

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieure et de la Recherche Scientifique

جامعة جيجل JIJEL

pa. Eco. 07/13

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de l'Environnement
Et des Sciences Agronomiques



كلية علوم الطبيعة و الحياة
قسم علوم المحيط و العلوم الفلاحية

Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en biologie

Option : Pathologie des écosystèmes

Thème

01
01

Variation des teneurs en Plomb et Cadmium chez
une plante semi-aquatique *Phragmites australis*
dans le bassin versant de Oued El-Nil

Membre de jury :

Président : *M^{re} ROULA S.*

Encadreur : *M^{lle} AMIRA W.*

Examinatrice : *M^{lle} BENTERROUCHEI.*



Présenté par :

- *BENSAM Nedjoua*
- *BOUCHAIR Ourida*



Promotion: 2012 - 2013

Sommaire

LISTE DES ABREVIATIONS	iv
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	vii
INTRODUCTION.....	01
Partie I : Synthèse bibliographique	
Chapitre I : Généralités sur le plomb et le cadmium	
I.1. Définition des métaux lourds.....	03
I.2. Le plomb	03
I.2.1. Définition.....	03
I.2.2. Propriétés physico-chimiques du plomb.....	04
I.2.3. Les sources de plomb.....	04
I.2.3.1. Sources naturelles	04
I.2.3.2. Sources anthropiques	05
I.2.4. Cycle biogéochimique et comportement du plomb dans l'environnement.....	05
I.2.4.1. Le plomb dans l'atmosphère	06
I.2.4.2. Le plomb dans l'eau.....	06
I.2.4.3. Le plomb dans les sols	07
I.2.4.4. Le plomb dans les plantes.....	07
I.3. Le cadmium.....	08
I.3.1. Définition.....	08
I.3.2. Propriétés physico-chimiques du cadmium.....	08
I.3.3. Les sources du cadmium.....	09
I.3.3.1. sources naturelles.....	09
I.3.3.2. sources anthropiques.....	09
I.3.4. Comportement de cadmium dans l'environnement.....	10
I.3.4.1. Le cadmium dans le sol.....	10
I.3.4.2. Le cadmium dans l'eau.....	10
I.3.4.3. Le cadmium dans les plantes.....	11
Chapitre II : Dynamique de plomb et de cadmium dans la plante	
II.1. Pénétration des métaux dans la plante.....	12
II.1.1 Pénétration par les parties aériennes.....	12

II.1.2. Prélèvement par les racines.....	12
II.2. Translocation des métaux lourds des racines vers les parties aériennes.....	13
II.3. La bioaccumulation.....	13
II.4. Toxicité de plomb et de cadmium dans la plante.....	14
II.5. Mécanismes de tolérance.....	15
II.5.1. La membrane plasmique.....	15
II.5.2. Système anti-oxydant.....	15
II.5.3. La détoxification grâce à des chélates.....	16
II.6. La phytoremédiation.....	16

Partie II : Partie pratique

Chapitre III : Présentation de la zone d'étude

III.1. Situation géographique de la wilaya de Jijel.....	18
III.2. Le réseau hydrographique.....	19
III.3. Aperçu géographique.....	20
III.4. Cadre géologique.....	21
III.5. Pédologie.....	22
III.6. Climatologique de la région de Jijel	23
III.6.1. Précipitation.....	23
III.6.1.1. Précipitation moyenne mensuelle en mm.....	23
III.6.1.2. Variations saisonnières des précipitations.....	24
III.6.2. Température de l'air.....	25
III.6.3. Le vent.....	26
III.6.4. Diagramme ombrothermique de Gaussen	27
III.7. Couvert végétal.....	28
III.8. Les activités agricoles.....	29

Chapitre VI : Matériel et méthodes

IV.1. Choix des stations de prélèvement et leur situation géographique.....	30
IV.2. Choix du matériel végétal.....	33
IV.3. Prélèvement des échantillons.....	34
IV.3.1. Prélèvement des sédiments.....	34
IV.3.2. Prélèvement des plantes.....	34
IV.4. Préparation des échantillons au laboratoire.....	34
IV.4.1. Préparation des échantillons des sédiments.....	35

IV.4.1.1. Analyses physico- chimiques des sédiments.....	35
IV.4.1.1.1. Granulométrie.....	35
IV.4.1.1.2. Mesure de PH.....	35
IV.4.1.1.3. Mesure de la conductivité électrique.....	36
IV.4.1.1.4. Dosage de la matière organique.....	36
IV.4.1.1.5. La capacité d'échange cationique (méthode AFNOR 1994).....	36
IV.4.1.1.6. Dosage de calcaire total.....	36
IV.4.1.2. Préparation de l'extrait des sédiments (mis en solution par attaque à l'eau régale).....	37
IV.4.2. Préparation des échantillons des plantes.....	37
➤ Préparation de l'extrait de plante (minéralisation) : digestion sulfo-nitrique-eau Oxygénée selon Hoening et al, 1979.....	37
IV.5. Techniques de dosage des éléments traces métalliques (Spectrophotométrie d'absorption atomique SAA).....	38
IV.6. Analyse statistique.....	39
Chapitre V : Résultats et discussion	
V.1. Granulométrie des sédiments.....	40
V.2. Propriétés physicochimiques des sédiments.....	40
V.2.1. Le potentiel d'hydrogène (pH).....	41
V.2.2. Le calcaire total (CaCO ₃).....	42
V.2.3. La matière organique.....	43
V.2.4. Conductivité électrique.....	44
V.2.5. La capacité d'échange cationique.....	45
V.3. Le plomb et le cadmium dans les sédiments.....	47
V.3.1. Le Plomb.....	47
V.3.2. Le Cadmium.....	48
V.4. Le plomb et le cadmium dans la plante (<i>Phragmites australis</i>).....	51
V.4.1. Le plomb.....	51
V.4.2. Le Cadmium.....	53
Conclusion.....	58
Références bibliographiques.....	59
Annexes.....	I

Liste des abréviations

CaCO₃ : Carbonate de Calcium

Cd : Cadmium

CE : Conductivité Eléctrique

CEC : Capacité d'Echange Cationique

CT : Calcaire Totale

ETM : Eléments Traces Métalliques

H⁺ : Ion hydrogène

HCl : Acide chlorhydrique

HNO₃ : Acide nitrique

H₂SO₄ : Acide sulfurique

K₂CrO₇ : Bichromate de potassium

MO : Matière Organique

ML : Métaux Lourds

NaOH : Hydroxyde de sodium

Pb : Plomb

pH : Potentiel hydrogène

SAA : Spectrophotomètre d'Absorption Atomique

Zn : Zinc

Ni : Nickel

Cu : Cuivre

Hg : Mercure

Al : Aluminium

As: Arsenic

Se: Silicium

H₂O₂: Eau oxygenée

Liste des tableaux

Tableau 01 : Concentrations moyennes en plomb dans l'environnement (mg/kg).....	05
Tableau 02 : Variations moyennes mensuelles des précipitations en mm (2003-2012).....	23
Tableau 03 : Variations saisonnières des précipitations en mm (2003-2012).....	25
Tableau 04 : Variations moyennes mensuelles des températures en C° (2003-2012).....	26
Tableau 05 : Résultat granulométrique des sédiments.....	40
Tableau 06 : Caractéristiques physicochimiques des sédiments.....	40
Tableau 07 : Teneur en plomb dans les sédiments.....	47
Tableau 08 : Teneur en cadmium dans les sédiments.....	48
Tableau 09 : Teneur en Pb dans la plante (<i>Phragmites australis</i>).....	51
Tableau 10 : Teneur en Cd dans la plante (<i>Phragmites australis</i>).....	53
Tableau 11 : Valeurs de facteur transfert sol-plante de Cd et de Pb (<i>Phragmites australis</i>).....	55

Liste des figures

Figure 01 : Les différents types de phytoremédiation	17
Figure 02 : Localisation et limites de la wilaya de Jijel	18
Figure 03 : Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Jijel.....	19
Figure 04 : Le bassin versant d'Oued Nil.....	20
Figure 05 : Situation géographique de bassin versant d'Oued Nil.....	21
Figure 06 : Variation moyennes mensuelles des précipitations en mm (2003-2012).....	24
Figure 07 : Variations saisonnières des précipitations en mm (2003-2012).....	25
Figure 08 : Variations moyennes mensuelles des températures en C° (2003-2012).....	26
Figure 09 : La rose des vents de la wilaya de Jijel (1988-2007)	27
Figure 10 : Diagramme ombrothermique de Gaussen de la région de Taher (2003-2012).....	28
Figure 11 : Localisation géographique des stations de prélèvement sur l'Oued Nil (1/25000).....	30
Figure 12 : Photos de situation géographique de la station S1.....	31
Figure 13 : Photos de situation géographique de la station S2.....	31
Figure 14 : Photos de situation géographique de la station S3.....	32
Figure 15 : Photos de situation géographique de la station S4.....	32
Figure 16 : <i>Phragmites australis</i>	33
Figure 17 : Spectrophotométrie d'absorption atomique (AA-6200).....	38
Figure 18 : Variation du pH des sédiments en fonction des stations.....	41
Figure 19 : Variation des teneurs en calcaire total en fonction des stations.....	43
Figure 20 : Variation des teneurs en matière organique en fonction des stations.....	44

Figure 21: Variation de la conductivité électrique en fonction des stations.....	45
Figure 22: Variation de la capacité d'échange cationique en fonction des stations.....	46
Figure 23: Variation des teneurs en Pb dans les sédiments en fonction des stations	47
Figure 24: Variation des teneurs en Cd dans les sédiments en fonction des stations.....	48
Figure 25: Variation des teneurs en Pb dans la plante (feuilles+racines) en fonction des stations...52	
Figure 26: Variation des teneurs en Pb dans la plante (feuilles+racines) en fonction des stations...53	

Introduction

La pollution de l'environnement par des métaux lourds pose de sérieux problèmes écologiques, étant par le caractère ubiquiste de leur présence au sein de la biosphère que par leur toxicité, leur persistance dans l'environnement et leur bioaccumulation potentielle, induisant des effets dévastateurs sur la balance écologique de l'environnement. Le plomb et le cadmium sont des métaux non essentiels, extrêmement toxiques et largement distribués dans l'environnement (Ramade, 2000).

Le bassin versant de Oued El-Nil situé au Sud-est de la ville de Jijel, se trouve particulièrement touché par ce problème. L'influence anthropique sur ce dernier, se manifeste par différentes activités liées aux agglomérations installées le long de l'Oued (ville de Taher, Chekfa et Elkanar). Les activités agricoles sont pratiquées sur l'ensemble du bassin versant ou directement dans les petites parcelles aux bordures de l'Oued. Les rejets domestiques d'eaux usées des villes avoisinantes sont aussi importants, ils sont rejetés directement et sans traitement préalable dans l'Oued surtout dans les tronçons aval.

L'identification des mécanismes de transport et de transfert des métaux lourds dans la plante peut être valorisée pour le développement de techniques de dépollution alternatives des techniques physico-chimiques, telles que la phytoremédiation ; qui est l'utilisation des plantes dans la décontamination des sols pollués.

Beaucoup des plantes en présence de concentrations importantes en métaux lourds meurent, d'autres en revanche peuvent se développer sur des sols riches en métaux lourds et voire les accumuler dans certains organes (racines, feuilles).

L'objectif de la présente étude est d'évaluer les teneurs et la distribution du plomb et du cadmium dans les différentes parties anatomiques (racines et feuilles) d'une espèce de macrophytes, poussée naturellement dans le bassin versant de Oued El-Nil (*Phragmites australis*), en relation avec le niveau de contamination des sédiments avoisinant, afin d'améliorer les connaissances des mécanismes de circulation et distribution de ces deux métaux dans la plante.

Le dosage des ETMs doit être complété par les analyses pédologiques classiques (pH, CEC, CaCO₃, MO, CE) que nous considérons indispensable car le comportement, la dynamique et la disponibilité des métaux lourds dépendent beaucoup plus de ces facteurs édaphiques que la nature de l'élément lui-même.

Notre mémoire est structuré en deux parties interdépendantes :

- La première partie consacrée à une synthèse bibliographique, constituée de deux chapitres. Le premier chapitre abordera des généralités sur le plomb et le cadmium, et le deuxième portera sur la dynamique de plomb et de cadmium dans la plante.
- Une seconde partie qui est la partie pratique, constituée de trois chapitres, le premier est consacré à la description du site, le deuxième traitera le matériel et les méthodes utilisées et le troisième est consacré aux résultats et discussion.
- Le travail sera clôturé par une conclusion.

I. Généralités sur le plomb et le cadmium

I.1. Définition des métaux lourds

Les éléments traces sont les 68 éléments minéraux, constituants de la croûte terrestre, présentant une concentration inférieure à 0,1% (Alloway, 1995 ; Baize, 1997). Certains des éléments traces sont des métaux, dont la masse volumique dépasse $5g/cm^3$ et qui possèdent un numéro atomique élevé. Ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles et ne sont pas biodégradables (Blum, 1990). Sous cette appellation figurent des éléments qui, pour certains, sont effectivement des métaux tels que Ni, Cu, Zn, Pb, Hg, Al... mais aussi des métalloïdes tels que As et Se (Aoun, 2009).

Du point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques.

- Les métaux essentiels sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques. Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du zinc (Zn), du fer (Fe).
- Les métaux toxiques ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg) et du cadmium (Cd) (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

I.2. Le plomb

I.2.1. Définition

Le plomb est l'un des principaux polluants métalliques de l'atmosphère. C'est un métal mou, bleuâtre à gris-argent (Lefort, 2003), sans goût ni odeur caractéristique, il est difficilement détruit, et non dégradable.

Il s'agit d'un métal lourds très toxique pour les êtres vivants et se trouvant habituellement en petite quantité dans la croûte terrestre; il est donc plus rare que par exemple le lithium et le nickel. Cependant le plomb est universellement connu et a beaucoup d'applications (Sposito, 1982; Bliefert et Perraud, 2001).

I.2.2. Propriétés physico-chimiques du plomb

Le plomb est un élément du groupe IV-A du tableau périodique, de numéro atomique $Z=82$, de masse atomique 207,2 g/mol, possède une densité élevée de $11,3 \text{ g.cm}^{-3}$. Il possède un point de fusion de 327C° et sa température d'ébullition est d'environ 1700C° (Raskin et Ensley, 2000; Ramade, 1998).

Ce métal lourd faible conducteur d'électricité, résistant à la corrosion, rare à l'état natif, existe principalement sous formes de Pb^{+2} ou de Pb^{+4} largement répandues dans la nature. Son abondance moyenne dans la croûte terrestre est estimée à 14mg/kg (Robidas, 2011).

Dans le milieu naturel, le plomb peut être rencontré sous la forme de 4 isotopes stables: ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb et ^{208}Pb dont les pourcentages d'abondance sont respectivement 1,48%, 23,6%, 22,6%, 52,3% (Cecchi, 2008).

I.2.3. Les sources du plomb

I.2.3.1. Sources naturelles

Le plomb est naturellement présent dans la croûte terrestre (en moyenne à 0,002%) et dans tous les compartiments de la biosphère (Clerc, 2008 ; Cecchi, 2008).

Le plomb se rencontre à l'état naturel dans l'écorce terrestre à des concentrations variées de 13 à 16 mg/kg. Il provient essentiellement de la dégradation partielle des roches métallifères et du lessivage par les eaux de pluie des terrains miniers. L'érosion éolienne des roches et des sols constitue de ce fait une des principales sources de plomb d'origine naturelle dans les basses couches de l'atmosphère (Morlot, 1996).

Les flux naturels de plomb vers l'atmosphère sont estimés, au total, à l'échelle globale, à un rapport de 22000 tonnes/an, flux à comparer aux quelque 180000 tonnes de plomb entraînées annuellement dans l'océan par le jeu des phénomènes biogéochimiques naturels. Ils résultent principalement du volcanisme (16000 t/an) et dans une moindre mesure de l'érosion éolienne (5000 t/an), les autres sources (surtout feux de végétation et embruns marins) étant, prises ensemble, inférieures à 1000 t/an (Ramade, 2007).

I.2.3.2. Sources anthropiques

Les émissions du Pb sont généralement anthropiques, ils proviennent de :

- Transport routier (principale source d'émission de plomb : 90% du plomb présents dans l'atmosphère proviennent de la circulation automobile).
- Industries de la métallurgie
- Raffineries
- Industries chimiques
- Activités minières
- Déchets industriels
- l'incinération des déchets
- L'agriculture (contamination due au ruissellement des eaux pluviales à la surface de la terre agricole fertilisée aux superphosphatés) (Bliefert et Perraud, 2001 ; Ramade, 2005).

I.2.4. Cycle biogéochimique et comportement du plomb dans l'environnement

Le cycle biogéochimique du plomb en l'absence d'intervention humaine est essentiellement de nature sédimentaire, la majorité du plomb qui circule dans la biosphère est entraînée des continents vers l'océan par le cycle hydrologique. Néanmoins, une partie de ce cycle emprunte le compartiment atmosphérique car l'érosion éolienne et le volcanisme amènent du plomb dans l'atmosphère sous forme particulaire (Ramade, 2007). Le plomb existe sous trois formes essentielles : le plomb dissous, le plomb colloïdal et le plomb particulaire.

Tableau 01 : Concentrations moyennes en plomb dans l'environnement (mg/kg)

Réservoir	compartiment	Concentration
Atmosphère	Zones rurales	0,1µg/m ³
	Zones urbaines	0,3-2µg/m ³
Lithosphère	Sols	16mg/Kg
	Sédiments	47mg/kg
Hydrosphère	Océans	0,02µg/kg
	Eau interstitielle	36µg/kg
	Lacs et rivières	2µg/kg
	Glaciers	0,003µg/kg
	Eau souterraine	20µg/kg

(Morlot, 1996)

I.2.4.1. Le plomb dans l'atmosphère

Le plomb est émis généralement sous des formes inorganiques (rarement sous des formes organiques), qui sont ionisées ou complexées, solubles ou non dans l'eau et souvent adsorbées sur des particules minérales ou organiques. Les particules atmosphériques ont en général un diamètre < 0,2 µm.

Le plomb est émis par les gaz d'échappement sous forme d'oxydes et éventuellement d'halogénures (chlorures et bromures) dans les imbrûlés. Il est utilisé dans les carburants comme agent antidétonant sous forme tétraéthyle. Les réactions chimiques dans l'atmosphère convertissent ces émissions primaires de plomb en une grande variété d'espèces chimiques. Les principales formes identifiées sont PbCO_3 , $(\text{PbO})_2$, PbSO_4 (Morlot, 1996).

I.2.4.2. Le plomb dans l'eau

Dans les écosystèmes aquatiques, le plomb d'origine naturelle est introduit par érosion alors que celui provenant des polluants y est amené par ruissellement à la surface de zones contaminées et surtout par dépôt de particules atmosphériques.

Le plomb y est largement associé aux matières organiques de la fraction particulaire. Il passe ensuite dans les réseaux trophiques, les microorganismes et les plantes ayant tendance à accumuler le plomb. C'est également le cas des organismes benthiques.

En milieu marin, la plus grande part du plomb est apportée par dépôt d'aérosols atmosphériques à l'exception des zones littorales, en particulier estuariennes, où l'apport d'eaux continentales polluées peut être important (Ramade, 2000).

Bien qu'en milieu océanique, la majorité du plomb soit sous forme dissoute, la fixation de ce métal sur les particules organiques, suivie de leur absorption dans les sédiments, ainsi que leur incorporation à la biomasse qui se sédimente également quand les organismes meurent, fait que l'océan constitue un puits pour le plomb qu'il soit d'origine naturelle ou anthropogène (Ramade, 1998).

Sous forme dissoute, les espèces dominantes dans l'eau de mer sont PbCO_3 , PbCl_2 ou PbCl^+ . Cette répartition ne prend pas en compte la matière organique dissoute et le fait que le plomb, dans l'eau de mer, se trouverait essentiellement sous forme de complexes organiques labiles.

Aussi, le plomb présente une forte affinité pour la matière particulaire. A peine 10% se trouve sous cette forme dans l'océan (Casas, 2005).

I.2.4.3. Le plomb dans le sol

Le plomb dans le sol provient essentiellement en système non anthropisé de la roche mère. A l'heure actuelle la concentration en plomb des couches pédologiques mondiales est estimée en moyenne à 25 ppm (**Kabata et Pendais, 1984**).

Le plomb est généralement présent sous forme de Pb^{2+} bien que l'état d'oxydation Pb^{4+} puisse aussi exister. Il est peu mobile, sauf lorsqu'il peut former des complexes organiques solubles ou que le sol a dépassé sa capacité de sorption de l'élément. Le plomb a donc tendance à s'accumuler dans l'horizon superficiel. Il est principalement associé aux argiles, aux oxydes de manganèse, aux hydroxydes de fer et d'aluminium et à la matière organique (**Morlot, 1996**).

Le plomb est l'un des éléments traces métalliques les moins mobiles du sol. Ainsi, entre pH 5 et 9, et à concentration molaire identique, le plomb est 100 fois mobile que le Cd (**Perrono, 1999**). Le comportement du plomb dans la solution du sol (disponibilité au transport ou immobilisation) et aux interfaces solution/solide et solution/plante dépend d'un grand nombre de paramètres biogéochimiques liés à la nature du sol (teneur en argile, pH, capacité d'échange cationique...), au contexte microbiologique, et aux formes chimiques du métal présentes dans la solution du sol ou associées à la phase solide (**Cecchi, 2008**).

I.2.4.4. le plomb dans les plantes

Les plantes peuvent absorber le plomb présent dans le sol par l'intermédiaire de leurs racines. Une partie de ce métal, présent dans les retombées atmosphériques ou dans les amendements agricoles (impuretés), peut également être absorbée par leurs feuilles.

Cependant, en dehors de zones proches d'installations générant la production de grandes quantités de plomb dans l'atmosphère, la plus grande partie du plomb absorbée par les plantes l'est par absorption racinaire (**Baize, 1997**).

L'absorption du plomb par les racines est une importante source de contamination. Le plomb ainsi absorbé est stocké dans les cellules des parois. La disponibilité du plomb est affectée par le pH du sol, sa capacité d'échange cationique et sa concentration en phosphates disponibles et en matière organique. Il est important de noter que le plomb atmosphérique peut se déposer sur le feuillage des végétaux. La majeure partie peut être enlevée par lavage (**Morlot, 1996**).

