الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالى و البحث العلمى

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة البليدة 10

Université de BLIDA 01



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie Département de Biologie des Populations et des Organismes

Mémoire

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master 2 en Biologie

Option : Biodiversité et Développement Durable

Thème

Evaluation de la capacité de bioaccumulation des métaux lourds de deux espèces arborées du jardin d'essai El Hamma, en vue de leur utilisation dans la phytoremédiation

Encadré par : M^r BENOSMANE N.

Présenté par :

NAMANI Keltoum

SAICHI Manal

Soutenu le : 27/10/2014, devant le jury composé de :

M^r ROUIBI A. **MCA UB01 PRESIDENT** M^{me} OUADAH N. MAA **UB01 EXAMINATRICE** M^{me} KEBBAS S. MAA UB01 **EXAMINATRICE** M^r BENOSMANE N. **MCB UMBB PROMOTEUR** M^{me} RADI N. MAA **CO-PROMOTRICE UB01**

Année Universitaire: 2013/2014

REMERCIEMENTS

Nous remercions tout d'abord Dieu le tout puissant qui nous a fait ouvrir les portes du savoir et qui nous a donné la force et la volonté de poursuivre nos études.

Au terme de ce travail, nous tenons à exprimer nos sincères remerciements à notre promoteur, Mr BENOSMANE Nadjib, maitre de conférence à l'université de Boumerdes qui nous a encadré et encouragé ainsi que pour les précieux conseils qu'il nous a apporté.

Nous exprimons également notre gratitude à notre Co-promotrice RADI N., maître assistante à l'université de Blida pour l'aide précieuse qu'elle nous a accordé, et pour sa patience.

Nos remerciements les plus respectueux s'adressent à :

M^r ROUIBI A. maître de conférence à l'université de Blida d'avoir accepté de présider le jury.

M^{me} OUADAH N. maître assistante à l'université de Blida qui a bien voulu examiné ce mémoire.

M^{me} KEBBAS S. maître assistante à l'université de Blida qui a bien voulu examiné ce travail.

Particulièrement, nous adressons nos sincères remerciements à:

Benmenni Kenza, ingénieure chargée des collections vivantes du jardin d'essai El Hamma, pleine de sollicitude, a su nous accorder la compréhension et l'aide nécessaire.

Mr AZOUT Chafik, conservateur divisionel des forets de nous avoir accompagné et aidé sur le terrain.

Professeur BEZZAZI, responsable du laboratoire de l'Unité de Recherche Matériaux Procédés et Environnement (URMPE) à l'université de Boumerdes pour nous avoir accueillis dans son laboratoire pour faire le dosage par spectrophotométrie d'absorption atomique.

Nous remercions vivement tout le personnel du jardin d'essai El Hamma pour leur aide, soutien, gentillesse, et leur disponibilité.

Merci à tous ceux qui de près ou de loin nous ont porté aide, assistance et encouragements.

Résumé

Notre travail vise à évaluer le pouvoir de phytorémédiation de deux espèces arborées du jardin d'essai El Hamma, à savoir le *Quercus ilex* (Chêne vert) et le *Platanus orientalis* (Platane), par la détermination de leur capacité de bioaccumulation des métaux lourds à travers l'étude de leurs comportements vis-à-vis de ces métaux comparé à un site de référence le parc nationale de Chréa.

La détermination des teneurs de certains métaux lourds (Plomb, Zinc, Cuivre, Nickel et Cadmium) dans les feuilles de ces deux arbres ainsi que dans le sol au pied de ces espèces a été réalisée par spectrométrie d'absorption atomique. Les valeurs obtenues nous ont permis de quantifier l'efficacité de la phytoextraction et aussi de déterminer le niveau de pollution.

L'indice de pollution calculé montre que les sols du site urbain El-Hamma sont plus pollués que les sols du site de référence avec des teneurs en plomb de (71 et 50 ppm) et en cadmium de (0,12 et 0,43 ppm).

L'indice de géo-accumulation montre que le jardin d'essai est moyennement contaminé par deux éléments : le plomb avec des valeurs de $I_{g\acute{e}o}=1,4$ pour le sol du chêne et $I_{g\acute{e}o}=0,93$ pour le sol du platane et le cadmium avec des valeurs de $I_{g\acute{e}o}=0,52$ pour le sol du platane.

Quant au facteur de bioaccumulation trouvé pour l'ensemble des échantillons, il est inférieur à 1.

Mots clés : *Quercus ilex* L, *Paltanus orientalis* L, métaux lourds, jardin d'essai El Hamma, Phytoremédiation, Bioaccumulation.

Abstract

Our present work aims to assess the potential of phytoremediation of tow

tree species of the test garden El Hamma, namely Quercus ilex L (holm oak) and

Platanus orientalis L (Oriental plane), by determining their ability to bioaccumulate

heavy metals through the study of their behavior against these metals compared to a

reference site the National Park Chrea.

The determination of levels of certain heavy metals (Lead, Zinc, Copper,

Nickel and Cadmium) in the leaves of both trees and soil at the foot of these species

was carried out by atomic absorption spectrometry. The values obtained have allowed

us to quantify the effectiveness of phytoextraction and also to determine the level of

pollution.

The pollution index calculated shows that the soils of the urban site El Hamma are

more polluted than the reference site soils with levels of lead (71 to 50 ppm) and

cadmium (0.12 and 0.43 ppm).

The index of geo-accumulation shows that the Test Garden is moderately

contaminated by two elements: lead with values I_{geo} = 1.4 for soil oak and I_{geo} = 0.93

for the soil plane and cadmium with values $I_{\rm geo}$ = 0,52 for the soil plane.

As for the bioaccumulation factor found for all samples, it is less than 1.

Keywords: Quercus ilex L, Platanus orientalis L, heavy metals, test garden El

Hamma, Phytoremediation, Bioaccumulation.

ملخص

مهمتنا هي تقييم إمكانية علاج النبات من نوعين من الأشجار من حديقة الحامة للتجارب، وهما البلوط الأخضر والدلب المشرقي وذلك بدراسة سلوكهم بالنسبة لبعض المعادن الثقيلة و تحديد قدرتها على التراكم البيولوجي ومقارنتها بالموقع المرجعي الحظيرة الوطنية للشريعة.

أجريت تحديد كميات بعض المعادن الثقيلة (الرصاص، الزنك، النحاس، النيكل والكادميوم) في أوراق كل من الأشجار والتربة عند سفح هذه الأنواع من الأشجار عن طريق المطياف الامتصاص الذري.

تظهر النتائج أيضا أن اوراق الدلب المشرقي ، تتراكم فيه محتويات عالية من النيكل والكادميوم والزنك اكثر من النحاس.

بالنسبة لشجرة البلوط الأخضر نسبة تراكم الرصاص أعلى من أوراق شجرة الدلب الشرقي بتقدير 1.35 جزء في المليون مقابل 0.386 جزء في المليون في الحديقة التجارب الحامة.

يظهر مؤشر التلوث أن تربة الموقع الحضري للحامة هي أكثر تلوثا من تربة موقع مرجعي الشريعة مع مستويات الرصاص (71-50 جزء في المليون) والكادميوم (0.12 و 0.43 جزء في المليون)

مؤشر التراكم يبين أن حديقة االتجارب ملوثة نسبيا بلعنصرين: الرصاص بقيمة 1.4 لتربة البلوط الاخضر و ايضا بقيمة 0.93 بالنسبة لتربة شجرة الدلب الشرقي و الكادميوم بقيمة 0,52 لتربة الدلب الشرقي.

أما بالنسبة للمعامل التراكم البيولوحي لجميع العينات، فمن أقل من1.

وقد لوحظت الارتباطات القوية بين النتائج المقدمة من الأوراق وكتلك التي وجدت في التربة.

الكلمات المفتاحية: البلوط الاخضر -الدلب الشرقي المعادن الثقيلة- حديقة التجارب الحامة-علاج النباتي- التراكم البيولوجي.

Liste des Abréviations

AFNOR: Association française de normalisation

ANRH: Agence Nationale des Ressources Hydrauliques

BF: Blanc de l'expérience pour les feuilles

BS: Blanc de l'expérience pour le sol **ETM**: Eléments traces métalliques **FBC**: Facteur de bioaccumulation **FCC**: Feuilles chêne vert Chréa

FCH: Feuilles chêne vert El Hamma

FPC: Feuilles platane Chréa

FPH: Feuilles platane El Hamma

 H_2O_2 : Peroxyde d'hydrogène

H₂SO₄: Acide sulfurique HCl: Acide chlorhydrique HF: Acide fluorhydrique

HNO₃: Acide nitrique

I géo: Indice de géo-accumulation

IP: Indice de pollution

μS/Cm : Unité de la conductivité électrique en micro siemens par centimètre

N.D: Non détecté

OMS: Organisation mondiale de la santé

pH : Potentiel d'HydrogènePNC : Parc National de Chréa

ppm: Partie par million

SAA: Spectrométrie d'absorption atomique

SCC: Sol plante chêne vert Chréa

SCH: Sol plante chêne vert El Hamma

SPC: Sol plante platane Chréa

SPH: Sol plante platane El Hamma

Liste des figures

Figure 1: Le sol : réservoir, tampon et transformateur des polluants	4
Figure 2 : Origine des métaux lourds dans le sol	6
Figure 3 : Représentation schématique des stratégies rencontrées chez les plantes en réponse à une augmentation des concentrations en métal dans le sol	10
Figure 4 : vue d'ensemble de l'espèce Quercus ilex	14
Figure 5: Feuilles de <i>Quercus ilex</i>	14
Figure 6 : vue d'ensemble de l'espèce Platanus orientalis	15
Figure 7: Feuilles de <i>Platanus orientalis</i>	16
Figure 8 : Localisation de la zone d'étude (Google Earth. Oct. 2014)	17
Figure 9: Température moyennes mensuelles de la zone d'étude et la zone de référence	18
Figure 10 : Précipitations moyennes mensuelles de la zone d'étude et la zone de référence	19
Figure 11: Diagramme ombrothermique de la station d'El Hamma et de la station du PNC	19
Figure 12 : Espèces inventoriées dans le jardin d'essai d'el Hamma	20
Figure 13: Localisation géographique des deux stations de prélèvement	22
Figure 14: Les instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique	27
Figure 15: Teneur en métaux lourds dans les feuilles étudiées	34
Figure 16: Teneur en métaux lourds dans les sols étudiés	36
Figure 17 : L'indice de pollution des sols étudiés	37
Figure 18: Facteur de bio-accumulation des métaux lourds dans les feuilles	39

Liste des tableaux

Tableau I: Les valeurs limites des métaux lourds dans le sol.	29
Tableau II: Teneurs de quelques métaux lourds dans la croute terrestre (mg/Kg)	29
Tableau III : Qualité du sol en fonction de l'indice de géo-accumulation (I _{géo})	29
Tableau IV: l'humidité résiduelle des sols étudiés	30
Tableau V: Texture des sols étudiés	30
Tableau VI: Conductivité électrique des sols étudiés	31
Tableau VII: pH des sols étudiés	31
Tableau VIII : Teneurs en métaux lourds mesurées dans les sols et les feuilles	32
Tableau IX : L'indice de géo-accumulation calculé pour l'ensemble des sols étudiés	38
Tableau X : Corrélation Feuilles/Sols.	40
Tableau XI: Corrélation des métaux lourds dans les feuilles	40
Tableau XII: Corrélation des métaux lourds dans les sols	41

SOMMAIRE

Introduction	1
PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE	
I. Synthèse Bibliographique	3
I.1.Définition de la biodiversité	3
I.2.Conservation de la biodiversité	3
I.3. Définition de la Pollution	3
I.4. Métaux lourds	4
I.4.1. Définition des métaux lourds	4
I.4.2. Sources de métaux lourds dans l'environnement	5
I.4.2.1. Contamination des sols par les métaux lourds	5
I.4.2.2.Origine de la contamination des sols par les métaux lourds	5
I.4.3.Effet des métaux lourds sur l'environnement	6
I.4.4. Transfert des éléments traces métalliques vers les plantes	8
I.4.4.1. Prélèvement des éléments-traces par les racines	8
I.4.4.2. Pénétration des éléments-traces par les parties aériennes	9
I.4.5. Tolérance aux métaux lourds des végétaux supérieurs	9
I.5. Estimation de la pollution via les plantes	10
I.6.Phytoremédiation	10
1.7. Méthodes d'analyse des métaux lourds	11
1.8. Caractéristiques des espèces étudiées	14
1.8.1. Chêne vert.	14
1.8.2. Platane	15
PARTIE EXPERIMENTALE	
II. Cadre physique de la zone d'étude	17
II.1. Localisation.	17
II.2. Géologie, lithologie et pédologie	17
II.3. Ressources hydriques	17
II.4. Synthèse climatique	18
II.5. Biodiversité du jardin	20
III. Matériel et méthodes	21
III.1. Matériel	21
III.2. Méthodes	21
III.2.1. Echantillonnage	21

III.2.2. Technique de prélèvement	22
III.2.3. Analyses des échantillons.	23
III.2.3.1.Traitement du sol.	23
III.2.3.1.1. Prétraitement du sol avant analyse	23
III.2.3.1.2.Analyses physico-chimiques du sol.	23
III.2.3.1.3. Extraction des métaux lourds totaux dans le sol	25
III.2.3.2.Analyse des feuilles.	26
III.2.3.2.1.Prétraitement des feuilles avant analyse	26
III.2.3.2.2. Extraction des métaux lourds totaux dans la végétation	26
III.2.3.3.Analyse des métaux lourds par spectroscopie d'absorption atomique (SAA)	27
IV. Résultats et Discussion	30
IV.1. Analyses physico-chimiques des sols étudiés	30
IV.1.1. Humidité résiduelle	30
IV.1.2. Analyse granulométrique	30
IV.1.3. Détermination de la conductivité électrique (CE) des sols étudiés	31
IV.1.4. Détermination du pH des sols étudiés	31
IV.1.5. Teneurs en métaux lourds	32
IV.1.6. Paramètres environnementaux	37
IV.1.6.1. Cas de sol.	37
IV.1.6.2.Cas des feuilles.	38
IV.2. Etude statistique	40
IV.2.1. Corrélation Feuilles/Sols	40
IV.2.1.a.Corrélation des métaux lourds dans les feuilles	40
IV.2.1.b.Corrélation des métaux lourds dans les sols	41
Conclusion	42
Références hibliographiques	

Annexes

Introduction

Les écosystèmes sont exposés à de nombreuses sources de pollution. L'air, le sol et l'eau, près des sites industriels, subissent une accumulation de métaux lourds, de composés organiques, ainsi que de composés radioactifs.

La dégradation de la qualité de l'air, en rapport avec l'accroissement de l'activité industrielle, s'est répercutée sur tous les niveaux d'organisation des écosystèmes et perturbe leur bon fonctionnement.

Les métaux lourds tels que le plomb, le cadmium, le cuivre, le zinc, et le mercure ne peuvent pas être éliminés et donc persistent dans l'environnement pendant de longues périodes. De plus, ils sont continuellement rajoutés dans les sols par diverses activités.

L'accumulation des métaux lourds dans l'environnement peut se répercuter sur la santé des êtres humains et des animaux (Wang et al, 2003). Les trop fortes teneurs en métaux lourds menacent la biodiversité et l'activité de la microflore et de la microfaune du sol ce qui peut réduire la fertilité du sol à long terme. La nutrition et le métabolisme des plantes sont perturbés. Certaines espèces végétales, non tolérantes, disparaissent ce qui entraîne une perte de la biodiversité et du patrimoine. De ce fait la pollution métallique des sols a de lourdes conséquences, tant environnementales, qu'économiques et sociales.

Les techniques physico-chimiques de dépollution des sols sont nombreuses et variées mais perturbent profondément l'activité biologique et leurs coûts restent très élevés (Ben Ghnaya et al, 2006) d'où le développement de techniques qui exploitent les propriétés de certaines plantes à accumuler de grandes quantités de métaux lourds pour décontaminer les sites pollués dont la phytoremédiation.(Rufus et al, 1997; Salt et al, 1998; Prabha et al, 2007).

