

République Algérienne Démocratique et populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et la Recherche Scientifique

Université de JIJEL

جامعة جيجل

**Faculté des sciences exactes et des sciences de la nature
et de la vie**

**كلية العلوم الدقيقة و علوم الطبيعة و الحياة
قسم البيولوجيا الحيوانية و النباتية**

Département de biologie animale et végétale

جامعة محمد السادس بن يحيى
كلية علوم الطبيعة و الحياة
المكتبة
رقم الجرد : 1938



Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme : Master.

Option : Toxicologie de l'environnement

Thème

**Contribution à l'étude de la contamination par les métaux
lourds des sols au voisinage du marais de Redjla (Wilaya de Jijel)**

Président : Kermiche A.

Examinatrice : Amira W.

Encadreur : Mayache B.

Préparé par :

- **Bouhdid Fatima Zohra.**
- **Taleb Zina.**

Promotion 2012



Remerciment

*Nous remercions DIEU le tout puissant qui nous a donné la force, la
volonté et le courage pour accomplir ce modeste travail.*

Nous tenons exprimer nos sincères remerciements à notre encadreur

Mr. Mayache Boualem qui a assumé la direction de ce travail.

Son dévouement, son disponibilité et son conseil.

*Merci de nous avoir fait découvrir le plaisir de la recherche et de nous avoir
soutenue jusqu'au bout.*

*Nos remerciements à madame Ben charif qui a contribué dans le bon
déroulement de ce travail*

*Enfin Nos remerciements aux membres de jury qui ont accepté de juger notre
travail.*

Fatima zohra & Zina





Dédicaces

Au nom de dieu le tout puissant qui m'a éclairé le bon chemin.

A mes chers parents que dieu me les garde

A mon mari Youcef

A ma sœur Madjda et sa mari Abderazzak et leurs enfants

A ma sœur Khawla et sa mari Samir et leurs enfants

A ma sœur Imene

A mes chers frères Mohamed et Bachir

A ma binôme Zina

A ma grande famille.

A qui je dédie se modeste travail de fin d'étude pour leur affection et gratitude, pour tous les sacrifices qu'ils ont consentis pour moi, qu'ils trouvent ici l'expression bien modeste de ma reconnaissance.

A mes amis Sihem et Naima


A tous mes amis de l'université :

Khalida, Lila, Chafia, Hamida, Hiba et Fadia

A tous mes collègues de promotion 2012.

A tous ceux que j'aime

Fatima Zohza





Dédicaces

Au nom de dieu le tout puissant qui m'a éclairé le bon chemin.

A mes chers parents que dieu me les garde

A ma sœur Fatima et son mari Khialed

A ma sœur Imen

A mes chers frères

A ma binôme Fatima Zohra

A ma grande famille.

A qui je dédie se modeste travail de fin d'étude pour leur affection et gratitude, pour tous les sacrifices qu'ils ont consentis pour moi, qu'ils trouvent ici l'expression bien modeste de ma reconnaissance.

A mes amis Saliha et merieme

A tous mes amis de l'université :

Samira, Asma, Hiba et Fadia

A tous mes collègues de promotion 2012.

A tous ceux que j'aime

Zina



Table des Matières

Remerciement.

Liste des figures.

Liste des tableaux.

Liste des abréviations.

Introduction

Introduction	1
--------------------	---

Partie synthèse bibliographique

Chapitre I : Les sols

I. Définition du sol.....	3
II. Différentes phases du sol.....	3
II.1 Phase solide	3
II.1.1 Fraction minérale	3
II.1.2 Fraction organique	4
II.1.2.a Résidus	4
II.1.2.b Produits transitoires	4
II.1.2.c Humus	4
II.2 Phase liquide	5
II.3 Phase gazeuse	5
III Dégradation des sols.....	6

Chapitre II : Origine de la pollution par les métaux lourds

I. Origine anthropique	7
II. Origine naturelle.....	8
III. Notion de bioaccumulation	9
IV. Concept de biodisponibilité.....	9
IV.1 Facteurs influençant la biodisponibilité des métaux lourds	10

Chapitre III: Dépollution des sols

I. Généralités	12
II. Méthodes de dépollutions des sols	12
II.1 Inertage des sols pollués	12
II.2 Extraction au moyen d'un fluide supercritique	14
II.3 Dépollution par lavage	15
II.4 Méthodes biologiques	15
II.4.1 Biorémédiation	16
II.4.1.a Bioaugmentation.....	16
II.4.1.b Biostimulation	17
II.4.1.c Biolixiviation	17
II.4.1.d Compostage	17
II.4.2 Microorganismes utilisés en biorémédiation	18
II.4.3 Phytoremediation	19

Partie pratique

Chapitre I: Description de site

I. Généralités	20
I.1 Présentation de la zone d'étude.....	20
I.2 Localisation géographique de marais de Redjla	21
I.3 Réseau hydrographique.....	22
I.4 Cadre climatique	22

Chapitre II: Matériel et méthodes

I. Justification du choix des stations.....	25
II. Méthode d'étude	26
II.1 Prélèvement du sol	26
II.2 Préparation des échantillons	26
II.3 Analyses des métaux lourds étudiés	26
II.4 Mode opératoire des analyses physico-chimiques du sol	27
II.4.1 Mesure de pH.....	27
II.4.2 Dosage du calcaire total.....	28
II.4.3 Dosage de La matière organique (méthode de Walkley et Blak)	28

II.4.4 Capacité d'échange cationique (Méthode AFNOR)	29
II.4.5 Conductivité électrique	31
II.5 Analyse statistique	31

Chapitre III: Résultats

I. Résultats des analyses physico-chimiques du sol	32
I.1 pH.....	32
I.2 Calcaire total (CaCo3)	32
I.3 Matière organique	33
I.4 Capacité d'échange cationique (CEC).....	33
I.5 Conductivité électrique(CE)	34
II Résultats des analyses des métaux lourds	35
II.1 Cadmium.....	35
II.2 Chrome.....	35
II.3 Plomb	36

Chapitre IV: Discussion

I. Analyses physico-chimiques du sol	37
I.1 pH.....	37
I.2 Calcaire total	37
I.3 Matière organique	38
I.4 Capacité d'échange cationique.....	38
I.5 Conductivité électrique	39
II. Métaux lourds	40
II.1 Cadmium (Cd)	40
II.2 Chrome (Cr)	41
II.3 Plomb (pb).....	41

Conclusion

Conclusion.....	43
-----------------	----

Références Bibliographiques

Références bibliographiques	44
-----------------------------------	----

Annexes

Liste des Figures

Figure 01 : Composition moyenne du sol	7
Figure 02 : Origine des métaux lourds dans le sol	9
Figure 03 : Schéma illustrant la mobilité des métaux lourds	11
Figure 04 : Schéma d'inertage in situ de la société S.M.W.Seiko	14
Figure 05 : <i>Thiobacillus</i>	18
Figure 06 : <i>Aspergillus Niger</i>	18
Figure 07 : <i>Chrysosporium Phanerochaete</i>	19
Figure 08 : Photo satellitaire du marais de Redjla	20
Figure 09 : Position géographique du marais de Redjla.....	21
Figure 10 : Diagramme ombrothermique sur la base de données de la station d'Achwat (1989-2009).....	24
Figure 11 : Station N°1.....	25
Figure 12 : Station N°2.....	25
Figure 13 : Station N°3.....	26
Figure 14 : Variations de pH dans les sols du marais	32
Figure 15 : Variations du calcaire total dans les sols du marais	33
Figure 16 : Variations de la matière organique dans les sols du marais	33
Figure 17 : Variations de la capacité d'échange cationique dans les sols du marais	34
Figure 18 : Variations de la conductivité électrique dans les sols du marais	34
Figure 19 : Variations des teneurs en cadmium dans les sols du marais	35
Figure 20 : Variations des teneurs en chrome dans les sols du marais	36
Figure 21 : Variations des teneurs en plomb dans les sols du marais	36

Liste des tableaux

Tableau 01 : Principaux métaux ou métalloïdes constituant les impuretés présentes dans les superphosphates	8
Tableau 02 : Répartition de la mensuelle température [C°] à travers les 21ans (1989-2009)	23
Tableau 03 : Répartition de la mensuelle pluviométrie [mm] à travers les 21ans (1989-2009) .	23

Liste des abréviations

AFNOR : Association Française de Normalisation.

Cd : cadmium.

CEC : capacité d'échange cationique.

Cr : Chrome.

Eh : potentiel redox.

ET : Eléments Traces.

ETM : Eléments Traces Métalliques.

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique.

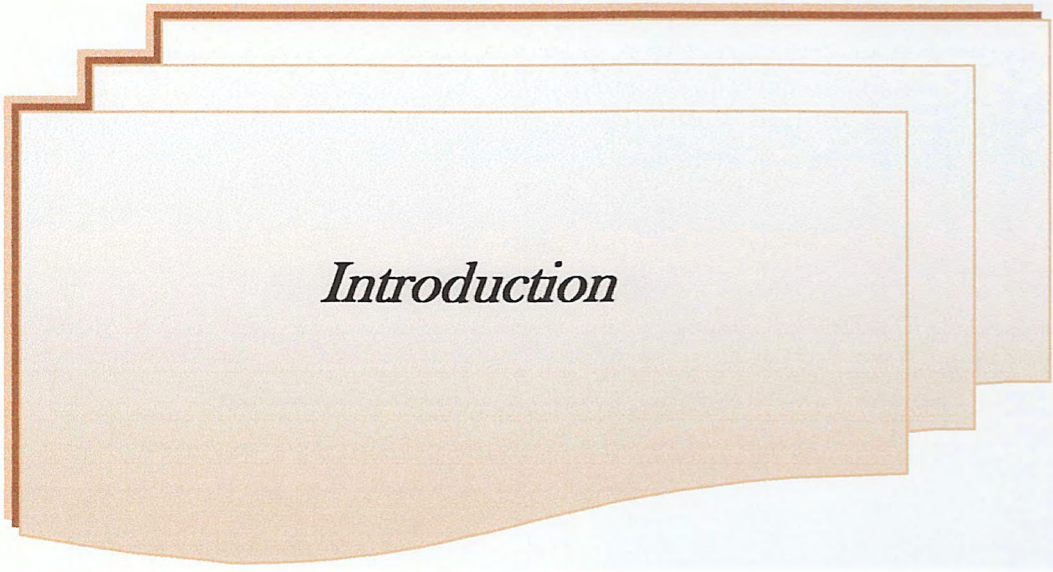
MOS : Matière Organique.

SAA : Spectrophotomètre d'Absorption Atomique.

P: Probabilité.

ppm: partie par million.

Pb : Plomb.



Introduction

Introduction

Avec l'accélération du développement économique, l'homme est de plus en plus responsable de la pollution de l'environnement. Les polluants d'origine industrielle conduisent à une augmentation considérable de nombreuses substances totalement étrangères au monde vivant, dite xénobiotique. Certains de ces polluants sont la conséquence de la contamination des sols, qui est aujourd'hui très préoccupant pour les pays émergents.

Les microorganismes telluriques éliminent plus ou moins rapidement les polluants organiques biodégradables. Mais les métaux lourds tel que le plomb, le cadmium, et le chrome ne peuvent pas être biodégradable et donc persistent dans l'environnement pendant de longue période. De plus ils sont continuellement rajoutés dans les sols par divers activités : en agriculture par l'application des boues d'épuration ou dans l'industrie métallurgique...etc.

Lorsque le risque de cette pollution est très élevé, la dépollution s'impose. Néanmoins il existe certaines méthodes physico-chimiques permettant de la décomposition des métaux lourds. Ainsi que des méthodes biologiques (bioremediation) qui sont des méthodes efficaces pour le traitement des sols pollués.

La région de Redjla se trouve enclavée dans une région caractérisée par une activité agricole importante, nécessitant une utilisation excessive de fertilisants et d'engrais chimique. Elle reçoit aussi et quotidiennement les eaux d'égout, des rejets domestiques et des effluents d'élevage. Toutes ces caractéristiques jouent un rôle dans la pollution des sols par plusieurs métaux lourds.

- ❖ Donc Est ce que il ya une contamination par les métaux lourds dans les sols du marais?
- ❖ A quel niveau si elle existe?



Partie

Synthèse bibliographique

Chapitre I

Les sols

I. Définition du sol

Etym.solum (lat.) : base. Produit de l'altération, du remaniement et de l'organisation de la couche supérieure de la croûte terrestre. (Lozet et Mathieu ,2002), qu'elle comprend la couche extérieure, souvent meuble, de la surface de la terre, y inclus les matières première qu'elle contient et la nappe phréatique ; son épaisseur est de quelque décimètres à quelque mètres. (Bliefert et Perraud, 2001). La formation du sol est le résultat d'un processus biogéochimique complexe dans lesquels interviennent de nombreux facteurs abiotiques et biotiques qui agissent de façon concomitante. (Ramade ,1998).C'est un milieu environnemental complexe aux multiples fonctions : milieu de vie pour certains organismes du sol, milieu de croissance des végétaux, de recyclage des éléments nutritifs essentiels aux végétaux, de recyclage des résidus de culture et autres matières organiques, rôle dans le cycle de l'eau, effet vis-à-vis des polluants, loisirs, fondation pour les bâtiments, etc. (Viala et Botta, 2005).

II. Différentes phases du sol

Les sols sont chimiquement et physiquement hétérogène, ce qui traduit par différentes notions comme : sols sableux, argileux, limoneux, sols organiques et peu organiques limon blanc de Normandie, limon rouge du Vexin, terre blanche sur craie de champagne. (Bliefert. et Perraud, 2001). Ce sont des milieux polyphasiques (figure 01) composés d'une phase solide (minérale et organique), d'une phase liquide, d'une phase gazeuse et, colonisés par des organismes vivants. Ils sont traversés par des flux d'énergie et de matière dont la régulation est en grande partie assurée par les communautés vivantes qui les colonisent. (Djigal, 2003).

II.1 Phase solide

Elle est constituée par l'ensemble des éléments minéraux en notion du volume et des matières organique ou le volume est remplacé par la masse, qui se trouve en proportion variables. (Calvet, 2003).

II.1.1 Fraction minérale

C'est la fraction la plus importante du sol, elle peut représenter entre 93 à 95% du poids total du sol. Elle est composée d'élément de tailles très diverses provenant de la fragmentation plus ou moins poussée de la roche-mère originale. Et en les classe en fonction de leur taille en :

- ✓ Gravier (de 2 à 20mm).
- ✓ Sable grossier (de 0,2 à 2mm).
- ✓ Sable fin (de 0,02 à 0,2mm).
- ✓ Limon (de 0,002 à 0,02mm).
- ✓ Argile (moins de 0,002mm) (Davet, 1996).

Les argiles constituent le groupe le plus important dans les particules minérales du sol, ils jouent un rôle considérable soit directement ou indirectement dans la plupart des processus et interactions du sol. (Lavelle et Spain, 2005). Mais ce terme possède également une certaine ambiguïté puisqu'il peut parfois désigner les minéraux argileux ou un sol à dominance d'éléments très fins.

II.1.2 Fraction organique

Contrairement à la fraction minérale, la fraction organique n'est pas constituée de particules élémentaires dissociables selon leurs dimensions, mais d'un ensemble de substance essentiellement caractérisés de manière qualitative par leur nature chimique. Elle englobe ainsi toute substance organique, vivante ou morte, fraîche ou décomposée, simple ou complexe, à l'exclusion toutefois des animaux vivants dans le sol et des racines vivantes, dans laquelle on distingue les 3 types de matériaux suivants (Musy et Soutter, 1991).