I.3. Le cadmium

I.3.1. Définition

Le cadmium a été découvert en 1817, par le chimiste allemand *Stohmeyer*. Est un métal ductile, blanc argenté avec des teintes de bleu, lustré, volatile, est très facilement assimilé par les plantes (**Wright et Welbourn, 2002 ; Juste et al., 1995**).

Le cadmium n'est pas essentiel au développement des organismes animaux ou végétaux et ne participe pas au métabolisme cellulaire. En revanche, ses propriétés physiques et chimiques, proches de celles du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (**Pannetier, 1980**).

I.3.2. Propriétés physico-chimiques du cadmium

Le cadmium (Cd) est l'élément du groupe IIB à la table périodique, de nombre atomique 48, de masse atomique 112 g/mol et une masse volumique de 8,6 g/cm³ à 20°C. Son point de fusion est de 320,9°C et le point d'ébullition à 765°C. Il existe 8 isotopes naturels stables, 11 isotopes instables et de nombreux isotopes métastables. (**Ramade, 2007 ; Wright et Welbourn, 2002 ; Aiman Hasan et al., 2009**).

Le Cd appartient à la colonne 12 de la classification périodique des éléments comme le zinc et le mercure, ce qui leur confère un certain nombre de propriétés communes. Comme ceux du zinc, ses composés stables sont divalents. Il forme des complexes stables avec certains composés organiques (cyanures, amines,...). Cependant, contrairement au mercure, il ne forme pas de liaison stable avec le carbone. Il n'existe pas de minéral pur de cadmium à l'état naturel. On le trouve toujours associé aux minerais de zinc et de plomb (**Aoun, 2009**).

Le Cd est un accepteur d'électrons qui peut former différents complexes dont le carbonate de cadmium (CdCO₃), le chlorure de cadmium (CdCl₂), le sulfate de cadmium (CdSO₄) et le sulfure de cadmium (CdS). Il peut également se complexer avec l'oxygène (CdO) (**Goyer et Clarkson, 2001**).

I.3.3. Les sources du cadmium

I.3.3.1. Sources naturelles

Une grande quantité de cadmium est présente sous forme naturelle, environ 25000T/an dans le monde, dont plus de la moitié serait libérée dans les rivières à cause de l'usure des roches, et dans l'atmosphère lors de feux de forêt et d'émission volcanique.

Le Cd est présent dans la croûte terrestre et se retrouve souvent associé auxgisements de Cu et de Zn. Le volcanisme représente le principal facteur géochimique d'injection de cadmium dans l'atmosphère. Les autres causes d'apports de cadmium dans l'air proviennent des embruns marins, des feux spontanés de végétation ainsi que de l'émission de particules par les plantes terrestres.

L'érosion et le lessivage des roches superficielles représentent la cause principale d'apport de cadmium au cycle hydrologique. Cependant, on n'a jamais observé d'enrichissement marqué d'un biotope aquatique par du cadmium dans les conditions naturelles, à l'exception de sols et des eaux de bassins versants reposant sur un socle de schistescarbonifères riches en cadmium(**Ramade, 2007**).

I.3.3.2. Sources anthropiques

L'industrialisation rapide, les pratiques modernes d'agriculture et les méthodes fautives de disposition des déchets ont fait grimper la concentration de Cd dans l'environnement, pouvant causer de graves problèmes de toxicité pour tous les organismes vivants, incluant les humains. Depuis les cinq dernières décennies, la libération de Cd a atteint 22000 tonnes annuellement à l'échelle mondiale, chiffre qui inclut les sources d'émission naturelles (**Singh et al, 2003**).

Le cadmium est présent dans presque tous les minerais de zinc et est obtenuindustriellement comme sous-produit de la métallurgie du zinc ; la production d'une tonne de zinc s'accompagne obligatoirement de celle de 3 à 4 Kg de cadmium (**Juste et al, 1995**).

Outre les secteurs environnant les usines de production de zinc, de très nombreuses activités anthropiques sont sources de pollution par le cadmium. Au nombre de celles-ci, on peut citer : les usines métallurgiques, chimiques (pigments, matières plastiques, peintures, batteries Ni-Cd..), de matériaux de construction, de pâte à papier, les raffineries de pétrole.

La production de fertilisants non naturels à base de phosphate est une autre source importante de Cd. Suite à l'application d'engrais sur les terres agricoles, une partie du Cd se retrouve dans le sol. De plus, les déchets contenant du Cd, produits par les entreprises de fertilisants, sont rejetés dans les eaux de surfaces (Satarug et al, 2003).

I.3.4. Comportement de cadmium dans l'environnement

I.3.4.1. Le cadmium dans le sol

La croûte terrestre renferme en moyenne de 0,1 à 0,2 mg de cadmium par kg de sol sec, avec des différences importantes selon l'origine des sols. Les roches d'origine sédimentaire contenant davantage de cadmium (0,3 à 11 mg/Kg) que les roches métamorphiques (0,1 à 1 mg/Kg) ou éruptives (0,1 à 0,3 mg/Kg).

Les gisements sédimentaires jouent un rôle déterminant dans l'accumulation du cadmium, avec dans certains sites, des teneurs pouvant atteindre 300 mg/Kg (Juste et al., 1995).

Le Cd est fortement absorbé par les argiles, les matières organiques et les acides humiques avec lesquels ils forment des complexes. Sa rétention par la phase solide croît exponentielle avec le pH croissant. Le Cd est rapidement libéré des roches par altération. Il donne en solution Cd^{2+} mais des ions complexes comme CdCl_3^- , $\text{Cd}(\text{OH})^+$, $\text{Cd}(\text{OH})_2$, CdCl^+ , CdOH^+ .

En condition de forte oxydation, le Cd forme des oxydes ou des carbonates (CdO , CdO_3). Il est plus mobile dans le sol que Cu et Pb (Halen, 1993).

I.3.4.2. Le cadmium dans l'eau

Il se rencontre sous de nombreuses formes dans les eaux naturelles, à l'état d'ions échangeables, analysables (liés à des composés organiques ou minéraux de $\text{PM} < 1000$), liés à des colloïdes organiques ou inorganiques.

Il s'associe, à des ligands organiques donnant des complexes assez stables. Il se lie en particulier aux acides humiques présents dans les eaux continentales et les estuaires. Dans les eaux lacustres (moyennes), le cadmium complexé avec les acides humiques représente 2,7% du cadmium total et cette proportion tombe à moins de 1% dans les eaux estuariennes.

Parmi les divers agents complexant, les chlorures sont plus sélectifs que la plupart des composés organiques chantants dans ses interactions avec cemétal de sorte qu'ils constitueraient le

plus important facteur régissant la distribution de cet métal dans les eaux naturelles (de même d'ailleurs que pour les autres métaux lourds) (Ramade, 1998).

Le cadmium à l'état de métallique n'est pas soluble dans l'eau. Toutefois, plusieurs de ses composés sont facilement solubles ; c'est le cas des formes chlorure (CdCl_2), bromure (CdBr_2), iodure (CdI_2), nitrate $\text{Cd}(\text{NO}_3)$ et sulfate CdSO_4 (Pichard, 2005).

I.3.4.3. Le cadmium dans les plantes

Le cadmium est un élément non nécessaire pour les plantes et il est hautement toxique. Sa toxicité est considérée de 2 à 20 fois plus élevée que celle des autres métaux lourds (Das et al., 1997). La sensibilité à l'égard du cadmium varie suivant les espèces et même les cultivars d'une même espèce. Bien qu'un nombre restreint de plantes tolèrent et/ou accumulent de fortes teneurs de ce métal, toutes les plantes manifestent des symptômes de toxicité qui apparaissent également chez les plantes tolérantes pour de plus fortes concentrations en métal (Pahlsson, 1989 ; Lindberg et Greger, 2002).

L'exposition à long terme au cadmium produit au niveau des feuilles, l'apparition du phénomène de chlorose due à une diminution de la teneur en chlorophylle (Aoun, 2009).

II. Dynamique de plomb et de cadmium dans la plante

Les plantes sont exposées de deux façons aux éléments traces: par les parties aériennes et par les racines. Les éléments traces peuvent être déposés à la surfaces des feuilles et des racines ou pénétrer dans la plante. Ils peuvent y pénétrés par les parties aériennes (feuilles, tiges, fruits), à partir de particules en suspension dans l'air, de composés gazeux ou de composés dissous dans l'eau de pluie ou d'irrigation. Ils peuvent pénétrer par les racines à partir du sol (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

II.1. Pénétration des métaux dans la plante

II.1.1. Pénétration par les parties aériennes

Les éléments traces entrent dans la composition des matériaux minéraux et organo-minéraux qui composent les fines poussières dans l'air, lesquelles se déposent sur les feuilles, les tiges et les fruits. La contamination par voie aérienne est généralement faible, sauf les retombées atmosphériques sont importantes. Les éléments traces essentiels, ainsi que les non essentiels, peuvent être prélevés par les feuilles. Sous formes gazeuses, ils rentrent dans les feuilles à travers les stomates ; sous formes d'ions, ils rentrent surtout à travers les cuticules des feuilles. Les éléments traces sous formes de poussière ou de gaz peuvent entrer directement par les stomates des feuilles. Une partie des retombés atmosphériques, solubilisée par l'eau de pluie ou d'irrigation, peut traverser la cuticule des feuilles. Constituée d'un réseau imprégné de cires, la cuticule recouvre les organes aériens des plantes et n'existe pas sur les racines(Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Le plomb peut être apporté sur les feuilles par des retombées atmosphériques, mais également dans les champs par des apports en engrais et pesticides (plomb sous forme d'impuretés). La majorité de ce plomb est lessivée, mais une partie va s'adsorber aux lipides épicuticulaires et être absorbée par les feuilles (Bertrand, 2008).

II.1.2. Prélèvement par les racines

Les éléments traces de la solution du sol sont transportés vers la rhizosphère qui est la zone du sol proche de la racine, en interaction avec elle. Une fois dans la rhizosphère, ils sont prélevés par la racine. Presque tous les éléments absorbés par la racine sont sous forme minérale (Tremel-Schaub et Feix, 2005). Les cellules végétales sont constituées d'une paroi, perméable à la solution du sol, entourant la membrane plasmique. La plante prélève essentiellement l'élément sous forme ionique, mais les complexes organiques semblent pouvoir être absorbés ($CdCl^+$ par exemple) bien que ne passant généralement pas la membrane cytoplasmique des cellules racinaires.

Les éléments traces peuvent pénétrer réellement dans les cellules des racines par deux voies ; **Tremel-Schaub et Feix, 2005 ; Kabata-Pendias et Pendias, 1992**) Soit la pénétration se fait grâce à un transport actif interne par le symplaste (cytoplasmes des cellules reliés entre eux par les plasmodesmes). Après avoir traversé la paroi cellulaire, les ions métalliques atteignent la surface de la membrane plasmique, puis pénètrent dans le symplaste. Ensuite, ces ions métalliques peuvent passer d'une cellule à l'autre en empruntant les plasmodesmes, qui relient les cellules. C'est la voie dite symplastique. Ce transport peut aussi se faire par voie passive ou apoplastique, c'est-à-dire par un transport dans les espaces intercellulaires (ou Espaces Libres Apparents) (**Cecchi, 2008**).

II.2. Translocation des métaux lourds des racines vers les parties aériennes

Le transport des éléments dans le xylème de la plante vers les parties aériennes, appelé « translocation » (**Remon, 2006**). La sève xylémienne représente le principal moyen de transport des racines vers les parties aériennes pour les ions minéraux. La circulation de la sève brute (contenant les ions métalliques) dans le xylème se fait de bas en haut (des racines vers les parties aériennes) par pousse radiculaire et par appel foliaire lors de la transpiration. La paroi du xylème contient des groupes chargés négativement qui peuvent lier les ions positifs libres de la sève, comme les métaux, et freiner ainsi leur progression (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**).

Une fois transférés, la distribution des éléments dans les différents organes de la plante varie selon les espèces. Pour la majorité d'entre elles, les racines retiennent une grande partie des éléments absorbés et la concentration des éléments suit l'ordre suivant : racines > tiges > feuilles. Quelques espèces, cependant, possèdent la particularité de transférer de grandes quantités d'éléments vers les parties aériennes (**Aoun, 2009**).

II.3. La bioaccumulation

La bioaccumulation est le processus d'absorption par lequel les êtres vivants peuvent accumuler dans leur organisme des nutriments, toute autre substance présente naturellement dans son environnement ou encore un polluant organique de synthèse, quelle que soit la voie de pénétration dans l'organisme considéré.

Chez les plantes, celle-ci résultera en règle générale de l'absorption des polluants par les voies transradiculaires et transfoliaires, essentiellement par voie respiratoire (par la respiration stomatique) (**Ramade, 2007**).

Un métal est dit hyperaccumulé lorsque sa masse dans les différents tissus de la plante est supérieure à 0,1 % de la masse sèche de la plante, soit 1 g / kg (**Baker et Brooks, 1989**).

Il existe cependant des exceptions à cette définition : l'hyperaccumulation du cadmium est définie pour une quantité supérieure ou égale à 0,01 % de la masse sèche de la plante et les plantes hyperaccumulatrices de fer, de manganèse ou de zinc doivent contenir au moins 1 % de ces éléments dans leur masse sèche (MoussavouMoudouma, 2010).

II.4. Toxicité du plomb et de cadmium dans la plante

L'accumulation des métaux lourds présente un potentiel toxique important tant pour les plantes qui sont directement exposées, que pour la santé humaine via l'entrée dans la chaîne alimentaire par la production agricole (Devi et Prasad, 1999).

L'effet le plus habituel et le moins spécifique des métaux lourds consiste en une réduction de la croissance des différentes parties de la plante. Selon l'importance du stress, les feuilles peuvent présenter une chlorose due à la fois à une perte de chlorophylle, à une relative augmentation des caroténoïdes et à une déficience en fer (Romanowska, 2002). Dans les cas les plus sévères, une apparition de tâches nécrotiques est observée (Fodor, 2002).

Le plomb affecte considérablement la morphologie des racines, en diminuant la taille des racines primaires ainsi qu'en réduisant le nombre de racines secondaires. L'inhibition de la division et de l'élongation cellulaire sont les phénomènes les plus souvent reportés pour expliquer ces effets du plomb sur les racines (Seregin et Ivanov, 2001 ; Patra et al., 2004).

Le Cd a été trouvé comme inhibiteur de la formation de la partie latérale de la racine tandis que la racine principale devenait brune, rigide, et tordu (Tran et Popova, 2013).

Ces effets apparents résultent en fait d'une altération de processus vitaux tels que le transport et le métabolisme. Ainsi, une diminution de la conductivité hydraulique racinaire associée à la fermeture des stomates entraîne une réduction de la transpiration (Poschenrieder et al., 1989 ; Barcelo et Poschenrieder, 1989; Haag-Kerwer et al., 1999).

Le Pb et le Cd induisent également un abaissement de la photosynthèse qui résulte soit d'un effet direct sur le transport des électrons et les enzymes du cycle de Calvin (en particulier de la Rubisco) soit d'un effet indirect, en raison d'une diminution de la teneur en chlorophylle (Stobart et al., 1985 ; Van Assche et Clijsters, 1986 ; Mysliwa-Kurdziel et Strzalka, 2002).

L'exposition des plantes aux ces métaux induit un stress oxydatif, qui définit comme un déséquilibre entre les systèmes prooxydants et antioxydants, en faveur des premiers et source d'effets toxiques potentiels. Le stress oxydant dû à la production d'espèces réactives de l'oxygène

ou « Réactive OxygenSpecies » (ROS) : l'anion superoxyde $O^{\cdot -}$, le peroxyde d'hydrogène H_2O_2 , et le radical hydroxyle OH (Cecchi, 2008 ; Remon, 2006).

Les ROS altèrent toute une série de substrats biologiques importants, avec comme conséquence la modification des domaines fonctionnels des biomolécules : inhibition de l'activité enzymatique, perturbation du métabolisme végétal (notamment la photosynthèse et la respiration), oxydation de protéines, altération des membranes cellulaires via l'induction de phénomènes de peroxydationlipidique, apparition de cassures au sein de l'ADN, pouvant conduire à la mort cellulaire (Cecchi, 2008 ; Devi et Prasad, 1999).

II.5. Mécanismes de tolérance

Seules les plantes qui ont développé des mécanismes de tolérance peuvent survivre à un environnement contaminé (Cecchi, 2008). À l'heure actuelle il y a trois mécanismes, encore mal compris, soient largement prépondérants : la modification de la perméabilité membranaire, qui permet de réduire l'entrée des métaux dans la cellule, le système antioxydant, qui limite les dégâts des espèces réactives de l'oxygène et la chélation intracellulaire, qui empêche l'activité de l'ion métallique (Remon, 2006).

II.5.1. La membrane plasmique

Le transport actif à travers la membrane plasmique des cellules racinaires est un processus important, car les ions ne peuvent pas diffuser librement à travers la double couche phospholipidique, même passivement (Lasat, 2002).

La membrane plasmique peut limiter l'accumulation des ions toxiques, soit en modifiant l'ensemble du flux ionique, soit en employant des systèmes ultra spécifiques autorisant un flux ionique qui ne transporterait pas les ions toxiques (Meharg, 1993)

II.5.2. Système anti-oxydant

Le système anti-oxydant jouerait un rôle central dans la détoxification des métaux lourds ayant pénétrés dans la cellule. Trois activités enzymatiques clefs occupent une place centrale dans les mécanismes de détoxification des ROS : il s'agit des superoxyde-dismutases (SOD), des catalases (CAT) et des peroxydases (POX) (Remon, 2006).

Ces enzymes ont une action complémentaire sur la cascade radicalaire au niveau de l'anion superoxyde $O_2^{\cdot -}$ et du peroxyde d'hydrogène, conduisant finalement à la formation d'eau et d'oxygène moléculaire (Noctor et Foyer, 1998).

II.5.3. La détoxification grâce à des chélates

La chélation est un processus physicochimique qui conduit à la formation d'un complexe entre un ion métallique positif et une substance organique. Les phytochélatines, sont capables de chélater les métaux toxiques et de les retirer ainsi du contexte cellulaire.

La présence intracellulaire de ligands organiques, qui assurent une complexation et donc la détoxification de nombreux ions métalliques constitue à l'heure actuelle un aspect fondamental de la résistance aux métaux lourds. Chez les végétaux, quatre groupes principaux de ligands intracellulaires ont été caractérisés : les phytochélatines, les métallothionéines, les acides organiques et les acides aminés libres (Remon, 2006).

II.6. La phytoremédiation

Connue sous le nom de phytoremédiation « phyto » = plante et « remedium » rétablissement de l'équilibre, remédiation (Huynh, 2009). La phytoremédiation est définie comme une technologie émergente qui utilise les plantes ou les microorganismes de la rhizosphère pour extraire, transformer ou stocker les polluants contenus dans les sols, les sédiments, les eaux souterraines ou de surface et même l'atmosphère. A l'heure actuelle, la phytoremédiation est utilisée pour le traitement de plusieurs classes de polluants tels que les hydrocarbures, les solvants chlorés, les pesticides, les composés explosifs ou encore les ETM. Cette méthode de dépollution, plus longue qu'une extraction classique, s'avèrerait cependant moins coûteuse, ce qui la place en bonne position dans les stratégies de dépollution (MoussavouMoudouma, 2010).

🌱 Mécanismes de phytoremédiation

Selon les espèces végétales et le type de polluant, la phytoremédiation peut se faire de plusieurs manières qui sont résumées sur la figure ci-dessous.

La première étape de la phytoremédiation est l'absorption ou extraction du polluant par voie racinaire pour un polluant du sol ou des eaux ou par voie aérienne pour un polluant atmosphérique. Ensuite, plusieurs mécanismes peuvent être développés par les plantes : certains polluants sont stockés et compartimentés dans la plante, ce qui correspond à une majorité des ETMs (phytoaccumulation).

D'autres polluants sont transformés par la plante en composés secondaires moins toxiques (phytodégradation) qui peuvent rester dans la plante ou être éliminés par voie racinaire ou aérienne

(phytovolatilisation). Il s'agit généralement de polluants organiques mais quelques ETM comme le mercure et le sélénium peuvent être éliminés par voie aérienne.

A l'opposé, certaines plantes sont capables de sécréter des composés par voie racinaire afin de complexer les polluants dans le sol au lieu de les absorber (phytostabilisation)(MoussavouMoudouma, 2010).

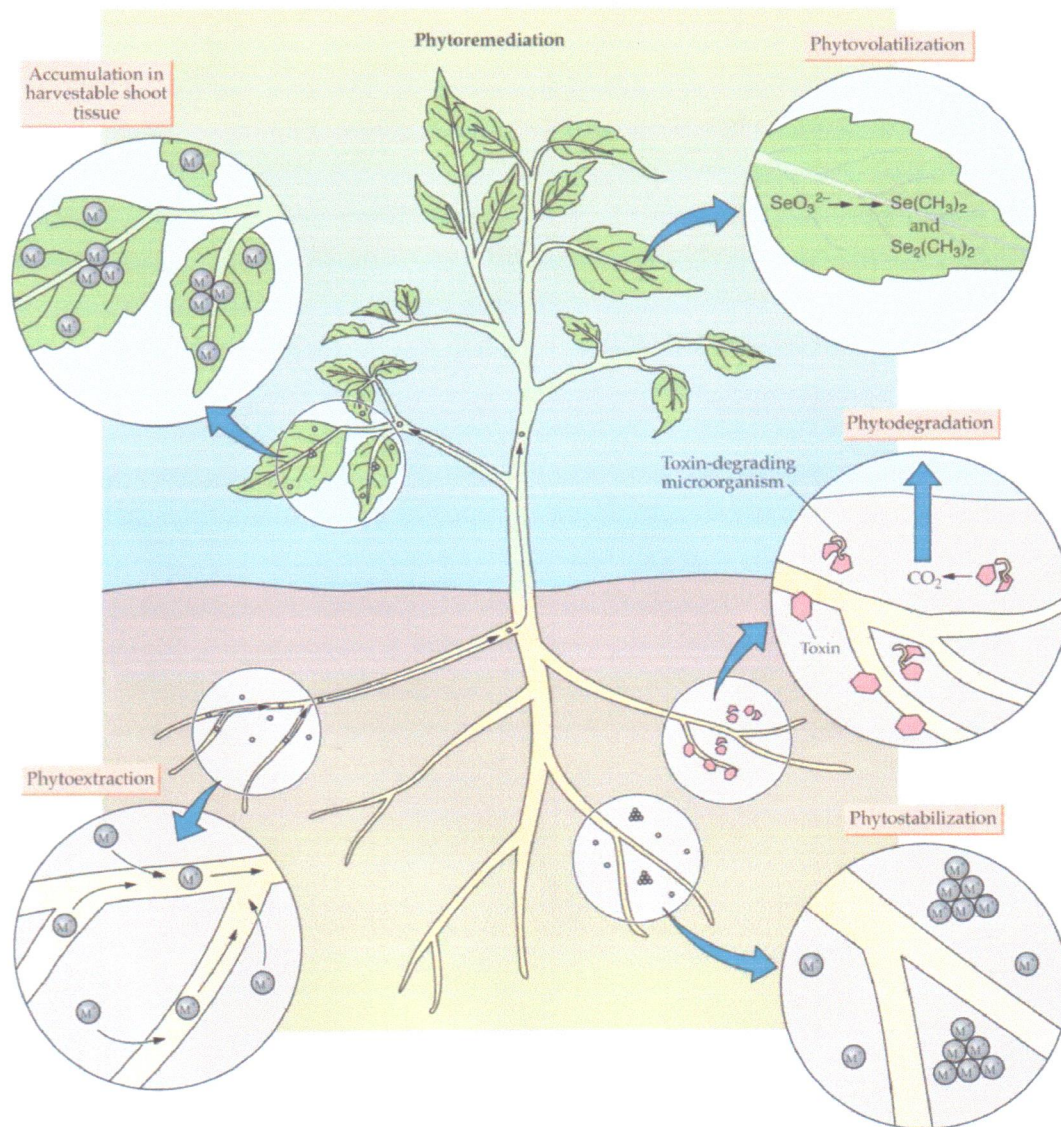


Figure 01: Les différents types de phytoremédiation(Buchanan et al., 2002)

III. Présentation de la zone d'étude

III.1. Situation géographique de la wilaya de Jijel

Jijel est située au Nord-est du pays, sur le littoral méditerranéen. Elle s'étend sur une superficie de 2.398,69 km², dont 82% sont des montagnes, et entre les latitudes 36°30'40'' et 36°56' Nord et les longitudes 5°26' et 6°30'20'' Est, avec une façade maritime de 120 km.

