



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Ibn Khaldoun –Tiaret–
Faculté Sciences de la Nature et de la Vi
Département Sciences de la Nature et de la Vie

Mémoire de fin d'études

En vue de l'obtention du diplôme de Master académique

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences biologiques

Spécialité : Ecologie fondamentale et appliquée

Présenté par :

NEZIHA SOUMIA

Thème

**Phytoremediation des boues d'usine
de senmetal de la ville de Tiaret.**

Soutenu publiquement le 30/09/2020

Jury:	Grade
Président: Mme. CHAFAA Meriem	MCA
Examineur : Mr. BOUSSOUM Ouidir Mohand	MCA
Encadrant: Mme. SOUDANI Leila	MCB
Co-encadrant: Mr. BENCHOHRA Maamar	MCA

Année universitaire 2019-2020

Remerciement

Je remercie mon bon dieu tout puissant, qui j'ai tracé le chemin de mon vie, et qui j'ai permis de réaliser ce modeste travail.

Je remercie Mme SOUDANI LEILA, pour ses précieux conseils tout au long de mon travail.
Je tiens à remercier toute l'équipe du laboratoire de «sciences des eaux et des sols » de l'Université Ibn Khaldoun de Tiaret.

Je remercie Mme CHAFAA MERIEM à université de Tiaret, pour son désir d'accepter la présidence du jury, et pour sa compétence et gentillesse.

J'exprime également ma gratitude à Mr BOUSSOUM OUIDIR MOHAND à université de Tiaret, car il accepté d'examiner ce travail.

Enfin, je remercie tous ceux qui ont contribué à la réalisation de ce mémoire.

Dédicace

Mon cher père et ma chère mère pour leur soutien moral, leur amour et leur sacrifice pour moi.

Mes très chères sœurs et mes très chers frères

Mes proches et mes amies

Et à tous les enseignants qui ont contribué à ma formation, qu'ils veuillent trouver ici, l'expression de ma profonde gratitude.

Résumé

Le but de ce travail est l'étude de la possibilité de décontaminer un sol pollué prélevé de la fonderie (ALFET) de ville de Tiaret, par la plante hyper-accumulatrice tournesol (*Helianthus annuus*), plus, d'étudier la caractérisation physico-chimique du sol pour mieux connaitre, en point de vue des éléments fertilisants, ainsi que l'interaction entre le sol et l'espèce. Mais à cause de la répression de corona virus, nous n'avons pas pu terminer notre étude et donc, les résultats obtenus ne sont pas suffisants pour montrer que le sol prélevé de la fonderie peuvent être dépolluées par la phytoremédiation avec le tournesol ou non. . Dans ce cas, nous avons décidé de sélectionner des études similaires et de profiter de leurs résultats, à travers lesquels nous jugeons la validité de l'hypothèse que nous avons présentée au début de notre travail. Les études similaires indiquent que le tournesol à haute biomasse a éliminé efficacement le plomb et démontre une plante potentielle appropriée pour le nettoyage de l'environnement pollué par les métaux Pb et Cd.

Mots clés : Phytoremédiation, tournesol, éléments trac métalliques, sol pollué, fonderie (ALFET), Tiaret.

summary

The aim of this work is the study of the possibility of decontaminating a polluted soil taken from the foundry (ALFET) of the town of Tiaret, by the hyper-accumulating sunflower plant (*Helianthus annuus*), more, to study the physical characterization- chemical of these sands to better understand, in terms of fertilizing elements, as well as the interaction between the soil and the species. But because of the repression of the corona virus, we could not finish our study and therefore, the results obtained are not sufficient to show that the sands taken from the foundry can be cleaned by phytoremediation with sunflower or not. . In this case, we decided to select similar studies and take advantage of their results, through which we judge the validity of the hypothesis that we presented at the beginning of our work. Similar studies indicate that the high biomass sunflower effectively removed lead and demonstrates a suitable potential plant for cleaning up the environment polluted with the metal Pb and Cd.

The key words: Phytoremediation, sunflower, metallic trac elements, polluted soil, foundry (ALFET), Tiaret.

ملخص

الهدف من هذا العمل هو دراسة إمكانية تطهير التربة الملوثة المأخوذة من مسبك في مدينة تيارت بواسطة نبات دوار الشمس شديد التراكم، بالإضافة إلى دراسة التوصيف الفيزيائي- المواد الكيميائية لهذه التربة لفهم أفضل، من حيث المكونات، وكذلك التفاعل بين التربة والأنواع. لكن بسبب قمع فيروس كورونا ، لم نتمكن من إنهاء دراستنا وبالتالي فإن النتائج التي تم الحصول عليها ليست كافية لإثبات أن التربة المأخوذة من المسبك يمكن تنظيفها بالمعالجة النباتية باستخدام عباد الشمس أو لا. في هذه الحالة قررنا اختيار دراسات مماثلة والاستفادة من نتائجها و التي نحكم من خلالها على صحة الفرضية التي قدمناها في بداية عملنا. اشارت الدراسات المماثلة إلى أن كتلة عباد الشمس عالية الكتلة الحيوية تزيل الرصاص بشكل فعال وتوضح وجود مصنع محتمل مناسب لتنظيف البيئة الملوثة بالرصاص والكاديوم

الكلمات المفتاحية : المعالجة بالنباتات، عباد الشمس، عناصر التتبع المعدنية ،التربة الملوثة ،المسبك، تيارت

Table des matières

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction.....1

Chapitre N° 01 : Revue bibliographique

I. Pollution du sol

I.1. Définition d'un sol pollué4

I.2. Type de pollution du sol.....4

I.3. Forme de pollution du sol.....4

I.4. Eléments traces métalliques (ETM)6

I.4.1. Définitions.....6

I.4.2. Origine de contamination des sols par les ETM.....7

I.5. Transferts des ETM dans le sol.....8

I.6. Phénomène de sorption des éléments métalliques dans les sols.....9

I.7. Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds.....10

I.8. Facteurs modifiant la mobilité des éléments métalliques.....10

I.9. Toxicité des métaux lourds.....12

I.10. Définition de phytodisponibilité des métaux lourds.....13

I.11. Facteurs contrôlant le prélèvement des métaux lourds.....13

II. Phytoremédiation

II.1. Historique.....15

II.2. Définition de phytoremédiation	15
II.3. Principe général de la remédiation des sols contaminés.....	16
II.4. Diverses techniques de phytoremédiation	16
II.4.1. Phytoextraction.....	17
II.4.2. Phytostabilisation.....	17
II.4.3. Phytodégradation et rhizodégradation	18
II.4. 4. Phytovolatilisation	18
II.4. 5. Rhizofiltration.....	19
II.5. Avantages et limites de phytoremédiation.....	19
II.6. Transfert sol-plante des métaux lourds.....	20
II.7. Comportement des plantes hyper accumulatrice.....	20

III. Tournesol (*Helianthus annuus. L*)

III.1. Classification botanique et biologique.....	22
III.2. Germination des graines.....	24
III.3. Présentation de la plante.....	24
III.4. Sol et l'exposition.....	24
III.5. Semis et plantation.....	24
III.6. Description morphologique de la plante.....	25
III.7. Utilisation de tournesol dans la phytoremédiation.....	26

Chapitre N° 02 : Etude expérimental

I. Description et choix de la zone d'étude.

I.1.Introduction.....	29
II.2. Situation géographique du site de prélèvement.....	29
II. 3. Présentation de l'entreprise.....	30

II. Matériels et méthode

I.1.Objectif.....	35
I.2.Lieu du travail.....	35
II.3.Matériels expérimental.....	35
II.3.1. Sol.....	35
II.3.2. Matériel végétal	36
II.4.Protocole expérimental	36
II.4.1. Préparation des échantillons	37
II.4.2.Mesure et analyses effectuées... ..	37
II.4.3.Plantation	40

III. Résultats et discussion

Caractérisation du sol et des sables utilisés.	43
III.1.3.Discussion	43
III.1.Résultats d'études similaires... ..	44
III.1.1. Premiers résultats (Phytoremédiation des sols contaminés au Pb et au Cd à l'aide de tournesol (<i>Helianthus annuu</i> plante.2018)	44
III.1.2. Deuxièmes résultats (Évaluation du tournesol (<i>Helianthus annuus L.</i>) pour la phytoremédiation des sols contaminés par le plomb. 2019).....	47
III.1.3. Troisièmes résultats (étude de la bioaccumulation des éléments trace métallique (Pb, Cu) par le tournesol <i>Heliantuus annuus.L</i>(2015).....	49
Conclusion	50

Références bibliographique

Liste des abréviations

- ALFET : Algérienne des Fonderies de Tiaret
- B : Bore
- Bi : Bismuth
- Cd : Cadmium
- CE : Conductivité électrique
- CEC : Capacité d'échange de cation
- COV : Composés organiques volatils
- Cu : Cuivre
- Cv : Poids de la boîte à tare vide
- Eh : Potentiel redox
- ENF : Entreprise Nationale de Fonderie
- ETM : Eléments traces métalliques
- FBC : Facteur de bioconcentration
- Fe : Fer
- HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
- Mn: Manganèse
- Hg : Mercure
- MO : Matière organique
- Mo : Molybdène
- Pb : Plomb
- PCB : Polychlorobiphényles
- Sv : Sable noire
- Sn : Sable vert
- T : Température
- TF : Facteur de translocation
- TI : Indice de tolérance
- Zn : Zinc

Liste des figures

Figure	Page
Figure 01 : Origine des éléments traces métalliques dans le sol.	7
Figure 02 : Principaux flux des ETM dans le sol.	9
Figure 03 : Schéma de Phytoextraction.	17
Figure 04 : Schéma de Phytodégradation.	18
Figure 05: Schéma de rhizodégradation.	18
Figure 06: Schéma de Phytovolatilisation.	19
Figure 07: Fleure de tournesol.	23
Figure 08: Graines de tournesol.	23
Figure 09: Feuille de tournesol.	23
Figure 10: Situation géographique de site de prélèvement.	30
Figure 11 : Moule au sable.	33
Figure 12 : Schéma opérations de fenderie.	33
Figure 13 : Prélèvement d'échantillons du sol agricole.	35
Figure 14 : Graines de l'espèce <i>Helianthus annuus</i> .	36
Figure 15 : Protocole préliminaire pour l'analyse du sol et sables.	36
Figure 16 : Tamis.	37
Figure 17 : Tamisage du sable.	37
Figure 18 : Mesure du pH.	39
Figure 19 : Mesure de la conductivité électrique.	39
Figure 20 : Vue de pot après 7 jours dans la serre.	41
Figure 21 : Vue de pot après 15 jours.	41

Liste des tableaux

Tableau	Page
Tableau 01: Composition et dénomination des traitements testés	41
Tableau 02 : Résultat des analyses physico-chimique du sol	43
Tableau 03 : Résultat des analyses physico-chimique du sable noire	43
Tableau 04 : Résultat des analyses physico-chimique du sable vert	44
Tableau 05 : Caractéristiques physicochimiques du sol étudié	44
Tableau 06: Pousse et racines poids frais et sec de <i>H. annuus</i> cultivé sur un sol amendé avec différentes concentrations de Pb et Cd (mg kg ⁻¹ sol)	45
Tableau 07 : Pousse et longueur des racines de <i>H.annuus</i> cultivées dans un sol amendé avec des concentrations différentes de Pb et Cd (mg kg – 1 sol)	46
Tableau 08 : Caractéristiques physiques et chimiques du sol avant le semis.	47
Tableau 09: Hauteur de la plante et poids sec des organes et plante entière de tournesol.	48
Tableau 10 : Concentrations de plomb dans le sol testé avant et après traitement au plomb	48
Tableau 11 : Accumulation du Pb et Cd dans les organes de tournesol.	49

Introduction

Introduction

La contamination de l'environnement par les métaux lourds a augmenté fortement au début du XXe siècle, en raison de révolution et une croissance démographique excessive, posant les problèmes de santé humaine dans le monde (**Abdelhafez et Li, 2014**). Plusieurs sources de contamination ont contaminé de vastes zones dans le monde, c'est-à-dire les émissions des incinérateurs de déchets, les gaz d'échappement des voitures, les résidus des activités minières et militaires, de l'industrie de la fonte et de l'utilisation de amendements agricoles boues ou composts urbains, pesticides et engrais minéraux (**Abou-Shanab et al., 2011 ; Abdelhafez et al., 2012**). Contrairement aux contaminants organiques, les métaux lourds ne sont pas biodégradables et posent une préoccupation critique pour les organismes vivants et l'environnement par leur action en tant que composés cancérigènes et mutagènes (**Wu et al., 2018**). La présence de métaux lourds dans les sols à des concentrations élevées affecté négativement la croissance des plantes et la productivité agricole.

Plusieurs technologies de remédiation sont disponibles pour traiter sols contaminés par des métaux. En règle générale, les technologies de remédiation peuvent être classé en trois grands groupes, à savoir, physique, c'est-à-dire le remplacement du sol, technologies d'isolement et de vitrification des sols, chimique, c'est-à-dire encapsulation, stabilisation / solidification et technologies de lavage des sols (**Abdelhafez et al., 2014 ; Park et Son, 2017**) et biologique, c'est-à-dire bio sorption et l'absorption de métaux par les micro-organismes. Cependant, la plupart des technologies de remédiation sont coûteuses et nécessitent travaux intensifs et peuvent générer des contaminants secondaires dans l'environnement ou peut entraîner des effets néfastes sur les activités biologiques, la structure du sol et problèmes d'infertilité. Par conséquent, il y a un besoin d'une technique de nettoyage moins coûteuse et respectueuse de l'environnement.