II.1.2.a Résidus

Le sol renferme une diversité de matériaux organiques inertes regroupés sous le terme de matière organique du sol. Cette dernière inclut les restes des animaux, des plantes et des microorganismes dans tous les stades de fragmentation et de décomposition, et d'autres composés, qui proviennent directement des matériels biologiques (exsudats et lysats des racines des plantes; fèces, excréments et sécrétions des animaux; mucus cutané des vers de terres et gels produits par les microorganismes) (Lavelle et Spain, 2005).

On les retrouve comme un ensemble de polymères beaucoup plus complexes et moins bien définis (Robert, 1996). Bien qu'elle peut être cindée en diverses fractions selon leur degré de décomposition dans le sol (Lavelle et Spain, 2005).

II.1.2.b Produits transitoires

Tous les termes de passage de la matière organique fraîche à l'humus stable, il s'agit de molécules organiques dégradables (protéines, sucre, acides).

II.1.2.c Humus

Sous-produit amorphe de la minéralisation primaire de la matière organique fraîche, se caractérise par un rapport C/N plus faible, de l'ordre de 10. L'humus est relativement stable, dans le sens où sa décomposition par minéralisation secondaire s'effectue très lentement. (Musy et Soutter, 1991).

II.2 Phase liquide

Elle correspond à un volume plus ou moins important de l'eau, que reçoit le sol après une pluie ou une irrigation, ne s'écoule pas par gravité vers les horizons inférieurs, il reste retenu dans les pores de ce sol (Davet, 1996).

Cette phase est caractérisée par une variabilité temporelle et spatiale, dont l'eau peut être présente dans les sols sous forme de solide, de vapeur et dans sa forme habituelle à l'état liquide. Plus que sa dynamique globale de phénomènes externes au sol, que l'on peut distinguer selon qu'ils constituent des apports (pluie, sources, etc) ou des pertes (évaporation, alimentation souterraine) (Musy et Soutter, 1991).

II.3 Phase gazeuse

Elle occupe les pores du sol qui ne sont pas déjà envahis par la phase liquide. On peut estimer qu'en moyenne les pores d'un diamètre supérieur à $75\mu\text{m}$ sont occupés par la phase gazeuse, tandis que les pores de diamètre compris entre $0,2$ et $30\mu\text{m}$ sont remplis par l'eau capillaire.

On trouve dans cette phase des gaz qui sont rares ou absents à l'air libre : des oxydes d'azote, de l'ammoniac, de l'éthylène, de méthane, et des traces d'un plusieurs composés pour la plupart sont mal connus (Davet, 1996).

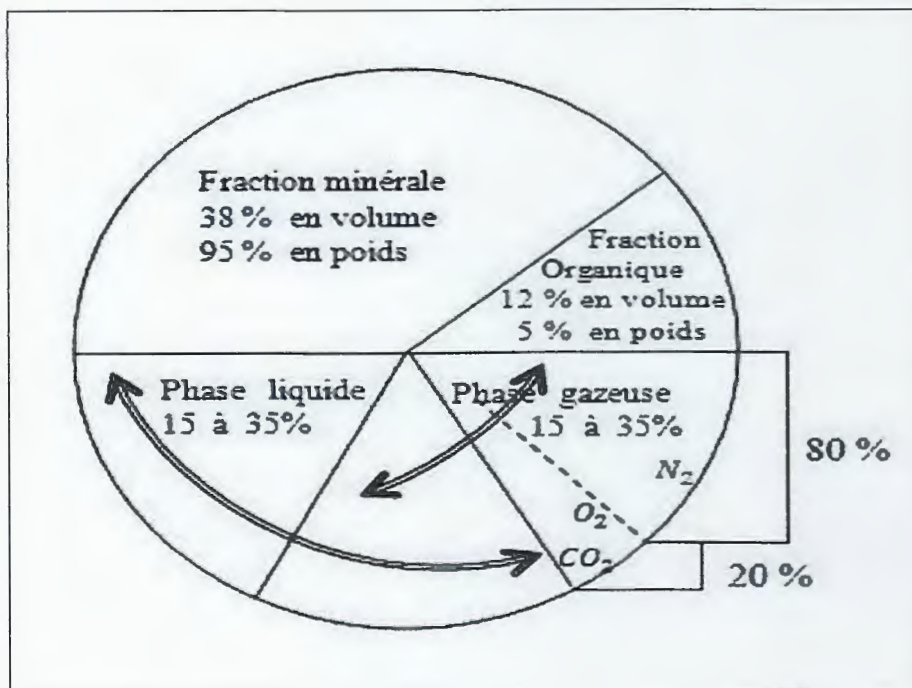


Figure 01 : Composition moyenne du sol. (Robert, 1996).

III. Dégradation des sols

La dégradation du sol peut être considérée comme une accumulation de plusieurs effets (quelquefois opposés) provoqués par les polluants anthropologiques sur les diverses transformations physiques, chimiques et biologiques se déroulant dans le sol. (Koller, 2004). Lorsque les contaminations des sols sont avérées, on peut distinguer une pollution ponctuelle qui touche une aire relativement faible et est généralement due à une source bien identifiée, souvent proche, elles peuvent être dues à un apport localisé de déchets, à diverses activités industrielles (Girard et al, 2005) et une pollution diffuse mettant en jeu un faible nombre de polluants aux concentrations peu variables provenant de sources non stationnaires ou de grande étendue, ou bien d'un grand nombre de sources. Dans ce cas, la pollution se fait par voie atmosphérique sous forme de poussière et d'aérosols issus de l'activité industrielle, des chauffages domestiques, des automobiles, etc. (Ramade, 2005). Déposant sur les sols, sur les végétaux et sur les eaux de surface sous forme de précipitations sèches (transport par les vents, sédimentation) ou humides (pluie, neige, grêle), ou par interception de particules en suspension (brouillards).

Chapitre II

Origine de la pollution par les métaux lourds



I. Origine anthropique

Les métaux lourds dans les sols peuvent provenir de diverses activités humaines. (Chen et al, 2005). Elles sont en premier lieu liées aux activités de transformation primaire des métaux, c'est-à-dire aux industries d'extraction (mines) et aux industries métallurgiques (figure 02). Qui étaient particulièrement intensive au cours du dernier siècle a abouti à la génération d'énormes quantités de résidus miniers. La mauvaise gestion de ces derniers donné lieu à la mobilisation des métaux lourds dans le milieu environnemental, contribuant à la contamination des sols. (Liu, 2008). Cette contamination peuvent provenir aussi de la production d'énergie, la combustion, les gaz d'échappement, l'élimination des déchets, ainsi que la combustion du charbon et de carburant. Ces activités envoyer les métaux lourds dans l'air ou sont par la suite déposés dans le sol (Chen et al, 2005). La fabrication des batteries sont largement contribué à la pollution des sols industriels par le cadmium, le nickel ou le zinc (Aldric, 2011). Enfin, il faut signaler la part importante de la contamination d'origine agricole, qui se différencie des pollutions précédemment décrites par le fait qu'elle a pour finalité d'ensemencer directement les sols en substances diverses, dont le but est de fertiliser le sol (engrais, boues) ou de se débarrasser des êtres vivants nuisibles aux cultures (pesticides, herbicides, etc.) (Baize, 1997). Ces substances ne sont pas purifiées et amènent dans les sols des résidus de nombreux métalloïdes et métaux toxiques et peu mobiles (tableau1). C'est plus particulièrement le cas des superphosphates (Ramade, 2005).

transportés par les vents) (Baize, 1997 ; Nriagu, 1989). Enfin, la production naturelle des métaux lourds est rarement à des niveaux toxiques. (USDA, 2000).

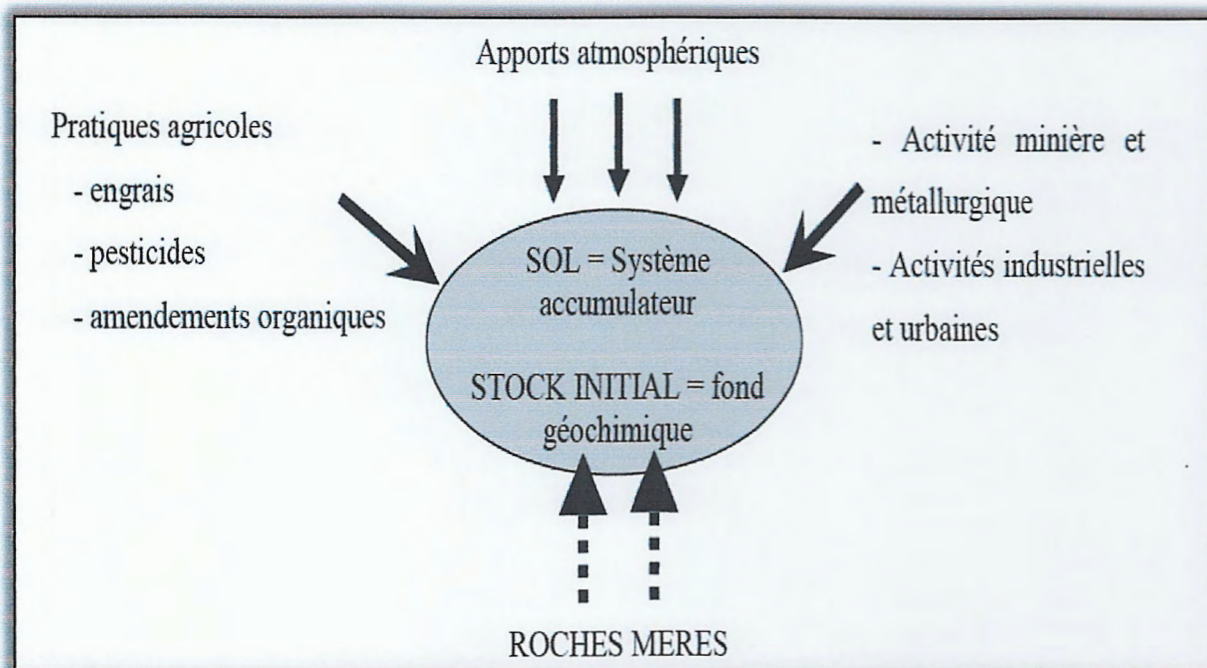


Figure 02: Origine des métaux lourds dans le sol. (Robert et Juste, 1999 ; Huynh, 2009).

III. Notion de bioaccumulation n.f. (*bioaccumulation*).

Phénomène par lequel une substance présente dans un biotope pénètre dans un organisme (Ramade, 1998). Par exemple : Le DDT se concentre dans les poissons et les oiseaux qui mangent les poissons. Cet effet de concentration est exprimé comme rapport de la concentration du produit chimique dans un organisme (comme poisson) sur sa concentration dans le milieu environnemental (Onsy et al., 2003), même si elle n'a aucun rôle métabolique, et même si elle est toxique à ce dernier (Ramade, 1998). Dans ce processus, il y a simple transfert d'une fraction de la substance contenue dans le biotope vers l'organisme de sorte que la concentration dans les tissus de ce dernier est généralement légèrement inférieur ou égale à celle où le polluant se rencontrera dans l'eau ou le sol. (Ramade, 2000). Par exemple le plomb qui ingéré par les veaux peut se bioaccumuler dans leurs os. Gênant l'absorption de calcium et le développement des os. (Onsy et al, 2003).

IV. Concept de biodisponibilité n.m. (*biodisponibilité*).

État dans lequel un polluant minéral ou organique se trouve, au plan chimique, dans un biotope donné qui conditionne son écotoxicité pour la communauté en général ou pour certaines espèces d'êtres vivants exposés à ce dernier. La biodisponibilité joue un rôle très important dans la nocivité réelle d'un élément métal ou métalloïde contaminant les eaux ou les sols (Ramade, 2002). L'incorporation dans un sol d'une pollution métallique pendant une longue période

entraîne la création de nouveaux équilibres, dans lesquels les métaux sont en interaction avec l'ensemble des constituants du sol. Il convient de connaître de quelle façon les métaux s'incorporent au sol, pour mieux gérer les éventuels dangers que leur présence entraîne. (Baize et Tercé, 2002).

IV.1 Facteurs influençant la biodisponibilité des métaux lourds

Les éléments en traces métalliques, après libération dans la solution du sol, peuvent très rapidement être de nouveau fixés à d'autres constituants du sol (Viala et Botta, 2005). Les différentes formes organiques et minérales sous lesquelles se trouve un élément trace (ET) sont en équilibre avec les phases solide et liquide du sol, de la nature de ces phases et des liaisons chimiques mises en jeu dépendent l'aptitude des ET à passer dans la solution du sol et les équilibres avec celle-ci. (Girard et al, 2005). Les risques sont liés principalement à la mobilité de ces éléments qui peuvent ainsi contaminer les aquifères, suite à des transferts dans les sols. Mais la chaîne alimentaire peut aussi être contaminée lorsque les métaux lourds sont biodisponibles, c'est-à-dire qu'ils peuvent être prélevés par les végétaux. (Baize et Tercé, 2002). En général, la biodisponibilité des métaux varie en fonction de plusieurs facteurs de sol (figure 3), parmi lesquelles la capacité d'échange cationique (CEC), minéralogie de l'argile, le potentiel redox, contenu organique, le pH et les activités biologiques. (Cornelis et Gestel, 2008). Toute variation de ces facteurs est susceptible de faire varier la spéciation d'un ETM, et donc de faire évaluer sa mobilité ou sa biodisponibilité dans un sens ou dans un autre. (Baize et Tercé, 2002).

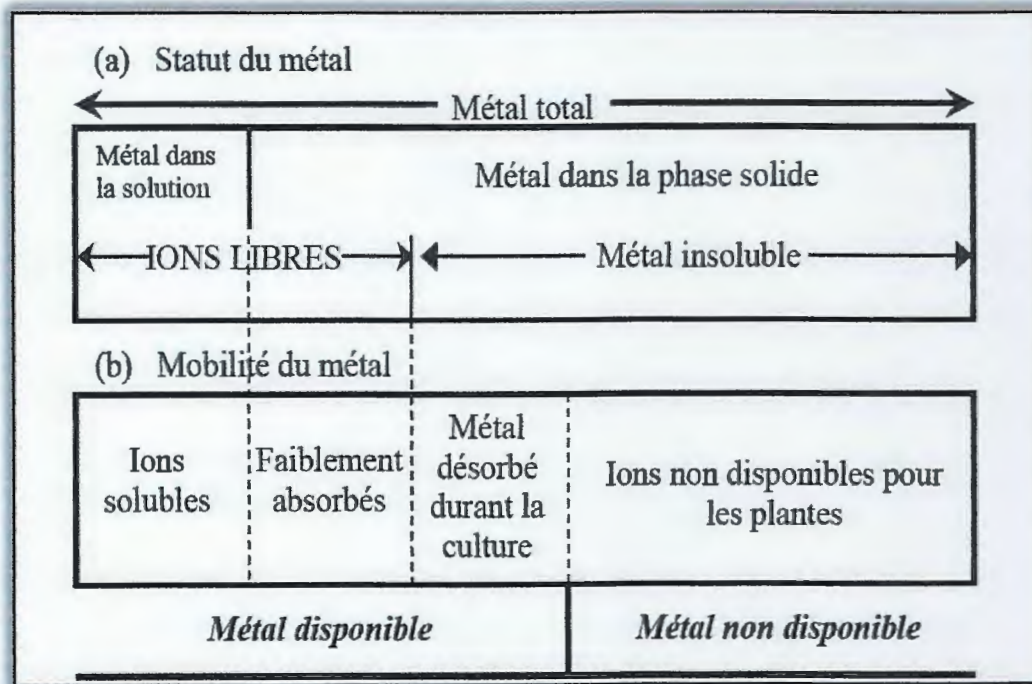


Figure 03: Schéma illustrant la mobilité des métaux lourds (Shallari, 1997 ; Huynh, 2009).

