

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou
Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques
Département de Biologie



Mémoire de fin d'études
en vue de l'obtention du diplôme de Master
Spécialité : protection de l'environnement

Thème

**Contribution à l'étude de l'efficacité de deux
variétés de *chlorophytum comosum* et de *Vicia
faba* dans la décontamination de sol
artificiellement pollué et l'influence de la pollution
aux hydrocarbures sur leurs caractères
phénoliques**

Présenté par : Salmi Saliha

Salmi Fadhila

Devant le jury :

Président :	Mme Ali Ahmed Sadoudi	Professeur à L'U.M.M.T.O
Promotrice :	Mme Chehrit-Hacid F.	M.C.B à L'U.M.M.T.O
Co-promotrice:	M ^{lle} Ali Ahmed S.	M.A.A. à L'U.M.M.T.O
Examinatrice :	M ^{lle} Daoudi H.	M.A.A. à L'U.M.M.T.O

Soutenu publiquement le : 19-07-2017

Remerciements

Nous remercions tout d'abord le bon Dieu le Tout Puissant de nous avoir donné le courage, la force et la patience pour réaliser ce travail.

Nous tenons par la suite à exprimer nos vifs remerciements, notre reconnaissance et notre profonde gratitude à nos promotrices Mme Chehrit-Hacid F., maitre de conférence à L'U.M.M.T.O et M^{lle} Ali Ahmed S., maitre-assistante au département de Biologie à L'U.M.M.T.O pour leur encadrement scientifique, leurs orientations, leurs précieux conseils, leur soutien et leurs encouragements tout au long de notre travail.

Nous tenons à remercier également les membres du jury qui nous ont fait l'honneur d'examiner ce travail ;

à la présidente Madame Ali Ahmed Sadoudi D. Professeur au département de Biologie à l'U.M.M.T.O.

à M^{lle} Daoudi H. maitre-assistante au département de Biologie à l'U.M.M.T.O. pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Merci également à toutes les personnes travaillant au laboratoire LABAB et en particulier M^{lle} Bouajla qui nous a permis d'accéder au laboratoire où nous avons réalisé la plus grande partie de notre travail.

Enfin, nous remercions tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce mémoire.

Dédicace :

Nous dédions ce modeste travail :

A notre très chère mère, notre support après Dieu dans la vie, qui nous a toujours soutenu et pour qui les mots ne sont pas assez forts pour exprimer toute la gratitude et l'estime que nous lui devons.

A notre père paix à son âme qui n'a jamais quitté nos pensées, présent toujours dans nos cœurs, qui serait sans doute fier de ses filles du chemin qu'elles ont parcouru.

A nos chers frères : Mohammed, Ali, Ahmed et Salim

A nos chères sœurs : Mina, Sadia, Hadjila et Sarah

A nos beaux-frères et belles sœurs

A nos chers neveux et nièces

A toutes les familles : Salmi et Tellache

A nos chères amies : Mina, Rima, Bina, Faro, Kiri, Mira, Hassina et Djamila

A toute la promotion de protection de l'environnement

A la mémoire de tous les êtres chers que nous avons perdus

Liste des abréviations :

Abs : Absorbance

ADIT : Traitement biologique des sols pollués

AEHS: Association for Environmental Health and Sciences

BTEX : Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylènes

C : Contaminé

Ca : Calcium

Car : Caroténoïde

Chl a : Chlorophylle a

Chl b : Chlorophylle b

CoA : Coenzyme A

EPA : Environment Protection Agency

FT : Flavonoïdes totaux

HAPs : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

MF : Matière fraîche

MS : Matière sèche

NC : Non contaminé

P : Probabilité

PPT : Polyphénols totaux

SC : Sol contaminé

SNC : Sol non contaminé

TC : Tannins condensés

TH : Tannins hydrolysables

Liste des figures :

Figure 1 : Principaux acides phénoliques.....	12
Figure 2 : Squelette de base des flavonoïdes.....	12
Figure 3 : Structure chimique d'un tannin hydrolysable.....	13
Figure 4 : Structure chimique d'un tannin condensé.....	13
Figure 5 : Les voies de synthèse des polyphénols	14
Figure 6 : Espèces utilisées dans l'expérimentation.....	19
Figure 7 : Localisation de la station-service de Boukhalfa	21
Figure 8 : Dispositif expérimental de l'essai au laboratoire.....	22
Figure 9 : Biomasse aérienne moyenne des trois plantes.....	26
Figure 10 : Biomasse racinaire moyenne des plantes.....	27
Figure 11 : Teneurs des PPT moyennes dans la partie aérienne des trois plantes.....	29
Figure 12 : Teneurs en PPT moyennes dans la partie racinaire des trois plantes	30
Figure 13 : Teneurs en FT moyennes au niveau de la partie aérienne des trois plantes	31
Figure 14 : Teneurs en FT moyennes au niveau de la partie racinaire des trois plantes.....	32
Figure 15 : Teneurs en TH moyennes au niveau de la partie aérienne des trois plantes.....	34
Figure 16 : Teneurs en TH moyenne au niveau la partie racinaire des trois plantes.....	35
Figure 17 : Teneurs moyennes en chlorophylles dans la partie foliaire de <i>Vicia faba</i>	36
Figure 18 : Taux de germination du maïs dans le sol contaminé et non contaminé cultivés par les trois plantes	37
Figure 19 : Test de germination du maïs.....	37

Liste des tableaux :

Tableau I : Les différentes techniques de bioremédiation	09
Tableau II : Synthèse de quelques travaux de phytoremédiation dans monde	17
Tableau III : Quelques essais de phytoremédiation réalisés à l'U.M.M.T.O	18

Table des matières

Table des matières :

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction générale.....1

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I. Généralités sur les hydrocarbures.....3

I.1. Définition et origine des hydrocarbures.....3

I.2. Types d'hydrocarbures.....3

I.2.1. Les hydrocarbures aliphatiques.....3

I.2.1.1. Les hydrocarbures aliphatiques saturés.....3

I.2.1.2. Les hydrocarbures aliphatiques insaturés.....3

I.2.2. Les hydrocarbures aromatiques.....3

I.2.2.1. Les hydrocarbures aromatiques monocycliques.....3

I.2.2.2. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques.....4

I.3. Les mélange d'hydrocarbures.....4

I.3.1. Les essences.....4

I.3.2. Les gazoles.....4

II. Pollution du sol par les hydrocarbures.....4

II.1. Sources et types de contaminations du sol par les hydrocarbures.....4

❖ Cas des stations-service.....5

II.2. Devenir des hydrocarbures dans Le sol.....5

II.2.1. Volatilisation.....5

II.2.2. Sorption.....6

II.2.3. Solubilisation.....6

II.2.4. Dégradation.....6

II.2.4.1. Dégradation abiotique.....6

II.2.4.2. Dégradation biotique.....	7
II.3. Impacts des hydrocarbures.....	7
II.3.1. Impacts sur le sol.....	7
II.3.2. Impacts sur la flore.....	7
II.4. Méthodes de réhabilitation des sols contaminés.....	8
II.4.1. Procédés physiques.....	8
II.4.2. Procédés chimiques.....	8
II.4.3. Procédés thermiques.....	8
II.4.4. Procédés biologiques.....	8
IV. La phytoremédiation.....	9
IV.1. Définition	10
IV.2. Les mécanismes de la phytoremédiation.....	10
IV.2.1. La phytostabilisation	10
IV.2.2. La phytoextraction.....	10
IV.2.3. La phytovolatilisation.....	10
IV.2.4. La phytodégradation et la rhizodégradation	10
IV.3. Les coûts de la phytoremédiation	11
IV.4. Réponse des plantes au stress polluant.....	11
IV.5. Généralités sur les polyphénols	11
IV.5.1. Classification des polyphénols.....	12
IV.5.1.1. Acides phénoliques.....	12
IV.5.1.2. Flavonoïdes.....	12
• Les tannins.....	13
✓ Tannins hydrolysables.....	13
✓ Tannins condensés.....	13
• La lignine.....	14
IV.5.2. Biosynthèse des polyphénols.....	14
IV.5.3. Le rôle des polyphénols dans la plante.....	15
IV.6. Les caractéristiques des espèces végétales choisies en phytoremédiation.....	15
IV.6.1. La phalangère.....	15
IV.6.1.1. Classification botanique.....	16
IV.6.1.2. Caractéristiques botaniques.....	16

IV.6.1.2.1. Système aérien.....	16
IV.6.1.2.2. Système racinaire.....	16
IV.6.1.2.3. Les exigences.....	16
• <i>Chlorophytum comosum</i>	16
• <i>Chlorophytum comosum vittatum</i>	16
IV.7. Phytoremédiation des sols pollués aux hydrocarbures.....	17

Chapitre II : Matériels et méthodes

I. Matériels.....	19
I.1. Matériel végétal.....	19
I.1.1. Fève.....	19
I.1.2. Phalangère.....	20
I.1. 3. Maïs.....	20
I.2. Sol.....	20
I.3. Hydrocarbures.....	21
II. Méthodes.....	21
II.1. Préparation du sol et mise en place de l'essai.....	21
II.2. Suivi de la culture.....	22
II.3. Effets des hydrocarbures sur la croissance du végétal.....	22
II.3.1. Biomasse aérienne.....	23
II.3.2. Biomasse racinaire.....	23
II.4. Influence des hydrocarbures sur les caractéristiques biochimiques des deux espèces.....	23
II.4.1. Extraction des polyphénols.....	23
II.4.2. Dosage des polyphénols totaux.....	23
II.4.3. Dosage des flavonoïdes totaux.....	23
II.4.4. Dosage des tannins hydrolysables.....	24
II.4.5. Extraction et dosage de la chlorophylle.....	24
II.5. Evaluation de l'efficacité de la phytoremédiation.....	24
III. Analyse statistique.....	25

Chapitre III : Résultats et discussions

I. Résultats	26
I.1. Effets des hydrocarbures sur la croissance du végétal.....	26
I.1.1. Biomasse aérienne des trois plantes.....	26
I.1.2. Biomasse racinaire des trois plantes.....	27
I.2. Influence des hydrocarbures sur les caractéristiques biochimiques des deux espèces.....	28
I.2.1. Dosage des polyphénols totaux.....	28
I.2.1.1. Teneurs en PPT dans la partie aérienne.....	29
I.2.1.2. Teneurs en PPT dans la partie racinaire.....	30
I.2.2. Dosage des flavonoïdes totaux.....	31
I.2.2.1. Teneurs en FT dans la partie aérienne.....	31
I.2.2.2. Teneurs en FT dans la partie racinaire.....	32
I.2.3. Dosage des tannins hydrolysables.....	33
I.2.3.1. Teneurs en TH dans la partie aérienne.....	33
I.2.3.2. Teneurs en TH dans la partie racinaire.....	35
I.2.4. Dosage de chlorophylle.....	36
I. 3. Efficacité de la phytoremédiation.....	36
II. Discussions	38
Conclusion et perspectives.....	42
Liste des références bibliographiques	
Liste des annexes	
Résumé	

Introduction générale

Introduction générale :

Depuis la révolution industrielle, l'intensification des activités polluantes (les activités domestiques, artisanales, commerciales, agricoles et industrielles) a contribué à la contamination des sols à l'échelle planétaire.

Les stations-service sont une source importante de la pollution du sol, elle se décline en deux catégories : d'un côté, une pollution chronique se produit sur une longue période et étant due le plus souvent à la corrosion des cuves et des canalisations enterrées, de l'autre côté la pollution accidentelle qui due aux fuites des carburants des réservoirs de stockage, des installations de distribution et de diverses opérations industrielles (Patej, 2002). Cette pollution est susceptible d'entraîner une bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, en présentant des toxicités pour le végétal, l'animal et des risques pour la santé humaine (Soltani, 2004).

La protection de l'environnement et de la santé humaine nécessite des travaux de réhabilitation. Diverses approches sont envisageables pour éliminer ou réduire les concentrations des polluants dans le sol. Il peut s'agir de techniques physiques, chimiques, thermiques. Ces techniques sont très efficaces pour certains types de contaminants mais présentent des inconvénients. Les interventions sont lourdes et onéreuses et laissent en général un sol stérile. Par contre les techniques biologiques telles que la phytoremédiation sont avantageuses pour diminuer la pression exercée sur l'environnement (Abdelly, 2007).

Certains végétaux ont développé la capacité d'accumuler des contaminants dans leurs tissus. Néanmoins, ce n'est que très récemment que la phytoremédiation, qui désigne un ensemble de mécanismes biologiques utilisant les plantes et les microorganismes qui leurs sont associés afin d'extraire, immobiliser ou dégrader les contaminants présents dans le sol, est largement utilisée (Pilon-Smits, 2005 ; Ghosh et Singh, 2005).

La phytoremédiation est aussi décrite comme une stratégie économique et efficace d'éco-rémediation et relativement simple à mettre en œuvre comparativement aux autres techniques de décontamination (Pilon-Smits, 2005 ; Mohanty *et al.*, 2010 ; Watharkar et Jadhav, 2014) puisqu'elle contribue au maintien de la structure des sols étant donné qu'elle ne nécessite aucune excavation (EPA, 2012) et elle contribue à la réduction ou à la prévention de l'érosion du sol (Vishnoi et Srivastava, 2008).

La phytoremédiation est donc une technique durable beaucoup plus respectueuse de l'équilibre naturel d'un biotope, et elle ouvre la voie à une colonisation végétale des espaces urbains pollués rendant le paysage plus esthétique et agréable à vivre.

Plusieurs travaux de phytoremédiation ont été réalisés à U.M.M.T.O sur différentes espèces (Ali Ahmed et Belkaid, 2006 ; Fezani et Khider, 2007 ; Kellas, 2008 ; Belkacem et Rouas, 2012 ; Alilouche et Toudouft, 2014 ; Larabi et Moussi, 2016 ; Belhocine, 2016) et ont montré que la fève était l'espèce la plus tolérante vis-à-vis des hydrocarbures.

Malgré son grand potentiel phytoremédiateur, cette espèce est une plante légumière qui peut présenter un risque pour la santé humaine, soit directement via la consommation de ses fruits et graines ou indirectement via la consommation des animaux d'élevage qui en consomment.

Dans l'optique de trouver des nouvelles espèces pérennes et qui peuvent être substitutives des plantes alimentaires, nous avons réalisé un essai de phytoremédiation en utilisant deux plantes ornementales dont les objectifs sont :

- D'évaluer l'efficacité de deux variétés de phalangère (*Chlorophytum comosum* et *Chlorophytum comosum vittatum*) à décontaminer un sol pollué par les carburants, en les comparant à *Vicia faba* dont l'efficacité est prouvée.
- D'étudier l'effet de la pollution par les carburants sur certains paramètres biochimiques à fin de savoir si ces carburants stimulent la synthèse des polyphénols.

