétylène est la plus couramment utilisée et permet de doser de nombreux éléments. Elle atteint une température d'environ 2500 °C.

La flamme protoxyde d'azote (N_2O /acétylène) est utilisée pour certains éléments qui forment des oxydes extrêmement résistants et qui ne sont pas atomisés par la flamme air-acétylène.

L'absorption de la lumière par les atomes constitue un puissant outil d'analyse, à la fois qualitatif et quantitatif. La spectroscopie d'absorption atomique repose sur le principe selon lequel les atomes libres peuvent absorber la lumière d'une certaine longueur d'onde. Chaque élément a une absorption spécifique, aucun autre élément n'est capable d'absorber cette longueur d'onde.

CHAPITRE IV
Résultats et
Discussion

Résultats et Discussion

IV.1. Les eaux d'Oued El Gourzi

IV.1.1. Caractérisation physico - chimique des effluents urbains et industriels de l'Oued El Gourzi

Concernant les paramètres chimiques (Température, pH, conductivité et matière organique), les résultats obtenus sont présentés dans le tableau n° 11:

Tableau IV.11. Les paramètres physico-chimiques des eaux d'Oued El Gourzi.

Sites	Température	pH	Conductivité mS.cm ⁻¹	DBO ₅ mgO ₂ .l ⁻¹	DCO mgO ₂ .l ⁻¹
E1	14.5- 21.7	7.89-8.55	2.08-3.88	820	1277
E2	13.9-21.5	7.8-7.9	1.4-1.7	140	314
E3	12.9-21.9	7.2-7.6	1.8-2.1	150	460
E4	14.8-21.5	7.92-8.67	1.5-2.7	160	287

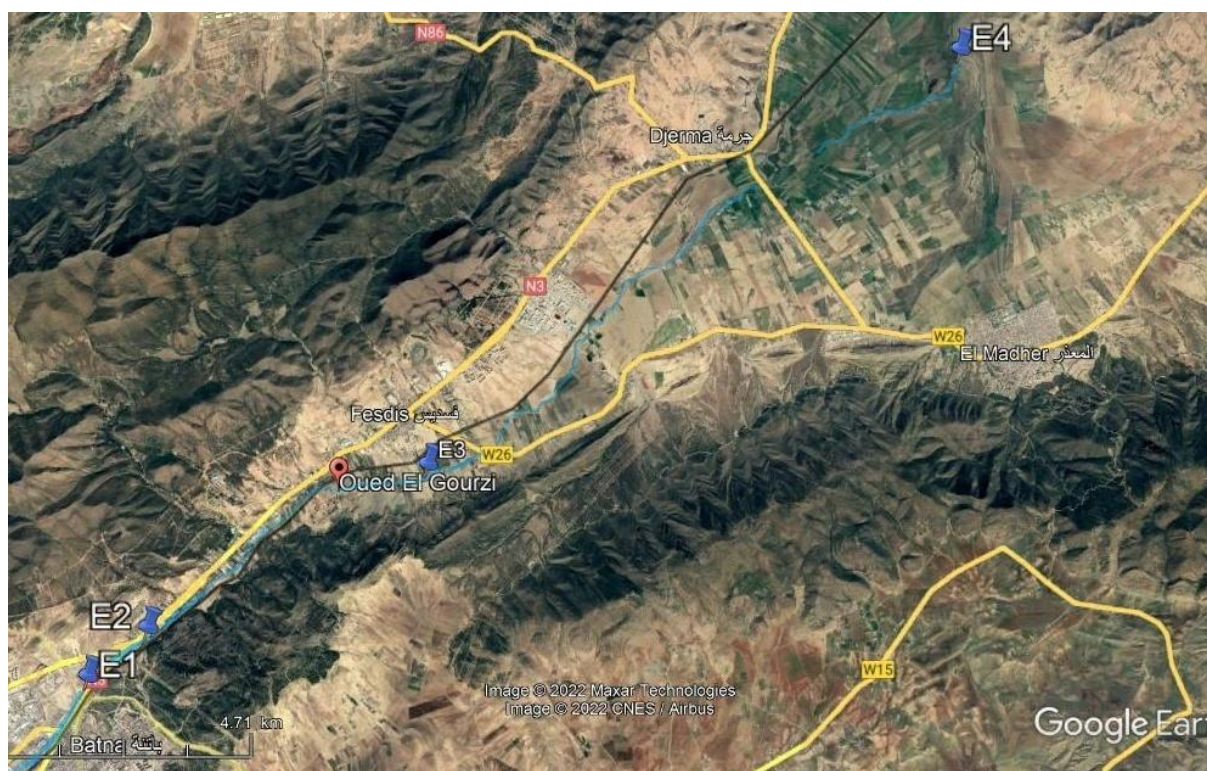


Figure IV.22. Site d'étude et localisation des stations de prélèvement dans Oued El Gourzi (E : eau d'Oued)

IV.1.1.1. Température

La température de l'eau est un élément d'une grande importance pour l'environnement [Leynaud, 1968]. Elle influe sur la densité, la viscosité, la capacité de dissolution des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous ainsi que sur les réactions chimiques et biologiques [Benjammaa, 2015]. Elle varie en fonction de la température extérieure (l'air ambiant) et des

Résultats et Discussion

saisons. Les mesures de température des eaux d'Oued El Gourzi au cours de la période d'étude se situent entre 12,9 et 21,9 °C (Fig.23). La température enregistrée en février pendant la période d'étude (23,9 °C) est considérablement supérieure à la moyenne saisonnière (Tab.11). La température élevée des eaux d'Oued El Gourzi est également influencée par la température des rejets industriels (rejets de l'unité de production de bouteilles à gaz à 34 °C ; textile à 20 °C) [Benjammaa, 2015].

De manière générale, les températures des déversements d'Oued El Gourzi se situent dans la plage (<30°C), propice à l'activité des micro-organismes, c'est-à-dire au processus de traitement biologique et à l'auto-épuration [Jo, 1993] ; ainsi qu'à la croissance de la végétation [Marschner, 1995].

Tableau IV.12.Température et Précipitation des mois de prélèvement [Station Ain Sekhouna]

	Février 2017	Avril 2017	Juin 2017	Janvier 2018
Température maximal °C	23.9	29.3	40.6	19.4
Température moyenne °C	9.1	13.7	24.9	7.6
Précipitations moyennes par jour (mm)	1	4	4	1
Précipitations totales pour le mois (mm)	16	115	93	13

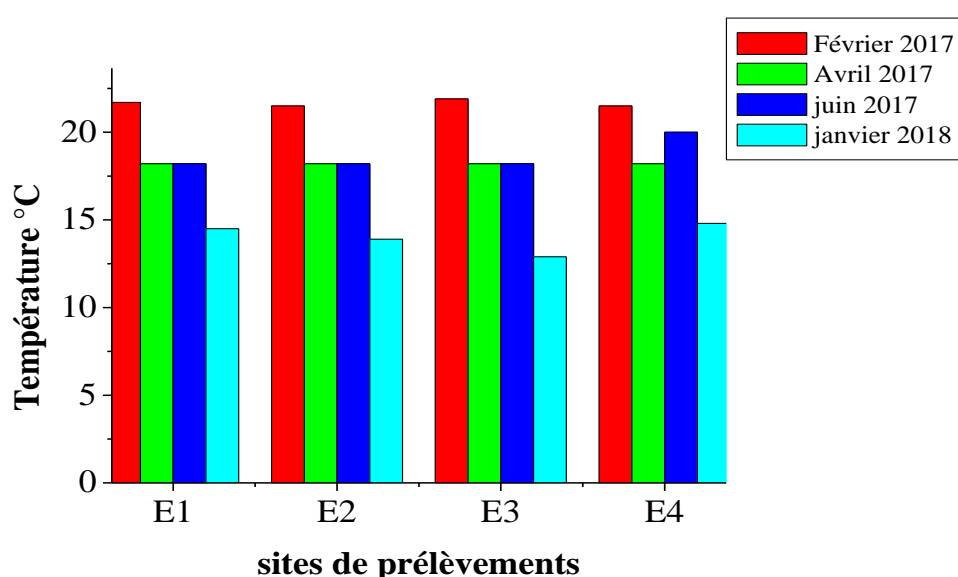


Figure IV.23. Variation spatio-temporelle des valeurs de la température (°C) des eaux d'Oued El Gourzi (E1- E4 : Stations de prélèvement des eaux d'Oued El Gourzi de l'amont vers l'aval de l'écoulement)

Résultats et Discussion

IV.1.1.2. pH

Le niveau d'acidité (pH) est une mesure de la concentration d'ions d'hydrogène dans une solution. Le pH des eaux naturelles est influencé par la composition des sols traversés. Sa mesure revêt une grande importance car le pH régule de nombreux équilibres physico-chimiques. Il détermine l'alcalinité ou l'acidité de l'eau ainsi que l'état d'équilibre des éléments chimiques dans les diagrammes Eh-pH. En général, une augmentation du pH entraîne la précipitation des cations métalliques sous forme d'hydroxydes ou d'oxydes métalliques insolubles. Le pH joue également un rôle essentiel dans l'adsorption des métaux sur la matière organique. Il est un facteur crucial dans les systèmes biologiques, chimiques et dans l'environnement aquatique.

Dans la région de l'Oued El Gourzi, les valeurs de pH varient entre 7,2 et 8,67 (Fig.24). Les eaux d'irrigation se caractérisent par un pH proche de la neutralité. Cela peut être dû soit à la neutralisation des eaux industrielles avant leur rejet [Hassoune *et al.*, 2006], soit à l'alcalinité résultant de la nature des sédiments dominés par des roches mères calcaires. Des résultats similaires ont été obtenus par [Cherak, 1999 ; Zouita, 2002 ; Tamrabet, 2011 ; Khelif, 2018] dans cette région. Ainsi, les valeurs obtenues dans cette étude sont comparables à celles rapportées par [Asnaoui *et al.*, 2015] dans la région de Meknès - Tafilalet et dans l'effluent de l'Oued Boumerzoug [Keddari *et al.*, 2019].

En général, les effluents de l'Oued El Gourzi n'ont aucun effet défavorable sur les cultures qui tolèrent des variations de pH entre 6,5 et 8,4 [Nisbet, Vernaux 1970 ; Ayers, Westcot 1994].

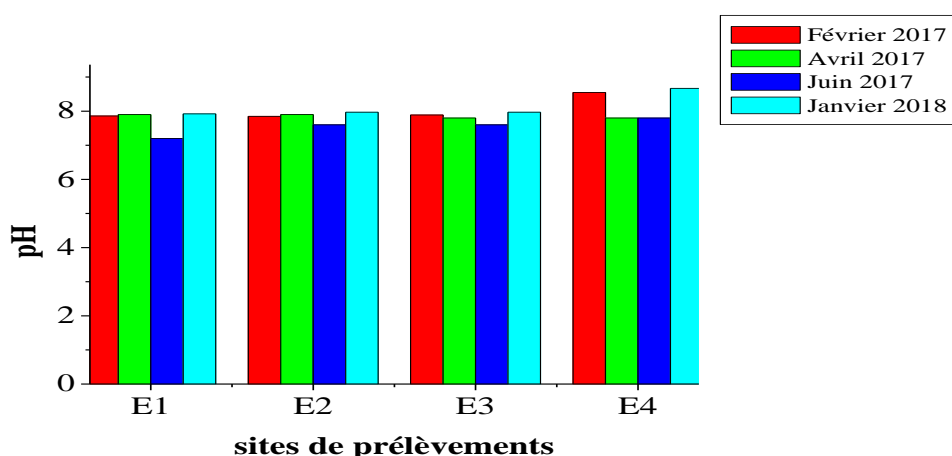


Figure IV.24. Variation spatio-temporelle des valeurs du pH des eaux de l'Oued El Gourzi (E1- E4 : Stations de prélèvement des eaux d'Oued El Gourzi de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

IV.1.1.3. La Conductivité

La conductivité est la mesure de la capacité d'une eau à conduire un courant électrique. Elle est liée à la nature et à la concentration des substances dissoutes. La conductivité varie en fonction de la présence d'ions, de leur mobilité, de leur concentration et de la température de l'échantillon. En général, les sels minéraux sont de bons conducteurs par opposition à la matière colloïdale et organique, qui conduit peu. Par conséquent, dans le cas des eaux usées fortement chargées en matière organique, la conductivité ne donnera pas forcément une idée immédiate de la charge du milieu [Ngaram, 2011].

Les valeurs de la conductivité électrique d'Oued El Gourzi varient entre 1.4 et 3.88 ms.cm^{-1} (Fig.25). La conductivité de l'eau est fortement dépendante de la température, car une augmentation de celle-ci augmente la mobilité des ions, ce qui est visible sur la figure n° 26 montrant la même tendance entre la température et CE.

Ces valeurs élevées sont attribuées aux rejets industriels et/ou urbains, qui se caractérisent par une forte minéralisation ; selon [Rejsek, 2002], une eau ayant une minéralisation supérieure à 1ms.cm^{-1} est considérée comme élevée.

Les valeurs de la CE restent également comparables à celles rapportées par Mounjid *et al.*, [2014] dans le cours d'eau Merzeg (Maroc) et dans l'Oued Seybouse (Algérie) [Debieche, 2002].

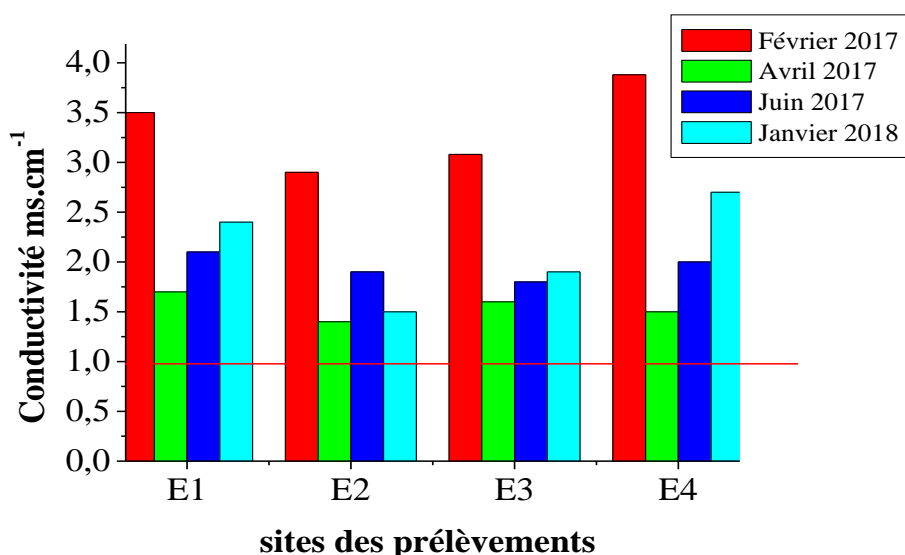


Figure IV.25. Variation spatio-temporelle des valeurs de la conductivité (ms.cm^{-1}) des eaux de l'Oued El Gourzi (E1- E4 : Stations de prélèvement des eaux d'Oued El Gourzi de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

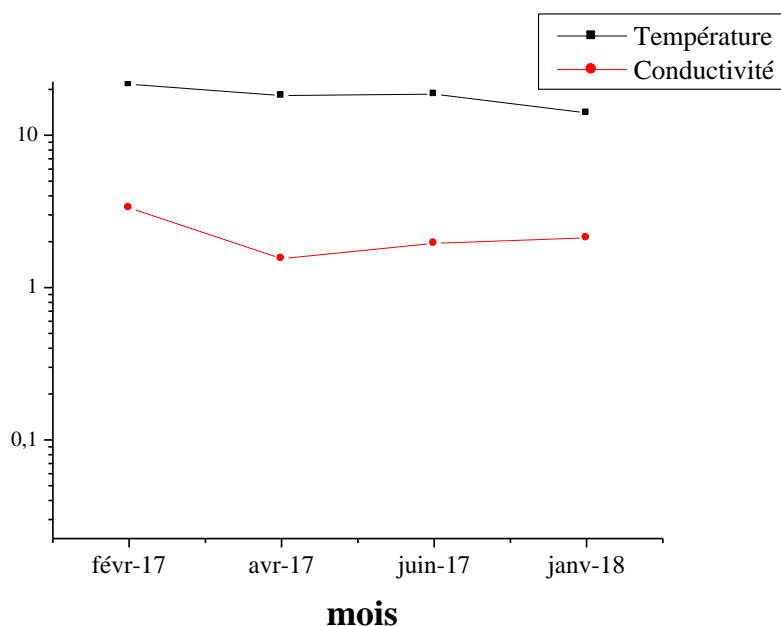


Figure IV.26. Variation temporelle des teneurs moyennes de température et de conductivité dans les eaux d'Oued El Gourzi

IV.1.1.4. Les demandes biochimique et chimique en oxygène

La demande biologique en oxygène (DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO) et les matières oxydables ($MO = 1/3 DCO + 2/3 DBO_5$) sont généralement utilisées de manière indirecte pour évaluer la charge organique des eaux usées [Gaid, 1993; Adler, 2005]. La présence d'oxygène dissous dans les eaux usées est principalement déterminée par la dégradation et l'oxydation des polluants, ainsi que par les échanges entre l'eau et l'air.

La demande biochimique en oxygène (DBO) correspond à la quantité d'oxygène ($mg.l^{-1}$ ou $g.l^{-1}$) utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou oxyder complètement en CO₂ les substances organiques présentes dans l'eau, sur une période donnée. La DBO₅ est mesurée par une méthode normalisée d'incubation microbienne, qui permet de quantifier la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation des matières organiques et de certaines matières inorganiques dans un échantillon. Pour les eaux de surface, ce paramètre indique la consommation d'oxygène liée au processus d'auto épuration.

La demande chimique en oxygène (DCO) est une méthode permettant de mesurer la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation chimique des matières organiques et minérales présentes dans un échantillon. La valeur de la DCO est une indication importante pour caractériser la pollution globale d'une eau ou d'eaux usées. C'est l'un des paramètres utilisés pour évaluer les taxes de pollution que les installations industrielles doivent payer.

Résultats et Discussion

Au cours de la période d'étude, les mesures enregistrées dans les eaux usées d'Oued El Gourzi montrent des variations significatives. Les valeurs de demande biochimique en oxygène DBO₅, varient entre un minimum de 140 mg_{O₂}.l⁻¹ et un maximum de 820 mg_{O₂}.l⁻¹, tandis que les valeurs de demande chimique en oxygène DCO, varient entre 287 mg_{O₂}.l⁻¹ et 1277 mg_{O₂}.l⁻¹. Les valeurs des matières oxydables MO varient de 197.33 mg_{O₂}.l⁻¹ à 972.33 mg_{O₂}.l⁻¹ (Fig. 27).

Les valeurs maximales de DBO₅, DCO, MO sont toujours enregistrées sur le site E1, ce qui indique clairement que le site E1 est l'effluent brut provenant des utilisations domestiques et industrielles de l'eau, telles que les rejets de l'ORAVIE (abattoir de viandes rouges de Batna), de l'ORELAIT (unité de production de lait et dérivés) et de MEGA (tannerie), qui présentent des concentrations élevées de la DBO dépassant 500 mg_{O₂}.l⁻¹ [Bendjammaa 2015].

Les valeurs de DBO₅ et DCO montrent une diminution progressive de l'amont vers l'aval du cours d'eau, tandis que les valeurs d'oxygène dissous augmentent principalement à l'endroit où les eaux usées épurées sont rejetées en chute d'environ 2,5 m à la station d'épuration de Batna (entre les sites E1 et E2), ce qui favorise une bonne oxygénation.

En général, toutes les stations de prélèvement présentent des valeurs de la DBO et DCO supérieure aux normes algériennes pour l'eau d'irrigation, qui sont respectivement fixées à 40 et 120 mg_{O₂}.l⁻¹ [JORADP, 2012].

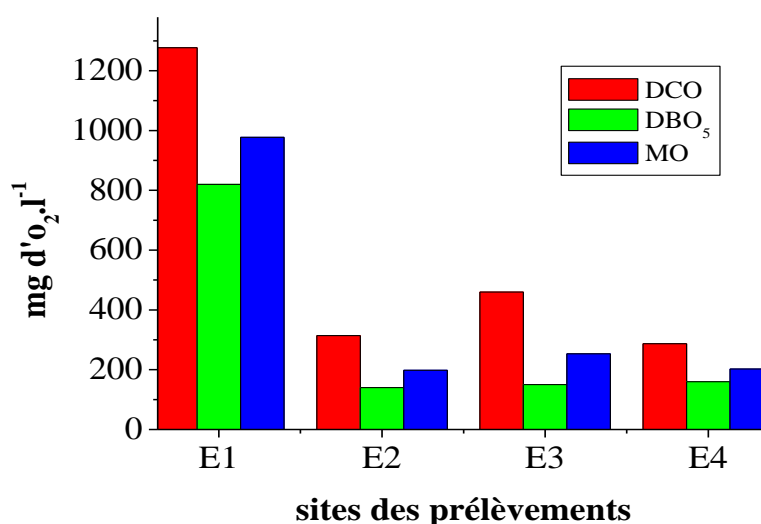


Figure IV.27. Variation spatiale des valeurs de DBO₅, DCO et MO des eaux usées de l'Oued El Gourzi (E1- E4 : Stations de prélèvement des eaux d'Oued El Gourzi de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

Résultats et Discussion

IV.1.2. Concentration des métaux lourds dans l'eau d'irrigation

Les concentrations en éléments traces métalliques enregistrées dans les eaux d'irrigation de l'Oued El Gourzi sont reportées dans le tableau n° 13.

Tableau IV.13. Teneurs en ETM dans l'eau d'Oued El Gourzi (eau d'irrigation)

métaux mg.l ⁻¹	Février 2017				Avril 2017				Juin 2017			Janvier 2018				SEQ- Eau 2003	NQEP 2009
	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E4	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E4		
Cr	11.37	5.96	17.37	5.05	0.19	0.19	0.17	0.15	0.01	0.002	0.003	1.39	2.21	0.06	0.19	1.8 * 10 ⁻³	3.4*10 ⁻³
Cd	0.003	0.004	0.01	0.01	0.01	0.005	0.004	0.005	0.05	0.02	0.01	0.01	0.18	0.45	0.1	0.04 * 10 ⁻³	5*10 ⁻³
Pb	0.01	0.01	0.02	0.05	0.07	0.01	0.01	0.1	0.01	0.01	0.02	0.71	0.16	0.16	0.16	5.2 * 10 ⁻³	0.4*10 ⁻³
Zn	2.86	2.41	3.06	2.75	0.47	0.17	0.17	0.19	0.46	0.15	0.15	0.52	1.01	1.45	0.35	4.3* 10 ⁻³	7.8*10 ⁻³

SEQ-Eau : système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau préconisée par les agences françaises de l'eau [SEQ-Eau, 2003]; NQEP 2009 : les normes de qualité environnementales provisoires pour les eaux superficielles [Rodier, 2009]

Les concentrations présentent des variations dans la plage suivante : 0.002 à 17.37 mg.l⁻¹ pour le Cr, de 0.01 à 0.71 mg.l⁻¹ pour le Pb et de 0.15 à 3.06 mg.l⁻¹ pour le Zn, tandis que les teneurs en Cadmium (Cd) sont inférieures à 0.45 mg.l⁻¹. Les concentrations moyennes du Cr, Pb, Zn et Cd sont respectivement les suivantes : (2.88, 0.10, 1.06 et 0.056) mg.l⁻¹, elles correspondent aux résultats rapportés dans les recherches de [Khelif, 2011] concernant le même cours d'eau et, à titre indicatif, aux concentrations moyennes en métaux lourds dans l'eau d'irrigation à Titagarh, West Bengal Inde [Gupta *et al.*, 2008].

Les résultats obtenus révèlent l'ordre d'abondance suivant : Cr > Zn > Pb > Cd. Les concentrations moyennes de Cr, Pb, Zn et Cd dépassent les limites respectives fixées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) (0.05 pour Cr, 0.01 pour Pb, 3 pour Zn et 0.003 pour Cd) en mg.l⁻¹.

Dans les eaux naturelles, les métaux lourds se trouvent sous différentes formes chimiques : ions libres, complexes, formes particulières [Idlafkih *et al.*, 1995]. La forme que nous avons mesurée concerne la fraction dissoute, qui est séparée de la phase particulaire après acidification et filtration à travers une membrane de 0.45 µm. Cette forme représente la fraction immédiatement disponible pour tous les organismes vivants [Horowitz, 1995].

Résultats et Discussion

IV.1.2.1. Le Zinc

Les quantités de Zinc détectées dans le cours d'eau d'Oued El Gourzi varient entre (0.15 et 3.06) mg.l^{-1} (Tab.13). Ces concentrations sont plus élevées que celles mesurées dans l'Oued Rhumel Constantine (0.021- 0.353) mg.l^{-1} [Mehennaoui, 2009], dans Oued Bouhamra Annaba (0.06-0.09) mg.l^{-1} [Khaled-Khodja *et al.*, 2016] et elles sont inférieures à celles de l'Oued Sebou Maroc (72.27-121) mg.l^{-1} [Foudeil *et al.*, 2013].

La présence significative de Zinc dans l'Oued El Gourzi peut être attribuée à des apports géologiques naturels, en plus des apports industriels et domestiques. En effet, l'industrie chimique (plastiques, métallurgie) rejette du Zinc, et les pratiques agricoles contribuent également à l'enrichissement en cet élément en raison de l'utilisation de pesticides tels que l'Arsenate de Zinc ($\text{Zn}_3(\text{AsO}_4)_2$) et d'engrais phosphatés. Il convient de noter que les sites agricoles où les échantillons ont été prélevés sont situés à proximité immédiate de l'Oued.

Les concentrations en Zinc dans Oued El Gourzi dépassent les normes SEQ-Eau (2003) et NQEP(2009). La teneur moyenne en Zinc (1.06 mg.l^{-1}) classe l'eau de l'Oued El Gourzi dans la catégorie 2 (Tab.15). La figure n° 28 illustre la variation spatio-temporelle de la concentration de Zinc dans l'Oued El Gourzi, qui dépasse nettement la norme de la SEQ-Eau (2003) (0.0043 mg.l^{-1}).