La phytoremédiation est une solution prometteuse et économiquement efficace technique qui utilise des espèces végétales pour décontaminer les sites aquatiques ou terrestres contaminés par les métaux lourds (**Abou-Shanab et al., 2011**). Cette technologie est rentable, simple et écologique amical avec une perturbation environnementale minimale. La technologie de phytoremédiation implique la phytoextraction, la phytostabilisation et voies de phytovolatilisation pour l'élimination des ions métalliques des sols et de l'eau.

Introduction

La phytoextraction est un outil efficace pour éliminer les métaux du sol contaminé dans les tissus végétaux, par la suite, il peut être traité facilement et en toute sécurité ou recyclé, par incinération, compostage ou séchage. Les métaux lourds ne sont pas des éléments essentiels pour les plantes en croissance, et leurs concentrations dans le sol peuvent causer des blessures, dans certains cas, entraîné même à la mort des plantes à des niveaux très élevés des métaux lourds. La contamination du sol par les métaux lourds est devenue une préoccupation environnementale en raison de leurs effets écologiques négatifs potentiels.

Les métaux toxiques sont considérés comme des contaminants du sol en raison de leur occurrence, et leur effet toxique aigu et chronique sur les plantes cultivés sur ces sols.

L'objectif principale de cette étude est d'essayer d'éliminer la pollution de sol prélevé de la fonderie (ALFET) de ville de Tiaret, en utilisant l'espèce végétale tournesol (*Helianthus annuus*), plus, d'étudier la caractérisation physico-chimique du sol pour mieux connaître, en point de vue des éléments fertilisants, ainsi que l'interaction entre le sol et l'espèce

Ce travail comporte deux parties, la première présente un aperçu bibliographique avec trois chapitres dont la première comporte la pollution du sol, le deuxième chapitre parle sur la phytoremédiation et le dernier chapitre dont une généralité sur le tournesol *Helianthus annuus*

La deuxième partie du travail englobe une identification de la zone d'étude, suivie du matériel et les méthodes d'analyse adoptées et la mise en place du protocole expérimental et se termine avec des résultats et discussions.

Puis, nous terminons par une conclusion.

I. Pollution du sol

I.1. Définition d'un sol pollué

La pollution du sol désigne toutes les formes de pollution touchant n'importe quel type de sol (sol agricole, forestier, urbain). Un sol a été pollué comme il contient un ou plusieurs polluants, ou un contaminant substance de causer des altérations physiques, chimiques et biologiques de l'écosystème constitué par le sol (**Baize, 2000**). La pollution du sol est comprise comme altération du biotope ; par introduction de substances toxiques, radioactives, organismes pathogènes, entraînant une perturbation importante de l'écosystème. (**Baize, 2000**)

I.2. Type de pollution du sol

1. Pollution localisée

Elle se distingue par la présence ponctuelle dans les sols de substances dangereuses : déversements, fuites ou dépôt de déchets.

2. Pollution diffuse

Elle implique des polluants à faible concentration sur de grandes surfaces, ils proviennent généralement d'épandages de produits : engrais ou pesticides, retombées atmosphériques. (**Baize, 1997**)

Pour chacun de ces types, on distingue deux origines de pollution :

- Pollution accidentelle : déversement ponctuel et momentané de substances polluantes.
- Pollution chronique : survenant sur de longues durées, telles que les fuites sur des conduites enterrées, les lixiviations issues de dépôts de déchets.

I.3. Formes de pollution du sol

1. Micropolluants des sols

1.1. Micropolluants organiques

Ce sont en grande majorité des produits de synthèse issus de l'activité anthropique, ils proviennent principalement de trois ensembles d'activités industrielles (production d'énergie, métallurgie, industries chimiques...), urbains (transport, traitement des déchets,...) et agricoles (utilisation de produits phytosanitaires) Et parmi ces nombreux polluants on site :

- ❖ Polychlorobiphényles (PCB) : ce sont des substances chlorées très stables, largement utilisées dans la production des condensateurs, transformateurs, fluides hydrauliques, lubrifiants, pesticides, encres d'imprimeries et dans les peintures. Ils peuvent être dégradés à haute température (1200°C), leur combustion peut générer des dioxines et des furanes, substances cancérigènes et mutagènes. Les PCB sont insolubles dans l'eau et ont une forte affinité pour les matières en suspension et les lipides (**Baize, 1997**)
- ❖ Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) : les HAP résultent de la combustion incomplète de la matière organique. Ils sont peu solubles dans l'eau et s'adsorbent fortement sur les particules organiques du sol, ce qui diminue considérablement leur biodisponibilité. Ils se bioaccumulent aussi dans les graisses, notamment chez les poissons et les mollusques.
- ❖ Composés organiques volatils (COV) : le terme de composés organiques volatils (COV) englobe un grand nombre de composés appartenant à différentes familles chimiques: alcanes, alcanes substitués, alcènes, alcools, composés aromatiques (benzène), esters, cétones. Les COV font l'objet de nombreuses utilisations en tant que solvants, dégraissants, dissolvants, conservateurs, agents de nettoyage. Ils entrent donc, seuls ou en mélange, dans un grand nombre de procédés d'industries manufacturières utilisatrices de solvants, d'application et de fabrication de peinture, de préparation de caoutchouc, les imprimeries, les papeteries, la pharmacie, la parfumerie, les industries agro-alimentaires.
- ❖ Phénols et dérivés : les phénols sont des composés aromatiques hydroxylés comprenant le phénol et ses dérivés tels que les chlorophénols (mono-, di-, tri-, tétra-, penta), les nitrophénols, les crésols, les diméthylphénols. Ils peuvent être naturellement présents dans l'eau et le sol, en tant que produit de la décomposition des végétaux ainsi que des déchets végétaux et animaux. Les phénols sont utilisés dans l'industrie des matières plastiques, dans l'industrie pharmaceutique ainsi que dans la fabrication de nombreux produits: adhésifs, explosifs, coke, engrais, gaz d'éclairage, peintures, caoutchouc.
- ❖ Pesticides : les herbicides sont davantage persistants dans les sols que les insecticides et les fongicides et génèrent des produits de dégradation stables qui peuvent également présenter une activité biocide (**Baize, 1997**).

Une fois dans l'environnement, les pesticides peuvent être transformés en un grand nombre de produits de dégradation, communément définis comme métabolites. Plusieurs études ont rapporté la présence de ces derniers dans les eaux souterraines. Le 2,4-D est l'un des herbicides les plus utilisés pour contrôler les mauvaises herbes. Une fois dans le sol, le 2,4-D est métabolisé en 2,4-dichlorophène, métabolite récalcitrant, souvent détecté dans les eaux souterraines à un taux supérieur à 3,3 µg/L.

I.2. Micropolluants inorganiques

Les micropolluants minéraux sont présents naturellement à des concentrations généralement basses dans les sols. Ils proviennent en grande partie de l'altération de la roche mère du sous-sol. Les activités anthropiques peuvent conduire à une augmentation de ces concentrations naturelles. L'accumulation des métaux lourds dans l'environnement est liée à leur utilisation comme matières premières pour de nombreux produits industriels ou comme catalyseurs chimiques (**Baize, 1997**). On les trouve également dans des produits tels que les pesticides ou les engrais qui sont distribués sur une large surface. Ils sont aussi apportés sous forme de déchets urbains ou industriels, solides, liquides ou gazeux.

I.4. Éléments traces métalliques (ETM) ou métaux lourds

I.4.1. Définitions

Les éléments traces métalliques (ETM) correspondent aux 68 éléments minéraux constituant de la croûte terrestre avec des concentrations pour chacun d'entre eux inférieures à 0.1 % et représentant seulement 0,6 % du total des éléments (**Baize, 1997**).

Il est à noter que dans la littérature le terme « métaux lourds » est souvent utilisé comme synonyme des ETM ou éléments traces. Cependant, l'utilisation de ce terme est critiquée (**Diffus, 2002**), car certains auteurs définissent les métaux lourds selon leur densité (à partir de 3.5 à 6 g cm), d'autres, en fonction de leur masse atomique ou de leur numéro atomique. De plus, l'appellation « métaux lourds » est souvent utilisée pour désigner des éléments qui ne sont pas des métaux tels que l'arsenic ou le sélénium (**Park et al., 2011**). Ces éléments sont capables de s'accumuler dans les matrices biologiques et d'être toxiques pour les êtres vivants à des concentrations assez faibles (0.01 % de la matière sèche).

C'est le cas du bore (B), du cuivre (Cu), du fer (Fe), du manganèse (Mn), du molybdène (Mo) ou du zinc (Zn). Pour les autres éléments, comme Cd, Pb, mercure (Hg) ou bismuth (Bi), aucun rôle biologique n'est connu dans les organismes vivants (Alturiqi et Albedair, 2012).

I.4.2. Origine de contamination des sols par les ETM

Le problème principal avec les ETM comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure est qu'ils ne peuvent pas être biodégradés, et donc persistent pendant de longues périodes dans des sols. Leur présence dans les sols peut être naturelle ou anthropogénique :

Origine naturelle : les ETM sont naturellement présents dans les sols en faibles quantités. Ils sont en partie libérés lors de l'altération de la roche mère et constituent le pool endogène appelé fond pédogéochimique : concentration naturelle d'une substance dans un horizon de sol, résultant de l'évolution géologique et pédologique, à l'exclusion de tout apport d'origine anthropique (Baize, 1997). Toutefois, des sols situés dans des zones rurales, éloignées de toutes activités industrielles ou anthropiques, actuelles ou passées, peuvent présenter des teneurs en métaux largement supérieures à celles communément rencontrées en absence de contamination. Ces « contaminations naturelles » se rencontrent au niveau d'accidents géologiques ayant entraîné l'affleurement de couches riches en minerais : les processus pédogénétiques ont alors enrichis naturellement les horizons de surface (Baize, 1997). Ainsi, les sols formés sur des sables quartzeux renferment des quantités extrêmement faibles d'éléments traces métalliques (moins de 0.05 mg/kg de matière sèche de Cd, moins de 5 mg/kg de matière sèche de Cu), alors que ceux qui se sont formés sur des sédiments calcaires ou marneux, ou des schistes sont plus riches (0.5 à 1 mg/kg de matière sèche de Cd et de 25 à 50 mg/kg de matière sèche de Cu)

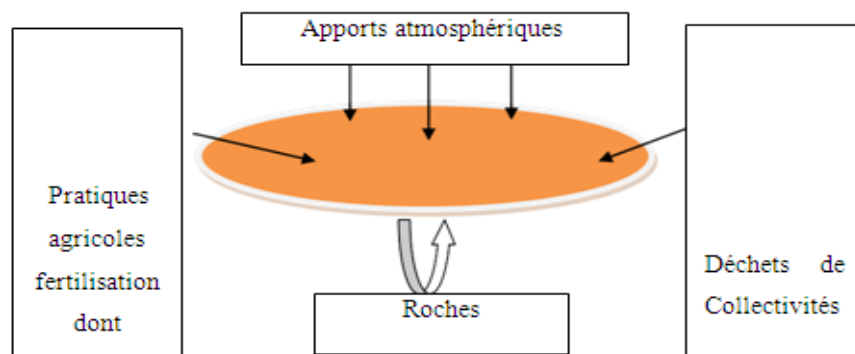


Figure 01 : Origine des éléments traces métalliques dans le sol (Shah et al., 2010)

Origine anthropique

Sources agricoles : correspondent aux impuretés présentes dans les produits phytosanitaires (comme le cuivre dans la bouillie bordelaise ou le plomb dans les pesticides), les lisiers (Cu, Zn, Cd) ou les engrais (Mn dans les scories potassiques, Cd dans les engrais Déchets déchets de collectivités déchets industriels Apports atmosphériques Pratiques agricoles fertilisation dont l'effluents d'élevage pesticides Roches phosphatés). La contamination provient d'apports directs gérés au niveau de la parcelle ou de son environnement proche par les eaux de ruissellement (**Shah et al., 2010**)

Sources industrielles : émettent dans l'environnement tous les éléments métalliques par les activités métallurgiques telles que le traitement des minerais, l'exploitation minière, le raffinage, l'élaboration d'alliages ou d'acier mais aussi lors de processus industriels plus élaborés comme le recyclage du plomb des batteries ou l'élaboration de peintures (**Khelifi et Hamza-Chaffai, 2010**) L'essentiel des émissions retombe sous forme de poussières dans un rayon proche du site industriel émetteur (3 à 5 km).

I.5. Transferts des ETM dans le sol

Le devenir des ETM va dépendre de différents facteurs, tels que les paramètres physico- chimiques et biologiques des sols, qui vont contrôler les processus d'adsorption sur les surfaces des particules solides (argiles, hydroxydes, matières organiques), de complexations avec des ligands organiques, de précipitation de surface, d'échanges ioniques ou de précipitation sous forme de sels ou précipitation (**Vymazal et al., 2010**).

Les flux de sortie des ETM du sol sont variés et assez difficiles à évaluer. Les ETM peuvent atteindre les eaux de surface ou souterraines via le transfert latéral ou vertical dans les sols (fig. 02), ils peuvent être absorbés par les plantes ou les organismes du sol ainsi que par l'homme (**Pagnanelli et al., 2009**) Les transferts latéraux et verticaux des ETM peuvent être sous forme de particules colloïdales (tels que les argiles, la matière organique dissoute, les microorganismes) ou solubles (**Walling et Collins, 2008 ; Rickson, 2013**). La méso- et macrofaune contribuent aussi au transfert des éléments traces métalliques (**Fernandez et al., 2007**).