Pour ce faire, un sol provenant d'une station-service a été contaminé artificiellement par un mélange de l'essence super et du gasoil provenant de la même station afin de se rapprocher des conditions naturelles d'une éventuelle fuite de carburants.

Le présent document est constitué de trois chapitres. Le premier chapitre est une synthèse bibliographique qui présente des généralités sur les hydrocarbures, la phytoremédiation, les caractéristiques de *V. faba*, *C. comosum* et *C. comosum vittatum* et des généralités sur les polyphénols.

Le deuxième consiste en la présentation de l'ensemble des matériels utilisés ainsi que les différentes méthodes et protocoles que nous avons suivis dans notre expérimentation.

Le troisième chapitre est consacré à la présentation et la discussion des résultats obtenus concernant les effets des hydrocarbures sur la biomasse végétale, l'influence des carburants sur les caractéristiques biochimiques des deux espèces à savoir : le dosage de la chlorophylle et le dosage de quelques composés phénoliques et l'efficacité de deux espèces dans la phytoremédiation.

Ce travail se termine par une conclusion générale et quelques perspectives de recherche.

Chapitre I :

Synthèse

bibliographique

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I. Généralités sur les hydrocarbures :

I.1. Définition et origine des hydrocarbures :

Les hydrocarbures sont des composés organiques de formule brute C_nH_m , dont la plupart sont générés par l'activité humaine. Néanmoins, certains hydrocarbures peuvent avoir une origine naturelle, c'est le cas des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) présents dans les sols des forêts de sapins ou de hêtres autour des lacs (Lemière *et al.*, 2001).

Les hydrocarbures font partie des produits chimiques les plus importants pour l'humanité ; ils sont notamment utilisés comme source d'énergie primaire (Chakraborty et Coates, 2004).

I.2. Types d'hydrocarbures :

Selon AEHS (1998), les hydrocarbures peuvent être classés en deux grandes catégories de structures chimiques différentes : les hydrocarbures aliphatiques et les hydrocarbures aromatiques.

I.2.1. Les hydrocarbures aliphatiques :

Ils sont constitués principalement de chaînes carbonées qui peuvent être saturées ou insaturées.

I.2.1.1. Les hydrocarbures aliphatiques saturés :

Ils comprennent les alcanes qui sont des hydrocarbures à chaîne ouverte, linéaires (n-alcanes) ou ramifiés (les plus abondants sont les *iso*-alcanes qui ont un groupement méthyle en position 2) ne comportant que des liaisons simples, de formule brute C_nH_{2n+2} (Jourdain et Charissou, 2007), et les cycloalcanes qui renferment des composés cycliques saturés (à 5 ou 6 atomes de carbone) (Soltani, 2004).

I.2.1.2. Les hydrocarbures aliphatiques insaturés :

Ils comprennent les alcènes de formule générale C_nH_{2n} , portant une double liaison et les alcynes de formule générale C_nH_{2n-2} avec une triple liaison (Karg, 2001 *in* Oultaf, 2015)

I.2.2. Les hydrocarbures aromatiques :

Ils ne comprennent que des hydrocarbures insaturés, ce sont les hydrocarbures aromatiques monocycliques et les hydrocarbures aromatiques polycycliques.

I.2.2.1. Les hydrocarbures aromatiques monocycliques :

Ils sont composés uniquement de carbone et d'hydrogène et ils renferment un anneau de benzène. Ce sont les BTEX qui correspondent au benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes (Saada *et al.*, 2005).

I.2.2.2. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) :

Ce sont des composés organiques aromatiques hydrophobes fréquemment retrouvés dans l'environnement ; ils sont constitués d'atomes de carbone et d'Hydrogène formant au moins deux anneaux aromatiques condensés. Les HAPs sont des constituants naturels du charbon et du pétrole, ils peuvent être également générés pendant la pyrolyse ou la combustion incomplète de matières organiques (Doornaert et Pichard, 2005).

I.3. Les mélanges d'hydrocarbures :

Les carburants tels que l'essence et le gazole sont des mélanges complexes d'hydrocarbures pétroliers. Ils sont stockés et vendus dans les stations-service.

Leur composition en hydrocarbures dépend de facteurs comme l'origine du pétrole brut soumis au raffinage et les conditions de raffinage.

I.3.1. Les essences :

Les essences contiennent environ 230 hydrocarbures différents, dont le nombre d'atomes de carbone se situe entre 4 et 10. La distillation des essences est effectuée à une température comprise entre 30 et 200°C, ils ont une densité de 0.72 à 0.77 et un rapport H/C qui varie entre 1.7 et 1.9 (Saada *et al.*, 2005).

Selon Marchal *et al.* (2003), les essences sont composées de cinq classes principales d'hydrocarbures : 36% de BTEX, 35% d'isoalcanes, 14% de composés aromatiques, 9% de n-alcanes, 4% d'alcènes, et 2% de cycloalcanes.

I.3.2. Les gazoles :

Les gazoles sont des mélanges complexes qui se composent principalement d'hydrocarbures aliphatiques (Nwinyi *et al.*, 2014).

Les gazoles contiennent de 2000 à 4000 hydrocarbures différents, dont le nombre d'atomes de carbone varie entre 11 et 25, ils sont distillés à des températures comprises entre 180 et 380°C et ils ont une densité de 0.82 à 0.86 (Saada *et al.*, 2005).

D'après Marchal *et al.* (2003), les gazoles sont composés de 46% d'isoalcanes et cycloalcanes, 30% de composés aromatiques et 24% de n-alcanes.

II. Pollution du sol par les hydrocarbures :

D'après Colin (2000), la pollution par les hydrocarbures légers (essences, gazoles, solvants...) est très fréquente du fait de leur utilisation généralisée et leur commercialisation.

II.1. Sources et types de contaminations du sol par les hydrocarbures :

Les hydrocarbures se retrouvent dans le sol par des processus naturels ou anthropiques. Les sources naturelles des hydrocarbures sont les incendies de forêts (Barriuso *et al.*, 1996), les éruptions volcaniques, ainsi que la production d'hydrocarbures par les végétaux supérieurs ou par les algues. La production par ces végétaux est marquée par la prédominance des n-alcanes. Les sources anthropiques sont principalement les activités des secteurs énergétiques (production d'hydrocarbures) et industriels (Pimsee, 2014).

En général, il existe deux types de pollution du sol : une pollution ponctuelle également appelée pollution accidentelle ; elle se traduit par des rejets ponctuels massifs de produits dans l'espace et dans le temps. Elle se caractérise par des déversements très localisés d'importantes quantités de produits bruts ; par exemple : la rupture de pipelines lors du transport des hydrocarbures, des accidents et renversement des camions citernes (Chaîneau *et al.*, 2000). Une pollution diffuse qui se développe sur de grandes surfaces de sols, elle provient généralement de retombées atmosphériques concernant les imbrûlés produits lors de la combustion (échappements d'automobiles, incendies provoqués après déversement d'hydrocarbures,...) ou les hydrocarbures gazeux vaporisés lors de fuites ou de manipulation (Girard *et al.*, 2005).

❖ Cas des stations-service :

Les stations-service sont considérées comme des centrifuges de pollution des sols. L'exploitation de ce type d'activité représente une source potentielle de nuisances (trafic, bruit, pollution atmosphérique, pollution du sol et des eaux) pour le voisinage direct, mais aussi pour l'environnement en général. Le phénomène de pollution des sols et sous-sols provenant des stations-service se décline en deux catégories : une pollution chronique se produit à long terme. En effet, à force de stockage permanent de carburants, les cuves de stockage, les canaux d'acheminement et les autres supports connaissent une usure accentuée par l'aspect agressif des carburants. Une pollution accidentelle qui est due au déversement d'hydrocarbures lors du remplissage des stockages de la station ou de la distribution de carburant (Patej, 2002).

II.2. Devenir des hydrocarbures dans Le sol :

Le comportement et le devenir des hydrocarbures dans l'environnement dépendent de leurs propriétés chimiques et physiques et de la nature du sol.

Les hydrocarbures, une fois arrivés au sol, peuvent subir des dégradations abiotiques et des transformations biotiques liées aux micro-organismes des sols (Gabet, 2004).

II.2.1. Volatilisation :

Ce phénomène touche les fractions de faible poids moléculaire et dépend des conditions atmosphériques (vent, humidité, température,...), de la pression de vapeur et de la densité des vapeurs des contaminants. Les propriétés du sol jouent aussi un rôle dans la volatilisation des hydrocarbures. En effet, plus l'humidité du sol est grande, plus la quantité de pores disponibles pour le passage des vapeurs est faible, et donc moins la volatilisation sera importante. Certains hydrocarbures présentent une densité de vapeur inférieure à celle de l'air, ce qui permet leur atténuation par la volatilisation. A partir d'une pression de vapeur supérieure à 133 Pa le produit est relativement volatile et lorsque la constante de Henry dépasse $100 \text{ Pa.m}^3.\text{mol}^{-1}$, les composés passent facilement de la phase liquide à la phase gazeuse (Saada *et al.*, 2005).

Les hydrocarbures les plus légers, ayant de 4 à 12 atomes de carbone, qui représentent généralement près de 50 % des hydrocarbures totaux d'un brut moyen, sont éliminés rapidement dès les premiers jours, ils peuvent conduire à une pollution de l'atmosphère

(Soltani, 2004). Les HAPs à faible masse moléculaire, se volatilisent plus rapidement que les HAPs à masse moléculaire élevée (Cornelissen *et al.*, 1998).

II.2.2. Sorption :

Après avoir pénétré dans le sol une partie des hydrocarbures peut s'adsorber à la matrice du sol et être incorporée à sa matière organique puisque cette dernière est le sorbant principal des sols. Les hydrocarbures se fixent facilement sur les minéraux argileux et la matière organique, surtout quand cette dernière a atteint une certaine maturité. En effet, plus la matière organique est mature, plus elle perd de sa polarité, plus les hydrocarbures auront d'affinité pour elle (Saada *et al.*, 2005).

Selon Huang *et al.* (2003) la sorption est un processus au cours duquel les solutés (HAP) s'accumulent aux surfaces ou aux interfaces (cas de l'adsorption) du sol ou se partagent entre les interfaces (cas de la dissolution). Par conséquent, le devenir des HAPs dans l'environnement dépend fortement de sa capacité à se sorber et à se désorber.

Selon Saada *et al.* (2005), le degré d'adsorption est directement lié au contenu en carbone organique du sol ; plus le milieu est riche en matière organique, plus il est favorable aux mécanismes de l'adsorption.

II.2.3. Solubilisation :

Bien que les hydrocarbures soient des composés très peu solubles dans l'eau ; certains d'entre eux peuvent partiellement se dissoudre. Un hydrocarbure est d'autant plus soluble que sa masse moléculaire est faible et que sa polarité est élevée. Il est important de noter que ces hydrocarbures solubles sont parmi les plus dangereux pour l'environnement, et ils sont difficiles à éliminer (Soltani, 2004).

Selon Saada *et al.* (2005), plus le nombre d'atomes de carbone est élevé, plus la solubilité est faible.

II.2.4. Dégradation :

Il peut s'agir d'une dégradation biotique (biodégradation) ou abiotique (photolyse, réaction d'oxydo-réduction, hydrolyse).

II.2.4.1. Dégradation abiotique :

Selon Saada *et al.* (2005) la photolyse, les réactions d'oxydo-réduction et l'hydrolyse sont les processus principaux à l'origine de la dégradation abiotique de polluants.

- La photolyse est la décomposition chimique (oxydation) de substances sous l'action de la lumière. Elle provoque des pertes de chaînes aliphatiques.
- Les réactions d'oxydo-réduction abiotiques peuvent avoir lieu dans les sols ou dans l'eau selon la nature du polluant et les conditions redox du milieu. Elles mettent en jeu des couples redox sans intervention biologique.
- L'hydrolyse a lieu dans les phases aqueuses des milieux, il s'agit de l'action de l'eau sur les hydrocarbures.

II.2.4.2. Dégradation biotique :

La biodégradation est la décomposition totale des complexes toxiques et non-toxiques par l'action des microorganismes (Sikandar *et al.*, 2015).

Le processus se développe selon une réaction en chaîne, où les composés carbonés sont transformés, par cassures successives en molécules de moins en moins complexes, jusqu'à l'obtention de sous-produits simples, généralement le CO₂ et le H₂O (Rivière, 1998).

La biodégradation des hydrocarbures par les microorganismes appelés hydrocarbonoclastes est l'un des premiers mécanismes conduisant à l'élimination des hydrocarbures dans l'environnement (Soltani, 2004).

Selon Saada *et al.* (2005) la biodégradation des hydrocarbures est importante lorsque le nombre d'atomes de carbones de la molécule est faible.

II.3. Impacts des hydrocarbures :

La pollution par les hydrocarbures pose d'importants problèmes dans l'environnement vis-à-vis des microorganismes, des plantes, des animaux et de la santé humaine.

II.3.1. Impacts sur le sol :

D'après Rouquerol *et al.* (1987), les hydrocarbures enrobent les particules minérales du sol et assurent leur dispersion. Par ailleurs la présence des hydrocarbures dans le sol accroît son pouvoir de rétention en eau (Degranges *et al.*, 1977). Ils provoquent également une augmentation de la conductivité électrique (CE) ainsi qu'une augmentation de la concentration des éléments à l'état de trace tels que le manganèse (Mn), le zinc (Zn) et le fer (Fe) dans le sol (Degranges *et al.*, 1977). Ils conduisent à une diminution du pH du sol et de la teneur en potassium (K), calcium (Ca), phosphore (P) ; et à une augmentation en carbone organique total (Degranges *et al.*, 1977; Chaîneau *et al.*, 1996). L'imprégnation des sols en hydrocarbures a pour effet global une multiplication intense de la microflore adaptée (Degranges *et al.*, 1977 ; Rouquerol *et al.*, 1987).

II.3.2. Impacts sur la flore :

Les hydrocarbures inhibent le développement et la multiplication de certains végétaux d'où le terme de "phytotoxicité" des hydrocarbures. Cette phytotoxicité se manifeste par une inhibition de la germination des graines. La dégradation des hydrocarbures provoque une immobilisation de l'azote contenu dans le sol, ce qui induit une réduction de la croissance des plantes et des rendements (Koller, 2004). Les HAPs agissent également en pénétrant dans la plante, en diminuant l'efficacité d'utilisation de l'eau et des nutriments et en inhibant l'activité photosynthétique et la chaîne de transport d'électrons (Calabrese et Blain, 2009).