L'Algérie compte de nombreux espaces verts d'importance internationale dont le jardin d'essai El Hamma qui est un véritable muséum du végétal et un milieu très attractif.

Cependant, sa localisation dans un site urbain et à proximité des axes routiers fait que ce jardin soit l'un des sites les plus exposés aux divers types de polluants notamment les métaux lourds.

En vue de contribuer à la connaissance du niveau de pollution du jardin d'essai d'El Hamma qui se répercute sur la végétation, nous avons réalisé la présente étude.

Notre travail porte sur l'évaluation de la capacité de bioaccumulation des métaux lourds de deux espèces arborées du jardin d'essai El Hamma à savoir le chêne vert et le platane à travers l'étude de leurs comportements vis-à-vis de ces métaux.

Nous avons procéder par détermination des teneurs en métaux lourds (Pb, Zn, Cu, Ni et Cd) au niveau des feuilles de ces deux arbres, choisi pour leur taille importante et leur emplacement stratégique au sein du jardin d'essai d'El Hamma, ainsi que dans le sol au pied de ces espèces.

I. Synthèse Bibliographique

I.1. Définition de la biodiversité

Le terme biodiversité, introduit dans le milieu des années quatre-vingt, englobe la diversité à tous les niveaux de l'organisation biologique : la diversité génétique, la diversité spécifique ou taxonomique et la diversité d'écosystèmes (Wilson 1992 ; Dobson 1995).

I.2. Conservation de la biodiversité

La conservation est la protection contre la dégradation ou la destruction de toute entité écologique dont il est souhaitable d'éviter la perte (Ramade, 2008) selon deux modes :

- conservation in situ qui consiste à maintenir les organismes vivants dans leur milieu naturel.
- conservation ex situ qui consiste à préserver les espèces en dehors de leur habitat naturel. (Leveque et Mounolou 2001)

I.3. Définition de la Pollution

La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparait en totalité ou en partie comme un sous-produit de l'action humaine, au travers des effets directs ou indirects altérants les critères de répartition des flux de l'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers des ressources agricoles, en eau et en produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède, les possibilités récréatives du milieu ou encore en enlaidissant la nature.(Ramade, 2005)

Les milieux considérés sont : l'air, l'eau et le sol. En fonction de la nature du milieu récepteur, la pollution peut être classée d'après **Ben Ghnaya et al (2006)** en :

I.3.1. Pollution de l'eau

Il s'agit d'une altération qui rend son utilisation dangereuse et perturbe l'écosystème aquatique. Elle peut concerner les eaux superficielles et/ou les eaux souterraines.

I.3.2. Pollution de l'air (atmosphérique)

On entend par pollution de l'atmosphère toute émission dans l'air, quelle qu'en soit la source, de substances gazeuses, liquides ou solides susceptibles de porter atteinte à la santé humaine, de nuire aux animaux et aux plantes ou modifier la qualité de l'air. (**Stassen, 1978**)

C'est en fait le résultat de multiples facteurs qui caractérisent la civilisation moderne tel que l'accroissement de la production d'énergie, de l'industrie métallurgique, de la circulation routière et aérienne, des tonnages d'ordures incinérés, lesquels interviennent tous de façon significative dans ce phénomène. (Ramade, 1982)

I.3.3. Pollution du sol

Beaucoup de substances qui parviennent dans le sol peuvent être dangereuses pour les microorganismes, les plantes, les animaux et aussi les êtres humains (**figure.1**).

Le comportement des polluants dans le sol est déterminé par leurs propriétés telles que leur dégradabilité chimique ou biologique, leur volatilité ou leur facilité à être absorbés. Les polluants peuvent se répartir sur les parties solides du sol ou dans l'eau qu'il contient, être conduits vers les plantes en même temps que leurs substances nutritives ou en tant que nourriture et /ou être amenés par lessivage jusqu'à la nappe phréatique. (Bliefert et Perraud, 2009)

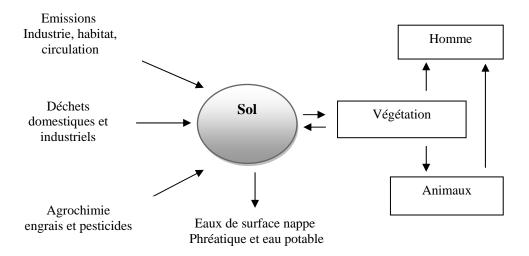


Figure 1: Le sol : réservoir, tampon et transformateur des polluants. (Bliefert et Perraud, 2009)

I.4. Métaux lourds

I.4.1. Définition des métaux lourds

On appelle en général métaux lourds, les métaux caractérisés par une densité supérieure à cinq grammes par centimètre cube (g/cm³).

Le terme « éléments traces métalliques » est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (Baker et walker, 1989). Les métaux lourds sont très persistants dans l'environnement, connaissent une grande dissémination atmosphérique et interagissent de façons très complexes avec les constituants du sol. On distingue en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques les métaux essentiels qui sont indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires (Pearson, 1963) et des métaux toxiques qui ont un caractère polluant avec des effets toxiques et n'ayant aucun effet bénéfique connu pour la cellule (Pb, Hg, Cd). (Baker et walker, 1989)

I.4.2. Sources de métaux lourds dans l'environnement

Bien que les métaux lourds existent à l'état naturel dans les divers écosystèmes, l'action anthropique demeure le principale responsable de la libération d'une importante quantité de ces éléments dans l'environnement notamment par combustion de fossiles, les gaz d'échappement des véhicules, l'incinération, l'activité minière, l'agriculture et les déchets liquides et solides.

En milieu routier, les sources chroniques d'éléments traces métalliques ont deux origines : les véhicules et les infrastructures routières. Les émissions polluantes liées aux véhicules sont dues en partie à l'abrasion et à la corrosion des matériaux solides des véhicules et en partie à l'utilisation de différents fluides (**Delmas-Gadras, 2000**). Les principaux polluants métalliques émis, le plomb, le zinc et le cadmium, sont principalement présents dans les gaz d'échappement et dans les garnitures de freins (75 % du plomb contenu dans l'essence est émis dans les gaz d'échappement des moteurs), mais le zinc est également présent dans les pneumatiques, les lubrifiants et surtout dans les glissières de sécurité.(**Deletraz, 2000**)

Les freins constituent une importante source de cuivre. Les éléments métalliques sont des

Les freins constituent une importante source de cuivre. Les éléments métalliques sont des substances non biodégradables et potentiellement toxiques. Ils peuvent se disperser dans l'atmosphère, puis éventuellement retomber par voie sèche ou humide sur les sols en bordure de chaussée et sur les végétaux. Ils sont aussi susceptibles de se déposer sur la chaussée, puis entraînés par le ruissellement des eaux pluviales. Les éléments traces métalliques présents dans les eaux de ruissellement peuvent migrer dans le sol par infiltration et contribuer à la dégradation de la qualité des sols. Ces éléments traces métalliques risquent d'atteindre les nappes d'eaux souterraines et d'altérer la ressource en eau. (**Delmas-Gadras, 2000**)

I.4.2.1. Contamination des sols par les métaux lourds

Les métaux se répartissent dans les sols sous des formes variées : sous forme échangeable dans les argiles et la matière organique qui leur permet d'être absorbés par les plantes, sous forme de complexes ou associés à des molécules organiques. (Perry et al, 1999 ; Gamaly et al, 2002). La forme sous laquelle les éléments traces sont présents dans le sol conditionne leur mobilité et leur biodisponibilité.

I.4.2.2.Origine de la contamination des sols par les métaux lourds

Les métaux lourds dans le sol ont diverses provenances naturelle et anthropique. (Figure 2)

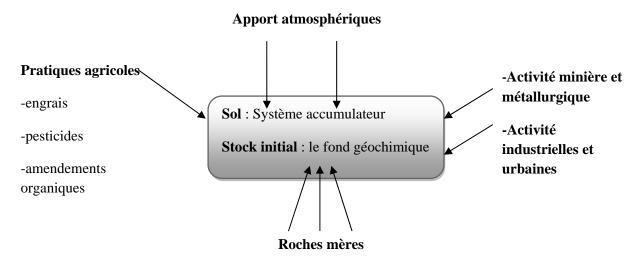


Figure 2. Origine des métaux lourds dans le sol. (Robert et Juste, 1999)

I.4.3. Effet des métaux lourds sur l'environnement

La pollution par les métaux lourds a un effet nocif sur les systèmes biologiques. Certains métaux lourds sont toxiques et peuvent êtres accumulés dans les organismes vivants, provoquant ainsi diverses maladies, même à des concentrations relativement basses. (Pehlivan et al, 2009)

Ils influencent la croissance des plantes, la couverture du sol, et ont un impact négatif sur la microflore du sol (**Roy et al, 2005**). Il est bien connu que les métaux lourds ne peuvent pas être chimiquement dégradés et ils ont besoin d'être physiquement enlevés ou être transformés en composés non toxiques. (**Gaur et al, 2004**).

I.4.3.1. Pollution par le plomb : effet et comportement du plomb dans le sol

Les principales émissions de plomb dans l'air en milieu urbain ou routier proviennent des rejets des véhicules à moteur. La principale cause de pollution par le plomb tient en son usage dans les carburants (Ramade, 1982). Selon Rahali (2003) la principale source de contamination par le plomb chez les végétaux est d'origine automobile.

Le Pb introduit dans le sol subit peu de transformation et migre relativement peu à travers les différents horizons. Etant peu mobile, il reste généralement fixé à la partie supérieure du sol. Le Pb serait le micropolluant métallique le moins mobile dans le sol. La grande affinité de la matière organique vis-à-vis de ce métal expliquerait l'accumulation préférentielle dans les horizons de surface.

I.4.3.2. Pollution par le cadmium : effet et comportement du cadmium dans le sol

Le cadmium est un élément naturel dans le sol qui se trouve en faible quantité. (Lepp et al, 1981). Il est rare que l'on trouve du cadmium à l'état pur dans la nature, il est souvent associé au zinc.

Le Cd est un élément non essentiel à l'organisme. Les sels solubles du Cd sont toxiques, de même que les vapeurs de ce métal, il provoque un stress oxydant chez les végétaux (**Lagadic et al, 1997**). Très phytodisponible, il peut s'accumuler dans les racines ou les parties aériennes. (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**)

Le cadmium est fortement absorbé par les argiles, les matières organiques, les boues et les acides humiques avec lesquels il forme des complexes. Sa rétention par la phase solide croit exponentiellement avec les pH croissant, sa mobilité dépend largement du pH. Le Cd est rapidement libéré des roches par altération. Le Cd est plus mobile dans le sol que Cu et Pb (Cd> Cu>Pb), en revanche l'absorption du Cd peut être inhibée par le Cu et le Pb.

I.4.3.3. Pollution par le zinc : effet et comportement du zinc dans le sol

Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent de plusieurs sources d'activités (Levesque, 1979): les sources minières et industrielles, les épandages agricoles, les activités urbaines et le trafic routier. Dans les écosystèmes ou le zinc est un polluant atmosphérique, il se concentre plutôt au sommet des plantes. Par contre, les plantes ayant poussé dans un sol contaminé par le zinc accumulent le métal dans les racines.

Le Zn est fortement phytodisponible, et se trouve en quantités plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes (**Tremel- Schaub et Feix, 2005**). Des teneurs excessives en Zn peuvent être toxiques. (**Ben Ghnaya et al, 2006**).

Le Zn⁺² est considéré comme très mobile. Les formes les plus mobiles seraient facilement absorbées par les constituants organiques et minéraux du sol, de sorte que le Zn tendrait à s'accumuler dans les horizons de surface. Les minéraux argileux et les substances humiques sont capables de fixer le Zn très fortement. La fraction mobile de Zn représente 1 à 20%. (Kabata-pendias et Pendias, 2001).

I.4.3.4. Pollution par le nickel : effet et comportement du nickel dans le sol

La plupart des roches de la lithosphère renferme du Ni (Kabata-pendias et Pendias, 2001). Les sources majeures de contamination par le nickel dans le sol sont les industries de placage métallique, combustion de combustibles fossiles ou carburants, et l'exploitation du nickel et la galvanisation (Khodadoust, 2004). Il est libéré dans l'air par les incinérateurs de déchets et il se dépose au sol après avoir subi des réactions de précipitation.

Durant le processus d'altération, le Ni est facilement mobilisable, il co-précipite généralement avec les oxydes de fer et de Mn. L'ion de Ni²⁺ est relativement stable dans les solutions aqueuses, il est capable de migrer sur une grande distance. Généralement, la solubilité de Ni dans le sol est inversement liée au pH.

I.4.3.5. Pollution par le cuivre : effet et comportement du cuivre dans le sol

Les sols se trouvent enrichis en cuivre par l'utilisation excessive de fertilisants et de produits agrosanitaires (les insecticides, les fongicides et les algicides qui sont à la base de sels de cuivre), l'activité industrielle, les activités urbaines et la circulation automobile (Bourrelier et Berthelin, 1998).

Les nombreuses formes minérales libérées au cours des processus d'altération sont très solubles notamment en milieu acide. Le Cu est donc considéré comme l'élément le plus mobile des métaux lourds. Tous les ions de cuivre sont fortement liés aux sites d'échange minéraux et organiques. Un taux de 98% du Cu soluble dans le sol se trouve complexé par la matière organique. (**Kebata-Pendias et Pendias, 1992**).

I.4.4. Transfert des éléments traces métalliques vers les plantes

Les plantes sont exposées aux métaux lourds soit par pénétration par les racines soit 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.

Une fois prélevés par la plante, les éléments-traces métalliques peuvent être piégés et ne pas circuler dans la plante, ou alors être transportés du lieu de l'absorption vers un autre organe végétal.

I.4.4.1. Prélèvement des éléments traces métalliques par les racines

La disponibilité des éléments traces métalliques est dépendante du temps, de la plante, de la biomasse et des autres composantes du sol. Les éléments-traces métalliques de la solution du sol sont transportés vers la rhizosphère où ils sont prélevés par la racine. (**Tremel-Schaub et Feix, 2005**)

Le prélèvement des éléments-traces par les racines est sous l'influence de facteurs liés au sol, à la plante, au climat, et aux interactions entre les éléments eux-mêmes. Les éléments traces métalliques doivent être sous une forme disponible pour que les plantes puissent les prélever ou les plantes doivent présenter des mécanismes permettant de rendre les métaux disponibles. (**Prasad et Hagemeyer, 1999**)

I.4.4.2. Pénétration des éléments-traces par les parties aériennes

Les éléments traces métalliques entrent dans la composition des matériaux minéraux et organo-minéraux qui composent les fines poussières présentes dans l'air, lesquelles se déposent sur les feuilles, les tiges et les fruits.

La contamination par voie aérienne est généralement faible, sauf lorsque les retombées atmosphériques sont importantes : dans certains lieux comme les zones industrielles ou pour certains éléments comme le Pb. (**Prasad et Hagemeyer, 1999**)

Les éléments traces métalliques peuvent être prélevés par les feuilles. Sous forme gazeuse, ils rentrent dans les feuilles à travers les stomates ; sous forme d'ions, ils rentrent surtout à travers les cuticules des feuilles. (Chamel et Gambonnet, 1988)

I.4.5. Tolérance aux métaux lourds des végétaux supérieurs

I.4.5.1. Définition

La tolérance aux métaux lourds est la capacité d'une plante à survivre et se reproduire sur des sols toxiques ou défavorables à la plupart des organismes en raison d'une contamination métallique (Antonovics et al, 1971; Macnair et al, 2000).

I.4.5.2. Les grandes stratégies de tolérance aux métaux

Une grande diversité de comportements vis-à-vis des métaux existe dans la flore métallicole. Deux grandes stratégies de tolérance des plantes aux ETM sont distinguées : l'exclusion des métaux des parties aériennes ou, au contraire, l'accumulation des métaux dans les feuilles. La stratégie d'exclusion, repose sur la capacité d'empêcher l'absorption des métaux, dans ce cas, on parle d'évitement. Les végétaux tolérants aux métaux lourds dits exclueurs, absorbent les métaux mais limitent le transport vers les parties aériennes en séquestrant les métaux dans les tissus racinaires. Certaines métallophytes présentent un mécanisme de détoxification en larguant l'excès de métaux dans leurs feuilles mortes. (Baker et al, 2000).