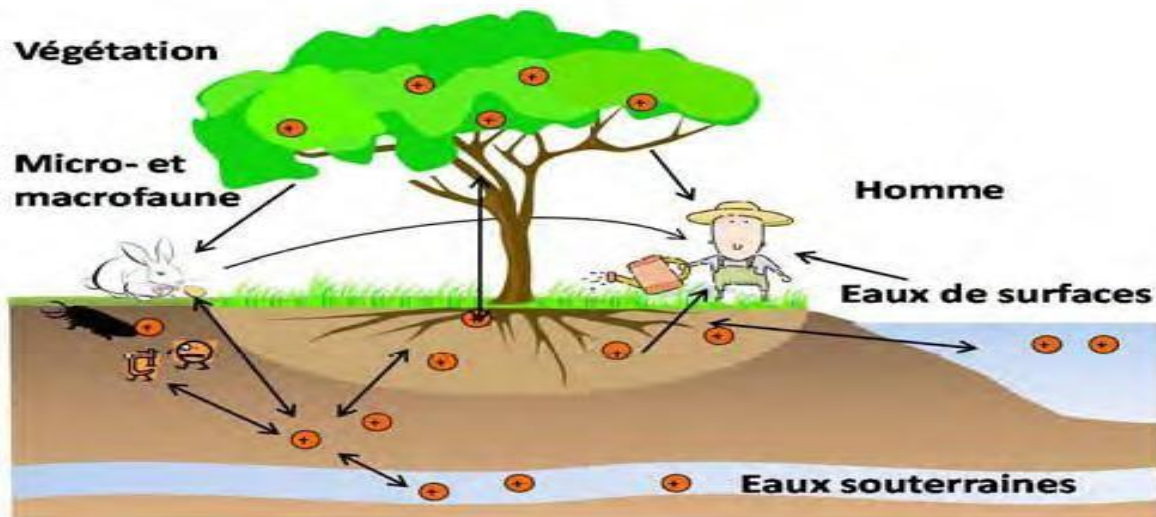


Figure 02 : Principaux flux des ETM dans le sol (Lopareva-Pohu, 2011)

I.6. Phénomène de sorption des éléments métalliques dans les sols

L'ensemble des constituants du sol forme le « complexe absorbant » (Blanchard, 2000). Ce complexe est capable de réaliser des échanges entre la phase liquide et la matrice solide du sol, qui dépendent des mécanismes de sorption. Deux types principaux d'interaction matrice solide-phase liquide sont impliqués dans la rétention des métaux lourds : la physisorption et la chimie-sorption.

✓ Physisorption : une adsorption non spécifique :

L'adsorption non spécifique résulte des forces électrostatiques entre atomes portant des charges de signe différent. L'énergie de liaison est alors relativement faible. Par conséquent, les éléments métalliques adsorbés sont facilement mobilisables en cas de changements physicochimiques du milieu.

La matrice du sol, globalement chargée négativement, attire les cations en solution. Ce sont les minéraux argileux et la matière organique, souvent réunis pour former le complexe argilo-humique, qui participent le plus à la charge négative du sol. La présence des charges de surface peut provenir soit de substitutions isomorphiques dans le réseau cristallin (remplacement d'un cation trivalent par un divalent), soit de réactions chimiques de surface dues aux variations de pH (Delmas-Gadras, 2000).

Pour l'adsorption non spécifique, les atomes de métal ne sont pas directement en contact avec la surface des particules du sol, mais ils sont présents au sein d'une sphère de molécules d'eau enrobant les particules du sol, appelées couche d'hydratation.

➤ Chimie-sorption : une adsorption spécifique :

Contrairement à l'adsorption non spécifique, l'adsorption spécifique fait intervenir une liaison chimique forte, sans molécule d'eau interposée entre le groupe fonctionnel et la surface de l'ion adsorbé. Les éléments métalliques ainsi chimie-sorbes seront ainsi beaucoup moins susceptibles d'être mobilisés. On parle dans ce cas de « complexe de sphère interne ». Trois types de liaison chimique sont à l'origine de la spécificité de la chimie-sorption entre l'ion et la matrice : les liaisons ionique, covalente et de coordination (**Blanchard, 2000**). Elles peuvent se produire entre un ion métallique et un ligand organique ou inorganique. On appelle ligand un groupe fonctionnel, un atome ou un ion lié à un groupe central d'atomes ou d'ions. On parle alors de complexations ou de chélation. Les complexes formés peuvent parfois précipiter (**Blanchard, 2000**). En outre, après avoir été adsorbés en surface, les éléments peuvent diffuser à l'intérieur des particules minérales ; c'est le phénomène d'absorption. Tous ces processus de sorption sont réversibles. La réversibilité est due aux conditions physicochimiques du sol, pH, potentiel redox... que nous allons maintenant aborder.

1.7. Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds

La toxicité d'un métal dépend de sa spéciation (forme chimique) autant que des facteurs environnementaux (**Babich, 1980**). Dans le sol, les métaux lourds peuvent exister sous forme d'ion libre ou sous forme liée à des particules de sol. Cependant, un métal n'est toxique pour les organismes vivants que s'il est sous forme libre ; il est alors bio disponible. Comme tout élément chargé positivement, les cations métalliques peuvent interagir dans le sol avec toute particule organique ou minérale chargée négativement. De l'équilibre entre les formes libres et fixées de l'ion va dépendre sa biodisponibilité, directement liée à sa toxicité. Enfin, la biodisponibilité des métaux lourds varie en fonction de plusieurs facteurs du sol.

Parmi lesquels, la capacité d'échange de cation (CEC), le pH, le potentiel redox (Eh), la teneur en phosphate disponible, la teneur en matière organique et les activités biologiques.

1.8. Facteurs modifiant la mobilité des éléments métalliques

1. pH

Le pH constitue un facteur dont le rôle est crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (**McLaughlin et al., 2000**)

Les protons proviennent majoritairement de la respiration végétale et microbienne, ainsi que de l'oxydation des sulfures. A l'inverse, ils sont consommés par l'hydrolyse des minéraux altérables. D'une façon générale, lorsque le pH augmente, les cations sont moins solubles et les anions sont plus solubles (**Blanchard, 2000**).

2. Potentiel redox

Le potentiel redox (Eh) permet de caractériser les échanges d'électrons entre les espèces chimiques. Ainsi, les formes oxydées prédominent pour un potentiel redox élevé, alors que les faibles valeurs favorisent l'apparition d'espèces réduites. Les valeurs les plus courantes du potentiel redox dans les sols naturels sont comprises entre -200 et 400 mV, domaine de potentiel qui recouvre des degrés d'oxydation variés de nombreuses espèces en solution, influant ainsi directement ou indirectement sur la mobilité des métaux qui constituent ces espèces minérales. Le Cr^{3+} peut ainsi subir une oxydation directe en Cr^{6+} , plus mobile et plus toxique.

3. Activité biologique

La compréhension globale des phénomènes biologiques jouant sur la solubilité des métaux lourds dans les sols est rendue difficile par la multiplicité des actions et interactions à tous les niveaux. Les végétaux supérieurs étant au centre de notre étude, et les microorganismes ayant une influence sur l'ensemble du milieu aux échelles de temps et d'espace considérées, nous nous attacherons à développer principalement l'action des microorganismes et des plantes.

Parmi les microorganismes on retrouve de nombreuses populations bactériennes et fongiques dont les activités métaboliques influencent la mobilité des métaux lourds. Cependant, beaucoup de ces phénomènes sont également communs aux plantes. Les principaux phénomènes d'action sur la mobilité des polluants métalliques sont la solubilisation, l'insolubilisation et la volatilisation :

➤ La solubilisation : provient de la production de composés acides tels que les acides carboxyliques, phénoliques, aliphatiques, nitrique et sulfurique. Certaines bactéries (*Thiobacillus*, *Leptospirillum*, *Galionella*) oxydent les formes réduites du fer et du soufre contenues dans les sulfures et produisent de l'acide sulfurique, susceptible de dissoudre les silicates, les phosphates, les oxydes et les sulfures, libérant ainsi les métaux lourds contenus. Les champignons et les racines des plantes excrètent eux aussi des acides afin d'augmenter leur absorption de nutriments, ou tout simplement comme déchets métaboliques (**Foy et al., 1978 ; Deneux-Mustin et al, 2003**).

Cette acidification favorise aussi la mobilité des autres éléments qui ne sont pas indispensables pour le métabolisme végétal. D'autre part plusieurs autres molécules organiques, capables de complexer spécifiquement certains éléments en solution, peuvent être également libérées en cas de carence nutritive. Parmi ces agents complexant, les composés organiques de faible masse moléculaire, produits par les bactéries et les champignons mais aussi par les plantes. Ces molécules favorisent les déplacements d'éléments métalliques et un transfert diffusif jusqu'aux plantes dans lesquelles ils s'accumulent.

➤ L'insolubilisations : constitue le phénomène opposé. Bien que le phénomène de détoxification externe des métaux lourds par des exsudats racinaires n'ait jamais été démontré (**Baker et Walker, 1990**), certains acides organiques de faible masse moléculaire, comme les acides oxalique, citrique ou fumarique qui interviennent dans la complexations intracellulaire d'éléments nutritifs, peuvent être sécrétés dans le milieu extérieur. Ils limiteraient ainsi les transferts par des processus de complexations.

➤ La volatilisation : repose sur l'action directe de certains microorganismes sur le degré d'oxydation de l'espèce métallique. C'est le cas du mercure, de l'arsenic et du sélénium (Se). La biométhylation permet le transfert de groupements méthyle directement aux atomes, Pb, Sn (étain), As, Sb (antimoine) et Se, permettant leur volatilisation dans l'atmosphère.

4. Température

La température du sol dépend en premier lieu de la météorologie, et donc du climat, mais elle est également liée à l'activité biologique et influence rétroactivement la formation de complexes avec des ligands inorganiques, en modifiant l'activité de l'élément en solution (**Deneux- Mustin et al., 2003**). La température a un impact direct sur la mobilité des éléments métalliques en déplaçant les équilibres des réactions de dissolution précipitation et coprecipitation, et un impact indirect, en modifiant la teneur en eau du sol, le pH ou l'Eh.

I.9. Toxicité des métaux lourds

La toxicité des métaux lourds est due essentiellement à :

-Non dégradable.

-Leur toxicité à faible concentration.

- Leur tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et à se concentrer le long des chaînes trophiques.

I.10. Définition de phytodisponibilité des métaux lourds

La phytodisponibilité d'un métal lourd c'est la quantité d'élément qui peut être transférée (prélevé) dans Elle est la résultante d'un ensemble de processus successifs: l'offre du sol, le transport vers les racines, et le prélèvement par les racines en lui-même, qui contribuent au transfert de l'élément de la phase solide du sol à la solution du sol puis aux tissus de la plante. La plante durant son développement (**Bourrelier et al., 2008**).

I.11. Facteurs contrôlant le prélèvement des métaux lourds

Le prélèvement des métaux lourds 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.

II : Phytoremédiation

II.1. Historique

La révolution industrielle et l'avènement des nouvelles technologies ont été des tournants historiques marquant une intensification de la pollution, à tel point que cela a constitué le début de l'anthropogène, l'ère géologique définie par l'impact de l'humain sur son environnement. La préoccupation pour les sites contaminés est née à la fin des années 70, où l'on a commencé à les considérer comme des bombes à retardement toxiques. Cependant, avant l'avènement d'un contexte politique exigeant la décontamination des terres, les terrains contaminés restaient bien souvent inutilisés en raison du coût prohibitif de la décontamination et du risque que représentait le redéveloppement sur d'anciens sites contaminés (**Sousa, 2001**). Au tournant des années '80, la découverte d'une décharge industrielle remblayée sous un quartier résidentiel a pressé les autorités québécoises à mieux encadrer la dépollution des terres (**Chevrier, 2013**) et peu après est née la Politique de réhabilitation des terrains contaminés, revue en 1998 (Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés).

Il y aurait quelque 30 000 sites contaminés au (**Delisle, 2011**). Environ 6000 seraient situés au Québec, incluant 2400 sites sous responsabilité gouvernementale. Depuis l'instauration du Système de gestion des terrains contaminés, on a recensé que près de la moitié des sites contaminés inscrits au registre étaient dans les régions de Montréal et de la Montérégie (**Chevrier, 2013**). Seulement à Montréal, ce sont 1600 terrains vacants (ou 5 % de la superficie de l'île) qui sont contaminés (**Delisle, 2011**). Avec 25 % des terres urbaines contaminées pour l'ensemble du Canada, l'intérêt de la décontamination est né du besoin de redéveloppement de ces terres au cœur des métropoles. Parce que le coût d'une décontamination conventionnelle excède souvent le budget disponible, voire même la valeur du terrain et parce que les méthodes basées sur l'ingénierie ne sont pas toujours en adéquation avec les principes du développement durable, des alternatives plus vertes et moins coûteuses devenaient nécessaires. Depuis deux décennies, la popularité de la phytoremédiation s'est ainsi accrue auprès des agences gouvernementales et des industries.

II.2. Définition de phytoremédiation

Sont soit des molécules organiques comme les pesticides, soit des métaux présents en quantités importantes.

Dans le cas des molécules organiques, les processus de décontamination des sols font souvent appel aux microorganismes telluriques qui sont efficaces dans la dégradation de ces composés ce qui en fait chuter la toxicité (**Kumar et al., 1995**).

Mais, il est plus difficile de traiter un sol contaminé par les métaux car ceux-ci s'y accumulent irrémédiablement. La littérature, à ce sujet, évoque souvent le terme de « métaux lourds » mais ceci est un abus de langage car on englobe dans cette catégorie des éléments tels que l'arsenic et le sélénium qui ne sont pas, à proprement parler, des métaux selon les chimistes (**Baker et al., 1997**). Une définition précise dit qu'un métal lourd est un élément dont le poids spécifique dépasse 5 g/cm³.