Plusieurs études ont démontré que la présence d'agents toxiques dans le milieu de croissance d'une plante menait à une diminution de la biomasse des racines, à une diminution de la longueur/taille des racines, des tiges, et des feuilles et une sénescence prématurée des feuilles (Morris *et al.* 2000).

Les sols contaminés par les hydrocarbures présentent un danger lors d'un contact direct avec l'Homme ou l'animal ou lors de leur transfert dans la chaîne alimentaire. C'est le phénomène de bioaccumulation avec le piégeage par les végétaux et les animaux des polluants

ou leurs produits de dégradation jusqu'à des teneurs atteignant les seuils de toxicité (Soltani, 2004).

II.4. Méthodes de réhabilitation des sols contaminés :

Selon le degré de pollution des sols par les hydrocarbures et du risque qu'ils représentent directement pour la santé humaine et les écosystèmes, des techniques particulières de dépollution et/ou de confinement doivent être mises en œuvre (Jourdain et Charissou, 2007).

La dépollution peut être mise en œuvre à travers quatre grands types de méthodes ; associant éventuellement la combinaison de plusieurs techniques : physiques, chimiques, thermiques et biologiques. Toutes ces techniques peuvent être mises en œuvre *ex situ* (excavation des sols contaminés et traitement "hors site" ou "sur site") ou *in situ* (décontamination sans excavation) (Técher, 2011).

II.4.1. Procédés physiques :

Les procédés physiques sont les méthodes les plus largement utilisées. Le principe consiste à utiliser des fluides (eau ou gaz), comme vecteur pour transporter les polluants vers des points d'extraction ou pour les immobiliser (Colombano *et al.*, 2010). Il existe plusieurs techniques physiques mais la plus utilisée est le lavage des sols qui consiste à extraire les contaminants, grâce à un solvant approprié, avant de les mettre en suspension (Pavel et Gavrilescu, 2008).

II.4.2. Procédés chimiques :

Ces procédés consistent en l'utilisation de réactifs chimiques pour détruire les polluants, les transformer en composés moins toxiques et/ou plus facilement biodégradables ou modifier leurs caractéristiques (mobilité, toxicité, etc.) (Colombano *et al.*, 2010) ; ils peuvent être applicables *in situ* ou après excavation des sols. La majorité des procédés exigent que les sols soient sous forme de boues ou que les contaminants soient mobilisés dans un milieu liquide. Les sols pollués par les hydrocarbures sont généralement traités par l'oxydation chimique (Dufresne, 2013).

II.4.3. Procédés thermiques :

Selon Pavel et Gavrilescu (2008), le traitement thermique *ex situ* implique généralement la destruction ou l'élimination des contaminants par l'exposition à des températures élevées dans des cellules de traitement, des chambres de combustion, ou d'autres moyens utilisés pour contenir les milieux contaminés lors de l'assainissement. Il comprend l'incinération, la pyrolyse, la désorption thermique et la vitrification.

II.4.4. Procédés biologiques :

La Bioremédiation est définie comme "l'utilisation des techniques biologiques (utilisent les organismes supérieurs ou les microorganismes) pour détruire, transformer ou immobiliser les contaminants environnementaux afin de protéger les récepteurs potentiellement sensibles" (Sikandar *et al.*, 2015). C'est la méthode la plus efficace pour éliminer une grande variété de polluants organiques.

La décontamination par voie biologique consiste donc à stimuler l'atténuation naturelle des hydrocarbures, pour en augmenter le rendement, afin de détruire le polluant organique qui sera utilisé comme source de carbone. Les principales techniques utilisées dans la bioremédiation sont résumées dans le tableau I.

Tableau I : Les différentes techniques de bioremédiation (Colombano *et al.*, 2010).

Biostimulation	Utilisation de microorganismes indigènes dans les conditions favorables à la bioremédiation envisagée.
Bioaugmentation	Ajout de microorganismes afin d'améliorer la biodégradation par introduction de microorganismes spécifiques non indigènes ou par extraction des microorganismes en vue d'une réintroduction dans la zone polluée.
Bioventing	Stimulation de la biodégradation dans la zone non saturée par apport d'oxygène. Méthode couramment employée sur les sites contenant des hydrocarbures volatils à semi-volatils biodégradables.
Bioréacteur	Mélange des sols pollués avec de l'eau et divers additifs afin de mettre les particules de sols en suspension dans l'eau et de former un mélange boueux... les boues sont traitées par voie biologique dans des bioréacteurs puis sont déshydratées.
Bioterre (biopile)	Utilisation des sols pollués en tas en vue d'un traitement biologique. Pour ce faire, les sols pollués font généralement l'objet d'un amendement et les conditions dans le bioterre sont contrôlées (aération, ajouts de nutriments...).
Compostage	Mélange des sols excavés avec des amendements organiques (composts), et à les disposer en tas trapézoïdaux (andains) régulièrement espacés afin de favoriser la biodégradation. Elle est couramment employée sur les sites qui présentent des hydrocarbures volatils à semi volatils biodégradables.
Landfarming	Étalement des contaminants sur une faible épaisseur des sols pollués sur un support imperméable et à favoriser, via des techniques agricoles classiques, leur biodégradabilité aérobie.
Biosparging	Stimulation de la biodégradation dans la zone saturée et la zone capillaire par apport d'oxygène.
phytoremédiation	Utilisation des plantes pour traiter les sols pollués par dégradation, transformation, volatilisation ou stabilisation. D'une manière générale, les composés inorganiques sont immobilisés ou extraits alors que les composés organiques sont dégradés.

IV. La phytoremédiation :

La phytoremédiation est une méthode de réhabilitation *in situ* des sols, non-invasive, basée sur l'exploitation des capacités naturelles de l'environnement à se restaurer lui-même (Shimp *et al.*, 1993 ; Khan *et al.*, 2004; Gerhardt *et al.*, 2009).

C'est une technique efficace et relativement simple à mettre en œuvre (Huang *et al.*, 2004; Olson *et al.*, 2008 ; Watharkar et Jadhav, 2014). En plus d'être reconnue comme un choix économique comparativement aux autres techniques de décontamination, elle est aussi considérée comme la plus esthétique des techniques de réhabilitation, contrairement aux

techniques citées ci-dessus sont coûteuses et elles présentent une certaine difficulté de la mise en œuvre (l'excavation, le transport...).

IV.1.Définition :

Selon Pilon-Smits (2005), la phytoremédiation est l'utilisation des plantes et des microorganismes qui leurs sont associés pour remédier à la pollution de l'environnement. C'est donc un ensemble de techniques *in situ* misant sur les plantes pour extraire, dégrader ou immobiliser les contaminants dans les sols, les sédiments, les boues ainsi que dans l'eau de surface ou souterraine et dans l'air.

IV.2. Les mécanismes de la phytoremédiation :

La phytoremédiation regroupe divers mécanismes qui sont basés sur différents principes d'action :

IV.2.1. La phytostabilisation :

La phytostabilisation consiste à utiliser les plantes pour réduire 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 (Vishnoi et Srivastava, 2008). Selon McGrath (1998), la phytostabilisation empêche la dispersion des contaminants dans les eaux de surface et les eaux souterraines.

IV.2.2. La phytoextraction :

Dans la phytoextraction, aussi appelée la phytoaccumulation, les plantes retirent du sol les contaminants et les accumulent dans leurs parties aériennes que l'on peut par la suite récolter, il pourrait s'agir d'éléments-traces métalliques et des métalloïdes biodisponibles, ainsi que certains types de contaminants organiques. La phytoextraction est la méthode de phytoremédiation la plus utilisée (Ghosh et Singh, 2005).

IV.2.3. La phytovolatilisation :

La phytovolatilisation implique l'utilisation des plantes pour extraire les polluants organiques et certains composés inorganiques du sol en les transformant en forme volatile, puis les relarguer dans l'atmosphère par transpiration (Ghosh et Singh, 2005). C'est un mécanisme attrayant parce que les polluants sont ainsi entièrement volatilisés (sous forme de gaz), 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 la phytovolatilisation (Shubhangi et Sonal, 2014).

La phytovolatilisation est utilisée pour les solvants chlorés (comme le trichloroéthylène (TCE)), les herbicides, les insecticides, les hydrocarbures et certains métalloïdes comme le mercure, l'arsenic et le sélénium (Vishnoi et Srivastava, 2008).

IV.2.4. La phytodégradation et la rhizodégradation :

La phytodégradation aussi appelée la phytotransformation, désigne la dégradation des polluants organiques dans la plante elle-même, à travers son activité métabolique au niveau des

parties aériennes et/ou racinaires ou en dehors de la plante via la production d'enzymes extra racinaires (exsudats) liées à la dégradation dans la rhizosphère (Criquet *et al.*, 2000 ; Pilon-Smits, 2005 ; Schwitzguébel *et al.*, 2011). Au cours de la rhizodégradation ou la phytostimulation, la dégradation des polluants organiques est effectuée grâce à la stimulation de l'activité des microorganismes présents dans la rhizosphère. La plante fournit la source de carbone nécessaire à la croissance de la microflore rhizosphérique via son exsudation racinaire et permet l'aération du sol (Reilley *et al.*, 1996) ; ce qui augmente la biodégradation des contaminants du sol (EPA, 2000 ; Joner et Leyval, 2003).

IV.3. Les coûts de la phytoremédiation :

La phytoremédiation exige beaucoup moins d'investissement que les techniques de décontamination conventionnelles (Peer *et al.*, 2005 ; Labrecque et Pitre, 2014), environ 10 fois moins, par ce qu'elle contribue au maintien de la structure des sols étant donné qu'elle ne nécessite aucune excavation (EPA, 2012).

IV.4. Réponse des plantes au stress polluant :

Les plantes peuvent répondre aux divers stress de l'environnement de différentes façons, cette réponse dépend de l'espèce et du type de stress (Soleimani *et al.*, 2011).

Pour faire face au stress engendré par les polluants inorganiques, les végétaux ont développé trois principales stratégies :

- Stratégie d'évitement, par laquelle les plantes se protègent en limitant l'absorption de polluants. De même, elles peuvent limiter les flux d'éléments toxiques en réduisant l'absorption racinaire en activant des mécanismes d'absorption plus spécifiques ou en activant des mécanismes d'excrétion de ces éléments via des transporteurs spécifiques (Pourrut, 2008).
- Stratégie de tolérance par laquelle les plantes limitent la mobilité des polluants (Pourrut, 2008).
- Stratégie de détoxification par laquelle les végétaux limitent les effets toxiques induits par les polluants inorganiques et en particulier, le stress oxydatif. Ainsi, les végétaux possèdent des systèmes complexes de détoxification des espèces réactives de l'oxygène produites :
 - Des systèmes enzymatiques : superoxyde-dismutase (SOD), catalases, peroxydases, peroxyredoxines, ascorbate peroxydase... (Gill et Tuteja, 2010).
 - Des systèmes non enzymatiques : acide ascorbique, glutathion, vitamine E, caroténoïde et les polyphénols.

IV.5. Généralités sur les polyphénols :

Les polyphénols, dénommés aussi composés phénoliques, représentent le plus grand groupe de substances phytochimiques (Tsao, 2010). Ce sont des molécules spécifiques du règne végétal et qui appartiennent à leur métabolisme secondaire (Daglia, 2012 ; Mojzer *et al.*, 2016), structuralement caractérisés par la présence d'une ou plusieurs unités de phénol (Lima *et al.*, 2014). Ces métabolites secondaires jouent un rôle important comme antioxydants (Gill et Tuteja, 2010).

IV.5.1. Classification des polyphénols :

Les polyphénols sont un groupe de produits naturels très diversifié d'environ 10 000 composés (Lima *et al.*, 2014 ; Mojzer *et al.*, 2016). Ils se subdivisent en plusieurs classes selon la structure de base (Tsao, 2010 ; Lima *et al.*, 2014).

IV.5.1.1. Acides phénoliques :

Les acides phénoliques sont des composés polyphénoliques qui possèdent une fonction carboxylique et au moins un hydroxyle phénolique. Ils peuvent être subdivisés en deux principaux types : les dérivés de l'acide benzoïque et les dérivés de l'acide cinnamique à squelette de base de C₆-C₁ et C₆-C₃ respectivement (Tsao, 2010 ; Fresco *et al.*, 2006) (Figure 1).

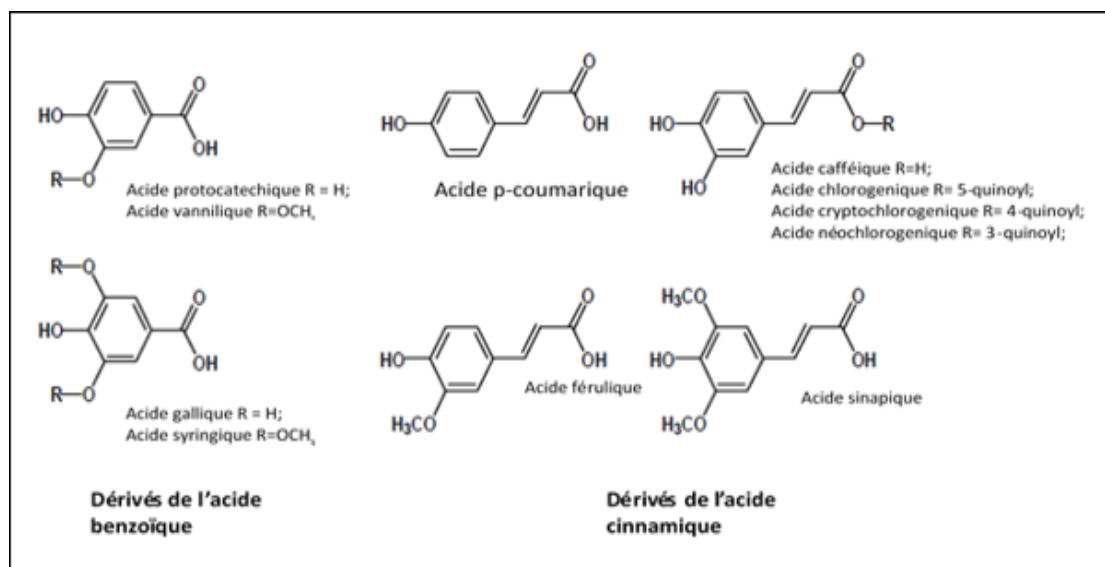


Fig. 1 : Principaux acides phénoliques (Tsao, 2010).