La wilaya est constituée actuellement de 11 daïras et 28 communes, et le chef-lieu est situé à 360 km à l'Ouest de la capitale Alger, 96 km de Bejaïa et 146 km de Constantine.

La wilaya de Jijel est une région côtière limitée au Nord par la mer méditerranée, à l'Ouest par la wilaya de Bejaïa, à l'Est par la wilaya de Skikda, au Sud-ouest par la wilaya de Sétif, au sud par la wilaya de Mila et enfin au Sud-est par la wilaya de Constantine (ANRH, 2013).

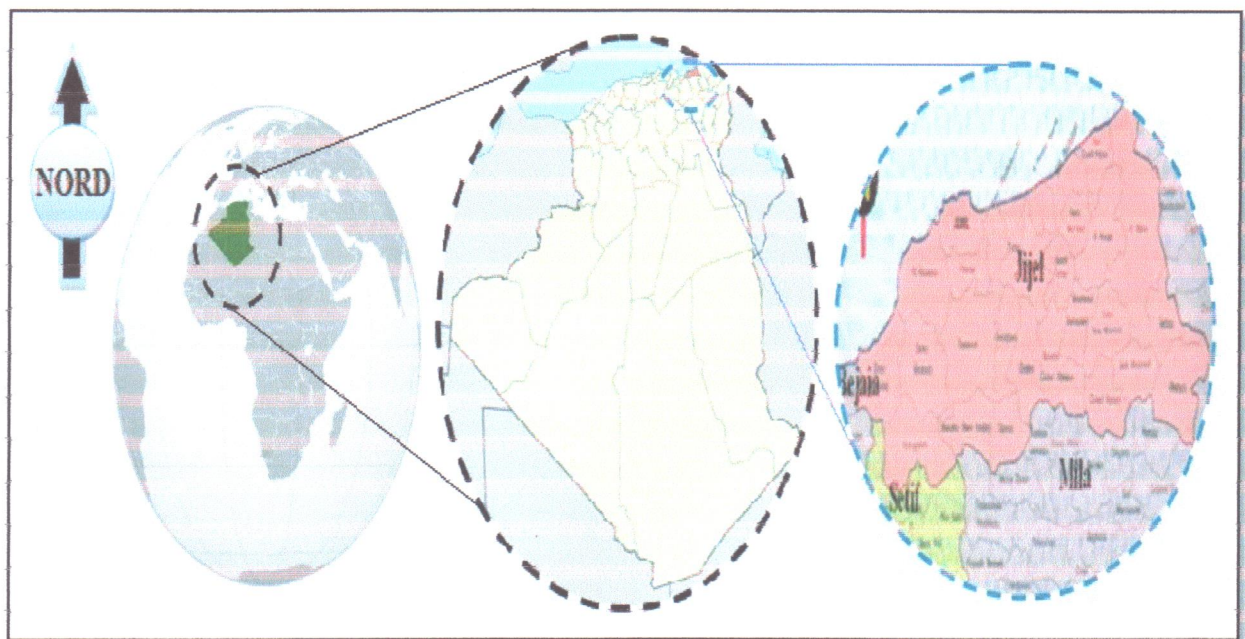


Figure 02 : Localisation et limites de la wilaya de Jijel

Comme toutes les régions du littoral algérien, la wilaya de Jijel est caractérisée par un climat tempéré de type méditerranéen, avec un hiver pluvieux et relativement doux et un été sec et humide, marqué parfois par le passage du phénomène de sirocco. Elle bénéficie d'une pluviométrie de l'ordre de 1200 mm/an, donc elle est parmi les régions les plus arrosées d'Algérie, ce qui lui assure d'importantes ressources en eaux superficielles (ONM, 2012).

Notre zone d'étude est localisée dans la région de Taher située à 18 km à l'Est de Jijel, c'est une ville de 68000 habitants, caractérisée par une activité commerciale accrue. Elle est aussi le pôle industriel de la wilaya de Jijel avec la zone industrielle d'Oued Salah, la briqueterie, la centrale thermique, l'aéroport et le port (ANRH,2013).

III.2. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique de la wilaya de Jijel est très dense, il est constitué essentiellement de plusieurs Oueds principaux tel que: Oued Djendjen, Oued Zhour, Oued kessir, Oued mencha, Oued El-Kebir, Oued Nil et leurs affluents. Ces Oueds qui jouent un rôle très important dans l'érosion et le transport de sédiments vers la mer contribuent ainsi à l'alimentation des plages par ces formations détritiques (ANRH,2013).

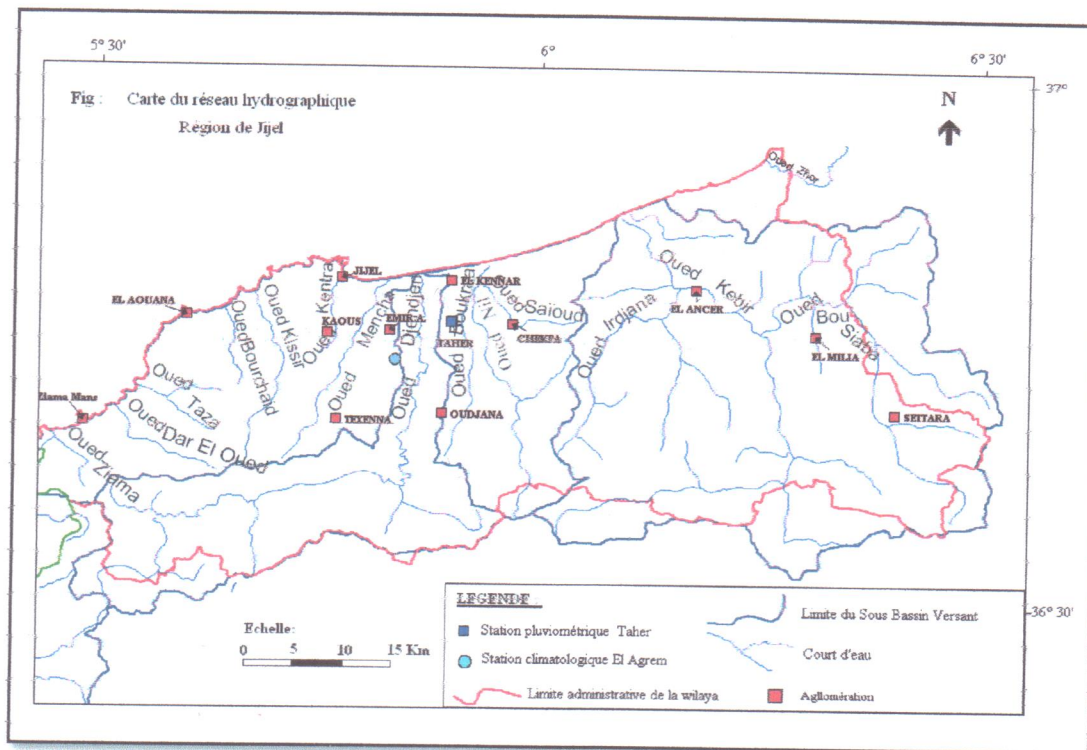


Figure 03 : Carte du réseau hydrographique de la wilaya de Jijel (ANRH,2013)

Le bassin versant de l'Oued Nil est traversé par un seul cours principal, qui est Oued Nil. Il coule du Sud vers le Nord et considère comme un collecteur des eaux de ruissellement qui affluent sur ses deux rives (ANRH,2013).

Sur la rive droite, les principaux affluents (temporaires) qui se déversent dans l'Oued Nil sont Oued Saïoud, sur la rive gauche on compte l'Oued Boukaraet l'affluent de Ghedir el Merdj(ANRH,2013).

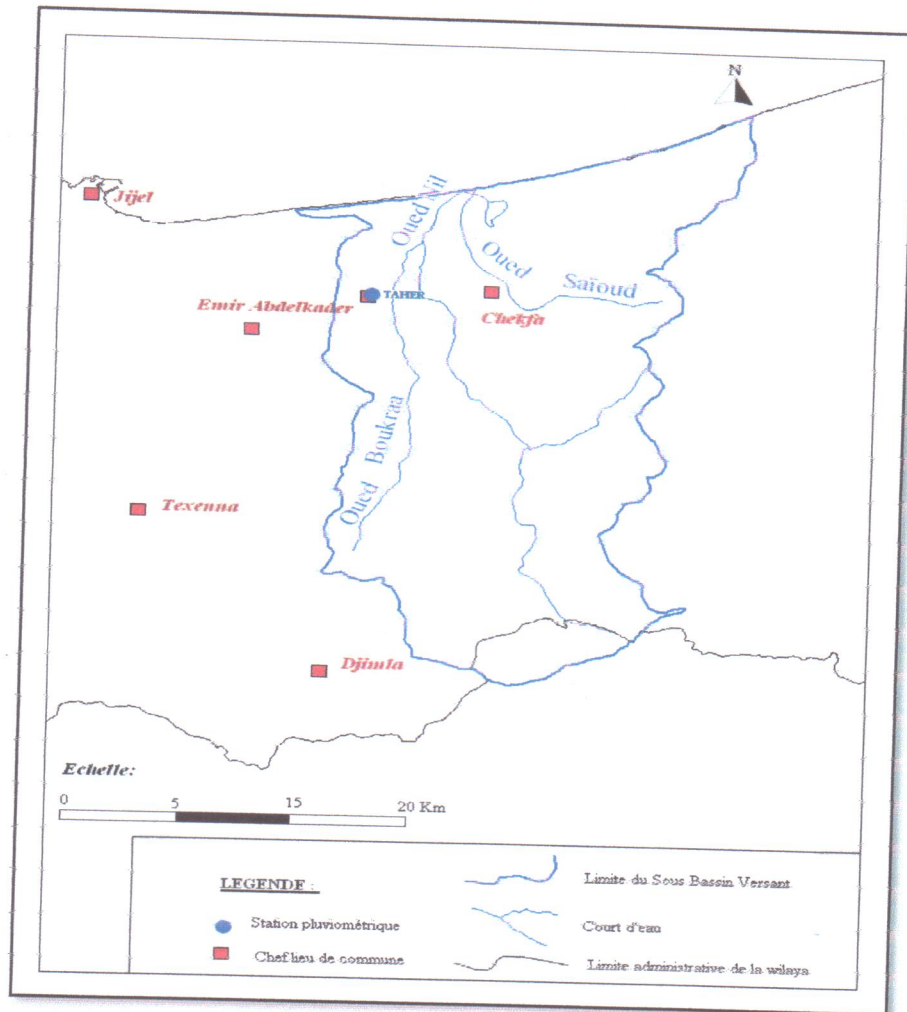


Figure 04 : Le bassin versant d'Oued Nil(ANRH, 2013)

Dans la partie aval du bassin versant d'Oued Nil on rencontre sur le côté droite Ghedir Beni Hamza et sur le côté gauche Ghedir el Merdj et plus d'une dizaine de puits collectifs qui alimentent la ville de Jijel en eau de boisson distribuée en camions citernes alors que la partie amont est caractérisée par la présence des forages de l'Oued Nil(ANRH,2013).

III.3. Aperçu géographique

Le bassin versant de l'Oued Nil qui s'étend à une vingtaine de kilomètre au Sud-est de la ville de Jijel occupe une superficie de 350 km²(ANRH,2013).

Il est bordé à l'Ouest par le bassin versant de Oued Djendjen et à l'Est par celui de Oued El-kebir, au sud ce bassin versant est limité par les reliefs de la petite Kabylie qui dépassent 500 m d'altitude, et constitue avec la mer méditerranée au Nord, ses limites naturelles (ANRH,2013).

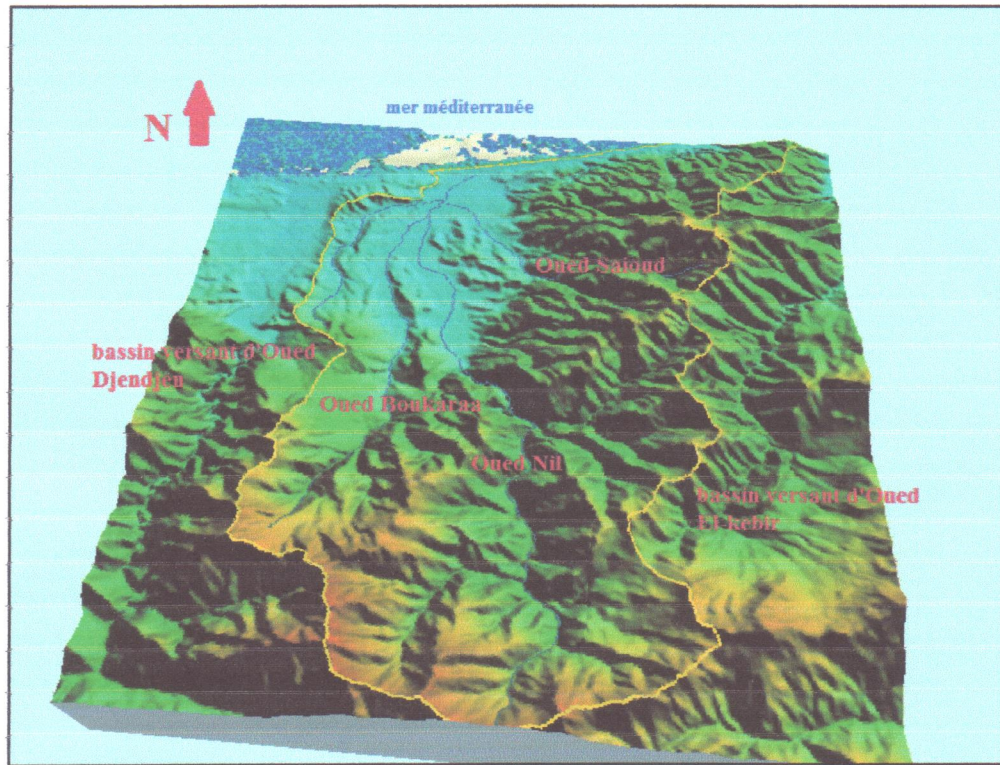


Figure 05 : Situation géographique de bassin versant de Oued El-Nil(ANRH, 2013)

III.4. Cadre géologique

La géologie est un outil précieux au service de l'étude hydrogéologique ; elle permet de définir la formation et les structures susceptibles de constituer des réservoirs, et d'estimer leurs importances et capacités.

Du point de vue structural, la marge nord algérienne est constituée par un empilement de nappes charriées sur la marge africaine. Transversalement on y distingue de l'intérieur vers l'extérieur de la chaîne:

- a. Le domaine Kabyle
- b. Le domaine des flyschs
- c. Le domaine tellien

a. Les formations cristallophylliennes du socle kabyle

Il est représenté par des formations cristallophylliennes formant trois pointements amygdalaires au Nord de l'Algérie. Ces pointements sont le massif du Chenoua à l'Ouest, de Grande Kabylie au centre, et de Petite Kabylie à l'Est. Le socle de la Petite Kabylie est composé de deux grands ensembles :

- Un ensemble inférieur gneissique
- Un ensemble supérieur phylladique

Les formations cristallophylliennes du socle kabyle occupent une grande partie de la Wilaya de Jijel. Elles sont représentées par des phyllades, des schistes, des micaschistes, des para-gneiss, des orthogneiss et des gneiss granitiques.

b. Les séries de types flyschs

A la Wilaya de Jijel, il y a trois types de formations des flyschs qui sont représentés par le flysch mauritanien ou flysch de Guerrouche, le flysch massylien et le flysch numidien.

c. Les formations telluriennes

Les formations telluriennes sont principalement représentées par des faciès de calcaires, de marnes et de marno-calcaires, auxquelles s'ajoutent les formations évaporitiques du Trias (Babay, 2010).

III.5. Pédologie

Dans la région de Jijel, il existe plusieurs types de sol dont leur distinction est liée d'une part au relief et d'autre part au substrat. Les différents types qui se trouvent sont :

- **Sols brut d'érosion** : Ce sont des sols peu évolués, pauvres en matière organique et caractéristiques des fortes pentes.
- **Sols d'apports colluviaux** : Ils caractérisent le bas des pentes et ils sont constitués par des apports d'éléments fins en bas des pentes raides, et grossiers en bas des pentes douces.
- **Sols d'apports alluviaux (Oueds)** : Ces sols sont constitués de dépôts récents de vallée, ils se trouvent à l'aval des versants et le long des berges des oueds.
- **Sols bruns forestiers** : Ils sont formés sous les forêts denses ou moyennement denses de climat humide et subhumide (forêts feuillus).

- **Sols bruns lessivés** :Ce sont des sols à humus mull ou parfois moder non calcaire caractérisés par un horizon d'altération B de couleur brune (**Duchaufour, 1976**).

III.6.Climatologique de la région de Jijel

La bonne connaissance des conditions climatiques joue un rôle majeur dans la compréhension de l'évolution des éléments chimiques, la protection et la résolution des problèmes de pollution au niveau des nappes d'eau (**Debieche, 2002**).

Pour caractériser le climat qui dépend de deux paramètres principaux : la précipitation et la température, nous avons tenu compte des données de la station météorologique de Jijel, située à Taher à 11km de chef-lieu de wilaya (à proximité du littorale).

Les données climatiques qui nous ont été fournis se portent sur une période de référence allant de 2003 à 2012, soit une période de 10 ans.

III.6.1.Précipitation

III.6.1.1. Précipitation moyenne mensuelle en mm

Les précipitations sont variables et irrégulières d'une année à l'autre, les valeurs des précipitations mensuelles de la région d'étude sont mentionnées dans le tableau02,Ce tableau montre que les précipitations sont inégalement distribuées suivant les mois de l'année, dont les plus pluvieux sont : Décembre (161,35mm),Novembre (149,31mm), et Janvier (143mm) alors que les moins pluvieux sont : Juin (16,69mm), Juillet (2,36mm) et Août (18,68mm).

Tableau 02 : variations moyennes mensuelles des précipitations en mm (2003-2012)(**ONM, 2012**)

mois	Jan	Fév	Ma	Avr	Mai	Jun	Jui	Août	Sep	Oct	Nov	Déc
P (mm)	143,0	133,79	96,93	95,69	48,06	16,69	2,36	18,68	80,94	106,75	149,31	161,35

P : moyenne des précipitations en mm

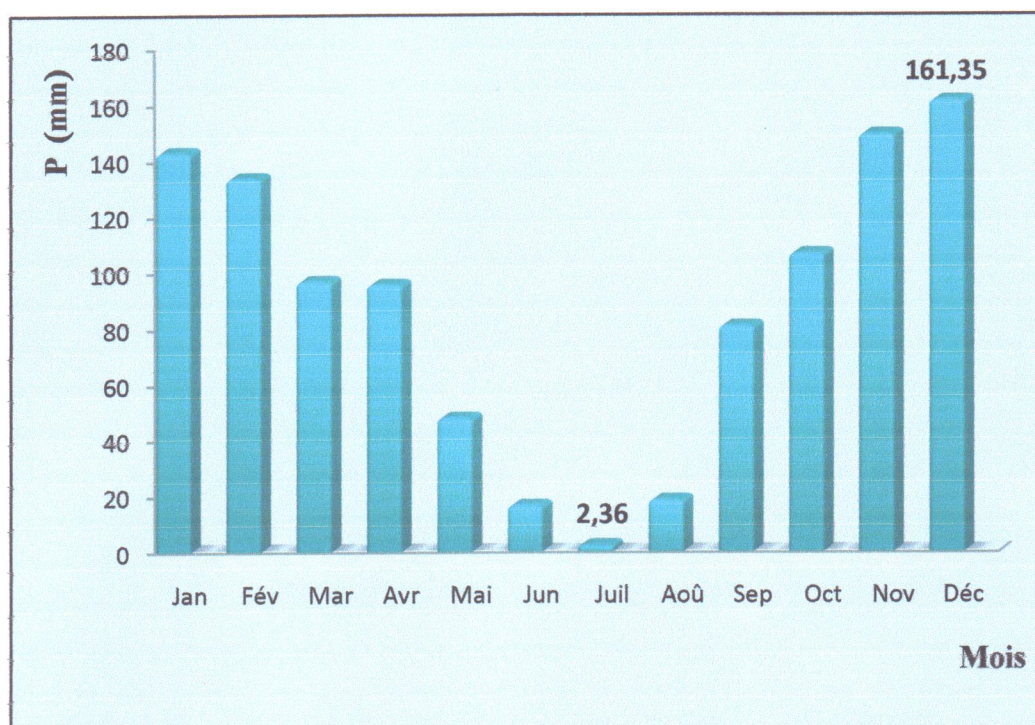


Figure 06 : Variation moyennes mensuelles des précipitations en mm (2003-2012)(ONM, 2012)

III.6.1.2. Variations saisonnières des précipitations

La répartition saisonnière des pluies est un facteur important pour la végétation. Les pluies de la période printemps-été, survenant au cours des températures élevés au maximum, subissent au sol une forte évaporation, ce qui affaiblit leur puissance d'infiltration et leur pénétration se limite à une couche superficielle. Ce sont les plantes herbacées qui en tirent la meilleure partie. Les pluies d'Automne et d'hiver surviennent pendant des températures basses subissent au sol, une faible évaporation ce qui augmente leur puissance d'infiltration. Ceci permet aux arbres, aux arbustes et aux plantes herbacées de trouver dans le substrat pédologique le milieu frais qui les permettra de résister à la sécheresse.