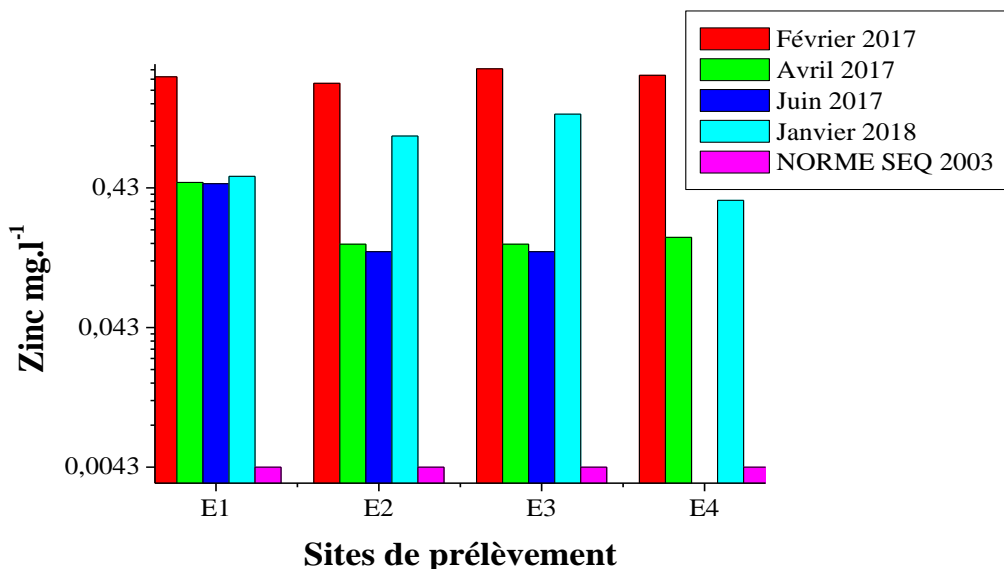


Figure IV.28. Teneur en Zinc dans Oued El Gourzi (E1- E4 : Stations de prélèvement des eaux d'Oued El Gourzi de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

Résultats et Discussion

IV.1.2.2. Le Cadmium

Les concentrations mesurées de Cadmium varient entre 0.003 et 0.45 mg.l⁻¹ (Tab.13). Elles sont plus élevées que les concentrations de Cd dans l'Oued Bouhamra de la ville d'Annaba (0 et 0.00056 mg.l⁻¹) [Khaled-Khodja *et al.*, 2016] et dans l'Oued Rhumel de Constantine 0.0005 mg. l⁻¹ [Mehennaoui, 2009]. La valeur maximale de Cadmium a été enregistrée au point E3 situé à Fesdis (0.45 mg.l⁻¹), qui se trouve à proximité d'une zone agricole irriguée où les eaux usées contaminées sont utilisées. Nous pensons que le surplus des eaux utilisées, après avoir lessivé les sols riches en métaux lourds, retourne dans l'Oued, ce qui explique ce résultat. L'origine du Cadmium doit être recherchée dans les rejets industriels (en particulier la galvanoplastie) et agricoles (engrais phosphatés). Le Cadmium est souvent associé au Zinc ou au Plomb.

La plupart des valeurs sont proches ou supérieures à la norme NQEP 2009 (0.005 mg.l⁻¹), ce qui classe le Cadmium dans la catégorie 3 (Tab.15). La figure n° 29 illustre la variation spatio-temporelle de la concentration en Cadmium dans l'Oued El Gourzi.

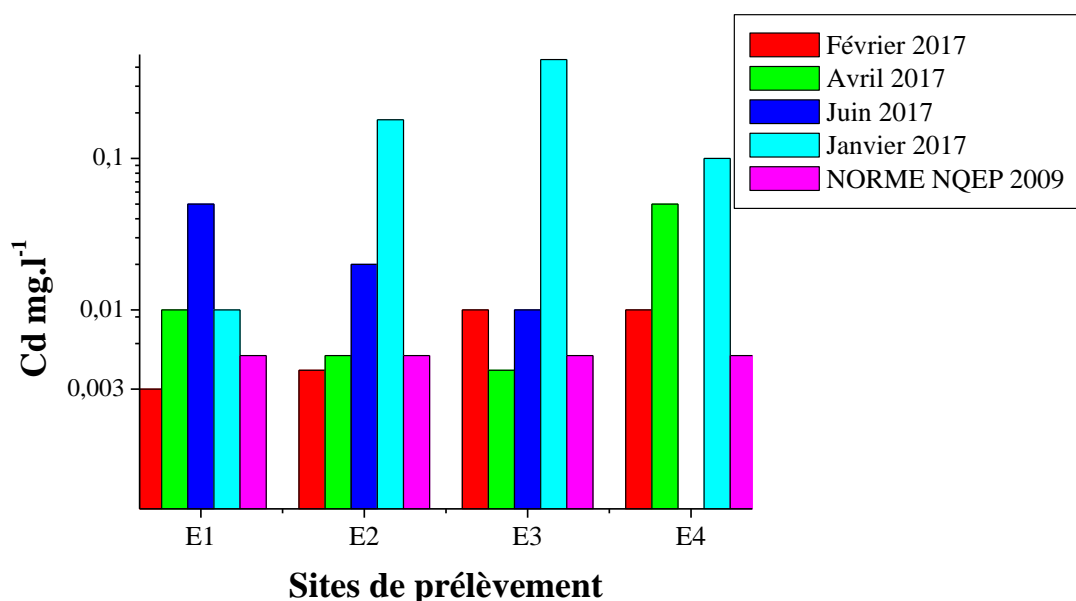


Figure IV.29. Teneur en Cadmium dans Oued El Gourzi (E1- E4 : Stations de prélèvement des eaux d'Oued El Gourzi de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

IV.1.2.3. Le Chrome

Le Chrome est l'un des éléments présentant des concentrations élevées dans les eaux d'Oued El Gourzi. Les niveaux de Chrome varient entre 0.02 et 17.37 mg.l⁻¹ (Fig.30). A titre

Résultats et Discussion

indicatif, ces concentrations sont supérieures à celles du fleuve Niger (1.10 mg.l^{-1}) [Maiga *et al.*, 2007] et inférieures à celles enregistrées dans l'Oued Sebou à Fès, au Maroc (77.93 et 119 mg.l^{-1}), (28.29 et 99.02 mg.l^{-1}) [Foudeil *et al.*, 2013 ; Derwich *et al.*, 2012].

Ces valeurs sont attribuées aux rejets de l'Oued, qui sont riches en Chrome provenant de la tannerie de la ville de Batna (les eaux usées de la tannerie et de l'industrie textile sont directement déversées dans l'Oued El Gourzi sans aucun traitement préalable). La remobilisation des sédiments peut également constituer une autre source d'apport [Custscall, 1967]. Ce métal est principalement utilisé pour le chromage, la fabrication d'alliages, d'agents oxydants, d'inhibiteurs de la corrosion (en ajoutant certains de ses composés à l'eau industrielle de refroidissement en tant qu'agents anti-corrosion) [Rodier, 2009 ; Gaujous, 1995]. L'ensemble des concentrations en Chrome dépasse la limite maximale autorisée pour les eaux d'irrigation, fixée à 0.1 mg.l^{-1} , (D'après National Academy of Sciences (1972) et Pratt FAO – 1972) [Rodier, 1996] ainsi que la norme SEQ- eau (2003) (0.0018 mg.l^{-1}). La concentration moyenne en Cr (2.88 mg.l^{-1}) classe l'eau d'Oued El Gourzi dans la catégorie 3 (considérée comme inappropriée pour la plupart des utilisations et pouvant constituer une menace pour la santé et l'environnement) (Tableau 15).

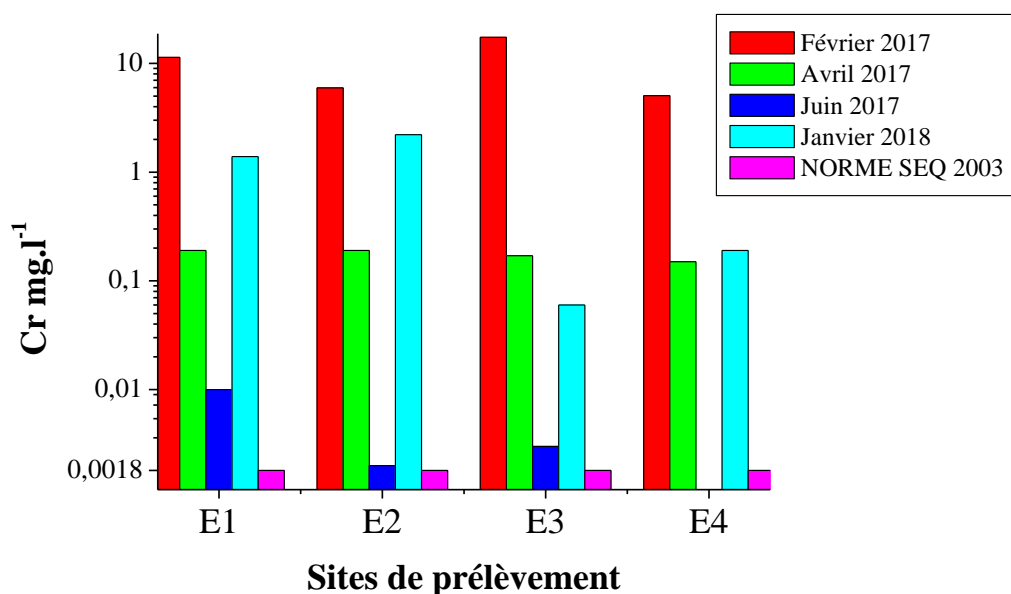


Figure IV.30. Teneur en Chrome dans Oued El Gourzi (E1- E4 : Stations de prélèvement des eaux d'Oued El Gourzi de l'amont vers l'aval de l'écoulement).

IV.1.2.4. Le Plomb

Les quantités de Plomb présentes dans les eaux d'Oued El Gourzi varient entre 0.01 et 0.71 mg.l^{-1} (Fig.31). Ces valeurs dépassent la concentration en Plomb des eaux de la rivière

Résultats et Discussion

Charie à N'djamena (0.01 et 0.04 mg.l⁻¹) [Ngaram, 2011] et la concentration en Pb dans l'Oued Bouhamra à Annaba (0 et 0.03 mg.l⁻¹) [Khaled-Khodja *et al.*, 2016].

Les fortes concentrations de Plomb peuvent être attribuées à l'essence utilisée dans les moteurs des camions et aux batteries, étant donné que la route reliant Batna à Fesdis est très proche de la rivière (Oued El Gourzi) avec un trafic relativement intense.

Le Plomb est largement utilisé dans l'industrie, ce qui entraîne de nombreuses sources potentielles de pollution, comme le montre l'étude de Bendjammaa (2015) qui a détecté du Plomb dans les rejets de certaines installations de la zone industrielle de Batna (0.4 mg.l⁻¹ pour l'usine Textile COTITEX, 0.7 mg.l⁻¹ pour l'unité de fabrication des bouteilles à gaz BAG). Les déchets ménagers peuvent également constituer une source de pollution des eaux de surface, des analyses à l'échelle internationale ont révélé des concentrations de l'ordre de 450 mg.kg⁻¹ de Pb dans ces déchets [Azzaoui, 2002].

Les concentrations en Pb dans les eaux d'Oued El Gourzi dépassent les normes SEQ 2003 (0.0052 mg.l⁻¹) et NQEP 2009 (0.0004 mg.l⁻¹). La valeur moyenne du Pb (0.10 mg.l⁻¹) classe l'eau d'Oued El Gourzi dans la catégorie 3 (Tableau 15).

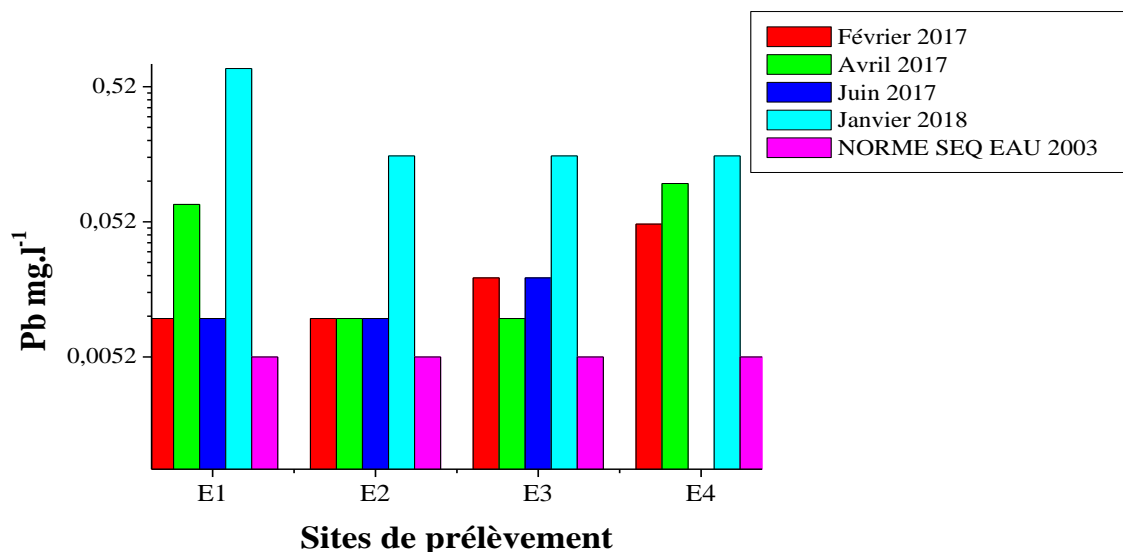


Figure IV.31. Teneur en Plomb dans Oued El Gourzi (E1- E4 : Stations de prélèvement des eaux d'Oued El Gourzi de l'amont vers l'aval de l'écoulement)

Le tableau^o 15 représente la grille qui fixe 5 classes de qualité selon les usages que doit satisfaire les rivières. Chaque classe regroupe les valeurs de plusieurs paramètres (Tab.14).

Résultats et Discussion

Tableau IV.14. Les valeurs de plusieurs paramètres regroupés pour chaque classe [Ngaram, 2011]

Paramètres	Classe 1A	Classe 1B	Classe 2	Classe 3
Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	≤ 400	400 à 750	750 à 1500	1500 à 3000
Température ($^{\circ}\text{C}$)	≤ 20	20 à 22	22 à 25	25 à 30
pH	6,5 à 8,5	6,5 à 8,5	6 à 9	5,5 à 9,5
DBO5 ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	≤ 3	3 à 5	5 à 10	10 à 25
MO ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	≤ 3	3 à 5	5 à 8	-
DCO ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	≤ 20	20 à 25	25 à 40	40 à 80
Zn ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	$\leq 0,5$	0,5 à 1	1 à 5	$\text{>} 5$
Cd ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	$\leq 0,001$	$\leq 0,001$	$\leq 0,001$	$\text{>} 0.001$
Cr ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	$\leq 0,05$	$\leq 0,05$	$\leq 0,05$	$\text{>} 0.05$
Pb ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	$\leq 0,05$	$\leq 0,05$	$\leq 0,05$	$\text{>} 0.05$

Tableau IV.15. La grille Multi-usages donnant les critères d'appréciation globale de la qualité de l'eau [Ngaram, 2011]

Classes	Caractéristiques
Classe 1A	Elle caractérise les eaux considérées comme exemptes de pollution et aptes à satisfaire les usages les plus exigeants en qualité.
Classe 1B	D'une qualité légèrement moindre, ces eaux peuvent néanmoins satisfaire tous les usages.
Classe 2	Qualité « passable » : suffisante pour l'irrigation, les usages industriels et la production d'eau potable après un traitement poussé. L'abreuvement des animaux est généralement toléré. Le poisson y vit normalement mais sa reproduction peut être aléatoire.
Classe 3	Qualité « médiocre » : juste apte à l'irrigation, au refroidissement et à la navigation. La vie piscicole peut subsister dans ces eaux mais elle y est aléatoire en période de faibles débits ou de fortes températures, par exemple.
Classe > 3	Eaux dépassant la valeur maximale tolérée en classe 3 pour un ou plusieurs paramètres. Elles sont considérées comme inaptées à la plupart des usages, et peuvent constituer une menace pour la santé publique et l'Environnement

IV.1.3. Etude spatio-temporelle des métaux lourds dans les eaux d'Oued El Gourzi

Les variations spatiales des métaux lourds le long d'Oued El Gourzi démontrent une répartition symétrique des concentrations de Chrome (Cr), Cadmium (Cd) et Zinc (Zn) (Fig.32.a). On observe une évolution similaire des courbes représentant les variations de ces ions, ce phénomène peut être attribué au contact entre l'eau et les sédiments tout au long de la rivière, ainsi qu'aux changements des conditions environnementales ; Selon les circonstances, cela peut entraîner des précipitations, des réactions d'oxydation ou de complexation. Certains facteurs favorisent la désorption des métaux, tels que la diminution du pH, la complexation par des ligands organiques ou inorganiques (comme les hydroxydes).

Résultats et Discussion

La station E3 (à Fesdis) se caractérise par des concentrations relativement élevées en métaux lourds dissous, notamment en Chrome (Cr), Cadmium (Cd) et Zinc (Zn), par rapport aux stations E1, E2 et E4. En plus de la pollution provenant de la rivière, il est à noter que la station E3 se trouve à proximité d'une zone agricole irriguée, où les eaux contaminées sont utilisées, et nous pensons que l'excès d'eau utilisée, après le lessivage des sols riches en métaux lourds, retourne dans la rivière, contribuant ainsi à l'enrichissement des eaux de cette station en ces éléments.

En ce qui concerne le Plomb (Pb), la concentration moyenne la plus élevée a été enregistrée au site E1 (0.2015) mg.l^{-1} (Figure.32.b). Cela peut s'expliquer par le fait que le site de prélèvement se situe en amont de la station d'épuration (STEP), où les effluents sont chargés en rejets industriels (batteries, tanneries, industrie métallurgique, etc.) sans traitement préalable.

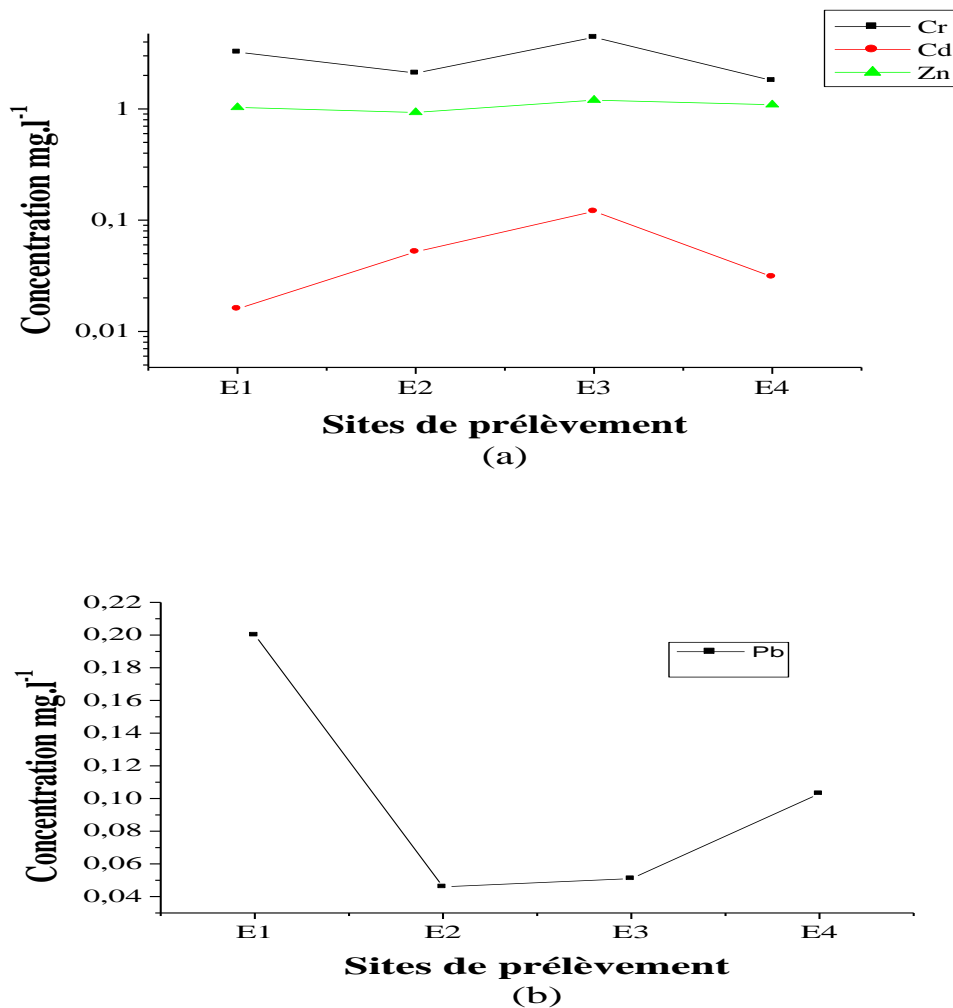


Figure IV.32. Variations spatiales des concentrations moyennes des métaux lourds dans Oued El Gourzi, a) pour Cr, Cd et Zn, b) pour Pb en mg.l^{-1}

Résultats et Discussion

Les variations temporelles (Fig.33) révèlent des liens entre les mois de présence accrue des métaux lourds (Plomb, Cadmium en Janvier 2017, Chrome, Zinc en Février 2017 et Janvier 2018) pendant les mois avec peu de précipitations. En Avril et Juin 2017, le total des précipitations varie entre 93 et 115 mm (Fig.33), ce qui pourrait expliquer les concentrations relativement faibles de Cadmium, Chrome et Zinc ; les précipitations diluent considérablement le milieu aquatique. En revanche, pendant les périodes avec peu de précipitations (Février 2017 et Janvier 2018), le total des précipitations est respectivement de 9 et 6 mm. Cela explique très probablement les concentrations élevées observées.

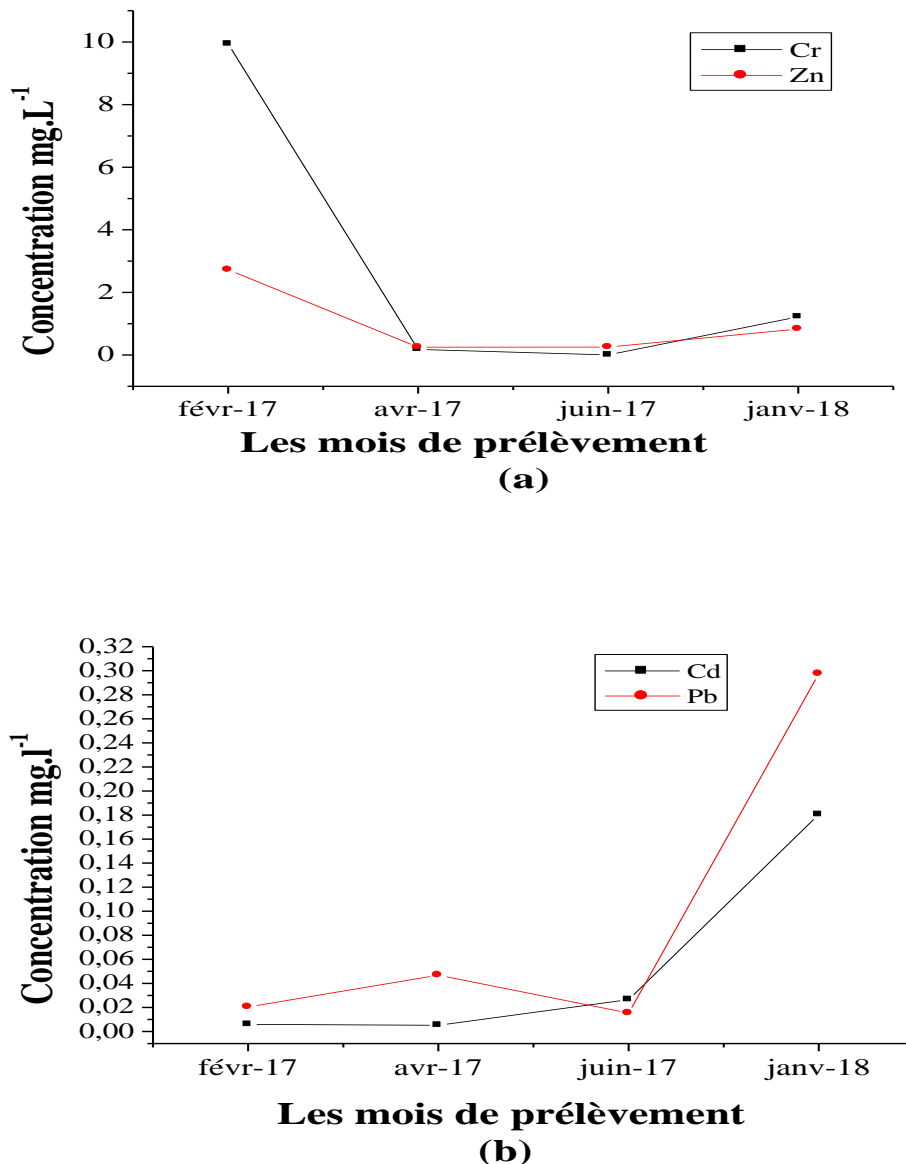


Figure IV. 33. Variations temporelles des concentrations moyennes des métaux dans Oued El Gourzi, a) pour Cr, Zn et b) pour Cd, Pb en (mg.l⁻¹)

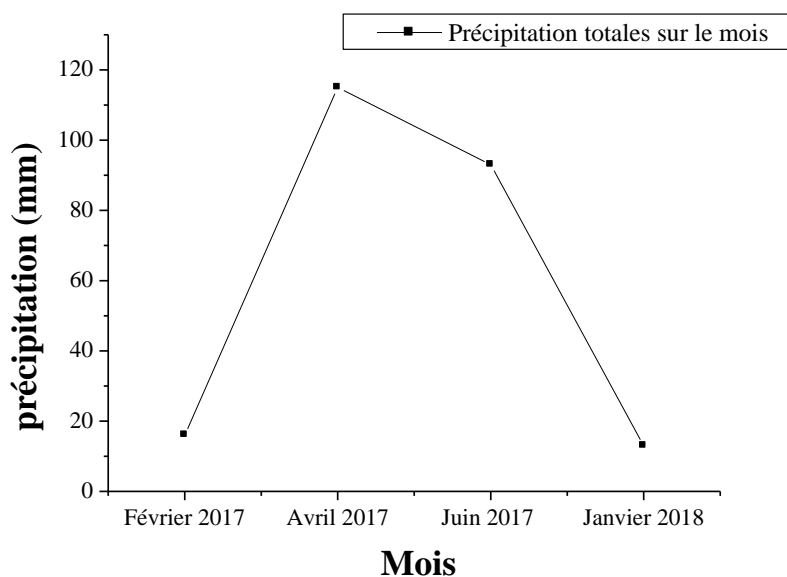


Figure IV.34. Précipitations totales durant les mois considérés

Selon les critères d'évaluation générale de la qualité de l'eau (Agence de bassin Adour-Garonne), la qualité de l'eau est considérée comme satisfaisante si les concentrations sont les suivantes : $Cd \leq 0.001 \text{ mg.l}^{-1}$, $Pb \leq 0.05 \text{ mg.l}^{-1}$ et $Zn \leq 0.5 \text{ mg.l}^{-1}$ [Monod, 1989]. En se basant sur les concentrations moyennes en Pb, Cd, Cr et Zn, les eaux d'Oued El Gourzi peuvent être classées au niveau trois, correspondant à une qualité médiocre. Les concentrations élevées de métaux lourds dans les eaux d'Oued El Gourzi sont dues principalement aux rejets liquides des installations industrielles (Tannerie, Batterie, Textile, Métallurgie,...) ainsi qu'au lessivage des sols agricoles.