Chapitre III

Dépollution des sols

I. Généralités

La décontamination est un ensemble de procédés consistant à épurer ou tout au moins à isoler un milieu ayant été exposé à une pollution chronique ou récurrente qui l'a rendu inutilisable pour les activités domestiques, agricoles ou industrielles. Le traitement concerne des terres excavées ou des sols et nappes phréatique encore en place (Koller, 2004). Cette opération difficile et généralement coûteuse, la mise en œuvre de la filière est liée à la nature du polluant et au degré de contamination, et l'assainissement d'un sol doit commencer par une étude préalable approfondie car il faut bien évaluer les avantages et les inconvénients de diverses méthodes (Ramade, 2000).

Pour résoudre un problème de décontamination d'un sol, il n'existe pas de solution exclusive. Le traitement à mettre en œuvre est souvent une combinaison de plusieurs techniques.

La phase de traitement comprend :

- ✓ La fixation d'objectifs de dépollution en fonction de l'usage ultérieur du site.
- ✓ L'étude de faisabilité d'un traitement adapté.
- ✓ Le choix du traitement.
- ✓ L'évaluation de l'impact résiduel.

À l'issue de cette phase, le site traité pourra soit être banalisé, soit faire l'objet de mesures de surveillance ou d'une restriction d'usage compte tenu de la pollution résiduelle. (Koller, 2004).

II. Méthodes de dépollutions des sols

Il ya plusieurs types de classement de procédés de décontamination des sols, nous reposant sur le type de processus mise en œuvre, traitement par voie physico-chimique et par voie biologique.

II.1 Inertage des sols pollués

C'est le traitement de stabilisation-solidification, (le terme *inertage*, couramment utilisé, comprend les deux fonctions) permet d'encapsuler le potentiel polluant dans une matrice (additifs, liants hydrauliques, bitume...), en évitant ainsi le relargage (Koller, 2004). Ce traitement est réalisé en deux étapes, la première consiste à transformer un produit relativement soluble en composé non soluble (stabilisation), en lui faisant subir une réaction chimique ou en l'absorbant sur une matrice neutre. La seconde consiste à mélanger le produit polluant à différents adjuvant pour en faire un matériau composite solide, peu perméable et non réactif (solidification) (figure04) (Lecompte, 1998). Il est important de souligner que la stabilisation n'implique pas forcément une solidification ; mais que si la solidification n'implique pas

forcément de stabilisation au sens strict du terme, elle peut permettre de réduire la lixivabilité du matériau en réduisant sa surface exposée ou en modifiant ses propriétés hydriques. (Deschamps et al, 2006). Quelle que soit la méthode, les contaminants ne sont pas détruits, mais leur impact potentiel sur l'environnement est fortement diminué, puisqu'ils sont immobilisés et physiquement ou chimiquement liés à la matrice immobilisatrice (Lecompte, 1998).

Exemple d'une méthode de stabilisation des métaux lourds dans les sols

L'utilisation des phosphates est une méthode courante pour réduire la mobilité des métaux lourds dans les sols contaminés. Elle est notamment considérée comme une méthode peu chère et très efficace pour le traitement des sols contaminés au plomb. (Ruby et al, 1994), mais elle peut aussi être très efficace pour les autres métaux lourds. Des expériences menées dans des sols contaminés aux métaux lourds montrent qu'un ajout d'apatite permet la précipitation de minéraux phosphato-métalliques, ce qui réduit fortement la mobilité de ces métaux. Par exemple, la solubilité du plomb est contrôlée par les minéraux de la famille des pyromorphites (très peu solubles et géochimiquement stables), comme l'hydroxypyromorphite $[Pb_5(PO_4)_3OH]$ (Chen et al, 1997 ; Laperche et al., 1996).

➤ **Avantage de la méthode**

- ✓ Leur avantage essentiel réside dans la suppression du risque de migration (ou sa forte diminution) des polluants au sein du milieu naturel, ceux-ci étant devenus quasiment non lessivables.
- ✓ Ces techniques ne nécessitent pas de suivi et de contrôle particulier dans le temps ou de traitements annexes.
- ✓ Enfin, les adjuvants utilisés sont généralement d'utilisation courante, faciles à fabriquer ou à trouver, et donc relativement peu onéreux.

➤ **Inconvénients de la méthode**

- ✓ A l'opposé, les méthodes de solidification/stabilisation présentent certains désavantages ou difficultés spécifiques. L'ajout des produits inertants provoque une augmentation de volume de matériau, parfois dans des proportions importantes et particulièrement pénalisantes, notamment dans les applications in situ.
- ✓ Lorsque la technologie est utilisée pour des composés organiques, elle présente en plus un risque de volatilisation d'une partie de la contamination, ou même, pour les opérations in situ, d'une extension de la pollution en dehors de la zone, au moment de l'injection (Lecompte, 1998).

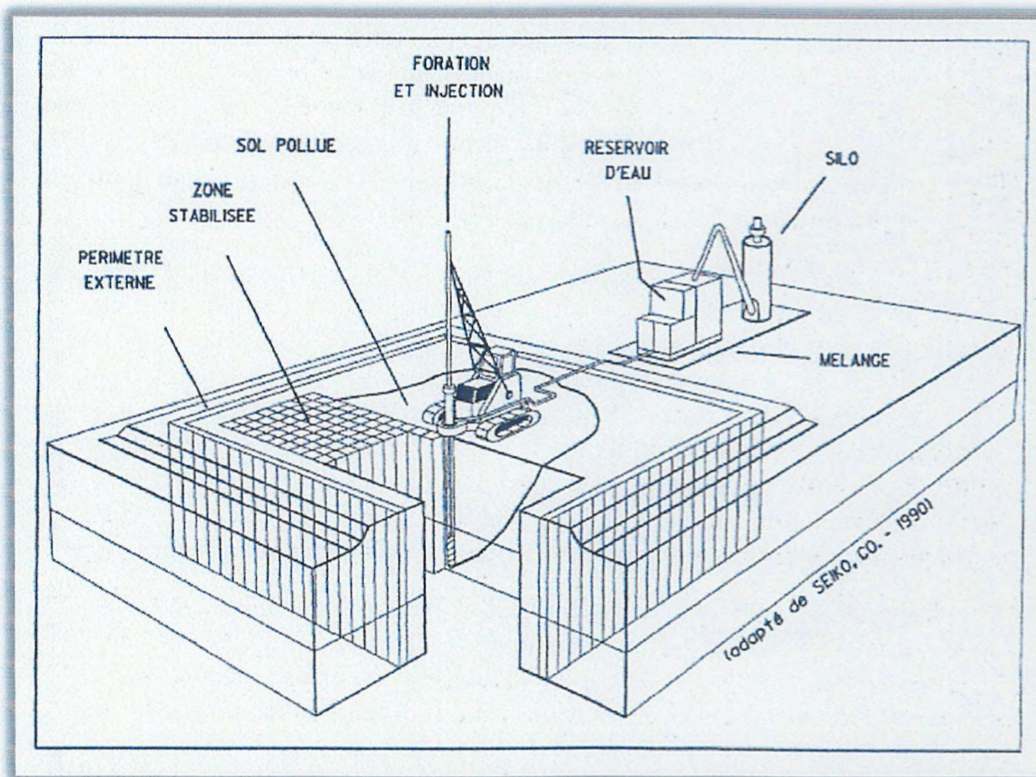


Figure 04: Schéma d'inertage in situ de la société S.M.W.Seiko (Lecompte, 1998).

II.2 Extraction au moyen d'un fluide supercritique

Il est basé sur le très grand pouvoir solvant d'un fluide à l'état supercritique, intermédiaire entre les phases gaz et liquide et qui est caractérisé une viscosité peu élevée et un coefficient élevé de diffusion par rapport aux solvants liquides classiques. (Lecompte, 1998). Le CO_2 est un excellent solvant car bon marché et abondant, non toxique et non combustible. Dans cet état, le gaz acquiert une capacité dissolvante comparable à celle d'un liquide, tout en conservant le comportement général d'un gaz. C'est ainsi que mis en contact d'un solide, il pénètre à l'intérieur de la masse solide poreuse sans problème de mouillabilité, de tension superficielle ni de tout autre phénomène dont il faut tenir compte dès qu'un solide et un liquide sont mis en contact. L'innocuité du CO_2 amène à choisir ce solvant pour extraire les polluants de terres contaminées par des composés toxiques. Ce procédé a été envisagé dans de nombreuses applications mettant en jeu des souillures par des composés solubles dans le CO_2 , tels hydrocarbures, les hydrocarbures chlorés. La séparation du gaz et du produit extrait est aussi particulièrement facile, il suffit de diminuer nettement la masse volumique du gaz, soit par l'abaissement de la pression à la température constante, soit par l'élévation de la température à pression constante.

Dans ce procédé d'extraction à haute pression, les conditions d'extraction (température autour de 100 °C et pression de 400 bars) vont varier selon le spectre des polluants et le type de sol. Les installations conviennent essentiellement pour des sols à gros grain tel le sable ou la gravière. Elles peuvent être utilisées dans certaines limites pour le terreau et le sol argileux ainsi que pour des sols riches en constituants organiques. Le seuil entre la taille du grain du matériau purifié et la taille du grain du matériel resté dans le liquide de lavage ou dans la boue est décisif pour le bilan de masse.

Parmi les inconvénients de la méthode nécessité des investissements très lourds compte tenu de la technologie haute pression qu'il est nécessaire de mettre en œuvre. (Koller, 2004).

II.3 Dépollution par lavage

Le lavage est un procédé employant une extraction physico-chimique et des techniques de séparation afin d'éliminer une large gamme de contaminants : métaux, HC légers, BTEX, HAP. (Koller, 2004). Dans ce procédé, les polluants ne sont pas détruits ni transformés, mais transférés dans une phase liquide puis concentrés. (Beliefert et Perraud, 2009). On utilise de l'eau pure, des acides, des bases, des solvants organiques, en ajoutant par fois des tensioactifs. (Delage et Schrefler, 2005). Les contaminants adsorbés en surface sont enlevés par nettoyage abrasif et *scrubbing* dans un étage, au moyen de l'eau de lavage. Ensuite, le solide est séparé du liquide, lequel transporte avec lui une partie des polluants. Pour que le processus soit efficace, tous les contaminants doivent être associés à la fraction des fines. Ultérieurement, cette fraction sera soumise à un traitement de stabilisation/ solidification.

En règle générale, cette méthode convient pour le nettoyage des sols dont la composition est d'au moins 50% en sable et en gravières. Le lavage n'est indiqué que pour les sols dont le contenu en argile et limons est supérieur à 30%. Aussi, le sol contenant de l'humus rend la séparation des polluants extrêmement difficile. (Koller, 2004). Mais de tels procédés ne sont économiques que si le sol contient peu de particules fines (donc peu de composés de sol avec des grains de taille < 0.02 mm), car la séparation entre les matériaux fins et des plus gros pose problème et parfois les quantités de déchets peuvent devenir trop importante. (Beliefert et Perraud, 2009).

II.4 Méthodes biologiques

Consistent à dégrader les polluants grâce à l'activité de micro-organismes (majoritairement des bactéries), de champignons ou de macrophytes. L'activité peut être aérobie ou anaérobie, mais une efficacité plus grande et un contrôle plus facile conduisent généralement

à préférer la première solution. (Ramade, 2000). Il s'agit de modifier la forme chimique des polluants afin de les extraire du sol ou les immobiliser.

Les microorganismes sont impliqués dans les cycles biogéochimiques des métaux par une variété de processus biochimiques qui influencent la spéciation et la mobilité des métaux. Ainsi, selon les conditions et selon les microorganismes, l'action microbienne peut soit mobiliser soit immobiliser les métaux, ces différents processus pouvant être exploités en Bioremédiation. (Gadd, 2004 et Hazen, 2005).

II.4.1 Bioremédiation

n.f. (*bioremédiation*). Terme désignant l'ensemble des technologies qui permettent de décontaminer un biotope aquatique ou un sol pollué par l'usage des microorganismes, de végétaux supérieurs, voire d'invertébrés présents naturellement ou encore introduits intentionnellement dans le milieu concerné. La bioremédiation consiste soit à extraire le polluant par l'utilisation d'êtres vivants ayant une aptitude particulière à le concentrer dans leur organisme (bioconcentration) et (ou), mieux encore, à le faire dégrader in situ par des microorganismes (ou éventuellement des végétaux supérieurs, (phytoremediation)) pour le neutraliser. (Ramade, 2000). Le procédé de la bioremédiation consiste à activer la capacité naturelle que possèdent de nombreux organismes, la plupart des temps microscopiques (bactéries, microalgues, champignons), à dégrader les polluants en composés inertes, comme l'eau et le gaz carbonique. Ces organismes peuvent être indigènes (déjà présents dans la zone polluée), ou exogènes (ajoutés au milieu), ou encore être prélevés sur le site contaminé, cultivées au laboratoire puis réintroduits dans le sol (bioaugmentation). La bioremédiation se déroule généralement en condition d'aérobie, cependant l'application de systèmes de bioremédiation en condition d'anérobie permet la dégradation d'un certain nombre de molécules récalcitrantes. Les principales technologies utilisées dans la bioremédiation sont les suivantes : (Abdelly, 2007).

II.4.1.a Bioaugmentation

Souvent synonyme d'inoculation. Addition (dans un bioréacteur ou sur un site pollué) de cultures bactériennes pour stimuler la biodégradation. (Roger et Jacq, 2000). Plusieurs définitions de la bioaugmentation appliquée à la pollution des sols ont été proposées. Les deux suivantes sont les plus considérables : la première donnée par El Fantroussiet Agathos(2005), "la technique pour l'amélioration de l'introduction de souches spécifiques compétentes ou des consortiums de microorganisme" et la deuxième suggérée par Dejougeet al(2001)"cet approche correspond à l'augmentation de la capacité du présent microbiote dans le métabolique. (Singh et al, 2011).

II.4.2 Microorganismes utilisés en biorémédiation

La plupart des études on bioaugmentation ont utilisant des bactéries Gram négatif appartenant aux espèces de *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Sphingomonas*, *Alcaligenes*, et *achrobacter*, et des espèces à Gram positif, telles que *Rhodococcus*, *mycobactérie* et *bacillus*. Plus que des espèces fongiques appartient au genre *Absidia*, *achremoniuma*, *spergillus*, *verticilliose*, *pinicillium* et *mucor*. Toutes ces espèces sont succès dans l'élimination des substances toxique récalcitrants à partir du sol à l'aide de consortium microbien. (Singh et al, 2011).

❖ Exemple 1

L'utilisation des bactéries du genre *Thiobacillus* (figure 05). Ces bactéries ont une importance économique considérable, elles transforment le soufre des composés minéraux en acide sulfurique. La vedette revient à *T.ferrooxydans*. Cette espèce fortement acidophile est autotrophe est peut vivre dans des conditions extrêmes, soit à pH 2-3 et en présence de concentration métallique très forte. Elle oxyde le fer ferreux en fer ferrique. Ce dernier en milieu acide peut oxyder l'uranium IV insoluble en uranium soluble. Dans le cas de minerais aurifère, la biolixiviation permet

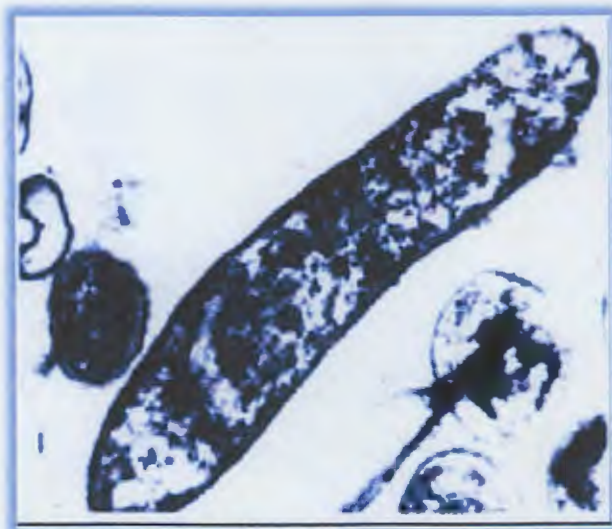


Figure 05 : *Thiobacillus*.

d'extraire l'or en dégradant les gangues de pyrite (Pelmont, 2005).