La région de Jijel est considérée comme une zone où les plantes herbacées ; les arbustes et les arbres trouvent les conditions du milieu favorable pour leur développement et leur maintien. Le tableau 03 nous montre que la distribution des précipitations est inégalement répartie durant les saisons, et la saison hivernale est la plus pluvieuse avec une moyenne de 438.14 mm et un pic au mois de décembre.

Tableau 03 : Variations saisonnières des précipitations en mm (2003-2012)(ONM, 2012)

Saisons	Hiver	Printemps	Eté	Automne
	Dec-Fev	Mars-Mai	Juin-Aout	Sept-Nov
Pluviométrie(mm)	438.14	240.68	37.73	337

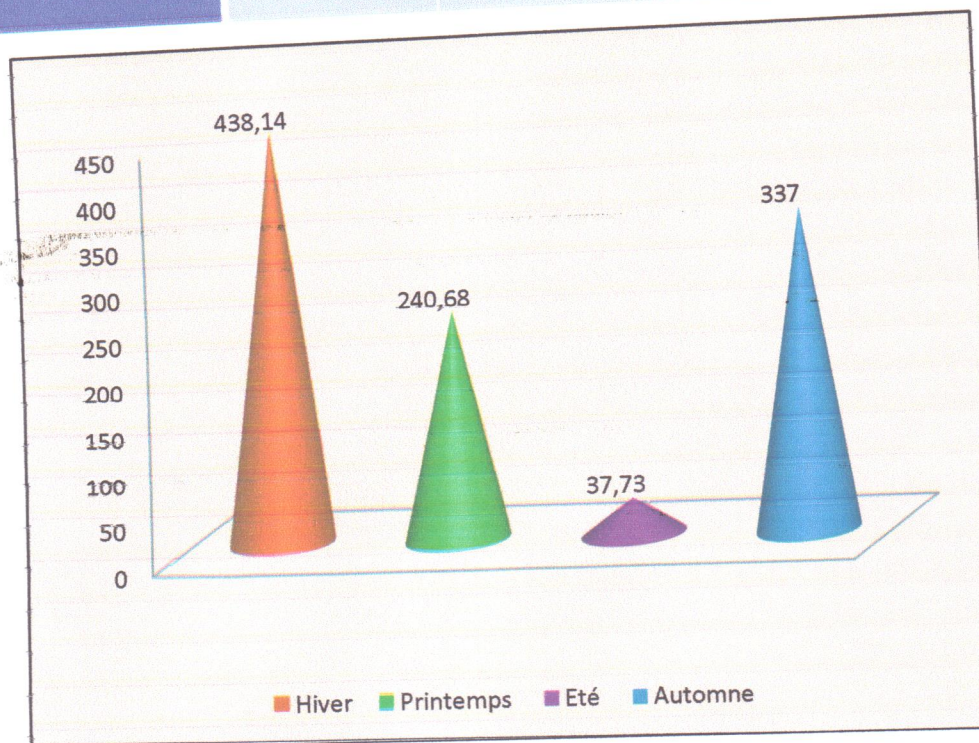


Figure 07 : Variations saisonnières des précipitations en mm (2003-2012)(ONM, 2012)

III.6.2. Température de l'air

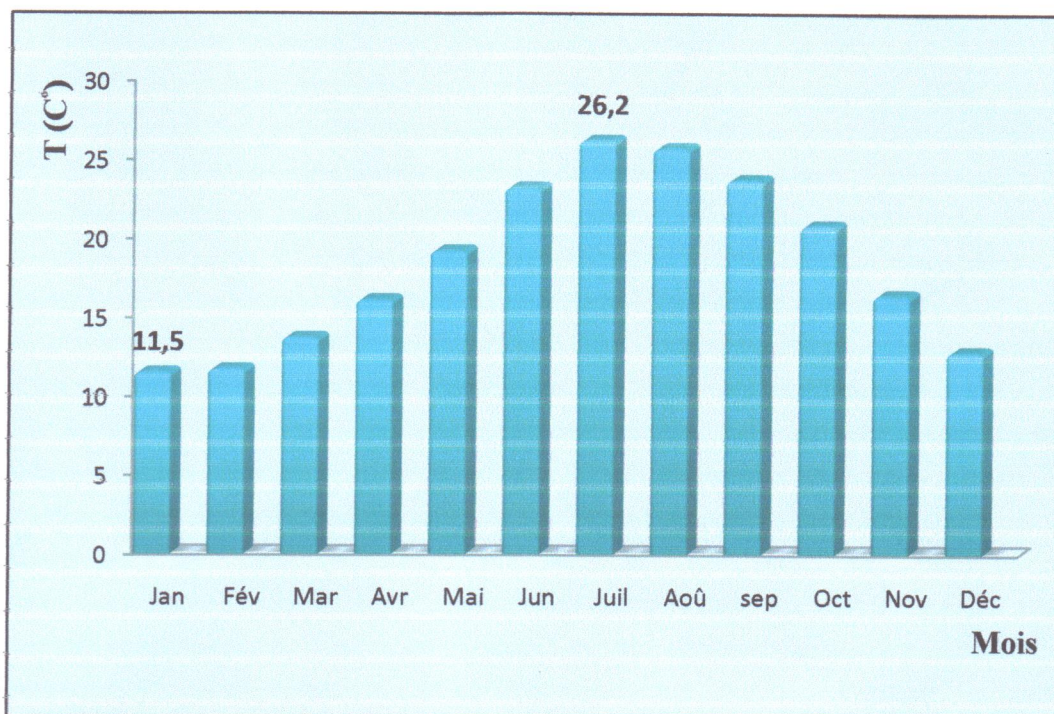
La température de l'air est un facteur qui a une grande influence sur le bilan hydrologique du fait de son impact sur le déficit d'écoulement (évapotranspiration) (Babay, 2010).

Les données de la station météorologique de Taher mentionnées dans le tableau 04, font ressortir que la température moyenne mensuelle, la plus basse, est celle du mois de Janvier avec 11,5 C° et que les mois les plus chauds sont Juillet et Aout, avec des températures moyennes de l'air atteint leur maximum 26,2 C°, les autres mois présentent des températures intermédiaires.

Tableau 04 : Variations moyennes mensuelles des températures en C° (2003-2012)(ONM, 2012)

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jun	Juil	Aoû	sep	Oct	Nov	Déc
T (C°)	11,5	11,7	13,7	16,1	19,2	23,2	26,2	25,7	23,7	20,8	16,4	12,8

T : moyenne mensuelle des températures en (C°)

**Figure 08** : Variations moyennes mensuelles des températures en C° (2003-2012)(ONM, 2012)

III.6.3. Le vent

Le vent c'est l'air en mouvement. Le terme général traduit les déplacements naturels horizontaux de l'atmosphère. Les vents sont produits par les différences de pressions atmosphériques engendrées par les différences de température entre deux masses d'air.

Dans notre région de Jijel les vents dominants sont :

- Ouest Nord-Ouest à Nord en hiver.
- Nord Nord-Est jusqu'à Sud-Est au printemps.
- Sud-Est jusqu'à Ouest Nord-Ouest en été et automne (ONM, 2012).

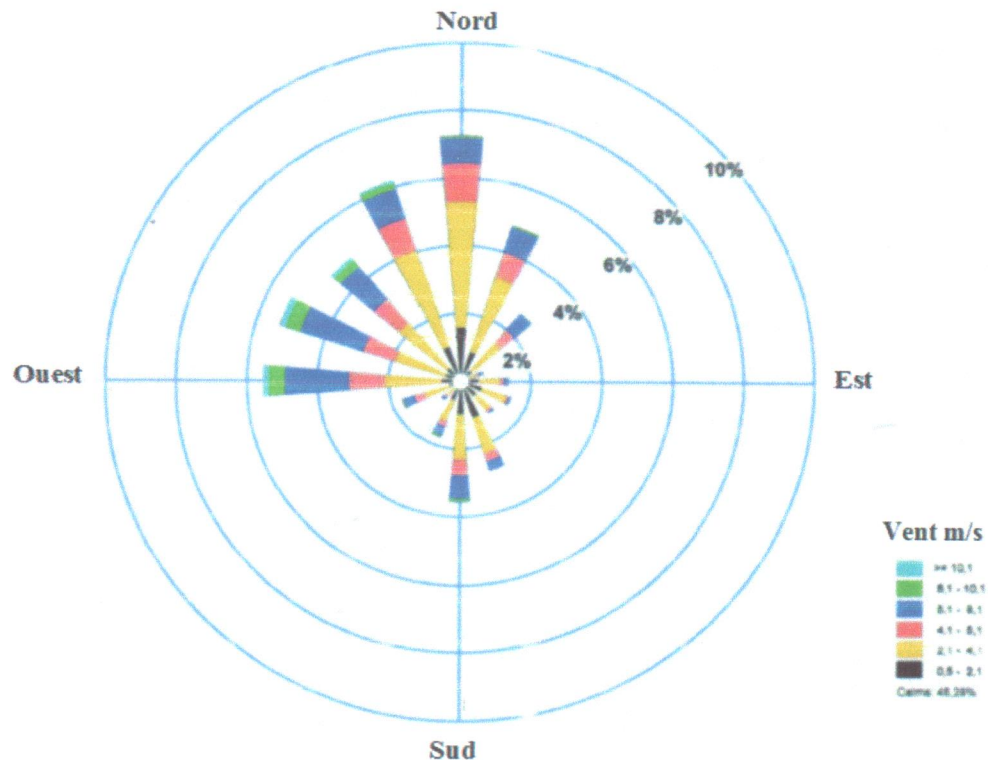


Figure 09 : La rose des vents de la wilaya de Jijel (1988-2007)(ONM, 2012)

III.6.4. Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

Le diagramme ombrothermique de Gaussen nous permet de connaître les caractères des saisons dans une région donnée et d'évaluer la durée de la période de sécheresse. Pour ce diagramme, les mois de l'année sont représentés sur l'axe des abscisses, il regroupe en même temps la courbe des précipitations (P) représentés en ordonnée à droite en mm selon une échelle double de celle des températures (T), représentés à gauche en $^{\circ}\text{C}$ ($P=2T$)(Dajoz, 1996).

Un mois sera dit biologiquement sec si la pluviosité moyenne (p), exprimée en mm, est égale ou inférieure au double de la température moyenne (T) exprimées en degrés Celsius ($P < 2T$).

La lecture est faite directement sur le diagramme. La saison sèche apparait quand la courbe des précipitations passe en dessous de la courbe des températures.

D'après le diagramme qui suit, la région de Taher présente une période sèche qui s'étale du mois de Mai jusqu'au mois de septembre, soit trois mois et demi ; et une période humide qui s'étale du mois de septembre au mois de Mai, soit huit mois et demi.

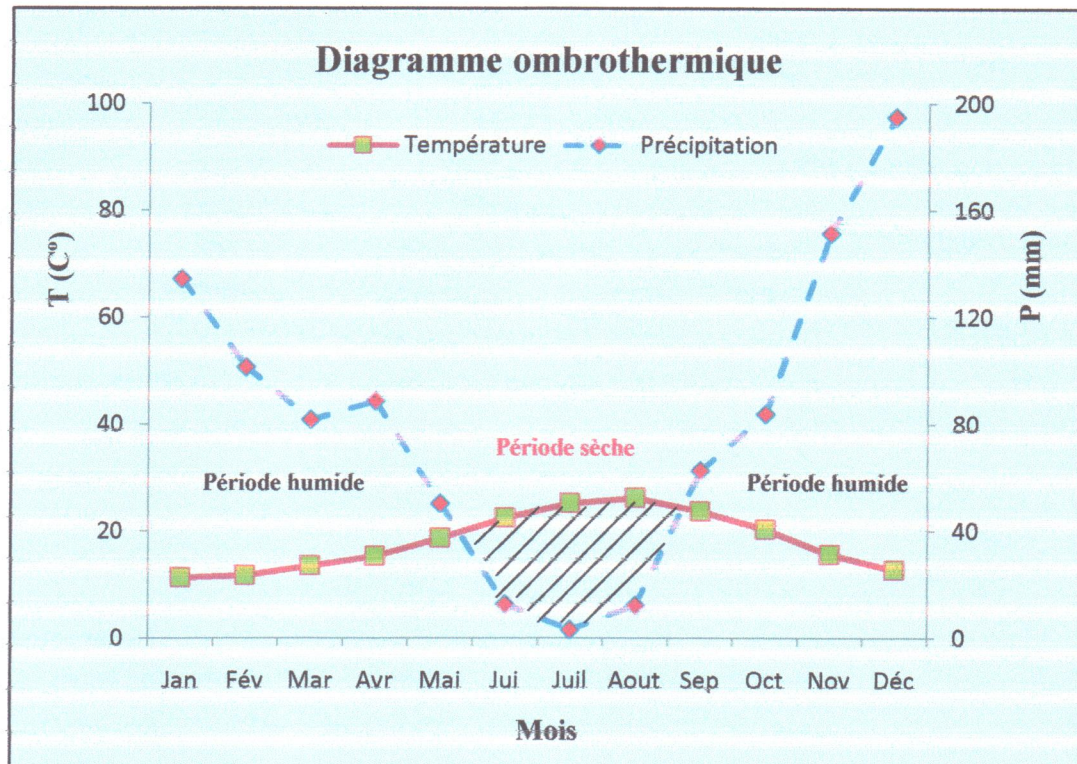


Figure 10: Diagramme ombrothermique de Gaussen de la région de Taher (2003-2012)

III.7. Couvert végétal

Les écosystèmes aquatiques sont très favorables à la vie végétale et animale parce qu'ils représentent des lieux dans lesquels les éléments nutritifs sont très abondants.

La végétation de notre zone d'étude est représentée par la présence de diverses espèces faisant partie aux différentes strates connues :

- ✚ une strate arborescente ou arbustive, constituée principalement de peuplier, rebus et de laurier rose.
- ✚ Une strate herbacée constituée d'héliophytes et d'hygrophytes, composées essentiellement par le roseau commun (*Phragmites australis*), la massette (*Typhalatifolia*), le scirpe (*Scirpuslacustris*), carex et certaines espèces de joncs (*Juncuslacustris*). On y rencontre également des espèces terrestre appartenant à différentes familles (Graminées, Borraginacées, Liliacée, Apiacées, Composées....).

III.8. Les activités agricoles

Les bonnes conditions climatiques, les pluies et la fertilité des sols font de cette wilaya une région à vocation agricole qui a une importance économique majeure. La superficie agricole totale est estimée à 98.689 Ha représentant 41% de la superficie totale de la wilaya. La superficie utile est estimée de 43.703 Ha (représentant 44% de la superficie agricole totale) dont 6.950 Ha (représentant 16% de la superficie agricole utile) est irriguée à partir des cours d'eaux, des forages, des puits des bassins versants.....etc. Cette superficie utile est occupée par 2 types d'agricultures :

- Une agriculture de montagnes occupe 28.913 Ha soit 66% de la superficie agricole utilisable, elle est beaucoup plus utilisée pour l'arboriculture dont principalement l'oléiculture et l'arboriculture fruitière particulièrement rustique.
- Une agriculture de plaine occupe 14.790 Ha soit près de 34% de la superficie agricole utilisable, elle est le siège d'une productivité agricole à prédominance maraichère majoritairement réalisée en serre culture et l'arboriculture fruitière en irrigation (agrumes, pommier, poirier, prunier).

Beaucoup de surface agricoles qui vont du petit jardin jusqu'à la ferme de grande superficie sont exploitées par des cultures de légumes et des fruits. Cette culture, est en effet connue pour être une grande consommatrice des produits phytosanitaires (DSA, 2012).

IV. Matériel et méthodes

L'échantillonnage est la première, et l'une des plus importantes étapes ; son rôle est d'assurer la représentativité de l'échantillon étudié. La reconnaissance des caractéristiques du milieu permet de fixer le nombre d'échantillons à prélever, et l'espace le plus représentatif. Il y aura toujours l'intérêt à ce qu'il soit le plus détaillé possible et accumuler un maximum d'informations avant d'entamer les étapes ultérieures de la démarche.

IV.1. Choix des stations de prélèvement et leur situation géographique

L'échantillonnage a été effectué sur le terrain au mois d'Avril 2013. Nous avons choisi quatre(04)stations réparties le long de l'Oued.

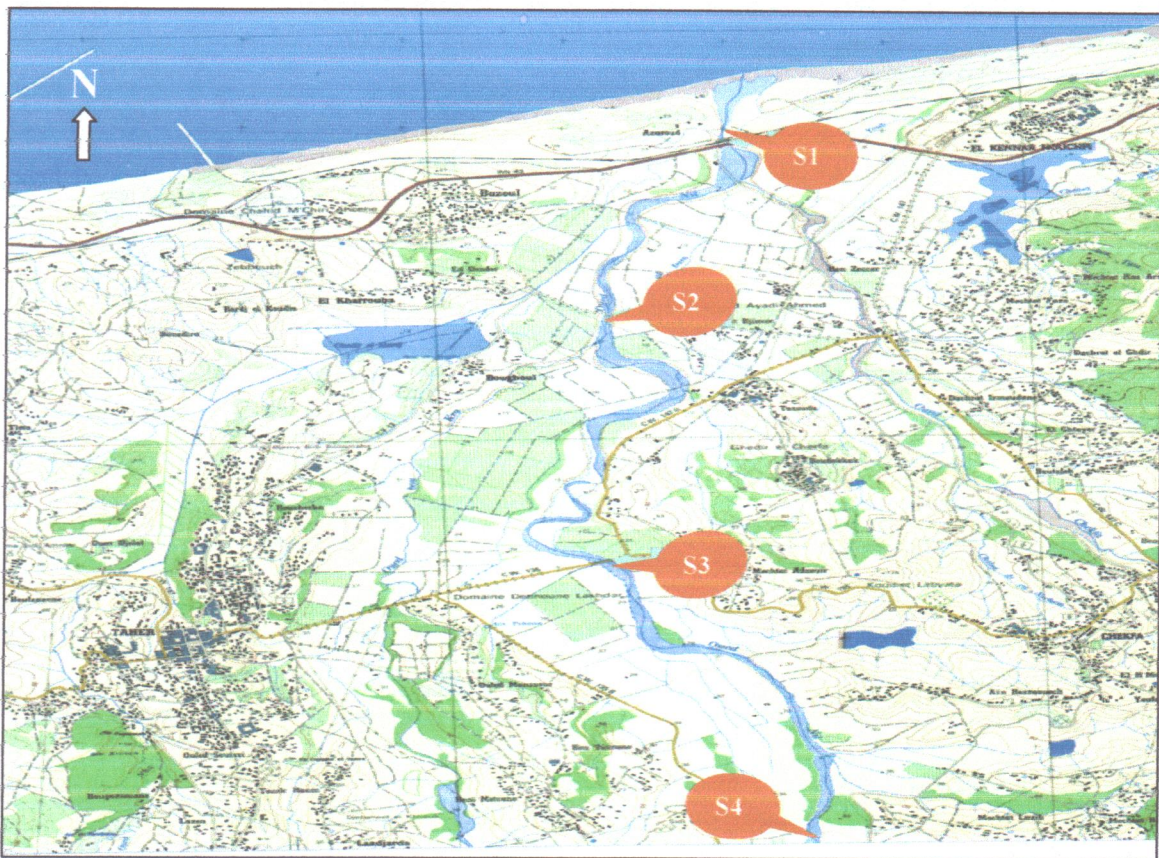


Figure 11 :Localisation géographique des stations de prélèvement sur Oued El-Nil (1/25000)

➤ Station 01

Cette première station est située à l'embouchure de Oued El-Nil, avec les rejets des eaux usées domestiques prévenant de l'Oued Chekfa et Oued Sayoud. A cette station l'eau est trouble, son débit est faible, et on note la présence d'algues. Elle est caractérisé par la présence d'une agriculture moderne utilisant des fertilisants.



Figure 12 : Photos de situation géographique de la station S1

➤ Station 02

Elle est située à 3 km de l'embouchure, à proximité des rejets de l'Oued Boukraa. Dans cette station le débit de l'eau est moyen avec présence d'une importante végétation.



Figure 13 : Photos de situation géographique de la station S2

➤ **Station 03**

Se trouve à environ de 7 km de l'embouchure. Dans cette station l'eau est claire et son débit est moyen.



Figure 14 : Photos de situation géographique de la station S3

➤ **Station 04**

Se situe en amont de l'Oued à 15 km de l'embouchure. Le débit d'eau dans cette station est important.



Figure 15 : Photos de situation géographique de la station S4

Notre site d'échantillonnage est caractérisé par la présence d'une végétation importante qui se disperse sur les côtés de l'Oued, et d'une agriculture moderne utilisant des fertilisants. Les rejets des eaux usées domestiques provenant de la ville de Taher et Chekfa sont déversés directement sans traitement préalable dans ce site par l'intermédiaire de l'Oued Saïoud et Oued Boukaraa.

IV.2. Choix du matériel végétal

Notre choix est porté sur une espèce de macrophytes : *Phragmites australis* (le roseau commun) ; C'est une plante semi-aquatique, vivace dressée, qui se développe en colonies denses (roselière) sur les bords des milieux humides. Elle se propage grâce à des stolons longuement rampants et des rhizomes traçants, mais aussi par graines à dispersion par le vent.

Les plantes adultes de *Phragmites australis* mesurent entre 40 cm et 2 m et peuvent monter jusqu'à 4 m de haut. Les tiges non ligneuses sont robustes droites et sans embranchements. Les grandes feuilles sont larges de 1 à 3 cm. L'inflorescence du *Phragmites australis* est une longue panicule dense de 10 à 30 cm (San Miguel, 2011).

L'analyse de la plante est portée sur les deux parties : partie aérienne (tiges et feuilles) et partie souterraine (racines).