IV.2. Les sols agricoles irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi

IV.2.1. Concentration des métaux lourds dans les sols agricoles irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi

La zone d'échantillonnage des sols se situe dans la région de Fesdis, où trois parcelles agricoles ont été sélectionnées. Ces sols se trouvent à proximité d'une route très fréquentée (notamment la route nationale RN 3 et la voie ferrée reliant Batna à Constantine) (Fig.35). De plus, ils sont irrigués avec les eaux contaminées provenant d'Oued El Gourzi.

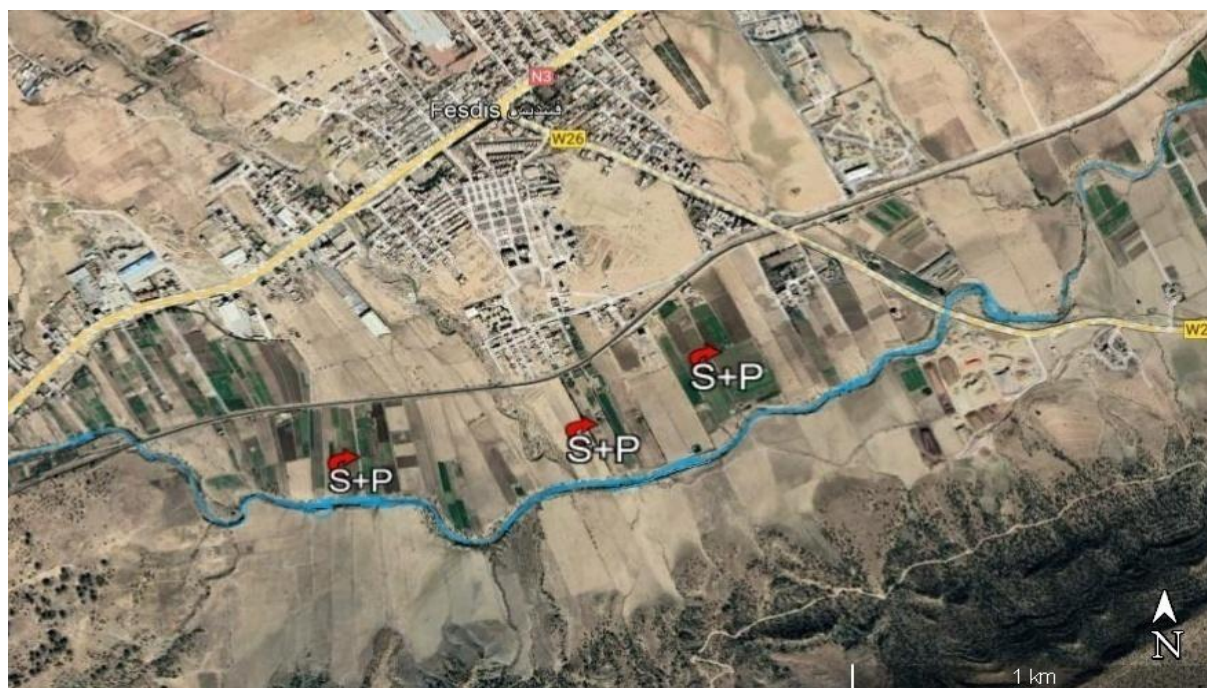


Figure IV.35. Localisation des stations de prélèvement des sols et plantes (S+P : sol + plante).

IV.2.1.1. Le pH du sol

Le niveau de pH du sol joue un rôle crucial dans la variation de la concentration des métaux lourds. Il influence diverses réactions telles que la précipitation/solubilisation, l'adsorption/désorption sur les particules du sol, ainsi que la spéciation des métaux [Babich et Stotzky 1977 b]. Lorsque le pH du sol diminue d'une unité, la concentration des métaux libres dans la solution du sol double [Sanders *et al.*, 1986]. Les niveaux d'acidité des sols agricoles varient entre 6,8 et 8,3 dans les horizons de surface 0-15 cm, ce qui est en accord avec les résultats rapportés par Tamrabet [2011], Lugwisha, Othman [2016] et Khelif [2018]. Dans le cas des échantillons de sol analysés, le pH enregistré est presque neutre (légèrement alcalin), ce qui limite la migration des métaux lourds de la phase solide à la solution du sol, puis aux plantes [Thornton, 1996]. L'augmentation de pH est attribuée à la nature calcaire des sols étudiés et à la longue durée d'irrigation avec des eaux usées [Schipper *et al.*, 1996].

IV.2.1.2. Le Cadmium

Les concentrations de Cadmium (Tab.16) varient entre un minimum de 0.06 mg.kg^{-1} et un maximum de 31.93 mg.kg^{-1} .

Les concentrations élevées de Cadmium observées dans les sols de Persil et de Laitue (26.12 et 31.93) mg.kg^{-1} , dépassent les normes établies par l'AFNOR (2 mg.kg^{-1}) et de l'OMS (0.7 mg.kg^{-1}) (Fig.36) [Godin, 1983]. Ces concentrations élevées sont probablement dues en

Résultats et Discussion

partie au pH alcalin des sols étudiés, qui limite la solubilité et la disponibilité du Cd pour l'absorption par les légumes.

Une corrélation similaire entre le Cd et le pH a été observée dans les travaux de Chlopecka *et al.*, (1996), montrant que la mobilité du Cadmium est liée aux conditions de pH ; à des valeurs de pH inférieures à 6,5, le Cadmium forme des complexes tels que CdCl_2 ou CdSO_4 et il est plus facilement retenu par la matière organique. De plus, la teneur élevée de Cd dans les sols analysés peut s'expliquer par l'utilisation intensive d'engrais chimiques et organiques (phosphates, fumier) ainsi que par l'irrigation des terres cultivées avec les eaux de l'Oued contenant des résidus de peinture, piles, batteries, etc. Une étude sur l'apport de Cd aux sols par les intrants agricoles a révélé qu'une fertilisation phosphatée d'environ 50 kg/ha entraîne une contribution d'environ 70 mg.kg^{-1} de Cd dans l'environnement [Avril, 1992].

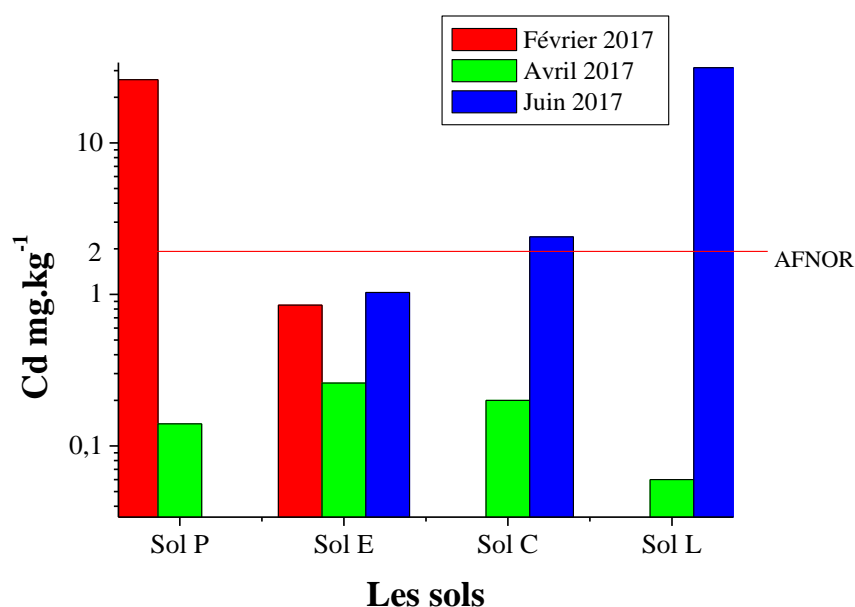


Figure IV.36. Teneur en Cadmium dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi (P= Persil. E= Epinard : C= Coriandre : L : Laitue)

IV.2.1.3. Le Chrome

Les concentrations en Cr total dans les sols étudiés varient entre 3.72 et 1038 mg.Kg^{-1} (Tab.16). Toutes les valeurs enregistrées au mois de Février dépassent la limite fixée par l'OMS (150 mg.Kg^{-1}) [Godin, 1983] (Fig.37), en raison de l'irrigation avec les eaux de l'Oued El Gourzi. Nos analyses de l'eau de l'Oued ont en effet révélé des concentrations élevées de Cr pour ce mois. La variation du pH du sol, passant légèrement acide à modérément alcalin, aurait limité la solubilité et la disponibilité du Cr pour être absorbé par les plantes [Akinola *et al.*, 2008]. Une étude sur la mobilité du Chrome en Australie a révélé que 94% du Chrome se

Résultats et Discussion

concentre dans le sol, principalement retenu par précipitation favorisée par un pH basique, ou incorporé dans les différentes phases constitutives du sol (matière organique, carbonates) [Tiglyne *et al.*, 2008]. La même étude a montré que la répartition du Chrome total permet de suivre son évolution en fonction de la profondeur du sol.

Les résultats obtenus indiquent que le Chrome total est présent dans tous les horizons du sol, avec des concentrations décroissantes des couches supérieures vers la profondeur. Ils montrent également que 80% du Chrome total s'accumule dans les horizons superficiels (0-15 cm) [Tiglyne *et al.*, 2008].

Le Chrome provient de son utilisation dans l'industrie métallurgique et le tannage. Il existe dans le sol sous forme de Cr^{3+} et en faible quantité en Cr^{6+} , le Cr^{3+} est plus facilement absorbé que le Cr^{6+} , ce dernier étant plus soluble dans l'eau, biodisponible et potentiellement toxique [Pichard *et al.*, 2004].

Selon Landreau [1987] et Cadillon *et al.*, [1989], les métaux lourds présents dans les eaux usées sont généralement fixés dans le sol, mais une petite quantité demeure en solution dans l'eau d'irrigation.

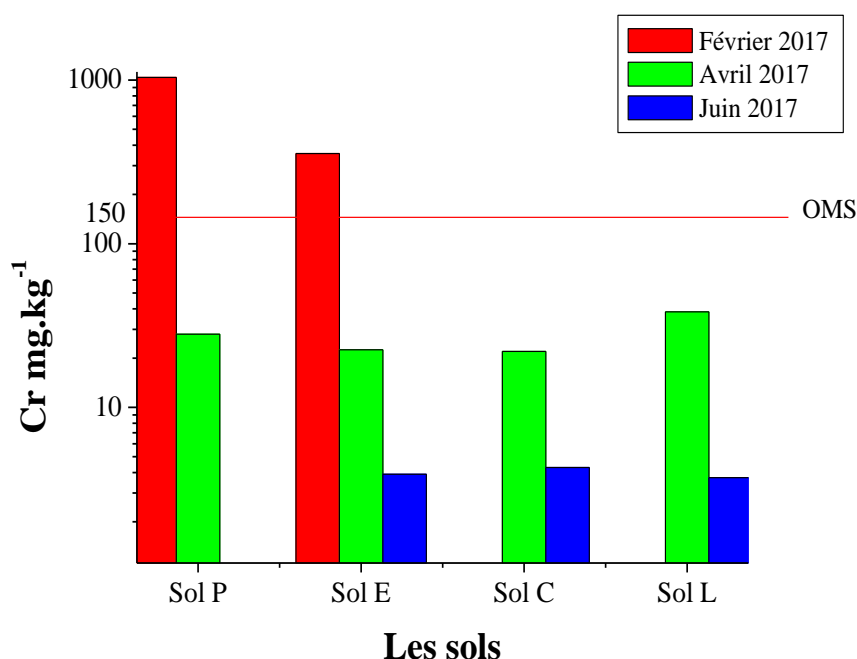


Figure IV.37. Teneur en Chrome dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi (P= Persil. E= Epinard : C= Coriandre : L : Laitue)

Résultats et Discussion

IV.2.1.4. Le Plomb

Le Plomb selon les résultats présentés dans le tableau n° 16, les concentrations de Plomb dans les sols analysés varient de 7.34 mg.Kg⁻¹ à 31.06 mg.Kg⁻¹ (Fig.38). Ces valeurs se situent en dessous de la limite maximale établie par l'OMS (100 mg.Kg⁻¹) [Godin, 1983]. Miquel (2001) a démontré que le transport routier, conjointement avec les rejets urbains (industriels et domestiques), constitue la principale source d'enrichissement des sols en Plomb. Selon Viard *et al.*, [2004], 95 % du Plomb susceptible de contaminer l'environnement provient du trafic routier, grâce à l'utilisation de composés organométalliques comme additifs antidétonants dans les moteurs à combustion. Cette contamination peut être observée jusqu'à 320 mètres de part et d'autre d'une autoroute, avec une concentration maximale entre 5 et 20 mètres. Par ailleurs, Gerritse *et al.*, [1982] ont démontré une corrélation étroite entre les concentrations de Plomb dans les sols et la teneur en matière organique. Les études menées par Morin *et al.*, [1999] et Dumat *et al.*, [2001] sur des sols pollués dans le Nord de la France ont également révélé une forte association entre le Plomb et la matière organique dans la fraction de sol inférieure à 2 mm.

La quantité de Plomb apportée aux sols par les eaux de l'Oued (contenant des polluants organiques et minéraux) lors de l'irrigation est très probablement à l'origine de la présence de Plomb dans la zone d'étude. L'origine anthropique est négligeable, étant donné qu'aucune formation géologique susceptible de contenir cet élément n'a été signalée dans les environs de la zone d'étude.

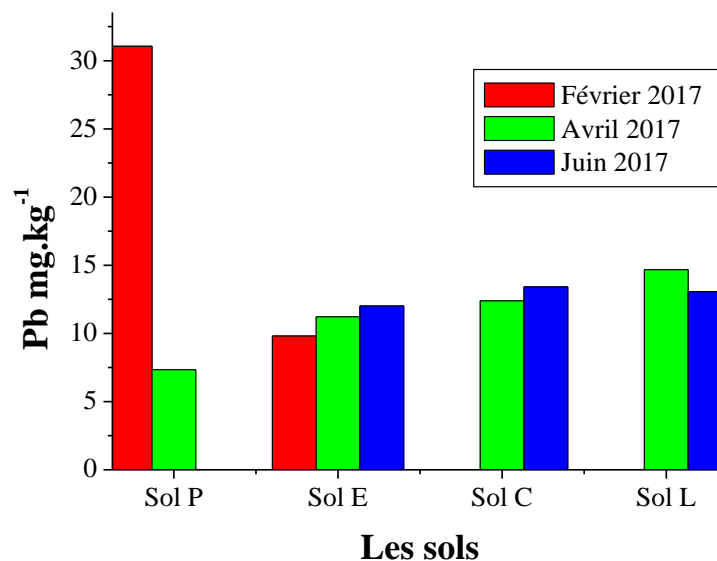


Figure IV.38. Teneurs en Plomb dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi (P= Persil. E= Epinard : C= Coriandre : L : Laitue)

Résultats et Discussion

IV.1.2.5. Le Zinc

Les échantillons de sol ont révélé des niveaux de Zinc compris entre (70.8 et 262.62 $\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$) (Fig.39), ce qui est inférieur à la limite fixée par l'OMS (300 $\text{mg}\cdot\text{Kg}^{-1}$).

On suppose que l'origine du Zinc dans la zone d'étude provient de l'épandage agricole de déchets d'élevage, de boues urbaines ou d'engrais chimiques [Baize, 2000a]. L'épandage agricole représente environ 40% du total des flux de Zinc dans le sol [Nicholson *et al.*, 2003]. Le Zinc est présent en quantité significative dans tous les intrants agricoles tels que le fumier, les lisiers, les phosphates et la chaux.

En cas de contamination en surface, le Zinc s'accumule principalement dans la couche supérieure des sols et il est rare qu'il se déplace en profondeur. Les minéraux argileux, les hydroxydes, le pH et la salinité sont les principaux facteurs qui influencent la solubilité du Zinc. Un pH élevé favorise une meilleure adsorption du Zinc [Pichard *et al.*, 2005].

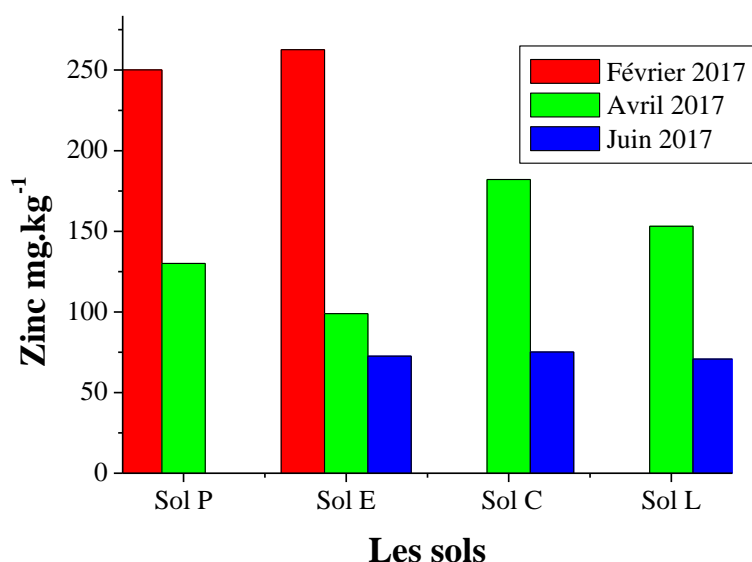


Figure IV.39. Teneurs en Zinc dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi (P= Persil. E= Epinard : C= Coriandre : L : Laitue)

IV.2.2. Variation temporelle des métaux lourds dans les sols irrigués par les eaux d'Oued El Gourzi

Les variations temporelles révèlent des schémas similaires en termes d'abondance des métaux lourds dans les sols (Pb, Cd en Février et Juin 2017 et Cr, Zn durant le mois de Février de la même année) (Fig.40). Les concentrations de métaux lourds sont plus élevées en Février par rapport aux autres mois d'échantillonnage, probablement en raison de l'irrigation avec les eaux d'Oued El Gourzi pendant ce mois caractérisé par de faibles précipitations ;

Résultats et Discussion

Cela entraîne un lessivage réduit et des concentrations principalement situées dans les couches superficielles du sol.

Du point de vue temporel, le mois d'Avril marque un point de transition, avec une diminution des concentrations de Cr et Zn, tandis que les valeurs de Pb et Cd augmentent. La diminution des concentrations de métaux dans le sol est attribuable à l'effet des précipitations qui diluent les métaux lourds dans l'eau d'irrigation. L'absorption des métaux par les plantes contribue également à réduire leur concentration dans le sol. L'augmentation du plomb peut être liée à la pollution atmosphérique, tandis que pour le Cadmium, c'est probablement l'utilisation d'engrais (phosphatés) qui en est la cause.

Les échantillons de sol prélevés montrent une évolution similaire du Pb et du Cd au fil du temps (Fig.40.b). Selon la littérature, le cadmium est souvent associé au plomb.

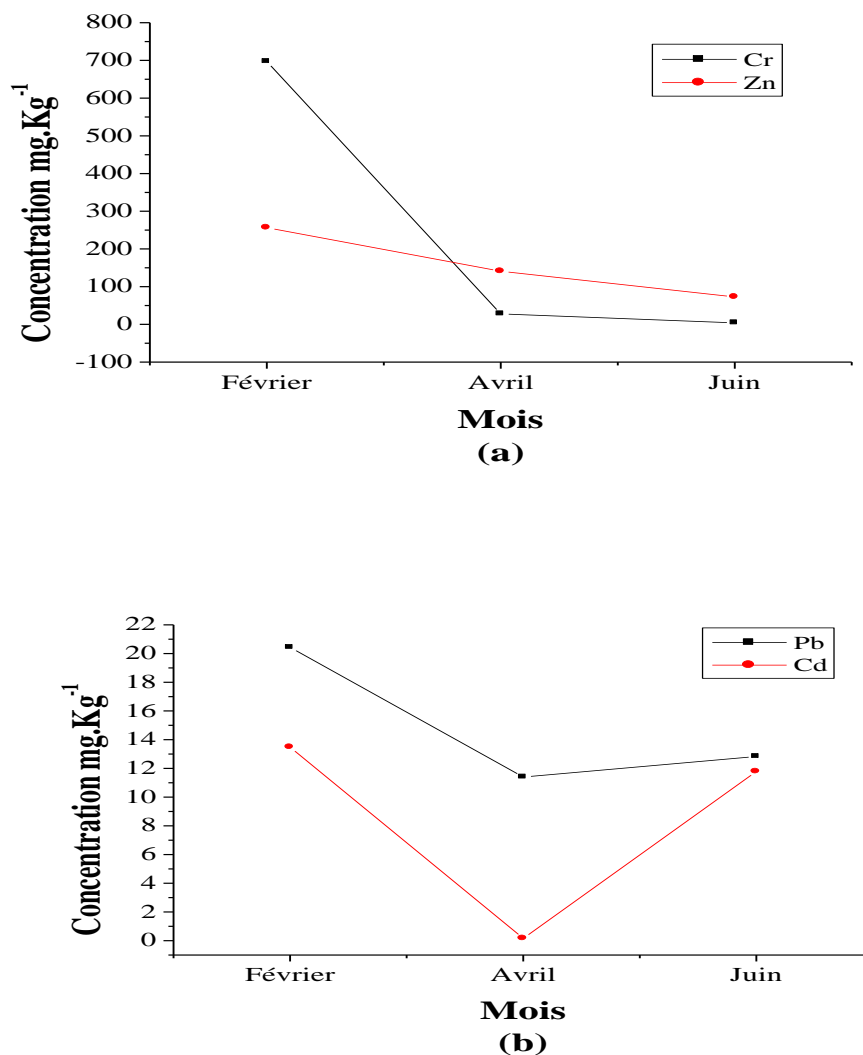


Figure IV.40. Variation temporelle des concentrations moyennes des métaux dans les sols a) pour Cr, Zn et b) pour Cd, Pb en (mg.Kg⁻¹)

Résultats et Discussion

IV.2.3. Indice de pollution IP

L'indice de pollution (IP) est un indicateur permettant d'évaluer la toxicité d'un sol. Il permet de détecter une contamination multi-élémentaire dans les échantillons [Chon *et al.*, 1998]. Ce paramètre est calculé en comparant les concentrations des métaux présents dans le sol aux valeurs ajustées conformes aux normes recommandées par Kloke (1979) et correspondant aux seuils tolérables dans le sol.

$$IP = [Cd/3+Cr/100+Cu/100+Pb/100+Zn/300+Co/50+Ni/50+As/20]/8 \quad (4)$$

Ainsi, un IP supérieur à 1 indique une pollution du sol.

Tableau IV.16. Concentrations des métaux lourds et indice de pollution (IP) dans les sols ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) supportant différentes cultures

Métal	Valeur dans								
	Février 2017		Avril 2017				Juin 2017		
	le sol sous la culture de								
	épinard	persil	épinard	persil	laitue	Coriandre	épinard	laitue	Coriandre
Cr	355.83	1038	22.5	28	38.4	22	3.91	3.72	4.3
Zn	262.62	250.13	99	130.0	153.1	182.16	72.6	70.8	75.11
Pb	9.81	31.06	11.22	7.34	14.7	12.4	12.01	13.07	13.42
Cd	0.85	26.12	0.26	0.14	0.06	0.2	1.03	31.93	2.4
PI	0.91	4.19	0.17	0.18	0.23	0.23	0.18	2.76	0.30

Dans le cas de mon étude, l'indice IP est calculé comme suit:

$$IP = [Cd/3+ Cr/100+ Pb/100+Zn/300]/4 \quad (5)$$

L'indice de pollution a été calculé pour les différents sites de prélèvement et les résultats ont été enregistrés dans le (Tableau n° 16). L'indice de contamination est inférieur à "1" pour tous les sols étudiés, sauf dans deux parcelles, celles de la laitue et du persil. Ces deux sols sont considérés comme étant contaminés par plusieurs métaux. La variation des valeurs de l'indice de contamination d'un sol à l'autre s'explique par la fréquence et la durée de l'irrigation, ainsi que par le nombre d'années d'irrigation des sols considérés. De plus, la différence de niveau de contamination entre différents métaux peut être due à l'utilisation de puits et de forages pour l'irrigation pendant l'été lorsque le niveau de l'Oued diminue.

Un autre facteur influent est la composition chimique des eaux usées quotidiennes, qui dépend du fonctionnement ou non des industries et des installations de traitement des eaux usées. La capacité d'absorption des métaux lourds varie en fonction du type de plantes, ce qui influence directement le niveau des éléments métalliques dans le sol.