❖ Exemple 2

Lixiviation des métaux par des microorganismes hétérotrophes généralement implique un processus indirect avec la production microbienne, des acides organiques, et d'autres métabolites. Ces métabolites dissolvent les métaux de minéraux par déplacement d'ion du métal de la matrice de sol par des ions hydrogène, ou par la formation des complexes métalliques solubles. De cette façon, l'espèce la plus importante de champignons *Aspergillus Niger*. (figure 06)



Figure 06 : *Aspergillus Niger*

(A. Niger) en raison de leur capacité à excréter des quantités d'acides organiques efficaces pour la solubilisation des métaux. Ce champignon a été utilisé dans le commerce dans la production des acides, tels que l'acide citrique, l'acide oxalique, et de l'acide gluconique. (Wan et al, 2009).

❖ Exemple 3

La bioremédiation de sol contaminé par le plomb se fait par l'inoculation des souches de *Chryso sporium Phanerochaete* (figure 07) en collaboration avec les pailles ajoutées comme éléments nutritifs .ces souches favorisées l'immobilisation des ions du plomb dans le sol, Pour réduire leur solubilité et biodisponibilité. (Huanga et al, 2006).




Figure 07 : *Chryso sporium Phanerochaete*

II.4.3 Phytoremediation

C'est l'ensemble des technologies qui permettent de décontaminer un biotope aquatique ou un sol pollué par l'usage de végétaux supérieurs, qui ont développé des stratégies de tolérance aux métaux lourds qui leur permettent de survivre et se reproduire dans des sols très contaminés à ces derniers.

❖ Exemple de phytoremediation

L'utilisation des espèces métallophytes (*Armeriamaritima sp* et *Cardaminopsishallerie*) qui poussant à proximité d'une ancienne fonderie de métaux, pour l'absorption des métaux lourds.les analyses des plantes et du sol montre que la concentration des métaux (Zn, Cd, Pb) augmente avec la profondeur (Muller et al, 2000).



Partie pratique

Chapitre I

Description de site

I. Généralité

I.1 Présentation de la zone d'étude

Le cadre retenu pour notre étude est la petite région de Taher qui fait partie de la zone Septentrionale centrale de la wilaya de Jijel. Elle recouvre sur le plan administratif les 4 Communes qui sont avec Taher celles d'Emir Abdelkader, Chekfa et El Kennar. Ce petit territoire littoral d'un seul tenant est limité au nord par la mer méditerranée, au sud par les communes d'Oudjana, Chahna et Bordj Thar. A l'ouest nous avons la commune d'El Amir Abdelkader alors qu'à l'est c'est les communes de Chekfa et El-Kennar.

Ce territoire qui se situe à la périphérie de la ville de Jijel comptait en 2008 une population de 157.055 habitants soit 24,82% de la population totale de la wilaya. Sa superficie est de 224 ,4 km² soit 9,35% de la superficie totale de la wilaya. La densité est de l'ordre de la population est de 699 hts / km² (Anonyme . ,2007)

Le marais de Redjla est la zone humide qui a fait l'objet de notre étude. Il est connu chez les gens de la région sous le nom de *Ghedir EL- Mardj*. (figure08).



Figure 08 : Photo satellitaire du marais de Redjla. →

Source : Google



I.2 Localisation géographique de marais de Redjla

Le marais de *Ghedir EL- Mardj* ($36^{\circ}48' 10,0$ N, $05^{\circ} 54' 73$ E) est situé au Nord –Est de la wilaya de Jijel dans la commune de Taher. Il est localisé dans la région de *Redjla* à 4 Km de Taher et à 2 Km de Bazoul.

Il est limitée au Nord par des habitations et des cultures en serres à l'Ouest par une colline et Sud – Ouest par l'agglomération de T'hare.

La partie orientale est bordée par la route qui relie le village de Bazoul à ville de Taher, tandis que la partie Sud-Est est caractérisée par la présence d'habitation, de fermes et de culture en serres (figure 09) (Anonyme, 2007).



Figure 09 : Position géographique du marais de Redjla. ↪

Source : INC, 1998.

I.3 Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique de la région est constitué par deux Oueds principaux :

- **Oued El-Nil** : Venant de la partie sud-est et se ^{dirige}verse dans la mer. IL se trouve à 5 Km du marais de Redjla.
- **Oued Boukraa** : Venant de la partie sud et se jette dans oued El-Nil.

Un autre cours d'eau de la région est celui de Chaabet Tassift qui prend sa source de la région sud-ouest, traverse le marais et se ^{dirige}verse dans oued El-Nil. Ainsi que nous rencontrons aussi dans la région, des puits qui se situent au bord de la route qui passé au sud du marais. Ces derniers contribuent à l'alimentation en eau de toute la population de la région. Le marais de Redjla est cependant alimenté par les eaux de pluie et par les eaux de la nappe phréatique. Sa profondeur maximale ne dépasse pas 3 mètres et il occupe une superficie totale avoisinant les 5 h. (Rapport, 2007).

I.4 Cadre climatique

L'étude climatique a pour but essentiel d'analyser les principales caractéristiques du climat, à savoir ; la pluviométrie et la température, le régime des vents et l'humidité.

Pour caractériser le climat de notre zone d'étude nous avons tenu compte des données de la station météorologique la plus proche et possédant les mêmes conditions topographiques. Nous somme référés à la station de l'aéroport Achewat, nous avons pris en considération les paramètres les plus déterminants sur une période de 21 ans (1989-2009).

a) Température

La température présente un facteur limitant de toute première importance, le tableau 1 nous résume la répartition mensuelle de la température à travers les 21ans (1989-2009). Elle est en fonction de l'altitude, la distance de la mer, et la position topographique.

Tableau 02. Répartition de la moyenne mensuelle température ^{ds} [C°] ^{sur} à travers les 21ans (1989-2009)

(Source : Station de Achewat, 2010).

Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aout	Sep	Oct	Nov	Dec
T(C°)	11,4	11,7	13,6	15,1	18,7	22,5	25,2	26,1	23,7	20,3	15,6	12,8

D'après le tableau, la région est caractérisée par des températures assez douces, d'après nos données le mois le plus chaud, est généralement Août et le mois le plus froid est Janvier

b) Pluviométrie

La pluie est un facteur climatique très important qui conditionne l'écoulement saisonnier, la Wilaya de Jijel bénéficie d'un climat tempéré avec un hiver doux caractéristique des zones méditerranéennes et d'une pluviométrie de l'ordre de 1 200 mm/an. Elle est parmi les régions les plus arrosées d'Algérie. Le tableau ci-dessous, montre que les précipitations les plus élevées sont enregistrées durant l'hiver et que les minimums sont en été.

Tableau 03. Répartition de la moyenne mensuelle pluviométrie [mm] à travers les 21ans (1989-2009) (Source : Station de Achewat, 2010).

<i>Mois</i>	<i>Jan</i>	<i>Fév</i>	<i>Mar</i>	<i>Avr</i>	<i>Mai</i>	<i>Juin</i>	<i>Juil</i>	<i>Aout</i>	<i>Sep</i>	<i>Oct</i>	<i>Nov</i>	<i>Dec</i>
<i>P(mm)</i>	134,2	101,5	82,5	83,6	53,5	15,2	15,2	11,5	60,5	60,5	154,1	197,6

D'après le tableau, on remarque que la valeur de la précipitation la plus forte est marquée en décembre, et que la valeur la plus faible est enregistrée en Aout.

c) Synthèse climatique :

Diagramme ombrothermique de BAGNOULS et GAUSSEN

Ce type de diagramme (figure10) permet d'évaluer la durée de la période de sécheresse. Cette présentation graphique de sécheresse a été proposée par BAGNOULS et GAUSSEN (1953) qui souligne que la sécheresse n'est pas nécessairement l'absence totale de pluies .Elle se manifeste quand de faibles précipitations se conjuguent avec une forte chaleur. Pour ce diagramme (figure 10), les mois de l'année sont représentés sur l'axe des abscisses, il regroupe en même temps la courbe de précipitation représentée en ordonnée à droite en mm, et la courbe de température représentée à gauche en C° . L'analyse des deux paramètres climatique (pluviométrie et température) permet de tracer la courbe ombrothermique de Gaussen qui met en évidence deux périodes .

- **Une période sèche** : S'étale du mois de Mai au mois de Septembre.
- **Une période humide** : S'étale de mois de Septembre au mois du Mai.

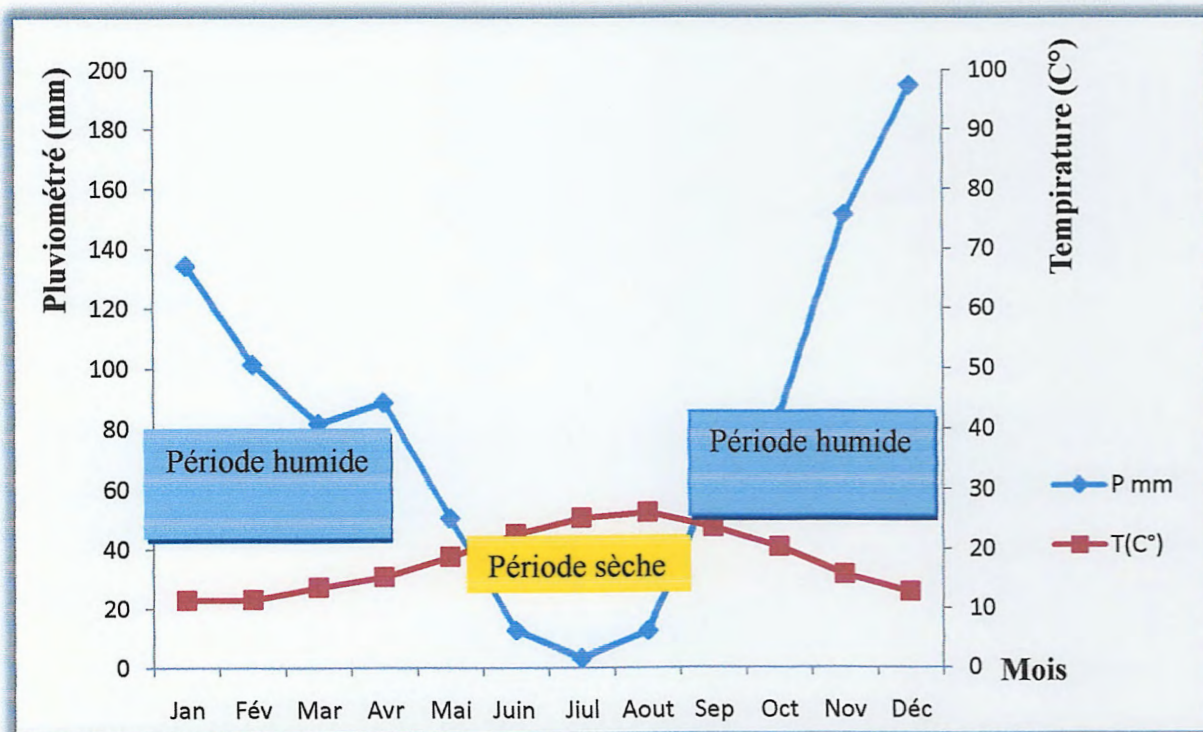


Figure 10 : Diagramme ombrothermique sur la base de données de la station d'Achwat (1989-2009).

Chapitre II

Matériel et méthodes

I. Justification du choix des stations

Trois points de prélèvement ont été choisis pour réaliser ce travail. Le choix de l'emplacement des prélèvements sont conditionnées essentiellement sur l'éventuelle possibilité de pollution par diverses sources (l'agriculture, la route,....etc.)

Station 1

Cette première station ~~est~~ reçoit des eaux usées des habitations proches et des déchets ménagère et sa végétation de type herbacé et arboré (figure 11). De plus c'est la station la plus proche à la route reliant Tacher Bazoul.



Figure 11 : Station N°1

Station 2

Cette station est localisée dans le secteur nord-oriental. Caractérisé par un couvert végétal herbacé. (figure 12).



Figure 12 : Station N° 2

Station 3

Elle est caractérisée par des activités agricoles et sa végétation de type herbacé (figure 13). Ainsi que la présence de la canalisation évacuatrice des eaux usées.



Figure 13 : Station N° 3

II. Méthode d'étude

II.1 Prélèvement du sol

Les prélèvements se font à 20cm de profondeur, couche à laquelle se réfèrent les valeurs indicatives de la plupart des pays, les échantillons sont toujours prélevés de la même manière avec le même instrument. Il faut éviter les instruments en acier inoxydable, nickelés, laqués. Pour cette raison, on a utilisé une tarière en fer. Les prélèvements sont mis directement dans des sacs en plastique et transportés jusqu'au laboratoire. La quantité prélevée est de l'ordre de 1kg, quantité suffisante pour l'analyse et la mise en réserve pour d'éventuelles répétitions et stockage. L'identification des échantillons est nécessaire pour éviter les risques de confusion.

II.2 Préparation des échantillons

La préparation des échantillons est nécessaire pour le rendre représentatif à l'analyse. Une fois au laboratoire les échantillons ont été séchés à l'air libre, à température ambiante, à l'abri de la lumière solaire directe pour limiter l'évolution biologique, assurer la conservation des échantillons à moyen et à long terme.

Les échantillons, ensuite, ont été homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2 mm pour obtenir un échantillon homogène, puis stockés dans des boîtes en polyéthylène ayant préalablement subi le schéma classique de conditionnement avant l'utilisation (lavage, séjour dans l'acide, rinçage à l'eau distillée puis séchage).

II.3 Analyses des métaux lourds étudiés

Préparation des extraits de sol

L'extraction est faite avec l'eau régale dont le grand pouvoir de dissolution est dû à l'effet combiné d'un acide oxydant HNO_3 et des ions Cl^- complexant (provenant de l'acide

chlorhydrique). Cette méthode permet aussi la détermination de la quantité totale de toute une série d'éléments majeurs et traces.

Le procédé d'extraction décrit par Hoening et al, (1979), consiste à ajouter, à 1g de sol séché et tamisé (2mm), de l'eau régale, constituée de 3 ml d'HCL concentré et 1 ml de HNO₃ concentré, dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, fixé sous réfrigérant et chauffé jusqu'à ébullition durant 15 minutes. Après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, le contenu de l'erlenmeyer est filtré sur papier filtre sans cendre, lavé aux acides à vitesse moyenne de filtration ou sur membrane de type Millopore, dans un ballon jaugé de 50 à 100ml selon le besoin.

Le dosage des métaux lourds (chrome, plomb et cadmium) a été effectué par spectrophotométrie d'absorption atomique bifaisceau de type Shimadzu (AA 6200) au niveau de laboratoire de l'université de Jijel. Les principaux composants de cet appareil sont :

- ✓ Position de la lampe.
- ✓ Passeur automatique d'échantillon pour le dosage au four graphite.
- ✓ Position des échantillons pour le dosage à flamme.
- ✓ Atomiseur (Flamme ou four graphite).
- ✓ Un micro-ordinateur équipé d'un logiciel pilotant le SAA, traitement de données et enregistrement.