IV.5.1.2. Flavonoïdes :

Les flavonoïdes représentent la plus grande classe de polyphénols (Lima *et al.*, 2014). Ce sont des composés caractérisés par un squelette de base à quinze atomes de carbone formant une structure C₆-C₃-C₆ (figure 2), représentée par deux noyaux benzéniques reliés par un hétérocycle à trois carbones (Daglia, 2012 ; Fresco *et al.*, 2006).

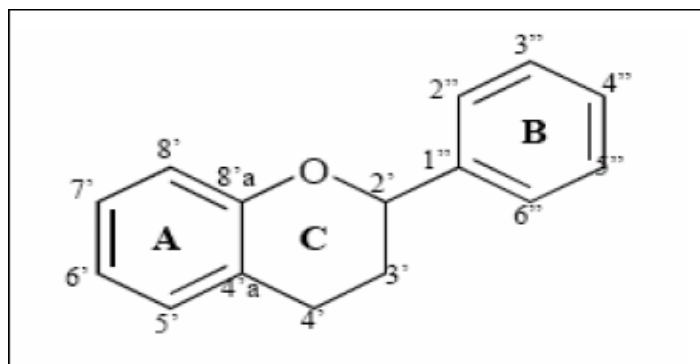


Fig. 2 : Squelette de base des flavonoïdes (Tsao, 2010).

Selon le degré d'hydroxylation et les variations au niveau de l'hétérocycle C, les flavonoïdes peuvent être subdivisés en plusieurs sous classes, dont les principales sont les flavones, les flavonols, les flavan-3-ols, les isoflavones, les flavanones, les flavanonols, les chalcones, les néoflavonoïdes et les anthocyanidines (Tsao, 2010 ; Daglia, 2012).

En plus de cette diversité, les polyphénols peuvent être présentés dans les tissus de plantes comme des polymères complexes avec un grand poids moléculaire, ce sont essentiellement les tannins et la lignine (Daglia, 2012).

- **Les tannins :** C'est un groupe de substances phénoliques polymériques ayant une masse moléculaire élevée (Mojzer *et al.*, 2016). Ils se distinguent en deux groupes différents, les tannins hydrolysables et les tannins condensés :
 - ✓ **Tannins hydrolysables (TH) :** Ce sont des polymères dérivés des acides phénoliques contenant un noyau central de glucose ou un autre polyol estérifié par l'acide gallique dans le cas des gallotannins, ou un de ses dérivés en particulier l'acide ellagique, dans le cas des ellagitannins. Ces substances sont facilement hydrolysables par voie chimique ou enzymatique (Mojzer *et al.*, 2016).

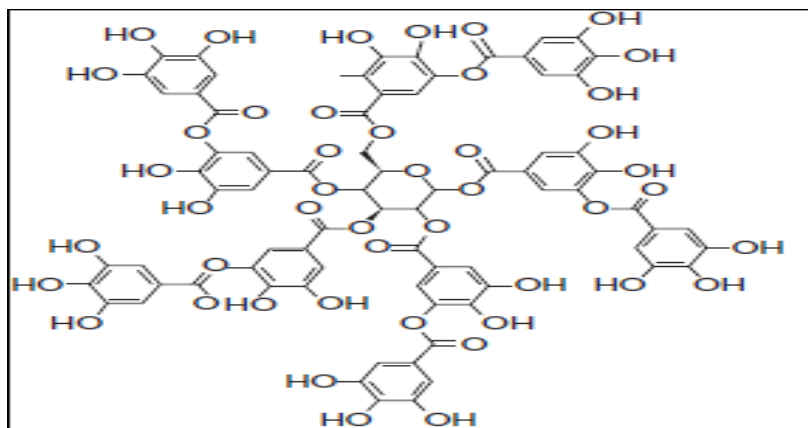


Fig.3 : Structure chimique d'un tannin hydrolysable (Daglia, 2012).

- ✓ **Tannins condensés (TC) :** nommés aussi tannins catéchiques ou proanthocyanidines sont des polymères flavaniques constitués d'unité flavan-3-ol (catéchines) ou flavan-3,4-diol reliées par des liaisons entre les carbones. (Mojzer *et al.*, 2016).

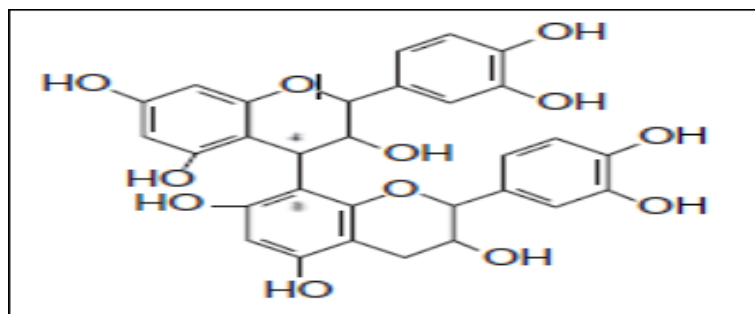


Fig.4 : Structure chimique d'un tannin condensé (Daglia, 2012).

- **La lignine** : est un polymère très complexe que l'on trouve dans toutes les plantes vasculaires (Ptéridophytes, Angiospermes et Gymnospermes). Elle est issue de la polymérisation des alcools *p*-coumarylique, coniférylique et sinapylique qui sont des monolignols, ou de 4-hydroxyphénylpropanoïdes, la polymérisation s'effectue par une radicalisation oxydative des monolignols suivie d'un couplage radicalaire combinatoire. Elle assure la rigidité aux parois cellulaires végétales et l'imperméabilité aux tissus conducteurs (Hoffmann, 2003).

IV.5.2. Biosynthèse des polyphénols :

Les voies de biosynthèse des composés phénoliques sont maintenant connues dans leurs grandes lignes (Figure 5). La voie de l'acide shikimique joue un rôle critique pour contrôler le métabolisme de la voie des phénylpropanoïdes (Yao *et al.*, 1995). Elle est à l'origine des acides hydroxycinnamiques, via la phénylalanine et de la tyrosine par désamination. De ces acides hydroxycinnamiques dérivent la plupart des classes de composés phénoliques. La biosynthèse des flavonoïdes présente, quant à elle, une originalité car ils ont une origine mixte, dérivant à la fois du *p*-coumaroyl CoA et de l'enchaînement de trois maillons acétate (apportés sous forme de malonyl-CoA) (voie des polyacétates) (Macheix, 1996).

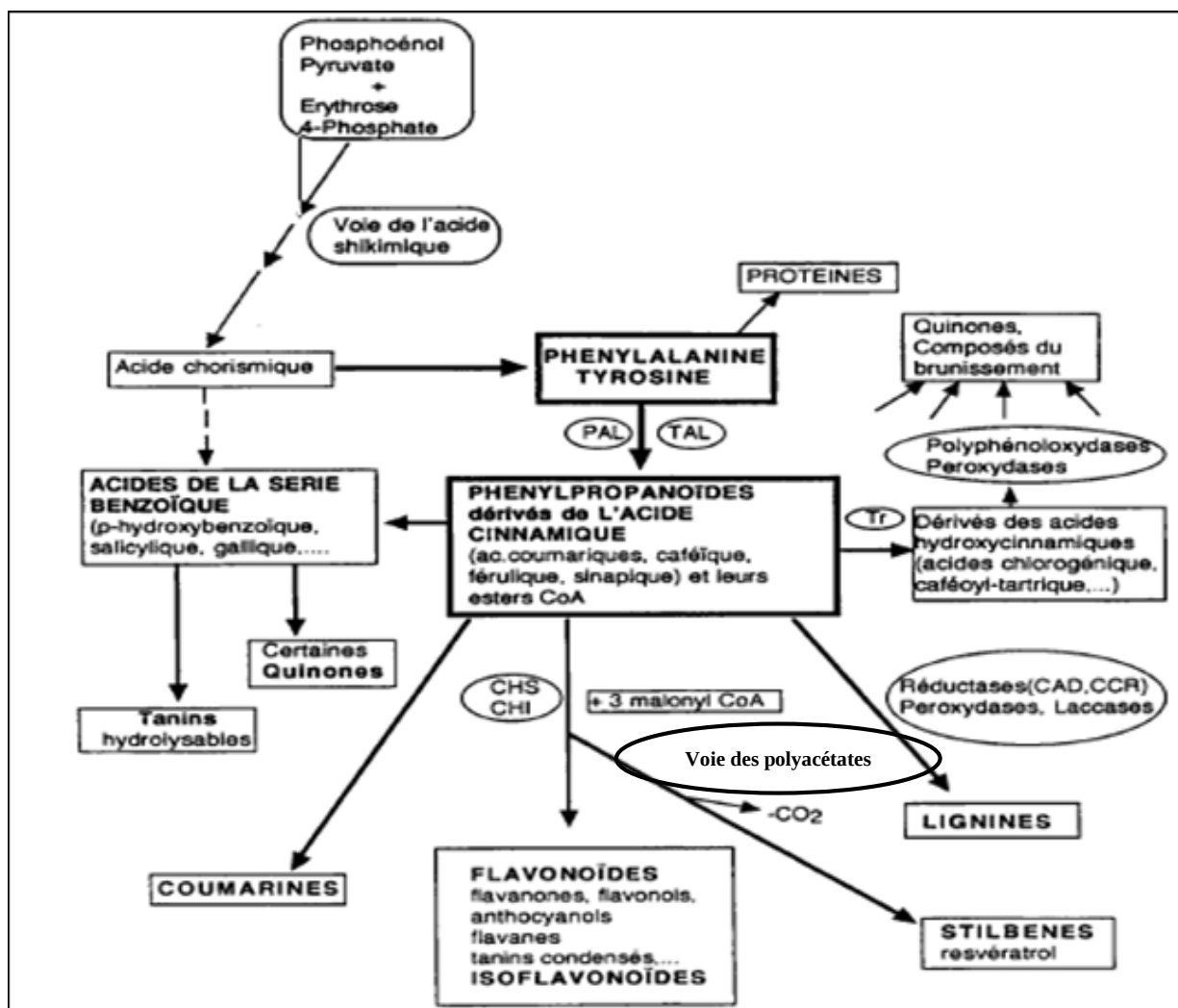


Fig.5 : Les voies de synthèse des polyphénols (Macheix, 1996).

IV.5.3. Le rôle des polyphénols dans la plante :

Dans la plante, les polyphénols sont généralement impliqués dans la défense contre les différents types de stress. Ils offrent une protection contre les UV, les agents pathogènes, les parasites et les végétaux prédateurs (Mojzer, 2016). Ils peuvent ainsi assurer la transmission de signaux de reconnaissance entre des micro-organismes et les plantes, comme par exemple dans le cas de la régulation des gènes de nodulation chez les bactéries symbiotiques du genre *Rhizobium* faisant intervenir des flavonoïdes issus des légumineuses (l'implication des flavonoïdes dans la mycorhization et la formation des nodules). Les flavonoïdes sont responsables aussi de la coloration des fleurs, des fruits et parfois des feuilles, donc de l'attraction des insectes pollinisateurs et de la dispersion des graines (Khater, 2011).

Les composés phénoliques participent également à deux principaux processus de l'activité des plantes : la photosynthèse et la respiration. Enfin, ils jouent aussi un rôle dans la morphogénèse des tiges et dans les processus de lignification (Brzozowska et Hanower, 1976).

IV.6. Caractéristiques des espèces végétales choisies en phytoremédiation :

Plus de 800 espèces végétales se prêtent à la phytoremédiation (ADIT, 2006). La sélection des plantes utilisées dans cette technique est basée sur des qualités exceptionnelles pour tolérer ou concentrer des polluants qui pourraient normalement être toxiques pour d'autres types de plantes (Labrecque et Pitre, 2014).

Les espèces végétales privilégiées en phytoremédiation sont celles qui ont les caractéristiques suivantes :

Système racinaire large et dense ; grande capacité d'absorption ; croissance rapide et forte production de biomasse ; grande capacité de pompage de l'eau reliée à leur taux de transpiration ; facilité de reproduction et un fort taux de photosynthèse ; tolérance à la sécheresse, au taux de salinité élevé, au gel et à la chaleur (Pilon-Smits, 2005 ; Di Baccio *et al.*, 2011).

Parmi les espèces végétales utilisées en phytoremédiation il y a : l'ivraie (*Lolium*), Alpiste faux roseau (*Pharlaris arendicea*), Passerage des alpes (*Alyssium alpestre*), Érable rouge (*Acer rubrum*), Avoine (*Avena sativa*), Luzerne (*Medicago sativa*) et Thlaspi (*Thlaspi caerulescens*) (EPA, 2000) ; la fève (*Vicia faba*) (Diab, 2008 ; Ammar et Nafil, 2014 ; Bourkache et Boussanou, 2015) ; Hélianthe (*Hélianthus annuus*) ; Tussilage (*Tussilago farfara*) ; Sisymbre (*Sisymbrium orientale*) (Mohanty *et al.*, 2010).

IV.6.1. La phalangère :

La phalangère (*Chlorophytum comosum*) ou la plante araignée, est une herbacée vivace de la famille des Liliaceae selon la classification classique, ou de celle des Asparagaceae selon la classification phylogénétique, originaire d'Afrique du Sud (Braria *et al.*, 2014).

IV.6.1.1. Classification botanique :

Selon APG III (2009), la classification botanique du phalangère est la suivante :

Règne.	Plantae
Clade.	Angiospermes
Ordre.	Asparagales
Famille.	Asparagaceae
S/Famille.	Agavoideae
Genre.	<i>Chlorophytum</i>
Espèce.	<i>Chlorophytum comosum</i> L.

IV.6.1.2. Caractéristiques botaniques :

IV.6.1.2.1. Système aérien :

Les feuilles de la phalangère sont simples, effilées, arquées de 15 à 50 cm de longueur, pointues à l'extrémité, persistantes et formant une rosette dense (Braria *et al.*, 2014). Elles peuvent être vertes ou vert rayé longitudinalement de blanc ou de crème selon les variétés. La floraison de *C. comosum* a lieu de Juin à Août. Les plantes présentent de petites fleurs à six pétales de couleur blanche, d'environ 1 cm de diamètre. Les hampes florales deviennent des stolons produisant de nombreuses nouvelles plantes qui s'enracinent rapidement (Croquist, 1981).

IV.6.1.2.2. Système racinaire :

Le système racinaire de *C. comosum* forme de nombreuses et grosses racines charnues, gorgées d'eau qui leur permettent de résister à la sécheresse, elles sont tuberculeuses et de 10 à 15 cm de longueur et de 1 à 2 cm de diamètre (Braria *et al.*, 2014).