✚ Systématique



Figure 16 : *Phragmites australis*

Règne : *Plantae*

Sous-règne : *Tracheobionta*

Division : *Magnoliophyta*

Classe : *Liliopsida*

Sous-classe : *Commelinidae*

Ordre : *Cyperales*

Famille : *Poaceae*

Genre : *Phragmites*

Espèce : *Phragmites australis*

Nom commun : Roseau commun

(San Miguel, 2011)



IV.3. Prélèvement des échantillons

Les échantillons des sédiments et de végétation ont été prélevés au bord de Oued. Au niveau de chaque station nous avons réalisés plusieurs répliques pour constituer un échantillon moyen afin de garantir une bonne représentativité de la zone.

IV.3.1. Prélèvement des sédiments

Les prélèvements des sédiments sont réalisés d'une façon manuelle ; à l'aide d'une spatule en plastique préalablement nettoyé par l'acide nitrique diluée, ils sont déposés directement dans des sachets en plastique identifiés pour éviter les risques de confusion puis transportés 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.

IV.3.2. Prélèvement des plantes

Les prélèvements sont réalisés d'une façon manuelle ; à l'aide d'un couteau pour les parties aériennes qui sont coupées à 3 cm au-dessus du sol pour éviter toute contamination de la terre, et d'une bêche pour les parties racinaires qui sont émotées sur place pour éliminer le maximum de terre sans détacher les racelles.

Ces échantillons sont mis directement dans des sachets en plastique identifiés pour éviter les risques de confusion, puis transportés jusqu'au laboratoire.

IV.4. Préparation des échantillons au laboratoire

L'ensemble des expériences de laboratoire ont été réalisées à température ambiante. Les solutions ont été préparées avec l'eau distillée. Les réactifs utilisés sont de qualité analytique compatible avec l'analyse des éléments traces. L'ensemble du matériel (verrerie, flacons ...) est systématiquement décontaminé au moyen d'une solution acidifiée à 10% (eau distillé+ acide nitrique(HNO_3) concentré) pour éviter toute contamination, puis rincé avec l'eau distillée et séché dans l'étuve.

La maintenance de la verrerie est une partie intégrante de l'analyse, considérant qu'une absence de soin à ce niveau peut avoir des répercussions sur le résultat final (erreurs due à une fiole endommagée, mal calibrée, contamination, etc.).

IV.4.1. Préparation des échantillons des sédiments

La préparation des échantillons est nécessaire pour le rendre représentatif à l'analyse. Une fois au laboratoire les échantillons sont séchés à l'air libre, à l'abri de la lumière solaire directe pour limiter l'évolution biologique et assurer la conservation des échantillons, puis à l'étuve à une température inférieure à 40 °C. Les échantillons, sont ensuite homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2 mm pour éliminer les gros fragments solides et 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 diluée, rinçage à l'eau distillée puis séchage).

IV.4.1.1. Analyses physico- chimiques des sédiments

IV.4.1.1.1. Granulométrie

L'analyse granulométrique a été effectuée au niveau de laboratoire des travaux publics Est (en suivant la norme P 94-011). Elle a pour but de caractériser la distribution de tailles des particules du sol. En effet, la taille des particules a une influence sur de nombreuses caractéristiques du sol et donc sur le comportement des polluants par les phénomènes d'infiltration et de rétention des éléments traces métalliques.

La détermination des fractions sableuses a été obtenue par tamisage pour éliminer les gros fragments solides qui ne sont habituellement pas considérés comme faisant partie du sol. La fraction conservée pour l'analyse est généralement celle inférieure à 2 mm. L'analyse granulométrique des sédiments qui sont supérieurs à 80 µm se fait en utilisant une série de tamis alors que pour les éléments inférieurs ou égaux à 80 µm l'analyse est effectuée par sédimentation.

La méthode utilise le fait que dans un milieu liquide au repos, la vitesse de décantation des particules fines est fonction de leur dimension. C'est une hypothèse forte puisque les particules d'argile se présentent sous forme de plaquettes et non pas sous forme de grains sphériques (Rahaoui, 2009).

IV.4.1.1.2. Mesure de pH

La mesure du pH se fait à l'aide d'un pH-mètre, sur une suspension du sol et d'eau distillée dans un rapport de 1/ 2.5 après agitation pendant 2 minutes et repos une demi-heure (Mathieu et al., 1998).

IV.4.1.1.3. Mesure de la conductivité électrique

La conductivité électrique est mesurée par le conductimètre dans une suspension de sol et d'eau distillée. Le principe est basé sur l'extraction des sels solubles d'un échantillon du sol dans l'eau, dans des conditions bien définies et dans un rapport sol/eau de 1/5 (Mathieu et al., 1998).

IV.4.1.1.4. Dosage de la matière organique (Méthode de Walkly-Blak Modifiée)

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir de l'un de ces constituants, le carbone. Il représente 58% de la matière organique.

$$\text{MO \%} = \text{CO \%} \times 1,742$$

La détermination de CO est basée sur l'oxydation de ce dernier par le bichromate de potassium en milieu d'acide sulfurique, source de chaleur. Le dosage de l'excès de bicarbonate de potassium permet de déterminer la quantité de CO neutralisée (Mathieu et al., 1998).

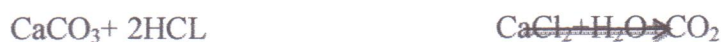
IV.4.1.1.5. La capacité d'échange cationique

La CEC est un paramètre global qui représente le total des charges négatives du sol disponible pour la fixation de cation métalliques ou d'ions H^+ , elle est réalisée par la méthode d'AFNOR.

La mesure de la CEC est basée sur la titration par l'acide sulfurique H_2SO_4 de la solution du sol, après l'addition des réactifs (couleur violette). Elle est caractérisée par un point de virage au niveau d'un volume déterminé de H_2SO_4 titré (s'il fait apparaitre une couleur verte) (AFNOR, 1994).

IV.4.1.1.6. Dosage de calcaire total

On décompose par un acide fort (acide chlorhydrique) le carbonate de calcium contenu dans l'échantillon de terre et on mesure le volume de gaz carbonique dégagé par la réaction à la température et à la pression atmosphérique :



Le volume de gaz carbonique dégagé lors de la réaction est mesuré à l'aide de calcimètre de Bernard (Mathieu et al., 1998).

IV.4.1.2. Préparation de l'extrait des sédiments (mise en solution par attaque à l'eau régale)

Cette méthode est utilisée pour le dosage des éléments totaux et principalement : Cu, Mn, Zn, Fe, Cr, Ni, Pb, Cd.

La détermination des teneurs totales en éléments métalliques des sédiments nécessite une mise en solution qui a été réalisée par attaque acide d'une quantité de 2g d'échantillon des sédiments (séché, broyé et tamisé à 250 μm) par l'eau régale (15 ml d'HCl (38% d=1,19) et 5ml HNO₃ (68% d=1,42)) dans un bécher de 250 ml. Il est laissé en contact pendant une nuit afin de permettre une oxydation lente de la matière organique des sédiments, puis il est chauffé dans le bain de sable à 180°C pendant 2h.

Après refroidissement le contenu de bécher est filtré sur papier filtre, dans des fioles de 100 ml puis ajusté jusqu'au trait de jauge avec l'eau déminéralisée.

IV.4.2. Préparation des échantillons des plantes

Dès leur arrivée au laboratoire, les échantillons des plantes sont prélevés, rincés et séchés à l'air libre (température ambiante) pendant une nuit. Les racines et les parties aériennes sont ensuite découpées en petits morceaux.

Après le découpage de ces échantillons, ils sont séchés dans une étuve pendant 48h à 105°C jusqu'à atteindre un poids constant, puis ils sont réduits en poudre fine à l'aide d'un broyeur. La poudre obtenue est finalement passée au tamis de 250 μm .

✚ Préparation de l'extrait de plante (minéralisation) : digestion sulfo-nitrique-eau oxygénée selon Hoening et al, 1979

La minéralisation est une étape importante pour la détermination d'éléments traces, elle permet de détruire la matière organique et obtenir des solutions contenant la teneur totale des éléments présents dans la prise d'essai (Lydia, 2010).

La minéralisation d'un échantillon d'environ 1g se fait par digestion acide dans des flacons. Cette digestion est réalisée à l'aide d'un mélange d'acides comprenant 1ml d'acide sulfurique (H₂SO₄) concentrée, 3 ml d'acide nitrique (HNO₃), 3 ml d'eau oxygéné (H₂O₂, 30%) et laissée en contact pendant 12h.

Les échantillons sont chauffés dans le bain de sable durant 15 min. Après refroidissement complet, ils sont filtrés dans des fioles jaugés et ajustés à un volume de 100 ml par l'eau distillé après le rinçage plusieurs fois de résidu insoluble retenu sur le filtre.

IV.5. Techniques de dosage des éléments traces métalliques (Spectrophotométrie d'absorption atomique SAA)

La spectroscopie se base sur l'analyse des rayonnements électromagnétiques se traduisant par un spectre d'absorption du gaz dans des longueurs d'onde spécifiques. Ces méthodes utilisent l'absorption dans le visible, l'ultraviolet et l'infrarouge, mesurée grâce au spectromètre, souvent appelé spectrophotomètre dans les articles. La spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A) est une des méthodes de spectroscopie. La quantification des métaux traces en solution est réalisée par la spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A) de marque SHIMADZU AA-6200 ATOMIC ABSORPTION FLAME EMISSION SPECTROPHOTOMETER, au laboratoire de l'université de Jijel.



Figure 17 : Spectrophotométrie d'absorption atomique(AA-6200)

✚ Principe de fonctionnement

La solution à étudier est pulvérisée dans une flamme ou elle est transformée en vapeur atomique. On envoie sur ces vapeurs une radiation caractéristique des atomes à doser (longueur d'onde de la raie de résonance le plus souvent) qui est produit par la source qui est généralement une lampe à cathode creuse contenant l'élément à doser. La radiation est absorbée par les atomes non excités sur

le trajet de la lumière. Pour chaque type de métal il y a une lampe cathodique correspondante. Ainsi les résultats s'affichent sur l'écran sous forme graphique et données (absorbances et concentrations). En pratique, on compare les absorbances obtenues pour des solutions étalons et la solution à doser dans les mêmes conditions. L'intensité de l'absorption dépend directement du nombre de particules absorbant la lumière selon la loi de Beer Lambert (Seghairi et al, 2013).

IV.6. Analyse statistique

Pour le calcul des statistiques élémentaires et pour une meilleure illustration des résultats nous avons procédé au calcul des moyennes, d'écart types, et des matrices de corrélation. L'analyse statistique proprement dite est effectuée en faisant appel à l'analyse de la variance (ANOVA) à un facteur ($\alpha = 0,05$).

Tous les calculs ont été effectués en utilisant les logiciels : Excel, STATISTICA (version 10). Pour illustrer nos résultats, nous avons réalisé des histogrammes.

V. Résultats et discussion

Les résultats obtenus pour l'analyse granulométrique et physicochimiques des sédiments de notre zone d'étude sont rassemblés dans les tableaux 05 et 06.

V.1. Granulométrie des sédiments

Tableau 05: Résultat granulométrique des sédiments

	Sable (%)	Limons (%)	Argile (%)	Type textural
Pourcentage	82	15	3	Sablo-limoneux

En reportant les pourcentages de sables, limons, argile sur le triangle textural américain proposé par le ministère de l'agriculture des états unis (USDA) (Bonneau et Souchier, 1979), on trouve que les sédiments de notre zone d'étude ont une texture sablo-limoneuses.

V.2. Propriétés physico-chimiques des sédiments

Tableau 06: Caractéristiques physicochimiques des sédiments

Paramètre / Station	pH	CE ($\mu\text{s}/\text{cm}$)	CaCO ₃ (%)	CEC (m $\text{éq}/100\text{g}$)	MO (%)
Station 1	8,04	105,84	1,55	2,95	0,88
Station 2	7,71	51,64	0,64	4,12	0,81
Station 3	7,60	49,14	0,36	2,65	0,84
Station 4	7,78	26,23	0,26	2,27	0,93
Moyenne	7,7825	58,2125	0,7025	2,9975	0,865
±	±	±	±	±	±
Ecartype	0,18697148	33,7479238	0,58744503	0,798389	0,05196

Les différents résultats obtenus des analyses physico-chimiques des sédiments étudié et qui sont représentés dans le tableau précédent montrent une fluctuation des cinq paramètres d'une station à l'autre (pH, CaCO_3 , MO, CEC, CE). La mesure de ces propriétés physicochimiques permet une première estimation de la qualité du milieu.

V.2.1. Le potentiel d'hydrogène (pH)

Le pH présente des valeurs représentées graphiquement dans la figure (18), ces valeurs varient entre un minimum de $(7,6 \pm 0,09)$ remarqué dans la station (S3) et un maximum de $(8,08 \pm 0,03)$ dans la station (S1). L'examen de la figure montre une légère variation de ces valeurs d'une station à une autre. Dans ce sens, l'analyse de la variance ne montre aucun effet station significatif ($F= 1,12$; $p= 0,39$).

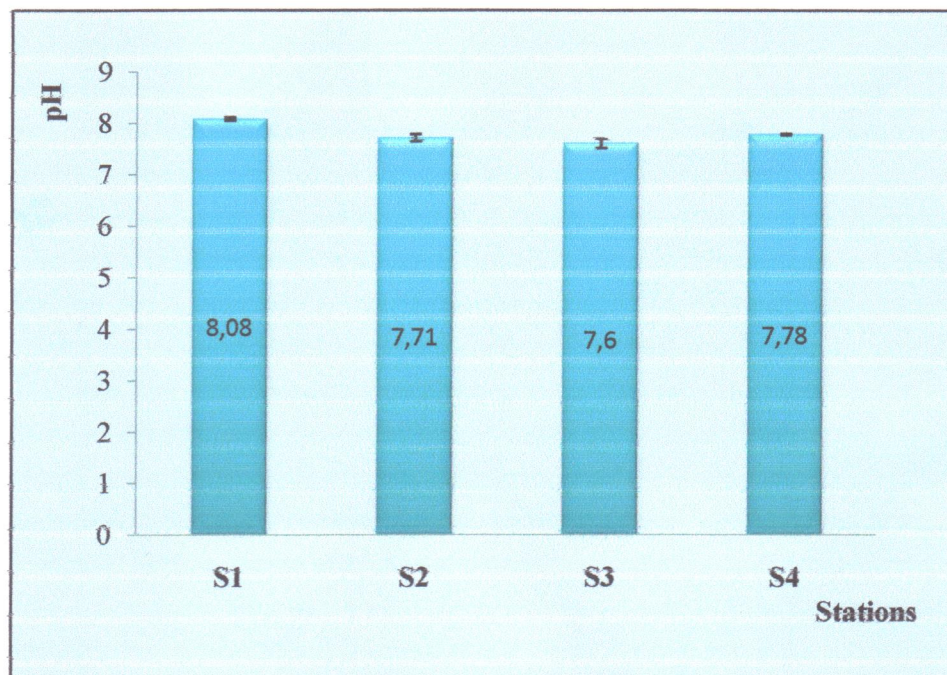


Figure 18: Variation du pH des sédiments en fonction des stations

Le pH est un élément de grande importance car il contrôle la mobilité des métaux lourds dans le sol. Il résulte essentiellement d'un équilibre entre les ions libérés dans la solution du sol et ceux qui sont fixés par les colloïdes (Remon, 2006).

D'après l'échelle des normes d'interprétation du pH du sol (tableau V, annexe II), les valeurs obtenus montrent que le pH des sédiments est basique, ce qui peut être lié à la nature des terrains traversés par le Oued.

Bourg et Lock (1995) confirment que le changement du pH des sédiments dépendra de l'un des trois facteurs principaux suivants :

- la vulnérabilité des sédiments ou la faculté à résister à des variations de pH
- les apports de polluants, de donneurs, accepteurs de protons et d'électrons
- les pratiques environnementales pouvant induire des changements de solubilité des espèces chimiques stockées. Ainsi, les valeurs du pH des sédiments sont en perpétuelle relation avec le pH des eaux. En effet, dans les eaux naturelles non soumises aux rejets industriels et urbains, le pH des sédiments dépend de ces eaux, de la nature géologique du lit et du bassin versant dans la rivière (**Brémond et Vuichard, 1973**).

Cependant les carbonates jouent un rôle majeur dans les sols, son équilibre de dissociation contrôle partiellement le pH et une teneur élevée en carbonate rend le sol calcaire (**Plassard, 1999**). Selon **Eliard (1979)**, les sols calcaires sont basiques, donc il existe une relation étroite entre pH et la teneur du sol en calcaire. Ceci est confirmé par l'existence d'une bonne corrélation positive entre le pH et calcaire total avec un coefficient de corrélation ($r = 0,869$) (tableau I, annexe IV).

V.2.2. Le calcaire total (CaCO_3)

Les valeurs moyennes des teneurs en calcaire total dans les sédiments de différentes stations sont portées sur le tableau (06) et représentées par l'histogramme ci-dessous. Les valeurs enregistrées varient entre un minimum de $(0,26\% \pm 0,04)$ remarqué dans la station (S4) et un maximum de $(1,55\% \pm 0,06)$ dans la station (S1).

Les résultats d'étude de la variance montrent qu'il y a un effet station hautement significatif ($F = 13,83$; $P < 0,001$), ceci peut être expliqué par la position géographique des stations.

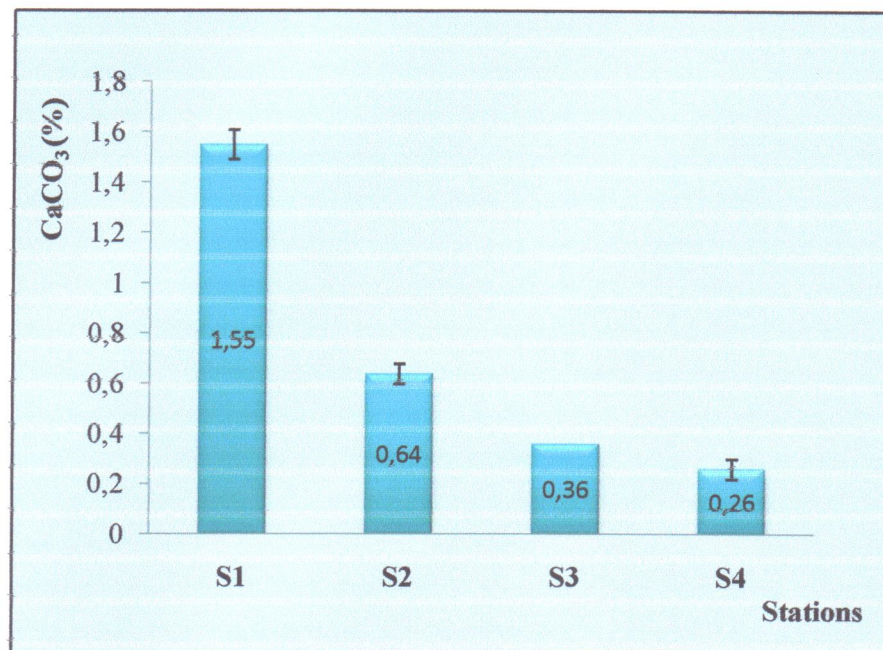


Figure 19: Variation des teneurs en calcaire total en fonction des stations

D'après **Baize (1997)**, un sol est considéré riche en calcaire lorsque sa teneur en (CaCO_3) dépasse 25%, ceci est loin d'être le cas de notre étude.

En comparant les teneurs en CaCO_3 des 4 stations aux normes d'interprétation citées dans le tableau I annexe II, nous remarquons que les valeurs des trois stations (S2, S3, S4) sont inférieures à 1% donc elles sont classées parmi les sols non calcaires, alors que la station (S1) représente une valeur comprise entre 1% et 5%, donc elle est classée comme un sol peu calcaire, ces valeurs relativement faibles peuvent être expliquées par la nature géologique des roches de la région, la nature sableuse des sédiments et au climat pluvieux qui caractérise notre région d'étude.

Ainsi **Harvey et Warren (1989)**, montrent que la présence et la distribution des carbonates dans les sols et les sédiments dépendent étroitement de la roche mère et du climat. Sous un climat aride, les CaCO_3 restent dans le sol et s'accumulent près de la surface. Si d'autres facteurs sont constants une augmentation des précipitations entraîne une augmentation du déplacement des carbonates par ruissellement vers les cours d'eau.

V.2.3. La matière organique

Les résultats des teneurs en matière organique dans les différentes stations étudiées sont représentés dans la figure (20). Ces valeurs sont comprises entre un minimum de (0,81% \pm 0,06) au niveau de la station (S2), et un maximum de (0,93% \pm 0,06) au niveau de la station (S4). Elles ne représentent donc pas de variations considérables du point de vue spatial ceci est mis en évidence par l'analyse de la variance qui ne montre aucun effet station significatif ($F = 1,22$; $p = 0,36$).

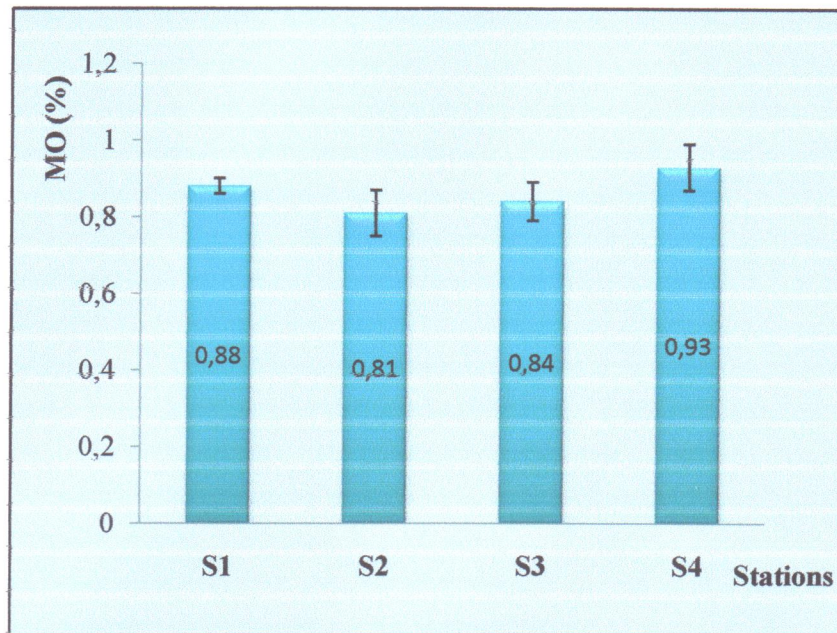


Figure 20: Variation des teneurs en matière organique en fonction des stations

D'après les normes d'interprétation de la matière organique citées dans (le tableau II, annexe II) (Schafer, 1975), nous remarquons que les valeurs de la matière organique dans les sédiments de nos stations sont inférieure à 1% donc elles sont classées parmi les sols très pauvres en matière organique ce qui est expliquée par la nature sablo-limoneuses des sédiments.