II.4 Mode opératoire des analyses physico-chimiques du sol

II.4.1 Mesure de pH

Le pH du sol est un facteur important qui influe sur la disponibilité des éléments nutritifs du sol. Compte tenu de la sensibilité du pH du sol à la fertilisation excessive et l'utilisation généralisée des engrais, il est essentiel d'examiner l'influence du pH du sol sur la répartition et la disponibilité des éléments nutritifs du sol. (Jing et al, 2011)

La mesure du pH se fait à l'aide d'un pH-mètre de la marque (HANNA pH 211) sur la solution du sol.

Mode opératoire

Peser 10g de terre tamisé (2 mm) dans un bécher. Ajouter 25 ml d'eau distillée, et agiter 1 minute avec une baguette de verre. Laisser reposer 2 heures. Plonger l'électrode dans le liquide surnageant et effectuer la mesure. Laisser la lecture se stabiliser durant plusieurs secondes. Noter les valeurs à la deuxième décimale près. (Mathieu, 2003).

II.4.2 Dosage du calcaire total

- ✓ Le calcaire total est la proportion globale de (CaCO₃) présente dans la terre.
- ✓ Le principe de dosage du calcaire total est basé sur la mesure de CO₂ dégagé du calcaire (CaCO₃) se trouve dans le sol.

Mode opératoire

1- Etalonnage du calcimètre :

- ✓ On détermine la relation entre les quantités connues de carbonates et les volumes de CO₂ dégagés.
- ✓ préparer une série de 6 piluliers dans lesquels on met respectivement 25, 50, 100, 150, 200, 300mg de CaCO₃ pur.
- ✓ Introduire prudemment dans chaque pilulier un tube à hémolyse rempli de 4 ml de HCL (Propipette).
- ✓ Fermer le pilulier et déterminer le volume du à l'enfoncement du bouchon après avoir équilibré les niveaux de la solution dans les deux bras du manomètre.

Noter : V_t = volume témoin.

- ✓ Agiter le pilulier pour que HCL prenne contact avec CaCO₃ et continuer à remuer jusqu'au moment où le liquide arrête de descendre dans le calcimètre.
- ✓ Le volume de gaz se lit après la mise à niveau sous pression atmosphérique (noter V_e : volume de l'échantillon). La vraie quantité de CO₂ dégagé par la réaction est :

$$V_{\text{corrigé}} = V_e - V_t$$

2- Détermination du calcaire dans le sol :

Introduire 1g de terre fine dans un pilulier et suivre le même mode opératoire. Déterminer V_t, V_e, V_c. (Mathieu, 2003).

II.4.3 Dosage de La matière organique (méthode de Walkley et Blak)

La méthode de Walkley et Blak est une oxydation par voie humide de la matière organique par le mélange dichromate de potassium/acide sulfurique. Titration de l'exés de bichromate par le sulfate ferreux. (Baise et Jabiol, 2000)

➤ Réactifs

- ✓ Acide sulfurique concentré 95%.
- ✓ Solution 1N de bichromates de potassium, K₂Cr₂O₇, à 8% (49.04g/l).

- ✓ Acide phosphorique concentré H₃PO₄, 85%.
- ✓ Indicateur : 1g de diphénylamine dans 40ml H₂O et 200ml H₂SO₄ concentré.
- ✓ Solution 1N de FeSO₄ dans l'acide sulfurique 0.5N : 278g de FeSO₄ · 7 H₂O dans 1l eau distillée + 5ml de H₂SO₄.

Mode opératoire

Introduire 1g de sol dans un erlenmeyer de 500 ml. Ajouter 10ml de solution de bichromate 1N et 20ml d'acide sulfurique concentré pur. Agiter pendant une minute et laisser reposer durant 30minutes. Au contenu de l'erlenmeyer on ajoute 200 ml d'eau distillée, 10 ml de H₃PO₄ et 1ml de l'indicateur de diphénylamine.

Titrer avec la solution de FeSO₄ (dans une burette de 50 ml). Le virage est atteint quand la couleur change du violet au vert.

Faire en double et un essai à blanc (mêmes opérations en absence du sol).

Le pourcentage de la matière organique est donné par l'équation suivante :

$$\% \text{ MO} = 4 \times 1,725 (a-b)/a$$

Où:

a= volume en ml de la solution de FeSO₄ ajouté au blanc ;

b=volume en ml de la solution de FeSO₄ ajouté au sol : prendre la moyenne des deux répétitions.

II.4.4 Capacité d'échange cationique (Méthode AFNOR)

La capacité d'échange cationique est un paramètre global qui représente le total des charges négatives du sol disponible pour la fixation de cations métalliques ou d'ions H⁺. (Tremel-Schaud et Feix, 2005).

➤ Réactifs

- ✓ Ethanol 95 %,
- ✓ H₂SO₄ (0.025 mol / litre) ;
- ✓ Indicateur de TACHIRO ;
- ✓ Phénol phtaléin ;
- ✓ Acide borique;
- ✓ NaOH;
- ✓ Carbonates de calcium CaCO₃ ;
- ✓ Oxalates d'ammonium.

Mode opératoire

Préparation des solutions :

- solution d'oxalate d'ammonium :

5.076g d'oxalate d'ammonium dans une fiole d'un litre puis ajouter de l'eau distillée jusqu'à 1L.

- solution du sol :

5g de sol + 750 mg de CaCO_3 + 50ml de la solution d'oxalate d'ammonium. Agiter pendant 3heures et laisser reposer 10 à 12 heures dans un réfrigérateur (pour accélérer le travail on peut utiliser la centrifugeuse).

- solution d'acide borique :

40g d'acide borique dans une fiole d'un litre puis compléter avec de l'eau distillée jusqu'à 1 litre.

- indicateur de TACHIRO :

2g du rouge méthyl + 1g de bleu de méthyl dans 1000ml d'éthanol 95%.

- phénol phtalein :

2g de phénol phtalein dans 1litre d'éthanol 95%.

- solution de NaOH :

330g de NaOH dans une fiole d'un litre.

- solution de H_2SO_4 50.025mol/l) :

2.45 ml de H_2SO_4 dans une fiole de 1litre.

Mettre 10 ml de la solution du sol. Ajouter 10ml de la solution de NaOH puis 190 mL d'eau distillée et quelques gouttes du phénol phtaléine dans un ballon d'un litre, muni d'un chauffe ballon.

Dans le Becher de collection mettre 40 mL d'acide borique +quelque goutte d'indicateur de Tachiro. Dans la colonne de titration on met la solution d' H_2SO_4 .

Au moment où le virage de la couleur du violet vers le vert est effectué, on commence la titration par H₂SO₄ et on marque le volume de H₂SO₄ puis on applique la formule de calcul suivante :

$$T = \frac{(V_2 - V_1) \times C \times 50 \times 2 \times 100}{m \times V}$$

Où :

V₂ : volume du témoin.

V₁ : volume de l'échantillon.

C : concentration de H₂SO₄ = 0.025 mol/l.

m : prise d'essai = 5g de sol.

v : prise d'essai = 10ml de la solution du sol.

II.4.5 Conductivité électrique

Mode opératoire

Peser 10g de sol tamisé (2 mm) dans un bécher de 100 ml et ajouter 50 ml d'eau distillée, en agite ensuite avec un agitateur magnétique pendant 2 heures. Cela permet de mettre en suspension la totalité de l'échantillon et obtenir un équilibre entre la phase solide et la phase liquide. La solution est ensuite laisser reposer 1/2 heure, puis on mesure la conductivité à l'aide d'un conductimètre électronique sur la solution du sol.

II.5 Analyse statistique

L'analyse a été effectuée grâce au langage R et logicielle EXCEL pour le calcul :

- ✓ Des moyennes et des écart-types.
- ✓ Des corrélations différentes entre les paramètres.
- ✓ Des analyses de la variance à un critère de classification (ANOVA).

Chapitre III

Résultats

I. Résultats des analyses physico-chimiques du sol

I.1 pH

Les résultats de l'analyse de pH des trois stations sont représentés par la figure (14).



Figure 14 : Variations du pH dans les sols du marais.

Les valeurs du pH sont légèrement variées d'une station à une autre, le maximum est enregistré au niveau de la station 03 avec une valeur de 7.57, et le minimum est enregistré au niveau de la station 02 avec une valeur de 6.95 (figure 14). D'une manière générale le sol du marais a un pH neutre. L'analyse de la variance ne montre aucune différence significative dans le pH des sols de Redjla de différentes stations ($F=3.3716$; $P<0.1044$).

I.2 Calcaire total (CaCO_3)

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs moyennes du calcaire total varient d'une station à une autre. Le maximum est enregistré au niveau de la station trois et le minimum est marqué au niveau de la station une, une augmentation progressive de la station une à la station 3 a été également enregistrée (figure 15). L'analyse statistique montre une corrélation positive significative entre la matière organique et le calcaire total est égale 0,96. Une différence significative entre les valeurs du calcaire totale de différentes stations a été enregistrée (ANOVA, $F=7.6818$; $P<0.02215$).

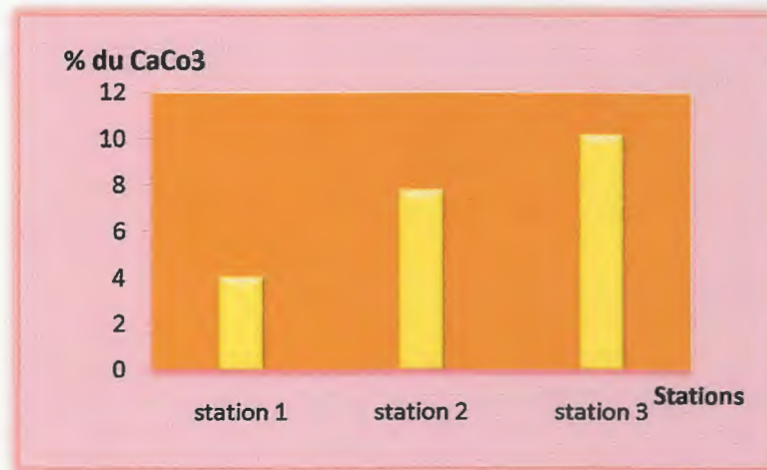


Figure 15 : Variations du calcaire total dans les sols du marais.

I.3 Matière organique

Les teneurs moyen en matière organique sont plus ou moins variables d'une station à une autre, le maximum est enregistré au niveau de la station trois avec un pourcentage de 4,43%, et le minimum est marqué au niveau de la station une (01) avec un pourcentage de 3,85% (Figure 16). L'ANOVA ne montre aucune différence significative entre le taux de la matière organique dans les sols des trois stations de prélèvements dans le marais de Redjla ($F = 0.6853$, $P = 0.5395$).

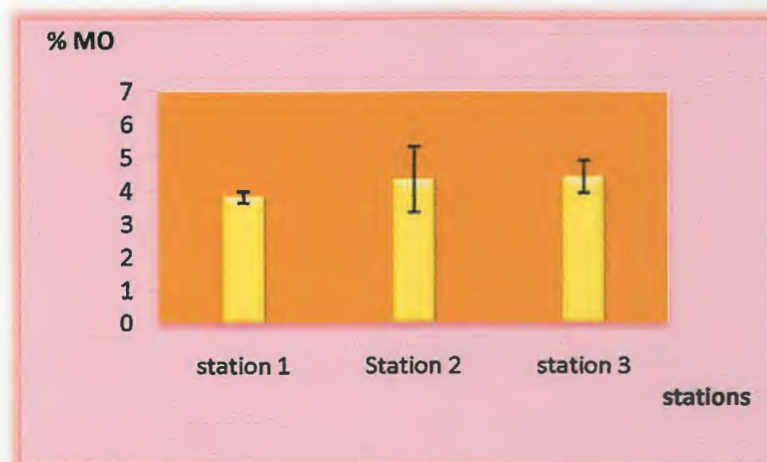


Figure 16 : Variations de la matière organique dans le sol du marais.

I.4 Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique des sols du marais varie d'une station à une autre, le maximum est enregistré au niveau des deux stations une et trois alors que le minimum est enregistré au niveau de la deuxième station avec 58,33 meq/100g du sol (figure 17). Un effet

station significatif à été enregistré entre les valeurs de la capacité d'échange cationique (ANOVA, $F=6$, $P<0,3704$).

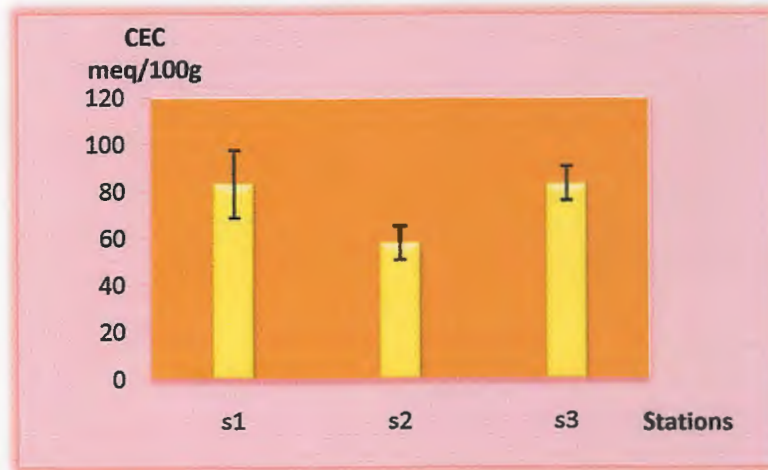


Figure 17 : Variations de la capacité d'échange cationique dans les sols du marais.

I.5 Conductivité électrique (CE)

Les résultats de l'analyse de la conductivité électrique des trois stations étudiées sont illustrés sous forme graphique et sont représentés par la (figure 18). L'analyse de la variance montre une différence significative entre les stations ($F=5.469$, $P < 0,04445$). Une corrélation positive significative à été enregistré entre la conductivité électrique et le Cd ($R^2= 0.72$) et entre la CE et le Cr ($R^2= 0.89$).

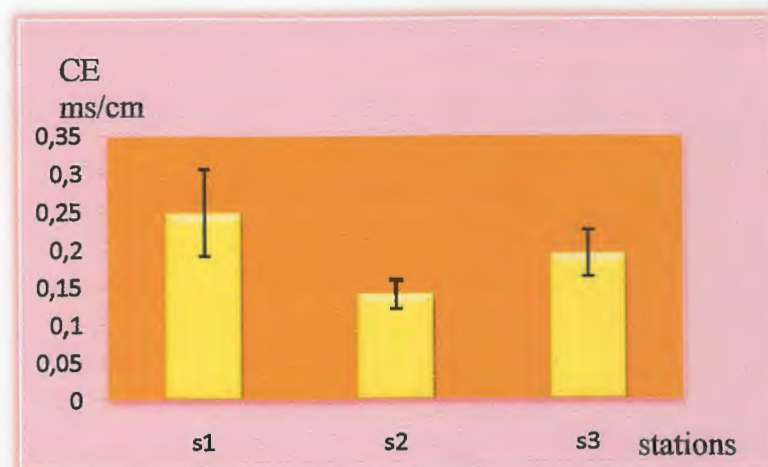


Figure 18: Variations de la conductivité électrique dans les sols du marais.

II. Résultats des analyses des métaux lourds

II.1 Cadmium

Les résultats d'analyse du Cadmium dans les sols du marais de Redjla sont légèrement variables d'une station à une autre, le maximum est enregistré au niveau de la station 01 avec une valeur de 1,05 ppm, et le minimum enregistré au niveau de la station 03 avec une valeur de 0,85 ppm, une diminution graduelle de la station 1 à la station 3 est également constaté. (Figure 19). L'analyse de la variance ne montre aucune différence significative entre les teneurs des sols en cadmium dans les trois stations ($F=0,1698$; $P < 0.8478$). Une forte corrélation négative à été également enregistré entre le Cd et la MO ($R^2 = -0,98$).