IV.6.1.2.3. Les exigences :

La température optimale pour la croissance de phalangère est comprise entre 10 - 24°C (Croquist, 1981) ; c'est une plante sensible à l'excès d'eau (Braria *et al.*, 2014) ; peu exigeante, elle a besoin d'un mélange de terreau et de terre de jardin bien drainé et humifère qui lui apportera les éléments nutritifs nécessaires pour sa croissance (Croquist, 1981 ; Braria *et al.*, 2014).

Le genre *Chlorophytum* comprend plus de 200 espèces. L'espèce *C. comosum* est la plus cultivée et la plus répandue dans le commerce. Celle-ci produit de nombreuses variétés :

- *Chlorophytum comosum*, l'espèce type : est la variété originaire de plante araignée à des longues feuilles vert franc, rubanées et effilées.
- *Chlorophytum comosum vittatum* : est la variété la plus populaire de phalangère depuis 1991, ses feuilles sont vertes avec une rayure centrale blanche.

IV.7. Phytoremédiation des sols pollués aux hydrocarbures :

Les processus naturels de décontamination des sols par les végétaux s'opèrent depuis des siècles, mais ce n'est que depuis les années quatre-vingt que l'utilisation de la phytoremédiation afin de réhabiliter les sites contaminés s'est répandue (EPA, 2005). 16

De nos jours, et après plusieurs décennies de recherche dans le domaine, la phytoremédiation a fait ses preuves, quelques exemples sont présentés sur l'application de la phytoremédiation dans le monde (Tableau II) et en Algérie (tableau III).

Tableau II : Synthèse de quelques travaux de phytoremédiation dans le monde.

L'espèce végétale	Résultats des recherches	Référence
Luzerne <i>Medicago sativa</i> L.	Pétrole brut léger de 1% à 10% empêche la croissance normale et la germination de la luzerne dans le sol.	Shahriari <i>et al.</i> (2007)
Peuplier <i>Populus nigra</i> L.	Diminution de concentration des HAPs dans le sol de 18500 ug /l à 6400 ug/l entre 1999 et 2005.	Widdowson <i>et al.</i> (2005)
Saule <i>Salix spp</i> L.	Diminution de 81% de concentration de BTEX dans le sol entre août 1999 et novembre 2002	O'Niell et V.A. (2004)
Luzerne <i>Medicago sativa</i> L.	Diminution de concentration des HAPs dans le sol de 184.5 à 80.2 mg/Kg dans six mois.	Kathi et Khan (2011)
Luzerne <i>Medicago sativa</i> L. Colza <i>Brassica napus</i> L.	Diminution de concentration des HAPs dans le sol de 3700 mg/Kg à 1000 mg/Kg après trois saisons.	Porta <i>et al.</i> (1999)
Panic <i>Panicum virgatum</i> L.	Diminution de concentration de HAPs dans le sol de 184.5 à 79.5 mg/Kg dans six mois	Kathi et Khan (2011)
Trèfle blanc <i>Trifolium repens</i> L.	Dégradation de 35% d'hydrocarbure pétrolier après 23 mois.	Banks et Schwab (1998)

Tableau III : Quelques essais de phytoremédiation réalisés à l'U.M.M.T.O.

L'espèce végétale	Les résultats	La référence
Orge <i>Horodeum vulgare</i> L. Luzerne <i>M. sativa</i> L.	Capacité de la luzerne à dépolluer le sol contaminé à 2 et à 5% du pétrole contrairement à l'orge qui est moins résistant.	Ali Ahmed et Belkaid (2006)
Orge <i>H. vulgare</i> L. Haricot <i>Phaseolus vulgaris</i> L.	Capacité plus efficace d' Haricot à dépolluer le sol contaminé par le pétrole brut à 5 % et par l'essence à 5 % par rapport à l'orge.	Fezani et Khider (2007)
Blé dur <i>Triticum durum</i> L. Pois vivace <i>Lathyrus latifolius</i> L.	Capacité de phytoremédiation de sol par le pois vivace qui est plus résistant envers le pétrole et l'essence en concentration de 5%.	Kellas (2008)
Pois (<i>Pisum sativum</i> L.) Pois chiche <i>Cicer arietinum</i> L.	Le pois est plus efficace dans la biodégradation de pétrole brut que le pois chiche	Benamara et Mohammedi (2010)
Maïs (<i>Zea mays</i> L.) Sorgho <i>Sorghum bicolor</i> L.	Diminution de rendement en matière sèche des deux espèces dans un sol pollué par le pétrole brut à 5% et par l'essence super à 5%.	Mahlal et Moula (2011)
Fève (<i>Vicia faba</i> L.) Trèfle <i>T. alexandrium</i> L.	Phytoremédiation plus efficace par la fève qui est plus résistant par rapport au trèfle envers un sol pollué par 5 % de pétrole brut.	Belkacem et Rouas (2012)
Fève (<i>Vicia faba</i> L.) Sainfoin <i>Hédysarum flexuosum</i> L.	Capacité de dépollution remarquable pour la fève contrairement au sainfoin.	Rahmani et Slimani (2012)
Fève (<i>Vicia faba</i> L.)	La diminution des quantités des hydrocarbures dans le sol pollué par 5% d'essence normal, d'essence super et de gasoil, n'est pas importante.	Alilouche et Toudouft (2014)
Pois (<i>Pisum sativum</i> L.) Luzerne (<i>M. sativa</i> L.)	Diminution de rendement végétal pour les deux espèces dans un sol pollué à différentes concentrations de pétrole brut La luzerne est plus efficace que le pois dans la dégradation des hydrocarbures.	Zebiche et Smaani (2015)

Chapitre II :

Matériels et méthodes

Chapitre II : Matériels et méthodes :

Le travail expérimental de ce mémoire a été réalisé au sein du laboratoire de pathologie des écosystèmes de la faculté des sciences Biologiques et Agronomiques et du Laboratoire de Biochimie Analytique et Biotechnologies (LABAB) de l'Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou.

I. Matériels :

I.1. Matériel végétal :

Pour l'essai de phytoremédiation deux espèces végétales ont été choisies : la fève (*Vicia faba*) et la phalangère à deux variétés : *Chlorophytum comosum* (l'espèce type) et *Chlorophytum comosum vittatum* (figure 6).

A la fin de l'expérience le maïs a été utilisé pour tester l'efficacité de la phytoremédiation.

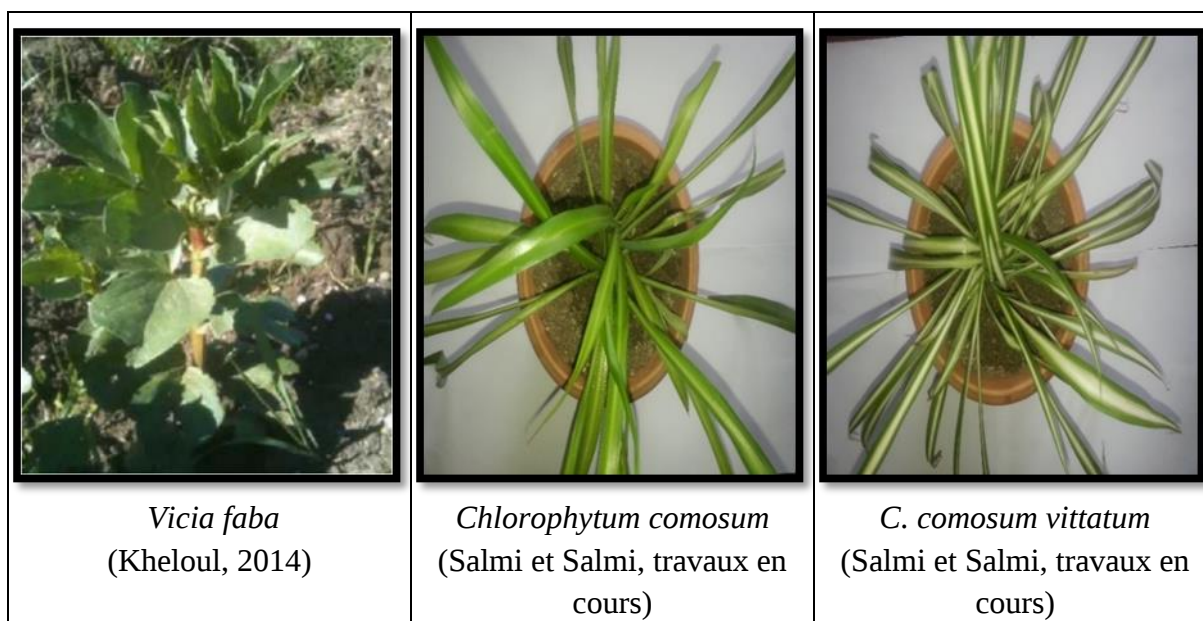


Fig. 6 : Espèces utilisées dans l'expérimentation.

I.1.1. La fève :

La fève (*V. faba*) est une légumineuse de la famille des fabacées (Chaux et Foury, 1994). Le choix de cette espèce est justifié par le fait que les légumineuses sont considérées comme des plantes ayant un bon potentiel de phytoremédiation (Duchaufour, 2001).

La fève s'est révélée particulièrement tolérante à la contamination du sol par divers hydrocarbures (Fezani et Khider, 2007 ; Diab, 2008 ; Belkacem et Rouas, 2012 ; Bourkache et

Boussenou, 2015), grâce à son système racinaire puissant et à sa symbiose avec les bactéries fixatrices d'azote (*Rhizobium léguminosarum*) qui procure au sol une bonne aération, accélérant par conséquent, la dégradation naturelle des hydrocarbures (Duc, 1997).

Nous avons utilisé cette plante comme référence par rapport à son efficacité dans la phytoremédiation.

I.1.2. La phalangère :

La phalangère ou la plante araignée est une plante ornementale capable de dégrader ou détoxifier plusieurs polluants de l'air. 120 variétés de cette espèce ont prouvé leur efficacité (Gawrońska et Bakera, 2015). Le choix de cette espèce est justifié par le fait que la phalangère est considérée comme une plante dépolluante de l'air, et elle possède aussi un potentiel phytoremédiateur du sol contaminé par les métaux lourds (notamment le plomb) (Wang *et al.*, 2011a et Wang *et al.*, 2011b).

I.1. 3. Maïs :

Le maïs (*Zea mays*) a été utilisé pour estimer l'évolution du niveau de toxicité dans le sol après phytoremédiation.

Le choix du maïs est justifié par le fait que cette espèce soit sensible à la pollution par les hydrocarbures (Chaîneau *et al.*, 1996).

I.2. Le sol :

L'étude expérimentale a été réalisée sur un échantillon de sol qui provient d'une parcelle de la station-service de Boukhalfa qui se situe à 36° de latitude et à 4° de longitude, elle est située à 5 Km à l'ouest du chef-lieu de la commune de Tizi Ouzou, sur la route nationale n°12, reliant Alger à Tizi Ouzou (figure 7).

Le choix de cette station est justifié par le fait qu'il y a une fuite de carburants (essence super et gasoil) lors du remplissage des réservoirs de stockage, ce qui conduit à la contamination des sols et des sous-sols et par la suite à la contamination de l'eau, et ça risque de passer dans la chaîne trophique par ce que, cette station est à proximité d'un cours d'eau et elle est entourée par des terres agricoles.

Le prélèvement correspond à la couche superficielle du sol (0 à 20 cm), caractérisé par une texture limono-argileuse (Bourkache et Boussenou, 2015).



Fig.7 : Localisation de la station-service de Boukhalfa (Google maps, 2017).

I.3. Les hydrocarbures :

Les hydrocarbures utilisés pour la contamination du sol sont constitué d'un mélange du gasoil et de l'essence super provenant de la même station-service afin de se rapprocher des conditions naturelles d'une éventuelle fuite. Ces carburants sont un mélange de composés aliphatiques et aromatiques essentiellement.

II. Méthodes :

II.1. Préparation du sol et mise en place de l'essai :

Le sol utilisé pour les cultures a été séché à l'air libre, puis tamisé à l'aide d'un tamis de 5 mm de diamètre, puis divisé en 2 lots, l'un a été contaminé par un mélange de l'essence super et du gazole à 6 % (V/P (6 ml dans 100 g de sol)), et l'autre a servi de témoin.

La mise en place des cultures a été réalisée le 10/01/2017 pour les deux espèces, la fève et les 2 variétés de phalangère. Les cultures ont été effectuées sur les sols précédemment préparés, 2 lots donc sont obtenus pour chaque culture, avec trois répétitions pour chaque lot.

Les 2 lots de sol contaminés et non contaminés ont été répartis sur 18 pots de 16 cm de diamètre et de 12 cm de profondeur contenant chacun 1 Kg (figure 8).

Pour la culture de la fève 3 graines ont été mises dans chaque pot. Concernant les 2 variétés de phalangère, 2 plans ont été réalisés dans chaque pot, un plan A qui consiste à planter

des phalangères adultes et un plan B qui consiste à planter des pousses de ces dernières. Ces pots sont disposés devant la fenêtre de manière à recevoir la même intensité de lumière.