On parle d'accumulation lorsque les concentrations en métaux dans les parties aériennes sont supérieures à celles du sol, ou les concentrations en métaux dans les parties aériennes sont, sur un sol donné, supérieures aux valeurs « normales » (Peterson et al, 2004) ; elles possèdent un rapport [organe aérien] / [racines] de concentration en métal supérieur à 1. L'accumulation s'accompagne alors d'une détoxification des métaux par séquestration dans les vacuoles des feuilles (Clemens et al, 2002). (Figure.3)

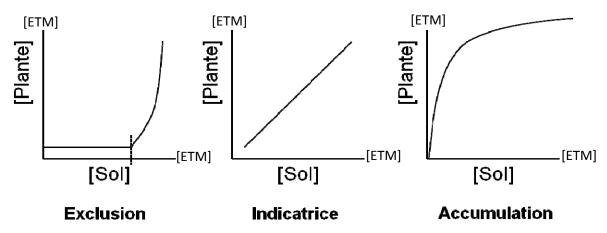


Figure 3. Représentation schématique des stratégies rencontrées chez les plantes en réponse à une augmentation des concentrations en métal dans le sol. (**Baker et al, 2000**)

I.5. Estimation de la pollution via les plantes

La bio-accumulation est un phénomène par lequel une substance présente dans un biotope, pénètre dans un organisme même si elle n'a aucun rôle métabolique, voire si elle est toxique à ce dernier (**Ramade**, 1995). Elle se réfère au captage et la rétention des substances chimiques par les organismes vivants via la nourriture ou l'eau. (**Forbes et Forbes**, 1997)

Les plantes bio-accumulatrices sont des plantes résistantes à la pollution. Elles peuvent accumuler des polluants (métaux lourds, SO₂, pesticides et autres) sans qu'il y ait de dommages causés sur leur physiologie et leur morphologie. Ces "bioaccumulateurs" constituent donc des capteurs naturels à partir desquels les polluants peuvent être détectés et dosés. (Forbes et Forbes, 1997)

I.6.Phytoremédiation

C'est une solution verte au problème de la pollution (Ben Ghnaya et al, 2006). L'utilisation de plantes, y compris les arbres et les herbes, pour supprimer, détruire ou séquestrer les contaminants dangereux de l'air, l'eau et le sol. (Rakhshaee et al, 2009; Prasad et al, 2003). Il s'agit d'une méthode de décontamination des sols et des eaux, elle est basée sur la capacité qu'ont certaines plantes à se développer en milieux contaminés, et à extraire, accumuler, stabiliser, volatiliser, transformer ou dégrader un agent polluant donné (Dabouineau et al, 2005).

Selon les espèces végétales et le type de polluants, la résistance des plantes aux polluants, dont les ETM, est possible selon plusieurs mécanismes :

I.6.1. Phytoextraction

La phytoextraction ou la phytoaccumulation est l'absorption de contaminants du sol ou de l'eau par les racines des plantes et leur translocation et accumulation dans la biomasse aérienne (Sekara et al, 2005; Yoon et al, 2006; Rafati et al, 2011), qui peuvent être récoltées et incinérées pour gagner de l'énergie et recycler le métal à partir des cendres. (Erakhrumen et Agbontalor, 2007; Erdei et al, 2005 ; Ibeanusi, 2004)

I.6.2. Phytofiltration

La phytofiltration est l'élimination des polluants des eaux de surface contaminées ou des eaux usées par les plantes. (Mukhopadhyay et Maiti, 2010)

I.6.3. Phytostabilisation

La phytostabilisation ou la phytoimmobilisation est l'utilisation de certaines plantes pour la stabilisation des contaminants dans les sols. (Singh, 2012)

Cette technique est utilisée pour réduire la mobilité et la biodisponibilité des polluants dans l'environnement. (**Erakhrumen et Agbontalor, 2007**)

Les plantes peuvent immobiliser les métaux lourds dans les sols par sorption par les racines, précipitations et complexation du métal dans la rhizosphère (Ali et al, 2013).

I.6.4. Phytovolatilisation

La phytovolatilisation est l'absorption des polluants dans le sol par les plantes, leur transformation en forme volatile et la libération par la suite dans l'atmosphère mais son utilisation est limitée par le fait qu'elle ne supprime pas totalement le polluant. (Ali et al, 2013)

I.6.5. Phytodégradation

La phytodégradation est la dégradation des polluants organiques par les plantes à l'aide d'enzymes telles que la déshalogénase et l'oxygénase. (**Vishnoi et Srivastava, 2008**)

I.7. Méthodes d'analyse des métaux lourds (Moussi et Igueni, 2014)

On distingue deux types de méthodes d'analyse pour les métaux lourds : Méthodes directes et les méthodes indirectes :

I.7.1. Méthodes directes

L'analyse de l'échantillon est réalisée directement sans un prétraitement préalable.

I.7.1.1. Méthodes nucléaires

a. Méthodes par observation de réactions nucléaires

Elle repose sur la détection des rayons gamma issus de la réaction nucléaire A (x,y) B que l'on effectue (A est l'élément analysé, x est un photon, un neutron ou une particule chargée, y une particule ou une raie gamma).

b. Méthodes par activation

L'analyse qualitative permet de déterminer les différents éléments présents dans l'échantillon par observation des raies d'émissions gamma qui sont caractéristiques de chaque élément.

Quant à l'analyse quantitative, elle consiste à intégrer chaque raie, ce qui conduit aux concentrations dans l'échantillon car l'aire est liée linéairement à la teneur en chaque élément dans l'échantillon. Il faut que l'élément conduise à un radio-isotope détectable.

c. Méthode par activation neutronique

Cette méthode consiste en un dosage des éléments par les rayonnements qu'émet une réaction nucléaire ou les radionucléides obtenus par une telle réaction. Elle permet de doser la plupart des éléments de nombre de masse supérieur à 8, en utilisant des réactions nucléaires (n,g), (n,p) ou (n, a).

d. Méthode par activation par photons gamma ou particules chargées

Ces méthodes peuvent être utilisées lorsque la méthode par activation neutronique rend fortement radioactif le matériau à analyser. Elles permettent de doser de très faibles concentrations avec une grande sureté.

e. Spectroscopie de Fluorescence X

La spectroscopie de fluorescence X est basée sur l'interaction d'un rayonnement X avec les atomes constituants la matière. Les rayons X utilisés sont de longueurs d'onde comprises entre quelques dixièmes et quelques dizaines d'Angström. Comme ces longueurs d'onde sont de l'ordre de la taille d'un atome, les interactions avec les atomes sont relativement fortes. L'émission d'un rayonnement caractéristique des atomes étudiés, va permettre de les identifier (aspect qualitatif) et la mesure de l'intensité des raies caractéristiques va permettre de déterminer la composition centésimale (aspect quantitatif).

I.7.2. Méthodes indirectes

L'analyse est effectuée sur l'échantillon après un traitement préalable. En effet l'analyse se fait sur les solutions de l'extraction.

I.7.2.1. Méthodes chimiques

a. Gravimétrie

L'échantillon liquide renfermant des ions (Ag⁺, Ni²⁺, Cu²⁺...) en une solution est soumis à une précipitation, filtration puis pesée du précipité. Les constantes de précipitation des différents ions étant connues. La quantité de ces ions est déduite à partir de la masse du précipité.

b. Colorimétrie visuelle

Des bandelettes dont le principe est proche de celui du papier pH sont utilisées. Différentes substances sont placées sur le bout de la bandelette que l'on trempe dans l'échantillon. On compare ensuite la couleur de la partie trempée dans le liquide avec une référence et on en déduit une concentration indicative.

I.7.2.2. Méthodes physico-chimiques

a. Potentiométrie

Il s'agit de mesurer le potentiel électrochimique d'une solution en l'absence de courant électrique. La concentration en ions est alors obtenue en fonction du potentiel mesuré à une électrode à membrane spécifique à chaque ion.

b. Colorimétrie : Spectrophotométrie UV-Visible

La méthode repose sur la loi de Beer- Lambert : Absorbance = $log(I_{\circ}/I)$.

I_° est l'intensité lumineuse avant l'échantillon, et I celle en sortie d'échantillon. Cependant le spectrophotomètre UV-Visible présente de sérieux inconvénients en termes d'interférences spectrales.

c. Chromatographie ionique

Cette technique regroupe toutes les méthodes de dosage d'ions par chromatographie en phase liquide, et ce quelque soit le mode de séparation et de détection.

I.7.2.3. Spectrométrie atomique d'absorption : Spectrométrie d'absorption et d'émission atomiques

La spectrométrie par absorption permet de doser une soixantaine d'éléments à l'état de traces. La méthode est quantitative et relative, il faut donc faire un étalonnage.

C'est une méthode très sélective, la technique est simple si on sait préparer les solutions initiales. Cependant, les concentrations doivent être à l'échelle de traces pour rester dans le domaine de Beer-Lambert, l'aspect non qualitatif de la technique impose la connaissance des éléments en solution afin de choisir une source adaptée, et enfin les réglages préliminaires se fondent sur des paramètres pas toujours indépendants.

I.8. Caractéristiques des espèces étudiées

I.8.1. Chêne vert

I.8.1.1. Caractères généraux du chêne vert

Le chêne vert « *Quercus ilex* L » est une espèce ligneuse (**figure 4**) sempervirente. Il est considéré comme l'une des espèces les plus caractéristiques de la région méditerranéenne. (**Haichour, 2009**). Sa taille peut atteindre 15 à 20 m de hauteur (**Ledant, 1975**).



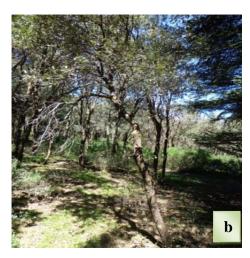


Figure 4 : Vue d'ensemble de l'espèce Quercus ilex (a. Jardin d'essai El Hamma ; b. Chréa)

Sa racine est profondément pivotante. Ses feuilles sont simples, alternes (**figure 5**), persistantes sur 3 à 4 ans, luisantes, légèrement dentées et présentent souvent des petites épines au niveau des dents, vertes foncées au-dessus et grises en dessous. Son écorce se crevasse rapidement et forme de petites écailles quadrangulaires. (**Ouyahya, 1982**)



Figure 5 : Feuilles de Quercus ilex

I.8.1.2. Caractères écologiques de l'espèce

Le chêne vert est une espèce robuste, très plastique (**Dahmani**, **1984**) qui admet une tranche pluviométrique variant de 384 mm à 1462mm (**Sauvage**, **1961**), mais il peut atteindre un minimum de 250mm (**Barry et al**, **1976**).

Il présente une grande plasticité édaphique, indifférent à la composition chimique du substrat (Maire, 1926; Boudy, 1952 et Quezel, 1976). Il colonise tous les types de substrats : calcaires, gréseux et magnésiens. (Quezel, 1976), les sols superficiels et profonds (Bichard, 1982).

I.8.1.3. Taxonomie du chêne vert

Règne: Plantae

Embranchement : Spermaphytes

S/ Embranchement : Angiospermes

Classe: Dicotyledones

Ordre: Fagales

Famille : Fagaceae

Genre: Quercus

Espèce : Quercus ilex L (Dahmani, 1984)

1.8.2. Le platane

1.8.2.1. Caractères généraux du platane

Le Platane d'Orient est arbre à croissance rapide donnant un bois de bonne qualité. Il pousse à l'état naturel au Proche Orient localisé dans les ravins humides et essentiellement le long des cours d'eau permanents. Cet arbre a été largement répandu par l'Homme en dehors de son habitat naturel et utilisé comme arbre d'ornement et d'alignement et pour la production ligneuse irriguée (An Najjar et Isamail, 1984).

Le Platane d'Orient est un grand arbre (**Figure 6**) pouvant atteindre 30 à 40 m de haut. Son port est élancé et sa cime est assez développée, large et arrondie. Son tronc est généralement



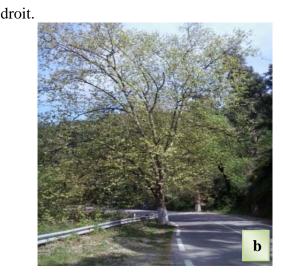


Figure 6 : Vue d'ensemble de l'espèce *Platanus orientalis* L (a. Jardin d'essai El Hamma ; b. Chréa)

C'est un arbre longévif pouvant vivre entre 500 et 2000 ans (**Fournier**, **1961**). Les feuilles sont caduques, d'abord tomenteuses en dessous puis glabres, alternes et stipulées à limbe palmatilobé. (**Figure 7**)



Figure 7 : Feuilles de Platanus orientalis L

L'écorce à la base du tronc est constituée de petites écailles, de couleur brun foncé, séparées par des fentes longitudinales. Les fleurs monoïques, unisexuées, disposées en capitules globuleux, pendants, capitules de 2 à 6, sur des axes pendants, allongés.(Nahal et Rahme, 1990).

I.8.2.2. Caractères écologiques de l'espèce

Le Platane d'Orient vit à l'état naturel dans des zones recevant une pluviosité moyenne annuelle variant entre moins de 200 mm et plus de 1 200 m. Il vit à l'état naturel et en culture artificielle dans les conditions thermiques assez variées. En effet, on le trouve en méditerranée orientale aussi bien en montagne qu'en plaine.

C'est une essence de lumière qui ne supporte pas bien l'ombre. Cet arbre résiste bien au vent, ce qui lui permet d'être utilisé en méditerranée orientale au même titre que les peupliers comme brise-vents le long des canaux d'irrigation.

1.8.2.3. Taxonomie du platane

Règne: Plantae

Embranchement : Spermaphytes

S/ Embranchement : Angiospermes

Classe: Dicotyledones

Ordre: Proteales

Famille: Platanaceae

Genre: Platanus

Espèce: Platanus orientalis L (Benoît Bock et al, 2014)

II. Cadre physique de la zone d'étude

II.1. Localisation

La zone étudiée est située au centre du littoral de l'Algérie. Il s'agit du jardin d'essai d'El Hamma, commune de Belouizdad Wilaya d'Alger qui est un site urbain entouré de diverses activités (figure 8) situé sur un des versants de la colline des arcades à 36° 43' Nord et 03° 05' Est.



Figure 8 : Localisation de la zone d'étude (Google Earth. Oct.2014)

La zone témoin choisie étant le parc national de Chréa (PNC) situé à 50 Km au Sud-Ouest d'Alger localisé entre les latitudes 36° 19° et 36° 30° Nord et les longitudes 2° 38°/3° 02° Est.

II.2. Géologie, lithologie et pédologie

Le jardin d'essai est formé par des plages émergées de grès et de poudingues à coquilles marines. On y trouve des sables rouges et des grès présentant une formation complexe du pliocène récent d'origine marine et éolienne (Ducellier, 1911).

Le Parc National de Chréa (PNC): le massif de l'atlas est composé presque entièrement de schiste d'âge Crétacé inferieur plus ou moins argileux par endroits (Faurel, 1947), présent sur la quasi-totalité des versants septentrionaux, leur épaisseur est plus de 100 m environ, donnant naissance sous les Cédraies à des sols bruns lessivés.

II.3. Ressources hydriques

Le jardin d'essai renferme une nappe phréatique importante à laquelle s'ajoute l'existence d'une fontaine ainsi qu'une irrigation artificielle provenant du réseau urbain.

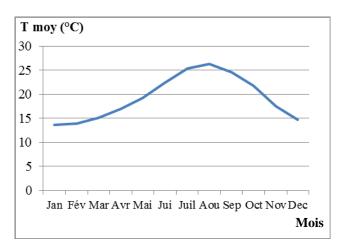
Le PNC présente de par sa position géographique une potentialité hydrique très importante, les sommets et les zones d'altitude sont les plus arrosées 1000m et autour de 900m pour la majorité des stations.