Résultats et Discussion

IV.3. Les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi

IV.3.1. Évaluation des éléments métalliques dans la végétation

La concentration des métaux lourds dans les plantes reflète la disponibilité et le transfert des métaux du sol vers la plante. Les concentrations de métaux lourds dans les parties aériennes (feuilles + tiges) des plantes (Tab.17) récoltées dans la région de Fesdis ont été comparées à d'autres concentrations de métaux lourds dans les plantes obtenues par des chercheurs du monde entier.

Les échantillons de plantes ont été prélevés en même temps que le sol dans lequel elles ont été plantées, de manière aléatoire entre le centre du champ et les bords de l'Oued (Fig.35). Quatre parcelles irriguées avec de l'eau usée ont été échantillonnées dans trois sites (Epinard, Persil, Coriandre et Laitue, principales cultures adoptées dans la zone d'étude) pendant la période de Février-Juin 2017. Les échantillons ont ensuite été traités (minéralisation) et les concentrations ont été mesurées par spectrophotométrie atomique à flamme SAA.

Tableau IV.17. Teneur en éléments traces métalliques ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) dans les parties aériennes (feuilles+ tiges) de plantes cultivées dans des sols irrigués par l'eau polluée de l'Oued El Gourzi (Batna, Algérie)

Métal	Plantes								
	Février 2017		Avril 2017				Juin 2017		
	Epinard	Persil	Epinard	Persil	Coriandre	Laitue	Epinard	Coriandre	Laitue
Cr	8	1	24.5	14	14.5	16	1.52	0.5	0.5
Zn	283.07	256.16	95.62	138.9	86.32	60.15	33.1	18.58	32.21
Pb	1.63	6.54	7.8	8.26	11.47	5.96	1.06	2.47	2.47
Cd	1.73	1.23	0.43	0.2	0.2	0.36	0.52	0.2	0.86

Tableau IV.18. Teneur en éléments traces métalliques ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) dans les racines des plantes cultivées dans des sols irrigués par l'eau polluée de l'Oued El Gourzi (Batna, Algérie).

Métal	Racines								
	Février 2017		Avril 2017				Juin 2017		
	Epinard	Persil	Epinard	Persil	Coriandre	Laitue	Epinard	Coriandre	Laitue
Cr	62.47	21	21	16	13.5	17	0.92	0.7	1.28
Zn	238.7	287.42	90.7	93.43	75.2	133.08	43.4	27.15	20.73
Pb	5.72	12.26	7.8	7.8	8.26	6.9	1.77	1.06	0.71
Cd	4.54	1.92	0.41	0.12	0.53	0.28	1.03	1.06	0.25

Le Chrome est détecté dans la plupart des échantillons de plantes avec des concentrations très élevées allant de 0,5 à $24.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Fig.41), dépassant la limite fixée par SEPA (Administration de protection de l'environnement) [2005] de $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, ainsi que les

Résultats et Discussion

concentrations trouvées dans les laitues cultivées dans la vallée de Gounti à Niamey (Niger) qui varient de 1,81 à 3,73 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Dan-Badjo *et al.*, 2013], mais restant inférieures à celles trouvées dans les légumes (34,83 à 96,30 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) à Tatigarh, Inde [Gupta *et al.*, 2008] (comparaisons à titre indicatif).

Ces résultats contredisent ceux rapportés par certains chercheurs [Kierczak, 2007] qui affirment que le Chrome est un élément peu mobile et moins biodisponible. Nous constatons que le pH basique du sol étudié influence sa disponibilité. Selon McKenzie [1980] et Ineris [2004], le Chrome présent dans un sol basique sera plus disponible pour les plantes cultivées dans un sol acide. Les effets de la consommation de légumes contaminés par le Chrome peuvent entraîner des dommages aux reins et au foie, des éruptions cutanées, des douleurs d'estomac et des ulcères, des problèmes respiratoires et le cancer du poumon.

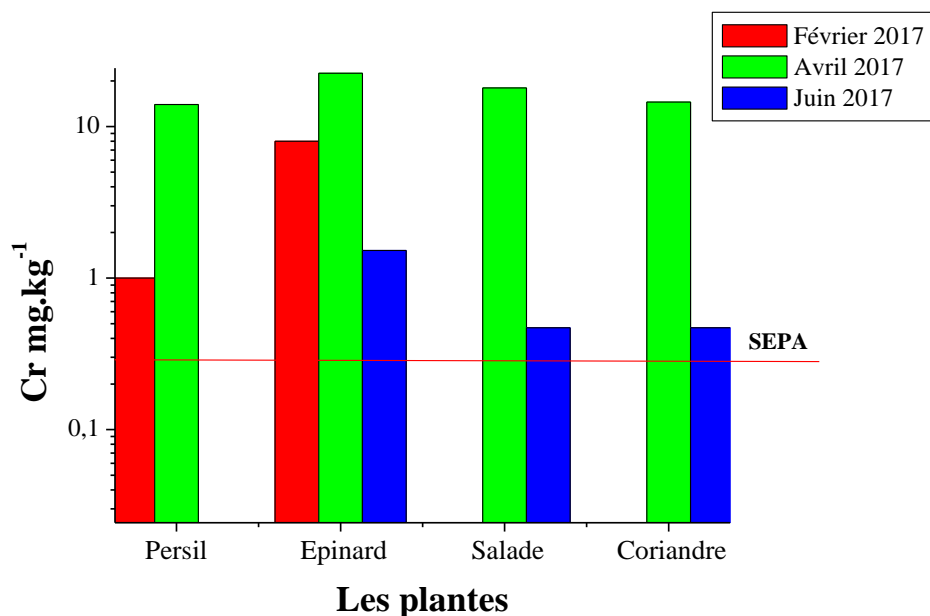


Figure IV.41. Teneur en Chrome dans les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi

Le Cadmium est l'un des métaux les plus toxiques car il s'accumule dans les organismes et a une longue demi-vie d'environ 30 ans, ce qui peut avoir des conséquences sur la santé humaine, telles que le cancer du poumon, des lésions rénales (précipitation de protéines nécrotiques), des anomalies métaboliques causées par des inhibitions enzymatiques, une diminution de la fertilité et des lésions du système nerveux central et de l'ADN [El-Nakat, 2009 ; OMS, 2007]. Les concentrations de ce métal dans les plantes échantillonnées varient de 0,2 à 1,73 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Fig.42) et dépassent la limite critique de 0,2 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ selon le CSHPF [1996] et CE [2001]. Ces concentrations sont similaires à celles obtenues dans les plantes

Résultats et Discussion

cultivées dans les zones métalliques de Noyelles-Godault et d'Auby en France, qui atteignent $1,50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Douay, Sterckeman 2002] et elles sont supérieures aux niveaux de Cd dans les sites maraîchers de Cocody, Côte d'Ivoire, variant entre $0,12\text{-}0,41 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [Kouakou *et al.*, 2005] (comparaisons à titre indicatif).

L'utilisation d'eau contaminée pour l'irrigation et les engrais peut favoriser l'absorption de Cd par les tissus végétaux [Jackson, Alloway 1991 ; Jing, Logan 1992]. La teneur en Cd dans certaines plantes est directement proportionnelle à celle présente dans le sol [Burgat *et al.*, 1996]. Dans les sols salins, les concentrations élevées de chlorures Cl^- sont principalement responsables de l'augmentation du transfert du Cd dans la plante en favorisant la formation de chloro-complexe qui augmentent la solubilité et la mobilité du Cd [Norvell *et al.*, 2000].

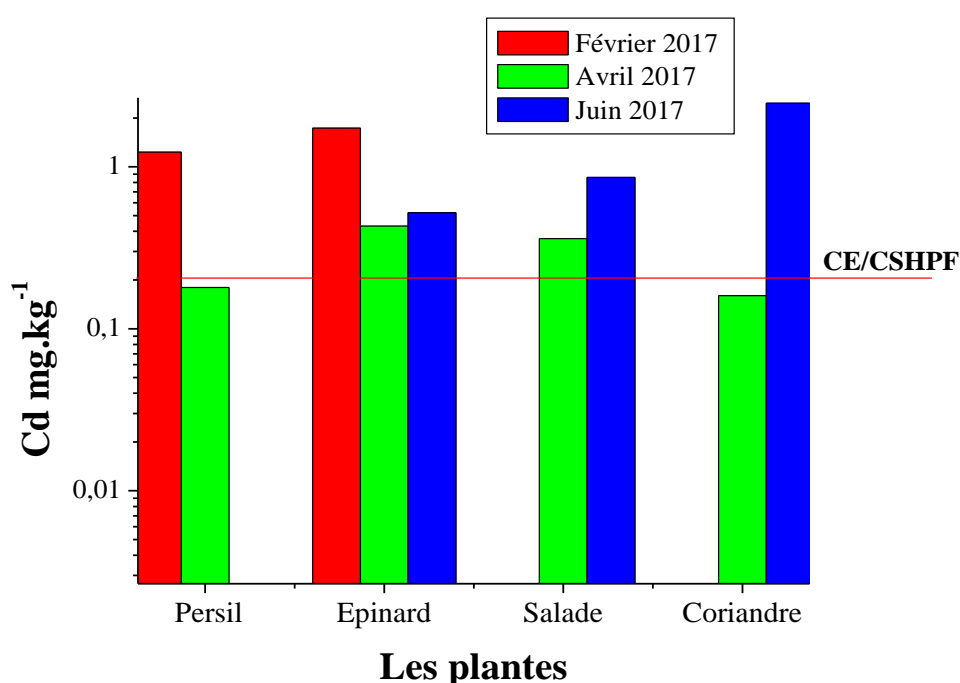


Figure IV.42. Teneur en Cadmium dans les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi

Les concentrations en Plomb détectées dans les tissus végétaux étudiés varient de 1,06 à $11,47 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (Fig.43) et dépassent les valeurs réglementaires pour les métaux lourds dans les parties aériennes, fixées à $0,1 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [FAO/OMS, 1984]. Elles sont également supérieures aux concentrations de Pb trouvées dans les végétaux au Liban, qui sont de l'ordre de 0,055 à $3,09 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ [El Nakat, 2009]. La consommation de ces légumes pourrait entraîner des problèmes de santé tels que des troubles cognitifs, des troubles du comportement, de l'hypertension et de l'insuffisance rénale [Patrick, 2006]. Les niveaux élevés de Pb dans les

Résultats et Discussion

plantes peuvent s'expliquer par des apports par l'irrigation et par des dépôts atmosphériques. Selon Adriano [2001], le transfert du Pb du sol vers la plante est moins important que le dépôt direct des poussières sur les parties aériennes des plantes.

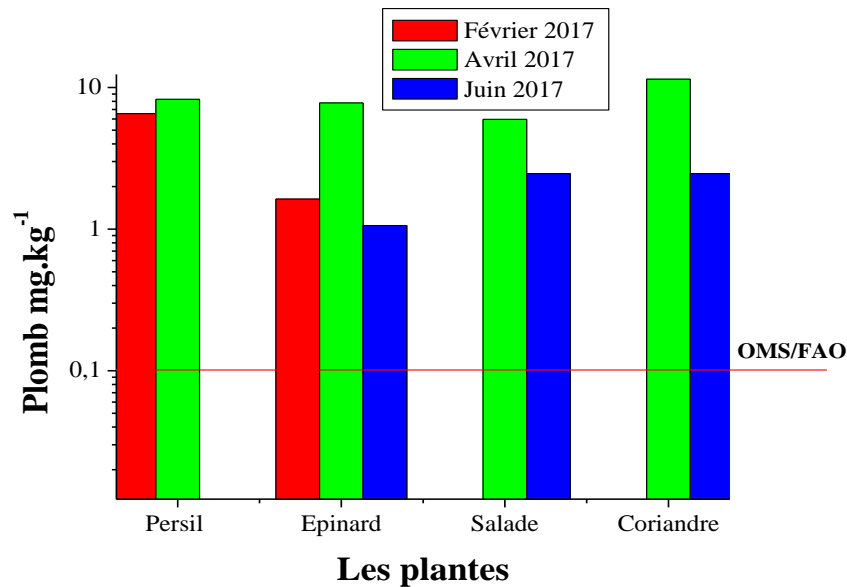


Figure IV.43. Teneur en Plomb dans les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi

Le Zinc est un micro nutriment essentiel pour les plantes [Kochian, 1993], il est le moins nocif de tous les métaux lourds et joue un rôle essentiel dans l'alimentation humaine en contribuant au bon fonctionnement du système immunitaire, à l'activité cérébrale normale et à la croissance et au développement du fœtus. Cependant, une consommation excessive de Zinc dans l'alimentation, par exemple une consommation quotidienne prolongée de 150 à 450 mg/jour, peut être préjudiciable pour la santé humaine [Johnson, 2007]. Les deux concentrations les plus élevées de Zinc ont été observées dans le persil et les épinards, dépassant la limite réglementaire SEPA [2005] de 100 mg.kg⁻¹ (Fig.44), ces niveaux se rapprochent des concentrations de Zn relevées dans les légumes de Titagar au Bengale occidental (Inde) [Gupta *et al.*, 2008]. L'absorption du Zinc par les plantes est rapportée comme étant directement proportionnelle à sa concentration dans le sol [Liénard, Colinet 2018], ce qui est le cas pour les plantes de persil et d'épinards (même concentration de Zn dans le sol et dans la plante) (Tab.19).

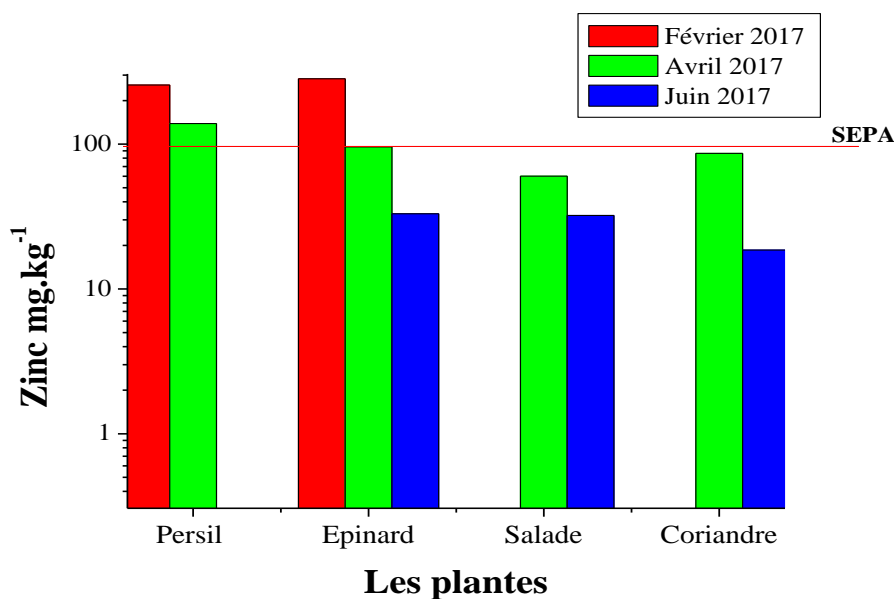


Figure IV.44. Teneur en Zinc dans les plantes irriguées par les eaux d'Oued El Gourzi

4.2. Évolution temporelle des métaux lourds dans les plantes irriguées par les eaux de la rivière El Gourzi

La concentration moyenne de Zinc dans les plantes analysées diminue de Février à Juin 2017, en corrélation avec les niveaux de Zn présents dans le sol (Fig.45.a).

Contrairement aux connaissances antérieures évoquées dans les références bibliographiques (Chap. II), le Chrome montre une assimilation accrue par les plantes en Avril 2017 (Fig.46.a), Cette observation peut probablement être expliquée par une dilution du milieu aqueux due aux précipitations, entraînant une variation du pH du sol (6.8). Selon Akinola *et al.*, 2008, une variation du pH du sol, passant de légèrement acide à modérément alcalin, peut favoriser la solubilité et la biodisponibilité du Chrome, facilitant ainsi son absorption par les plantes.

La concentration minimale de Cadmium est observée au mois d'Avril 2017 (Fig.45.b), ce qui correspond également aux niveaux les plus bas de Cd dans le sol. On constate une corrélation similaire entre les deux courbes de concentration de Cd dans le sol et dans la plante (Fig.45.b). La teneur dans certaines plantes est directement proportionnelle à celle présente dans le sol [Burgat *et al.*, 1996]. En ce qui concerne le Plomb, le mois d'Avril marque un point de transition avec une valeur maximale observée (Fig.46.b). L'augmentation du Pb pendant ce mois est due à la précipitation du plomb présent dans l'air, entraînant son transfert vers les plantes. On observe également une tendance similaire de variation du Pb dans les eaux de la rivière El Gourzi et dans les plantes (Fig.47).

Résultats et Discussion

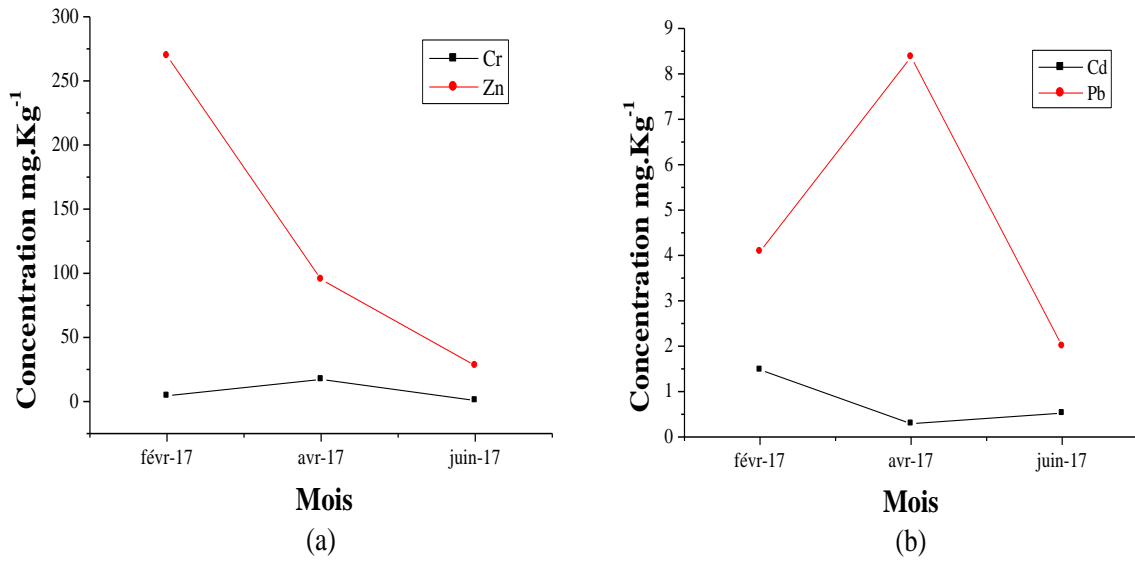


Figure IV.46. Variations temporelles des concentrations moyennes des métaux dans les plantes. a) pour Cr, Zn et b) pour Cd, Pb en (mg.Kg⁻¹)

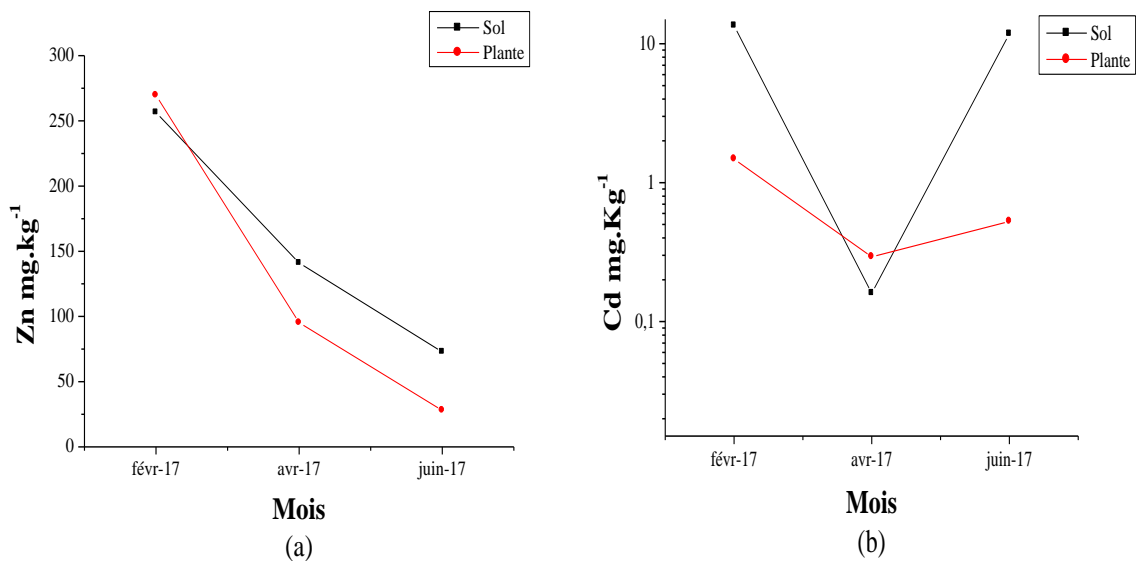


Figure IV.45. Comparaison des concentrations moyennes des métaux dans les plantes et sols a) Zn et b) Cd.

Les variations spatiales et temporelles de la concentration de tous les métaux lourds pourraient être attribuées aux variations dans les sources originelles de métaux lourds et à la quantité de métaux lourds retrouvés dans les eaux usées utilisées pour l'irrigation dans la zone d'étude.

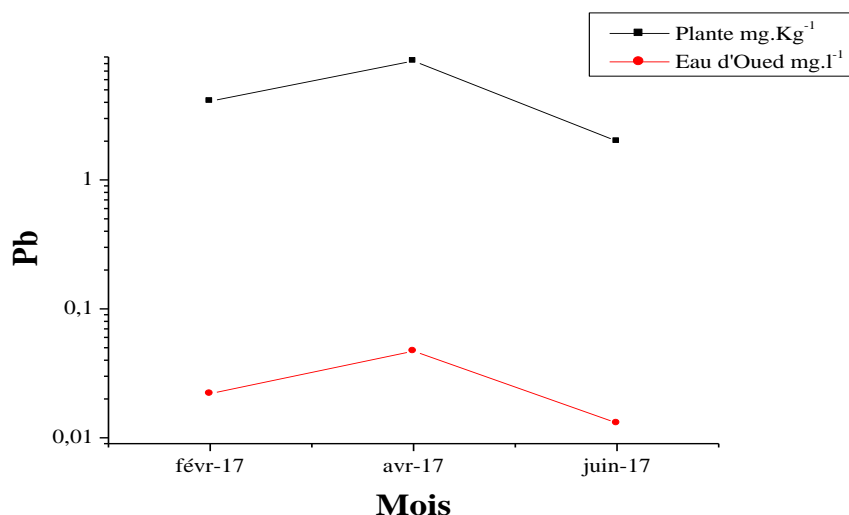


Figure IV.47. Comparaison des concentrations moyennes du Plomb dans les plantes et l'eau d'Oued El Gourzi

Dans cette étude, les concentrations de métaux lourds ont été comparées aux seuils réglementaires établis par la Commission du Codex Alimentarius pour l'alimentation [FAO/OMS, 1984], le Conseil supérieur de l'hygiène publique en France [CSHPPF, 1996], la Commission européenne [CE, 2001] et l'Administration chinoise de protection de l'environnement [SEPA, 2005], dans le but d'évaluer les risques pour la santé humaine liés à la consommation de légumes contaminés par ces métaux lourds.

Les concentrations en Cd, Cr et Pb de tous les légumes analysés dépassent les limites maximales fixées par la FAO/OMS, la CE et le SEPA. Il est donc nécessaire d'interdire la vente et la consommation de ces légumes (légumes analysés : persil, laitue, épinard, coriandre).

IV.3.3 Calcul du facteur de transfert (FT)

Le facteur de translocation (FT) également connu sous le nom de facteur de bioaccumulation (FBC), est utilisé pour évaluer la capacité des plantes à absorber les métaux lourds, en particulier du système racinaire vers la partie aérienne [Liu *et al.*, 2014]. Il est calculé en comparant les concentrations d'éléments métalliques entre les deux niveaux (plante/sol - sol dans lequel la plante est cultivée) de la manière suivante :

$$FBC = [ETM]_{\text{plante}} / [ETM]_{\text{sol}} \quad (6)$$

Où : [ETM] = concentration en métaux lourds (mg·kg⁻¹).

Résultats et Discussion

Tableau IV.19. Valeurs des facteurs de plante / sol

Métal	Facteur de transfert plante / sol FBC								
	Février 2017		Avril 2017				Juin 2017		
	épinard	persil	épinard	persil	coriandre	laitue	épinard	coriandre	laitue
Cr	0.022	0.001	1.09	0.5	0.37	0.72	0.39	0.13	0.11
Zn	1.07	1.02	0.96	1.06	0.56	0.33	0.45	0.26	0.43
Pb	0.16	0.21	0.69	1.12	0.78	0.48	0.09	0.19	0.18
Cd	2.03	0.04	1.65	1.28	3.33	1.8	0.50	0.01	0.35

Selon Sekabira *et al.*, [2011], les valeurs de FBC supérieures à 1 indiquent que certaines espèces végétales sont des accumulateurs hyperactifs de métaux traces. C'est le cas de l'épinard (Cd, Zn et Cr), du persil (Zn, Pb, Cd), de la coriandre et de la laitue (Cd) (3 analyses par plante) (Tableau 19).

En effet, le Cd et le Zn sont plus facilement transférés vers les parties aériennes des plantes, tandis que le Pb reste principalement piégé dans les racines [Gregre, 1999]. Le Cadmium et le Zinc présentent une plus grande mobilité dans une plage de pH du sol allant de 5,5 à 6. La concentration de Zinc dans les plantes est directement liée à sa concentration dans le sol, car il est essentiel à de nombreux processus cellulaires [Loué, 1993]. En revanche, la faible disponibilité du Pb et du Cr, en raison de leur forte affinité pour la matière organique, fait qu'ils se trouvent généralement en concentration plus élevée dans la partie supérieure du sol [Blanchard, 2000 ; Sanders *et al.*, 1986]. Les légumes diffèrent dans leur capacité à accumuler et à concentrer les métaux dans leurs parties comestibles (Fig.48) ; Les différences entre les légumes sont significatives, comme l'ont confirmé les études menées par Sharma *et al.*, (2006).