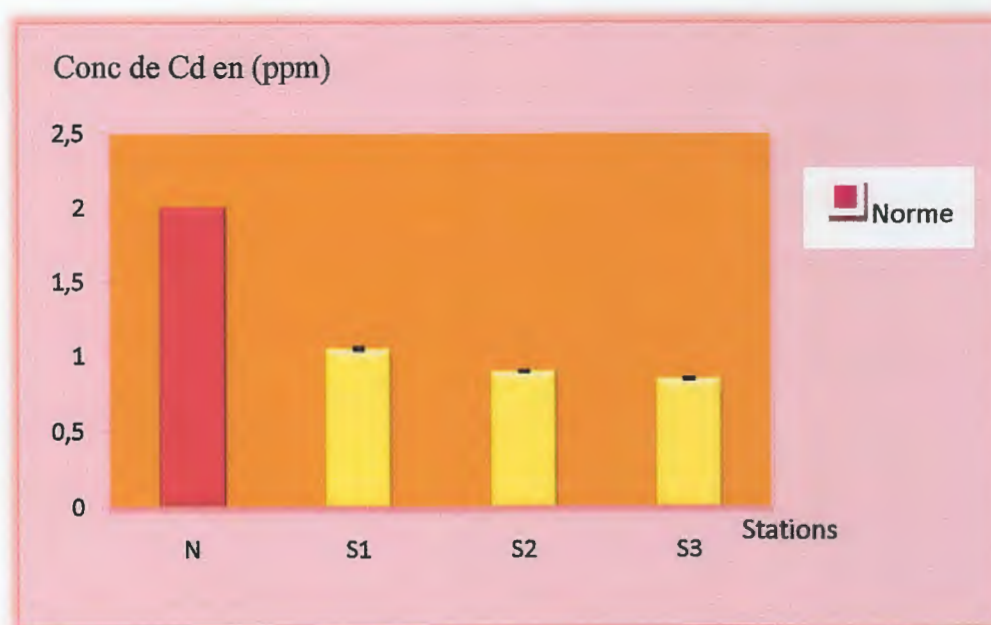


Figure 19 : Variations des teneurs en cadmium dans les sols du marais.

II.2 Chrome

Les teneurs en chrome *être* semblent légèrement variables d'une station à l'autre, le maximum enregistré au niveau de la station 01 avec une valeur de 44,5 ppm, et le minimum enregistré au niveau de la station 02 avec une valeur de 35 ppm (figure 20). L'ANOVA ne montre aucune différence significative entre les teneurs en chrome des sols des trois stations dans les sols de Redjla ($F = 0,2905$ $P < 0.7579$).

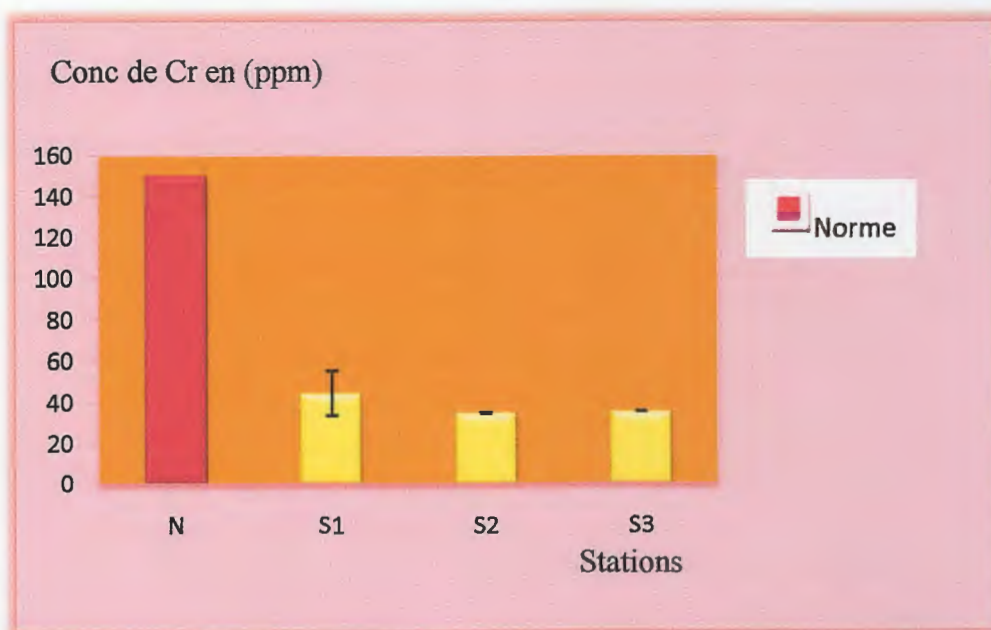


Figure 20: Variations des teneurs en chrome dans les sols du marais.

II. 3 Plomb

Les teneurs en plomb sont généralement faibles et varient d'une station à l'autre, le maximum enregistré au niveau de la station 02 avec une valeur de 32.5 ppm, et le minimum enregistré au niveau de la station 03 avec une valeur de 10.5 ppm, une diminution progressive de la station une à la station trois à été enregistré (figure 21). Néanmoins l'analyse de la variance ne montre aucune différence significative les teneurs des sols en plomb des trois stations dans les sols de Redjla ($F=0,10494$; $P<0.4066$).

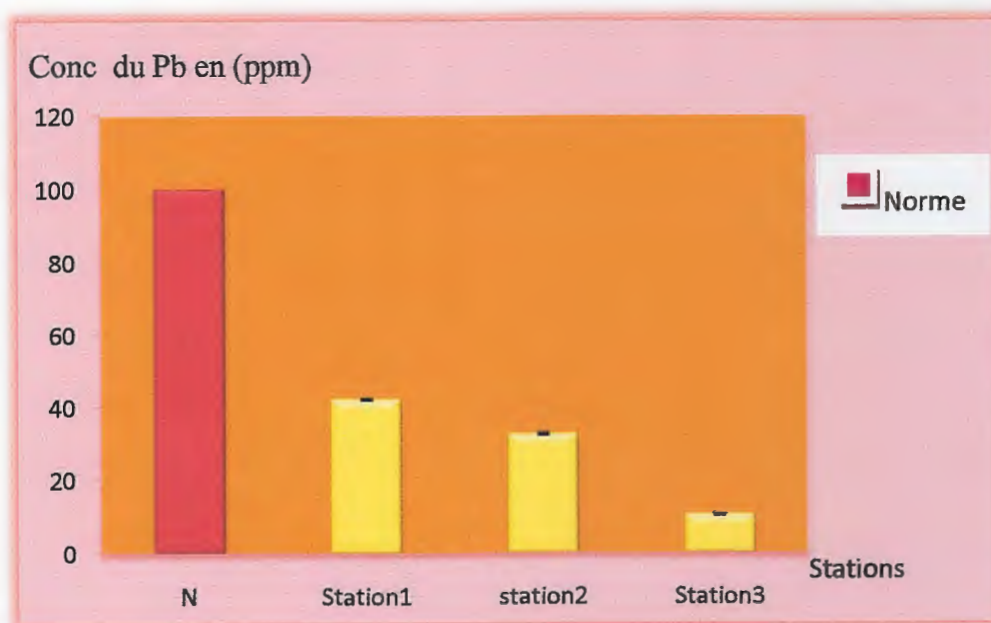


Figure 21 : Variations des teneurs en plomb dans les sols du marais.

Chapitre IV

Discussion

I. Analyses physicochimiques de sol

I.1 pH

Le pH est un facteur important influençant la solubilité et la spéciation du métal et donc sa toxicité (Jin et al., 2005). Lorsqu'une valeur de pH élevée (par exemple après un apport de calcaire) est responsable d'une augmentation de la concentration des métaux lourds dans le sol sous forme d'hydroxydes ou de complexes hydroxo faiblement mobile (Beliefert et Perraud, 2009). La concentration des cations métalliques libres augmente dans la solution de sol et par conséquent améliore la phytoextraction (Jin et al., 2005). Au total, en milieu saturé et non acide, l'absorption par la plante reste limitée par rapport à la quantité stockée dans le sol, au moins lorsqu'un certain seuil n'est pas dépassé ; par ailleurs, la faible mobilité des éléments lourds empêche généralement leur entraînement par les eaux de drainage, ce qui évite la pollution des nappes (Duchoufour, 1997).

D'une façon générale, notre étude a révélé que le pH des sols du marais de Redjla est neutre à légèrement basique, selon Duchaufour (1997), la dilution des ions H^+ des solutions en période hivernale a tendance d'élever les valeurs du pH. Nos prélèvements sont effectués après une période pluvieuse. Duchaufour, (1997) montre que les sols contenant de la matière organique et du calcaire, leur pH varie de 7,5 à 6,5. Nos sols riches en matière organique et en calcaire. Nos résultats concordent avec ceux enregistrés par Wang et al., (2003) dans les sols du lac Taihu (Chine).

I.2 Calcaire totale

Dans les sols calcaires les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des Ets, soit par absorption ou par précipitation d'hydroxyde ou de carbonate, ou encore par insertion de dans le réseau de $CaCO_3$ (Perrono, 1999).

En comparant la teneur en calcaire total des stations aux normes d'interprétation (Baize, 1988), nous pouvons classer les sols de la station 01, dans la classe des sols peu calcaire, alors que les sols de la station 02 et 03 sont des sols modérément calcaires.

Les résultats obtenues dans les trois stations étudiées, montre une variation entre la station 1 et les autres stations, ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui fait ressortir une différence significative ($F=7.6818$; $P < 0.02215$). Ceci est éventuellement dû à l'épandage des amendements calcaires dans les sols des stations 2 et 3. Les sols de ces dernières stations sont riches en matière organique, qui représente un important réservoir de carbone (Wesemael, 2006). Chose qui est appuyé par la corrélation positive entre la matière organique et le calcaire total ($R^2 = 0,96$).

riches en matière organique, qui représente un important réservoir de carbone (Wesemael, 2006). Chose qui est appuyé par la corrélation positive entre la matière organique et le calcaire total ($R^2=0,96$).

I.3 Matière organique

Il existe une grande liaison entre le taux des sols en matière organique et les teneurs des ces derniers en ETM, les ETM absorbés par la matière organique, ce qui réduit leur mobilité vers les parties souterraines et aériennes des plantes d'une part et vers les nappes phréatiques d'une autre part. Les matières organiques des sols (MOs) sous forme solide ou associées aux phases solides participent à l'immobilisation ou au stockage des ETs par leurs propriétés complexation, favorisent au contraire la mobilité des métaux en augmentant leur d'adsorption, tandis que les MOs présentes sous formes soluble, par leurs propriétés de concentration totale en solution. Ainsi, les MOs peuvent soit stocker des ET, soit augmenter leur mobilité. (Girard et al., 2005). L'accumulation de matière organique joue un rôle plus important dans l'amélioration de la biodisponibilité de plomb que l'acidification des sols, ce qui indique que la matière organique a été le principal facteur influant sur la biodisponibilité du Pb (Jin et al., 2005).

Les valeurs moyennes de la matière organique obtenues dans les trois stations, et par rapport à la norme de Schaefer, (1975) notre sol considéré comme sol riche à moyennement riche en matière organique.

Les importants taux de la matière organique enregistrés au niveau des stations 2 et 3 peut être dû à la proximité des ces dernières aux fuites issu du canal d'évacuation des eaux usées et du couvert végétal.

La matière organique et l'argile sont des constituants édaphiques les plus importants pour la fixation des métaux lourds. (FAO, 1980). Nos résultats concordent avec ceux obtenir par Darbel et Saayoud, (2011). Plusieurs études montrent des variations de la matière organique des sols des milieux humides ; (Cao et al, 2011; Dai et al., 2011 ; Zhao et Cheng, 2011).

I.4 Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange de cations (CEC) exprimée en milliéquivalents pour 100 g est une caractéristique importante de chaque argile qui conditionne grandement la biodisponibilité d'un métal dans le sol (Soltner, 2005).

Les valeurs de la CEC dépendent de la charge superficielle des argiles, des oxydes, mais aussi de celle des matières organiques. Les contributions sont additive de sorte que:

$$\text{CEC sol} = \text{CEC argile} + \text{oxyde} + \text{CEC M.O}$$

pour l'argile pure de 40 à 60 méq/100g de sol, et pour la matière organique de 150 à 300 méq/100g de sol. La distribution des métaux lourds dans le sol était contrôlée par le contenu en argile. (Schaud et Feix, 2005 ; Xiao et al., 2011). En effet, la teneur de ces métaux augmente avec cette capacité (Bounit et al., 2004). C'est la raison pour laquelle la pollution par les métaux est plus élevée dans les sols lourds que dans les sols légers (Beliefert et Perraud, 2009). En effet, la charge électro négative des argiles les rend aptes à contracter des liaisons électrostatiques avec toute entité chargée positivement, comme les cations métalliques. Ces liaisons sont réversibles et les cations fixés sont échangeables : ils peuvent être remplacés par d'autres cations présents dans la phase aqueuse du sol.

Les valeurs de La CEC de tous les échantillons analysés sont très élevées, dont sont supérieurs à 20Meq/100g.

Les résultats de notre étude montrent des variations de la CEC très importantes d'une station à une autre, ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui fait ressortir une différence significative ($F=6$, $P=0,3704$).

Lorsque la valeur du pH augmente, la quantité de charges négatives augmente et la CEC augmente également (Baize et Girard, 2009). Ce qui est confirmé par la corrélation positive entre le pH et la CEC ($R_2=0.66$). Des résultats similaires ont été trouvés dans une étude sur le même site (Derbel et Sayoud, 2011). Nos résultats sont en contradiction avec ceux trouvés par Remon et al., (2005), où la CEC enregistré est varié entre 11.3 meq/100g et 20.6 meq/100g.

I.5 Conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) c'est la quantité totale d'ions en solution, il s'agit aussi bien de cations que d'anions. Les cations Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , les anions, Principalement Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- ... (Soltner., 2005).

La conductivité est directement proportionnelle à la quantité de solides (les sels minéraux) dissous dans l'eau. Ainsi, plus la concentration en solide dissout sera importante, plus la conductivité sera élevée.

Depuis de nombreuses années la conductivité électrique des extraits de sol par l'eau est utilisée comme diagnostic de la salinité des sols, ainsi que pour le classement d'aptitude des eaux pour l'irrigation.

D'après Gros(1979), les valeurs inférieures à 0,6 ms/cm) indiquent une faible charge d'éléments minéraux. Les trois stations de notre site est loin d'être salés.

Cette pauvreté en sels minéraux peut être due au lessivage des sels minéraux vers les eaux du marais.

D'après Gros(1979), les valeurs inférieures à 0,6 ms/cm) indiquent une faible charge d'éléments minéraux. Les trois stations de notre site est loin d'être salés.

Cette pauvreté en sels minéraux peut être due au lessivage des sels minéraux vers les eaux du marais.

L'analyse statistique montre une corrélation positive significative entre la conductivité électrique et les deux métaux lourds (Cd, Cr) se qui concorde avec les résultats de (Darbel et Saayoud, 2011).

Les résultats de notre étude montrent des variations de la CE très importantes d'une station à l'autre, ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui fait ressortir une différence très significative ($F=5.469$, $P<0,04445$).

II. Métaux lourds

La partition des éléments-traces entre les phases solides et liquides dans le sol est fortement influencée par les propriétés du sol telles que le pH, la teneur en matière organique, la force ionique de la solution du sol (Schaud et Feix, 2005).

II.1 Cadmium (Cd)

Le cadmium est un élément relativement rare et n'existe pas naturellement à l'état natif. Il est présent dans la croûte terrestre à des concentrations d'environ 1 à 2 ppm, ou il est souvent associé au plomb (Bisson, 2011).