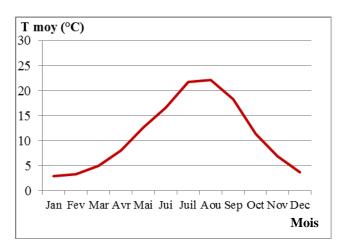
II.4. Synthèse climatique

Les données climatiques du port d'Alger allant de l'année 1983 à 2008 nous ont été fournies par l'office national de météorologie et celles de Chréa par l'ANRH pour la pluviosité. Concernant la température les données sont empruntées à **Halimi** (1980), elles sont basées sur les données de Seltzer1946 et du Service d'études statistiques, s'étalant sur une période de 14ans (1948-1962).

II.4.1. Température

Les températures moyennes mensuelles de la zone d'étude sont présentées pour le jardin d'essai (port d'Alger) pour la période de 1983 à 2008 (**Figure 9.a**) et pour la station de Chréa pour la période (1948-1962) L'ANRH. (**Figure 9.b**)





a. Jardin d'essai d'El Hamma

b. Chréa

Figure 9: Température moyennes mensuelles de la zone d'étude et la zone de référence.

II.4.2. Précipitations

Les précipitations conditionnent la disponibilité en eau, les moyennes mensuelles donnent une idée sur la pluviosité de la région. Ces données sont présentées sur le graphe (**Figure 10.a**) pour le jardin d'essai (port d'Alger) pour la période de 1983 à 2008 et pour la station de Chréa pour la période (1940-1992) L'ANRH (**Figure 10.b**).

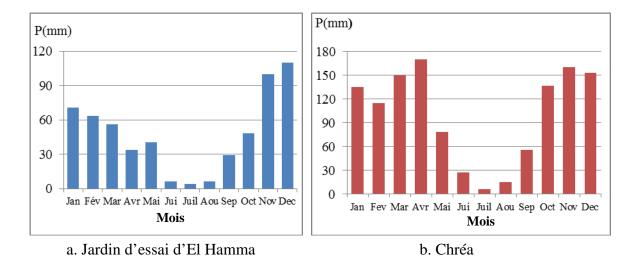


Figure 10 : Précipitations moyennes mensuelles de la zone d'étude et la zone de référence

II.4.3. Etage bioclimatique

Afin de caractériser et de déterminer l'étage bioclimatique auquel appartient notre station, le quotient pluviothermique **d'EMBERGER** (1955) Q_2 a été calculé et localisé sur le diagramme d'EMBERGER dont la formule est : $Q_2 = 2000P/(M^2-m^2)$

D'après le climagramme (annexe II), le bioclimat du jardin d'essai d'El Hamma est subhumide à hiver chaud, et celui de la station de référence PNC est humide à hiver frais.

II.4.4. Détermination de la période sèche :

Un mois est considéré comme sec lorsque les précipitations en millimètres sont inférieures ou égales au double de la température moyenne mensuelle en degrés Celsius (P≤2T). (Bagnouls et Gaussen, 1953).

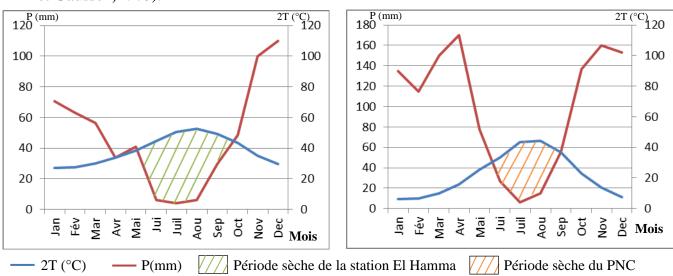


Figure 11: Diagramme ombrothermique de la station d'El Hamma et de la station du PNC.

La période sèche pour les deux stations s'étale sur la saison estivale, cependant elle est plus longue pour la station d'El Hamma. Il est indispensable de noter que les séries de données étudiées ne concernent pas les mêmes années et ce par manque de données.

II.5. Biodiversité du jardin

Nous avons analysé les inventaires fournis par le jardin pour évaluer la biodiversité du jardin et connaître l'état de conservation de la biodiversité au sein du jardin.

Le nombre d'espèces existantes dans le jardin est estimé à 201 espèces pour l'an 1993 et 294 pour l'an 2001. D'après ces deux inventaires, nous avons déduit que plus de 36% des espèces qui existaient en 1993 n'étaient pas retrouvées en 2001 et plus de 56% des espèces inventoriées en 2001 étaient introduites ultérieurement. (**Figure 12**)

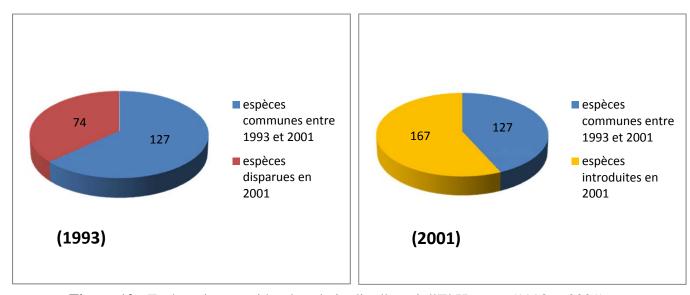


Figure 12 : Espèces inventoriées dans le jardin d'essai d'El Hamma (1993 et 2001).

Un inventaire est en cours de réalisation par le département de conservation du végétal, auquel nous n'avons malheureusement pas eu accès et donc l'état actuel nous reste méconnu. Les disparitions constatées peuvent avoir plusieurs origines. Elles peuvent être la conséquence d'une introduction d'espèces exotiques ayant rencontré des difficultés d'acclimatation et d'adaptation d'où la stratégie actuelle qui tend à introduire les plantes autochtones pour préserver le patrimoine local.

Ces disparitions peuvent aussi avoir pour origine la pollution notamment atmosphérique vu que le jardin d'essai d'El Hamma est localisé dans un site urbain.

III. Matériel et Méthodes

Notre travail porte sur l'étude du comportement de deux espèces arborées pérennes : le *Quercus ilex* L (chêne vert) et le *Platanus orientalis* L (platane) vis-à-vis des métaux lourds présents dans le sol au niveau du jardin d'essai d'El Hamma en présence d'échantillons prélevés du Parc National de Chréa, considéré comme station de référence.

Nous avons réalisé notre travail durant la période allant du mois d'avril au mois de septembre et nous avons effectué nos analyses au sein du laboratoire de l'Unité de Recherche Matériaux Procédés et Environnement (URMPE) à l'université de Boumerdes.

III.1. Matériel

Le matériel étudié est constitué de :

- feuilles de platane et de chêne vert
- sol prélevé au pied des deux espèces étudiées
- réactifs et appareillage (voir Annexe I)

III.2. Méthodes

III.2.1. Echantillonnage

Nos prélèvements ont été réalisés durant le mois d'avril de l'an 2014 au niveau du site d'El Hamma ainsi qu'au niveau du Parc National de Chréa (PNC) (figure 13). Nous avons effectué deux types de relevés : un relevé floristique et un relevé pédologique.

➤ Le relevé floristique : il s'agit de recenser toutes les espèces rencontrées qui accompagnent les espèces étudiées. (Annexe IV).

Le prélèvement des espèces étudiées n'a concerné que les feuilles vu la difficulté rencontrée pour prélever les racines.

De plus un inventaire des espèces présentes dans le jardin nous a été fourni (inventaire de 1993 et celui de 2001) par la direction du jardin.

Le relevé pédologique : c'est un prélèvement de sol sous le pied des espèces étudiées, ce qui permet de réaliser les différentes analyses.

Dans chaque site trois arbres de chacune des espèces végétales étudiées ont été désignées pour le prélèvement. Les prélèvements ont été effectués à proximité des deux axes routiers et au milieu du jardin d'essai.

Le site de référence ou témoin se situe au niveau du parc national de Chréa, à une hauteur de 1400 m pour le chêne vert (forêt noire) est et 800 m pour le platane (Béni Ali).

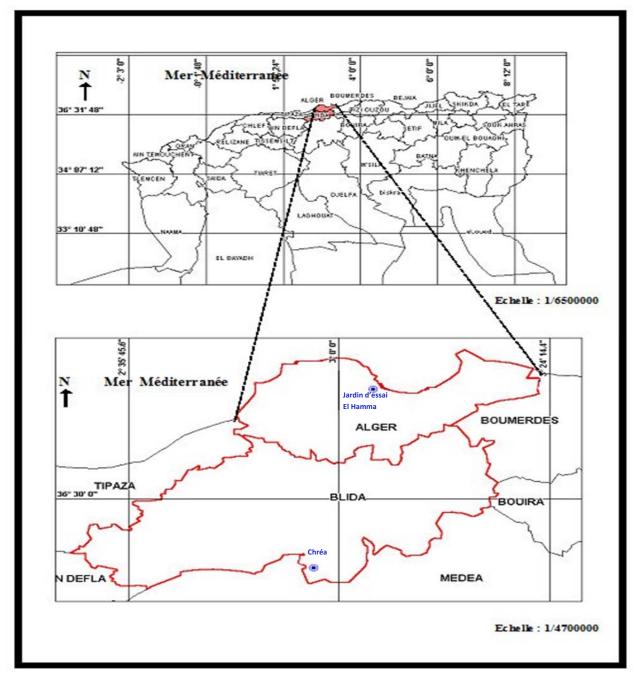


Figure 13: Localisation géographique des deux stations de prélèvement.

III.2.2. Technique de prélèvement

• Les feuilles

Une vingtaine de feuilles ont été prélevées de chaque arbre à une hauteur variant entre 1,5 et 2 mètres (**Babacar**, 1998). Le prélèvement a été réalisé après une période sans pluie (**Hebrard-Labit et Meffray**, 2004). Les feuilles jeunes du Platane et les feuilles du Chêne vert prélevées ont été soigneusement rangées dans des sacs en plastique en polyéthylène fermés, étiquetés, puis transportés au laboratoire.

• Le sol

Les sols ont été prélevés à proximités des arbres choisis (10 cm environ), les prélèvements sont réalisés à l'aide d'une tarière hollandaise.

Pour chaque station un échantillon moyen a été élaboré à l'aide de trois prélèvements individuels et à une profondeur (0-20 cm).

Une fois prélevés, les échantillons de terre (sol) destinés au dosage des métaux lourds sont stockés à 5°C dans des boites en polyéthylène PE pour éviter toute éventuelle contamination par les métaux lourds.

III.2.3. Analyses des échantillons

III.2.3.1.Traitement du sol

III.2.3.1.1. Prétraitement du sol avant analyse

Au laboratoire, les échantillons de sol ont subi les préparations préalables suivantes: séchage à l'étuve pendant 16h à une température de 105°C, broyage, tamisage à travers un tamis de 2mm de diamètre afin de séparer la terre fine (fraction inferieure à 2mm) et homogénéiser le sol, et enfin la conservation des échantillons pour l'analyse.

III.2.3.1.2. Analyses physico-chimiques du sol

Des analyses physico-chimiques du sol ont été réalisées à savoir : le pH, la conductivité électrique, l'humidité résiduelle, la granulométrie et le dosage des métaux lourds.

L'humidité résiduelle

La perte en poids après séchage à 105°C par rapport à la terre fine séchée à l'air permet de vérifier la qualité de séchage des échantillons. (Baize, 1988)

Principe

La teneur en eau se détermine par dessiccation (séchage à 105°) d'un échantillon de sol jusqu'à stabilisation du poids, une durée de 24 heures est généralement suffisante.

Mode opératoire

- Déposer les échantillons à analyser dans des béchers en verre préalablement pesés et numérotés (P1 : poids du bécher) ;
- Peser de nouveau les béchers contenant le sol séché à l'air libre (P2 : poids du bécher + sol séché à l'air) ;
- Sécher le sol à 105 °C pendant 24 heures ; Peser les béchers contenant la terre séchée (poids P3 : poids du bécher + sol séché à 105 °C) et calculer la teneur en eau en % de terre séchée à 105 °C. (Mathieu et al, 1998)

• Expression des résultats

Humidité =
$$\frac{P2-P3}{P3-P1}$$
. **100**

L'analyse granulométrique du sol (Méthode de LCPC selon les Norme AFNOR)

La texture et la composition d'un sol lui confèrent des caractéristiques particulières qui influencent les phénomènes d'infiltration et de rétention des éléments traces métalliques.

L'analyse granulométrique permet de séparer le sol en fractions granulaires et de déterminer la distribution pondérale de particules suivant leurs dimensions.

• Principe

Cette analyse consiste à séparer, au moyen d'une série de tamis, montés en colonne l'un sur l'autre, un sol en plusieurs catégories de grains de diamètres décroissants. Il s'agit d'abord d'un tamisage à sec pour les particules de dimensions supérieures à $80~\mu$ suivie d'une sédimentométrie pour les particules de dimensions inferieurs à $80~\mu$.

La distribution en poids suivant la dimension des particules est traduite par une courbe granulométrique permettant de déterminer la texture.

• Mode opératoire

- Tamiser un échantillon de 300g du sol à étudier.
- Préparer la batterie composée de 6 tamis de diamètres exprimés en mm dont l'ouverture des mailles est la suivante : 2; 1,6; 0,6; 0.355; 0,15; 0.08 ; disposés par ordre décroissant de haut en bas. Le premier tamis à partir d'en haut doit retenir les grains dont la dimension est supérieur à 2mm. La colonne est terminée en bas par un bac destinée à recevoir les particules de dimensions inferieures à la plus petite maille des tamis 80µ.
- Placer la batterie de tamis sur le vibro-tamis et le mettre en marche pendant 1 minute pour les gros sables et graviers et 10 minutes pour les sables fins et limons.
- Arrêter le vibro-tamis et peser les quantités de sol retenu par chaque tamis (le refus) à 0,1 g près.
 - Procéder ensuite par une sédimentation

• Expression des résultats :

Après tamisage, nous traçons des courbes granulométriques (voir Annexe III) qui représentent la variation des pourcentages des tamisâts pondérés en fonction des diamètres des tamis exprimés en mm sur une échelle semi-logarithmique. A partir de ces courbes nous analysons nos échantillons de sol et nous déduisons les pourcentages des différents éléments puis nous référons au tableau (Annexe III) pour déterminer la texture.

Matériel et Méthodes

> Conductivité électrique

Elle renseigne sur la capacité de l'eau à conduire le courant électrique. La mesure de la conductivité renseigne sur la teneur en matières dissoutes dans l'eau sous forme d'ions chargés électriquement.

• Principe

L'appareil de mesure applique une tension électrique à la solution à mesurer, un courant circule en fonction de la conductivité. L'appareil impose une tension constante et enregistre la variation du courant électrique.

Mode opératoire

Un échantillon de 10 g de sol est mis en suspension dans 20 ml d'eau distillée, agité pendant une heure puis laissé au repos pendant 2 heures. La conductivité est ensuite mesurée à l'aide d'un conductimètre de type Hanna EC 214.

• Expression des résultats

Les résultats de mesure de la conductivité sont toujours présentés en termes de conductivité équivalente à 20 ou 25°C. L'unité étant le micro-Siemens par cm (µS/cm).

> Détermination du pH

• Principe

Il est mesuré à l'aide d'une électrode de verre, dont le potentiel varie en fonction de la concentration des ions hydrogènes suivant l'équation de Nernst. Ce potentiel est mesuré par rapport à une électrode de référence.

• Mode opératoire

Un échantillon de 10 g de sédiment est pesé et introduit dans un bécher, auquel 20 ml d'eau distillée seront rajoutés par la suite. Le contenu du bécher est soumis à une agitation à l'aide d'un agitateur magnétique pendant 60 minutes, ce qui permet de mettre en suspension la totalité de l'échantillon. La suspension obtenue est laissée au repos pendant 2h puis le pH est mesuré à l'aide d'un pH mètre de type : Hanna pH 211 à température ambiante. (**Zhao et kaluarachchi, 2002**)

• Expression des résultats :

Les valeurs du pH sont directement lus sur le cadran du pH mètre.