Les variations de concentration en métaux lourds dans les légumes sont dues à leurs différences d'absorption et d'accumulation. Les propriétés du sol telles que le pH, la matière organique, la capacité d'échange cationique (CEC), le potentiel redox, la texture du sol et la teneur en argile peuvent également influencer l'absorption des métaux lourds [Overesch *et al.*, 2007]. L'interaction entre les différents métaux lourds se produit à la surface des racines, ainsi qu'à l'intérieur de la plante, ce qui finalement affecte l'absorption et la translocation des métaux lourds [Sharma *et al.*, 2006]. L'accumulation des métaux lourds dépend également de l'âge de la plante et de ses différentes parties. Le transfert des éléments traces métalliques (ETM) depuis le sol ne suit pas de modèle spécifique et varie d'une espèce à l'autre, en

Résultats et Discussion

fonction de la mobilité, de la disponibilité et de la concentration totale de chaque élément dans le sol [Barman *et al.*, 2000].

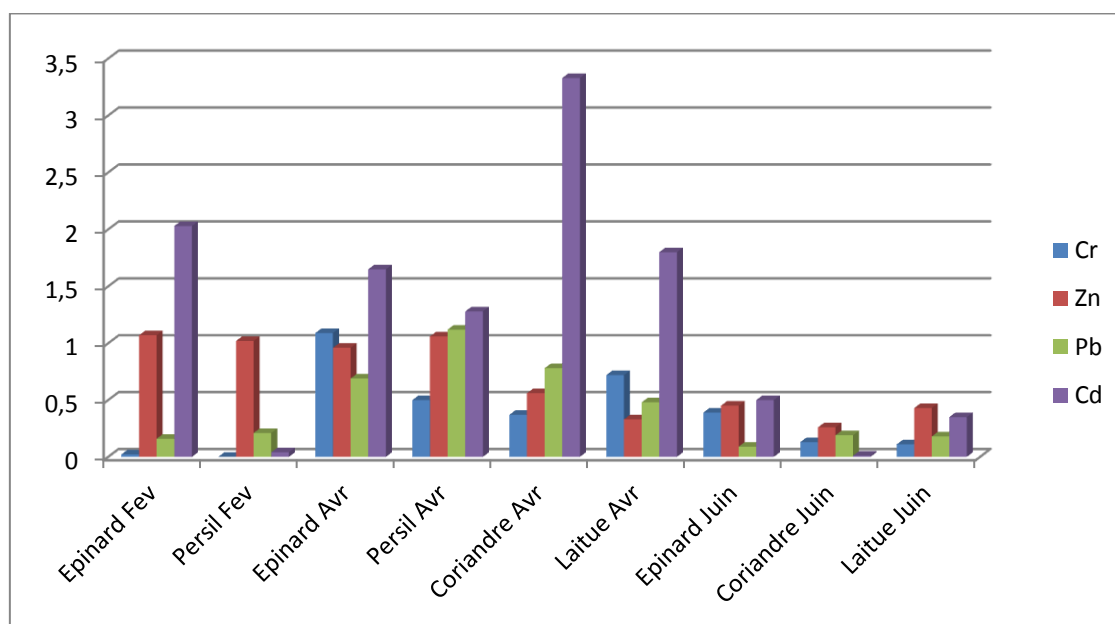


Figure IV.48. Variations du facteur de transfert Plante / Sol (FBC) du Cd, Cr, Pb et Zn

IV.3.4. Transfert des éléments traces métalliques des racines vers les parties aériennes

Le coefficient de transport ou de translocation (*CT*) est un rapport entre les teneurs de métaux dans la partie aérienne et celle dans les racines. Ce coefficient montre le mécanisme de mobilité des métaux au sein de la plante [Ortiz, 2006]. Si le $CT > 1$, l'accumulation des métaux se fait essentiellement dans la partie aérienne.

$$CT = [ETM] \text{ partie aérienne} / [ETM] \text{ racine} \quad (7)$$

Où : [ETM] = concentration en métaux lourds ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$).

Les facteurs de translocation du Cd, Cr, Pb et Zn sont rapportés dans le tableau n°20, et représentés graphiquement dans la figure (49).

Tableau IV.20. Valeurs des coefficients de translocation plante/racine

Métal	CT= plante/racine								
	Février 2017		Avril 2017				Juin 2017		
	Epinard	Persil	Epinard	Persil	Coriandre	Laitue	Epinard	Coriandre	Laitue
Cr	0.13	0.047	1.16	0.87	1.07	0.94	1.65	0.71	0.4
Zn	1.18	0.89	1.05	1.5	1.14	0.45	0.76	0.68	1.55
Pb	0.28	0.53	1	1.05	1.38	0.86	0.6	2.33	3.47
Cd	0.38	0.64	1.04	1.66	0.37	1.28	0.50	0.19	3.44

Résultats et Discussion

Selon Baker (1981), les plantes peuvent être classées en termes de leurs coefficients de translocation en tant qu'accumulateurs ($CT > 1.5$), indicateurs (CT de 0.5 à 1.5), et excluantes ($CT < 0.1$). Dans cette étude, la plupart des concentrations de Zinc dans les feuilles et les tiges sont élevées, ce qui est cohérent avec la littérature existante [Gamalero, 2009]. Bien que les concentrations de Zinc dans les feuilles présentent des différences significatives entre les plantes, les coefficients de translocation restent dans la plage ($0.45 < CT < 1.55$) pour les différentes périodes d'échantillonnage. En réalité, le Zinc est un micronutriment dont l'absorption est étroitement régulée par les plantes.

En ce qui concerne le Cadmium, il est mobile pour la laitue et le persil (CT de 3.44 et 1.66 respectivement), mais il est principalement concentré dans les racines de la coriandre (CT de 0.19), ce qui est en accord avec les rapports de la littérature [Kabata-Pendias et Pendias, 2000].

En ce qui concerne le Plomb, les résultats indiquent que la plupart des plantes analysées présentent des concentrations de plomb beaucoup plus élevées dans les racines que dans les feuilles et les tiges, ce qui indique une faible mobilité du plomb des racines vers les parties aériennes. Cependant, pour la laitue et la coriandre en Juin, les coefficients de translocation sont de 2.33 et 3.47 respectivement. L'augmentation du Plomb pendant ce mois est due à la précipitation du Plomb présent dans l'air, causée par les précipitations, ce qui entraîne son transfert vers les plantes (pollution atmosphérique).

En ce qui concerne le Chrome, une différence significative est observée entre la partie aérienne et la partie souterraine. Dans ce contexte, Kabata-Pendias (1992) a rapporté que les racines contiennent une quantité plus élevée de Chrome que les feuilles, tandis que les graines contiennent la concentration la plus faible.

Le point le plus remarquable de ces analyses concerne les valeurs de CT pour l'épinard (1.65 pour le chrome), la laitue (3.44 pour le Cadmium, 3.47 pour le Plomb et 1.55 pour le Zinc), la coriandre (2.33 pour le Plomb) et le persil (1.66 pour le Cadmium et 1.5 pour le Zinc). Ces plantes se révèlent donc être de grands accumulateurs de métaux lourds ($CT > 1.5$).

La migration des métaux à travers la plante sur de longues distances dépend largement des tissus vasculaires et de l'intensité de la transpiration végétale [Kabata-Pendias et Pendias, 2000]. En général, les métaux facilement transportés des racines aux feuilles comprennent l'Argent, le Bismuth, le Lithium, le Molybdène et le Sélénium [Kabata-Pendias et Pendias, 2000]. Ceux qui sont modérément mobiles comprennent le Manganèse, le Nickel, le Cadmium et le Zinc, tandis que ceux qui sont fortement retenus au niveau des racines sont le Cobalt, le Cuivre, le Chrome, le Plomb, le Mercure et le Fer [Kabata-Pendias et Pendias,

Résultats et Discussion

2000]. En plus de l'influence de la plante et du métal, plusieurs interactions entre les plantes et les microorganismes du sol peuvent affecter l'absorption des métaux et la tolérance des plantes [Gamalero *et al.*, 2009]. La bioaccumulation des éléments traces dans les plantes se produit à différents degrés : intensif (Cadmium), moyen (Zinc > Molybdène > Cuivre > Plomb > Cobalt), faible (Manganèse > Nickel) ou très faible (Sélénium) [Kabata-Pendias et Pendias, 2000].

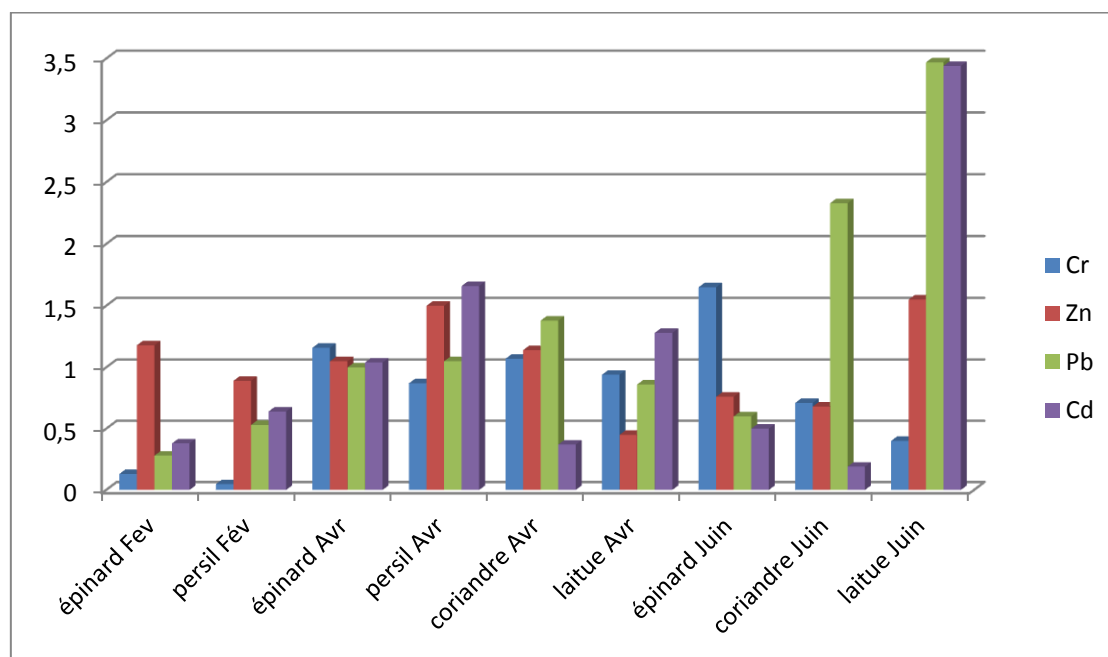


Figure IV.49. Variations du facteur de translocation (CT) du Cd, Cr, Pb et Zn

IV.4. Les eaux souterraines

VI.4.1. Evaluation de la qualité des eaux souterraines contaminées par les ETM

IV.4.1.1. Méthode d'évaluation de la qualité des eaux souterraines par les ETM

Deux indices de pollution liés à la qualité des eaux de contamination ont été calculés. Il s'agit du facteur de contamination (FC) et du degré de contamination (DC).

1. Facteur de contamination FC

Le facteur de contamination est un indice introduit par Hakanson (1980), c'est un outil simple et efficace pour contrôler la contamination du milieu par les métaux lourds [Shen *et al.*, 2019]. Il permet de mettre en évidence une contamination ou une absence de contamination du milieu par les ETM et donne le degré de contamination.

Le FC s'exprime par le rapport entre la concentration de l'élément mesuré dans l'eau et la concentration de référence (Equation N° 8). Dans le cadre de cette étude, la valeur guide de l'OMS (2017), pour les eaux de consommation est prise comme valeur de référence ;

Résultats et Discussion

(0.01mg/l pour le Plomb, 0.03mg/l pour le Cadmium, 0.05mg/l pour le Chrome et 3mg/l pour le Zinc)

FC = concentration de l'ETM mesurée dans l'eau / valeur guide de référence (OMS) (8)

D'après Hakanson, (1980) cet indice est classé en quatre catégories :

- $FC < 1$: Faible contamination
- $1 < FC < 3$: Contamination modérée
- $3 < FC < 6$: Contamination considérable
- $FC > 6$: Très forte contamination

2. Degré de contamination DC

Le degré de contamination est utilisé comme référence pour évaluer le niveau de contamination des eaux par les ETM [Belkhiri *et al.*, 2018]. Le DC est la somme des FC, permet l'estimation à priori polymétallique pour chaque point de prélèvement, il est calculé selon l'équation suivante :

$$DC_i = \sum FC \quad (9)$$

Cet indice est associé à quatre classes de qualité :

- $DC < 6$: Contamination faible
- $6 \leq DC < 12$: Contamination modérée
- $12 \leq DC < 24$: Contamination considérable
- $24 \leq DC$: Contamination très élevée



Figure IV.50. Carte de localisation des puits et forages prélevés

Résultats et Discussion

Les concentrations des éléments traces métalliques (ETM) dans les eaux des puits et forages sont présentées dans le Tableau n°21. L'analyse de ce tableau révèle que les concentrations moyennes de Chrome (Cr), Cadmium (Cd), Plomb (Pb) et Zinc (Zn) sont respectivement de (0.40, 0.027, 0.06 et 0.14) mg.l⁻¹ dans les puits et de 0.39, 0.047, 0.23 et 0.31 mg.l⁻¹ dans les forages. Les éléments sont présents en abondance dans les eaux selon l'ordre suivant : Cr > Zn > Pb > Cd. Ces résultats indiquent que toutes les concentrations d'ETM obtenues dans les puits et forages, à l'exception du zinc, dépassent les valeurs recommandées par l'Organisation mondiale de la santé (OMS) pour les eaux de consommation. Les fortes concentrations des ETM observées dans les eaux souterraines sont liées à la présence d'ETM dans l'eau d'Oued El Gourzi, qui est en contact étroit avec les eaux souterraines de la plaine d'El Madher, en particulier dans les zones proches de son cours et dans la vaste zone d'épandage entre Djerma et l'exutoire de la plaine à Merdja Mazouala.

Tableau IV.21. Valeurs des ETM mg.l⁻¹ dans les eaux souterraines (puits et forages)

	Cr mg.l ⁻¹	Cd mg.l ⁻¹	Pb mg.l ⁻¹	Zn mg.l ⁻¹
P1	0,20	0,0013	0,065	0,117
P2	0,49	0,0042	0,106	0,047
P4	0,59	0,0015	0,106	0,57
P6	0,62	0,0015	0,065	0,079
P7	0,66	0,0015	0,065	0,063
P8	0,67	0,0015	0,033	0,086
P9	0,0025	0,0034	0,025	0,114
P10	0,0027	0,0069	0,032	0,058
F1	0,0027	0,0034	0,046	0,045
F2	0,69	0,066	0,31	0,784
F3	0,50	0,071	0,33	0,145

IV.4.1.2. Calcul des indices de pollution des ETM dans les puits et forages

L'analyse des résultats révèle que les eaux des 11 sites de prélèvement présentent des facteurs de contamination (FC) supérieurs à 1 pour le Plomb (Pb). La contamination est faible à très forte pour le Chrome (Cr) et le Plomb (Pb), faible à modéré pour le Zinc et le Cadmium. Pour le Chrome, les puits P9, P10 et le forage F1 sont considérés comme faiblement contaminés, tandis que les puits P1 à P8 et les forages F2 et F3 présentent des FC-Cr et FC-Pb dépassant le seuil de la quatrième classe ($FC \geq 6$), indiquant une contamination très forte par le Plomb et le Chrome.


Résultats et Discussion


Les degrés de contamination DC indiquent une contamination considérable pour les puits (P1 à P8) $10.65 < DC < 22.65$. Par contre, pour les forages F2 et F3, les DC indiquent une contamination très élevées ($DC > 40$) due aux Pb et Cr. Les deux forages F2 et F3 sont privés, F2 étant utilisé pour l'irrigation des cultures et F3 pour la consommation et l'irrigation. Ces deux forages sont situés entre Djerma et l'exutoire de la plaine à Merdja Mazouala qui est une vaste zone d'épandage.

Tableau IV.22. Indices de contamination et de pollution FC et DC par les ETM dans les eaux souterraines.

	FC				DC
	Cr	Cd	Pb	Zn	
P1	4,081	0,043	6,49	0,039	10,653
P2	9,79	0,14	10,62	0,016	20,566
P4	11,79	0,05	10,62	0,19	22,65
P6	12,39	0,05	6,54	0,026	19,006
P7	13,19	0,05	6,54	0,021	19,801
P8	13,49	0,05	3,27	0,028	16,838
P9	0,05	0,0113	2,47	0,038	2,5693
P10	0,054	0,23	3,18	0,019	3,483
F1	0,054	0,113	4,59	0,015	4,772
F2	13,92	2,213	30,78	0,26	47,173
F3	10,12	2,37	33,15	0,048	45,688

Contamination faible 

Contamination modéré à considérable 

Contamination très élevées 

Cette situation de pollution est principalement causée par l'utilisation des eaux d'irrigation provenant d'Oued El Gourzi, qui contiennent une quantité importante d'éléments traces métalliques (ETM) provenant principalement des déversements des installations industrielles ainsi que des rejets domestiques de la ville de Batna et des municipalités situées en amont des points de prélèvement.

Conclusion Générale

Conclusion Générale

Notre étude vise à évaluer le risque de contamination par des substances métalliques traces véhiculées par les eaux de rejet de la ville de Batna, qui sont ensuite utilisées pour l'irrigation de certaines parcelles agricoles. Nous nous sommes intéressés à l'interaction entre l'eau, le sol et les plantes, ainsi qu'aux conséquences sanitaires potentielles qui en découlent. La ville de Batna, située au Nord-Est de L'Algérie, est un exemple typique d'agglomération en expansion démographique (environ 360.000 Hab), connaissant une activité industrielle moyenne et dont les rejets domestiques sont épurés dans une STEP située à la sortie de la ville; il est à signaler que les capacités d'épuration de cette station (70 000 Equivalent Hab /j) sont nettement dépassées de nos jours. De plus, les stations de traitement spécifiques de certaines unités industrielles rencontrent régulièrement des problèmes de fonctionnement.

Les principaux résultats aux quels nous sommes arrivés au terme de cette étude concernent:

* La quantité totale de métaux lourds a été mesurée dans quatre sites de prélèvement de l'Oued El Gourzi, les résultats indiquent que les concentrations de la plupart des substances métalliques traces sont très élevées, dépassant ainsi les normes établies par SEQ 2003 et NEQP 2009. Certaines valeurs des éléments Cr, Cd, Pb et Zn relevées dans les sites de prélèvement dépassent largement les limites admissibles, avec une concentration maximale de 0.71 mg.l⁻¹ pour le Pb et 3.06 mg.l⁻¹ pour le Zn.

Les concentrations de métaux lourds dans les eaux de l'Oued El Gourzi varient en fonction des périodes de prélèvement, avec des niveaux plus élevés observés pendant les mois à faible pluviosité. Ces concentrations élevées de métaux lourds sont principalement attribuables aux rejets liquides des installations industrielles (tanneries, batteries, textiles, métallurgie, etc.), à la remobilisation des sédiments et au lessivage des sols agricoles, associés à une dilution naturelle insuffisante par les eaux de pluie.

Selon les critères globaux d'évaluation de la qualité de l'eau et les concentrations moyennes de Pb, Cr, Cd et Zn, les eaux de l'Oued El Gourzi peuvent être classées au niveau

Conclusion Générale

trois, considérées comme impropres à la plupart des utilisations et pouvant constituer une menace pour la santé publique et l'environnement.

* En ce qui concerne la concentration de métaux lourds dans trois parcelles de sol irriguées par les eaux contaminées de l'Oued El Gouzi, situées à Fesdis, les résultats montrent que les concentrations de Cd dans les sols de Persil et Laitue (26.12 en Février 2017, 31.93 en Juin 2017) mg.kg^{-1} et les concentrations de Cr dans les sols de persil et d'épinard en Février 2017(1038, 355.83) mg.kg^{-1} dépassent les valeurs fixées par l'OMS. Ces sols sont plus contaminés que les autres sites, comme en témoigne l'indice de pollution IP du persil (4,19) et de la laitue (2,76). L'accumulation de métaux lourds dans le sol est étroitement liée à leur concentration dans les eaux d'irrigation, ainsi qu'à l'utilisation d'engrais, qui ne peut être exclue.

* Pour mieux comprendre le transfert des substances métalliques traces du sol vers les plantes, il est nécessaire d'étudier l'interface sol-plante et de connaître les concentrations métalliques susceptibles d'être accumulées par différentes parties des plantes (racines, tiges et feuilles).

Les teneurs en Cd, Cr et Pb de toutes les plantes analysées dépassent les limites maximales fixées par la FAO/OMS et la CE/SEPA. Cette contamination varie en fonction de la concentration de métaux dans le sol.

L'étude de l'accumulation des métaux dans les plantes (persil, épinard, coriandre et laitue) a montré que l'assimilation est principalement influencée par le type de plante et le métal concerné. Cela est confirmé par le calcul du facteur de bioaccumulation (FBC). Le FBC du Cd pour la coriandre (3,33) est le plus élevé, indiquant qu'il s'agit d'une plante hyper accumulatrice de Cd par rapport aux autres plantes : FBC (Cd coriandre > Cd épinard > Cd laitue > Cd persil). Le Cd et le Zn sont plus facilement transférés vers les parties aériennes des plantes que le Pb, qui reste principalement piégé dans les racines.

En ce qui concerne le transfert des substances métalliques traces des racines vers les parties aériennes des plantes, les analyses révèlent des coefficients de translocation (CT) remarquables pour l'épinard (1,65 pour le Cr), la laitue (3,44 pour le Cd, 3,47 pour le Pb et 1,55 pour le Zn), la coriandre (2,33 pour le Pb) et le persil (1,66 pour le Cd et 1,5 pour le Zn). Ces plantes sont donc de grandes accumulateurs de métaux lourds ($\text{CT} > 1,5$).

* La dernière partie de notre étude a porté sur l'évaluation de la qualité des eaux souterraines contaminées par les substances métalliques traces. À l'exception du Zn, toutes les concentrations de métaux lourds relevées dans les puits et les forages dépassent les normes établies par l'OMS. Une forte pollution a été observée dans la zone située entre Djerma et

Conclusion Générale

l'exutoire de la plaine à MerdjaMazouala (cas des forages F2 et F3), les indicateurs de contamination (DC) indiquent des niveaux très élevés ($DC > 40$) en raison de la présence de Pb et Cr.

Ces premiers résultats mettent en évidence une contamination avérée par les substances métalliques traces dans le complexe eau-sol-plante dans diverses zones de la plaine d'El Madher, en accord avec la carte de vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines de la plaine établie par Menani (2001), notamment entre Fesdis et MerdjaMazouala. Cela suggère la nécessité de mener des recherches complémentaires à l'avenir, portant notamment sur les points suivants :

- Étude de la spéciation des métaux lourds et de leur mobilisation dans le sol et les plantes.
- Étude approfondie des rejets et des traitements spécifiques de chaque unité industrielle de la zone.
- Étude des conséquences sanitaires de la consommation de plantes contaminées par les substances métalliques traces (persil, coriandre, laitue, etc.).
- En outre, cette étude a principalement porté sur le Pb, le Cd, le Cr et le Zn. Il serait également intéressant d'élargir cette liste à d'autres métaux traces.

En tant que mesure d'urgence, il est impératif de mettre fin immédiatement à l'irrigation des terres avec les eaux usées en utilisant les moyens coercitifs légaux appropriés. De plus, des analyses périodiques doivent être entreprises pour rechercher la présence de substances métalliques traces dans les eaux destinées à la consommation humaine, notamment pour les forages situés dans la plaine d'El Madher.

Références
Bibliographique

Références Bibliographiques

- ADLER, E. (2005).** Eléments sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement. ACONSULT, Cours sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement–ENTPE. 87p
- ADRIANO, D. C. (2001).** Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals (Vol. 860). New York: Springer.
- AFNOR. (1996).** NF X31-147. Qualité des sols-sols-sédiments-Mise en solution totale par attaque acide. Paris, France.
- AKINOLA, M. O., NJOKU, K. L., & EKEIFO, B. E. (2008).** Determination of lead, cadmium and chromium in the tissue of an economically important plant grown around a textile industry at Ibeshe, Ikorodu area of Lagos State, Nigeria. *Advances in Environmental Biology*, 25-31.
- 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.
- ALLOWAY, B. J. (1995).** Soil processes and the behaviour of heavy metals. In: Alloway B.J. (Ed.). *Heavy metals in soils*. Chapman & Hall, London, pp. 11-35.
- ASNAOUI, H., LAAZIRI, A., & KHALIS, M. (2015).** Etude préliminaire de l'impact de certains métaux lourds sur des plantes maraichères dans la région Meknès- Tafilalet. *International journal of innovative research in advanced engineering (IJIRAE) ISSN : 2349-2163*, volume 2, issue1.
- AVRIL, C. (1992).** Les apports en Cd aux terres par les intrants agricoles et leur gestion. *Agrosol, Québec*, 5(2) : 39-45.
- AYERS, R. S., & WESTCOT, D. W. (1985).** Water quality for agriculture. FAO Irrigation and drainage paper 29 Rev. 1. Food and Agricultural Organization. Rome, 1, 74.
- AZZAOUI, S., HANBALI, M. E., & LEBLANC, M. (2002).** Note technique - Cuivre, plomb, fer et manganèse dans le bassin versant du Sebou; Sources d'apport et impact sur la qualité Des eaux de surface. *Water Quality Research Journal*, 37(4) ,773-784.
<https://doi.org/10.2166/wqrj.2002.052>
- BABICH, H. and STOTZKY, G. (1977a).** Effect of cadmium on fungi and on interactions between fungi and bacteria in soil: influence of clay minerals and pH. *Applied and Environmental Microbiology*, 33(5), 1059-1066.
<https://doi.org/10.1128/aem.33.5.1059-1066.1977>
- BABICH, H. and STOTZKY, G. (1977b).** Sensitivity of various bacteria, including actinomycetes, and fungi to cadmium and the influence of pH on sensitivity. *Applied and Environmental Microbiology*, 33(3), 681-695.
<https://doi.org/10.1128/aem.33.3.681-695.1977>
- BAIZE, D. (1997).** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France): Références et stratégies d'interprétation. Programme ASPITET. Editions Quae. Paris: INRA, 401p.
- BAIZE, D. (2000a).** Guide des analyses en pédologie. 2ème Ed. Paris : INRA, 257p.
- BAIZE, D., & TERCE, M. (2002).** Les éléments traces métalliques dans les sols : approches fonctionnelles et spatiales. Paris: INRA. 565 p.
- BAKER, A. J. (1981).** Accumulators and excluders-strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of plant nutrition*, 3(1-4), 643-654.
<https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
- BAKER, A. J. M., & WALKER, P. L. (1990).** Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*, 155-177.