Le Cd est parmi les ETMs potentiellement toxique pour l'environnement qui provoque de sérieux problèmes pour nature en raison de sa forte toxicité. Le Cd est fortement adsorbé par les argiles, les matières organiques, les boues et les acides humiques avec lesquels il forme des complexes. Sa rétention par la phase solide croît exponentiellement avec le pH croissant (Halen, 1993 ; Alloway, 1995). En d'autres termes la mobilité du Cd dépendrait largement du pH et du Eh, mais Baize (1997), au cours de ses divers travaux, a pu constater plusieurs exemples de migrations en profondeur même en sols à pH neutre ou alcalin.

Selon He et al., (2005), les superphosphates et les phosphates calciques et magnésiques, selon leur origine sont fortement chargés en cadmium. D'après Duchaufour (1997), en France, les engrais phosphatés représentent 60% des apports en cadmium.

La matière organique est la principale réserve du cadmium dans les sols (Godin, 2010).

Les résultats obtenus au cours de notre travail, nous à permet de constater que les concentrations du Cd sont inférieure à la norme établie par AFNOR.

Une variabilité des résultats enregistré pour la teneur des sols en cadmium (Coullery, 1997, 0.06 et 1.1 ppm ; Nassali et al., 2002 , 0.65 µg/l et 0.7 µg/l ; Azzoug, 2004, entre 0,81 et 5,03 mg/kg avec une moyenne de $3,07 \pm 1,19$ mg/kg ; Kao et al., 2007, $0,26 \pm 0,08$ et $0,21 \pm 0,05$; Afri-Mehennaoui et al., 2009, $2,7 \pm 0,7$ mg/kg et $2,4 \pm 0,5$ mg/kg ; Bisson , 2011, 2.1 ppm)

II.2 Chrome (Cr)

Dans la nature, le chrome se retrouve dans les roches basiques avec des teneurs plus importantes et sous forme de traces dans les silicates (pyroxène et grenat). Son origine industrielle est liée à la galvanoplastie, tannerie, raffinerie, métallurgie, colorants, textile et peinture. Dans les eaux, le chrome se présente sous deux formes chimiques : la forme hexavalente (Cr VI) et la forme trivalente (Cr III) (Debieche, 2002).

Le chrome (III) est très stable. Il forme des complexes hydroxydes dans les eaux naturelles : $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, $\text{Cr}(\text{OH})_3$ et $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$. Le chrome trivalent est moins mobile et les espèces hydroxylées peuvent précipiter à des pH compris entre 4 et 5, une précipitation totale peut se produire pour un pH de 5,5 (Burnol et al., 2006). A l'état naturel il est hautement insoluble (Juste et al., 1995 ; Potelon, 1998). Sa solubilité est faible vis-à-vis des phénomènes de lessivage des sols. De ce fait, les eaux brutes n'en contiennent que de faibles quantités (de 5 à 15 µg/l) (Rodier, 2005). La teneur normale du chrome dans les sols est 150 ppm avec une moyenne est 100 ppm (Rousseaux, 1988 in Kadem, 2005).

Notre étude a montré de faibles concentrations en Cr, toutes les teneurs sont inférieure à la norme établie par AFNOR, néanmoins une légère augmentation à été enregistrée au niveau de la station une (44.5 ppm). Un tel résultat peut être attribué aux divers rejets domestiques et industriels déversés dans les eaux du marais, cette augmentation peut être expliquée en grande partie par le processus

d'adsorption des éléments métalliques sur les différents constituants actifs du sol: argile, oxydes, hydroxydes, matériaux amorphes et les substances organiques (Yatrabi et Nejmeddine, 2000).

II.3 Plomb (pb)

Le Pb dans le sol provient essentiellement – en système non anthropisé - de la roche mère. A l'heure actuelle la concentration de Pb des souches pédologiques mondiales est estimée en moyenne à 25 ppm (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Pb est l'élément le plus fortement retenu par les différents constituants du sol. C'est pourquoi il est généralement considéré comme étant peu mobile dans les sols. Cependant, plusieurs études ont montré ou suggéré que Pb pouvait être de manière importante mobilisé sous forme colloïdale et migré en profondeur, en particulier à travers les chemins d'écoulement préférentiel (Citeau, 2006).

Pb est préférentiellement adsorbé par les oxyhydroxydes de Fe. Les réactions impliquant la matière organique des sols peut jouer également un rôle prédominant dans l'adsorption de Pb par les sols. Dans les sols calcaires, la précipitation de Pb sous forme carbonatée pourrait être importante (Citeau, 2006).

Dans notre étude nos résultats font apparaître des teneurs en plomb dans le sol du marais de Redjla inférieures à la norme internationale AFNOR.

Le Pb est à 90% d'origine atmosphérique et provient des gaz brûlés émis par certains moteurs. La teneur du sol en Pb est particulièrement élevée le long des autoroutes et dans les parcs urbains (Ramade, 2005). Ce qui explique la teneur en Pb plus ou moins élevée enregistrée au niveau de la station 01 qui est la plus proche de la route reliant Taher et Bazoul d'une part, et à la nature des sols de cette station qui est moins riche en matière organique par rapport aux autres stations, le Pb est peu ou pas mobile dans les sols, il a une faible association avec la fraction des « matières organiques » (Colin, 2004 ; Achiba et al., 2009).

Les teneurs en plomb des sols à connaître une très grande variabilité, elles dépendent de plusieurs facteurs à savoir le pH, la texture du sol et les sources de pollution (Villar et al., 1999 ; Nassali et al., 2002 ; Remon et al., 2005 ; Kao et al., 2007 ; Afri-Mehennaoui et al., 2009)



Conclusion

Conclusion

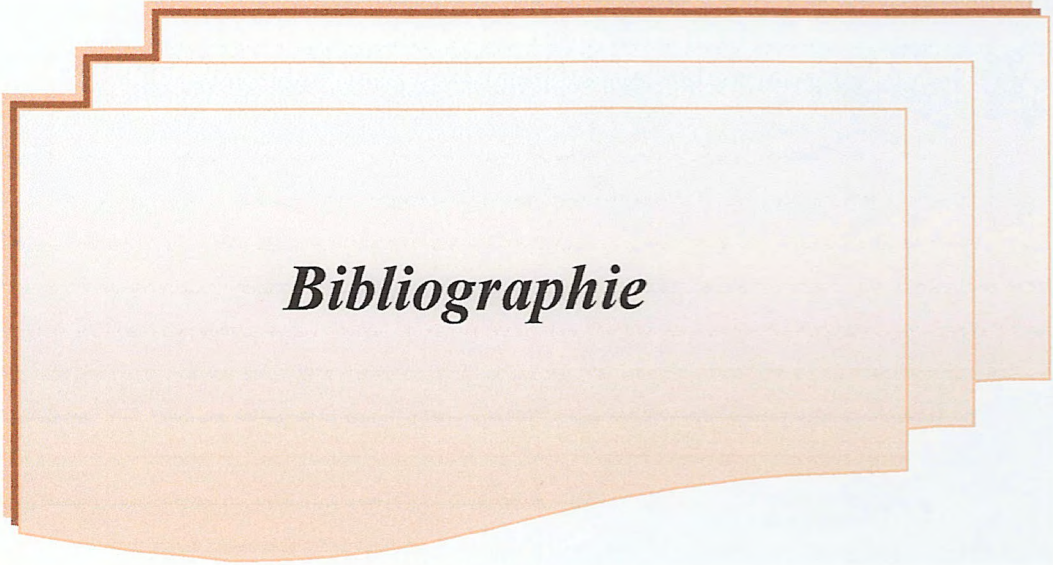
Situé au nord-est à 15 km du chef lieu de la wilaya de Jijel, Le marais de Redjla (Taher), qui fait partie de l'éco-complexe des zones humides de la wilaya de jijel, **caractérisé** par une vocation purement agricole. En raison des ces sols riche et rentable et de ces ressources hydriques. L'utilisation irrationnelle des fertilisants pour augmenter le rendement et les rejets urbaines qui diverses directement dans le marais sont les principales sources de contamination de cet écosystème.

Les résultats obtenus des paramètres physico-chimiques montrent que les sols de marais de Redjla sont neutre à légèrement basique, modérément calcaire, riche en matière organique, ont une capacité d'échange cationique très élevé, et sont loin d'être salé.

En ce qui concerne les éléments traces métalliques, qui semblent avoir des valeurs minimales et ne dépasse guère les normes internationales. Il ressort que l'origine de ces éléments traces métalliques dans les sols de la région est attribuée à l'utilisation intensive et à grande échelle des engrais chimiques phosphatés et carbonatés, pour la fertilisation du sol et l'amélioration du rendement et de la qualité des produits agricoles.

Enfin, et en perspectives il serait plus intéressant

- De réaliser des analyses physico-chimiques spatio-temporelles pour mieux suivre les perturbations de l'écosystème.
- De réaliser des études complémentaires concernant le transfert des polluants en général et les pesticides en particulier dans les plantes pour optimiser les pratiques culturales et diminuer les doses aux champs.



Bibliographie

Références bibliographiques

Abdelly, C., 2007. Bioremédiation /phytoremédiation, université de Tunis, 6-8 pp.

Achiba, W., Gabteni, B., Lakhdar, A., Gijs Du Laing, C., Marc Verloo, C., Jedidi, A., Gallali, T., 2009. Effets d'application de cinq ans de compost municipal de déchets solides sur la distribution et mobilité des métaux lourds dans un sol calcaire tunisien, Tunisie.

AFNOR., 1994. Qualité des sols. Recueil des normes françaises. 3rdcdn AFNOR, Paris, 534p.

Afri-Mehennaoui, F.Z., Sahli, L., Mehannaoui, 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.) ; Science et Technologie C-N°29. pp 45-55.

Aldric, J.M., 2011. Potentialités d'application des technologies biologiques pour la dépollution des sols en Wallonie, le journal des ingénieurs, N°132, p9.

Alloway, J. B., 1995. Heavy metals in soil. Blackie Academic and Professional, Second Edition, Glasgow, London, 368 p.

Anonyme. la cité administratif (direction de l'environnement) wilaya de Jijel .,2007.

Azzoug, R., 2004. Etude phytoécologique des bordures de l'oued Boumerzoug et évaluation de leurs niveaux de contamination métallique (Pb, Zn Cr, Cd, et Cu). Mém. de Magistère en Ecologie et Ecotoxicologie. Université de Constantine, 100 p.

Baize, D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métallique dans les sols (France), INRA, Paris, p29.

Baize, D., Jabiol, B., 2000. Technique et pratique, INRA, Paris, p33.

Baize, D., Cood, T., 2002 : Les éléments traces métalliques dans les sols, INRA, Paris, p269.

Bento, F.M., Vio, F.A., Benedict, C.O., Frankenberger, W.T., 2005. Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, Biostimulation and bioaugmentation, *Bioresource Technology*, N° 96, 1049–1055 pp.

Bliefert, C., Perraud, R., 2009. Chimie de l'environnement Air, Eau, sol, Déchets. 2^{ème} éd, Droupe De Boeck, Paris, 377p.

Bliefert, C., Perraud, R., 2001. Chimie de l'environnement Air, Eau, Sol, éd Droupe de Boeck, Paris, 343-344 pp.

Bounit, S., El Meray, M., Chehbouni, A., Ait Hsine, H., 2004. Comportement des éléments traces métalliques (Cu, Cd, Pb et Zn) dans trois types des boues résiduaires de la ville de Marrakeche- Maroc, Etude analytique et traitement Phys ; *Chem. News*, vol 17, pp 113- 125.

Burnol, A., Duro L. & Grive M., 2006. Elément traces métalliques, guide méthodologique, recommandation pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport final, INERIS, 119 p.

Calvet, R., 2003. Le sol, propriétés et fonctions, France agricole, 84p.

Cao, S., Chena, K.L., Cao, G.C., Zhang L., Ma, J., Yang, L., Lu, B.L., Chen, L and Lu, H ., 2011. The Analysis of Characteristic and Spatial Variability for Soil Organic Matter and Organic Carbon around Qinghai Lake. *Procedia Environmental Sciences*, N° 10 678 – 684p.

Chen, X., Wright, J.V., Conca, J.L., Peurrung, L.M., 1997. Evaluation of heavy metal remediation using mineral apatite. *Water air soil pollution*, N° 98, and 57-78pp.

Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.H., Wu, T.H., Chen, H., Fan, K.K., Ke, Yu., Wu, X., Tian, Q.Z., 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing China, *Chemosphere, Environmental pollution*, N°60, 542–551pp.

Citeau, L., 2006. Rapport pour l'Agence de l'Eau Seine Normandie. PP.39.47.

- Colin, S.M.**, 2004. Localisation, distribution et mobilité des ETM dans des sols développés sur roches basaltiques en climat tempéré. Thèse de doctorat, l'Université de Limoges.
- Cornelis, A.M., Gestel, V.**, 2008. Physico-chemical and biological parameters determine metal bioavailability in soils; science of the total environment, N° 406, 385 -395pp.
- Dai, F., Su, Z., Liu S. & Liu G.** 2011. Temporal variation of soil organic matter content and potential determinants in Tibet, China. *Catena* 85 ; 288–294.
- Davet, P.**,1996 .Vie microbienne du sol et production végétale, INRA, Paris, 21p.
- 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, Thèse de doctorat en hydrogéologie de l'environnement, Université de Franche-Comté.
- Delage, P., Schrefler B.**, 2005. Géomécanique environnementale sols pollués et déchets, LAVOISIER, Paris, 164p.
- Derbel,B., Sayoud .**, 2011. Contributin à l'étude de contamination par les métaux lourds les sols au voisinage du marais de Redjla (Taher). Mémoire de master, université de Jijel.
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T., Mbonimpa, M.**, 2006. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels, *Vertigo*, Volume 7, N° 2.
- Djigal, D.**, 2003. Interactions entre la communauté microbienne du sol (bactéries et champignons mycorhiziens) et les nématodes bactérivores: effet sur la nutrition minérale et la croissance de différentes plantes. Thèse de doctorat, université CHEIKH ANTA DIOP DE DAKAR, 6 p.
- Ducchaufour, P.**, 1997. Abrégé de pédologie : Sol, Végétation, Environnement ,5^{ème}ed , MASSON, Paris 265P.

Dudouet, C ., 2010. La production des bovins allaitants, 3^{ème} éditions, France agricole, p371.

FAO, 1980: Technique hydrologique de conservation des terres et des eaux montagne, p98.

François, C., 2000 .Pollution localisée des sols et sous-sol par les hydrocarbures et par les solvants chlorés, techniques et documentation, Paris, p259.

Gadd, G .M., 2004. Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation. *Geoderma*122, pp109-119.

Girard, M.C., Walter, C., Rémy, J.C., Berthelin, J., Morel, J.L., 2005. Sols et environnement, Dunod, Paris, p 473.

Gobat, J.M., Aragno M., Matthey, W., 2003. Le sol vivant presses polytechniques et universitaires romande, 2^{ème} édition, p345.

Gros., 1979. Engrais guide pratique de la fertilisation. 7^{ème} Ed. Maison rustique, p533

Halen, H., 1993. Distribution et cinétique de mobilisation du cadmium dans le sol. Thèse. Louvain la Neuve. 151p + Annexes.

Hazen, T.C., Tabak, H.H., 2005. Developments in bioremediation of soils and sediments polluted with metals and radionuclides: 2. Field research on bioremediation of metals and radionuclides. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 157-183 pp.

He, Q.B., Singh, B.R., Hodgson, J.F., 2005. Crop uptake of cadmium from phosphore fezrtilizers I. Yeld and cadmium content. *Water Air and Soil Pollution*, 74, 251-265.

Huanga, D.L., Zenga, G.M., Jiang, X.Y., Feng, C.L., Yu, H.Y .,Huanga G. H., Liu, H.L., 2006. Bioremediation of Pb-contaminated soil by incubating *Phanerochaetechrysosporium* and straw, *Journal of Hazardous Materials*, N°B134, pp268–276.