III.2.3.1.3. Extraction des métaux lourds totaux (l'eau régale) :

La quantité de polluant extraite dépend à la fois de la méthode d'extraction utilisée et de la composition physico-chimique du sol.

La fraction la plus faiblement fixée, facilement disponible, peut être décelée avec une solution d'eau, mettant en évidence les métaux facilement disponible dans la solution du sol.

C'est dans cette phase du sol que les métaux lourds sont les plus disponibles pour passer dans les végétaux.

La méthode d'extraction des métaux lourds totaux a retenu notre attention puisque elle permet d'extraire 90% des métaux de la matrice environnementale. Il s'agit là d'un procédé (HCl/HNO₃) standard, fréquemment employé dans les analyses de routine. C'est une méthode peu couteuse comparée à l'attaque à l'acide fluorhydrique(HF).

Mode opératoire

Pour extraire les métaux lourds, un échantillon de sol (3g) préalablement séché 16 heures à 105°C) broyé et tamisé est introduit dans un ballon rodé de 250 ml, auquel nous rajoutons le mélange d'acide 3ml d'acide nitrique HNO₃ à 65% et 9 ml d'acide chlorhydrique HCl concentré à 37%.

- Le ballon est placé dans le chauffe ballon, ensuite connecté au réfrigérant. L'attaque à l'eau régale est effectuée sous hotte aspirante.
- Nous chauffons jusqu'à ébullition en maintenant l'ébullition durant 1h.
- Nous laissons refroidir plusieurs minutes, ensuite nous rinçons le réfrigérant par quelques ml d'eau distillée.
- Nous Filtrons soigneusement le surnageant sur un papier filtre dans une fiole jaugée de 50 ml.
- Nous rinçons plusieurs fois le résidu insoluble retenu sur le filtre avec un minimum d'eau distillée.
- Nous laissons refroidir et nous ajustons au volume.
- Nous transférons dans des tubes en verre.
- Nous procédons par la suite à l'analyse des métaux lourds par spectroscopie d'absorption atomique (SAA).

III.2.3.2. Analyse des feuilles

III.2.3.2.1. Prétraitement des feuilles avant analyse

Les feuilles collectées sont séchées à l'étuve pendant 16h à une température de 105°C, broyées dans un moulin en inox. Les poudres obtenues ont été conservées dans des boites en polyéthylène(PE).

III.2.3.2.2. Extraction des métaux lourds totaux dans la végétation

Le dosage des métaux lourds par absorption atomique est précédé par une série de manipulations (attaque chimique) sur la poudre de chaque échantillon. La détermination des teneurs totales en éléments métalliques à partir de la poudre issue des feuilles nécessite une minéralisation et une mise en solution. Elle se fait par digestion sulfo-nitrique-eau oxygénée.

La quantification des métaux lourds en solution a été réalisée par spectrométrie d'absorption atomique.

Pour extraire les métaux lourds, un échantillon de 3g de feuilles préalablement séché (16heures à 105°C), broyé est introduit dans un ballon rodé de 250 ml, auquel nous rajoutons le mélange d'acide 3ml d'acide sulfurique (H₂SO₄) à 95% et 9 ml d'acide nitrique (HNO₃) à 65% et 9 ml de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) à 30%.

Le ballon placé dans le chauffe ballon est connecté au réfrigérant, puis porté doucement à ébullition en contrôlant la formation possible de mousse.

Maintenir une ébullition douce durant une heure puis laisser refroidir plusieurs minutes avant de rincer le réfrigérant par quelques ml d'eau distillée.

Le surnageant est soigneusement filtré sur un papier filtre dans une fiole jaugée de 50 ml, le résidu insoluble retenu sur le filtre est rincé plusieurs fois avec un minimum d'eau distillée.

Après refroidissement total, le volume est ajusté à 50 ml et transféré dans des tubes en verre.

L'analyse des métaux lourds est ensuite effectuée par spectroscopie d'absorption atomique.

III.2.3.3. Analyse des métaux lourds par spectroscopie d'absorption atomique (SAA)

L'analyse des échantillons (extrait de sol, extrait de feuilles) et la quantification des métaux en solution est réalisée à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique de type **Varian 110**, opérant avec une flamme d'air-acétylène. (**Figure 14**)

La spectroscopie de base sur l'analyse des rayonnements électromagnétiques se traduisant par un spectre d'absorption du gaz dans des longueurs d'ondes spécifiques. Ces méthodes utilisent l'absorption dans le visible, l'ultraviolet et l'infrarouge, mesurée grâce au spectromètre, souvent appelé spectrophotomètre.

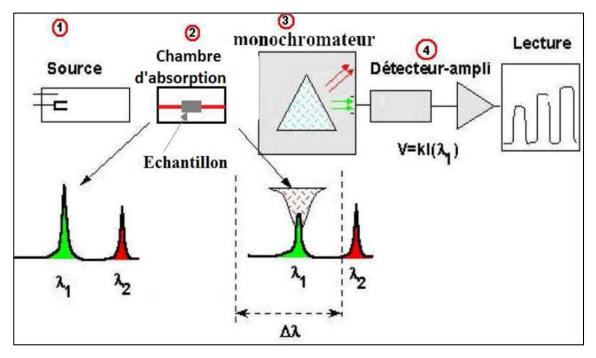


Figure 14 : Les instruments de base pour la spectrométrie d'absorption atomique.

Principe:

La SAA est fondée sur le principe que les atomes libres peuvent absorber la lumière d'une certaine longueur d'ondes. L'absorption de chaque élément est spécifique, aucun autre élément n'absorbe sa longueur d'ondes. L'absorption de lumière par les atomes fournit ainsi un puissant instrument analytique à la fois pour l'analyse quantitative et qualitative.

L'élément à doser doit être en solution diluée. La spectrométrie permet en effet un dosage d'éléments sous forme de traces. La lampe à utiliser doit émettre des photons dont l'énergie correspond à l'excitation d'un atome.

Nous avons dosé dans notre étude les métaux lourds suivant : cadmium(Cd), le plomb(Pb), le zinc(Zn), le cuivre(Cu) et le nickel (Ni).

Quantification de l'efficacité de la phytoextraction

L'efficacité de la phytoextraction peut être quantifiée par le calcul du facteur de bioconcentration ou le facteur de bio-accumulation. (Ali et al, 2013)

1. Facteur de Bioconcentration ou facteur de bio-accumulation

Le facteur de bioconcentration (FBC) indique l'efficacité des espèces de plantes à l'accumulation du métal dans leurs tissus à partir du milieu environnant (**Ladislas et al, 2012**). Il est calculé comme suit (**Zhuang et al, 2007**).

Facteur de Bioconcentration(BFC)= [C tissu étudié]/C sol

Où:

C tissu étudié : est la concentration du métal dans le tissu végétal étudié

C_{sol}: est la concentration du métal dans le sol.

Le facteur de bio-accumulation(A) peut être représenté en pourcentage selon l'équation suivante (Wilson et Pyatt, 2007) :

Facteur de bio-accumulation (A)= [C tissu de la plante]/C sol x100

Avec:

A : est le facteur de bio-accumulation en pourcentage

C tissu végétal: est la concentration du métal dans le tissu végétal

C sol: est la concentration du métal dans le sol.

Paramètres environnementaux

La contamination par les métaux lourds à la surface environnementale (sol) est associée à l'ensemble des contaminants plutôt qu'un seul métal. Plusieurs scientifiques ont introduit des indices et des facteurs pour identifier la contamination multiéléments qui résulte d'une augmentation de la toxicité métallique, parmi ces facteurs on trouve l'indice de pollution et le facteur de géo-accumulation.

1. L'indice de pollution (IP) :

L'indice de pollution est défini comme étant la moyenne des rapports des concentrations en métaux lourds dans les échantillons de sol par rapport aux valeurs limites. (**Tableau I**).

Tableau I: Les valeurs limites des métaux lourds dans le sol (OMS, 1989)

Métal	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Normes tolérables dans le sol (ppm)	2	100	50	100	300

L'indice de pollution est déterminé par la relation : $IP = (\frac{[Pb]}{100} + \frac{[Ni]}{50} + \frac{[Cd]}{2} + \frac{[Zn]}{300} + \frac{[Cu]}{100})/5$ Les valeurs de l'indice de pollutions sont comparés à l'unité de valeur = 1.

2. L'indice de géo-accumulation ($I_{g\acute{e}o}$) :

L'indice de géo-accumulation ($I_{g\acute{e}o}$) est également utilisé pour évaluer les niveaux de contaminations des métaux dans le sol (**Tableau III**). Le niveau de contamination est évalué en comparant la concentration présente dans le sol avec celle des niveaux préindustriels (teneur du métal dans la croute terrestre). Les concentrations d'origine géochimique sont multipliées à chaque fois par un facteur de correction de 1,5.

L'indice de géo-accumulation (Igéo) est calculé à partir de la relation suivante :

$$I_{g\acute{e}o} = \log_2(\frac{Cn}{1.5Bn})$$

Avec:

Cn : la concentration moyenne de l'élément dans le sol examiné

Bn: est la valeur du fond géochimique dans la croute autrement dit la teneur de l'élément de la croute terrestre (tableau II).

Tableau II :Teneurs de quelques métaux lourds dans la croute terrestre (mg/Kg)

Métal	Cd	Cu	Ni	Pb	Zn
Abondance (teneur) dans la croute	0,2	52,33	252	17,8	71,5
terrestre (mg/Kg)					

Tableau III : Qualité du sol en fonction de l'indice de géo-accumulation ($I_{\text{géo}}$)

$\mathbf{I}_{g\acute{e}o}$	Qualité du sol
$I_{g\acute{e}o} \leq 0$	Non-contaminé
$0 < \mathbf{I}_{g\acute{e}o} \le 1$	Non-contaminé à moyennement contaminé
$1 < \mathbf{I}_{g\acute{e}o} \le 2$	Moyennement contaminé
$2 < \mathbf{I}_{g\acute{e}o} \le 3$	Contamination moyenne à forte
$3 < \mathbf{I}_{g\acute{e}o} \le 4$	Contamination forte
$4 < \mathbf{I}_{g\acute{e}o} \le 5$	Contamination forte à très forte
$5 \le I_{g\acute{e}o}$	Contamination très forte

IV. Résultats et Discussion

IV.1. Analyses physico-chimiques des sols étudiés :

IV.1.1. L'humidité résiduelle

Les taux d'humidité résiduelle retrouvés sont regroupés dans le tableau IV.

Tableau IV: l'humidité résiduelle des Sols étudiés

Sol étudié	SCC	SPC	SCH	SPH
humidité	3.83 %	2.74 %	3.6 %	2.87 %

Le taux d'humidité retrouvées varie de entre 2.74% et 3.83%, ces valeurs sont faibles et indiquent un bon séchage du sol.

IV.1.2. L'analyse granulométrique

Les résultats de l'analyse granulométrique des sols des différentes stations sont rassemblés dans le **tableau V**.

Tableau V: Texture des Sols étudiés

			Sable	es (%)	Texture
	Argiles (%)	Limons (%)	Sables fins (%)	Gros sables (%)	
Sol Chêne vert	2	2	12	84	Sableuse
Chréa (SCC)					
Sol Platane Chréa	6	5	13	76	Sableuse
(SPC)					
Sol Chêne vert	4	2	19	75	Sableuse
Hamma (SCH)					
Sol Platane	3	3	19	75	Sableuse
Hamma (SPH)					

Le pourcentage des tamisât de diamètre compris entre 2mm et 0.08mm dans nos échantillons (SCC 96%, SPC 89%, SCH 94%, SPH 94%) dépasse de loin le pourcentage indiqué par la norme AFNOR et il est supérieur à 50%. Le sol analysé est par conséquent de prédominance sableuse.

Pour déterminer les pourcentages d'argile et de limon nous avons procédé par continuité de la courbe (**Annexe III**) qui donne des résultats à titre indicatif, les pourcentages d'argiles et de limons s'avèrent très faibles. Le taux de limons et d'argiles dans le SCC est de 2% pour chacun des éléments, pour le SPC le taux d'argile est de 5% et celui des limons est de 6%.

La texture de l'ensemble des sols étudiés d'après la classification des sols grenus selon la méthode LCPC (voir Annexe III) est sableuse.

Le type de sol diffère d'une zone à une autre, l'influence de ce paramètre sur l'absorption des métaux par les plantes, leur fixation par le sol ou passage dans les eaux souterraines est à prendre au cas par cas. Ainsi, les cultures poussant sur un sol à base de limon ou argile seront moins concentrées en éléments métalliques que celles poussant sur un sol sableux car la fraction la plus fine ayant une grande surface de contact retient plus d'éléments métalliques qui ne sont plus disponibles pour l'absorption par la plante ou au passage par percolation avec la solution du sol (**Ouali Alami et al, 2013**).

IV.1.3. Détermination de la conductivité électrique (CE) des sols étudiés :

Les valeurs moyennes de la conductivité électrique des sols étudiés sont regroupées dans le **tableau VI**.

Tableau VI: Conductivité électrique des sols étudiés

Sol étudié	SCC	SPC	SCH	SPH
Conductivité électrique	90	140	100	150
μS.cm ⁻¹				

Les résultats obtenus montrent que la conductivité électrique des sols étudiés varie entre 90 et $150~\mu\text{S/cm}$ d'où une conductivité faible à très faible, ce qui confirme la faible minéralisation de l'eau. Il faut noter que les divers rejets domestiques et industriels sont généralement riches en ions monovalents et divalents qui contribuent à élever la conductivité.

IV.1.4. Détermination du pH des sols étudiés

Les valeurs moyennes des pH des sols étudiés sont regroupées dans le tableau VII.

Tableau VII : pH des sols étudiés

Sol étudié	SCC	SPC	SCH	SPH
pH trouvé	6,14	7,66	7,81	7,66

Le pH de l'ensemble des zones étudiées est neutre à légèrement alcalin, il varie entre 7,66 à 7,81, excepte le sol SCC dont le pH légèrement acide avec une valeur de 6,14.

Cet état alcalin du pH peut être dû à la présence des carbonates dans le sol étudié, ces carbonates peuvent être un évier dominant pour les éléments de trace métallique dans le sol. En effet le Pb, Cd et le Zn ont une grande affinité pour les carbonates, de même le pH peut jouer un rôle important dans la solubilité et la rétention de ces métaux dans le sol. Les paramètres physico-chimiques influent la concentration des éléments métalliques et décident de leur transfert dans un support ou un autre. En effet, le pH faiblement à moyennement basique du sol limite la mobilité des métaux et favorise leur rétention par les particules du sol. (Begum, 2009).

IV.1.5. Teneurs en métaux lourds

Les sites de prélèvement ont été classés en deux groupes, en fonction des critères socioéconomiques :

- 1) Site rural : absence d'industries la source des métaux lourds, habitats dispersés c'est le cas du site du parc national de Chréa.
- 2) Site urbain : habitats concentrés, industrialisation moyenne c'est le cas du jardin d'essai d'El Hamma.

Les teneurs en métaux lourds mesurées dans les sols et les feuilles des deux stations sont regroupées dans le **tableau VIII**.