Références Bibliographiques

- BAKER, A. J., & BROOKS, R. (1989).** Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1(2), 81-126.
- BANTON, O., & BANGOY, L. M. (1997).** Hydrogéologie : Multiscience environnementale des eaux souterraines. Presse de l'Université du Québec, 460 p.
- BARMAN, S. C., SAHU, R. K., BHARGAVA, S. K., & CHATERJEE, C. (2000).** Distribution of heavy metals in wheat, mustard, and weed grown in field irrigated with industrial effluents. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64(4), 489-496.
- BAZZA M. (2002).** Wastewater reuse in the Near East region: Experiences and issues [online]. In: Regional symposium on recycling in the Mediterranean region.26–29.09.2022 Iraklio, Crete, Greecep. 121. [Access10.07.2021]. Availableat: <https://www.fao.org/3/ae528e/ae528e.pdf>
- BELKHIRI, L., TIRI, A., & MOUNI, L. (2018).** Assessment of heavy metals contamination in groundwater: a case study of the south of Setif area, East Algeria. *Achievements and Challenges of Integrated River Basin Management*, 17-31 <https://doi.org/10.5772/intechopen.75734>
- BENDJAMMA, F., BAGHIANI, B., AMIRAOU, A., & AMIRECHE, H. (2015).** Impact des eaux usées de quelques unités industrielles sur l'oued ghourzi. *Sciences & Technologie. D, Sciences de la terre*, 85-94.
- BERNARD-VALETTE, N. (2000).** Simulation des impacts sur les eaux souterraines de l'infiltration des eaux pluviales en milieu urbanisé : Application au cas de l'aquifère de l'Est Lyonnais. Thèse de Doctorat. Lyon: INSA de Lyon. 339 p.
- BLANCHARD, C. (2000).** Characterization of the potential mobilization of inorganic pollutants in polluted soils; Caracterisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. (Doctoral dissertation, Lyon, INSA).
- BOURG, A. C. M. (1988).** Metals in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation, and mobilization. In *Chemistry and biology of solid waste* (pp. 3-32). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-72924-9_1
- BOURRELIER, P.H., & BERTHELIN, J. (1998).** Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Rapport n°42, Académie des Sciences. (Ed). Lavoisier, 300p.
- BRANDEL, J., HUMBERT, N., ELHABIRI, M., SCHALK, I. J., MISLIN, G. L., & ALBRECHT-GARY, A. M. (2012).** Pyochelin, a siderophore of *Pseudomonas aeruginosa*: physicochemical characterization of the iron (III), copper (II) and zinc (II) complexes. *Dalton transactions*, 41(9), 2820-2834.
- BRGM (2001).** Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. [Methodological guide for the analysis of polluted soils]. (Vol. 298).
- BRINCKMAN, F. E., & SADLER, P. J. (Eds.). (1986).** The Importance of Chemical" Speciation" in Environmental Processes: Report of the Dahlem Workshop on the Importance of Chemical" Speciation" in Environmental Processes. Springer Berlin Heidelberg. 7-14.
- BRUCE, B. W., & MCMAHON, P. B. (1996).** Shallow ground-water quality beneath a major urban center : Denver, Colorad, USA. *Journal of Hydrology*, 186(1-4), 129-151. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03031-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03031-4)
- BRUMMER, G. W. (1986).** Heavy metal species, mobility and availability in soils. In *The importance of chemical "speciation" in environmental processes* (pp. 169-192). Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-642-70441-3_11
- BUNZL, K., TRAUTMANNSEIMER, M., & SCHRAMEL, P. (1999).** Partitioning of heavy metals in a soil contaminated by slag: A redistribution study (Vol. 28, No. 4, pp. 1168-

Références Bibliographiques

- 1173). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800040017x>
- BURAK, D. L., FONTES, M. P., SANTOS, N. T., MONTEIRO, L. V. S., de SOUSA MARTINS, E., & BECQUER, T. (2010).** Geochemistry and spatial distribution of heavy metals in Oxisols in a mineralized region of the Brazilian Central Plateau. *Geoderma*, 160 (2), 131-142. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.08.007>
- BURGAT-SACAZE, V., CRASTE, L., & GUERRE, P. (1996).** Le cadmium dans les chaînes alimentaires: une revue. *Revue de médecine vétérinaire*, 147(10), 671-680.
- CADILLON, M., REAUMAUX, Y., & BIZE, J. (1989).** Réutilisation des eaux usées: Contraintes et enjeux. Actes des journées techniques d'assainissement au Maroc, Agadir, 2-26.
- CARVALHO, R., BERTOLI, A. C., CANNATA, M. G., BASTOS, A. R. R., FREITAS, M. P., & dos SANTOS AUGUSTO, A. (2012).** *Lycopersicon esculentum* submitted to Cd-stressful conditions in nutrition solution: nutrient contents and translocation. *Ecotoxicology and environmental safety*, 86, 176-181. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.09.011>
- CATALLO, W. J., SCHLENKER, M., GAMBRELL, R. P., & SHANE, B. S. (1995).** Toxic chemicals and trace metals from urban and rural Louisiana lakes: recent historical profiles and toxicological significance. *Environmental science & technology*, 29 (6), 1436-1445. <https://doi.org/10.1021/es00006a003>
- CEE, R. (2001).** N 466/2001 de la Commission du 8 mars 2001 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires. *Journal officiel des Communautés européennes*. 13p
- CHAIGNON, V. (2001).** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse : Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement : Système Terre, Université d'Aix-Marseille
- CHANEY, R.L. (1988).** Effective utilisation of sewage sludge on cropland in United States and toxicological considerations for land application. In: *Land Application of Sewage Sludge*. Association for the Utilisation of Sewage Sludge, Tokyo, pp 77-105
- CHANG, A. C., PAN, G., PAGE, A. L., & ASANO, T. (2002).** Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed water and sewage sludge applications in agriculture. *World Health Organization European Environmental*. 105p
- CHAPPUIS, P. (1991).** Les oligoéléments en médecine et biologie.
- CHENG, H. N., WARTELLE, L. H., KLASSON, K. T., & EDWARDS, J. C. (2010).** Solid-state NMR and ESR studies of activated carbons produced from pecan shells. *Carbon*, 48(9), 2455-2469. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2010.03.016>
- CHERAK L. (1999).** Incidences des eaux usées résiduelles sur la microflore et le comportement de l'avoine. Thèse magister Université de Batna (Algérie), pp. 110.
- CHERY, L., & MOUVET, C. (2000).** Principaux processus physico-chimiques et biologiques intervenant dans l'infiltration des produits polluants et leur transfert vers les eaux souterraines. *La houille blanche*, (7-8), 82-88.
- CHLOPECKA, A., BACON, J. R., WILSON, M. J., & KAY, J. (1996).** Forms of cadmium, lead, and zinc in contaminated soils from southwest Poland (Vol. 25, No. 1, pp. 69-79). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500010009x>
- CHON, H. T., AHN, J. S., & JUNG, M. C. (1998).** Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul, Korea. *Environmental Geochemistry and Health*, 20(2), 77-86.
- CHRISTENSEN, T. H. (1984).** Cadmium soil sorption at low concentrations: I. Effect of time, cadmium load, pH, and calcium. *Water, air, and soil pollution*, 21(1), 105-114. <http://doi.org/10.1007/BF00163616>

Références Bibliographiques

- CLEMENS, S., PALMGREN, M. G., & KRAMER, U. (2002).** A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. *Trends in plant science*, 7(7), 309-315. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(02\)02295-1](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(02)02295-1)
- CLOUTIER, F. (2011).** Modélisation du comportement des micropolluants dans une station d'épuration. Des, Maîtrées sciences, Faculté des sciences et de génie, Université Laval, 2011. Québec.
- CODEX ALIMENTARIUS COMMISSION FAO/WHO. (1984).** Contaminants, joint FAO/WHO food standards program, vol. XVII, 1st ed. Geneva: Codex Alimentarius.
- CSHPF. (1996).** Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation, évaluation et gestion du risque. [Cadmium and mercury in food, risk assessment and management]. Ed. Lavoisier, Tec et Doc. Paris, 236 p.
- CUSTSCALL, N. (1967).** Chromium- 51 in the Comumbia River and adjacent Pacific Ocean. Ph D. these; Oregon State Univ; Corvalles.
- DAN-BADJO, A. T., GUERO, Y., LAMSO, N. D., BARAGE, M., BALLA, A., STERCKEMAN, T., ... & FEIDT, C. (2013).** Évaluation des niveaux de contamination en éléments traces métalliques de laitue et de chou cultivés dans la vallée de Gounti Yena à Niamey, Niger. *Journal of Applied Biosciences*, 67, 5326-5335. <https://doi.org/10.4314/jab.v67i0.95056>
- DEBIECHE, T. H. (2002).** Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle: application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est algérien (Doctoral dissertation, Besançon). Décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet du 1993 réglementant les rejets d'effluents liquides industriels. No. 32 p. 5-7.
- DELMAS-GADRAS, C. (2000).** Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Thèse de Doctorat. Paris: Université de Pau et des pays de l'Adour U.F.R Sciences. 192 p.
- DENEUX-MUSTIN, S., ROUSSEL-DEBET, S., MUSTIN, C., HENNER, P., MUNER-LAMY, C., COLLE, C., BERTHELIN, J., GARNIER-LAPLACE, J., LEYVAL, C. (2003).** Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. TEC & DOC, Paris.
- DERWICHI, E., BENZIANE, Z., BENAABIDATE, L., LAHRACH, A., & BOUSHABA, A. (2012).** Chrome, Plomb, Zinc, Cuivre et Nickel dans le bassin versant du Sebou: Sources d'apport et impact sur la qualité des eaux de surface , Acts du 21ème Colloque international des bassins sédimentaires Fes 27, 30 Avril 2011, Ministère de l'énergie, des mines de l'eau et de l'environnement direction du développement minier, ISSN 0374-9789
- DEVEZ, A. (2004).** Caractérisation des risques induits par les activités agricoles sur les écosystèmes aquatiques (Doctoral dissertation, ENGREF (AgroParisTech)).
- DOUAY, F., & STERCKEMAN, T. (2002).** Teneurs en Pb, Cd et Zn dans les végétaux cultivés aux alentours d'usines métallurgiques. Approches fonctionnelles et spatiales. INRA Editions. Paris, 505-521.
- DUCHAUFOR, P. (1995).** Pedology. Soil, vegetation, environment (No. Ed. 4). MASSON éditeur. 325p.
- DUFFUS, J. H. (2002).** " Heavy metals" a meaningless term ? (IUPAC Technical Report). *Pure and applied chemistry*, 74(5), 793-807. <https://doi.org/10.1351/pac200274050793>
- DUMAT, C., CHIQUET, A., GOODDY, D., AUBRY, E., MORIN, G., JUILLOT, F., & BENEDETTI, M. F. (2001).** Metal ion geochemistry in smelter impacted soils and soil solutions. *Bulletin de la Société Géologique de France*, 172(5), 539-548. <https://doi.org/10.2113/172.5.539>
- ECOLE DES MINES DE SAINT-ÉTIENNE.** Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation, spectrométrie d'absorption atomique.

Références Bibliographiques

- EI BISHLAWI, H., SHIN, J. Y., & JAFFE, P. R. (2013).** Trace metal dynamics in the sediments of a constructed and natural urban tidal marsh: The role of iron, sulfide, and organic complexation. *Ecological Engineering*, 58, 133-141.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.018>
- EI-NAKAT, J. (2009).** Measurement of levels of heavy metal contamination in vegetables grown and sold in selected areas in Lebanon. *Jordan Journal of Chemistry (JJC)*, 4(3), 303-315.
- FAGERIA, N. K., BALIGAR, V. C., & CLARK, R. B. (2002).** Micronutrient cultures, Fageria production adv. *Agron. New York*. 77, 189-272.
- FEIGN, A., RAVINA, I., & SHALHEVET, J. (1991).** Irrigation with Treated Sewage Effluents: Management for Environmental Protection. Berlin: Springer. 224 p.
- FLORENCE, T. M. (1982).** The speciation of trace elements in waters. *Talanta*, 29(5), 345-364. [https://doi.org/10.1016/0039-9140\(82\)80169-0](https://doi.org/10.1016/0039-9140(82)80169-0)
- FLORENCE, T. M., & BATLEY, G. E. (1977).** Determination of the chemical forms of trace metals in natural waters, with special reference to Copper, Lead, Cadmium and Zinc. *Talanta*, 24(3), 151-158. [https://doi.org/10.1016/0039-9140\(77\)80080-5](https://doi.org/10.1016/0039-9140(77)80080-5)
- FORSTNER, U., WITTMAN, G. T. W. (1979).** Metal pollution in the aquatic environment. Berlin / New York: Springer-Verlag, 486 p.
- FOUIDEL, S., BOUNOUIRA, H., LYAZIDI, S. A., BENIYAÏCH, F., & HADDAD, M. (2013).** Evaluation de la pollution en métaux lourds dans l'oued sebou (Maroc). *Sciencelib Journal* 5 (2013). ISSN 2111-4706. <http://eprints.umi.ac.ma/id/eprint/426>
- FREROT, H., LEFEBVRE, C., GRUBER, W., COLLIN, C., SANTOS, A. D., & ESCARRE, J. (2006).** Specific interactions between local metalicolous plants improve the phytostabilization of mine soils. *Plant and Soil*, 282(1), 53-65. <https://doi.org/10.1007/s11104-005-5315-4>
- GAID, A. (1993).** Traitement des eaux usées urbaines. *Techniques de l'Ingénieur*, C5220 -2. 30 p.
- GAMALERO, E., LINGUA, G., BERTA, G., & GLICK, B. R. (2009).** Beneficial role of plant growth promoting bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi on plant responses to heavy metal stress. *Canadian journal of microbiology*, 55(5), 501-514. <https://doi.org/10.1139/W09-010>
- GAUJOUS, D. (1995).** La pollution des milieux aquatiques, Ed. Lavoisier, Techniques et documentation, Paris, 217p.
- GERRITSE, R. G., VRIESEMA, R., DALENBERG, J. W., & DE ROOS, H. P. (1982).** Effect of sewage sludge on trace element mobility in soils (Vol. 11, No. 3, pp. 359-364). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2134/jeq1982.00472425001100030007x>
- GODIN, P. (1983).** Les sources de pollution des sols: essai de quantification des risques dus aux éléments traces. *Bulletin de l'Association française pour l'étude du sol. Science du sol*, (2), 73-87.
- GOTHBERG, A., GREGER, M., & BENGTSSON, B. E. (2002).** Accumulation of heavy metals in water spinach (*Ipomoea aquatica*) cultivated in the Bangkok region, Thailand. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 21(9), 1934-1939. <https://doi.org/10.1002/etc.5620210922>
- GREGER, M. (1999).** Metal availability and bioconcentration in plants. In *Heavy metal stress in plants* Springer, Berlin, Heidelberg. pp. 1-27. http://doi.org/10.1007/978-3-662-07745-0_1
- GUIRAUD, R. (1973).** Evolution post-triasique de l'avant-pays de la chaîne alpine en Algérie (Doctoral dissertation, Toulouse).
- GUPTA A. P., NARWAL R. P., ANTIL R. S.** Sewer water composition and its effect on soil properties. *Bioresource Technology*, 1998, vol. 65, pp. 171-173.

Références Bibliographiques

- GUPTA N., KHAN D.K., SANTRA S.C. (2008).** An assessment of heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater-irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 80(2) p. 115-118.
<http://doi.org/10.1007/s00128-007-9327-z>
- HAKANSON, L. (1980).** An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research*, 14(8), 975-1001. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- HALL, J. Á., & WILLIAMS, L. E. (2003).** Transition metal transporters in plants. *Journal of experimental botany*, 54(393), 2601-2613. <https://doi.org/10.1093/jxb/erg303>
- HART, B.T. (1981).** Trace metal complexing capacity of natural waters: a review. *Environmental Technology*, 2(3), 95-110. <https://doi.org/10.1080/09593338109384029>
- HASSOUNE EL.M, BOUZIDI A, KOULALI Y, HADARBACH D. (2006).** Effets des rejets liquides domestiques et industriels sur la qualité des eaux souterraines au nord de la ville de Setta (Maroc). *Bull. de l'inst. Sci., Rabat. Sect. Sci. De la vie*. No 28 pp.61-71.
- HEBRAED-LABIT, C. (1998).** Influence du compartiment bactérien sur le transfert du zinc en milieu poreux non saturé: expériences et modélisation (Doctoral dissertation, Lyon, INSA).306p
- HODSON, M. E. (2004).** Heavy metals-geochemical bogey men ? *Environmental Pollution*, 129(3), 341-343. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2003.11.003>
- HOROWITZ, A.J. (1995).** A primer on sediment-trace element chemistry, 2nd ed. Lewis Publishing Co, Chelsea.136 p.
- HUANG, B., & GONG, Z. (2005).** Geochemical barriers and element retention in soils in different landscapes of the Tianshan Mountain area, Xinjiang, China. *Geoderma*, 126(3-4), 337-351. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.10.008>
- IDLAFKIH, Z., COSSA, D., MEYBECK, M. (1995).** Comportements des contaminants en trace dissous et particulaires (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) dans la Seine. *Hydroécologie appliquée*. Vol. 7p. 127-150. <http://doi.org/10.1051/hydro:1995008>
- INERIS. (2003).** Institut de l'Environnement Industriel et des Risques de France, E. Species Sensitivity Weighted Distribution, Software User, s Guide. Version, 1.
- INERIS. (2004).** Institut National de l'Environnement industriel et des Risques. Chromes et ses dérivés inorganiques. Rapport scientifique n. 2-3, Verneuil en-halatte, France, 11 p
- INERIS. (2004).** VANDAMME, A. B. M. D. L. Utilisation d'une technique de bio surveillance pour évaluer les retombés des métaux lourds, cas d'un site de seconde fusion du plomb. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2004, 66p.
- JACKSON, A. P., & ALLOWAY, B. J. (1991).** The bioavailability of cadmium to lettuce and cabbage in soils previously treated with sewage sludges. *Plant and soil*, 132(2), 179-186. <http://doi.org/10.1007/BF00010398>
- JING, J., & LOGAN, T. J. (1992).** Effects of sewage sludge cadmium concentration on chemical extractability and plant uptake *American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America*. Vol. 21, No. 1, pp. 73-81. <https://doi.org/10.2134/jeq1992.0047245002100010011x>
- JOHNSON, A. R., MUNOZ, A., GOTTLIEB, J. L., & JARRARD, D. F. (2007).** High dose zinc increases hospital admissions due to genitourinary complications. *The Journal of urology*, 177(2), 639-643. <https://doi.org/10.1016/j.juro.2006.09.047>
- JOHNSON, M. D., KENNEY, N., STOICA, A., HILAKIVI-CLARKE, L., SINGH, B., CHEPKO, G., ... & MARTIN, M. B. (2003).** Cadmium mimics the in vivo effects of estrogen in the uterus and mammary gland. *Nature medicine*, 9(8), 1081-1084. <https://doi.org/10.1038/nm902>

Références Bibliographiques

- JORADP. (1993).** Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. Décrit exutif n°93-160 du 10 juillet du 1993 réglementant les rejets d'effluents liquides industriels. No 32p.5-7.
- JORADP. (2012).** Journal Officiel de la République Algérienne Démocratique et Populaire. Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation. No. 41 p. 18-20.
- JUSTE, C. (1988).** Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du sol* (1984), 26(2), 103-112.
- JUSTE, C., CHASSIN, P., GOMEZ, A., LINERES, M., & MOCQUOT, B. (1995).** Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaire des stations d'épuration. Publication ADEME, 208p.
- KABATA-PENDIAS, A. (2000).** Trace elements in soils and plants. CRC press. <https://doi.org/10.1201/9781420039900>
- KABATA-PENDIAS, A., & PENDIAS, H. (1992).** Trace elements in soil and plants (2nd ed., p. 365). Boca Raton: CRC.
- KABATA-PENDIAS, A., & PENDIAS, H. (2001).** Trace elements in soils and plants. CRC Press: Boca Raton, London, New York, Washington.
- KEDDARI, D., AFRI-MEHENNAOUI, F. Z., SMATTI-HAMZA, I., DJEDDI, H., SAHLI, L., & MEHENNAOUI, S. (2019).** Évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (cadmium, cuivre, nickel et zinc) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents, et leur transfert vers la chénopodiacée spinacia oleracea (L.). *Revue des Sciences de l'Eau/ Journal of Water Science*, 32(3), 255-273. <https://doi.org/10.7202/1067308ar>
- KHALED-KHODJA, S., & DURAND, G. (2016).** Contamination métallique de l'eau et du sédiment d'Oued Bouhamra. Synthèse: *Revue des Sciences et de la Technologie*, 32, 135-146.
- KHELIF, S. (2011).** Etude de l'effet des effluents urbains sur le sol cultivé en zone semi-aride. Thèse de magister. Université de Hadj Lakhdar Batna, pp.103
- KHELIF, S. (2018).** Impact de l'irrigation avec les eaux usées sur la qualité des sols agricoles et des eaux souterraines de la région de Fesdis – Région nord de Batna [Impact of irrigation with wastewater on the quality of agricultural soils and groundwater in the Fesdis-Northern region of Batna]. PhD Thesis. Université El Hadj Lakhdar Batna, pp. 211.
- KIERCZAK, J., NEEL, C., BRIL, H., & PUZIEWICZ, J. (2007).** Effect of mineralogy and pedoclimatic variations on Ni and Cr distribution in serpentine soils under temperate climate. *Geoderma*, 142(1-2), 165-177. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.08.009>
- KIVAISI, A. K. (2001).** The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological engineering*, 16(4), 545-560. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00113-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00113-0)
- KLOKE, A. (1979, August).** Contents of arsenic, cadmium, chromium, fluorine, lead, mercury and nickel in plants grown on contaminated soil. In UN-ECE Symposium, Geneva.
- KOCHIAN, L. V. (1993).** Zinc absorption from hydroponic solutions by plant roots. In *Zinc in soils and plants* (pp. 45-57). Springer, Dordrecht.
- KOPITTKER, P. M., MENZIES, N. W., de JONGE, M. D., MCKENNA, B. A., DONNER, E., WEBB, R. I., ... & LOMBI, E. (2011).** In situ distribution and speciation of toxic copper, nickel, and zinc in hydrated roots of cowpea. *Plant Physiology*, 156(2), 663-673. <https://doi.org/10.1104/pp.111.173716>
- KOUAKOU, K. J., BEKRO, Y. A., SIKA, A. E., BAIZE, D., DOGBO, D. O., BOUNAKHLA, M., ... & MACAIGNE, P. (2005).** Diagnostic d'une contamination par les éléments traces métalliques de l'épinard (*Spinacia oleracea*) cultivé sur des sols maraîchers de la ville d'Abidjan (Côte d'Ivoire) amendés avec de la fiente de volaille. *Editorial Advisory Board e*, 21(3), 471-487.