II.3. Principe général de la remédiation des sols contaminés

Les différentes stratégies de phytoremédiation des sols qui ont été développées suivent l'un des trois principes suivants, voire deux à la fois : immobilisation, destruction ou extraction du polluant. Il existe deux voies générales le traitement ex situ, qui consiste à excaver le sol, puis à lui faire subir différents types de traitement : désorption thermique, oxydation ou dégradation biologique, etc.

La terre traitée est ensuite réutilisée sur place ou transférée dans un centre de stockage. (**Jean-Louis Morel**)

Le traitement in situ : le sol pollué reste en place et on lui applique des procédés chimiques (oxydation, réduction, lixiviation) et/ou biologiques (atténuation naturelle, phytoremédiation). Par exemple, les polluants organiques peuvent être éliminés en injectant dans le sol des oxydants puissants.

On peut aussi décider de laisser faire la nature tout en contrôlant l'évolution : c'est l'atténuation naturelle.

On peut même utiliser le potentiel des plantes pour réduire le risque lié aux contaminations : c'est la phytoremédiation. Elle représente aujourd'hui l'une des voies possibles pour traiter de grandes surfaces contaminées, et faire passer la friche à une surface traitée qui peut être ensuite utilisée pour d'autres objectifs. (**Jean-Louis Morel**)

II.4. Diverses techniques de phytoremédiation

II.4.1. Phytoextraction

Dans la phytoextraction, aussi appelée phytoaccumulation, les plantes retirent du sol les contaminants, comme les éléments-traces métalliques et métalloïdes bio disponibles, ainsi que certains types de contaminants organiques et les accumulent dans leurs parties aériennes que l'on peut par la suite récolter. C'est la méthode de phytoremédiation la plus utilisée (**Ghosh et Singh, 2005**). Ces technologies peuvent prendre plusieurs années avant que des niveaux satisfaisants de décontamination soient atteints dans le sol. Ce délai n'est pas une contrainte importante pour les sites contaminés laissés en friche pendant des dizaines d'années en attente de décontamination (**Peer et al., 2005**).

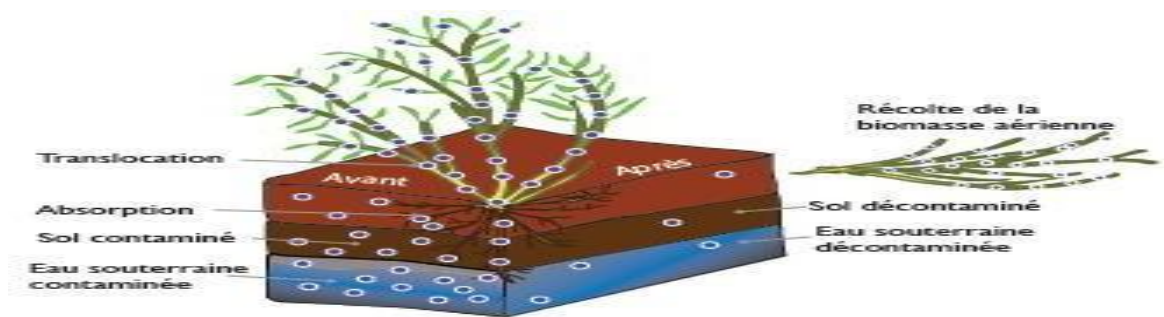


Figure 3 : Schéma de phytoextraction (**Québec, 2016**)

II.4.2. Phytostabilisation

Dans la Phytostabilisation, les plantes réduisent la mobilité et la biodisponibilité des contaminants dans le sol ou la rhizosphère, par immobilisation chimique (précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage) ou prévention des mouvements latéraux ou en profondeur via l'érosion ou le lessivage. La Phytostabilisation empêche ainsi la dispersion des contaminants dans les eaux de surface et souterraines (**McGrath, 1998**) Une couverture terrestre végétale minimise l'érosion éolienne ou aqueuse, ainsi que le contact direct entre les animaux et les polluants.¹³ Les plantes peuvent minimiser la formation de lixiviation contaminé et limiter la migration d'un panache (ou masse) de contaminants dissous dans l'eau souterraine. Pour éviter que les contaminants ne soient éventuellement rélargis dans l'environnement, la phytostabilisation exige un suivi à long terme (**EPA, 1999**) Durant la phytostabilisation, il peut y avoir conversion des polluants sous des formes moins bio disponibles, par exemple, lorsque ceux-ci précipitent dans la rhizosphère.

II.4.3. Phytodégradation et rhizodégradation

Dans la Phytodégradation, aussi appelée phytotransformation, les plantes absorbent et dégradent les polluants organiques dans leurs tissus ou sécrètent des enzymes liées à la dégradation dans la rhizosphère. On la distingue de la rhizodégradation, aussi appelée phytostimulation, dans laquelle la décontamination s'opère dans le sol. Dans la rhizodégradation, la décontamination est effectuée dans la rhizosphère par les micro-organismes dont la croissance et l'activité sont stimulées par les plantes. Malgré cette distinction théorique, la dégradation dans l'un ou l'autre des deux compartiments est souvent difficile à circonscrire précisément. (McGrath, 1998)

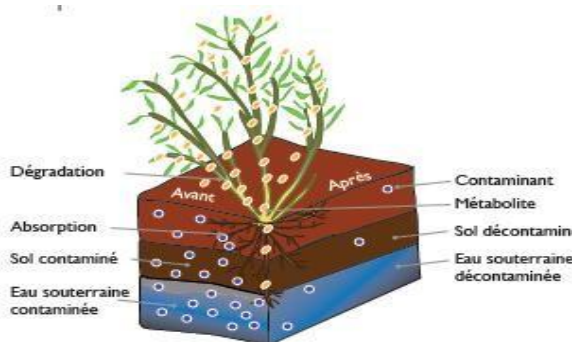


Figure 4 : Schéma de phytodégradation (Québec, 2016)

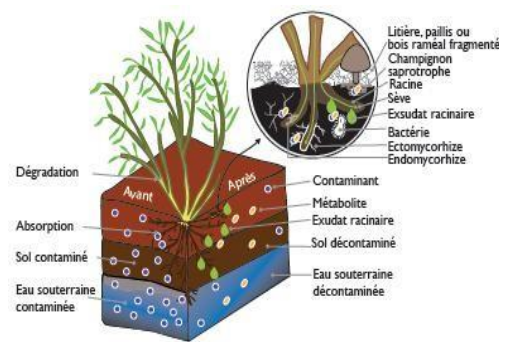


Figure 5: Schéma de rhizodégradation (Québec, 2016)

II.4.4. Phytovolatilisation

Dans la Phytovolatilisation, des polluants organiques et certains composés inorganiques sont extraits du sol par les plantes, transportés dans leur système vasculaire, puis rélargies dans l'atmosphère par transpiration. C'est une technologie attrayante parce que les polluants sont ainsi entièrement volatilisés, et il n'est donc pas nécessaire de récolter et de traiter les plantes utilisées. Par contre, le risque du transfert des polluants vers l'atmosphère doit être bien caractérisé avant d'entreprendre de la Phytovolatilisation. En milieu riverain ou pour la rhizofiltration d'effluents contaminés, on capitalise entre autres sur le fort potentiel d'évapotranspiration de certains végétaux pour freiner le ruissellement de l'eau ou sa diffusion dans le sol (McGrath, 1998). Ailleurs, pour minimiser la fermeture des stomates d'où s'évapore l'eau transpirée, il peut être bénéfique de garder les sols à traiter bien irrigués.

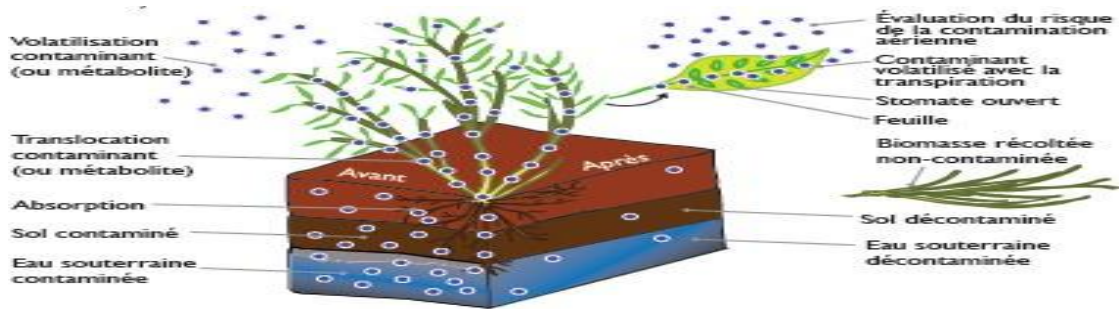


Figure 6: Schéma de phytovolatilisation (Québec, 2016)

II.4. 5. Rhizofiltration

Avec la rhizofiltration, on peut traiter des eaux usées municipales ou industrielles, le ruissellement de surface ou l'eau qui s'infiltré dans le sol en zone agricole, la lixiviation des mines et des sites d'enfouissement, ou encore la contamination de l'eau souterraine (McGrath, 1998). Les contaminants visés incluent les éléments-traces métalliques, les radionucléides, le sélénium, les nutriments, certains composés organiques comme les pesticides, ou encore le drainage minier acide. La rhizofiltration peut utiliser des plantes aquatiques ou des plantes terrestres, et parfois une combinaison d'espèces ayant des propriétés complémentaires. (Peer e t al., 2005)

II.5. Avantages et limites de phytoremédiation

Avantage

- Économique
- In situ
- Versatile
- Socialement acceptable
- Services éco systémiques
- Enrichissement de la biodiversité
- Conservation de la structure et des propriétés des sols
- Meilleure esthétique visuelle des sites

Limite

- Travaux à long terme
- Inapproprié aux fortes contaminations
- Contact nécessaire avec les racines
- Nécessité de biodisponibilité des contaminants
- Besoin d'espace
- Risque de contamination de la chaîne alimentaire
- Efficacité variable
- Défis réglementaires

II.6. Transfert sol-plante des métaux lourds

Les plantes sont exposées de deux façons aux métaux lourds: par les parties aériennes et par les racines. **(Slatni Ibtissem, 2014)**

Les métaux lourds peuvent être déposés à la surface des feuilles et des racines ou pénétrés dans la plante. **(Slatni Ibtissem, 2014)**

Les métaux lourds peuvent y pénétrer par les parties aériennes (feuilles, tiges et fruits), à partir de particules en suspension dans l'air, de composés gazeux ou de composés dissous dans l'eau de pluie ou d'irrigation. Ils peuvent pénétrer par les racines à partir du sol. Une fois prélevés par la plante, les métaux lourds peuvent être piégés et ne pas circuler dans la plante, ou alors transportés du lieu de l'absorption vers un autre organe végétal. **(Slatni Ibtissem, 2014)**

II.7. Comportement des plantes hyper accumulatrices

La culture de ces plantes sur des sols de natures différentes a montré que l'activité hyper accumulatrice des plantes dépend beaucoup du sol. Ainsi, il existe une relation étroite entre la capacité de la plante à prélever le métal et la quantité de métal disponible dans le sol : si le métal est peu disponible, la plante aura beaucoup de mal à l'extraire et à l'accumuler. **(Jean-Louis Morel)**

Par exemple, l'accumulation est plus forte dans un sol de serpentine, riche en nickel total et disponible. **(Jean-Louis Morel)**

III. Tournesol (*Helianthus annuus. L*)

III.1. Classification botanique et biologique

Le tournesol (*Helianthus annuus L*) est une espèce diploïde ($2n=2x= 34$) originaire d'Amérique du Nord. Il a été ramené en Europe au XVIe siècle par les Espagnols. Le genre *Helianthus* renferme 49 espèces, réparties en 4 sections: nommées *Divaricati* (31 espèces), *Helianthus* (11 espèces), *Ciliares* (6 espèces) et *Agrestes* (1 espèces). Selon les données archéologiques, il semble que cette plante ait été domestiquée dans la partie centrale des États-Unis. Le genre compte des espèces annuelles et vivaces, et il y a polyploïdie dans ce dernier groupe.

L'espèce cultivée, *H. annuus*, est pour l'essentiel une plante de forte taille, mais des génotypes dont la taille varie de 50 à 500 cm ont aussi été mises au point. Les tiges sont normalement non ramifiées (simples) et, comme la plupart des autres parties de la plante, elles peuvent varier de glabres à très pubescentes. Les premières feuilles sont toujours opposées mais, chez certaines variétés, les suivantes deviennent alternes. Les feuilles sont habituellement pétiolées et trinervées; leur forme varie de linéaire à ovée, et elles sont généralement entières ou dentelées. L'intensité de la couleur peut varier de vert pâle à vert foncé. L'inflorescence est un capitule, ce qui est une caractéristique de la famille des Composées. Celui-ci comprend de 50 à 3000 fleurs, mais ce chiffre pourrait être plus élevé chez les cultivars non oléagineux. Les fleurs tubulées situées le plus près du pourtour du disque s'ouvrent les premières, à peu près en même temps que les fleurs ligulées, qui sont d'abord repliées contre les bourgeons des fleurs tubuleuses. Des cercles successifs comprenant de un à quatre rangs de fleurs tubulées s'ouvrent chaque jour pour une période de 5 jours ou plus. L'orientation du capitule est variable. Il en va de même de sa forme, qui peut être concave, convexe ou plate. L'akène, ou fruit du tournesol, se compose d'une graine, parfois appelée amande, et d'un péricarpe non adhérent, aussi appelé coque ou écale. À défaut de fécondation, les akènes demeurent vides, sans graine. Leur taille peut varier, la longueur allant de 7 à 25 mm et la largeur, de 4 à 13 mm. Quant à leur forme, elle peut être linéaire, ovale ou presque ronde. Le tournesol est une plante annuelle qui ne se propage que par la graine et qui peut s'hybrider spontanément avec plusieurs espèces sauvages/envahissantes apparentées (**Burke et al., 2002**). Avant les années 1960, les cultivars utilisés étaient allogames, et leur pollinisation était assurée essentiellement par les insectes. Tout comme les espèces sauvages, ils étaient fortement auto-incompatibles. Les variétés commerciales actuelles de tournesol sont autos compatibles, mais les conditions environnementales peuvent influencer sur le degré d'auto fertilité exprimé (**Snow et al., 1998**).