Tableau VIII: Teneurs en métaux lourds mesurées dans les sols et les feuilles

Métaux	$Cd (\mu g/g) \pm \sigma$	$Zn (\mu g/g) \pm \sigma$	Cu (μg/g) ±σ	Ni (μg/g) ±σ	Pb $(\mu g/g) \pm \sigma$
échantillon					
BS	N.D	0,738±0,06	N.D	N.D	N.D
BF	N.D	0,634±0,05	N.D	N.D	N.D
SCC	N.D	38,84±4,45	25,32±3,76	20,26±4,64	10,52±0,98
SPC	N.D	44,64±5,78	38,38±5,86	24,46±3,45	26,24±4,67
FCC	N.D	20,48±3,67	3,9±0,47	2,002±0,56	N.D
FPC	N.D	21,09±3,8	14,76±2,64	1,51±0,23	0,225±0,034
SCH	0,128±0,01	43,04±5,78	18,28±3,96	12,99±2,87	71,15±8,98
SPH	0,432±0,03	47,41±6,43	49,96±7,37	13,15±3,84	50,96±7,65
FCH	N.D	24,07±3,97	5,43±0,64	1,51±0,45	1,35±0,34
FPH	0,15±0,01	27,79±3,25	25,32±3,87	6,52±0,67	0,386±0,05
Norme OMS, 1989	02	300	100	50	100

ND: non-détecté

BF: blanc de l'expérience pour les feuilles

SPC: sol plante platane Chréa **FPC**: feuilles platane Chréa

SPH: sol plante platane El Hamma

FPH: feuilles platane El Hamma

BS: blanc de l'expérience pour le sol

SCC: sol plante chêne vert Chréa FCC: feuilles chêne vert Chréa

SCH: sol plante chêne vert El Hamma

FCH: feuilles chêne vert El Hamma

σ : écart type

Des différences notables sont observées dans les sols (SCH) pour le Pb (71,15 μ g/g à El Hamma contre 10,52 μ g/g au PNC (SCC) ; de même les teneurs en métaux lourds dans les sols du site protégé du parc national de Chréa qui se trouve au sein de la forêt, sont très faibles, excepté pour le Ni où la teneur est deux fois supérieure à celle du site urbain (24,4 μ g/g contre 13,15 μ g/g)

Le site urbain présente presque la même signature métallique par rapport au sol. Toutefois, on distingue quelques différences principalement dues aux spécialités industrielles divergentes de la périphérie urbaine, les éléments métalliques les plus symboliques sont le Pb dû au transport routier, le Cd dont la principale source est l'incinération de déchets et le chauffage résidentiel, le Ni qui provient principalement des industries de transformation de l'énergie

(production d'électricité) et de l'activité sidérurgiques. Les rejets de métaux observés proviennent certainement de la circulation des automobiles et les zones industrielles situées aux alentours.

En ce qui concerne les sols agricoles au terme d'investigations des impacts des contaminations métalliques sur ses deux sols, il a été constaté qu'au niveau du sol, la teneur en cuivre $(25,32-49,96\mu g/g)$ est inférieure à la norme fixée par l'OMS à $100~\mu g/g$, il en est de même pour le zinc $(38-47\mu g/g)$ dont la concentration demeure au-dessous de la valeur moyenne maximale admise $(300~\mu g/g)$. De même, le sol n'est pas riche en nickel, la teneur détectée $(12-24~\mu g/g)$ est inférieure à la teneur moyenne maximale tolérée par l'OMS $50\mu g/g$.

IV.1.5.1. Teneur en métaux lourds dans les feuilles des plantes étudiées :

Les analyses effectuées au cours de notre étude dans le cas des feuilles ont donné les fourchettes de valeurs suivantes en µg/g (ppm).

Cd: 0,12 à 0,43

Zn: 0,63 à 47,41

Cu: 03,9 à 49, 96

Ni: 01,51 à 24,46

Pb: 0,22 à 71,15

De même, nous remarquons que l'ordre en teneur métallique est respecté dans les quatre types de feuille.

FCC: Zn > Cu > Ni > Cd

FPC: Zn > Cu > Ni > Pb > Cd

FCH: Zn> Cu>Ni> Pb

FPH: Zn>Cu>Ni>Pb>Cd

En effet les valeurs des teneurs sont voisines pour les éléments Cd, Ni, et le Pb, par contre les deux éléments Zn et Cu présentent des teneurs nettement plus élevées que les trois éléments dosés, ces résultats expérimentaux sont en accord avec ceux rencontrés dans la littérature de **Tong-Bin et al (2005).**

La figure 15 représente les teneurs trouvées en Cd, Zn, Cu, Ni et Pb respectivement dans les feuilles.

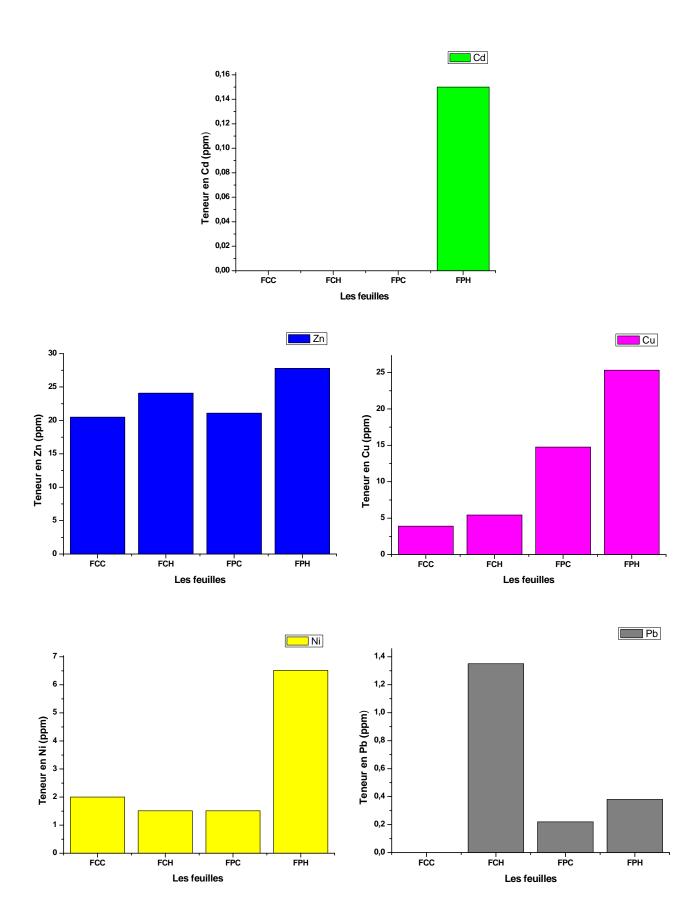


Figure 15 : Teneur en métaux lourds dans les feuilles étudiées

En effet, les concentrations en métaux lourds accumulés par les feuilles de platane et le chêne vert sont présentées dans la **figure 15**, à partir de laquelle nous pouvons constater que pour le cas des feuilles de platane, lisses et larges, situées dans le site urbain de jardin d'essai d'El Hamma, les teneurs en plomb, zinc et cuivre sont respectivement de : 0.38; 27.79 et 25.32 ppm ($\mu g/g$).

Il est à noter que nos valeurs de plomb trouvées au niveau des feuilles avoisinent celle de **Maatoug et al (2010),** ayant travaillé sur les feuilles de la plante de platane sur un site urbain au niveau de la wilaya de Tiaret avec des valeurs de Pb dont les valeurs sont de l'ordre de 0,30 à 0,35ppm.

Quant aux teneurs en zinc et cuivre, il s'avère que nos valeurs sont nettement supérieures Zn : 4,5 ppm et le Cu :0,05-0,15 ppm à celle trouvées par ces derniers.

IV.1.5.2. Teneur en métaux lourds dans les sols étudiés :

Les résultats montrent que la concentration de Cd est entre 0,12 et 0,43 μ g (du métal dosé)/g (sol), le Zn entre 38,84 et 47,14 μ g/g, le Cu entre 18,28 et 49,96 μ g/g, pour les éléments toxiques tel que le Pb entre 10,52 et 71,15 μ g/g, le Ni avec une concentration qui varie entre 12,99 et 24,46 μ g/g, le Cd entre 0,12 et 0,43 μ g/g (**tableau VIII**). Par ailleurs l'ordre de la concentration des métaux dans les sols se trouve inversé pour le Pb et le Ni entre le sol du site rural (parc national de Chréa site de référence) :

Zn> Cu>Ni> Pb>Cd pour le chêne vert

Zn> Cu>Pb> Ni>Cd pour le platane

Alors que dans le cas de site urbain (jardin d'essai d'El Hamma) dans les deux sols l'ordre est respecté : Pb>Zn> Cu>Ni>Cd, de même nous remarquons que la concentration en plomb est importante dans le cas du sol d'El Hamma avec une teneur de 50,96μg/g et 71,15μg/g alors qu'elle est de l'ordre de 10,52 et 26,24 μg/g dans le cas du site rural (PNC).

Les concentrations en Zn les plus faibles sont enregistrées dans le site de Chréa avec une valeur de l'ordre de 38,84 μ g/g, alors que les concentrations maximales sont observées dans le sol d'El Hamma avec une concentration de 47,41 μ g/g. Toutefois pour le cadmium la valeur maximale a été obtenue dans le sol d'El Hamma toujours avec 0,43 μ g/g. La différence des concentrations entre les deux sites rural et urbain est remarquable, en outre les concentrations en Ni les plus élevées sont enregistrées dans les sols du site rural (PNC) avec une valeur de 24,46 μ g/g, contrairement aux autres métaux.

En revanche nous observons que les teneurs du Cu, Cd, Ni et le Pb trouvées dans les sols étudiées sont en dessous de la norme fixée par l'OMS qui sont 2ppm pour le Cd, 100 ppm pour Cu, 50 ppm pour le Ni et 100 ppm pour le Pb. De même les teneurs en Zn dans les sols sont en dessous de la norme fixée par l'OMS (300 ppm) dans les deux sites.

Il faut noter que la teneur en cadmium Cd est souvent inférieure à la limite de détection de l'appareil en raison de la quasi-absence de ce métal dans le sol de Chréa.

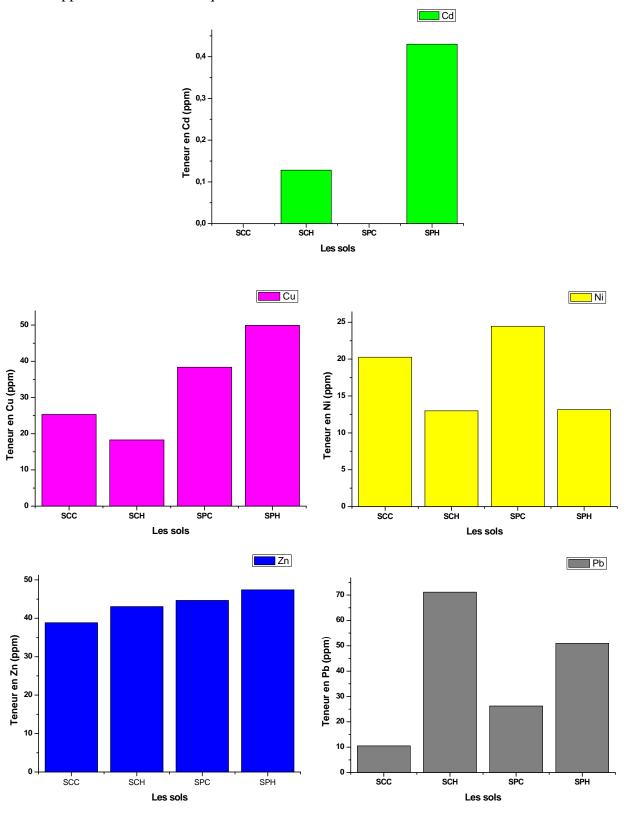


Figure16: Teneur en métaux lourds dans les sols étudiés

IV.1.6. Paramètres environnementaux :

IV.1.6.1. Cas de sol:

> L'indice de pollution (IP) :

La contamination par les métaux lourds à la surface environnementale est associée à l'ensemble des contaminants plutôt qu'un seul métal, l'indice de pollution (IP) est employé pour identifier la contamination multi-éléments qui résulte d'une augmentation de la toxicité métallique.

Les valeurs de l'indice de pollution calculé montrent que les sols du site urbain El-Hamma (SCH, SPH) sont plus pollués que les sols du site rural de référence (PNC : SCC, SPC) (Figure 17).

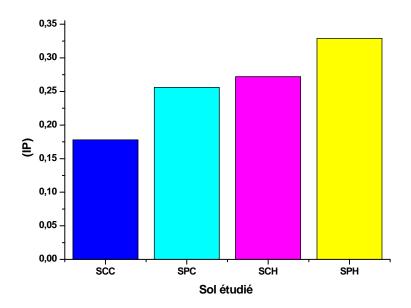


Figure 17 : L'indice de pollution des sols étudiés

En effet, dans le site urbain, les sols montrent une concentration élevée en plomb Pb (71 et 50 ppm) et en cadmium Cd (0,12 et 0,43 ppm)

\triangleright L'indice de géo-accumulation ($I_{g\acute{e}o}$)

Le **tableau IX** regroupe l'ensemble des valeurs de l'indice de géo-accumulation calculé au niveau de chacun des sols étudiés.

Ni Pb $\mathbf{I}_{g\acute{e}o}$ Cd Zn Cu SCC -1,46-1,63-4,22-1,34**SPC** -1,26 -3,95 -1,03 -0.02**SCH** -1,23-1,31-2,10-4,86 1,41 SPH 0,52 -1,17-0.65 -4.84 0,93

Tableau IX : L'indice de géo-accumulation calculé pour l'ensemble des sols étudiés

Le sol de site de référence (PNC) possède un indice de géo-accumulation $\mathbf{I}_{g\acute{e}o}<0$ pour l'ensemble des éléments étudiés, ce qui confirme que le sol n'est pas contaminé, alors que dans le cas du sol du site urbain nous remarquons que le sol n'est pas contaminé par les métaux Zn, Cu, et Ni, mais moyennement contaminé par le plomb dans le cas du sol SCH, de même le sol SPH se trouve non-contaminé à moyennement contaminé par le plomb et le cadmium.

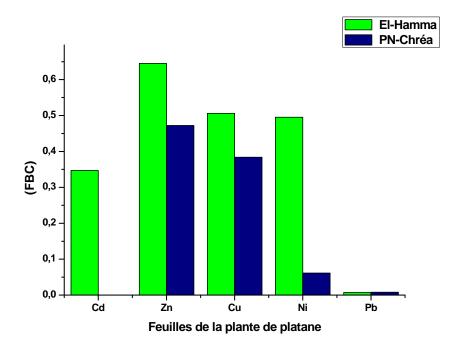
IV.1.6.2. Cas des feuilles

➤ Le Facteur de Bio-Accumulation (Bio-concentration) (FBC) :

Le facteur FBC qui représente le transfert des métaux lourds du sol vers les feuilles de chacune des espèces étudiées est présenté dans la **figure 18** pour le platane et pour le chêne vert.

Les valeurs du facteur de bioaccumulation des métaux lourds : Cd, Zn, Cu, Ni et le Pb sont dans la gamme 0-0,347, 0,472-0,64, 0,15-0,50, 0,06-0,49 et 0,007-0,019 respectivement. L'ordre croissant du facteur est Zn> Cu>Ni>Pb>Cd dans le cas du chêne vert et Zn> Cu>Ni>Cd>Pb pour le platane.

Nous remarquons que les valeurs du facteur sont importantes dans le cas de Zn, Cu, et Ni. Alors que dans le cas du Pb et le Cd la chaîne sol-plante-être humain est considérée comme l'une des issues pour l'exposition des êtres humains au sol contaminé. Dans notre étude le facteur de ces éléments Pb et le Cd est faible voir nul. Il faut signaler que dans le cas où le FBC≤1 la plante absorbe le métal mais ne l'accumule pas, alors que dans le cas où FBC>1 la plante est considérée comme bio-accumulatrice du métal considéré (Yang, 2005). À la lumière de ces résultats nous pouvons conclure que dans notre cas les deux plantes sont des espèces absorbantes et non pas bio-accumulatrices des métaux lourds.