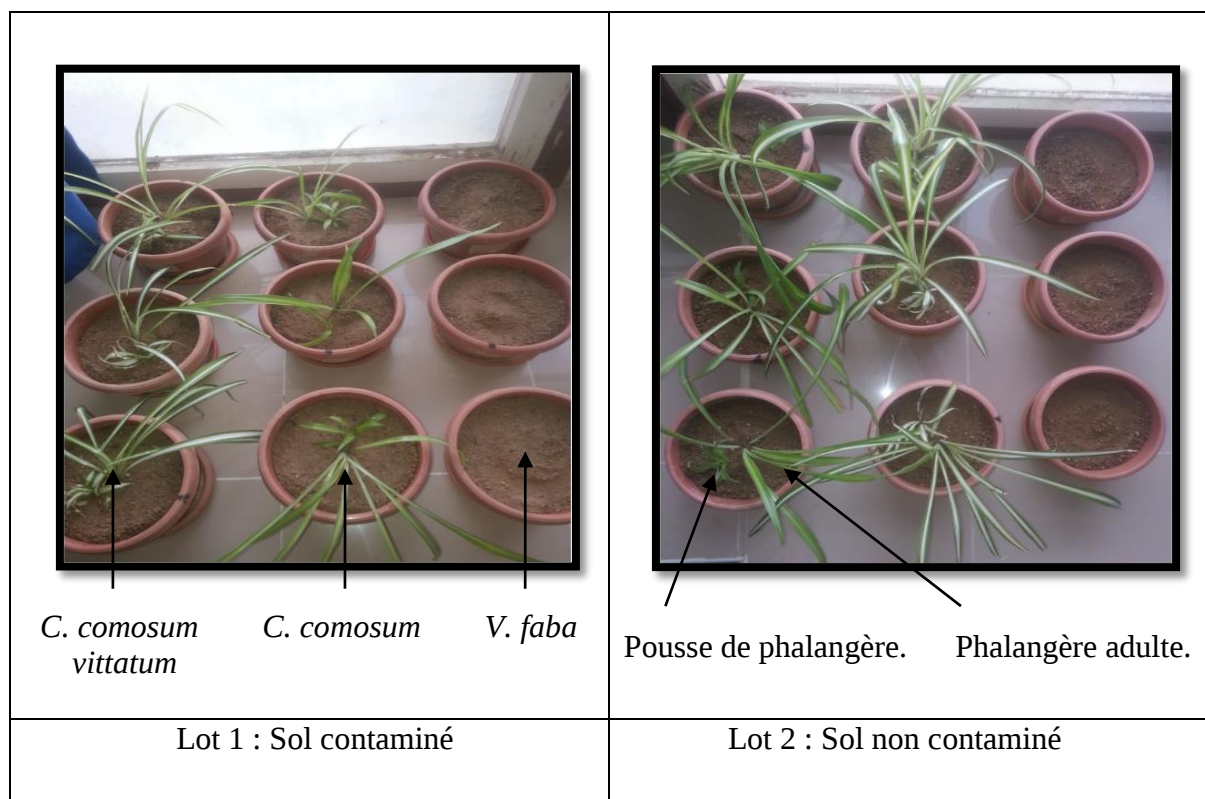


Fig.8 : Dispositif expérimental de l'essai au laboratoire.

II.2. Suivi de la culture :

Le suivi des cultures consiste en :

- un arrosage régulier (3 fois par semaine d'un volume de 10 à 20 ml selon l'humidité de sol) durant 3 mois et 10 jours. L'eau ayant filtrée dans les soucoupes est réutilisée pour l'arrosage afin de maintenir la concentration des hydrocarbures dans le sol.
- un désherbage est fait à chaque observation des mauvaises herbes dans les pots.

La récolte des 3 cultures a eu lieu le 20/04/2017, elle a été réalisée au début de la floraison de la fève.

II.3. Effets des hydrocarbures sur la croissance du végétal :

Deux indicateurs de croissance ont été choisis : la biomasse aérienne et la biomasse racinaire afin d'estimer les effets de mélange de l'essence super et du gasoil sur la croissance végétale.

II.3.1. Biomasse aérienne :

Il s'agit de peser la partie aérienne des plantes de chaque pot à l'état sec. La partie aérienne étant séparée de la partie racinaire nettoyée et séchée à l'étuve à 45°C pendant 10 jours.

II.3.2. Biomasse racinaire :

Elle consiste de mesurer le poids des racines en suivant les mêmes étapes que pour la biomasse aérienne.

II.4. Influence des hydrocarbures sur les caractéristiques biochimiques des deux espèces :

Afin de tester la réponse des plantes face au stress provoqué par la pollution du sol par le mélange de l'essence super et du gasoil, certains dosages ont été effectués.

II.4.1. Extraction des polyphénols :

Le protocole d'extraction des polyphénols a été réalisé selon la méthode décrite par Chehrit-Hacid (2016) avec quelques modifications. Ainsi, 10 mg de poudre de chaque échantillon est mélangé à 0.5 ml d'éthanol 70%. Après homogénéisation au vortex pendant 2 min, le mélange est placé dans un bain à ultrasons pendant 30 min à une température ambiante (Altemimi *et al.*, 2016) puis centrifugé à 4000 tours/min à température ambiante pendant 15 min, le surnageant récupéré est ajusté à 0.5 ml d'éthanol 70% et stocké au frais.

II.4.2. Dosage des polyphénols totaux PPT :

Les teneurs en PPT des extraits végétaux de chaque plante ont été déterminées en utilisant la méthode colorimétrique de Folin-Ciocalteu basée sur le principe d'oxydo-réduction (Singleton et Rossi, 1965). Ainsi une aliquote de 100 µl de chaque extrait a été mélangée avec 2,5 ml de Folin-Ciocalteu (1/10), puis 2,5 ml de la solution de carbonate de sodium Na_2CO_3 (7, 5%) ont été ajoutées après 5 min. Les mélanges ont été agités et mis à incuber pendant 60 min à température ambiante et à l'obscurité.

Les absorbances ont été lues à 740 nm au spectrophotomètre (UV-VIS SPECTROPHOMETER UVmini-1240). Les teneurs en PPT sont exprimées en mg équivalent acide gallique/g de matière sèche (MS) en utilisant une gamme étalon préparée à partir de l'acide gallique (voir l'annexe 1).

II.4.3. Dosage des flavonoïdes totaux :

Les flavonoïdes totaux (FT) dans les extraits éthanoliques sont dosés selon la méthode décrite par Li *et al.* (2010). Ainsi, 0.1 ml d'extrait a été introduit dans un tube à essai. Le volume a été complété à 0.6 ml avec de l'eau distillée puis 0,06 ml de NaNO_2 (1/20) a été ajouté. Après 6 min, 0,06 ml de trichlorure d'aluminium AlCl_3 (1/10) ont été ajoutés puis 6 min plus tard, 0.8 ml de NaOH 1M ont été additionnés. Le tout a été ajusté à 2 ml avec de l'eau distillée. La solution obtenue a été bien agitée et incubée pendant 15 min à température ambiante.

L'absorbance a été mesurée à 506 nm au spectrophotomètre (UV-VIS SPECTROPHOMETER UVmini-1240). Les concentrations en FT sont déduites à partir d'une courbe étalon préparée à partir de la rutine et calculées en mg équivalent de rutine (voir l'annexe 2).

II.4.4. Dosage des tannins hydrolysables :

Les tannins hydrolysables (TH) dans les extraits éthanoliques de *C. comosum* et de *V. faba* ont été déterminés par la méthode de Willis et Allen (1998) in Chehrit-Hacid (2016). Brièvement, 0,1 ml de chaque extrait ont été mélangés à 0.9 ml de H₂O et 0.5 ml de KIO₃ à 2,5 %. Les mélanges obtenus ont été agités puis mis à incuber pendant 30 min à température ambiante et à l'obscurité.

Les absorbances des mélanges ont été lues à 550 nm contre une gamme étalon d'acide tannique. Les teneurs en TH ont été exprimés en équivalent d'acide tannique mg/g de matière sèche (voir l'annexe 3).

II.4.5. Extraction et dosage de la chlorophylle :

Le protocole d'extraction de la chlorophylle a été réalisé selon la méthode décrite par Pompelli *et al.* (2013), avec quelques modifications. Ainsi, 0.1 g de matériel végétal (*V. faba*) a été broyer dans un mortier avec 2 ml d'acétone 80% et 0.1 g de CaCO₃, l'extrait obtenu a été ajusté à 5 ml avec l'eau distillée puis centrifugé à 4000 G pendant 10 min.

Les absorbances des extraits ont été lues à 663, 647 et 470 nm en utilisant un spectrophotomètre (UV-VIS SPECTROPHOMETER UVmini-1240). Les teneurs en chlorophylle a (Chl a), chlorophylle b (Chl b) et caroténoïdes (Car) ont été calculées comme suit :

$$\text{Chl "a"} (\mu\text{g.ml}^{-1}) = (12.25 \text{ Abs}_{663}) - (2.79 \text{ Abs}_{647})$$

$$\text{Chl "b"} (\mu\text{g.ml}^{-1}) = (21.50 \text{ Abs}_{647}) - (5.10 \text{ Abs}_{663})$$

$$\text{Car} (\mu\text{g.ml}^{-1}) = [(1000 \text{ Abs}_{470}) - (1.82 \text{ Chl "a"}) - (85.02 \text{ Chl "b"})]/198$$

II.5. Evaluation de l'efficacité de la phytoremédiation:

Après la récolte des trois cultures, nous avons évaluées l'efficacité de ces espèces à décontaminer le sol par un test de germination du maïs.

Le test de germination a été réalisé en mettant dans chaque boîte de Pétri 100 g du sol contenant 20 graines de maïs pour chaque répétition, et en les laissant germer dans des conditions favorables avec un arrosage régulier pendant 10 jours.

Après germination, le pourcentage de la germination a été établi dans chaque lot en dénombrant les graines germées.

$$\text{Taux de germination (\%)} = \text{nombre de graines germées} / \text{nombre total des graines} \times 100$$

III. Analyse statistique :

L'analyse statistique des résultats obtenus a été effectuée avec le logiciel **R 3.0.2**, la différence est considérée significative pour $p < 0.05$.

Les résultats de l'effet des hydrocarbures sur les végétaux et sur le sol ont été soumis au test de Student pour deux échantillons indépendants ou à son équivalent non paramétrique test de Mann-Whitney lorsque les données ne sont pas gaussiennes et à l'Anova à deux facteurs (contamination et plante) ou à son équivalent non paramétrique, test de Kruskal-Wallis lorsque la normalité n'est pas vérifiée, suivie d'un test post-hoc pour établir les groupes homogènes au cas où les différences sont significatives.

Chapitre III :

Résultats et discussion

Chapitre III : Résultats et discussions :

I. Résultats :

Après 20 jours de plantation les phalangères adultes n'ont pas résisté à la contamination du sol, elles ont complètement fané, ça peut être dû au fait que ces plantes aient subi un choc lors la plantation dans un sol pollué par le mélange de l'essence super et du gasoil, par ce qu'auparavant ces dernières ont été planté dans un sol sain pendant un an. C'est la raison pour laquelle elles n'ont pas pu s'adapter au changement édaphique.

L'expérimentation de ce travail a été réalisée en utilisant les pousses de phalangère portées par leurs stolons.

I.1. Effets des hydrocarbures sur la croissance du végétal :

I.1.1. Biomasse aérienne :

La figure 9 représente la biomasse aérienne moyenne des trois plantes cultivées dans le sol contaminé (SC) et non contaminé (SNC).

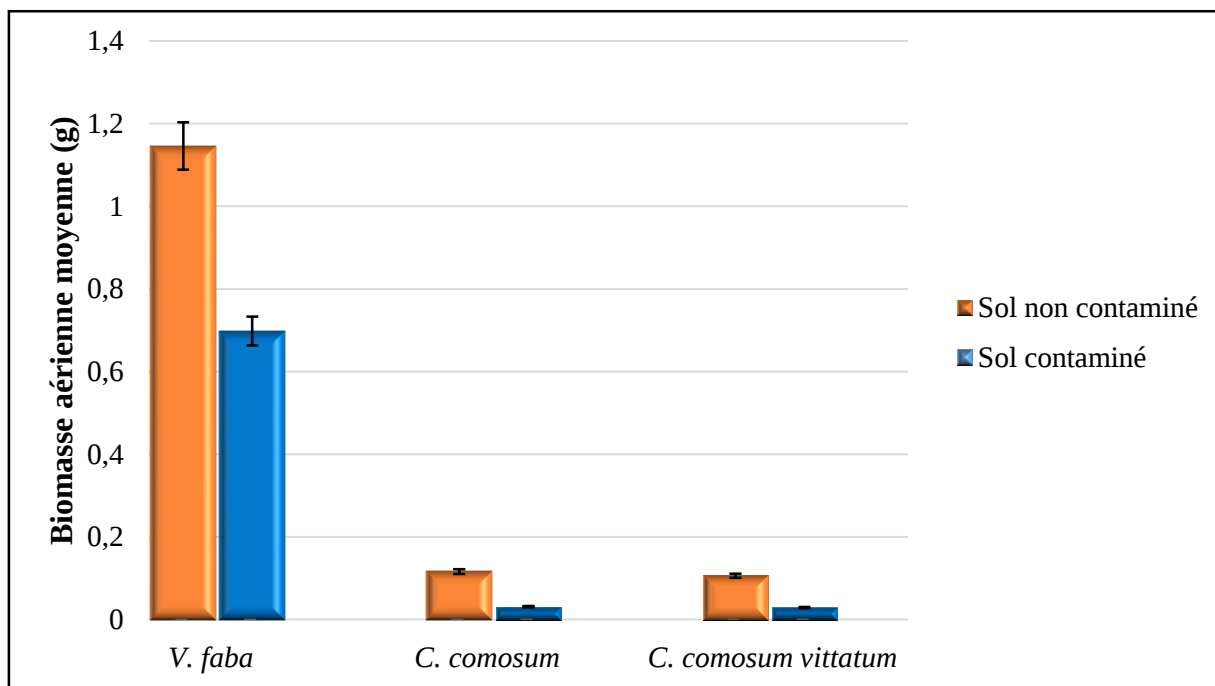


Fig.9 : Biomasse aérienne moyenne des trois plantes.

D'après le graphique, nous observons que *V. faba* présente une biomasse aérienne moyenne de 1.146 g dans le sol témoin et une biomasse aérienne moyenne légèrement

inférieure de 0.698 g dans le sol contaminé ce qui correspond à un taux d'inhibition de 30 % ce qui explique la tolérance de *V. faba* au mélange de l'essence super et du gasoil. Alors que *C. comosum* et *C. comosum vittatum* présentent une biomasse aérienne moyenne de 0.116 g et de 0.106 g respectivement dans le sol témoin contre une biomasse aérienne moyenne drastiquement inférieure dans le sol contaminé avec une valeur de 0.031 g et de 0.029 g respectivement, ces résultats correspondent à un taux d'inhibition très élevé avec 73 % pour la biomasse aérienne de ces deux plantes, ce qui explique la nocivité de ces carburants sur le paramètre en question.

Le test de Kruskal-Wallis de la biomasse aérienne des trois plantes dans le sol contaminé et non contaminé (Annexe IV) a révélé qu'il y a une différence non significative entre ces plantes ($P = 0.07$), ainsi que le test de Mann Whitney pour le facteur contamination (Annexe V) a montré qu'il n'y a pas de différence entre le sol contaminé et témoin ($P = 0.1$, 0.2 et 0.1 pour *V. faba*, *C. comosum* et *C. comosum vittatum* respectivement). Cela signifie que le mélange de l'essence super et du gasoil n'a pas d'effet négatif sur la biomasse aérienne de ces plantes.

I.1.2. Biomasse racinaire :

Les résultats de la biomasse racinaire moyenne des trois plantes cultivées dans le sol contaminé et non contaminé sont représentés dans la figure 10.