Figure 07: Fleure de tournesol (Dwivedi et Sharma, 2014)

III.2. Germination des graines

La germination des graines est déterminée par des composantes génétiques et environnementales. Le seuil de température pour la germination est de 4°C, mais d'au moins 8 à 10°C est nécessaire pour une bonne germination au semis du tournesol au champ.

Pendant la première phase : Les graines sont sèches et ont des potentiels hydriques généralement compris entre -350 et -50 MP. Elles absorbent rapidement l'eau quand elles sont placées en contact avec de l'eau libre. Cette imbibition est un processus purement physique qui se produit également avec des graines vivantes ou mortes (Hegarty, 1978)

Pendant la seconde phase : La majorité des événements métaboliques sont initiés à l'intérieur de la graine dans le but de faire croître la radicule. Cette période peut être considérée comme la période de germination qui se termine par le commencement de la phase de croissance (Bewley et Black, 1978). La prise d'eau augmente brusquement durant la troisième phase qui est concurrente avec l'élongation de la radicule (Bewley et Black, 1994). Sous contrainte hydrique, la vitesse d'imbibition est réduite ainsi que la teneur en eau finale de la graine pendant la première phase; la durée de la deuxième phase est prolongée et l'entrée dans la troisième phase est retardée (Bradford, 1986)



Figure 08: Graines de tournesol (Dwivedi et Sharma, 2014)



Figure 09: Feuille de tournesol (Dwivedi et Sharma, 2014)

III.3.Présentation de la plante

Le tournesol (*Helianthus*) est une plante annuelle ou vivace selon les espèces, à feuillage caduc, faisant partie de la famille des Astéracées. **(Jardin catalan)**

Outre le tournesol que tout le monde connaît, le genre *Helianthus* compte environ 80 espèces, qui pourront atteindre à maturité entre 2 et 5 mètres de hauteur.

Il existe également des variétés naines (0,30 à 0,40 m de hauteur) qui conviennent parfaitement à la culture en pot en bac. **(Jardin catalan)**

La racine principale et pivotante. Le tournesol est sujet à l'héliotropisme. En effet, pour assurer une photosynthèse optimale nécessaire à sa croissance rapide, le jeune plant suit le soleil tout la journée et se tourne vers celui-ci d'est en ouest. En revanche, lorsque la fleur apparaît, elle est définitivement orientée dans la direction Est /Sud-est.

La floraison aura lieu de Juillet à Octobre, pour une récolte de de Septembre à Octobre. **(Jardin catalan)**

III.4. Sol et l'exposition

Le tournesol s'adaptera à tous types de sol, même pauvre, sableux ou rocailleux, à condition qu'ils soient bien drainés. **(Jardin catalan)** un sol riche, frais et bien meuble, de préférence calcaire, vous donnera tout de même une belle floraison.

Tous les *Helianthus* préfèrent le plein soleil. Il leur faudra un été long et chaud pour qu'ils fleurissent bien. De ce fait, ils pousseront mieux au sud de Loire. **(Jardin catalan)**

III.5.Semis et plantation

En pleine terre :

Avant toute chose, assurez vous que votre sol est bien drainé car le le tournesol redoute beaucoup les sols trop humide.

La période de semis de tournesol commence au printemps sous abri mais il faudra attendre le mois de mai pour semer en pleine terre.

La levée et la croissance de tournesol étant très rapide, il est préférable de semer directement en place, en pleine terre ou en pot, après tout risque de gelée.

Commencer par bien ameublir le sol en retournant la terre en profondeur. Creusez un sillon de 3cm de profondeur environ.

Faites un semis en poquet, 3 ou 4 grains ensemble, et espacez vos poquet de 20 à 40 cm. (**Jardin catalan**)

En pot :

Choisissez un pot percé de trou de drainage et d'environ 30 à 40 cm de diamètre minimum afin de permettre aux racines de se développées correctement.

Déposez au fond de pot une couche de gravies ou de billes d'argile de 5cm environ de manière à améliorer le drainage.

Remplissez le pot de terreau.

Faites un petit trou au milieu, déposez 3ou 4 graines. . (**Jardin catalan**)

III.6. Description morphologique de la plante

1. Système racinaire

La racicule se développe en une racine principale, le pivot, qui peut atteindre jusqu'à 3m. Ce système permet au tournesol d'exploiter l'eau en profondeur, mais la croissance du pivot est dépendante des conditions du sol. Le système racinaire pivotant occupe un volume très important du sol ce qui permet au tournesol une grande résistance à la sécheresse (**Vear, 1992**).

2. Partie aérienne

Le tournesol cultivé est normalement non ramifié, mais il existe des génotypes avec des ramifications. La tige est cylindrique et plus ou moins pubescente selon les génotypes. Elle mesure de 1 à 4 cm de diamètre et de 50 à 300 cm de hauteur. Les feuilles sont cordiformes et plus ou moins dentées.

En règle générale, les cinq premières paires de feuilles pétiolées sont opposées et les suivantes alternées suivant une phyllotaxie en spirale. La taille et la forme des feuilles sont variables. Les variétés cultivées en possèdent entre 20 à 30. (Vear, 1992).

3. Appareil reproducteur

Le capitule mesure à maturité entre 5 à 50 cm de diamètre. Il constitue l'inflorescence du tournesol avec à la périphérie des fleurs ligulées (dépourvues d'anthers et de style) et au centre des fleurs tubulées ou « fleurons ». Les fleurs sont hermaphrodites et la pollinisation est croisée la plupart du temps, sauf chez les espèces cultivées où l'autopollinisation est permise par l'incorporation de mécanismes d'auto-fertilisée dans les génotypes. Le Tournesol est une espèce entomophile, dont la pollinisation est assurée par les abeilles et les bourdons (Vear, 1992). Les fleurons ont une corolle courte, 2 sépales rudimentaires, 5 étamines à filets libres et à anthers soudés, un ovaire et un style. Ils sont disposés en hélice qui converge vers le centre du capitule. Le capitule porte 50 à 3000 fleurs. La partie parenchymateuse du capitule, appelée éponge, mesure de 1 à 4 cm d'épaisseur. Les anthers libèrent leur pollen, après avoir traversé les corolles. Les pollens sont recouverts d'épines, ce qui facilite leur transport par les insectes pollinisateurs.

Ensuite, le style pousse à travers le tube staminal, bifide, qui s'ouvre par-dessus celui-ci. Généralement, la fécondation a lieu le deuxième jour et les stigmates flétrissent ensuite. Un stigmate peut rester fécondable environ une semaine (Vear, 1992). La morphologie particulière des organes reproducteurs rend la castration manuelle difficile.

4. Graine

La graine est un akène assez gros avec un poids de mille graines de 30 à 100 g. Elle est composée d'un péricarpe sec, la coque (composée de plusieurs couches cellulaires) et d'une amande. L'amande est composée d'un tégument renfermant l'embryon formé de deux cotylédons, la tigelle et la radicule. Les principales réserves de la graine sont sous forme d'huile (entre 20 à 60% de l'akène) et de protéines (environ 25%). La durée de dormance de la graine est d'environ 3 mois.

Elle reste viable 5 ans en conditions ambiantes et 10 ans à 7°C et une faible humidité (Vear, 1992).

III.7. Utilisation de tournesol dans la phytoremédiation

Les plantes se distinguent par leur capacité à accumuler des métaux lourds (**Nouri et al., 2009**) (**Kacalkova et al., 2015**) pour ce souci, la sélection des espèces végétales pour la phytoextraction des métaux lourds dépend principalement sur la capacité de tolérance et la biomasse des plantes (**Rezania et al., 2016**).

La biomasse élevée de la plante les hauts ions métalliques retirés du sol traité certaines espèces végétales peuvent s'accumuler teneur élevée en métaux lourds dans leurs tissus ; cependant, produisent peu de biomasse et sont des plantes à croissance lente, ce qui les rend impossible d'utiliser ces espèces en phytoremédiation. Par exemple, **Selvam et Wong (2008)** ont révélé une baisse de la production de biomasse de *B. napus* cultivé sur un sol contaminé au Cd. Par conséquent, la production de biomasse des espèces végétales sélectionnées pour l'hyper accumulation est un facteur important contrôlé le succès de la technologie de phytoremédiation. Tournesol (*H.annuus*) est une plante annuelle amérindienne appartenant à la famille *d'Asteraceae* avec une grosse tête fleurie (inflorescence), et il pousse dans une large gamme de types de sols. La tige de la fleur peut atteindre une hauteur 3 m de haut, avec le capitule atteignant jusqu'à 30 cm de diamètre avec le «Grosses» graines

Le tournesol (*Helianthus nnuus L*) possède des caractéristiques agronomiques importantes, telles que la tolérance aux températures élevées et basses et l'adaptation aux différentes conditions du sol et du climat, est l'une des cultures les plus écologiques qui est utilisée dans diverses situations pour le nettoyage de l'environnement car elle pousse très vite, a une grande biomasse et peut hyper accumuler les métaux lourds (**Paniego et al., 2007**) .L'accumulation de métaux a été enregistrée la plus élevée dans les racines de la plante suivies par les pousses (**Fulekar, 2016**)

Les résultats **d'Adejube et al (2017)** .ont montré que l'élimination des métaux lourds dans le sol pollué variait en fonction de la durée du tournesol (30 jours <60 jours <90 jours).

Les études précédentes ont démontré que le tournesol présente une tolérance élevée vaux métaux lourds (**Pilon-Smits, 2005 ; Chirakkara et Reddy, 2015 ; Rizwan et al., 2016 ; Govarthanana et al., 2018**). Par conséquent, cette étude visant à évaluer la capacité de *H. annuus* à assainir les métaux (Pb et Cd) sols impactés et leur effet sur la biomasse totale de tournesol.

I. Description et choix de zone d'étude.

I.1.Introduction

Les fonderies fondent des métaux et des alliages ferreux et non ferreux et les refaçonnent en produits sous leur forme finie ou presque par la coulée et la solidification du métal ou de l'alliage en fusion dans un moule. L'industrie de la fonderie est différenciée et diverse. Elle se compose d'une large gamme d'installations, certaines étant petites, d'autres très grandes, chacune mettant en œuvre une combinaison de technologies et d'opérations sélectionnées en fonction des intrants, de la taille de série et des types de produits fabriqués. L'organisation du secteur est fondée sur le type d'apport métallique, la principale distinction s'établissant entre les fonderies de métaux ferreux et celles de métaux non ferreux. (ALFET UMCP, 2003)

Parmi les processus principaux de la fonderie, la fusion qui comporte une étape très importante qui sert à produire du métal liquide à l'aide des fours de différents types (four à arc, cubilot, four à induction et autres) afin d'être coulée dans les moules pour reproduire la pièce désirée.

Ces fours de fusion sont composés de plusieurs organes qui assurent leurs fonctionnements tels que la station hydraulique, l'installation de puissance et la station de refroidissement (ALFET UMCP, 2003)

Dans notre thèse nous allons présenter la station de refroidissement principale de notre entreprise, qui sert à fournir de l'eau réfrigérante pour l'ensemble de nos fours et cela en basant sur les points suivants :

- Le principe de fonctionnement de la station
- Une analyse de sa situation actuelle
- A la fin un projet de rénovation de la station

II.2. Situation géographique du site de prélèvement

Située au niveau de la zone industrielle ZAAROURA à 4 Km de Tiaret, l'aéroport le plus proche se trouve à 18 Km de la ville de Tiaret et le port le plus proche est celui de Mostaganem (150 Km de Tiaret). Distance par rapport à Alger est de 290 Km (ALFET UMCP, 2003)



Figure 10: Situation géographique du site de prélèvement (ALFET UMCP, 2003)

II. 3. Présentation de l'entreprise

1. Historique

Démarrage de l'activité en 1983 sous le nom de l'Entreprise Nationale de Fonderie (ex ENF), puis restructuration en trois filiales sous la tutelle du groupe FONDAL en décembre 1999. (Saïbi, 2019). L'Entreprise Publique Economique ; Algérienne des Fonderies de Tialet (ALFET) a été créée sous forme de société par actions au capital social d'un montant de 1 200 000 000,00 DA divisé en 2400 actions de valeur nominale de 500 000 DA chacune, détenues par l'actionnaire unique le Groupe Industriel FONDAL. ALFET dès sa création à partir de 1983 s'est inscrite dans la logique du progrès, en plus des actions de rationalisation des coûts ; ALFET a mis en place le système de management de la qualité pour s'assurer de la prise en charge des exigences du client et de la gestion de ses attentes. (Saïbi, 2019)

Pour garantir l'évolution de son savoir-faire ; ALFET fait appel au différent institut et association dépositaires du savoir-faire dans le domaine des techniques de fonderies ; notamment pour le perfectionnement de son personnel et la mise à niveau de son processus. (Saïbi, 2019) Au plan de développement ; des actions de modernisation sont en cours ; et de donner une meilleure flexibilité en matière de réalisation des pièces en aciers spéciaux de petites séries .la stratégie d'ALFET s'est vue confortée par la journée technique de 2005 qui a permis une amélioration du cadre d'échange.