Huynh, T.D., 2009. Impact des métaux lourds sur les plantes /ver de terre/microflore tellurique, thèse de doctorat, Université de Paris, p6.

Jin, C.W., Zheng, S .J., He, Y.F., Zhou, G.D., Zhou, Z.X ., 2005 .Lead contamination in tea garden soils and factors affecting its bioavailability, *Chemosphere*, N°59, 1151–1159 pp.

Jing, Z., Yan, D., Xingbin, X., Li, X., Zhang, X., 2011. Effect of annual variation in soil pH on available soil nutrients in pear orchards, *ActaEcologica Sinica*, Volume31, pp 212–216.

Juste, C., Chassin, P., Gomez, A., 1995. Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines, ADEME-INRA, 208 p.

Kabata-Pendias, A., Pendias H., 1986. Trace Elements in Soils land Plants, 6nd Ed. CRC Press, inc, USA 1-315.

Kadem, D.E.D., 2005. Évaluation et comportement des métaux lourds (Cd-Cr-Cu-ni-Pb-Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique. (El Hadjar – Annaba – Est Algérien), Influence de la végétation sur la dynamique de ses métaux, Thèse de Doctorat en Ecologie, Univ. Mentouri Constantine, pp 09-127.

Kao, T., El Mejahed K., Bouzidi A., 2007. Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat (Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie, n°29, 89-92.

Koller, E., 2004. Traitement des pollutions industrielles, eau, air, Déchet, Sols, Boues, Paris, P 284 .

Laperche,V., Traina, S.J., Gaddam, P., Logan, T.J., 1996. Chemical and mineralogical characterization of Pb in a contaminated soil: Reaction with synthetic apatite. *Environmental science and technology*, N° 30, pp 3321-3326.

Lavelle, P., Spain, A.V., 2005. Soil Ecology, Springer, Netherlands, p4.

Lecomte .P ., 1998 .Les sites pollués, Technique et documentation, 2^{ème} édition, Paris, p106

Liu, Y.G., Zhou, M., Zeng, G.M., Wang, X., Li, X., Fan, T., Xu, W. H., 2008. Bioleaching of heavy metals from mine tailings by indigenous sulfur-oxidizing bacteria: Effects of substrate concentration, *Bioresource Technology*, N° 99, 4124–4129 pp.

Lozet, J., Mathieu C., 2002 .Dictionnaire de science du sol, éditions TEC, DOC, Paris p 424.

Mathieu, P., 2003. Analyse chimique des sols: Méthodes choisies, Lavoisier, France, p214.

Melquiot, P., 2003. 1.001 mots et abréviations de l'environnement et du développement durable, recyconsult, Paris, p44.

Muller, D., Oort, F.V., Lie,B., Balabane, M ., 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near metal smelter, *Environmental Pollution* , N°109 , pp231-238.

Musy, A., Soutter, M., 1991. Physique du sol, 1^{ère} édition, Presses polytechniques et universitaires romandes, 18 p.

Nassali, H., Ben Bouih H., Srhiri A., 2002. Influence des eaux usées sur la dégradation de la qualité des eaux du lac Fouarate au Maroc. Laboratoire d'Electrochimie et des Etudes de Corrosion et d'Environnement, Faculté des Sciences, Université Ibno Tofail, Maroc. p.3-14.

Nriagu, J.O., 2000. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, N°338, pp47–49.

Onsy, A., Chenaf, M.D., Shahed S.E., 2003. Dare's dictionary of Environmental sciences and Engineering, SwetssetZeitlingerB.V. Lisse, The Netherlands, p56.

Pelmont, J., 2005. Biodégradation et métabolismes, EDP Sciences, Paris, pp180-704.

Perrono, P., 1999. Les micropolluants métalliques et les sols amendés par des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole, Mém. DUESS., DGP., Univ. Picardi. Amiens ; <http://www.u-picardie.fr/beauchamp/duce/perrono/perrono.htm>

Potelon, J.L., 1998. Le guide des analyses de l'eau potable ; édition SE PI.

Ramade, F., 1998 .dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau, Ediscience international, Paris, p 604.

Ramade, F., 2000 .Dictionnaire encyclopédique des polluants, Ediscience international, Paris, p136.

Ramade, F., 2002 : dictionnaire encyclopédique d'écologie et des sciences de l'environnement, 2^{ème} éd, Paris, p78

Ramade, F., 2005 .éléments d'écologie,6^eéd, Paris, p287.

Remon, E., Bouchardon, J.L, CornierB., GuyB., Leclerc J.C, Faure O., 2005. Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: implications in risk assessment and site restoration ; *Environmental Pollution* 137: 316-323.

Ren1, W. X., Li P, L., Geng , Y., Li, X .G., 2009 .Biological leaching of heavy metals from a contaminated soil by *Aspergillusniger*, *Journal of Hazardous Materials*, N°167,pp164-169.

Robert, M., 1996. Le sol interface dans l'environnement, ressource pour le développement, Masson, Paris, p39.

ROGER, P., JACQ , V ., 2000. Introduction à la bioremédiation des sols, des eaux et de l'air, microbiologie, thèse de doctorat, Université de Provence, p85.

Ruby, M.V., Davis, A., Nicholson, A., 1994. In situ formation of lead phosphate as a method to immobilize lead. *Environmental science and technology*, N°28, pp646-654.

Schafer, R ., 1975. La matière organique du sol, 1^{er} séminaire du la croissance des sols du Maghrèbe, institut national agronomique El Harache (Alger).

Schaud, A.T ., Feix, A., 2005.Contamination des sols, transferts des sols vers les plantes, EDP sciences, p33

Singh, A., Parmar, N., Kuhad, R .C., 2011. Bioaugmentation biostimulation and biocontrol, Springer, p130.

Soltner, D ., 2005.les bases de la production végétale ,24^{ème} éd, p105.

USDA ., 2000 .Heavy Metal Soil Contamination, SOIL QUALITY – URBAN TECHNICAL NOTE, N° 3, p1.

Viala, A., Botta, A., 2005. Toxicologie, 2^{ème} édition, p26.

Villar, C., Stripeikis, J., Tudino M., D’Huicque L., Troccoli O., & Bonetto C., 1999. Trace metal concentrations in coastal marshes of the Lower Paraná River and the Rio de la

Wang, X.C., Yan, W.D., Na, A .Z., Lu, Q., Shi, W.M ., Cao, Z.H ., Wong, M.H., 2003. Status of trace elements in paddy soil and sediment in Taihu Lake region Chemosphere N° 50 pp 707–710.

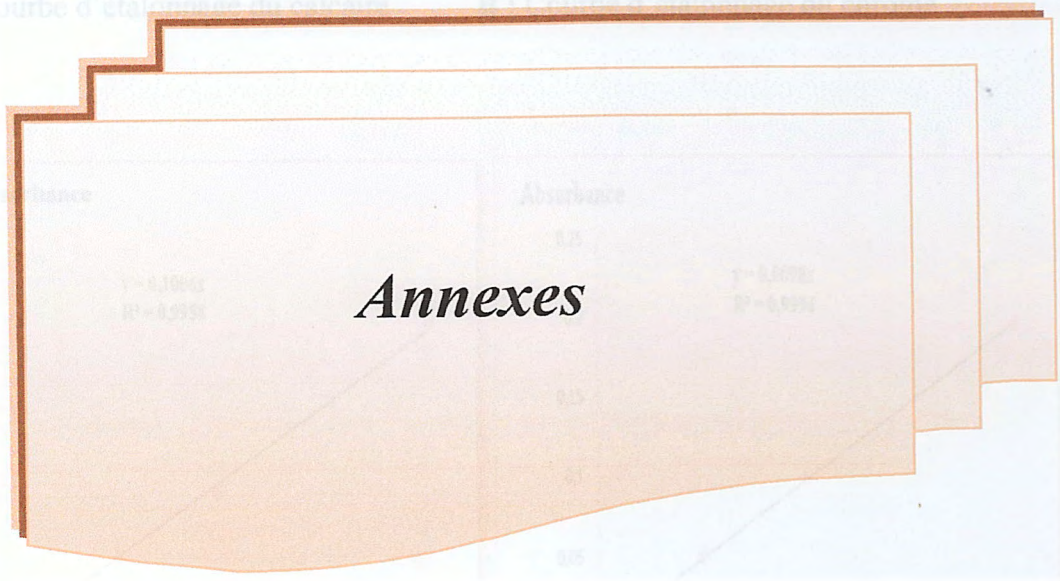
Wesemael., 2006. Les teneurs en matières organiques dans les sols en Région wallonne. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l’élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l’état de l’environnement wallon. Département de Géographie, Université Catholique de Louvain. Louvain-La-Neuve. 12 p

Yatrabi, A., Nejmeddine, A., 2000. Fractionnement et mobilité des métaux lourds dans un sol en amont des eaux usées de tanneries. Revue des sciences de l'eau, vol. 13, N° 3, pp203-212.

Zhao, X. & 1., Cheng, J., 2011. Organic Matter Composition in Sediments of the Baiyangdian. Lake in China. *Procedia Environmental Sciences* 10 ; 1768 – 1773.

courbe d'étalonnage du calcaire

Annexes



Annexe II : Matrice de corrélation

	PH	CaCo3	MO	CEC	CE	Cd	Cr	Pb
PH	1							
CaCo3	-0,38	1						
MO	0,43	0,96	1					
CEC	0,66	-0,12	-0,38	1				
CE	0,19	-0,60	-0,79	0,86	1			
Cd	-0,53	-0,98	-0,99	0,27	0,72	1		
Cr	-0,27	-0,90	-0,98	0,53	0,89	0,95	1	
Pb	-0,87	-0,94	-0,81	-0,21	0,30	0,87	0,70	1

Annexe III : Tableaux des analyses de la variance

Response: PH

	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F value</i>	<i>Pr(>F)</i>
<i>trait1</i>	2	0.62907	0.31453	3.3716	0.1044
<i>Residuals</i>	6	0.55973	0.09329		

Response: CaCo3

	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F value</i>	<i>Pr(>F)</i>
<i>trait1</i>	2	9.3889	4.6944	7.6818	0.02215 *
<i>Residuals</i>	6	3.6667	0.6111		

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Response: MO

	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F value</i>	<i>Pr(>F)</i>
<i>trait1</i>	2	0.38222	0.19111	0.6853	0.5395
<i>Residuals</i>	6	1.67333	0.27889		

Response: CEC

	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F value</i>	<i>Pr(>F)</i>
<i>trait1</i>	2	0.080000	0.040000	6	0.03704 *
<i>Residuals</i>	6	0.040000	0.006667		

Signif. codes: 0 '****' 0.001 '***' 0.01 '**' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Response: CE

	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F value</i>	<i>Pr(>F)</i>
<i>trait1</i>	2	17280.9	8640.4	5.469	0.04445 *
<i>Residuals</i>	6	9479.3	1579.9		

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Response: Cd

	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F value</i>	<i>Pr(>F)</i>
<i>trait1</i>	2	0.00002114	0.00001057	0.1698	0.8478
<i>Residuals</i>	6	0.00037347	0.00006225		

Response: Cr

	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F value</i>	<i>Pr(>F)</i>
<i>trait1</i>	2	0.06598	0.03299	0.2905	0.7579
<i>Residuals</i>	6	0.68152	0.11359		

Response: Pb

	<i>Df</i>	<i>Sum Sq</i>	<i>Mean Sq</i>	<i>F value</i>	<i>Pr(>F)</i>
<i>trait1</i>	2	0.37227	0.18613	1.0494	0.4066
<i>Residuals</i>	6	1.06423	0.17737		

Annexe IV : Tableaux des normes.

Classification des sols en fonction de taux du calcaire total (Baize, 1988).

Teneurs en calcaire total en %	Type de sol
<1	Sol non calcaire
1-5	Sol peu calcaire
5-25	Sol modérément calcaire
25-50	Sol fortement calcaire

Normes d'interprétation de la matière organique d'après (Schaefer, 1975).

Taux de la matière organique (%)	terre
< 1	Très pauvre
1 à 2	Pauvre
2 à 4	Moyenne
> 4	Riche

Classification des sols en fonction de CEC (INRA, 1988).

Classes	<i>Très faible</i>	<i>Faible</i>	<i>Moyenne</i>	<i>Elevé</i>	<i>Très élevé</i>
<i>CEC Meq/100g du sol</i>	< 5	5-10	10-15	15-20	>20

Echelle de salure Européenne D'après (Gros, 1979).

<i>Extrait</i>	<i>Non salé</i>	<i>Peu salé</i>	<i>Salé</i>	<i>Très salé</i>	<i>Extrêmement salé</i>
<i>CE (Ms/cm)</i>	0 à 0,6	0,6 à 1,2	1,2 à 2,4	2,4 à 06	< 06

Nom et Prénom : Bouhdid Fatima Zohra.

Date de soutenance : 01-07-2012

Nom et Prénom : Taleb Zina.

Thème : Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds des sols au voisinage du marais de Redjla.

Résumé

Cette étude est une contribution à l'étude de la contamination des sols par les métaux lourds au voisinage du marais de Redjla. Des échantillons de sol ont été prélevés le premier mai 2012 et soumis à des analyses physico-chimiques. Les teneurs de certains métaux lourds (Cd, Cr, Pb) ont été déterminés par spectrophotométrie d'absorption atomique.

Les résultats obtenus des paramètres physico-chimiques montrent que les sols du marais de Redjla sont neutre à légèrement basique, modérément calcaire, riche en matière organique, ont une capacité d'échange cationique très élevé, et sont loin d'être salé.

En ce qui concerne les éléments traces métalliques, qui semblent avoir des valeurs minimales et ne dépassent guère les normes internationales.

Mots clés : Pollution des sols ; marais Redjla ; métaux lourds ; conductivité électrique ; capacité d'échange cationique ; pH du sol ; matière organique du sol.

Summary

This study is a contribution of a soil contamination by heavy metals study in the vicinity of Redjla marshes. Soil samples were collected in the first of may 2012 and subjected to physical and chemical analysis, concentrations of some heavy metals (Cd, Cr, Pb) were determined by atomic absorption spectrophotometry.

The results of physical and chemical parameters show that soils of Redjla marsh are neutral to slightly alkaline, moderately calcareous, and rich in organic matter, have a very high cation exchange capacity, and are far from salty.

Concerning traces elements concentrations, minimal values are recorded and they never exceed international standards.

Keywords: Contamination of soils; Redjla marshes; heavy metals, electrical conductivity, cation exchange capacity, pH of soil, soil organic matter

ملخص

تعتبر الدراسة مساهمة في دراسة تلوث التربة بالمعادن الثقيلة في مستنقع الرجلة. وقد تم جمع عينات من التربة في الفاتح ماي 2012، وتم تحديد مجموعة من التحاليل الفيزيوكيميائية. ثم محتواها من بعض المعادن الثقيلة (الكاديوم، والكروم، والرصاص) بواسطة جهاز الامتصاص الطيفي الذري. تبين النتائج الفيزيوكيميائية أن تربة مستنقع الرجلة معتدلة الحموضة، جيرية معتدلة، غنية بالمواد العضوية، لديها قدرة كبيرة على تبادل الأيونات الموجبة، كما أنها فقيرة من الأملاح المعدنية.

في ما يخص المعادن الثقيلة، فقد بينت نتائج التحاليل أن التراكيز المتحصل عليها لا تتجاوز المعايير الدولية.

الكلمات المفتاحية: تلوث التربة؛ مستنقع الرجلة، المعادن الثقيلة، الناقلية الكهربائية، قابلية تبادل الأيونات الموجبة، حموضة التربة، محتوى التربة من المادة العضوية.