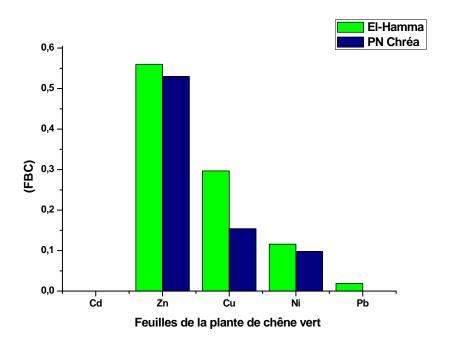


Figure 18: Facteur de bio-accumulation des métaux lourds dans les feuilles

IV. 2. Etude statistique

Nous avons effectué une analyse statistique, les résultats sont les suivants :

IV. 2. 1. Corrélation Feuilles/Sols

Tableau X : Corrélation Feuilles/Sols

Métal	\mathbb{R}^2
Cd	0,995
Zn	0,773
Cu	0,958
Ni	-0,525
Pb	0,919

Nous obtenons une forte corrélation positive des éléments Cd, Cu, Zn et Pb entre le sol et les feuilles des plantes, alors que dans le cas du Ni, une corrélation négative moyenne est observée. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par **Abulkashem et Bal ram (1999)** pour les éléments de Cu, Pb et Zn.

a. Corrélation des métaux lourds dans les feuilles :

L'étude statistique (**Tableau XI**) par la détermination de la corrélation entre différentes teneurs en métal étudié nous a permis de mettre en évidence :

Tableau XI: Corrélation des métaux lourds dans les feuilles (n=10)

	Cd	Zn	Cu	Ni	Pb
Cd	1				
Zn	0,883	1			
Cu	0,874	0,719	1		
Ni	0,995	0,851	0,842	1	
Pb	-0,115	0,363	-0,215	-0,173	1

- des corrélations positives fortes dans le cas des paires Cd-Ni (0,99), Cd-Cu (0,87), Cd-Zn (0,88), Ni-Zn (0,85), Ni-Cu (0,84)
- une corrélation positive moyenne dans le cas de la paire Cu-Zn (0,72)
- une corrélation positive faible dans le cas de la paire Zn-Pb (0,36)

b. Corrélation des métaux lourds dans les sols :

Tableau XII: Corrélation des métaux lourds dans les sols (n=10)

	Cd	Zn	Cu	Ni	Pb
Cd	1				
Zn	0,748	1			
Cu	0,634	0,761	1		
Ni	-0,748	-0,327	0,03	1	
Pb	0,542	0,522	-0,106	-0,807	1

Nous avons observé des corrélations:

- positives fortes dans le cas de la paire Cu-Zn (0,76)
- positives moyenne : cas de Zn-Cd (0,74), Cu-Cd (0,63), Pb-Cd (0,54), et la paire Pb-Zn(0,52)
- négative dans le cas des paires Ni-Cd, Ni-Zn, Ni-Pb et Pb-Cu

Une forte corrélation existe entre le zinc et le cuivre, en effet ces deux éléments sont des indicateurs d'un apport anthropique de métaux lourds issus des activités industrielles et urbaines. De même l'influence de l'urbanisation, l'industrialisation et de l'évolution démographique est certaine pour les concentrations métalliques observées dans cette étude.

La bonne corrélation entre le cuivre et le zinc témoigne d'une origine commune de ces deux éléments. Le cuivre et le zinc font partie des principaux micropolluants des écosystèmes, provenant essentiellement des activités agricoles, industrielles et portuaires (Henry et al, 1989; Pena et Picot, 1991).

À la lumière de ces résultats nous pouvons déduire que dans le cas des feuilles, le Ni est fortement corrélé aux cuivre, zinc, et Cd, par ailleurs des corrélations positives ont été enregistrées entre le plomb et le cadmium ainsi qu'entre le plomb et le zinc. En effet les corrélations positives fortes observées entre les éléments dans la surface du sol suggère une source commune pour l'origine de ces métaux tel que le trafic routier.

Conclusion générale

Le but du présent travail est d'étudier le comportement de deux espèces arborées, au sein du jardin d'essai d'El Hamma, vis-à-vis de certains métaux lourds ainsi que leur pouvoir bioaccumulateur afin de décontaminer le sol et constituer entre autre un perpétuel écran protecteur pour les diverses espèces se trouvant à l'intérieur du jardin.

La détermination des teneurs en métaux lourds (Pb, Zn, Cu, Ni et Cd) dans le sol et les feuilles des deux arbres, le platane et le chêne vert, prélevées dans la zone urbaine (jardin d'essai d'El Hamma à Alger) et rurale (parc national de Chréa à Blida), nous a permis d'estimer les retombées métalliques d'origine routière. Le dosage des teneurs en métaux lourds, dans les végétaux sélectionnés, permet d'avoir une indication relative d'un éventuel risque présenté par ces polluants.

Les résultats trouvés montrent que, dans le cas des feuilles de platane, les teneurs en plomb, en nickel et en cadmium sont, respectivement, de l'ordre de 0,38, 6,52 et 0,15 ppm contre 0,22, 1,51 et 0 ppm dans le site référence. En revanche, des concentrations en cuivre et en nickel moyennement faibles ont été enregistrées dans le cas des feuilles de chêne vert, et des valeurs moyennes pour l'ensemble des sites sont respectivement de 5,43 et 1,51 ppm contre 3,9 et 2,00 ppm dans les sites témoins. On a constaté que les feuilles de platane accumulent d'avantage le zinc que le cuivre. Pour le chêne vert, le niveau d'accumulation du plomb est plus important que celui des feuilles du platane.

Des corrélations fortes sont observées entre les résultats apportés par les feuilles et ceux apportés par les sols.

L'indice de géo-accumulation prouve que le site urbain de jardin d'essai est moyennement contaminé par les deux éléments plomb et cadmium. Alors que le facteur de bio-accumulation trouvé pour les deux types de plantes laisse supposer que ces deux plantes sont des espèces absorbantes des métaux lourds est non pas bio-accumulatrices. Cependant, l'utilisation des plantes en l'occurrence des feuilles de platanes associées à des sols peut être fort utile pour mettre en évidence des niveaux extrêmes de pollution et contrôler son évolution.

Il nous est aussi possible de déduire que ces espèces vu leur taille et leur emplacement contribuent à protéger les espèces qu'elles entourent puisque elles retiennent une quantité des polluants émise dans l'air. Mais leur utilisation en phytoremédiation des sols ne semble pas être un bon choix vu leur faible pouvoir bio-accumulateur.

Ces résultats confirment aussi l'intérêt de l'utilisation des feuilles des végétaux comme bio-indicateurs de la contamination d'origine atmosphérique. Ces méthodes biologiques contribuent à une évaluation des risques sanitaires pour les végétaux car elles permettent de mieux identifier les zones potentiellement exposées à la pollution de l'air. Ces observations confirment également la nécessité de réduire les émissions polluantes issues du trafic routier par le renouvellement du parc automobile, l'amélioration du réglage de la combustion des moteurs et l'utilisation de carburants moins polluants.

Références bibliographiques

- **Abulkashem M.D et Bal ram S. 1999.** Heavy metal contamination of soil and vegetation in the vicinity of industries in Bangladesh. *Water, air and soil pollution*.p 115,347-361.
- Ali H., Khan E et Sajad M. A. 2013. Phytoremediation of heavy metals: Concepts and applications. *Chemosphere*. Num 91. pp. 869–881.
- An-Najjar L H.H et Ismaïl S. 1984. Etude de quelques caractéristiques technologiques de bois de Platane d'Orient en culture irriguée à Ninive (Irak). *Revue Irakienne des Sciences Agricoles* (Zanko), Vol.2, n° 2, pp. 84 89.
- Antonovics J., Bradshaw A.D et Turner R.G. 1971. Heavy metal tolerance in plants. *Advances in Ecological Research*. 7, pp.1–85.
- **Babacar M. 1998**. La diffusion des métaux lourds autour du site des Chènevières (Genève. Visualisation des mesures sur la feuille de chêne. Ed OFEFP. 54 p.
- **Bagnouls F et Gaussen H. 1953.** Saison sèche et indice xérothermique. *Bull. Soc. Hist. Nat.* Toulouse. 88. pp.193-239.
- Baize D. 1988. Guide des analyses courantes en pédologie. Ed INRA. Paris.
- Baker A.J.M., Mc Grath S.P., Reeves R. Det Smith J.A.C. 2000. Metal hyper accumulator plants : Ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. <u>In</u>: Bañuelos G and Terry N (eds) Phytoremediation of contaminated soil and water. CRC Press LLC. USA. pp. 85–108.
- Baker A.J.M et Walker P.L. 1989. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants,
 In: Heavy metal tolerance in plants Evolutionary aspects. Shaw A. Ed. CRC Press,
 pp. 155-177.
- Barry J.P., Celles J.C et Faurel L. 1976. Notice de la carte internationale du tapis végétal et des conditions écologiques. Feuille d'Alger au 1/1.000.000. C.R.B.T. Alger. 42p.
- Begum A., Ramalah M., Khan I et Veend K. 2009. Heavy metal pollution and chemical profile of couvery river water. *E- Journal of chemistry* 6 (1), pp. 47-52.
- Ben Ghnaya A., Gilbert C., Ben Hamida J., et Branchard M. 2006. Phytoremediation: apport de la sélection *in vitro* pour l'obtention de Colza (Brassicanapus L.) tolérant aux métaux toxiques. *Geo-Eco-Trop.* 30.2: pp. 69-86.
- **Bichard D. 1982.** Relation entre quelques paramètres édaphiques de la productivité du chêne vert au luberon. Ecologia medeterranea. VIII(4): pp. 131-142.

- Bliefert C et Perraud R. 2009. Chimie de l'environnement : air, eau, sol et déchets. 2^{ème} édition. Ed. Boeck. Bruxelles. p478.
- **Bock B et al. 2014.** *In. TelaBotanica*. (http://www.tela-botanica.org/bdtfx-nn-50152-synthese).
- Bouderba N., Meflah N et Radi N. 2004. Utilisation de la proline chez Xanthoria parietina, comme biomarqueur de la pollution atmosphérique: cas de la région algéroise. Mémoire d'ingéniorat d'état. USTHB, Alger, 43 p.
- **Boudy P. 1952.** Guide du forestier en Afrique du Nord-Paris. Maison Rustique 509, 94 p.
- **Bourrelier P.H et Berthelin J. 1998.** Contamination des sols par les éléments-traces : les risques et leur gestion. *Rapport n° 42 de l'Académie des sciences*, Tec & Doc. p 565.
- Chamel A et Gambonnet B. 1988. Role of the Cuticle of Plants in the transfer of xenobiotics in Environment. pp 671-677. *In* .1988. *Air Pollution and Ecosystems*. *Grenoble*. Ed. Mathy. Grenoble. 979 p.
- Clemens S., Palmgren M.G et Kräner U. 2002. A long way ahead: understanding and engineering plant metal accumulation. Trends in Plant Science 7: pp. 309-315.
- **Dabouineau L., Lamy Y et Collas P. 2005.** Phytoremédiation et phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. Ces plantes qui dépolluent. 9p.
- **Dahmani M. 1984**. Contribution à l'étude des groupements de chêne vert des monts Tlemcen (Ouest algérien). Approche phytosociologique et phytodynamique des peuplements. Thèse de doctorat. 3^{ème} cycle. Univ. H. Boumediene. Alger. 238 p.
- Deletraz G. 2000. Géographie des risques environnementaux liés aux transports routiers en montagne. Incidences des émissions d'oxydes d'azote en vallées d'Aspe et de Biriatou (Pyrénées). Thèse de Doctorat. Université de Pau et des Pays de l'Adour. Institut de recherchesur les sociétés et l'aménagement. 564 p.
- Delmas-Gadras C. 2000. Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dansun sol et un sédiment en domaine routier. Thèse de doctorat de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, spécialité chimie et microbiologie de l'eau.191 p.
- Dobson A. P. 1995. Conservation and biodiversity. New York: Scientific American Library.

- **Ducellier L. 1911.** Étude phytogéographique des dunes de la baie d'Alger. *Rev. Gén. Bot.*, 23, pp. 272-321.
- **Emberger L. 1955.** Une classification biogéographique des climats. *Rev. Trav.Labo. Géol. Zool., Fac. Sci.* Montpellier. 7, pp. 3-49.
- **ErakhrumenA et Agbontalor A. 2007.** Review Phytoremediation: an environmentaly sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries," *Educational Research and Review*, vol. 2, no. 7, pp. 151–156.
- Erdei L., Mez osi G., M'ecs I., Vass I., Foglein F et Bulik L. 2005. "Phytoremediation as a program for decontamination of heavy-metal polluted environment". In: Proceedings of the 8th Hungarian Congress on Plant Physiology and the 6th Hungarian Conference on Photosynthesis.
- Faurel L. 1947. Note sur la cédraie de l'Atlas de Blida (Algérie), ses sols et ses associations végétales ; Comptes rendus de la conférence pédagogique médit ; Alger-Montpellier ; pp. 474-480.
- Forbes V.E. et Forbes T.L. 1997. Ecotoxicologie théorie et application. Ed. INRA, Paris, 68p.
- Fournier P. 1961. Les quatre flores de France. Paul Le chevalier, Paris.
- Gamaly E. G., Rode A. V., Luther-Davies B et Tikhonchuk V.T. 2002. Ablation of solids by femtosecond lasers: Ablation mechanism and ablation thresholds for metals and dielectrics. Phys. Plasmas, 9: pp. 949-957.
- Gaur Adholeya A. 2004. Prospects of arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of heavy metal contaminated soils. *Current Science*, vol. 86, no. 4, pp. 528–534.
- **Haichour R. 2009.** Stress thermique et limite écologique du chêne vert en Algérie. Thèse Magister.Univ. Mentouri Constantine, 139 p.
- Halimi A., 1980- L'Atlas Blideen: climats et étages végétaux. Ed. O.P.U, Alger, 523p.
- **Hebrard-Labit** C **et Meffray** L. **2004.** Comparaison de méthodes d'analyse des éléments traces métalliques (ETM) et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sur les sols et les végétaux. Guide technique. CETE Nord Picardie.
- Henry J.L., Mac Gibbon, Davis S., Mackay G.R.M et Moldan G.S. 1989. Heavy
 metals, carbon, and hydrocarbons in sediment of table Bay Harbour. Special report.
 Republic of South Africa. Department of Environment Affairs. SEA Fisheries
 Research Institute, pp. 1-26.

- **Ibeanusi V.M. 2004.** Denise Antonia Grab In collaboration with Larry, Jensen Stephen Ostrodka—Environmental Protection Agency. Radionuclide Biological Remediation Resource Guide, U. S. Environmental Protection Agency,
- Kabata-Pendias A et Pendias H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. 2^{ème} edition CRC Press. USA.
- Kabata-Pendias A et Pendias H. 2001. Trace elements in soil and plants, CRS press.
- **Khodadoust A. P., Reddy K. R et Maturi K. 2004.** Removal of nickel and phenanthrene from kaolin soil using different extractants. *Environmental Engineering Science*. vol. 21, no.6, pp 691–704.
- Ladislas S., El Mufleh A., Gerente C., Chazarenc F., Andres Y et Bechet B. 2012. Potential of aquatic macrophytes as bioindicators of heavy metal pollution in urban storm water runoff. *Water Air Soil Pollut*. 223, pp. 877–888.
- Lagadic L., Caquet TH., Amiard JC et Ramade F. 1997.Biomarqueurs en écotoxicologie aspects fondamentaux. Ed. Masson. Paris. 426p.
- Ledant J.P. 1975. Essences forestières Algériennes indigènes et exotiques. Inst. Nati.
 Agr. Alger. 129 p
- Lepp N.W., Puckett K.J et Burton M. 1981. Effect of heavy metal pollution on plants: the effect of trace element on lower plants. Vol II. Effect of trace metals in plant function. Applied science publishers. London. 352p.
- **Leveque C et Mounolou J.C. 2001.**Biodiversité : Dynamique et conservation, Ed. Dunod. Paris. p 202, 203, 206.
- Levesque L. 1979.Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales Fer, Aluminium, Manganèse, Molybdène, Vanadium, Titane; Rapport n°2. AFEE. Paris. pp 78-101.
- Maatoug M., Medkour K., Ait Hammoun et Ayad N. 2010. Cartographie de la pollution par le plomb d'origine routière à l'aide de la transplantation d'un lichen bioaccumulateur Xanthoria parietina dans la ville de Tiaret (Algérie). *Pollution atmosphérique*. N° 205.
- Macnair M.R., Tilstone G.H et Smith S.E. 2000. The genetics of metal tolerance and accumulation in higher plants. <u>In</u>: Phytoremediation of Contaminated Soil and Water(eds. Terry N., Banuelos G., Vangronsveld J.), CRC Press, Boca Raton, pp. 235-250.
- Maire R. 1926. Notice de la carte phytoécologique de l'Algérie et de la Tunisie.
 Gouv. Gen. Serv. Cart. Alger. 78 p.