Celle –ci s’est traduite en 2006 par une progression de sa part de marche (**Saibi, 2019**)

C’est un outil industriel performant, étudié pour répondre aux Besoins des différents Secteurs- Clients avec une très large Gamme de nuances de Métal. C’est aussi la réponse juste aux attentes des Clients grâce au Savoir-faire acquis qui nous permet d’apporter des solutions parfaitement adaptées à leurs Besoins et Intérêts. La fonderie est un ensemble de procédés qui permet de réaliser de nombreuses pièces métalliques. Elle consiste à faire fondre le métal pour le couler ensuite dans des moules ou il se solidifie sous forme de pièces reproduisant le contour et les dimensions de l’empreinte du moule. Les pièces de fonderie peuvent être exécutées en fonte grise ou malléable en acier, en cuivre, en alliages d’aluminium ou de magnésium. La fonderie permet d’obtenir des pièces d’une forme très compliquée comme , par exemple, les blocs cylindres des moteurs d’automobile et d’avion ,les pistons et les segments de piston les bâtis , les roues et les protecteurs des turbines à vapeur et hydrauliques ,les canalisation ,les conduits d’eau ..Etc. C’est pourquoi les pièces de fonderie métallique sont largement employées dans la construction de machines, la sidérurgie, le bâtiment, l’industrie chimique et au très branches de la production, la gamme d’opérations de la fonderie est tes compliquée. (**Saibi, 2019**)

2. Fiche technique

- Technologie et moyens de production :
 - 04 fours à induction de 10 tonnes/heure
 - 02 fours à arc de 05 tonnes/heure
 - 04 chantiers de moulage mécanique
 - 02 chantiers de moulage manuel
 - Procédées de noyautages diversifiés
 - 01 installation de maintenance de sable
 - 01 installation de parachèvement et de traitement technique
 - 01laboratoire d’analyse chimique ; métallurgiques et mécanique
- Activité : Production et commercialisation des pièces brutes moulées en fonte et en acier.

Capacités de production :

- ❖ Fonte 8350 tonnes / an.
- ❖ Acier 4000 tonnes / an.

➤ Gamme de production :

❖ Poids des pièces produites variant entre 10 Kg à 17 tonnes pour la fonte et entre 150 gr à 2 tonnes pour l'acier

❖ Très grande variété de nuances de métal (plus de 50 nuances).

3. Opérations de la fonderie

Les différentes opérations de la fonderie sont :

- Fusion des métaux.
- Préparation des charges.
- Fusion : fours (induction, arc, gaz, rotation).
- Maintien de fusion
- Traitement du métal fondu par des flux appropriés ou des alliages mères, des gaz ou mécaniquement : décrasser, dégazer, épurer, modifier, éliminer, ajouter, affiner(le grain), réduire, oxyder.
- Alimentation en métal : par poche, louche (manuelle, semi- manuelle ou automatique).
- Recyclage.
- Sablerie : Préparation : séchage, mélange, contrôle.
- Alimentation : installation de transport du sable par tapis, élévateurs, trémies, aspiration.
- Recyclage : récupération du sable brûlé, tri des particules métalliques, refroidissement, régénération, mélange.
- Noyautage : fabrication des noyaux qui seront insérés dans le moule et qui correspondent aux parties creuses de la pièce finie. Les principales étapes sont :
 - Moulage : utilise un matériau réfractaire et qui se présente sous la forme de petits grains ; on peut donc lui donner la forme que l'on veut, et figer cette forme avec un additif. Cela en fait un matériau de choix pour la conception de moules ; cependant, c'est un moule à usage unique, mais que l'on peut fabriquer facilement de manière répétée.



Figure 11 : Moule au sable (ALFET UMCP, 2003)

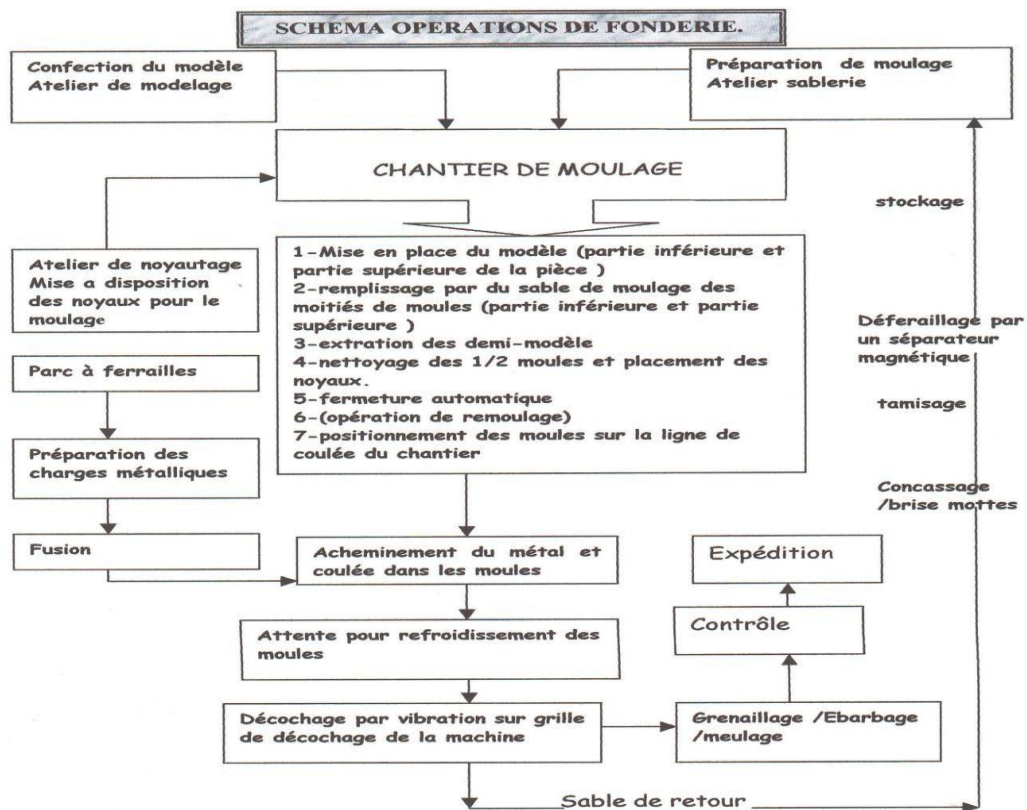


Figure 12 : Schéma opérations de fonderie (ALFET UMCP, 2003)

II. Matériels et méthodes

II.1. Objectif

L'objectif principal de cette étude est d'essayer d'éliminer la pollution de sol prélevé de la fonderie (ALFET) de ville de Tiaret, en utilisant l'espèce végétale tournesol (*Helianthus annuus*), et d'étudier les caractérisations physico-chimiques du sol pour mieux connaître, en point de vue des éléments fertilisants, ainsi que l'interaction entre le sol et l'espèce.

II.2. Lieu et durée du travail

Ce travail a été réalisé dans laboratoire des sciences du sol (pour l'analyse du sol), et dans une serre en plastique (pour la plantation) au sein de département des Sciences de la Nature et de la Vie, Université Ibn Khaldoun de Tiaret. Pendant la durée de 25 Février jusqu'à le 12 Mars.

II.3. Matériels expérimentale

II.3.1. Sol

a)- Sol prélevé : Les sols que nous avons expérimentés dans ce travail sont des sables déjà utilisés dans le moulage en fer dans La fonderie.

Mais avant que ces sables ne soient utilisés à cette fin, il faut les mélanger avec des produits chimiques pour améliorer la molaire. Une fois utilisés, ils sont stockés à l'intérieure jusqu'à ce qu'ils soient trouvés des solutions. Car ils sont très toxiques et contaminés et sont chargés des métaux lourds et des produits chimiques, donc ils sont pollués.

On a prélevé deux types du sables : sable noire et sable vert.

b)- Sol agricole non contaminé : il s'agit d'un sol préalablement existé dans le site expérimental de notre faculté des sciences de la nature et de la vie.



Figure 13 : Prélèvement d'échantillons du sol agricole (photo originale)

II.3.2. Matériel végétal

Des grains de tournesol (*Helianthus annuus L*) est une espèce diploïde ($2n=2x= 34$) originaire d'Amérique du Nord, puisqu'elle est utilisé très souvent dans la phytoremédiation, c'est une hyper accumulatrice des métaux.



Figure 14 : Graines de l'espèce *Helianthus annuus.L* (photo originale)

II.4. Protocole expérimental

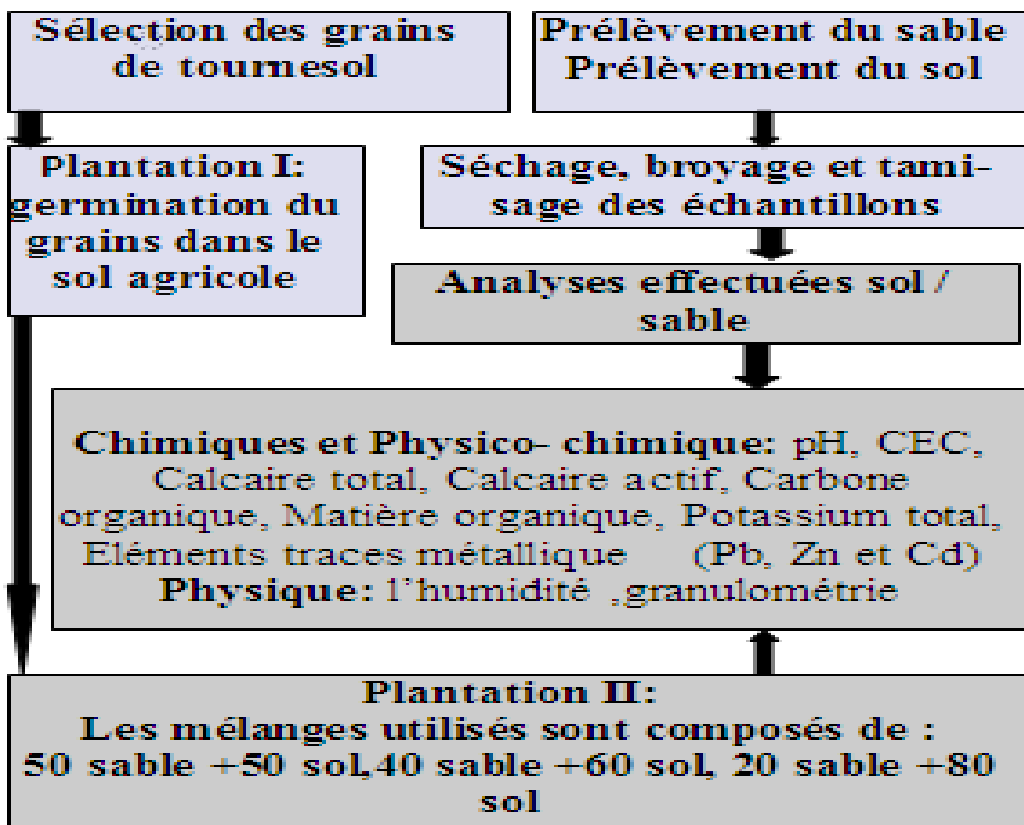


Figure 15 : Protocole préliminaire pour l'analyse du sol et sables.

II.4.1. Préparation des échantillons

Broyage-Tamisage

La fraction des échantillons qui ne doit pas servir aux mesures physiques de perméabilité et stabilité structurale est passée au broyeur qui simultanément trace les mottes et tamise le sol à 2 mm, Cet appareil est constitué par un large mortier tournant à fond plat dont la circonférence est garnie de tamis trous ronds de 2 mm

Le pilon tourne sur lui-même, autour de son axe fixe; il peut être chargé de masselottes plus ou moins pesantes suivant la compacité du sol. Les surfaces de frottement entre mortier et pilon garnies de caoutchouc spécial permettent de ne pas écraser les agrégats trop durs ni les concrétions, le temps nécessaire au broyage et tamisage d'un échantillon de 2 kg n'excède pas 2 à 3 minutes.



Figure 16 : Tamis (photo originale)



Figure 17 : Tamisage du sable (photo originale)

II.4.2. Mesure et analyses effectuées:

2.1. Analyse physique du sol

2.1.1. Granulométrie

Par la méthode de **Robinson (1922)** cette analyse permet de connaître la répartition de particules minérales inférieures à 2 mm selon la classe de grosseur.

Selon la méthode internationale, la destruction de la matière organique est faite par l'eau oxygénée (H_2O_2). Le prélèvement des argiles et limons a été effectué par la pipette de Robinson, les sables ont été récupérés par tamisage. La composition granulométrie est exprimée en %.

2.1.2. Humidité (H%)

1 Appareils

- Etuve à 105°C
- Boîtes à tare ou capsules de verre.
- Dessiccateur

2 Mode opératoire

- Peser (à la balance de précision, à ± 1 mg près) une boîte à tare ou une capsule préalablement séchée à l'étuve à 105 C° et refroidie à la température ambiante dans un dessiccateur. **(Jean, 1993)**
- Transvaser la totalité de l'échantillon de sol tamisé à 2.00 mm (conservé dans une boîte), dans un plateau émaillé et étaler le sol sur toute la surface du plateau.
- Mélanger avec une spatule de façon à homogénéiser le sol et prélever avec la spatule, par petites fractions, en différents endroits du plateau (on peut suivre les diagonales et les médianes du rectangle formé par les bords du plateau).
- Prélever environ 10 g de sol. **(Jean, 1993)**
- Peser la boîte à tare (ou la capsule) contenant l'échantillon puis la mener à l'étuve à 105C°, pendant 24 heures. **(Jean, 1993)**
- Peser la boîte à tare (ou la capsule) contenant l'échantillon séché, après l'avoir laissée refroidir à la température ambiante dans un dessiccateur. **(Jean, 1993)**

3- Calculs

$$H\% = 100 (C_{ah} - C_{as}) / (C_{as} - C_v)$$

$$Fh \% = 1 + (C_{ah} - C_{as}) / (C_{as} - C_v)$$

Soit en g :

C_v : Poids de la boîte à tare vide

C_{ah} : Poids de la boîte à tare plus le sol séché à l'air

C_{as} : Poids de la boîte à tare plus le sol séché à l'étuve à 105 C°

2.2. Analyse physico-chimique du sol

2.2.1. pH du sol

- Dans un bécher de 100ml, ajouter 20g de sol plus 100ml de l'eau distillé.
- Mélangé manuellement pendant une minute.
- Laissez reposer pendant deux heures
- Mesurer avec le pH mètre (**Jean, 1993**)

2.2.2. Conductivité électrique

La conductivité électrique représente la totalité des sels soluble, la mesure de (CEC) s'effectue à l'aide d'une conductivité mètre.