Références Bibliographiques

- KOUAME, I. K., GONE, D. L., SAVANE, I., KOFFI, K., GOULA, B. T. A., & DIALLO, M. (2006).** Mobilité relative des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan-Côte d'Ivoire). *Afrique Science : Revue Internationale des Sciences et Technologie*, 2(1).
<https://doi.org/10.4314/afsci.v2i1.61133>
- LAFFITE, R. (1939).** Structure et relief de l'Aurès algérien. *Bull. Ass. Géogr. Fr.*, (119), 34-39.
- LANDREAU, A. (1987).** La réutilisation des eaux usées épurées par le sol et le sous sol: Adéquation entre la qualité de l'eau, l'usage et la protection du milieu naturel. Séminaire sur les eaux usées et milieu récepteur, Casablanca (Maroc), 1-13
- LARMET, H. (2007).** Mobilisation et transfert de Zn, Cd, Cu et des colloïdes bactériens dans les bassins d'infiltration d'eaux pluviales : Influence des conditions hydrodynamiques. École doctorale Terre Univers Environnement. Grenoble: Université Joseph Fourier - Grenoble I. 362 p.
- LEGRET, M., DIVET, L., & JUSTE, C. (1988).** Migration et spéciation des métaux lourds dans un sol soumis à des épandages de boues de station d'épuration à très forte charge en Cd et Ni. *Water Research*, 22(8), 953-959. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(88\)90141-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(88)90141-8)
- LENNTECH. (2007a).** Plomb (Pb). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé- Effets du plomb sur l'environnement. <http://www.lennetch.com/français/data-perio/Pb.htm>
- LENNTECH. (2007b).** Cadmium (Cd). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé- Effets du plomb sur l'environnement. <http://www.lennetch.com/français/data-perio/Cd.htm>
- LENNTECH. (2007c).** Zinc (Zn). Propriétés chimiques-Effets du plomb sur la santé- Effets du plomb sur l'environnement. <http://www.lennetch.com/français/data-perio/Zn.htm>
- LEYNAUD G. (1968).** Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. B.t.i. Ministère de l'agriculture, pp 224-881.
- L'HERROUX, L., Le ROUX, S., APPRIOU, P., & MARTINEZ, J. (1997).** Behaviour of metals following intensive pig slurry applications to a natural field treatment process in Brittany (France). *Environmental Pollution*, 97(1-2), 119-130. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00072-9](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00072-9)
- LI, L. Y., & LI, R. S. (2000).** The role of clay minerals and the effect of H⁺ ions on removal of heavy metal (Pb²⁺) from contaminated soils. *Canadian geotechnical journal*, 37(2), 296-307. <https://doi.org/10.1139/t99-106>
- LIENARD, A., & COLINET, G. (2018).** Cadmium and zinc uptake by barley in contaminated and uncontaminated soils of Belgium: evaluation and prediction. *Cahiers Agricultures*, 27(2).
- LIU, C. W., CHEN, Y. Y., KAO, Y. H., & MAJI, S. K. (2014).** Bioaccumulation and translocation of arsenic in the ecosystem of the Guandu Wetland, Taiwan. *Wetlands*, 34(1), 129-140. <https://doi.org/10.1007/s13157-013-0491-0>
- LIU, H. C., YOU, C. F., HUANG, B. J., & HUH, C. A. (2013).** Distribution and accumulation of heavy metals in carbonate and reducible fractions of marine sediment from offshore mid-western Taiwan. *Marine pollution bulletin*, 73(1), 37-46.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.007>
- LIU, H. F., GENARD, M., GUICHARD, S., & BERTIN, N. (2007).** Model-assisted analysis of tomato fruit growth in relation to carbon and water fluxes. *Journal of Experimental Botany*, 58(13), 3567-3580. <https://doi.org/10.1093/jxb/erm202>

Références Bibliographiques

- LOPES, C., HERVA, M., FRANCO-URIA, A., & ROCA, E. (2012).** Multicorrelation models and uptake factors to estimate extractable metal concentrations from soil and metal in plants in pasturelands fertilized with manure. *Environmental pollution*, 166, 17-22. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.02.017>
- LOUE, A. (1993).** Oligo-éléments en agriculture. [Trace elements in agriculture]. Edition Nathan (ed), 45-177.
- LOZET, J., & MATHIEU, C. (2002).** Dictionnaire de Science du sol, Tec et Doc, Lavoisier. Paris, France.
- LUGWISHA, E. H., & OTHMAN, C. O. (2016).** Heavy metal levels in soil, tomatoes and selected vegetables from Morogoro region, Tanzania. *Int J Environ Monit Anal*, 4(3), 82-88.
- MADEJON, P., PEREZ-de-MORA, A., BURGOS, P., CABRERA, F., LEPP, N. W., & MADEJON, E. (2010).** Do amended, polluted soils require re-treatment for sustainable risk reduction- Evidence from field experiments. *Geoderma*, 159(1-2), 174-181. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.009>
- MAIGA, H., MARIE, J., MORAND, P. (2007).** Avenir du fleuve Niger. IRD, 103p.
- MARSCHNER, H. (1995).** Mineral nutrition of higher plants. 2nd edition. Academic press, NY.
- MARTINELLI, I. (1999).** Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans un sol urbain: vers une approche globale et pluridisciplinaire (Doctoral dissertation, Lyon, INSA) .207p.
- MCKENZIE, R. M. (1980).** The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Soil Research*, 18(1), 61-73. <https://doi.org/10.1071/SR9800061>
- MEHENNAOUI, F. A., SAHLI, L., & MEHENNAOUI, S. (2009).** Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'oued rhumel et son affluent le boumerzoug, et leur transfert vers une plante semi-aquatique: RORIPPA NASTURTIUM-AQUATICUM (L.). *Sciences & Technologie. C, Biotechnologies*, 45-55.
- MENANI, M. R. (1991).** Étude hydrogéologique de la plaine d'El Madher (Algérie orientale): géologie, climatologie, hydrogéologie et modélisation des écoulements souterrains de l'aquifère mio-plio-quadernaire. PhD Thesis. Nancy 1pp. 409.
- MENANI, M.R. (2001).** Evaluation et cartographie de la vulnérabilité à la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher, Nord-Est Algérien, selon la methode DRASTIC. *Revue Sécheresse*, Vol. 12, n°2, pp. 5-101, France.
- MENCH, M., MANCEAU, A., VANGRONVELD, J., CLIJSTERS, H., & MOCQUOT, B. (2000).** Capacity of soil amendments in lowering the phytoavailability of sludge-borne Zinc. *Agronomie*, 20(4), 383-397. <https://dx.doi.org/10.1051/agro:2000135>
- MICHARD, G. (1989).** Equilibres chimiques dans les eaux naturelles. Publisud, 357p.
- MIQUEL, G. (2001).** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Assemblée nationale.
- MONOD, J. (1989).** Mémento technique de l'eau. [Technical memento of water]. Tome I, 9eme Edition, Dégremont, Paris.
- MOREL, J. L. (1997).** Assessment of phytoavailability of trace elements in soils. *Analisis*, 9(25), M70-M72.
- MORGAN, J. J., & STUMM, W. (1991).** Chemical processes in the environment, relevance of chemical speciation. *Metals and their compounds in the environment*, 67-103.
- MORIN, G., OSTERGREN, J. D., JUILLOT, F., ILDEFONSE, P., CALAS, G., & BROWN, G. E. (1999).** XAFS determination of the chemical form of lead in smelter-contaminated soils and mine tailings: Importance of adsorption processes. *American Mineralogist*, 84(3), 420-434. <https://doi.org/10.2138/am-1999-0327>

Références Bibliographiques

- MOUNJID, J., FADLAOUI, S., & BELHOUARI, A. (2014).** Contribution à l'évaluation de la qualité physico-chimique du cours d'eau Merzeg (périurbain de Casablanca, Maroc). *LARHYSS Journal* P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782, (18).
- MRE (2001).** Les ressources en eau d'Algérie. Rapport de synthèse Water resources in Algeria. Ministère des Ressources en Eau pp. 73.
- MSTP. (2007).** (Mission Scientifique Technique et Pédagogique). L'Eau enjeux et perspectives de recherche, 110p.
- NABULO, G., BLACK, C. R., & YOUNG, S. D. (2011).** Trace metal uptake by tropical vegetables grown on soil amended with urban sewage sludge. *Environmental Pollution*, 159(2), 368-376. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.007>
- NATIONS, B. K., & HALLBERG, G. R. (1992).** Pesticides in Iowa precipitation (Vol. 21, No. 3, pp. 486-492). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2134/jeq1992.00472425002100030029x>
- NGARAM, N. (2011).** Contribution à l'étude analytique des polluants (en particulier de type métaux lourds) dans les eaux du fleuve Chari lors de sa traversée de la ville de N'Djamena (Doctoral dissertation, Université Claude Bernard-Lyon I; Université de N'Djaména).
- NICHOLSON, F. A., SMITH, S. R., ALLOWAY, B. J., CARLTON-SMITH, C., & CHAMBERS, B. J. (2003).** An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Sciences of total environment*, 311(1-3), 205-219. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00139-6](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00139-6)
- NISBET, M., VERNEAUX, J. (1970).** Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques [Chemical components of running waters. Discussion and proposal of classes as a basis for interpretation of chemical analyses]. *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*. Vol. 6. No. 2 p. 161-190. <https://doi.org/10.1051/limn/1970015>
- NORVELL, W. A., WU, J. I. A. P. I. N. G., HOPKINS, D. G., & WELCH, R. M. (2000).** Association of cadmium in durum wheat grain with soil chloride and chelate-extractable soil Cadmium *Soil Science Society of America Journal*, 64(6), 2162-2168 <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6462162x>
- OLIVER, M. A. (1997).** Soil and human health: a review. *European Journal of soil science*, 48(4), 573-592. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1997.tb00558.x>
- OMS et UNICEF (2000).** Rapport sur l'évaluation de la situation mondiale de l'approvisionnement en eau et de l'assainissement en 2000. Disponible sur le site : http://www.who.int/water_sanitation_health/Globassessment/ (Geo-2-123).
- ORTIZ, O., & ALCANIZ, J. M. (2006).** Bioaccumulation of heavy metals in *Dactylis glomerata* L. growing in a calcareous soil amended with sewage sludge. *Bioresource Technology*, 97(4), 545-552. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.04.014>
- OVERESCH, M., RINKLEBE, J., BROLL, G., & NEUE, H. U. (2007).** Metal and arsenic in soils and corresponding vegetation at central Elbe River flood plains (Germany). *Environmental Pollution*, 145(3), 800-812. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.016>
- PARK, J. H., LAMB, D., PANEERSELVAM, P., CHOPPALA, G., BOLAN, N., & CHUNG, J. W. (2011).** Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal (loid) contaminated soils. *Journal of hazardous materials*, 185(2-3), 549-574. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.09.082>

Références Bibliographiques

- PATRICK, L. (2006).** Lead toxicity part II: the role of free radical damage and the use of antioxidants in the pathology and treatment of lead toxicity. *Alternative medicine review*, 11(2), p114-127
- PAUWELS, J. M., VAN RANST, E., VERLOO, M., & MVONDO ZE, A. (1992).** Manuel de laboratoire de pédologie: méthodes d'analyses de sols et de plantes, équipement, gestion de stocks de verrerie et de produits chimiques.
- PEAKALL, D., & BURGER, J. (2003).** Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56(1), 110-121. [https://doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00055-1](https://doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00055-1)
- PEDRO, G., & DELMAS, A. B. (1970).** Les principes géochimiques de la distribution des éléments-traces dans les sols. In *Annales Agronomiques* (Vol. 21, No. 5, pp. 483-518).
- PEIJNENBURG, W. J., ZABLOTSKAJA, M., & VIJVER, M. G. (2007).** Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicology and environmental safety*, 67(2), 163-179. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.02.008>
- PELLET, M. (1994).** Polluants organiques courants: caractéristiques physico-chimiques et comportement dans le milieu naturel. Rapport ANTEA A00495, 37p.
- PERRONO, P. (1999).** Les micro-polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduelles urbaines. Mém. DUESS., université de Picardie, Amiens, France.
- PERSICANI, D. (1995).** Analysis of leaching behaviour of sludge-applied metals in two field soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 83(1), 1-20. <https://doi.org/10.1007/BF00482590>
- PESCOD, M. B. (1992).** Wastewater treatment and use in agriculture-FAO irrigation and drainage paper 47. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. <http://www.fao.org/docrep/T0551E/T0551E00.htm>
- PICHARD, A., BISSON, M., DIDERICH, R., HOUEIX, N., HULOT, C., LACROIX, G., ... & PEPI N, G. (2004).** Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: Chrome et ses dérivés inorganiques. INERIS, Paris.
- PICHARD, A., BISSON, M., DIDERICH, R., HOUEIX, N., HULOT, C., LACROIX, G., ... & GILLET, C. (2005).** Zinc et ses dérivés. INERIS Fiche données Toxicol environnementales des Subst Chim INERIS-DRC, 1-69.
- PINTA, M. (1980).** Spectrométrie d'absorption atomique. Applications à l'analyse chimique. Paris, Masson, 2ème édition, p696.
- PLANQUART, P., BONIN, G., PRONE, A., & MASSIANI, C. (1999).** Distribution, movement and plant availability of trace metals in soils amended with sewage sludge composts: application to low metal loadings. *Science of the total environment*, 241(1-3), 161-179. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00338-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00338-1)
- PNUE. (2002).** L'avenir de l'environnement mondial 3 (GEO 3) : le passé, le présent et les perspectives d'avenir. [Internet]. [visité le 15 novembre 2009]. Londres, Royaume-Uni. Programme des Nations Unies pour l'environnement. 445 p. Disponible sur : <http://www.grida.no/publications/other/geo3/?src=/geo/geo3/french/>.
- PRASAD, A. S., BREWER, G. J., SCHOOMAKER, E. B., & RABBANI, P. (1978).** Hypocupremia induced by zinc therapy in adults. *Jama*, 240(20), 2166-2168. <https://doi.org/10.1001/jama.1978.03290200044019>
- PRASAD, M. N. V., & De OLIVEIRA FREITAS, H. M. (2003).** Metal hyperaccumulation in plants - biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electron J Biotechnol*, 6(3), 110-146.
- RATTAN, R. K., DATTA, S. P., CHHONKAR, P. K., SURIBABU, K., & SINGH, A. K. (2005).** Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study. *Agriculture, ecosystems & environment*, 109(3-4), 310-322. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.025>

Références Bibliographiques

- REJESK, (2002).** Analyse des eaux. Aspects réglementaire et technique. Ed «CRDP» Aquitaine. 360 p.
- RICHARDS, R. P., KRAMER, J. W., BAKER, D. B., & KRIEGER, K. A. (1987).** Pesticides in rainwater in the northeastern United States. *Nature*, 327(6118), 129-131. <https://doi.org/10.1038/327129a0>
- ROBERT, M. (1996).** Le sol : Interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Paris: Masson, 244 p.
- ROBERT, M., JUSTE, C. (1999).** Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. In : Spéciation des métaux dans le sol. Les Cahiers du Club Crin, Paris, pp. 15-37.
- RODIER, J. (1996).** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8e édition Dunod, Paris, France
- RODIER, J., LEGUBE, B. & MERLET, N., (2009).** (NQEP). L'analyse de l'eau. Ed. Dunod. pp.1526.
- ROUABHIA, A., BAALI, F., HANI, A., & DJABRI, L. (2009).** Impact des activités anthropiques sur la qualité des eaux souterraines d'un aquifère en zone semi-aride. *Science et changements planétaires/ Sécheresse*, 20(3), 279- 285. <https://www.jle.com/10.1684/sec.2009.0199>
- SANDERS, J. R., MCGRATH, S. P., & ADAMS, T. M. (1986).** Zinc, copper and nickel concentrations in ryegrass grown on sewage sludge- contaminated soils of different pH. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 37(10), 961-968. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740371003>
- SANDERS, J.R. (1983).** The effect of pH on the total and free ionic concentrations of manganese, zinc and cobalt in soil solutions. *J. Soil Sci.* 34, 315-323. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1983.tb01037.x>
- SANDRA, M. (2009).** Dietary Reference Intakes for vitamin A, vitamin K, Arsenic, Brom, Chromium, Copper, Iodine, Iron, Manganese, Molybdenum, Nickel, Silicon, Vanadium, and Zinc, Institute of medicine, Université Mc Gill.
- SARASWAT, S., & RAI, J. P. N. (2011).** Complexation and detoxification of Zn and Cd in metal accumulating plants. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 10(4), 327-339. <https://doi.org/10.1007/s11157-011-9250-y>
- SAVORNIN, J. (1920).** Etude géologique du Hodna et du plateau Sétifien. Thèse Sc. Nat. Lyon, France.
- SCHIPPER, L. A., WILLIAMSON, J. C., KETTLES, H. A., & SPEIR, T. W. (1996).** Impact of land- applied tertiary- treated effluent on soil biochemical properties. *American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America*. Vol.25, No.5, pp.1073-1077. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500050020x>
- SCHOELLER, H. J. (1975).** La pollution des eaux souterraines. In Actes du Colloque de Moscou.
- SCOTT C.A., FARUQUI N.I. RASCHID-SALLY L. (eds.) (2004).** Wastewater use in irrigated agriculture: Confronting the live lihood and environmental realities. Wallingford. CAB International. ISBN 0851998232. pp. 193.
- SEKABIRA, K., ORYEMNDASH, H., MUTUMBA, G., KAKUDIDI, E., & BASAMBA, T. A. (2011).** Heavy metal phytoremediation by *Commelina benghalensis* (L) and *Cynodon dactylon* (L) growing in urban stream sediments. *International Journal of Plant Physiology and Biochemistry*, 3(8), 133-142.
- SEPA. (2005).** The limits of pollutants in food. China: State Environmental Protection Administration. GB2762 2005.

Références Bibliographiques

- SEQ Eau. (2003).** Agences françaises de l'Eau, Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ Eau), Grilles d'évaluation, version 2. Ed. Agence de l'eau. 40p.
- SEREGIN, I. V., & KOZHEVNIKOVA, A. D. (2008).** Roles of root and shoot tissues in transport and accumulation of cadmium, lead, nickel, and strontium. *Russian Journal of Plant Physiology*, 55(1), 1-22. <https://doi.org/10.1134/S102144370810019>
- SERPAUD, B., AL-SHUKRY, R., CASTEIGNAU, M., & MATEJKA, G. (1994).** Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 7(4), 343-365. <https://doi.org/10.7202/705205ar>
- SHARMA, R. K., AGRAWAL, M., & MARSHALL, F. (2006).** Heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater irrigated areas of Varanasi, India. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 77(2), 312–318.
- SHEN, F., MAO, L., SUN, R., DU, J., TAN, Z., & DING, M. (2019).** Contamination evaluation and source identification of heavy metals in the sediments from the Lishui River Watershed, Southern China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(3), 336. <https://doi.org/10.3390/ijerph16030336>
- SINHA, S. (1999).** Accumulation of Cu, Cd, Cr, Mn and Pb from artificially contaminated soil by *Bacopa monnieri*. *Environmental monitoring and assessment*, 57(3), 253-264. <https://doi.org/10.1023/A:1006091215529>
- SMITH, E. R. G., NAIDU, R., & ALSTON, A. M. (1998).** Arsenic in the soil environment, a review, *Adv Agron*.
- SMOLDERS, E. M. J. G., LAMBREGTS, R. M., MCLAUGHLIN, M. J., & TILLER, K. G. (1998).** Effect of soil solution chloride on cadmium availability to Swiss chard (Vol. 27, No. 2, pp. 426-431). American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, and Soil Science Society of America. <https://doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020025x>
- SOM, S., GUPTA, S. K., & BANERJEE, S. K. (1994).** Assessment of the quality of sewage effluents from Howrah sewage treatment plant. *Journal of the Indian Society of Soil Science*, 42(4), 571-575.
- STUMM, W., & MORGAN, J. J. (1970).** *Aquatic Chemistry—An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters*: Wiley Interscience. NY, 483p.
- TAMRABET, L. (2011).** Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraîchage. Thèse doctorat en science. Université de Hadj Lakhdhar Batna, pp. 146.
- THORNTON, I. (1996).** Risk assessment related to metals: the role of the geochemist. In Report of the International Workshop on Risk Assessment of Metals and their Inorganic Compounds.
- TIGLYENE, S., JAOUAD, A., & MANDI, L. (2008).** Mobilité et spéciation du chrome dans un système à *Phragmites australis* de traitement des eaux usées de tanneries. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 21(1), 1-16. <https://doi.org/10.7202/017927ar>
- TOMULESCU, I. M., RADOVICIU, E. M., MERCA, V. V., & TUDUCE, A. D. (2004).** Effect of copper, zinc and lead and their combinations on the germination capacity of two cereals. *Acta Agraria Debreceniensis*, (15), 39-42. <https://doi.org/10.34101/actaagrar/15/3355>
- VIARD, B., MAUL, A., & PIHAN, J. C. (2004).** Standard use conditions of terrestrial gastropods in active biomonitoring of soil contamination. *Journal of Environmental Monitoring*, 6(2), 103-107.
- VILA, J. M., MARRE, A., QUINIF, Y., & LAHONDERE, J. C. (1977).** Le relief karstique et la géologie du versant Nord du Djebel Zaoui (Constantine, Algérie). *Méditerranée*, 29(2), 45-54.

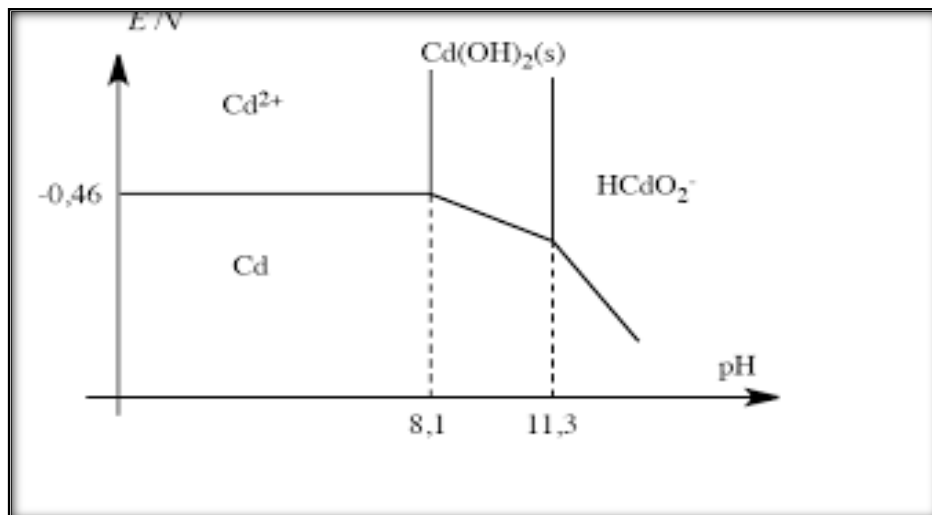
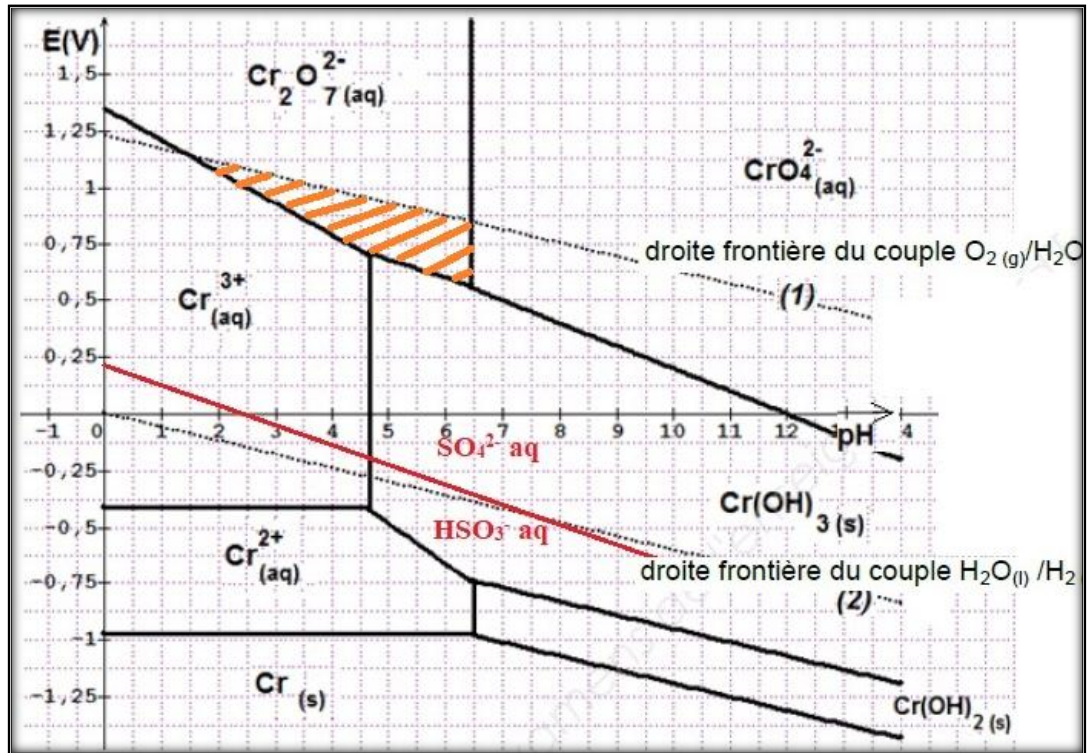
Références Bibliographiques

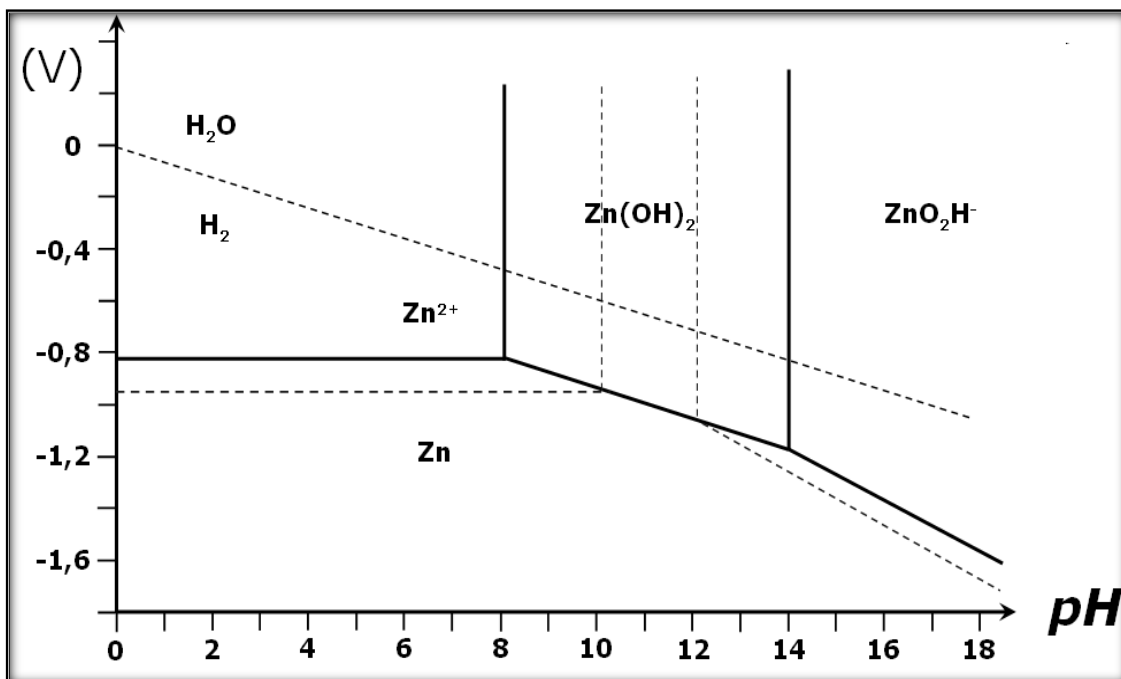
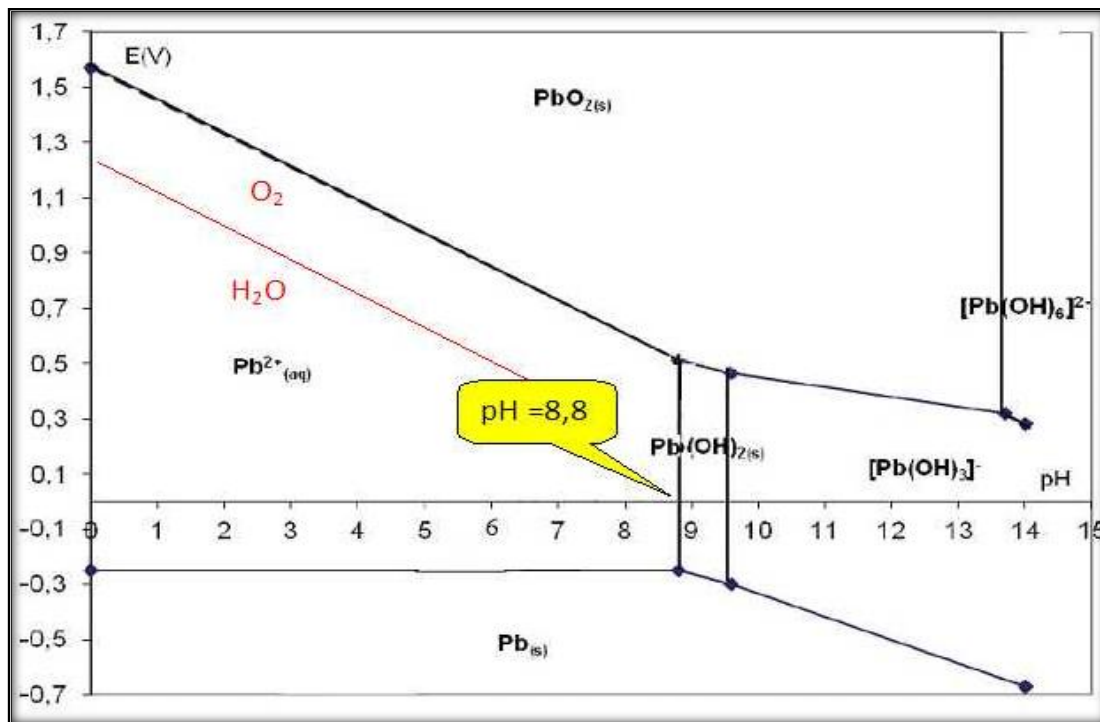
- VYMAZAL, J., ŠVEHLA, J., KROPFELOVA, L., NEMCOVA, J., & SUCHY, V. (2010).** Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal wastewater. *Biogeochemistry*, 101(1), 335-356. <https://doi.10.1007/s10533-010-9504-8>
- W. H. O., & World Health Organization. (2007).** Health risks of heavy metals from long-range transboundary air pollution (No. EUR/06/5067592). World Health Organization. Regional Office for Europe.
- WHO. (1989).** L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture: recommandations à avisées sanitaires. Rapport d'un groupe scientifique de l'OMS. Organisation mondiale de la santé, série de rapports techniques. p778
- WIERZBICKA, M. (1998).** Lead in the apoplast of *Allium cepa* L. root tips—ultrastructural studies. *Plant Science*, 133(1), 105-119. [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(98\)00023-5](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(98)00023-5)
- ZHOU, L. X., & WONG, J. W. C. (2003).** Behavior of heavy metals in soil: effect of dissolved organic matter. In: *Geochemical and hydrological reactivity of heavy metals in soils*. Eds Selim HM, Kingery WL, CRC Press, Boca Raton, 245- 270.
- ZIMMERMAN, A. R. (2010).** Abiotic and microbial oxidation of laboratory-produced black carbon (biochar). *Environmental Science and Technology*, 44(4), 1295-1301. <https://doi.org/10.1021/es903140c>
- ZOUITA, N. (2002).** Etude de la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine de El Madher. (Nord-est algérien). Thèse de magister en hydraulique, université de Batna, pp. 97.