V.2.4. Conductivité électrique

Les résultats des mesures de la conductivité électrique sont représentés graphiquement dans la figure (21). Elles donnent une idée générale sur la salinité des échantillons.

A travers ces résultats nous pouvons constater à première vue que les valeurs de la conductivité sont pratiquement hétérogènes, ceci est confirmé statistiquement par l'analyse de la variation qui montre un effet station hautement significatif ($F= 151,39$; $p < 0,001$).

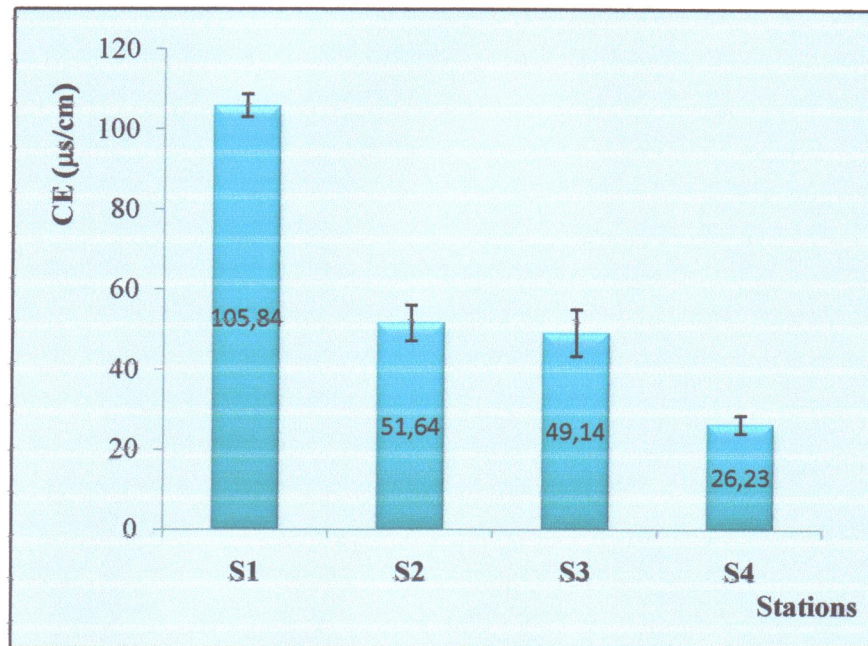


Figure21: Variation de la conductivité électrique en fonction des stations

D'après l'histogramme, les valeurs de la CE sont comprises entre un minimum de ($26,23\mu\text{s}/\text{cm} \pm 2,24$) au niveau de la station (S4), et un maximum de ($105,84\mu\text{s}/\text{cm} \pm 2,85$) au niveau de la station (S1).

D'après l'échelle de la salinité des sols proposée par Gros (1979) qui est représenté dans (le tableau III, annexe II), nous remarquons que les valeurs de la conductivité électrique dans les sédiments des stations (2, 3 et 4) sont inférieures à $60\mu\text{s}/\text{cm}$, donc elles sont classées parmi les sols non salés. Alors que la station (S1) située à l'embouchure présente une valeur qui dépasse $100\mu\text{s}/\text{cm}$, ce qui permet de la classer parmi les sols salés. La valeur relativement élevée enregistrés dans cette station ($105,84\mu\text{s}/\text{cm}$) peut être expliquée par l'augmentation des teneurs en sels minéraux dissous résultants de l'influence de la mer et l'érosion du sol et des eaux usées urbains.

V.2.5. La capacité d'échange cationique

Les résultats des mesures de la capacité d'échange cationique sont représentés graphiquement dans la figure (22). Les valeurs moyennes varient d'une station à l'autre, la valeur maximale ($4,12 \pm 0,29 \text{ méq}/100\text{g}$) est enregistrée dans la station (S2) alors que la minimale ($2,27 \pm 0,5 \text{ méq}/100\text{g}$) est enregistrée dans la station (S4).

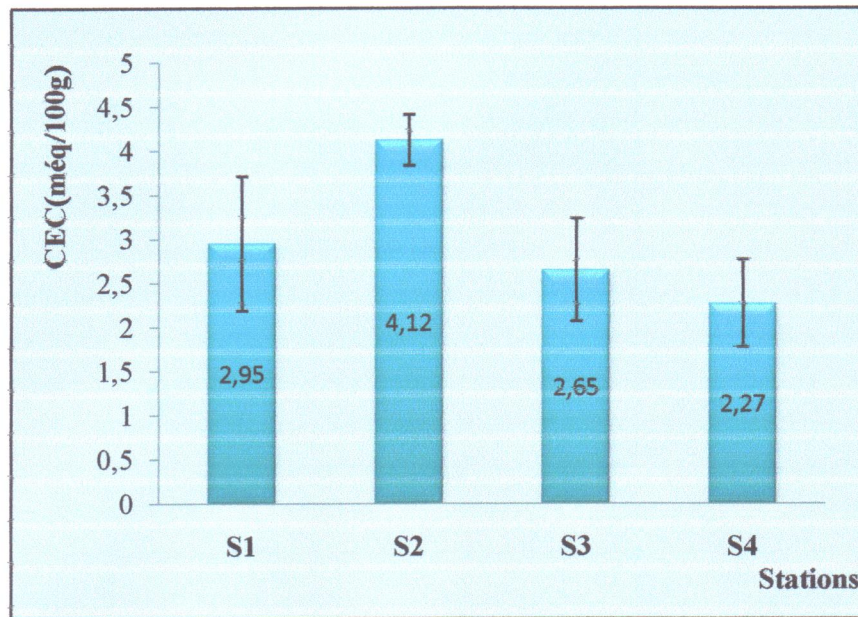


Figure 22: Variation de la capacité d'échange cationique en fonction des stations

Selon les normes d'interprétation de (Calvet et Villemin, 1986) dans le tableau IV annexe II, on trouve que les valeurs de CEC de toutes les stations sont inférieures à 5 méq/100g, donc les échantillons de ces stations ont une capacité d'échange cationique très faible.

La capacité d'échange cationique est un paramètre global, qui représente la quantité maximale de cations de toutes sortes qu'un poids déterminé de sol est capable de retenir ou, autrement dit, le total des charges négatives du sol disponibles pour la fixation de cations métalliques ou d'ions H^+ (Tremel-Schaub et Feix, 2005). Généralement, la CEC est variée d'un sol à l'autre, elle est plus faible dans la texture sableuse, ce qui est en accord avec nos résultats, et plus élevée dans la texture argileuse.

De plus la représentation graphique des résultats obtenus montre une variation de la CEC d'une station à d'autre. En effet l'analyse statistique de la variance ne montre aucun effet station significatif ($F=3,2$; $p=0,083$).

V.3. Le plomb et le cadmium dans les sédiments

Les résultats d'analyses des ETMs (Pb et Cd) réalisés sur les sédiments de notre zone d'étude sont représentés dans les tableaux 07 et 08 et les figures 23 et 24.

Les concentrations moyennes des ETM les plus élevés dans les sédiments sont celles de Pb suivi de Cd.

V.3.1. Le Plomb

Tableau 07 : Teneur en plomb dans les sédiments

	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
Moy Pb (ppm)	22,54	17,12	14,2	13,32
± Ecartype	± 1,35	± 1,63	± 1,98	± 2,60

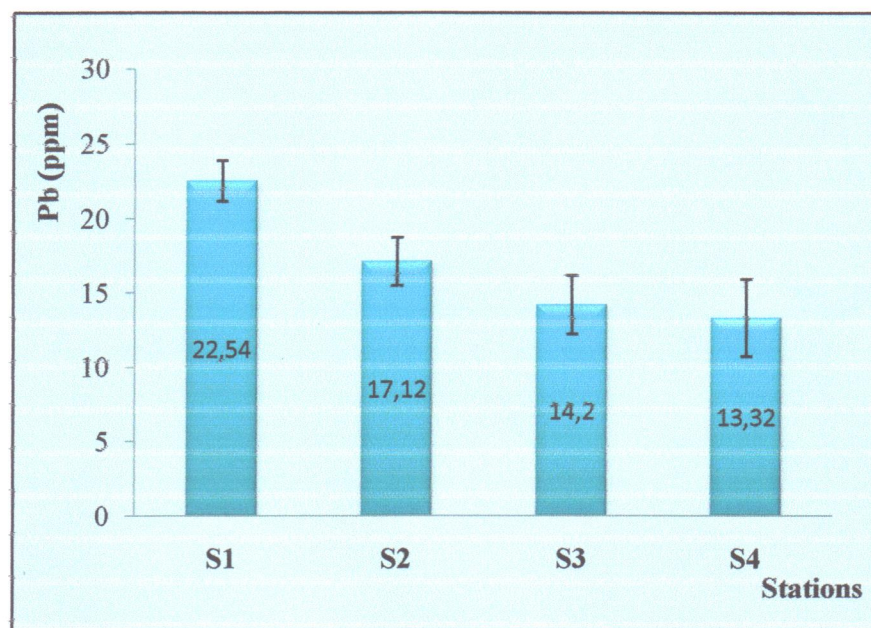


Figure 23: Variation des teneurs en Pb dans les sédiments en fonction des stations

Le tableau précédent (07) ainsi que la représentation graphique (23), donnent les variations des teneurs en Pb dans les sédiments en fonction des quatre stations, les valeurs extrêmes sont représentés par un maximum enregistré au niveau de la station (S1) avec une valeur de (22,54 ppm), et un minimum enregistré au niveau de la station (S4) avec une valeur de (13,32 ppm), une diminution progressive de la station (S1) à la station (S4) a été enregistré.

V.3.2. Le Cadmium

Tableau 08 : Teneur en cadmium dans les sédiments

	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
Moy Cd (ppm)	1,02	0,91	1,01	0,74
± Ecartype	± 0,03	± 0,07	± 0,03	± 0,05

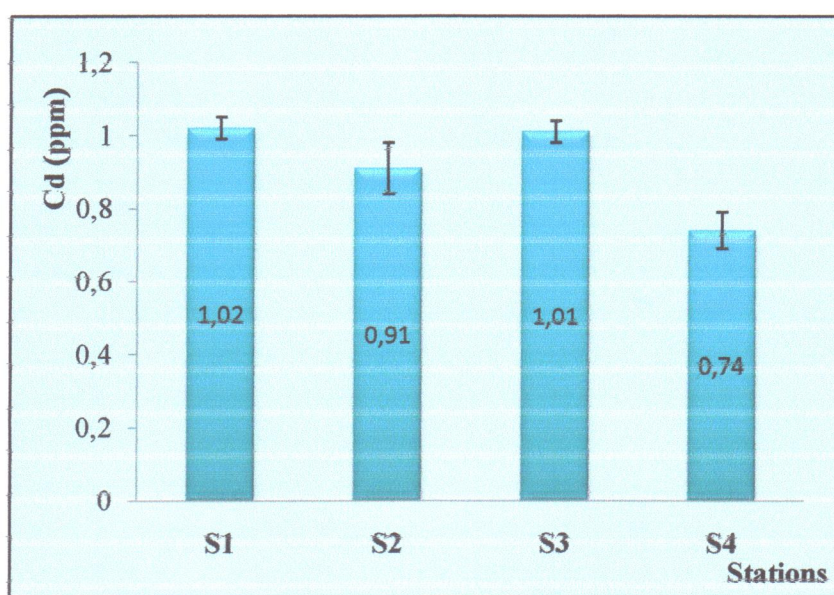


Figure 24: Variation des teneurs en Cd dans les sédiments en fonction des stations

D'après la figure (24), les valeurs de Cd dans les sédiments en fonction de quatre stations sont comprises entre un minimum de $(0,74 \pm 0,05 \text{ ppm})$ au niveau de la station (S4), et un maximum de $(1,02 \pm 0,03 \text{ ppm})$ au niveau de la station (S1).

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).

Il ressort de nos résultats, que la teneur du sol en Cd ($0,92 \text{ mg/kg}$) est élevée par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés ($0,35 \text{ mg/kg}$), alors que celle du Pb ($16,79 \text{ mg/kg}$) ne dépasse pas la valeur limite (35 mg/kg) (Bowen, 1979).

Cependant la station S1 située à l'embouchure de l'Oued montre les taux les plus élevés en éléments métalliques en comparaison avec les autres stations. En effet l'évolution spatiale des métaux lourds montre une augmentation de l'amont vers l'aval de l'Oued.

L'étude comparative des teneurs en Cadmium et en Plomb montre que; le rapport (teneur en plomb/teneur en cadmium) dans le sol est égal à $(16.79/0.92=18.7)$; donc la variation entre les teneurs des deux métaux dans les sols sont considérable lorsque on parle de la quantité. Ceci est peut être expliqué par le fait que le cadmium est plus mobile que le plomb, il peut donc migrer dans les couches les plus profondes du sol ou être absorbé par les plantes, ça est surtout remarquable dans les sols de nature sableuses, ce qui est le cas de nos stations. Ainsi dans la gamme de pH de 5 à 9 et à concentration totale identique le plomb serait 100 fois moins mobile que le cadmium, donc il reste généralement fixé à la partie supérieure du sol, il n'est pas entraîné en profondeur par le lessivage, il en résulte un gradient de concentration selon la profondeur (Impens, 1974 ; 1980). La grande affinité de la matière organique vis-à-vis de ce métal expliquerait l'accumulation préférentielle de ce métal dans les horizons de surface (Juste et al., 1995).

La présence de ces deux métaux (Pb et Cd) dans les sédiments de l'Oued suggère des sources anthropiques de contamination et elle est à mettre en relation avec les rejets domestiques et les apports d'eau usées de la ville de Taher et Chekfa qui se déversent directement et sans traitement préalable dans l'Oued El-Nil, notamment dans la (S1) (apports de l'Oued Chekfa et Saioud). Elle serait liée aussi à une activité agricole pratiquée dans le bassin versant d'Oued Nil et qui est basée sur l'usage massif des fertilisants et des pesticides, sachant que les fongicides sont riches en Pb et que les composés phosphatés contiennent d'importantes quantités de Cd (le Pb est souvent associé au Cd) de plus, le charriage et le lessivage des terrains agricoles en période pluvieuse favorisent l'accumulation des métaux dans les compartiments physiques des sédiments. De même les élevages intensifs des bovins et des volailles sont probablement responsables des transferts des ETMs dans les sédiments, constituent des sources anthropiques non négligeables dans l'enrichissement des sédiments par ces éléments.

Les déchets contiennent souvent des métaux lourds. La pollution peut résulter du mélange de déchets avec les sédiments et de l'émission d'eau de ruissellement dans les eaux souterraines. L'eau de ruissellement contient souvent des concentrations élevées de sel et de matière organique dissoute, ce qui augmente la solubilité des métaux.

Il existe plusieurs sources qui, séparément, émettent des métaux dans une mesure limitée, mais dont l'ensemble peut néanmoins avoir un effet sur la couche supérieure du fond du sol ou de l'eau. Ceci est dû au fait que les métaux se lient fortement à la phase solide, entraînant une accumulation à long terme. Les sources diffuses sont les émissions provenant du trafic par l'usure de garnitures de freins, de pneus, mais également les émissions provenant de gaz d'échappement.

D'autre part la biodisponibilité et la mobilité des ETMs dans les sols sont les résultantes d'un grand nombre de processus et mécanismes variées et complexes. Elle dépend des diverses paramètres physico-chimiques des sols à savoir le pH, MO, CEC, CE, CaCO₃, ainsi que la texture des sols (Calvet, 2003).

Globalement il y'a une forte relation entre la granulométrie de l'échantillon étudié et les teneurs en ETMs. Les matériaux et les horizons très sableux ou très limoneux sont naturellement les plus pauvre (Baize, 1997).

En effet l'argile et la matière organique contiennent naturellement plus de métaux que le sable. Ceci est dû d'une part à la composition des minéraux formant l'argile et le sable et d'autre part, à la genèse du sol. L'argile et la matière organique ont une capacité beaucoup plus importante à combiner des métaux que le sable et peuvent donc assimiler des métaux présents dans l'eau de surface ou de l'eau souterraine.

Le pH est considéré comme le principal paramètre chimique contrôlant la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol (Brallier, 1996). Plus le pH est acide plus la mobilité est grande. L'augmentation du pH provoque l'immobilisation et la formation des composés insolubles (Descamps, 2006). Elle entraîne l'augmentation du nombre de sites d'adsorption liés aux groupements carboxyliques de la MO et aux hydroxydes et oxydes des minéraux et la diminution de la compétition des ions H⁺ (Ziza, 1994).

D'après nos résultats nous avons trouvé que le pH présente une corrélation significative avec le Pb ($r=0,83$) comme le montre la matrice de corrélation (annexe IV).

De même la bonne corrélation entre les deux métaux (Pb et Cd) et la CE ($r= 0,94$ pour le Cd, et $0,96$ pour Pb) permet de relever l'influence de cette variable sur la répartition des éléments métalliques dans les sédiments.

En sol calcaire les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des ETM, soit par absorption ou par précipitation d'hydroxydes ou de carbonate, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO_3 (Perron, 1999). D'après la matrice; les coefficients de corrélation des teneurs en calcaire total et en teneurs en Pb et Cd dans les sédiments sont positifs pour le Pb ($r= 0.99$) et pour le Cd ($r= 0,58$).

Il y a une grande liaison entre le taux de matière organique et la teneur totale d'éléments traces métalliques qu'un sol peut retenir, puisque ces ETMs sont adsorbés par la matière organique, ce qui réduit leur mobilité vers les plantes et la nappe phréatique. Les réactions impliquant la matière organique des sols peut jouer également un rôle prédominant dans l'adsorption des ETM par les sols (Citeau, 2006).

Ainsi, d'après Choudhry (1994), la matière organique des sols se caractérise comme les argiles par une grande surface spécifique et par son pouvoir gonflant permettant la pénétration de l'eau et la diffusion de molécules de petites tailles qui peuvent ainsi se lier avec les substances humiques.

La concentration maximale d'ETM qu'un sol peut contenir devrait être fonction de sa capacité d'échange cationique, c'est-à-dire de sa capacité de retenir les ions des métaux lourds (Weber et Singe, 1999). Une CEC élevée veut dire que la possibilité de fixation sur les charges négatives augmente. Plus la CEC est élevés, plus les cations métalliques (Pb, Cd, Cu, Cr et Zn) sont adsorbés ou complexés par les matières organiques, les argiles et les oxydes (Tremel-Scaub et Feix, 2005).

V.4. Le plomb et le cadmium dans la plante (*Phragmites australis*)

Les résultats d'analyses de Pb et Cd dans les parties aériennes et racinaires de l'espèce végétale étudié sont présentés dans les tableaux 09 et 10 et les figures 25 et 26.

V.4.1. Le plomb

Tableau 09: Teneur en plomb dans la plante (*Phragmites australis*)

	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	F	R	F	R	F	R	F	R
Moy Pb (ppm)	32,74	49,06	10,31	25,74	34,97	24,68	10,95	34,17
±	±	±	±	±	±	±	±	±
Ecartype	0,89	0,79	0,09	0,90	0,39	1,97	0,64	1,35

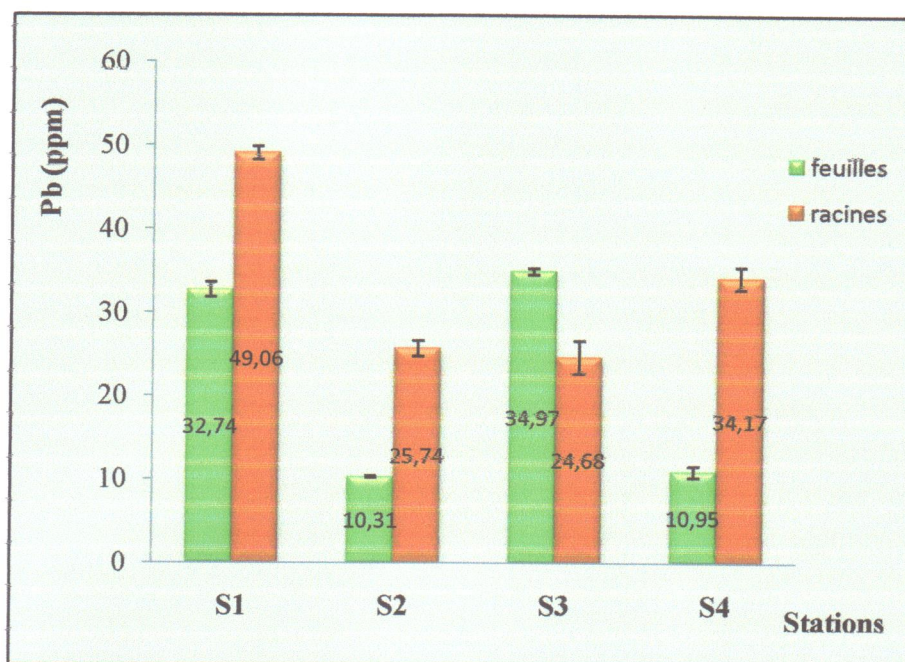


Figure 25: Variation des teneurs en Pb dans la plante (feuilles+racines) en fonction des stations

L'examen de tableau (09) et la figure (25) permet de constater que les teneurs en Pb dans les racines de *Phragmites australis* s'échelonnent entre un minimum de $(24,68 \pm 1,97 \text{ ppm})$ au niveau de la station (S3) et un maximum de $(49,06 \pm 0,79 \text{ ppm})$ au niveau de la station (S1), cependant, dans les parties aériennes les valeurs extrêmes de cet élément sont de $(10,31 \pm 0,09 \text{ ppm})$ au niveau de la station (S2) et de $(34,97 \pm 0,39 \text{ ppm})$ au niveau de la station (S3).

L'accumulation de Pb est plus importante dans les racines que dans les feuilles dans les stations (S1, S2 et S4). Contrairement, les teneurs en Pb dans la plante au niveau de la station (S3) indiquent des valeurs plus élevées dans les feuilles que dans les racines, ceci peut être due aux rapports atmosphériques et à la contamination des feuilles par les poussières, car cette station (S3) c'est celle la plus proche de la route reliant Taher et Chekfa dont 90% de Pb d'origine atmosphérique provient des gaz brûlés émis par certains moteurs.