Figure 18 : Mesure du pH (photo originale)



Figure 19 : Mesure de la conductivité électrique (photo originale)

2.2.3. Dosage de Carbone organique

La teneur en carbone organique est déterminée par la méthode d'**Anne (1945)** qui se base sur un titrage par sel de Mhor .Ce dernier oxyde les Bichromates de Potassium ($K_2Cr_2O_7$) qui sont dans la solution. Les Bichromates vont être fixés avec les molécules de Carbone, ce qui reste des Bichromates va être oxydé par le sel de Mhor : $C\% = (y-x) 0.61 / p$

Y : La quantité de sel de Mhor qui à oxyder tous les Bichromates dans l'essai

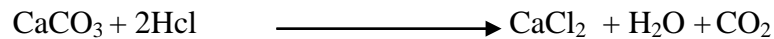
X : La quantité de sel de Mhor qui à oxyder tous les Bichromates dans l'échantillon de sol

P : La prise d'essai

La quantité réduite est proportionnelle à la teneur en Carbone organique ce dernier est liée à la matière organique par la réaction suivante : $MO(\%) = 1.72 \times C (\%)$

2.2.4. Calcaire total

La valeur du Calcaire total est déterminée par le Calcimètre de Bernard. Le principe de dosage est fondé sur la réaction caractéristique suivante :



C'est la mesure de CO_2 dégagé suite à l'action d'un excès d'Acide Chlorhydrique sur un point connu d'échantillon. (AFNOR, 1987)

2.2.5. Calcaire actif

Selon la méthode de **Drouineau-Galet**, le dosage du Calcaire actif est réservé uniquement aux échantillons contenant plus de 5% de Calcaire total, il se repose sur titrage par oxydoréduction qui utilise les permanganates de Potassium et d'Oxalate d'Ammonium, on met un contacte de 1g d'échantillon avec un excès de solution d'Oxalate (100 ml). Après filtration on dose par retour l'Oxalate qui reste avec une solution de Permanganate en milieu acide jusqu'à la persistance de la couleur violette du KMnO_4 (**Callot et Dupuis, 1980**).

2.2.6. Potassium total

Le potassium a été déterminé par spectrométrie d'absorption atomique par aspiration directe de l'échantillon filtré ou digéré et filtré dans une flamme air-acétylène. (**Roula, 2005**).

2.2.7. Eléments traces métalliques

Pour le dosage de ces éléments soient : Pb, Zn et Cd, la minéralisation de la boue a été faite par l'eau régale (mélange d'un acide nitrique, et acide chlorhydrique), le dosage a été effectué par spectromètre d'absorption atomique (**Roula, 2005**).

II.4.3. Plantation

3.1. Plantation primaire

Dans la première étape nous avons planté les graines du tournesol dans un sol agricole non contaminé pour la germination des grains et après la germination nous avons transférer vers les sols contaminés.

À la fin du mois de Février, nous avons planté au départ quarante pots (l'on prend en compte vingt pots pour chaque type du sol.

Ils sont placés dans la serre qui existe dans la faculté, ils ont été observés pendant quinze jours avec l'irrigation régulière chaque deux jours.



Figure 20 : Vue de pot après 7 jours dans la serre (photo originale)



Figure 21 : Vue de pot après 15 jours (photo originale)

3.2. Plantation secondaire

Nous avons planifié cette phase comme suit :

Mélange et choix des substrats : les mélanges utilisés sont composés de sol agricole non contaminé et du sable. Par cet essai, nous cherchons à faire une caractérisation physico chimique de sable et du sol et de voir quel sera le comportement des plantes *Helianthus annuus* vis-à-vis ces substrats.

Tableau 01: Composition et dénomination des traitements testés.

Substance	Sable	Sol
T1	50%	50%
T2	40%	60 %
T3	20%	80 %

Malheureusement, à cause de la répression de corona virus, nous n'avons pas pu terminer la phase de la plantation secondaire, en vertu de cela, ils ne sont effectués que dans les conditions qui sont prévues dans la serre de la faculté.

III. Résultats et discussion

III.1. Caractérisation du sol et du sable utilisés

1. Caractérisation physico-chimique du sol

Tableau 02 : Résultat des analyses physico-chimique du sol.

	Moyenne	Min	Max
pH	7,79	7,56	8,11
CE (ms/cm)	0,46	0,37	0,65
MO (%)	7,71	5,65	10,78

-Le pH du sol est de valeur 7.79 ± 0.21 , ce qui signifie que le sol est légèrement basique.

-La conductivité électrique est de l'ordre 0.46 ± 0.11 ms/cm ce qui explique que le sol n'est pas salé, selon la classification de **(Diehl, 1975)**. (Tableau 02).

-La matière organique est de taux 7.71 ± 2.61 %, selon la classification de **Baize (1988)** le sol utilisé lors de l'expérimentation est très riche en matière organique (Tableau 02).

2. Caractérisation physico-chimique de sable

Nous avons analysé 2 types de sol : Sable noir (Sv) ; Sable vert (Sn)

Tableau 03 : Résultat des analyses physico-chimique du sable noir

Sable noir (Sn)	Moyenne	Min	Max
Humidité %	1,2617	1,0542	1,8421
pH (T=18,2C°)	11,126	10,119	12,214
CEC (ms/cm) (T=18,2C°)	7,03	6,56	8,1
pH KCl (T=18,2C°)	12,94	12,50	13,12

Tableau 04 : Résultat des analyses physico-chimique du sable vert

Sable noire (Sv)	Moyenne	Min	Max
Humidité %	1,199	1,091	1,932
pH (T=18,2C°)	12	11,17	12,90
CEC (ms/cm) (T=18,2C°)	17,36	15,78	18,23
pH KCl (T=18,2C°)	11,96	12,56	13,78

III.1.3. Discussion

Les résultats obtenus malheureusement ne sont pas suffisants pour montrer que le sol prélevé de la fonderie c'est possible de dépolluées par la phytoremédiation avec le tournesol ou non, mais cela ne nous empêche pas de profiter des études similaire.

III.2. Résultats des études similaires

III.2.1. Premiers résultats

Ont été tirés d'une étude intitulée (Phytoremédiation des sols contaminés au Pb et au Cd à l'aide de tournesol (*Helianthus annuus* plante. (2018)

Tableau 05 : Caractéristiques physicochimiques du sol étudié. (Khalid et Alaboudia, 2018)

Paramètre	Value
pH	6.24 ± 0.11
Ce (ms/cm)	0.27 ± 0.02
Mo(%)	10.23 ± 0.74
Pb (mg/Kg)	26.3 ± 3.8
Cd (mg/Kg)	Nil
Distribution granulométrique	
Sable fin(%)	81.00
Limon fin(%)	12.80
Argile(%)	6.20
Textural class	Sable limoneux

Le sol a des quantités relatives de Pb total avec une concentration moyenne de $26,3 \text{ mg kg}^{-1}$, et la concentration de Cd était en dessous de la limite de détection de l'instrument utilisé.

Les plantes semblaient saines dans le contrôle et le sol modifié avec une faible concentration de métaux, alors que les plantes cultivées sur les sols plus contaminés par Pb et Cd ont montré un jaunissement au brunissement les feuilles (**Khalid et Alaboudia, 2018**)

Tableau 06 : Pousse et racines poids frais et sec de *H. annuus* cultivé sur un sol amendé avec différentes concentrations de Pb et Cd (mg kg^{-1} sol). (**Khalid et Alaboudia, 2018**)

Métal	Concentration, mg kg^{-1} sol	Tirez sur du poids frais, g	Tirez poids sec, g	Poids frais de racine, g	Poids sec des racines, g
Pb	0,00	27.02 ± 1.03	4.27 ± 0.25	13.56 ± 0.89	2.45 ± 0.35
	10	25.00 ± 1.0	3.53 ± 0.31	12.06 ± 0.53	2.53 ± 0.21
	20	19.00 ± 1.0	3.33 ± 0.21	10.28 ± 0.78	2.14 ± 0.17
	40	19.00 ± 1.0	2.93 ± 0.15	9.04 ± 0.26	1.93 ± 0.15
	80	15.41 ± 0.55	2.57 ± 0.21	7.90 ± 0.10	1.66 ± 0.19
	100	13.00 ± 1.0	1.90 ± 0.20	5.04 ± 0.17	1.13 ± 0.25
	200	6.33 ± 1.53	1.52 ± 0.13	4.0 ± 0.20	0.79 ± 0.18
	0,00	26.12 ± 1.02	3.93 ± 0.15	13.77 ± 0.25	2.43 ± 0.44
Cd	10	19.00 ± 1.0	3.0 ± 0.26	13.77 ± 0.25	1.58 ± 0.37
	20	13.00 ± 1.0	2.03 ± 0.15	8.33 ± 0.61	1.11 ± 0.22
	40	9.00 ± 1.0	1.66 ± 0.15	6.57 ± 0.40	0.97 ± 0.06
	80	7.28 ± 0.75	1.11 ± 0.12	5.10 ± 0.26	0.56 ± 0.19
	100	4.24 ± 0.31	0.92 ± 0.13	1.57 ± 0.31	0.25 ± 0.17
	200	3.00 ± 1.0	0.76 ± 0.19	0.81 ± 0.22	0.15 ± 0.04

Dans cette expérience, il y avait des différences plus importantes entre la même plante en pousses, poids des racines et longueur de la plante cultivée sur le sol modifié avec différentes concentrations de différents métaux (tableau 6). Il semble que le Cd était plus efficace pour réduire la biomasse végétale et la longueur des pousses et des racines des plantes en croissance par rapport au Pb. **(Khalid et Alaboudia, 2018)**

Tableau 07 : Pousse et longueur des racines de *H.annuus* cultivées dans un sol amendé avec des concentrations différentes de Pb et Cd (mg kg^{-1} sol). **(Khalid et Alaboudia, 2018)**

Métal	Concentration, mg kg^{-1} sol	Longueur de tir, cm	Longueur de la racine, cm
Pb	0,00	52.78 ± 3.24	34.00 ± 2.0
	10	41.33 ± 2.31	27.33 ± 1.53
	20	39.33 ± 1.53	19.00 ± 1.0
	40	32.00 ± 2.65	15.33 ± 1.53
	80	28.00 ± 2.0	10.33 ± 1.53
	100	18.00 ± 2.0	7.00 ± 1.0
	200	15.00 ± 2.0	2.00 ± 1.0
Cd	0,00	53.11 ± 0.84	34.22 ± 1.35
	10	41.78 ± 4.91	24.00 ± 2.0
	20	36.67 ± 4.73	16.33 ± 1.53
	40	28.67 ± 3.06	12.00 ± 2.0
	80	16.44 ± 1.71	6.00 ± 2.0
	100	12.01 ± 2.42	3.00 ± 1.0
	200	8.93 ± 2.72	1.67 ± 0.58

Ces observations sont corroborées par une amélioration significative du niveau du métal dans le tissu végétal. La réduction de la biomasse était significativement élevée en Cd excès suivi de Pb dans une moindre mesure dans le traitement témoin. Ceci peut représenter l'effet cumulatif des effets physiologiques endommagés ou inhibés fonction dans des conditions de stress. La diminution observée de la matière sèche la production sous contrainte métallique est en accord avec celle rapportée plus tôt dans les plantes autres que le tournesol. **(Khalid et Alaboudia, 2018)**

III.2.2. Deuxièmes résultats

Ont été tiré d'une étude intitulée (Évaluation du tournesol (*Helianthus annuus L*) pour la phytoremédiation des sols contaminés par le plomb. (2019). Caractéristiques physiques et chimiques du sol avant le semis :

Tableau 08 : Caractéristiques physiques et chimiques du sol avant le semis. (Kamil et al., 2019)

Caractéristiques	value
Ce (ms/cm)	3.80
pH	19.14
Ca (mg/Kg)	11.27
Mg (mg/Kg)	6.83
Na (mg/Kg)	1.28
K (mg/Kg)	33.10
Cl (mg/Kg)	Nil
Co₂	2.86
So₄	0.69
(M.O) (%)	11.13
Texture du sol	
Sable fin(%)	24.61
Limon fin(%)	53.29
Textural class	Sable limoneux

Tableau 09: Hauteur de la plante et poids sec des organes et plante entière de tournesol. (**Kamil et al., 2019**)

Organes	Dose Pb mg.kg ⁻¹						moyenne	LSD 0.05
	0	50	100	150	200	250		
Hauteur de la plante (cm)								
	80.67	78.33	76.00	77.67	75.67	75.00	77.22	4.55
Poids sec (g)								
Les racines	8.20	9.08	7.18	5.52	7.08	6.12	7.20	N.S
Tirs	73.43	73.58	70.12	71.97	68.70	61.01	69.80	N.S
Plante entière	81.63	82.66	77.30	77.49	75.78	67.13	77.00	N.S

Traits de croissance À 100 mg .kg⁻¹ de sol de Pb, il y a eu une diminution significative de la hauteur de la plante à 76 cm, qui a commencé à chuter plus brusquement à 75,67 et 75, respectivement à des concentrations de Pb de 200 et 250 mg.kg⁻¹ de sol par rapport au témoin qui a donné hauteur maximale de 80,67 cm (tableau 9).