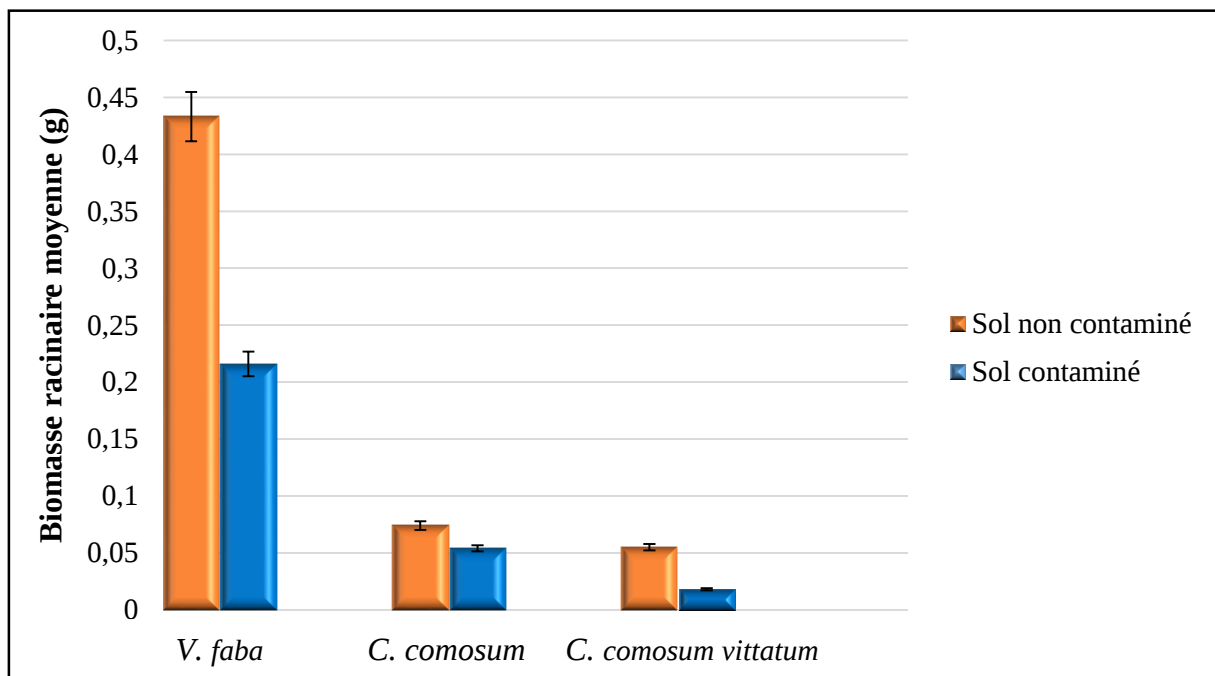


Fig.10 : Biomasse racinaire moyenne des plantes.

D'après les résultats de la biomasse racinaire moyenne des trois plantes dans le sol contaminé et non contaminé, une nette influence de la présence de mélange de l'essence super et du gasoil dans le sol se manifeste par une diminution remarquable de la biomasse racinaire moyenne des trois plantes. Surtout pour *C. comosum vittatum* et *V. faba* qui présentent une valeur de 0.018 g et de 0.216 g respectivement dans le sol contaminé contre une valeur de 0.055 g et de 0.433 g respectivement dans le sol témoin, ce qui correspondent à un taux d'inhibition de 67 % et 50 % respectivement ce qui explique la toxicité de ces carburants sur la biomasse racinaire moyenne de ces deux espèces. En ce qui concerne *C. comosum*, une valeur de 0.074 g dans le sol témoin a été enregistrée contre une valeur de 0.054 g et de 0.018 g dans le sol contaminé, ce qui correspond à un taux d'inhibition de 27 % ce qui explique la résistance de *C. comosum* à la phytotoxicité de ce mélange.

Analyse de la variance de la biomasse racinaire des trois plantes dans le sol contaminé et non contaminé (Annexe VI) indique une différence très hautement significative pour le facteur plante ($P = 9.979.10^{-7}$) et une différence hautement significative pour le facteur contamination et l'interaction contamination-plante ($P = 0.006$). Cela signifie que la contamination de sol par le mélange de l'essence super et du gasoil agit négativement sur la croissance ces racines.

Le test de Newman et Keuls (Annexe VII) concernant la biomasse racinaire des trois plantes pour le facteur plante a donné deux groupes homogènes, le groupe A qui contient *V. faba* avec une moyenne de 0.3247 et le groupe B qui regroupe *C. comosum* et *C. comosum vittatum* avec une moyenne de 0.07867 et de 0.03617 respectivement. Ce classement indique que *V. faba* et les deux variétés de phalangère présentent des systèmes racinaires différents.

Les résultats de test de Newman et Keuls (Annexe VIII) concernant la biomasse racinaire des trois plantes pour l'interaction contamination-plante montrent qu'il existe trois groupes homogènes, le groupe A qui inclut *V. faba* cultivé dans le sol non contaminé avec une moyenne de 0.433. Le groupe B qui contient *V. faba* de sol contaminé avec une moyenne de 0.2163 et le groupe C qui regroupe *C. comosum* de sol contaminé et celui de sol non contaminé avec une moyenne de 0.0833 et de 0.074 respectivement, et *C. comosum vittatum* de sol non contaminé et celui de sol contaminé avec une moyenne de 0.0547 et de 0.0177 respectivement.

I.2. Influence des hydrocarbures sur les caractéristiques biochimiques des deux espèces :

I.2.1. Dosage des polyphénols totaux PPT :

L'analyse quantitative des PPT est déterminée à partir de l'équation de la régression linéaire de la courbe d'étalonnage de l'acide gallique exprimée en mg équivalent d'acide gallique/mg de matière sèche (MS) (Annexe IX).

I.2.1.1. Teneurs en PPT dans la partie aérienne :

Les résultats obtenus concernant la production moyennes des PPT dans la partie aérienne de *V. faba*, *C. comosum* et *C. comosum vittatum* cultivés dans le sol contaminé et non contaminé sont illustrés dans la figure 12.

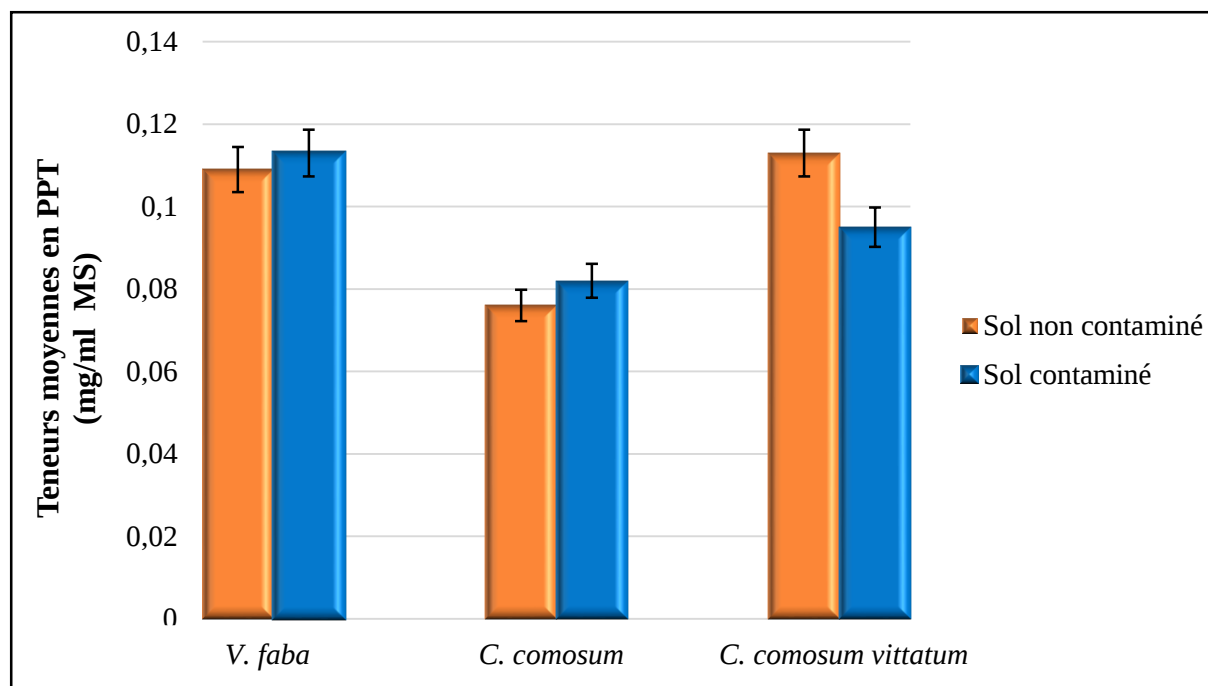


Fig.11 : Teneurs moyennes en PPT dans la partie aérienne des trois plantes.

Les résultats de dosage des PPT dans la partie aérienne des trois plantes présentés dans la figure 12 montrent une faible augmentation de la teneur moyenne en PPT dans le sol pollué pour *V. faba* et *C. comosum* avec une valeur de 0.113 et 0.082 mg/ml de MS comparativement aux valeurs présentés dans le sol témoin qui sont de 0.109 et 0.076 mg/ml de MS respectivement. Tandis qu'une faible diminution a été observée pour *C. comosum vittatum* où cette variété présente une valeur de 0.095 mg/ml de MS dans le sol contaminé, contre une valeur de 0.113 mg/ml de MS dans le sol non contaminé.

Les résultats traités par l'ANOVA à deux facteurs (Annexe X) de la teneur en PPT dans la partie aérienne des trois plantes dans le sol contaminé et non contaminé montre qu'il n'y a pas de différence significative pour les deux facteurs à savoir la contamination ($P = 0.892$) et le type de plante ($P = 0.335$), ce qui signifie que la contamination de sol par le mélange de l'essence super et du gasoil n'influe pas sur la synthèse des PPT.

I.2.1.2. Teneurs en PPT dans la partie racinaire :

La figure 13 représente les teneurs moyennes en PPT dans la partie racinaire des trois plantes cultivées dans le sol contaminé et non contaminé.

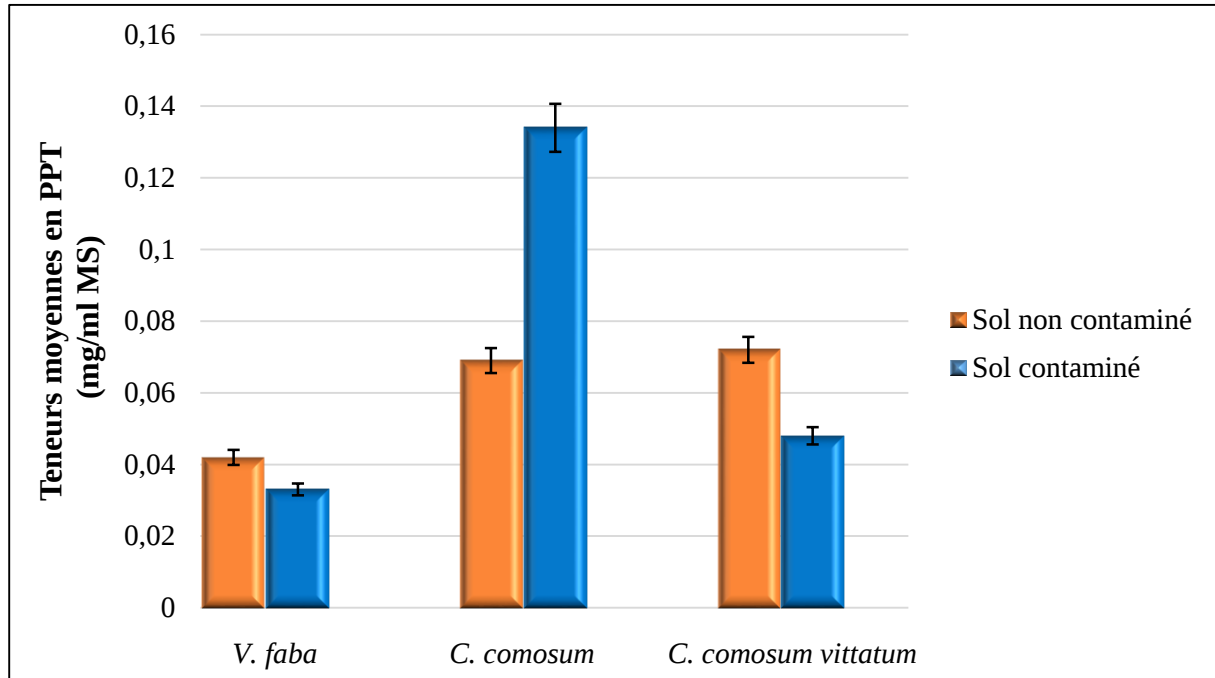


Fig.12 : Teneurs moyennes en PPT dans la partie racinaire des trois plantes.

Les teneurs moyennes en PPT au niveau de la partie racinaire des trois plantes présentent une faible diminution dans le sol contaminé pour *V. faba* et *C. comosum vittatum* avec une valeur de 0.033 et de 0.048 mg/ml de MS respectivement, alors que dans le sol témoin une valeur de 0.042 et 0.072 mg/ml de MS a été enregistrée pour les mêmes plantes. Ce qui concerne *C. comosum*, une nette augmentation a été observée dans le sol contaminé avec une valeur de 0.134 mg/ml de MS, contre une valeur de 0.069 mg/ml de MS dans le sol non contaminé.

L'analyse de la variance de la teneur en PPT au niveau de la partie racinaire des trois plantes dans le sol contaminé et non contaminé (Annexe XI) a révélé qu'il y a une différence hautement significative pour le facteur plante ($P = 0.008$), et une différence significative pour l'interaction contamination-plante ($P = 0.048$), ce qui signifie que la synthèse de PPT dans la partie racinaire est tributaire de type de plante.

Le test de Newman et Keuls (Annexe XII) concernant la teneur en PPT dans la partie racinaire pour le facteur plante a fait ressortir deux groupes homogènes. Le groupe A inclut *C. comosum* qui présente une moyenne de 0.1015 mg/ml, et le groupe B qui contient *C. comosum vittatum* et *V. faba* avec une moyenne de 0.06009 et de 0.03756 mg/ml respectivement. Cela

signifie que *C. comosum* est l'espèce la plus productrice de PPT dans la partie racinaire par rapport au *C. comosum vittatum* et *V. faba*.