Les plantes peuvent absorber du plomb à partir des racines, mais également à partir des organes aériens, ou bien par l'intermédiaire des deux. Les quantités de métal absorbées par les racines dépendent de la concentration et de la spéciation du métal dans la solution du sol, mais également de ses capacités de migration du sol vers la surface des racines. Ensuite, la quantité de plomb présente dans les divers organes d'une plante dépend du transport de l'extérieur des racines vers l'intérieur, puis de sa translocation des racines vers les feuilles (Patra et al., 2004).

En comparant les résultats obtenus du Pb et du Cd dans la plante avec les concentrations critiques au-dessus desquelles les effets de toxicité sont possibles (5mg/kg pour Cd et 30 mg/kg pour Pb) (**kabata pendias et pendias, 1992**), nous constatons que les différentes valeurs sont inférieures à ces normes.

Les valeurs de concentrations en métal d'une plante normale à lesquelles on peut comparer les valeurs d'une espèce donnée sont présentées dans le (tableau VI, annexe II).

Par ailleurs en faisant comparer nos résultats avec ces valeurs, on trouve que les valeurs obtenus de l'espèce étudiée sont supérieures à ceux mentionnés dans le tableau des teneurs normales, donc on conclue que notre espèce a des capacités de prélèvement élevées.

Néanmoins les concentrations déterminées révèlent un niveau de contamination qui n'est pas à négliger, cela suggère une absorption puis une accumulation par translocation à partir de l'environnement immédiate de la plante.

Pour être appelée espèce hyperaccumulatrice, les plantes doivent présenter des concentrations supérieures ou égales à celles indiquées dans le (tableau VII, annexe II). En se référant à ces valeurs on trouve que nos résultats n'accèdent pas ces valeurs, donc ces espèces ne sont pas considérées comme hyperaccumulatrices.

Les plantes ont la capacité d'accumuler les métaux lourds soit par voie foliaire ou racinaire (**Martin et Ferguson, 1997**). Une fois entré dans la plante, l'élément (ou l'espèce chimique) est soit stocké dans les racines, soit redistribué dans d'autres organes (tiges, feuilles, grain) en fonction d'une stratégie propre pour chaque espèce végétale (**Baize, 1994**). Les teneurs des plantes en métaux lourds dépendent entre autres de l'espèce, la variété, la race, l'âge, de l'organe végétal et l'écotype (**Shallari, 1997**).

D'après les résultats que nous avons obtenus, nous avons remarqué que le *Phragmites australis* accumulait d'avantage les deux éléments (Pb et Cd) dans leurs racines que dans les feuilles. Ce phénomène s'explique essentiellement par le fait que le sol dont la plante prend racines est généralement plus concentré en ETM que dans l'environnement extérieur. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés dans la littérature. En effet il a été démontré que les racines des macrophytes accumulent d'avantage le Pb et Cd que les feuilles (**Carranza-avarez et al, 2008**).

L'étude de la relation sol-plante montre la possibilité de transfert des métaux lourds entre les deux compartiments. Les résultats montrent une faible concentration de Pb et de Cd dans les sédiments par rapport à celle dans *Phragmites australis*, et d'après Tremel-Schaub et Feix (2005) les sols sableux permettent un transfert des éléments traces vers les plantes plus élevés que les sols plus lourds (plus argileux) ce qui est en accord avec nos résultats.

Pour bien illustrer la capacité de la plante à accumuler les métaux dans les racines et les parties aériennes nous avons procédé au calcul du facteur de transfert (facteur de bioconcentration (F_{BC}) et le facteur de translocation (F_t)).

Le résultat obtenu de ces facteurs est représenté dans le tableau suivant.

Tableau 11 : Valeurs de facteur transfert sol-plante du Cd et Pb (*Phragmites australis*)

ETM \ Partie	aérienne	racine	sol	F_T	F_{BC}
Pb	22,24	33,41	16,79	0,66	3,31
Cd	0,66	0,77	0,92	0,85	1,55

❖ Facteur de bioconcentration (F_{BC})

Le facteur de bioconcentration désigne le rapport entre la concentration d'un polluant donné dans un être vivant et sa concentration dans le biotope, par exemple eau pour un écosystème aquatique ou sol pour un écosystème terrestre, ce facteur permet d'établir la bioaccumulation.

$$F_{BC} = [\text{organisme}] / [\text{eau ou sol}] \text{ (Ramade, 2000).}$$

D'après les résultats obtenus dans le tableau ci-dessus, le F_{BC} pour le Pb est plus élevé (3,31) par rapport à celui du Cd (1,55), car les concentrations du Pb sont plus importantes dans les plantes que dans les sédiments, par contre le Cd se trouve à des concentrations faibles dans les deux compartiments.

Selon Clemens, (2006) l'absorption du cadmium semble être en compétition avec des éléments tels que Pb, Mg, Fe, Zn, Cu pour les mêmes transporteurs transmembranaires, ce qui se traduit par les faibles teneurs de *Phragmites australis* en Cd comparativement avec le Pb par une inhibition partielle de l'absorption du cadmium par le système racinaire.

Le coefficient de transfert élevé reflète une mauvaise rétention dans les sols ou une grande efficacité des plantes à absorber les métaux, alors que le faible coefficient tient compte de la sorption forte de métaux aux colloïdes du sol (Alloway et Ayres, 1997).

En outre, nos résultats expérimentaux indiquent que les facteurs de transfert (F_{BC}) chez le *Phragmites australis* diminuaient avec l'augmentation des concentrations de Pb et Cd dans les sédiments.

Ainsi ces résultats permettent de suggérer que les faibles concentrations des métaux dans les sédiments permettent le transfert de ces derniers (Pb et Cd) vers la plante. Donc le *Phragmites australis* a une capacité d'absorber le Pb et le Cd par les racines et les feuilles.

D'autre part le transfert de ces métaux lourds, des sols vers la plante, repose sur un ensemble de mécanismes. En effet, de nombreux facteurs vont jouer un rôle dans ce transfert du sol vers la plante. Ces facteurs sont chimiques ou physiques (porosité du sol, nature des minéraux ou des matières organiques, types de polluant, granulométrie, température), et biologiques, tels que la nature de la plante. Par conséquent, la bioconcentration et la translocation sont des processus d'évaluation de la capacité accumulatrice des plantes afin de sélectionner les espèces ayant un intérêt dans la phytoremédiation (Marseille et Denot, 2007).

Les sols sableux permettent un transfert des ETMs vers les plantes plus élevé que les sols plus argileux. Le transfert vers les racines est principalement contrôlé par la CEC. Plus la CEC est élevée, plus les cations métalliques (Cd, Pb, Zn, Cu, Co, Cr) sont absorbés ou complexés par les MO, les argiles et les oxydes donc moins assimilables par les plantes (Termel-Scaub et Feix, 2005).

❖ Facteur de translocation (F_T)

$F_T = \text{Concentration dans la partie aérienne} / \text{la concentration dans la racine}$ (Ladislav, 2011).

La capacité d'accumuler les métaux dans les parties aériennes à l'égard des racines a été mieux illustrée par le calcul des facteurs de translocation (F_T). Dans ce travail, on a pu constater que la capacité de translocation du Cd chez le *Phragmites australis* est plus importante par rapport au Pb.

Une étude antérieure de Welsh et Denny (1979), a également montré que le Pb est immobile dans les plantes et la faible valeur de facteur de translocation montrent la faible mobilité du métal d'un compartiment à un autre.

Le Ft supérieur à 1.0 ont été déterminés chez les espèces accumulatrices des métaux, tandis que les Ft généralement inférieurs à 1.0 chez les espèces ayant une stratégie d'exclusion des métaux c'est-à-dire l'immobilisation des métaux dans les racines avec une translocation limitée vers les parties aériennes et si les Ft sont égale à 1.0, les plantes se comportent indifféremment aux métaux (Sasmaz et al., 2008).

Les Ft supérieurs à 1.0 indiquent une efficacité dans la capacité à transporter le métal de la racine à la feuille, probablement en raison de l'efficacité des systèmes transporteurs des métaux, ce mécanisme permet la croissance et la propagation des espèces végétales dans les sites contaminés (Sasmaz et al., 2008).

D'une manière générale, l'évaluation des F_{BC} et Ft chez le *Phragmites* dans la présente étude confirme que le *Phragmites australis* a une potentialité considérable pour éliminer le Cadmium que le Plomb à partir d'un milieu contaminé par l'amélioration de la translocation dans les parties aériennes.

Le transfert des métaux vers les organes dessus du sol est un processus biochimique des plantes pour assainir les sites pollués. En fait, une mobilisation efficace des métaux à partir des racines vers les organes-dessus du sol pourrait réduire les effets néfastes exercés par ces polluants sur la physiologie et la biochimie des racines. Cela permettrait d'améliorer l'efficacité de l'absorption des métaux par les plantes permettant l'enlèvement des métaux du substrat contaminé au cours du temps. Par conséquent, la bioaccumulation et la translocation doivent être considérés ensemble pour évaluer les espèces ayant des perspectives intéressantes dans la phytoremediation, afin de caractériser les traits biochimiques et moléculaires impliqués dans ces processus (Zacchini et al., 2009).

Conclusion

Le travail mené dans le bassin versant de Oued El-Nil comme une zone à vocation agricole par excellence a porté sur l'évaluation de la teneur et la distribution du plomb et du cadmium dans les différentes parties anatomiques (racines et feuilles) d'une espèce macrophytes (*Phragmites australis*) en relation avec le niveau de contamination des sédiments de surface.

Le Pb et le Cd ont été dosés par la SAA dans les sédiments, les racines et les feuilles de l'espèce étudiée, ainsi l'évolution spatiale de quelques paramètres physico-chimiques a été réalisée sur quatre stations différentes.

Les résultats obtenus montrent que les sédiments de notre zone d'étude sont basiques, très pauvres en matière organique et en calcaire total, ont une capacité d'échange cationique très faible, et sont loin d'être salés.

En ce qui concerne les ETM, le résultat obtenu a montré la présence de ces deux éléments (Pb et Cd) dans les échantillons étudiés. La source principale est liée aux activités anthropiques ; rejets d'eaux usées domestiques et le lessivage des déchets et des terrains agricoles avoisinantes.

Ainsi les teneurs en ETM mesurés dans la plantes semble être inférieures aux concentrations critiques au-dessus des quelles les effets de toxicités sont possible. Cependant la comparaison de ces valeurs avec celles de concentration en métal d'une plante normale a permis de les classer parmi les plantes à capacité de prélèvement élevée. Nous avons remarqué aussi que le *Phragmite australis* accumulait d'avantage les deux éléments (Pb et Cd) dans leurs racines que dans les feuilles.

En fin et en perspective il serait important d'intensifier les analyses physico-chimiques et d'approfondir les connaissances concernant l'effet des ETM sur la vie aquatique. Il est également intéressant de cerner ces ETM dans des espèces différentes aussi bien de la faune que de la flore aquatiques caractéristiques du bassin, lesquelles constituent le support qui contrôle la survie des écosystèmes aquatiques. Il est également impératif de poursuivre les investigations dans ce domaine pour pouvoir prendre les mesures adéquates vis-à-vis de la pollution et de la contamination des écosystèmes aquatiques.

Références bibliographiques

- Anonyme. 1994.** Qualité des sols Recueil de normes françaises (AFNOR). 3rd Ed, Paris. P: 534.
- Aiman Hasan, S., Fariduddin, Q., Ali, B., Hayat, S., et Ahmad, A., 2009.** Cadmium: Toxicity and tolerance in plants. *J. Environ. Biol.* 30: 165-174.
- Alloway, B.J., et Ayres, D.C., 1997.** Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall, London. P: 394.
- Alloway, J.B., 1995.** Heavy metals in soil. Blackie Academic and Professional, 2nd Ed, Glasgow, London, 368 p.
- Anonyme. 2013.** Agence Nationale des Ressources Hydrauliques de la wilaya de Jijel (ANRH).
- Aoun, M., 2009.** Action du cadmium sur les plants de moutarde indienne [*Brassica juncea* (L.) Czern] néoformés à partir de couches cellulaires minces et issus de semis. Analyses physiologiques et rôle des polyamines. Thèse de doctorat. Université de Bretagne occidentale. PP : 4-13.
- Babay, K.H., 2010.** Techniques de la recharge artificielle des nappes phréatiques Proposition d'une recharge artificielle des nappes Alluvionnaires de la Wilaya de Jijel (Algérie) Cas de l'aquifère alluvionnaire de la plaine de l'oued Djendjen. Université d'Avignon et des pays de Vaucluse. P : 55.
- Baize, D., 1988.** Guides des analyses courantes en pédologie. INRA.
- Baize, D., 1994.** Les Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les sols. Tout ce qu'il faut savoir, INRA - Science du Sol - Orléans. P: 28.
- Baize, D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols français. Références et stratégies d'interprétation. INRA Editions, Paris. PP : 408-410.
- Baker, A.J.M., Brooks, R.R., 1989.** Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery.* 1 : 81-126.
- Barcelo, J., et Poschenrieder, C., 1990.** Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. *J. Plant Nutr.* 13 : 1-37.
- Bertrand, P., 2008.** Implication du stress oxydatif dans la toxicité du plomb sur une plante modèle, *Vicia fana*. Thèse de doctorat. Université de Toulouse. PP : 36-48.

Bisson, M., Diderich, R., Houeix, N., Hulot, C., Lacroix, G., Lefevre, J.P., Leveque, S., Magaud, H., Morin, A., Pepin, G., et Pichard, A., 2011. Cadmium et ses dérivés ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS. P: 82.

Bliefert, R., Perraud R., 2004. Chimie de l'environnement air, eau, sols, déchets. 1^{er} Ed. Boeck, Bruxelles. PP : 369-387.

Blifiert C. et perraand R., 2001. Chimie de l'environnement air, eau, sol, déchets. Deboeck. P: 369.

Blum, W.E., 1990. Pollution des sols par métaux lourds. Sixième conférence ministérielle européenne sur l'environnement, Bruxelles.

Bonneau, M., Souchier, B., 1979. Pédologie 2. Constituant et propriétés du sol. Edition Masson. P: 459.

Bourg, A., C., H., et Lock J., P., C., 1995. Mobilization of heavy metals as affected by Handredoxn conditions. In Biogeodynamics of pollutants in soils and sediments : Risk assessment of delayed and non linear responses. *Salomons W and Stigliani WM*, Berlin. Allemagne. Spinger. PP: 247-307.

Bowen, H.J.M., 1979. Environmental Chemitry of the elements. Academic Press, New York. PP: 49-62.

Brallier, S., Harrison, R.B, Henry, C.L., 1996. Liming effects on availability of Cd, Cu, Ni and Zn in a soil amended with sewage sludge 16 years previously, Water, Air and Soil pollution. Vol 86, p 195.

Brémond R. et Vuichard R., 1973. Les paramètres de la qualité de l'eau. Ed. La documentation française. Paris. 173p.

Buchanan, B., Gruissem, W., et Jones, R.L., 2002. Biochemistry & Molecular and Biology of Plants American Society of Plant Physiologists (distribution through Wiley & Sons) Monona Drive, Rockville, USA.

Calvet, G., et Villemin, P., 1986. Interprétation des analyses de terre. Société commerciale des potasses et de l'azote. P :24.

Calvet, R., 2003. Le sol: propriétés et fonctions. Éditions France Agricole. Dunod, Paris. P : 60-95.

Carranza-Alvarez, C., Alonso-Castro, A.J., Alfaro-De La Torre M.C., Garcia-De La Cruz R.F., 2008. Accumulation and Distribution of Heavy Metals in *Scirpus americanus* and *Typha latifolia* from an Artificial Lagoon in San Luis Potosí, México. *Water Air Soil Pollution*. 188 : 297-309.

Casas, S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation des métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus Galloprovincialis* en méditerranéen. Thèse de doctorat. Université du SUD Toulon-Var. P : 363.

Cecchi, M., 2008. Devenir du plomb dans le système sol-plante. Thèse de doctorat, France. PP : 12-55.

Choudhry, G.G., 1994. Humic substances; positive interactions; structural, photophysical and free radical aspects and interactions with environmental chemicals. Gordon and Breach sciences publishers, New York. PP: 95-134.

Citeau, L., 2006. Rapport pour l'Agence de l'Eau Seine Normandie. PP. 39-47.

Clech, B., 2000. Agronomie « des bases aux nouvelles orientations ». Synthèses Agricole, Bordeaux. P : 260.

Clemens, S., 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*. 88 : 1707-1719.

Clerc, E., 2008. Caractérisation sédimentologique et géochimique des sédiments du Rhône. Thèse de doctorat. Université de Lyon. PP: 14-15.

Das, P., Samantaray, S., et Rout, G.R., 1997. Studies on cadmium toxicity in plants: A review. *Environ. Pollut.* 98: 29-36.

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 Seybouse nord-est Algérien. Thèse de doctorat. Université de Franche comité. PP : 6-35.

Anonyme. 2012. Direction des services agricoles. Service OPAT, Jijel (DSA).

Descamps, T., Benzaazowa, M., et Belem, T., 2006. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide cas de stabilisation des sols contaminés et déchets industrielles. *Vertigo la revue de science de l'environnement*. 7 : 1-10.

Devi, S.R., et Prasad, M.N.V., 1999. Membrane lipid alterations in heavy metal exposed plants. In: Prasad, M.N.V. and Hagemayer, J., (Eds.). Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, PP. 99-116.

Duchaufour, P., 1976. Atlas écologique des sols du monde. Ed Masson. P: 79.

Eliard, J.I., 1979. Manuel de l'agriculture générale. Base de la production végétale. Edition Barliène, Paris.

Fodor, F., 2002. Physiological responses of vascular plants to heavy metals. *In* : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Prasad M.N.V. et Strzalka K. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. PP: 149-177.

Gros., 1979. Engrais guide pratique de la fertilisation. 7th Ed. Maison rustique. P : 533.

Goyer, A.G., et Clarkson, T.W., 2001. Toxics effects of metals. Dans Casarett and Doull's toxicology, the basic sciences of poisons. 5^{eme} Ed. Klaassen. McGraw-Hill, Montréal.

Haag-Kerwer, A., Schäfer, H.J., Heiss, S., Walter, C. et Rausch, T., 1999. Cadmium exposure in *Brassica juncea* causes a decline in transpiration rate and leaf expansion without effect on photosynthesis. *J. Exp. Bot.* 50 : 1827-1835.

Halen, H., 1993. Distribution et cinétique de métabolisation du Cd dans le sol. Thèse Ionvain la Neuve. P: 151.

Harvey, E.D. et C.L. Warren. 1989. Carbonate, halite, sulfate, and sulfide minerais. In *Minerais in Soil Environment* (2nd Ed)-SSSA Book Series, no 1.279-293.

Hoening, M., Dupire, S., et Wollast, R., 1979. L'atomisation électrothermique en spectrométrie d'absorption atomique et son application dans les études de l'environnement. Techniques et documentation, Paris.

Huynh, T.M.D., 2009. Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique. Thèse de Doctorat. Université paris. P: 15.

Anonyme. Institut National de la Recherche Agronomique.

Impens, R., 1974. Présence de plomb dans l'environnement. *Annales de Gembloux.* 80 : 173-185.

Juste, C., Chassin P., Gomez A., Linères M. et Mocquot B. 1995. Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaire des stations d'épuration urbaines. Convention ADEME-INRA. P: 209.

Kabata-Pendias, A., et Pendias, H., 1984. Traces elements in soils and plants. 6th Ed. CRC press. BOCA.NN, USA. PP: 360-380.

Kabata-Pendias, A., et Pendias, H., 1992. Trace elements in soils and plants. 2nd Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida. P: 209.

Kabata-Pendias, A., et Pendias, H., 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd Ed. CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C. P: 153.

Ladislav, S., 2011. Transfert de polluants au sein d'un ouvrage de traitement des eaux issues du ruissellement urbain – Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire. Thèse de doctorat. Université Nantes Angers Le Mans. P : 207.

Lasat, M.M., 2002. Phytoextraction of toxic metals: A Review of Biological Mechanisms. *Journal of Environmental Quality*. 31: 109-120

Lefort, M., 2003. Les constituants chimiques de la matière, description des éléments, Paris. PP: 108-214.

Lindberg, S., et Greger, M., 2002. Plant genotypic differences under metal deficient and enriched conditions. *In* : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Prasad M.N.V. et Strzalka K. (eds), Kluwer Academic Publishers, Netherlands. PP: 357-393.

Lydia, N., 2010. Mise au point d'une technique d'extraction des éléments traces métalliques dans les produits de la mer et leurs dosages par spectrophotométrie d'absorption atomique. Thèse de Magister. Université mentouri de Constantine. PP : 68-84.

Martin, I., D., Ferguson, C., C., 1997. An approach for predicting trace metal uptake by vegetables grows in contaminated soils. *IN: Contaminated Soils: Third International Conference on the Biogeochemistry of trace Element*, Paris, France.

Marseille, F., et Denot, A., 2007. Mobilité et biodisponibilité des contaminants présents dans les sols aux abords des infrastructures et impact sur la santé - Rapport intermédiaire. Utilisation du CALTOX pour la dispersion multimédia. Certu : Centre d'Études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques, Lyon .P: 85.

Mathieu, C., et Piethains, F., 1998. Analyse chimique des sols: Méthodes choisies. Edition Tec et Doc. Lavoisier. P : 387.

Meharg, A.A., 1993. The role of the plasmalemma in metal tolerance in angiosperms. *Physiologia Plantarum* 88, 191-198.

Morlot, M., 1996. Aspects analytiques du plomb dans l'environnement. Lavoisier Technique et Documentation, Paris. P : 05-60.

Moussavou moudouma, C.F., 2010. Etude des mécanismes d'accumulation du cadmium chez *Arabidopsis thaliana* (écotype Wassilewskija) et chez un mélèze hybride (*Larix x eurolepis*) par des approches moléculaire et développementale. Université de Limoges. P : 17.

Mysliwa-Kurdziel, B., et Strzalka K., 2002. Influence of metals on biosynthesis of photosynthetic pigments. *In : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*, Prasad M.N.V. et Strzalka K. (eds), Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp. 201-227.

Noctor, G., Foyer, C.H., 1998. Ascorbate and glutathione: keeping active oxygen under control. *Annu. Plant Physiol. Plant Molecular Biology*. 49: 249-279.

Anonyme. 2013. Office National de météorologie de station d'Achoite de Jijel (ONM).

Pahlsson, A.M.B., 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants: A literature review. *Water Air Soil Pollution*. 47 : 287-319.