Annexes

Annexe 01

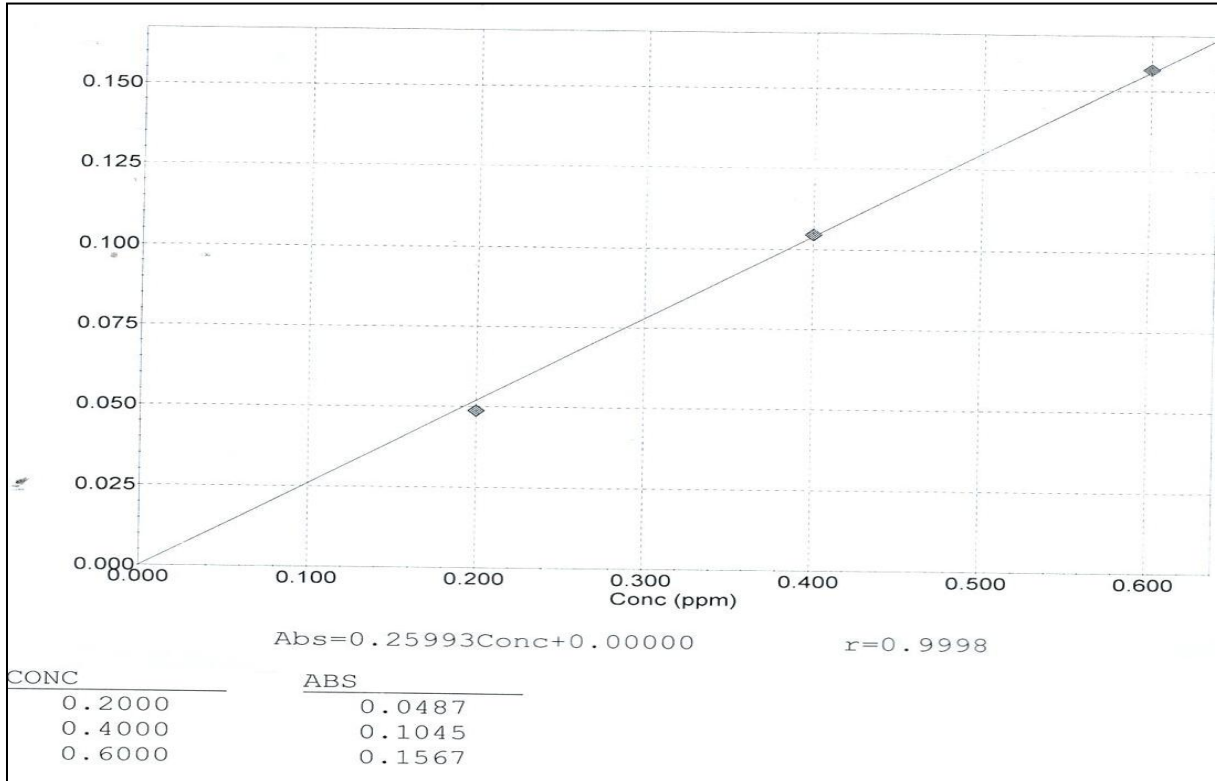
Les diagrammes E – pH ou diagrammes de pourbaix des métaux lourds étudiés Cr, Cd, Pb et Zn



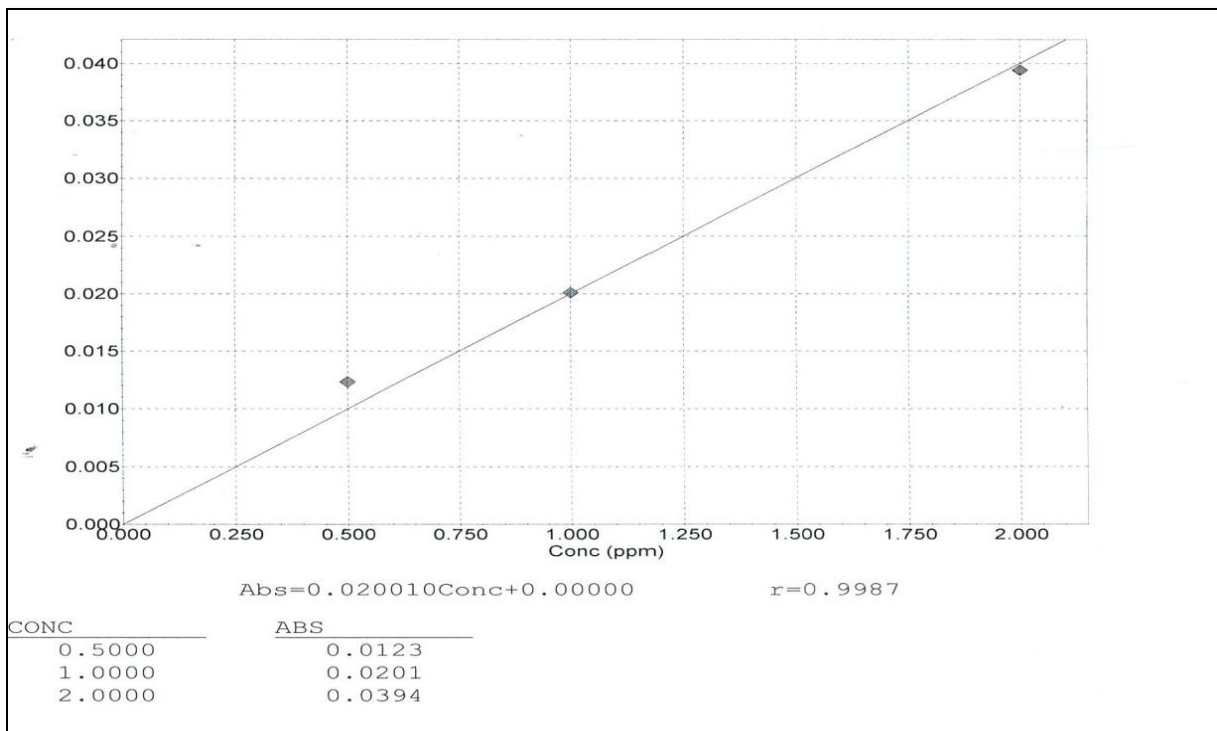


Annexe 02

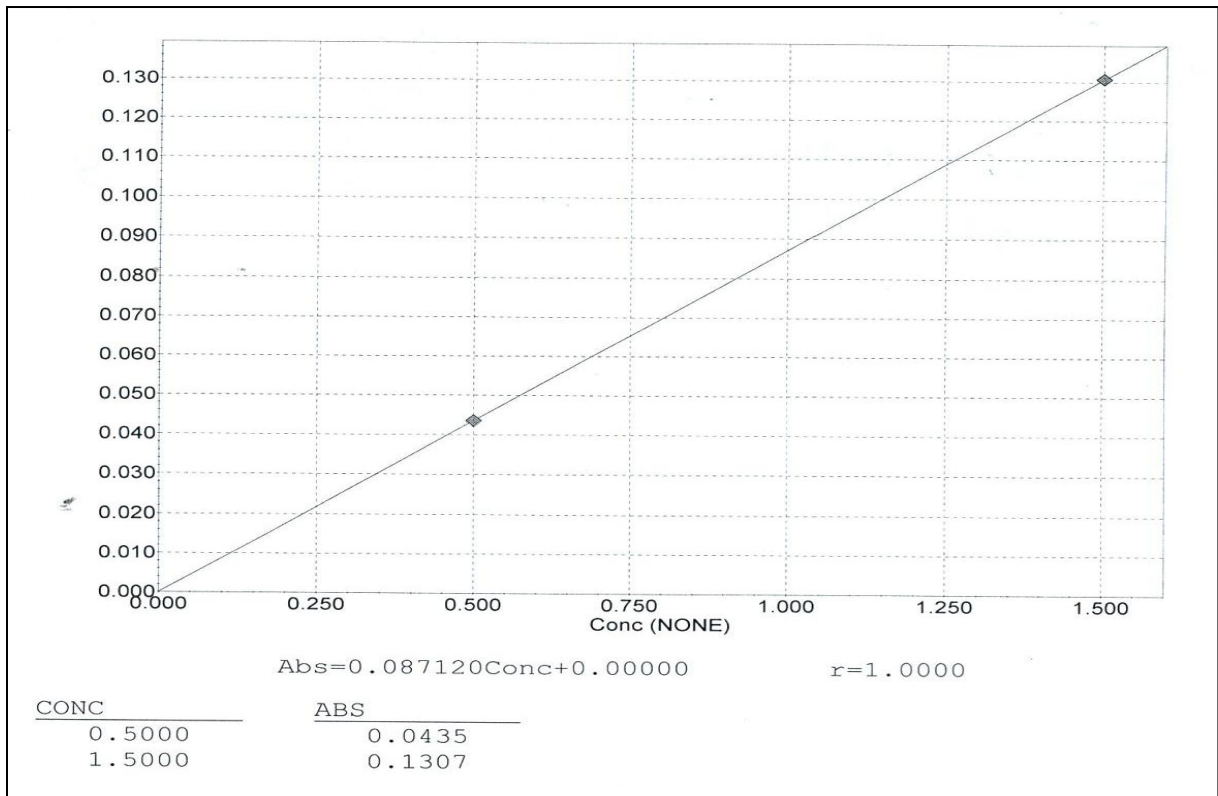
Les courbes d'étalonnage de Cr, Cd, Pb et Zn pour l'étalonnage de spectrophotomètre d'absorption atomique SAA



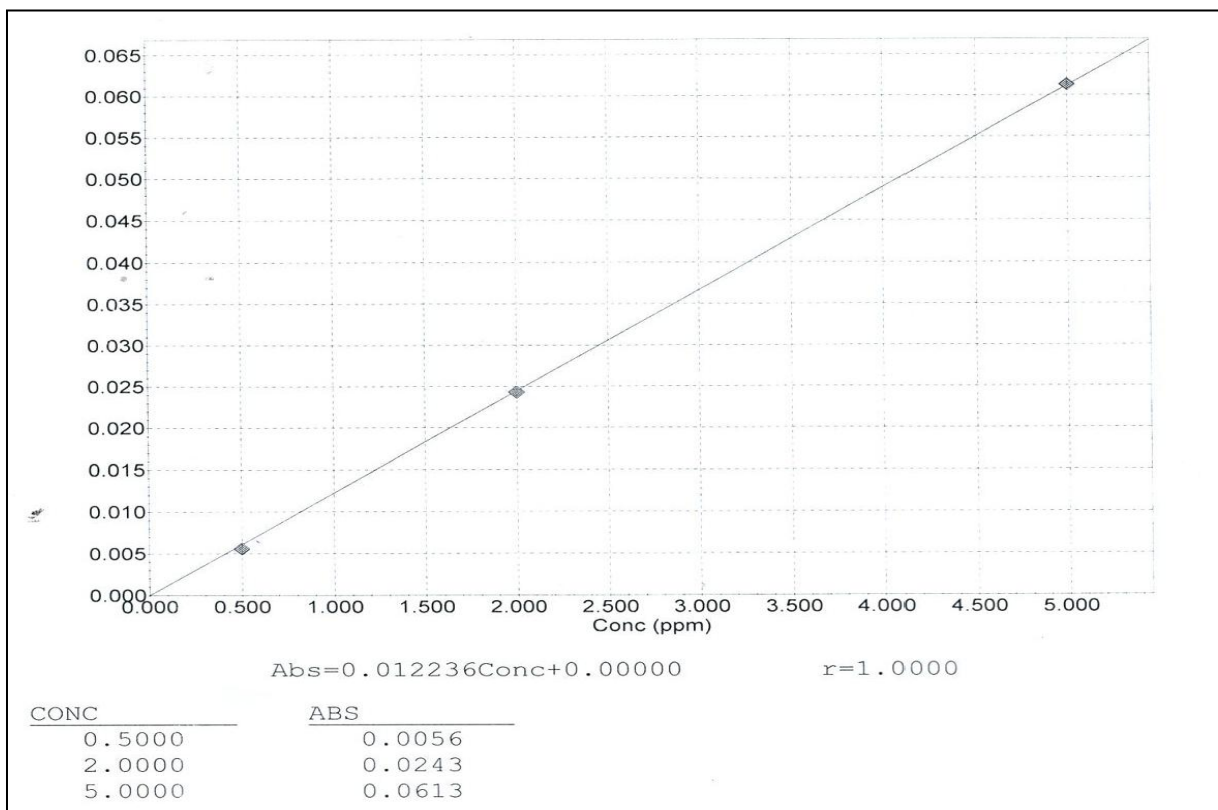
La courbe d'étalonnage du Cd



La courbe d'étalonnage du Cr



La courbe d'étalonnage du Zn



La courbe d'étalonnage du Pb

Annexe 3

Les valeurs des métaux dans certaines unités industrielles d'après la station de surveillance de Batna ONEDD

1. Entrprise National de Fabrication de Bouteille à Gaz

2014

Paramètre	Unité	Mesure	Tolérance aux valeurs limites anciennes installation	Norme
Ni	Mg/l	<0.1	2.5	ISO 8288 :1986
Cu	Mg/l	<0.05	2	ISO 8288 :1986
Cr	Mg/l	<0.5	2	ISO 8288 :1986
Al	Mg/l	<1	7.5	ISO 12020 :1997
Fe	Mg/l	<0.5	7.5	ISO 8288 :1986

2015

Paramètre	Unité	Mesure	Tolérance aux valeurs limites anciennes installation	Norme
Ni	mg/l	<0.3	2.5	ISO 8288 : 1986F
Cu	mg/l	<0.5	2	ISO 8288 : 1986F
Cr	mg/l	<0.5	2	ISO 8288 : 1986F
Fe	mg/l	0.666	7.5	NA 2362

2016

Paramètre	Unité	Mesure	Tolérance aux valeurs limites anciennes installation	Norme
Ni	mg/l	<0.1	2.5	ISO 8288 :1986
Cu	mg/l	<0.1	2	ISO 8288 :1986
Cr	mg/l	<u>4.36</u>	2	ISO 8288 :1986
Fe	mg/l	1.06	7.5	ISO 12020 :1997

2. Complexe TEXTILE industriel de Batna 2016

Paramètre	Expression du résultat			Norme
	Unité	Mesure	Valeur limites	
PH	-	<u>10.72</u>	6-9	Multi paramètre
DBO ₅	mg/l	<u>330</u>	200	ISO 6060 :1989
Matière décantable	mg/l	<u>72</u>	0.5	Méthode Rodier (les eaux usées 1997)

2018

Paramètre	Expression du résultat			Norme
	Unité	Mesure	Valeur limites	
PH	-	<u>12</u>	6-9	Multi paramètre
DBO ₅	mg/l	80	200	ISO 6060 :1989
DCO	mg/l	<u>1900</u>	300	ISO 5815-1 :2003
Matière décantable	mg/l	<u>570</u>	0.5	Méthode Rodier (les eaux usées 1997)

3. Mégisserie Aurassienne Batna

2015

Paramètre	Expression du résultat			Norme
	Unité	Mesure	Valeur limites	
DBO ₅	mg/l	110	400	ISO 6060 :1989
MES	mg/l	355	500	ISO 11923 :1997
Cr	mg/l	0,44	4	ISO 11083 ; 1994

4. Abattoire Avicol de Batna

Paramètre	Expression du résultat				Norme
	Unité	Mesure		Valeur limites	
		Entrée	Sortie		
Volume/Quantité	m ³ /t	<u>9.52</u>		8	
PH	-	8.90	8.38	6-9	Multi paramètre
DBO ₅	g/t	285.7	238.09	300	ISO 6060 :1989
DCO	"	<u>7809.5</u>	<u>4000</u>	1 000	ISO 5815-1 :2003
Matière décantable	"	209.52	<u>780.95</u>	250	ISO 11923 :1997

Annexe 4

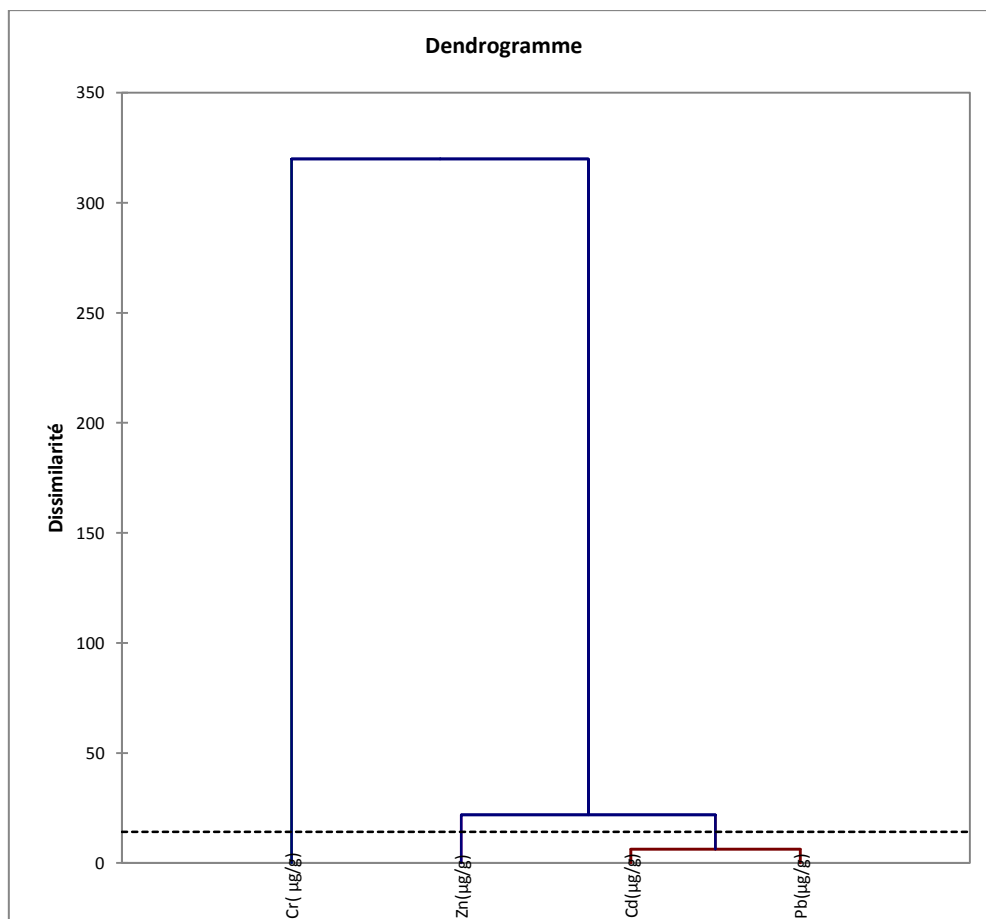
Statistique descriptives (données quantitative)

1. Les eaux d'Oued

Corrélation eau

	Cr ($\mu\text{g/g}$)	Cd($\mu\text{g/g}$)	Pb($\mu\text{g/g}$)	Zn($\mu\text{g/g}$)
Cr ($\mu\text{g/g}$)	1	-0,2089	-0,2316	0,8602
Cd($\mu\text{g/g}$)	-0,2089	1	0,4370	0,0364
Pb($\mu\text{g/g}$)	-0,2316	0,4370	1	-0,1590
Zn($\mu\text{g/g}$)	0,8602	0,0364	-0,1590	1

CAH variables

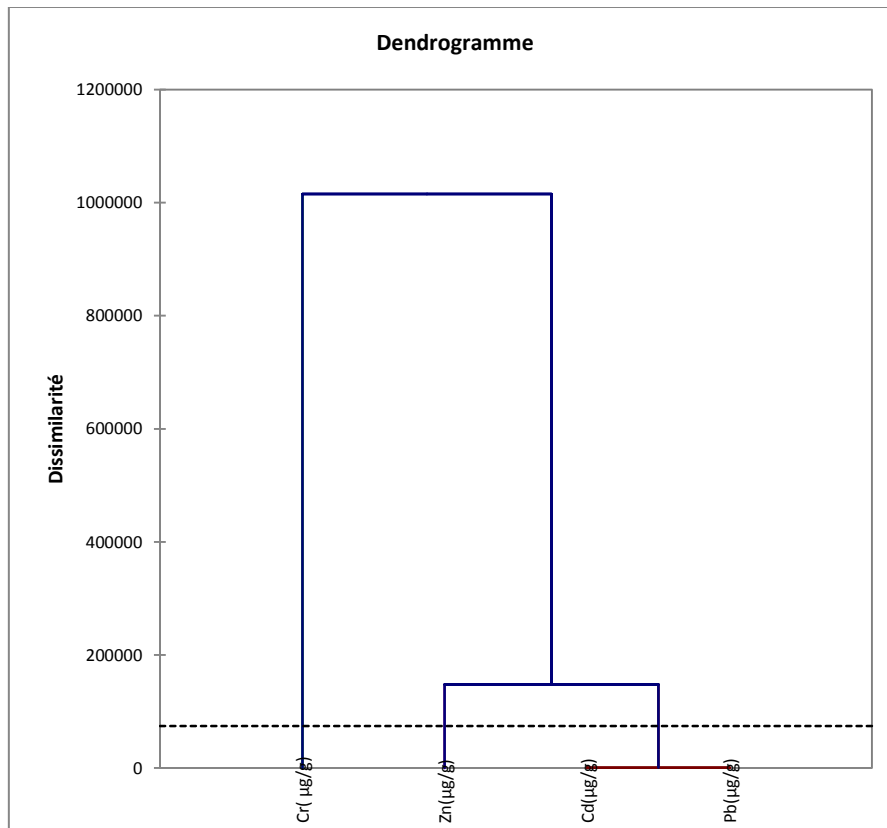


2. sol

Corrélation sol

	Cr (µg/g)	Cd(µg/g)	Pb(µg/g)	Zn(µg/g)
Cr (µg/g)	1	0,3450	0,7094	0,8473
Cd(µg/g)	0,3450	1	0,4956	-0,0337
Pb(µg/g)	0,7094	0,4956	1	0,3769
Zn(µg/g)	0,8473	-0,0337	0,3769	1

CAH sol



3. les plantes

Corrélation plante

	Cr (µg/g)	Cd(µg/g)	Pb(µg/g)	Zn(µg/g)
Cr (µg/g)	1	-0,0431	-0,0325	0,4839
Cd(µg/g)	-0,0431	1	0,0172	0,5994
Pb(µg/g)	-0,0325	0,0172	1	0,3617
Zn(µg/g)	0,4839	0,5994	0,3617	1

CAH plante