- Mathieu C., Pieltain F., Asseline J., Chossat J. C et Valentin CH. 1998. Analyse physique des sols, méthodes choisies. Ed. Lavoisier TEC et DOC. Paris. 251p.
- Moussi S et Igueni H. 2014. Analyse des métaux lourds dans le sol : Etude de l'influence de différentes méthodes d'extraction. Mémoire de master. UMB, Boumerdes. 88 p.
- Mukhopadhyay S et Maiti S.K. 2010. Phytoremediation of metal enriched mine waste: *Global J. Environ. Res.* 4, pp. 135–150.
- Nahal I et Rahme A. 1 990.Le Platane d' Orient (*Platanus orientalis* L.) dans la région du Proche Orient. Forêt méditerranéenne. Tome XII. n ° 2. 120 p.
- OMS, 1989. La fixation de normes en matière d'environnement. Genève. suisse. 101p.
- Ouali Alami F.Z., El abidi A., Mouhir L., Fekhroui M et El Morhit M. 2013.
 Evolution de la contamination par le Cadmium, le Zinc et le Plomb du sol da la Région de Rabat-salé-Zemmour-Zaêr (Maroc). Science lib Editions Mersenne:
 Volume 5. N°130305. 13p.
- **Ouyahya M. 1982.**Etude de la multiplication et des rythmes de croissance de *Quercus ilex* L. (Chêne vert). Mémoire. Ing. Agr. INA- El Harrach. 82 p.
- **Pearson R.G. 1963.**Physical and inorganic chemistry: hard and soft acids and bases, L.Am. Chem.Soc.85. pp 3533-3539.
- Pehlivan E., O" zkan A. M., Dinc S et Parlayici S. 2009. Adsorption of Cu²⁺ and Pb²⁺ ion on dolomite powder. *Journal of Hazardous Materials*. vol. 167, no. 1–3, pp 1044–1049.
- **Pena G et Picot B. 1991.**Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne: l'étang de Thau. *OcéanologicaActa.*, **14** (5): pp 459-472.
- Perry M.D., Stuart B. C., Banks P.S., Feit M.D., Yanovsky VetRubenchik A.M.
 1999. Ultra-short pulse laser machining of dielectric materials. J. Appl. Phys., 85: pp 6803-6810.
- Peterson A.R., Phillips O.Let Williams S.E. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*. 427:pp 145-148.
- **Prabha K Padmavathiamma et Loretta Y.Li. 2007**. Hyper-accumulation Metals in Plants. *Water Air Soil Pollut*. 184, pp.105–126.
- **Prasad M. N. V et De Oliveira Freitas H. M. 2003.**Metal hyperaccumulation in plants—biodiversity prospecting for phytoremediation technology, *Electronic Journal of Biotechnology*, vol. 6, no. 3. pp. 110–146.

- **Prasad M.N.V et Hagemeyer J. 1999**. Heavy metal stress in plants. From molecules to ecosystems. Springer. 401 p.
- Quezel P. 1976. Les forêts du pourtour méditerranéen, in ; (eds) "Forets et maquis méditerranéen" Ecologie, conservation et amenagement Notes technique du MAB. pp. 9-33.
- Rafati M., Khorasani N., Moattar F., Shirvany A., MoraghebiF et Hosseinzadeh
 S. 2011. Phytoremediation potential of *Populus alba* and *Morus alba* for cadmium, chromuim and nickel absorption from polluted soil. Int. J. Environ. Res. 5, pp. 961–970.
- Rahali M. 2003. Etude de la pollution plombique et globale dans la région d'Alger, en utilisant les lichens comme indicateurs biologiques. Thèse de doctorat d'état. Institut national d'agronomie. Alger. 302 p.
- Rakhshaee R., Giahi M et Pourahmad A. 2009. Studying effect of cell wall's carboxyl-carboxylate ratio change of *Lemnaminor* to remove heavy metals from aqueous solution," *Journal of Hazardous Materials*, vol. 163, no. 1. pp. 165–173.
- Ramade F. 1982- Ecologie appliquée, action de l'Homme sur la biosphère. Ed. Mc Graw- Hill. Paris. 556p.
- Ramade F.1995. Elèments d'écologie. 4ème édition. Ed. Ediscience international, Paris. 361p.
- Ramade F. 2005. Elements d'Ecologie : Ecologie appliquée. Ed DUNOD. Paris. 864p.
- Ramade F. 2008. Dictionnaire Encyclopédique des sciences de la nature et de la biodiversité. Ed DUNOD. Paris. 760 p.
- Robert M et Juste C. 1999. Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. <u>In</u>
 Club CRIN Environnement et Ministère de l'environnement. Spéciation des métaux dans le sol. Paris: CRIN.
- Roy S., Labelle S et Mehta P. 2005. "Phytoremediation of heavy metal and PAH-contaminated brownfield sites," *Plant and Soil*. Vol. 272, no. 1-2. pp 277–290.
- Rufus L.C., Minnie M., Yin M.L., Sally L.B., Eric P.B., Scott-Angle J., et Alan J.M.B., 1997. Phytoremediation of soil metals. Current Opinion in Biotechnology 8. pp 279-284.
- Salt D.E., Smith R.D. et Raskin I. 1998. Phytoremediation. Plant Physiol. Plant Mol.Biol. 49, pp. 643–68.

- Sauvage CH. 1961.Recherches botaniques sur les subéraies marocaines. *Trav. Inst. Sci. Cherifien Bot.* 462p.
- Sekara A., Poniedzialeek M., Ciura J et Jedrszczyk E. 2005. Cadmium and lead accumulation and distribution in the organs of ninecrops: implications for phytoremediation. Pol. J. Environ. Stud. 14, pp. 509–516.
- **Singh S. 2012**. Phytoremediation: asustainable alternative for environmental challenges. Int. J. Gr. Herb. Chem. 1, pp.133–139.
- Stassen G.1978. Recherches et techniques au service de l'environnement. Ed. CEBEDOC.
- Tong-Bin C., Yuan-ring Z., Mei L., Ze-Chum H., Hong-Tao W., Huang C., Ke F., Ke Y., Xido W et Qin-Zheng T. 2005. Asssessement of heavy metal pollution in surface soils of urban Parks in Beijing, China, chemosphere 60, pp.542-551.
- **Tremel-Schaub A et Feix I. 2005.** Contamination des sols : transfert des sols vers les plantes. EDP Sciences, ADEME éditions. France, 407 p.
- **Vishnoi S.R et Srivastava P.N. 2008**. Phytoremediation-green for environmental clean. In: The 12th World Lake Conference, pp. 1016–1021.
- Wang Q. R., Cui Y. S., Liu X. M., Dong Y. T et Christie P. 2003. Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. J. Environ. Sci. Health Part AToxic/ Hazard. Subst. Environ. Eng. 38, pp. 823-838.
- Wilson B et Pyatt F.B. 2007. Heavy metal bioaccumulation by the important food plant, *Olea europaea* L., in an ancient metalliferous polluted area of Cyprus. Bull. Environ. Contamin. Toxicol. 78, pp390–394.
- Wilson E.O. 1992. The diversity of life. Belknap Press, Cambridge, Mass.
- Yang X., Feng Y., He Z et Stoffella P. J. 2005. Molecular mechanisms of heavy metal hyperaccumulation and phytoremediation. Journal of traces elements in medicine and biology 18. pp. 339- 353.
- Yoon J., Cao X., Zhou Q et Ma L.Q. 2006. Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. Sci. Total Environ. 368, pp.456–464.
- **Zhao Q et kaluarachchi J. J. 2002.** Risk assessment at hazardous wastecontaminated sites with variability of population characteristics. Environment International. Vol. 28. No. 1-2. pp. 41-53.
- Zhuang P., Yang Q., Wang H., Shu W., 2007- Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. Water Air Soil Pollution. 184 pp. 235–242.

Annexe I:

Tableau XIII: Matériels et réactifs utilisés

Réactifs	Matériels
Eau distillée	- Spectromètre d'absorption atomique (SAA)
HNO ₃ à 65%	de type Varian 110
H ₂ SO ₄ à 95%	-Agitateur
HCl concentré à 37%	-Balance max (3kg)
H ₂ O ₂ à 30%	-Balance de précision max (220 g)
	- Vibro-tamis
	-Tamis
	-Réfrigérant
	-Etuve à 105°C
	-Conductimètre de type Hanna EC 214.
	- pH mètre de type : Hanna pH 210
	-Ballon rodé 250 ml
	-Fiole jaugée de 50 ml
	-Cristallisoire 250 ml
	-Tarière hollandaise
	-Moulin en inox (moulinex)



Figure 19: Dispositif de l'extraction des métaux lourds à reflux





Figure 20 : Vibrateur et série de tamis

Annexe II:

Tableau XIV: Températures moyennes mensuelles et annuelles de la station d'El Hamma pour la période 1983 à 2008

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec	Année
M(°C)	16,5	16,7	18	20	22	25,1	28,2	29,1	27,3	24,6	20,4	17,5	22,12
m(°C)	10,7	11	12,2	14	16,6	19,7	22,5	23,5	21,9	18,9	14,7	12	16,47
T moy(°C)	13,6	13,85	15,1	17	19,3	22,4	25,35	26,3	24,6	21,75	17,55	14,75	19,29

T moy: température moyennes mensuelles en degrés Celsius.

M: température maximale des mois les plus chauds en degrés Celsius.

m: température minimale des mois les plus froids en degrés Celsius.

Tableau XV: température moyenne mensuelle fois deux d'El Hamma pour la période de 1983 à 2008

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec
2*T	27,2	27,7	30,2	34	38,6	44,8	50,7	52,6	49,2	43,5	35,1	29,5
moy												

Tableau XVI: Les précipitations mensuelles et annuelles d'El Hamma pour la période de 1983 à 2008

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec	Année
P(mm)	70,7	63,3	56,4	33,8	40,8	6,3	3,9	6,2	29,6	48,6	99,9	110,2	569,7

Tableau XVII: Température moyennes mensuelles et annuelles en (°C) de Chréa

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec	Année
M(°C)	5,6	6,2	7,6	11,9	16	20,8	26	26,3	22,3	14,9	10	6,3	14,5
m(°C)	0,4	0,4	2,4	4,2	9,4	12,4	17,6	18,1	14,3	7,9	3,8	1,1	7,6
T moy(°C)	3	3,3	5	8	12,7	16,6	21,8	22,2	18,3	11,4	6,9	3,7	11,08

Tableau XVIII : Répartitions mensuelles et annuelles des précipitations (mm) de la station de Chréa

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec	Année
P	135	115	150	170	78	27	6	15	56	137	160	153	1202
(mm)													

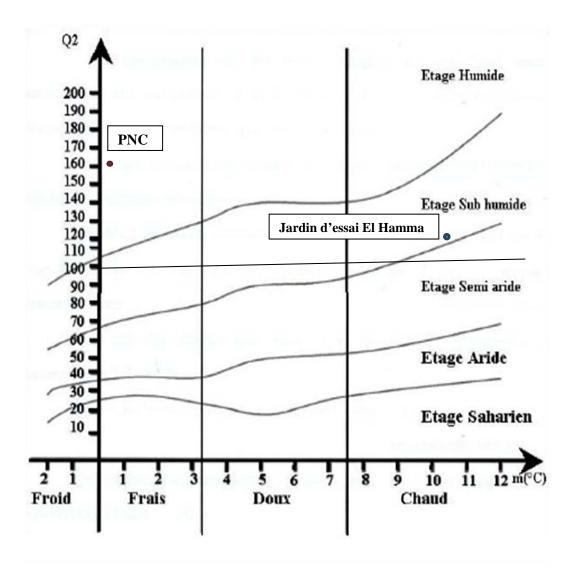


Figure 21 : localisation des stations sur le climagramme d'EMBERGER

P est la pluviosité moyenne annuelle en millimètres.

M est la moyenne des maximums thermiques du mois le plus chaud en degrés Kelvin.
m est la moyenne des minimums thermiques du mois le plus froid en degrés Kelvin.

 \mathbf{Q}_2 : quotient pluviothermique d'EMBERGER de la zone.

 \mathbf{Q}_{2} El Hamma = 105,65

 $Q_{2 \text{ PNC}} = 161,98$

Annexe III:

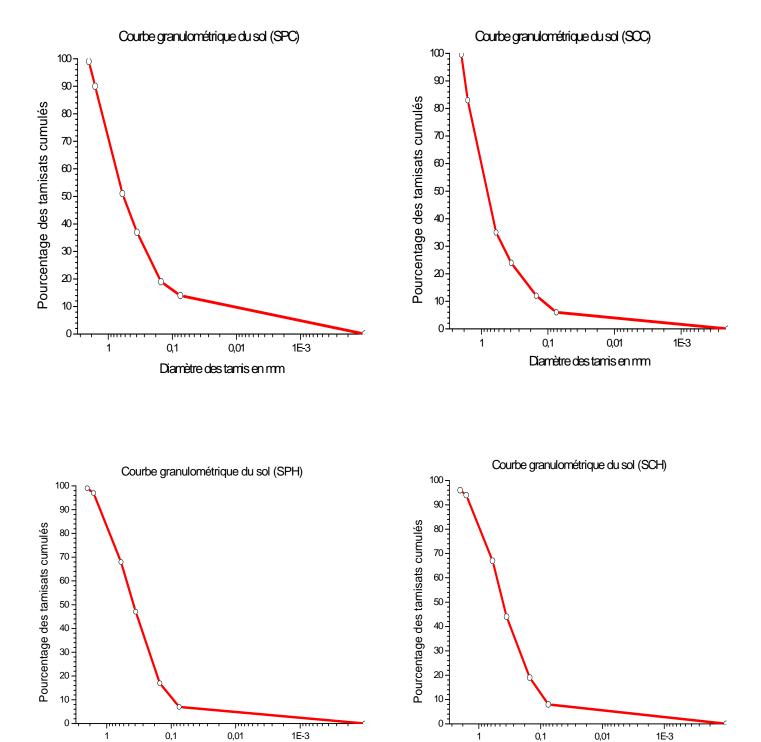


Figure 22: Courbe granulométrique des sols étudiés

Diamètre des tamis en mm

Diamètre des tamis en mm

Tableau XIX: Classification des sols grenus selon la méthode LCPC.

	Classification des sols grenus plus de 50 % des éléments ont un diamètre > 0.08 mm						
	nents m on m	le 5 % lents mm	Sb (SW)	Cu > 6 1 < Cc < 3	Sable propre Bien gradué		
sables	Plus de 50 % des éléments de diamètres> 0.08 mm on un diamètre < 2 mm	Moins de 5 % d'éléments < 0.08 mm	Sm (SP)	Une des conditions de Sb non satisfaite	Sable propre Mal gradué		
sak	de 50 % umètres; diamèt	s 12 % nents 8 mm	SL (SM)	Limites d'atterberg en dessous de la ligne A	Sable Limoneux		
	Plus c de diz un	Plus de 12 % d'éléments < 0.08 mm	SA (SC)	Limites d'atterberg en dessus de la ligne A	Sable Argileux		
	5 % < (Lorsque le % d'élément > 0.08 mm) < 12 % , on utilise deux symboles exemple (SM-SA ,Gm-GL)						

Annexe IV:

Tableau XX: les espèces adjacentes des espèces étudiées au niveau du jardin d'El Hamma

Les espèces pour le chêne vert	les espèces pour le Platane
Acanthus mollis	Acanthus mollis
Achyranthes aspera	Tamus communis
Ruscus hypophyllum	Olea europaea
Tamus communis	
Laurus nobilis	
Parietaria officinalis	
Quercus aegilops	
Urtica dioica	
Phytolacca dioica	
Espèces de Graminés indeterminée	