Tableau 10 : Concentrations de plomb dans le sol testé avant et après traitement au plomb (**Kamil et al., 2019**)

Sol d'essai	Dose Pb mg.kg ⁻¹						moyenne	LSD 0.05
	0	50	100	150	200	250		
Avant le traitement	3.88	3.88	3.88	3.88	3.88	3.88	3.88	
Après le traitement	2.80	26.03	51.74	154.84	193.91	2.19.31	108.11	58.13

L'accumulation de plomb dans le sol après la récolte a augmenté de façon linéaire avec l'augmentation des quantités de plomb ajoutées au sol. Comme on peut le voir dans le tableau 10, l'accumulation de Pb dans le sol a augmenté de manière significative dans les traitements au Pb ($p \geq 0,05$) par rapport au traitement témoin.

Le tableau(10) montre qu'aux concentrations de 150,200 et 250 mg.kg⁻¹ de sol, l'effet du Pb était plus élevé et donnait 154,84, 193,91 et 291,31 mg.kg⁻¹ qu'à 50 et 100 mg.kg⁻¹ de sol qui donnaient 26,03 et 51,74 mg.kg⁻¹. (**Kamil et al., 2019**)

III.2.3. Troisièmes résultats

Résultat ont été tirés d'une étude intitulée :

Etude de la bioaccumulation des éléments trace métallique (Pb, Cu) par le tournesol *Helianthus annuus.L* 2015

Les résultats obtenus par *Helianthus annuus* montrent une accumulation moyenne des valeurs enregistrée dans le sol.

Tableau 11 : Accumulation du Pb et Cu dans les organes de tournesol (**Boukirat**)

Organe	Métal	
	plomb	Cuivre
Tournesol	33,50 ± 36,17 ppm	13,75 ± 5,63 ppm
Racine	18,30 ± 8,35ppm	6,22 ± 3,81 ppm
Les graines	1,87 ± ppm 1,54 ppm	1,18 ±1,85 ppm

Cette accumulation a été influencée par les paramètres physicochimiques du sol : pH, CEC et taux d'argile A%. (**Boukirat**)

Conclusion

Conclusion

L'accumulation des métaux lourds dans les sols, qui sont par nature non dégradables et potentiellement toxiques, augmente le risque d'exposition des êtres vivants. Il est donc primordial non seulement de mieux connaître les facteurs essentiels contrôlant la mobilité et la biodisponibilité des métaux dans les sols, mais aussi de développer des solutions de réhabilitation efficaces et durables visant à limiter les risques liés à la pollution métallique, et à restaurer et à préserver les ressources en sols.

Cette étude avait pour but d'éliminer la pollution du sol prélevé de la fonderie (ALFET) de ville de Tiaret, en utilisant l'espèce végétale tournesol (*Helianthus annuus*), et d'étudier la caractérisation physico-chimique du sol pour mieux connaître, en point de vue des éléments fertilisants, ainsi que l'interaction entre le sol et l'espèce.

Les résultats obtenus à l'issue de notre étude, malheureusement ne sont pas suffisants pour montrer que le sol prélevé de la fonderie peuvent être dépollué par la phytoremédiation avec le tournesol ou non, par ailleurs les résultats obtenus des études similaires, en particulier en ce qui concerne la capacité d'accumulation des métaux lourds du tournesol (*Helianthus annuus L*) confirment ce possible que décontaminé le sol par cette plante.

Puisqu'il s'agit d'une expérience réussie et donnant de bons résultats, nous suggérons de l'utiliser au niveau des sites.

Références bibliographique

1. Abdelhafez, A. Abbas H. Abd-El-Aal R. Kandil, N. Mahmoud W. 2012. Environmental and health impacts of successive mineral fertilization in Egypt. *Clean* 40, 356–363.
2. Abdelhafez, A. Li J. 2014. Geochemical and statistical evaluation of heavy metal
3. Abou-Shanab R. 2011. Bioremediation: new approaches and trends. In: Khan, M.S. (Ed.), *Biomangement of Metal-Contaminated Soils, Environmental Pollution*.
4. Adejube, A. Anteyi A. Garba F. Oyekunle O. and Kudaisi F. 2017. Bioremediating activity of sunflower (*Helianthus Annuus L.*) on contaminated soil from challawa industrial area, Kano-State Nigeria. *International Journal of Agriculture and Earth Science*, 3 (5):1-11.
5. AFNOR. 1987. Calcaire totale, évaluation des carbonates in *Qualité des sols méthodes d'analyse*, Pp 37-40.
6. ALFET UMCP (Présentation).
7. Alturiqi, A. Albedair, L. 2012 - Evaluation of some heavy metals in certain fish, meat and meat products in Saudi Arabian markets. *Egypt. J. Aquati. Res*, 38: 45- 49.
8. Anne A, 1945. ANXE (P) - Sur le dosage rapide du carbone organique des sols.
9. Babich, H. 1980. Environmental factors that influence the toxicity of heavy metals and gaseous pollutants to microorganisms, *Crit. Rev. Microbiol.* 8, 99-145.
10. Baize D. 1988 - Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français, résultats généraux du programme APITET. *Le courrier de l'environnement*, 35, 9p.
11. Baize D. 2000a - Guide des analyses en pédologie-2ème Ed. Paris : INRA, 257p.
12. Baize, D. 1997 - Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France). Paris:INRA, 401p.
13. Baker M. Morel M. Schwartz C. 1997. Des plantes pour depolluer les friches Industrielles. *Biofutur* 169 : 30-33.
14. Baker M. Walker P. 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Shaw, J. (Ed.). *Heavy Metal Tolerance in plants: Evolutionary aspects*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 155-178.
15. Bewley D. and Black M. 1978. *Physiology and biochemistry of seeds in relation to germination*. Berlin: Springer-verlag. p 306.
16. Blanchard C. 2000. Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse : Ecole Doctorale de Chimie de Lyon.
17. Boukirat D. Etude de la bioaccumulation des éléments trac métalliques (Pb, cd) par le tournesol *Helianthus annuus L.*

18. Bourrelier P. Berthelin J. 2008. Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Rapport n°42 à l'Académie des Sciences. Paris, France: Lavoisier Tec & Doc, p440.
19. Bradford K. 1986. Manipulation of seed water relations via osmotic priming to improve germination under stress conditions. Hort Science, 21: 1105-1112.
20. Burke M. Knapp S. and Rieseberg, L. 2005. Genetic consequences of selection during the evolution of cultivated sunflower. Genetics, 171: 1933– 1940.
21. Callot G. Dupuis M. 1980. Le calcaire actif des sols et sa signification. Bull. AFES, Pp17-26.
22. Chaignon V. 2001. Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse : Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement : Système Terre, Université d'Aix-Marseille.
23. Chevrier É. 2013, Canada, La phytoremédiation, une solution d'avenir pour le Québec. Université de Sherbrooke.
24. Delisle S. 2011, Les phytotechnologies donnent des résultats. Québec Vert, Vol. Printemps 2011, pp 52-54.
25. Delmas-Gadras, C. 2000. Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Thèse : Université de Pau et des pays de l'Adour, U.F.R. Sciences.
26. Deneux-Mustin, S. Roussel-Debet, S. Mustin, C. Henner P. Munier-Lamy C. Colle C. Berthelin, J. Garnier-Laplace, J. Leyval C. 2003. Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. TEC & DOC, Paris.
27. Diehl R. 1975. Agriculture générale 2ème édition. Ballière.p231.
28. Duffus J. 2002 - Heavy metals-a meaningless term Pure. App. Chem, 74: 793-807.
29. Dwivedi A. Sharma GN. A Review on Heliotropism Plant: Helianthus annuus L. 2014 p150-151
30. EPA U. 1999; Phytoremediation Resources Guide. Government of the Unites States of America: Washington, USA, p 56.
31. Fernandez C. Labanowski J. Cambier P. Jongmans, G. 2007 - Fate of airborne metal pollution in soils as related to agricultural management. 1. Zn and Pb distributions in soil profiles. Eur J. Soil. Sci, 58: 547- 559.
32. Foy C. Chaney R. White M. 1978. The Physiology of metal toxicity in plants. Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology 29, 511-566.
33. Fuleka M. 2016. Phytoremediation of heavy metals by Helianthus annuus in aquatic and soil environment. Int.J. Curr. Microbiol. App.Sci. 5(7): 392-404.

34. Ghosh M. Singh S. review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J Energy Environ* 2005, 6, (4), 18.
35. Hegarty T. 1978. The physiology of seed hydration and dehydration, and the relation between water stress and the control of germination: a review. *Plant Cell. and Environment* 1: 101- 119
36. Jardin catalan (le tourne sol culture, semis, plantation, entretien, récolte et conservation) email : catalan@gmail.com ; site : <http://payhip.com>
37. Jean P. 1993 *Les méthodes d'analyse Tome 1 Analyses de sols* P 7, p 50
38. Jean-Louis M. *Phytoremédiation des sols contaminés* ; p 165
39. Kamil M. AL-Jobori Athar K. Kadhim 2019, Évaluation du tournesol (*Helianthus annuus* L.) pour la phytoremédiation des sols contaminés par le plomb p848-851
40. Khalid A. Alaboudia,b, Berhan A. Graham B. 2018 *Phytoremédiation des sols contaminés au Pb et au Cd à l'aide de tournesol (Helianthus annuus) plante* P 124 , p125, p126, 127
41. Khelifi R. Hamza-Chaffai A. 2010 - Head and neck cancer due to heavy metal exposure via tobacco smoking and professional exposure: A review. *Toxicol. App. Pharm*, 248 :71-88.
42. Kumar P. Dushenkov V. Motto H. Raskin I. 1995. Phytoremediation : the use of plant to remove heavy metals from soil. *Environ. Sci. Technol.* 29 : 1232-1238.
43. Lopareva-Pohu, A. 2011, Intérêt de la phytostabilisation aidée pour la gestion des sols pollués par des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Zn). Thèse de Doctorat. Université de du Littoral Côte d'Opale, 286p.
44. McGrath S. 1998 *Phytoextraction for soil remediation*. In *Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*, Brooks, R., Ed. CAB International: New York, pp 261-288.
45. McLaughlin M. Zarcinas B. Stevens D. Cook N. 2000. Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31 (11- 14), 1661-1700.
46. Nouri J. Khorasani N. Lorestani B. Karami M. Hassani A. Yousefi N. 2009.
47. Pagnanelli F. Mainelli S. Bornoroni L. Dionisi D. Toro L. 2009, Mechanisms of heavy- metal removal by activated sludge. *Chemosphere*, 75: 1028- 1034.
48. Paniego N. Heinz R. Fernandez P. Talia P. Nishinakamasu V. and Hop H. 2007. Sunflower. In *Genome Mapping and Molecular Breeding in Plants* .C.Kole (ed.)Vol.2. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag;P.153-177.
49. Park J. Lamb D. Paneerselvam P. Choppala, G. Nanthi Bolan N. Chung J. 2011, Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *Mater*, 185: 549-574.

50. Peer W. Baxter I. Richards E. Freeman J. Murphy S. 2005 Phytoremediation and hyperaccumulator plants. In *Molecular biology of metal homeostasis and detoxification*, Springer pp 299-340.
51. Québec HIV Société québécoise de phytotechnologie la phytoremédiation le 12.07.2016
52. Rezania S. Taib S. Md Din M. Dahalan F. Kamyab H. 2016. Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *J. Hazard. Mater.* 318, 587–599.
53. Rickson, R.J. 2013 - Can control of soil erosion mitigate water pollution by sediments Article in Press. *Sci. Total. Environ.*
54. Roula S. 2005. Caractérisation physico-chimiques et valorisation des boues résiduares urbaines pour la confection de substrats de culture en pépinière hors-sol. Thèse magister, en science agronomique, BATNA, p115 + annexe.
55. Saibi KH. 2019, etude comparatif de compresseur centrifuge et du compresseur a vis p3-7
56. Selvam A. Wong J. 2008. Phytochelatin synthesis and cadmium uptake of *Brassica napus*. *Environ. Technol.* 29, 765–773.
57. Shah K. Nongkynrih J. Mistry C. 2010, Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biol. Plant*, 51: 618-634.
58. Snow A. Moran-Palma P. Rieseberg H. Wszelaki A. and Seiler G. 1998. Fecundity, phenology, and seed dormancy of F1 wild-crop hybrids in sunflower (*Helianthus annuus*, Asteraceae). *Amer. J. Bot.* 85: 794-801.
59. Sousa C. 2001 Contaminated sites: The Canadian situation in an international context. *Journal of Environmental Management*, 62, (2), 131-154.
60. Vear F. Bony H. Joubert G. Tourveille de Labrouhe, D., Pauchet, I. and Pinochet X. 2003. 30 years of sunflower breeding in France. *Oléagineux Corps Gras Lipides*, 10 : 66-73
61. Vymazal J. Jaroslav S. Nemcova J. Suchy V. 2010, Heavy metals in sediments from constructed wetlands treating municipal waste. water. *Biogeochem*, 101,1: 335-356.
62. Walling D. Collins A. 2008, The catchment sediment budget as a management tool. *Environ. Sci. Policy*, 11, 2, 136-43.
63. Wu C. Luo Y. Zhang L. 2018, Variability of copper availability in paddy fields in relation to selected soil properties in southeast China. *Geoderma*, 156: 200-206.