Pannetier, R., 1980. Vade-Mecum du Technicien nucléaire Tome II. 2nd Ed. SCF du Bastet, France.

Patra, M., Bhowmick, N., Bandopadhyay, B., et Sharma, A., 2004. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany*. 52: 199-223.

Perrono, P., 1999. Les micropolluants métalliques des boues des stations d'épurations urbaines et l'épandage agricole. Université Picardie, Amiens. D.U.E.S.S. DGP.

Pichard, A., 2005. Cadmium et ses dérivés. Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques.

Plassard, F., 1999. Influence de la complexation sur la rétention de trois cations métalliques au sol alcalin application à un bassin d'infiltration d'eaux pluviales. Thèse de doctorat, Lyon. P: 140p.

Poschenrieder, C., Gunsé, B., et Barcelo, J., 1989. Influence of cadmium on water relations, stomatal resistance and abscisic acid content in expanding bean leaves. *Plant Physiol.* 90 : 1365-1371.

Rahaoui, F., 2009. Etude de la mobilité de certains ETM dans un sol en domaine routier, approche expérimentale et théorique.

Ramade, F., 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience international, Paris.

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

Ramade, F., 2005. Elément d'écologie : écologie appliquée. 6th Ed. Dount, Paris. PP : 293-411.

Ramade, F., 2007. Introduction à l'écotoxicologie : fondements et applications. TEC et DOC, Lavoisier, Paris. PP: 288-348.

Raskin, I., et Ensley, B.D., 2000. Phytoremediation of toxic metals; using plants to clean up the environment. John Wiley and Sons, New York.

Remon, E., 2006. Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat. Université Jean Monnet. PP : 36-48.

Robidas, M., 2011. Évaluation du potentiel de risques toxicologiques et écotoxicologiques de teneurs naturelles en métaux dans les Appalaches et les basses-terres au Québec. Thèse de doctorat. Université de Sherbrooke, Canada. P: 25p.

Romanowska, E., 2002. Gas exchange functions in heavy metal stressed plants. *In* : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Prasad M.N.V. et Strzalka K. (eds), Kluwer Academic Publishers, Netherlands. PP: 257- 285.

San Miguel, A., 2011. Phytoremédiation des organochlorés. Etude mécanistique et fonctionnelle des capacités épuratrices du système plante-rhizosphère. Thèse de doctorat. Université de Grenoble. P : 91.

Satarug, S., Baker, J.R., Urbenjapol, S., Haswell-Elkins, M., Reilly, P.E.B., Williams, D.J., et Moore, R., 2003. A global perspective on cadmium pollution and toxicity in non-occupationally exposed population. *Toxicology Letters.* 137: 65-83.

- Sasmaz, A., Obec, E., et Hasar, H., 2008.** The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L. grown in a stream carrying secondary effluent. *Elsevier ; Ecological Engineering*. 33: 278-284.
- Schafer, R., 1975.** La matière organique du sol. 1^{er} séminaire sur la croissance des sols du Maghreb, Institut National Agronomique El Harrach, Alger.
- Seghairi, N., Mimeche, L., Debabeche, M., et Hamzaoui A., 2013.** Élimination du cuivre présent dans les eaux usées industrielles sur un filtre plante de tamarix. *Courrier du savoir*. 15 : 53-55.
- Seregin, L. V., et Ivanov V., B., 2001.** Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology*. 48: 523-544.
- Shallari, S., 1997.** Disponibilité du nickel du sol pour l'hyperaccumulateur *Alyssum murale*, Thèse de doctorat Nancy. PP : 6-10.
- Singh, O. V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., et Jain R.K., 2003.** Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Microbiol Biotechnol*. 61: 405-412.
- Sposito, G., Lund, L.J., et Chang, A.C., 1982.** Trace Metal Chemistry in Arid-zone Field Soils Amended with Sewage Sludge: I. Fractionation of Ni, Cu, Zn, Cd, and Pb in Solid Phases. *Soil Science Society American Journal*. 46: 260-264.
- Stobart, A.K., Griffiths, W.T., Ameen-Bukhari, I., et Sherwood, R.P., 1985.** The effect of Cd²⁺ on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. *Physiol. Plant*. 63 : 293-298.
- Tran, T.A., et Popova, L.P., 2013.** Functions and toxicity of cadmium in plants: recent advances and future prospects. *Turkish Journal of Botany*. 37: 1-13.
- Tremel-Schaub, A., et Feix, I., 2005.** Contamination des sols : Transfert des sols vers les plantes. EdP Sciences/ADEME. PP: 09-105.
- Van Assche, F., Clijsters, H., 1986.** Inhibition of photosynthesis in *Phaseolus vulgaris* by treatment with toxic concentration of zinc: effect on ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase. *J. Plant Physiol*. 125 : 335-360.
- Weber, M., et Singh, S., 1999.** Contamination des sols agricoles. Centre de recherche de l'Est sur les céréales et les oléagineux (CRECO).
- Welsh, R.P.H., et Denny, P., 1979.** The translocation submerged aquatic angiosperm species. *J.Exp. Bot.* 30: 339-345.

Wright, D.A., et Welbourn, P., 2002. Environmental Toxicology. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. PP: 253-301.

Zacchini, M., Pietrini, F., Mugnozza, G.S., Iori, V., Pietrosanti, L., et Massacci, A., 2009. Metal tolerance, Accumulation and translocation in Poplar and Willow clones treated with cadmium in hydroponics. *Springer science+ Business media*. 197: 23-34.

Ziza, F., 1994. Evaluation de la mobilité des métaux lourds dans les sols contaminés. Souris à différentes évolutions physico chimiques. Thèse de doctorat. Université de Paris. PP: 07-08.

Annexe I**1. Résultats des analyses physicochimiques des sédiments**

Ces valeurs a été obtenir à une température comprise entre 23 C° et 25 C°.

❖ **Le pH****Tableau I : les valeurs moyennes du pH**

Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
Moyenne	8,04	7,71	7,60	7,78
±	±	±	±	±
Ecart type	0,03	0,07	0,09	0,01

❖ **Calcaire total****Tableau II : les valeurs moyennes du calcaire total**

Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
Moyenne	1,55	0,64	0,36	0,26
±	±	±	±	±
Ecart type	0,06	0,04	0	0,04

❖ **Matière organique (MO)****Tableau III : les valeurs moyennes de la matière organique**

Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
Moyenne	0,88	0,81	0,84	0,93
±	±	±	±	±
Ecart type	0,02	0,06	0,05	0,06

❖ Conductivité électrique (CE)

Tableau IV : les valeurs moyennes de la conductivité électrique

Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
Moyenne	105,84	51,64	49,14	26,23
±	±	±	±	±
Ecart type	2,85	4,44	5,83	2,24

❖ Capacité d'échange cationique (CEC)

Tableau V : les valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique

Stations	Station 1	Station 2	Station 3	Station 4
Moyenne	2,95	4,12	2,65	2,27
±	±	±	±	±
Ecart type	0,76	0,29	0,58	0,5

2. Résultats de dosage des éléments traces

Tableau VI : Teneur en Pb dans les sédiments

	Station 1			Station 2			Station 3			Station 4		
	P ₁	P ₂	P ₃	P ₁	P ₂	P ₃	P ₁	P ₂	P ₃	P ₁	P ₂	P ₃
Pb (ppm)	23,91	21,2	22,52	18,96	16,615	15,81	12,22	14,17	16,2	10,34	15,13	14,49
Moyenne	22,54			17,12			14,2			13,32		
±	±			±			±			±		
Ecartype	1,35			1,63			1,98			2,60		

Tableau VII : Teneur en Cd dans les sédiments

	Station 1			Station 2			Station 3			Station 4		
	P ₁	P ₂	P ₃	P ₁	P ₂	P ₃	P ₁	P ₂	P ₃	P ₁	P ₂	P ₃
Cd (ppm)	1,02	0,92	1,12	0,73	1,19	0,83	0,9	1,09	1,06	0,69	0,79	0,76
Moyenne ± Ecartype	1,02 ± 0,03			0,91 ± 0,07			1,01 ± 0,03			0,74 ± 0,05		

Tableau VIII: Teneur en Pb dans la plante (*Phragmites australis*)

	Station 1				Station 2				Station 3				Station 4			
	F		R		F		R		F		R		F		R	
	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂
Pb (ppm)	33,37	32,11	49,62	48,5	10,38	10,25	26,38	25,1	34,69	35,25	23,28	26,08	10,5	11,41	33,21	35,13
Moyenne ± Ecartype	32,74 ± 0,89		49,06 ± 0,79		10,31 ± 0,09		25,74 ± 0,90		34,97 ± 0,39		24,68 ± 1,97		10,95 ± 0,64		34,17 ± 1,35	

Tableau IX : Teneur en Cd dans la plante (*Phragmites australis*)

	Station 1				Station 2				Station 3				Station 4			
	F		R		F		R		F		R		F		R	
	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂	P ₁	P ₂
Cd (ppm)	1,2	1,18	1,2	1,24	0,6	0,66	0,77	0,74	0,19	0,21	0,24	0,22	0,65	0,61	0,88	0,9
Moyenne ± Ecartype	1,19 ± 0,01		1,22 ± 0,02		0,63 ± 0,04		0,75 ± 0,02		0,2 ± 0,01		0,23 ± 0,01		0,63 ± 0,02		0,89 ± 0,01	

Annexe II : Normes d'interprétation**Tableau I : Normes d'interprétation du calcaire total (Baize, 1988)**

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

Tableau II : Normes d'interprétation de la matière organique (Schafer, 1975 in Roula, 2005)

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

Tableau III : Classe de la salinité en fonction de la CE de l'extrait aqueux à 1/5 Gros (1979)

CE ($\mu\text{s.cm}^{-1}$)	60	100	200	400	
CE (ds.m^{-1})	0,6	1	2	4	
CE _{1/5}	Non salé	Légèrement salé	Salé	Très salé	Extrêmement salé

Tableau IV : Normes d'interprétation pour la (CEC) (Calvet et Villemin, 1986)

Classes	Très faible	Faible	Moyenne	Elevée	Très élevée
(CEC) méq/100g du sol	<5	5-10	10-15	15-20	>20

Tableau V : Echelle de classification du pH de la solution du sol (Le Clech, 2000)

pH	5-6,5	<3,5	3,5-4,2	4,2-5	6,5-7,5	7,5-8,7	>8,7
Classes	Hyper acide	Très acide	Acide	Faiblement Acide	Neutre	basique	Très basique

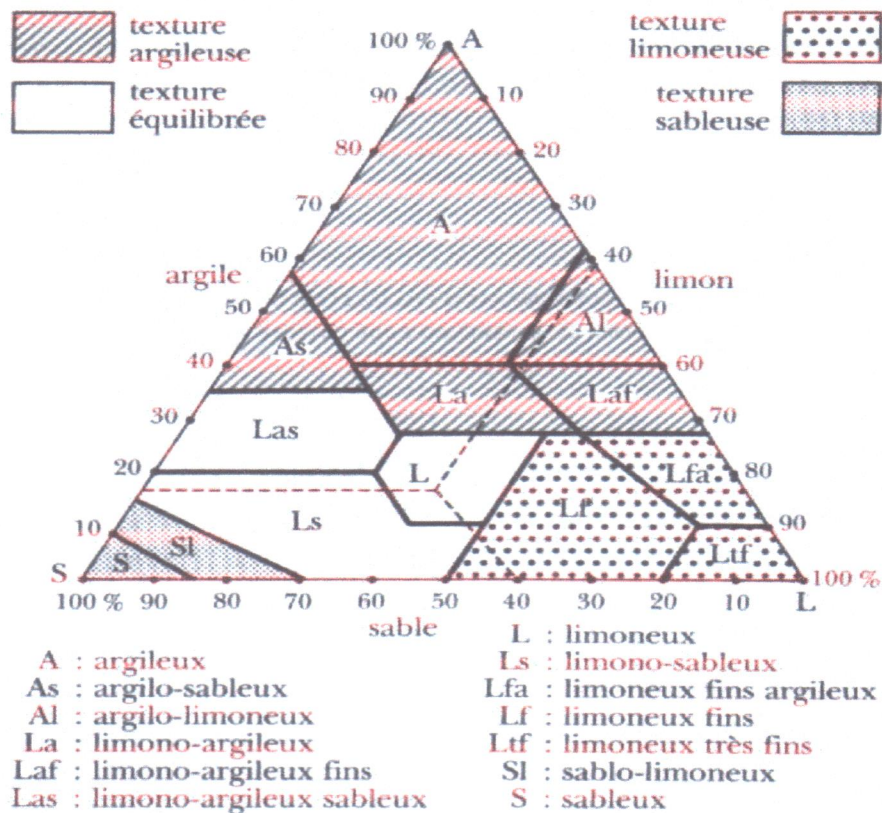
Tableau VI : Teneur « normale » en métaux dans les plantes (Tremel-Scaub et Feix, 2005)

Eléments traces	mg/kg
Al	80
Cd	0,05
Cr	1,5
Co	0,2
Cu	10
Au	0,001
Fe	150
Pb	1,0
Mn	200
Hg	0,1
Mo	0,5
Ni	1,5
Ag	0,2
Zn	50

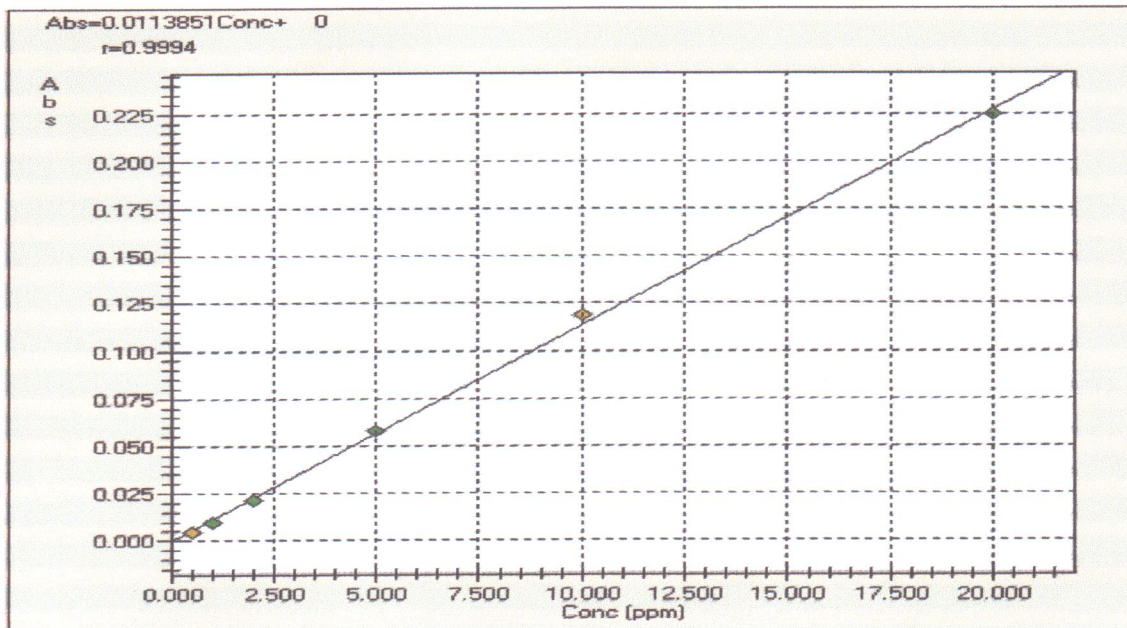
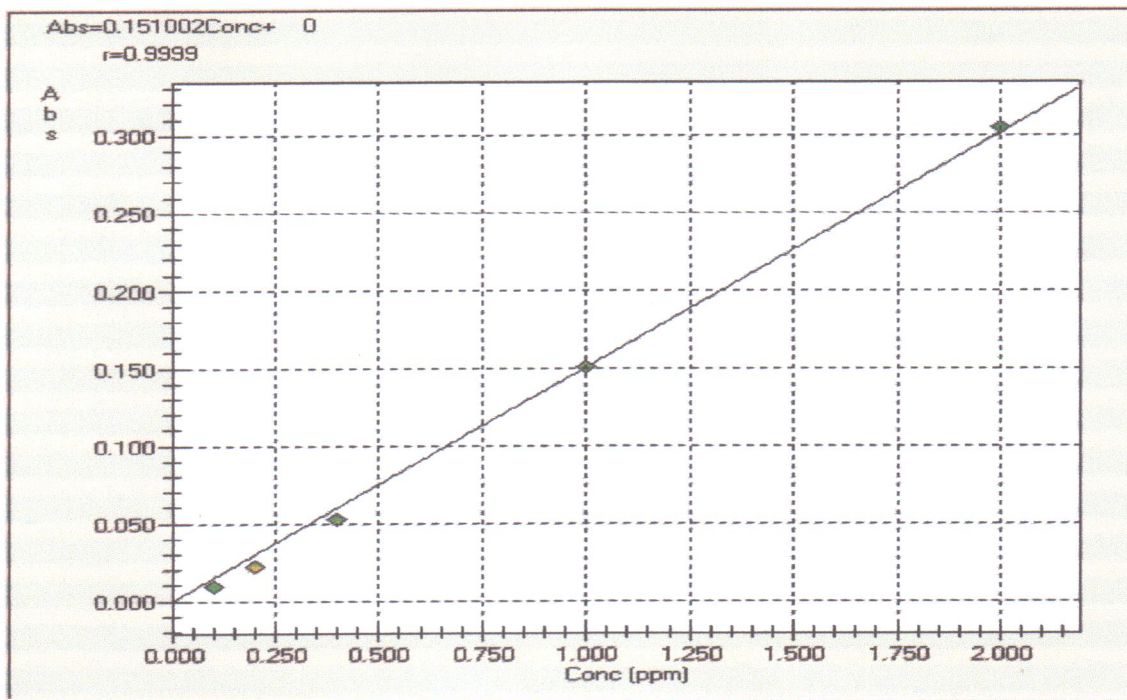
Tableau VI : Définition d'une plante hyper-accumulatrice (plus basse concentration en métaux dans les feuilles) (Tremel-Scaub et Feix, 2005).

Métal	Concentration dans les feuilles mg/kg
Cd	>100
Pb	>1000
Co	>1000
Cu	>1000
Ni	>1000
Mn	>10000
Zn	>10000

Tableau V : Triangle textural américain (Bonneau et Souchier, 1979)



TRIANGLE DES TEXTURES
(d'après U.S. département of agriculture)

Annexe III : Courbes d'étalonnage**La Courbe d'étalonnage du Pb****La Courbe d'étalonnage du Cd**

Annexe IV : Matrice de corrélation

	pH	CE	CaCO3	CEC	MO	Pbs	Cds
pH	1,000000						
CE	0,764739	1,000000					
CaCO3	0,869103	0,975780	1,000000				
CEC	-0,063361	0,207592	0,234910	1,000000			
MO	0,420298	-0,147535	-0,044227	-0,811930	1,000000		
Pbs	0,830540	0,964334	0,992292	0,353439	-0,142945	1,000000	
Cds	0,144138	0,742948	0,586340	0,269076	-0,587799	0,594255	1,000000

Réalisé par: BENSAM Nedjoua
BOUCHAIROurida

Membre de jury :
Président : M^r Roula S
Encadreur : M^{lle} Amira W
Examinatrice: M^{lle} Benterrouchel

THEME : VARIATION DES TENEURS EN PLOMB ET CADMIUM CHEZ UNE PLANTE SEMI-AQUATIQUE *PHRAGMITES AUSTRALIS* DANS LE BASSIN VERSANT DE OUEDEL-NIL

Résumé

L'objectif de la présente étude est d'évaluer la teneur et la distribution du Pb et du Cd dans les différentes parties anatomiques (racines et feuilles) d'une espèce macrophyte (*Phragmites australis*) en relation avec le niveau de contamination des sédiments de surface du bassin versant d'Oued Nil.

L'analyse est basée essentiellement sur la détermination des paramètres physico-chimiques des sédiments, ainsi que sur le dosage des ETM (Pb et Cd) dans ces derniers et dans la plante.

Les résultats obtenus montrent que les sédiments de notre région d'étude sont pauvres en matière organique et en calcaire, ils sont caractérisés par un pH alcalin et une capacité d'échange cationique faible.

En ce qui concerne les ETMs, les résultats que nous avons obtenus montrent une contamination des sédiments par Pb et Cd, aussi nous avons remarqué que le *Phragmites australis* accumulait d'avantage ces deux éléments dans leurs racines que dans les feuilles.

Mots clés: Eléments traces métalliques, Pb, Cd, Sédiments, Oued Nil, *Phragmites australis*

Summary

The objective of this study is to evaluate the content and distribution of Pb and Cd in different anatomical parts (roots and leaves) of macrophyte species (*Phragmites australis*) in relation to the level of contamination of sediments catchment area of Oued Nil.

The analysis is based primarily on the determination of physico-chemical parameters of the sediment, as well as the determination of ETM (Pb and Cd) in the sediment and in the plant.

The results show that the sediments of our study area are poor in organic matter and limestone, they are characterized by an alkaline pH and a low cation exchange capacity.

Regarding the ETM, the results have been obtained showed a sediment contamination by Pb and Cd, we also noticed that the *Phragmites australis* accumulated benefit these two elements in their roots than in the leaves.

Key words: Trace Element Metallic, Pb, Cd, Sediments, Oued Nil, *Phragmites australis*.

ملخص

الهدف من هذه الدراسة هو تقييم محتوى وتوزيع الرصاص والكاديوم في مختلف الأجزاء التشريحية (الجزور والأوراق) لنوع من أنواع النباتات ذات الأوراق الكبيرة *Phragmites australis* بالنسبة لمستوى تلوث التربة في حوض واد النيل. ويستند التحليل في المقام الأول على تحديد الخصائص الفيزيوكيميائية للرواسب وتقدير العناصر المعدنية الثقيلة (الرصاص والكاديوم) الموجودة فيها وفي النبتة. بينت النتائج أن رواسب منطقة الدراسة لدينا فقيرة من المواد العضوية والحجر الجيري ودرجة حموضتها قاعدية كما ان قدرتها على تبادل الأيونات الموجبة ضعيفة.

فيما يخص العناصر المعدنية الثقيلة, النتائج المتحصل عليها تظهر تلوث الرواسب بالرصاص و الكاديوم كما لاحظنا ايضا ان *Phragmites australis* قامت بتخزينهما في الجزور أكثر من الأوراق.

الكلمات المفتاحية: العناصر المعدنية الثقيلة, الرصاص, الكاديوم, الرواسب, واد النيل, *Phragmites australis*