Le test de Newman et Keuls (Annexe XIII) concernant la teneur en PPT dans la partie racinaire pour l'interaction contamination-plante a donné deux groupes homogènes, dont *C. comosum* du sol contaminé est classé dans le groupe A avec une moyenne de 0.1341 mg/ml. Le groupe B regroupe *C. comosum vittatum* et *C. comosum* du sol non contaminé, *C. comosum vittatum* du sol contaminé, *V. faba* du sol non contaminé et *V. faba* cultivée dans le sol contaminé qui présentent une moyenne de 0.07189 mg/ml, 0.06889 mg/ml, 0.0483 mg/ml, 0.04167 mg/ml et 0.03346 mg/ml respectivement.

D'après ces résultats, *C. comosum* semble être la plante la plus productrice de ce métabolite secondaire où la synthèse de ce dernier est stimulée par la présence de mélange de l'essence super et du gasoil, alors que *V. faba* est l'espèce la moins productrice de PPT.

I.2.2. Dosage des flavonoïdes totaux FT :

L'analyse quantitative des FT est déterminée à partir de l'équation de la régression linéaire de la courbe d'étalonnage de la rutine exprimée en mg équivalent de rutine (Annexe XIV).

I.2.2.1. Teneurs en FT dans la partie aérienne :

La figure 14 montre les quantités moyennes de FT synthétisés par les trois plantes cultivées dans le sol contaminé et non contaminé.

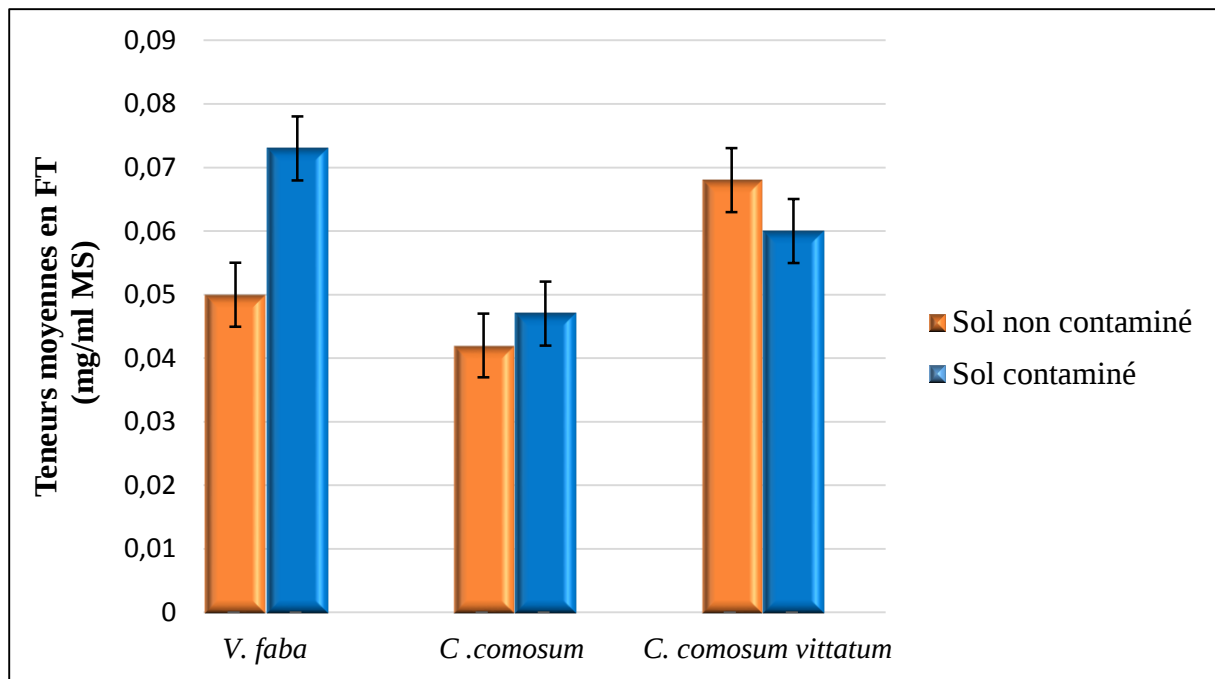


Fig.13 : Teneurs moyennes en FT au niveau de la partie aérienne des trois plantes

Les résultats de dosage des FT dans la partie aérienne des trois plantes présentés dans la figure 14 montrent une faible augmentation de la teneur moyenne en FT dans le sol pollué pour *V. faba* et *C. comosum* avec une valeur de 0.073 et 0.047 mg/ml de MS comparativement aux valeurs présentés dans le sol témoin qui sont de 0.05 et 0.042 mg/ml de MS respectivement. Tandis qu'une faible diminution a été enregistrés dans le sol contaminé pour *C. comosum vittatum* avec une valeur de 0.06 mg/ml de MS, contre une valeur de 0.068 mg/ml de MS dans le sol non contaminé.

L'analyse de la variance de la teneur en FT (Annexe XV) dans la partie aérienne des trois plantes cultivées dans un sol contaminé et un sol témoin montre qu'il n'y a pas de différence significative pour les deux facteurs ($P = 0.732$ pour le facteur contamination et $P = 0.628$ pour le facteur plante), ce qui signifie que la contamination de sol par le mélange de l'essence super et de gasoil n'influe pas sur la synthèse des FT.

I.2.2.2. Teneurs en FT dans la partie racinaire :

La figure 15 représente les teneurs moyennes en FT dans la partie racinaire des trois plantes cultivées dans le sol contaminé et non contaminé.

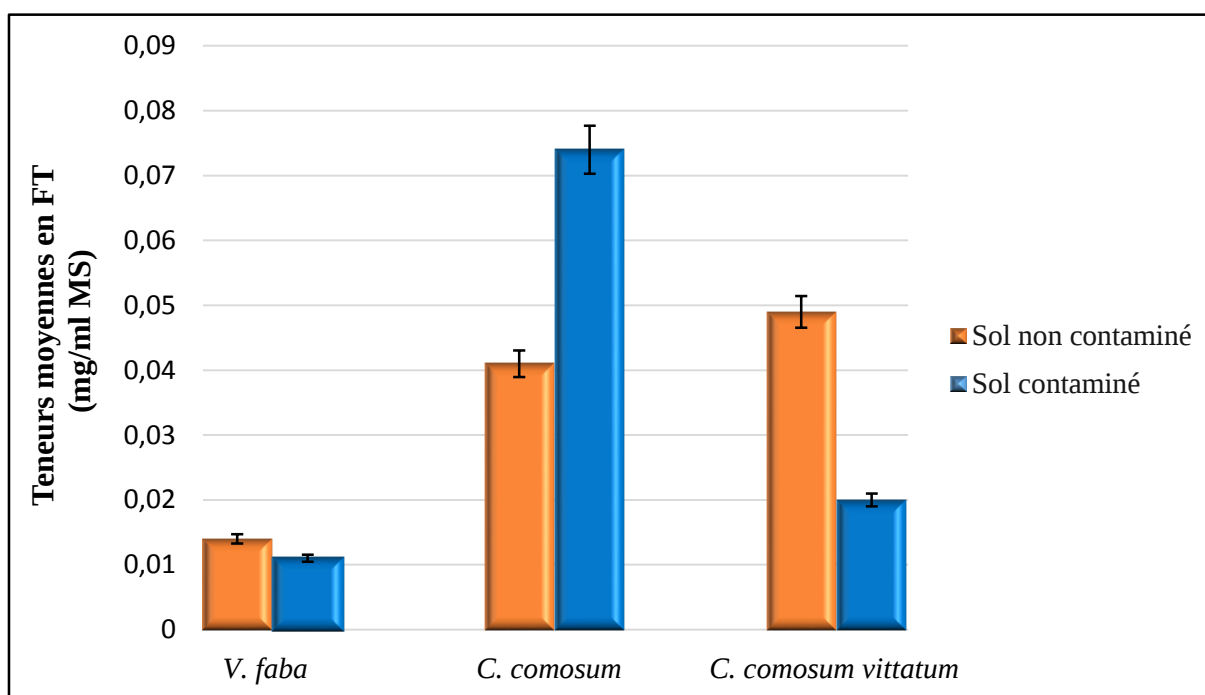


Fig. 14 : Teneurs moyennes en FT au niveau de la partie racinaire des trois plantes.

D'après la figure 15, la teneur moyenne en FT au niveau de la partie racinaire de *C. comosum* présente une nette augmentation dans le sol contaminé avec une valeur de 0.074

mg/ml de MS au tant qu'elle est de 0.041 mg/ml de MS dans le sol témoin. Ce qui concerne *V. faba* et *C. comosum vittatum*, une diminution remarquable a été enregistré dans le sol contaminé avec une valeur de 0.011 mg/ml de MS et de 0.02 mg/ml de MS respectivement, contre une valeur de 0.014 mg/ml de MS et de 0.049 mg/ml de MS dans le sol témoin.

L'analyse de la variance de la teneur en FT au niveau de la partie racinaire des trois plantes dans le sol contaminé et témoin (Annexe XVI) a révélé qu'il y' a une différence significative pour le facteur plante ($P = 0.023$), ce qui explique probablement que la variation de la synthèse des FT est dépendante de type de plante.

Le test de Newman et Keuls (Annexe XVII) concernant la teneur en FT de la partie racinaire pour le facteur plante a fait ressortir trois groupes homogènes. Le groupe A inclut *C. comosum* qui présente une moyenne de 0.05781 mg/ml, le groupe AB qui contient *C. comosum vittatum* qui présente une moyenne de 0.0344 mg/ml et le groupe B qui inclut *V. faba* de teneur moyenne de 0.01285 mg/ml.

Ces résultats indiquent que *C. comosum* est l'espèce la plus productrice de FT suivi de *C. comosum vittatum* et *V. faba*.

I.2.3. Dosage des tannins hydrolysables TH :

L'analyse quantitative des TH est déterminée à partir de l'équation de la régression linéaire de courbe d'étalonnage de l'acide tannique exprimé en mg équivalent d'acide tannique/mg de matière sèche (MS) (Annexe XVIII).

I.2.3.1. Teneurs en TH dans la partie aérienne :

La figure 16 représente les teneurs moyennes en TH dans la partie aérienne des trois plantes cultivées dans un sol témoin et un sol contaminé.

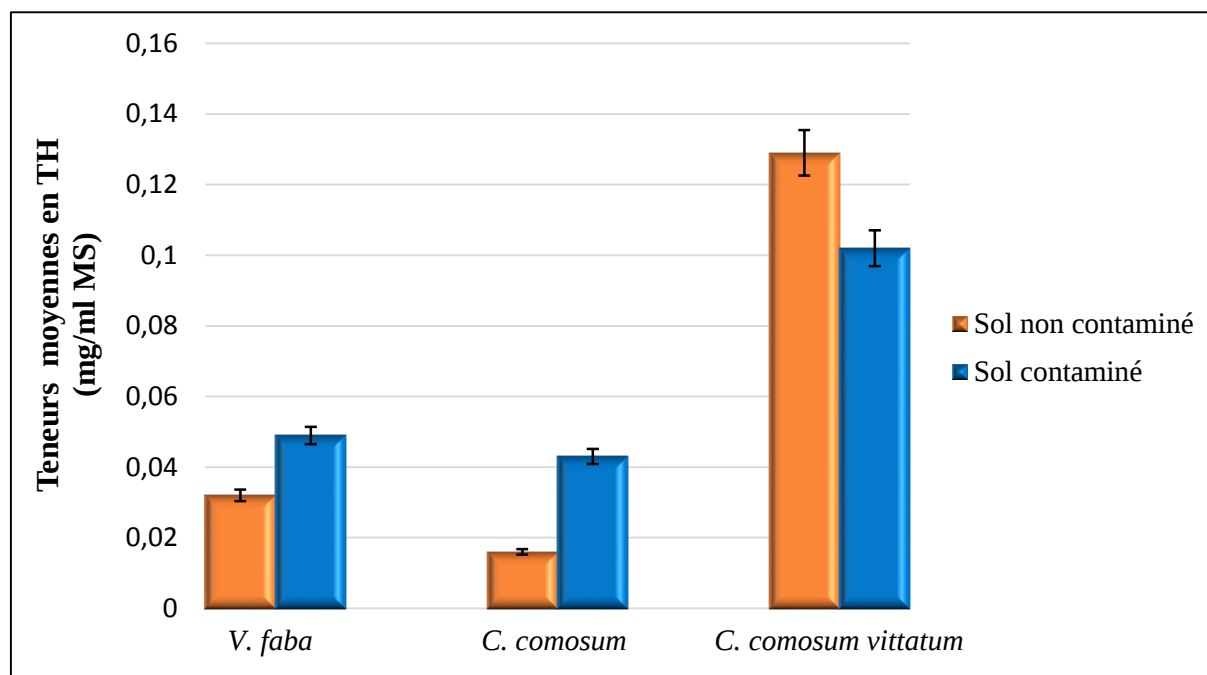


Fig.15 : Teneurs moyennes en TH au niveau de la partie aérienne des trois plantes.

D'après le graphique des teneurs moyennes en TH dans la partie aérienne des trois plantes, nous remarquons que la teneur moyenne en TH de *C. comosum vittatum* diminue de 0.129 mg/ml de MS dans le sol témoin à 0.102 mg/ml de MS dans le sol contaminé. Concernant *V. faba* et *C. comosum*, la teneur moyenne en TH présente une légère augmentation dans le sol contaminé avec une valeur de 0.049 et de 0.043 mg/ml de MS respectivement contre une valeur de 0.032 et de 0.016 mg/ml de MS respectivement dans le sol témoin.

L'analyse de la variance de la teneur en TH au niveau de la partie aérienne des trois plantes dans le sol contaminé et témoin (Annexe XIX) a révélé qu'il y'a une différence significative pour le facteur plante ($P = 0.018$), cela indique que la synthèse de TH dépend de type de plante.

Le test de Newman et Keuls (Annexe XX) concernant la teneur en TH dans la partie aérienne pour le facteur plante a fait ressortir deux groupes homogènes. Le groupe A contient *C. comosum vittatum* qui présente une moyenne de 0.1156 mg/ml, et le groupe B qui inclut *V. faba* et *C. comosum* avec une moyenne de 0.04081 et de 0.02957 mg/ml respectivement. Cela signifie que *C. comosum vittatum* représente la plante la plus productrice de TH dans la partie aérienne par rapport aux *V. faba* et *C. comosum*.

I.2.3.2. Teneurs en TH dans la partie racinaire :

La figure 17 illustre les teneurs moyennes en TH produits dans la partie racinaire des trois plantes cultivées dans un sol non contaminé et contaminé.

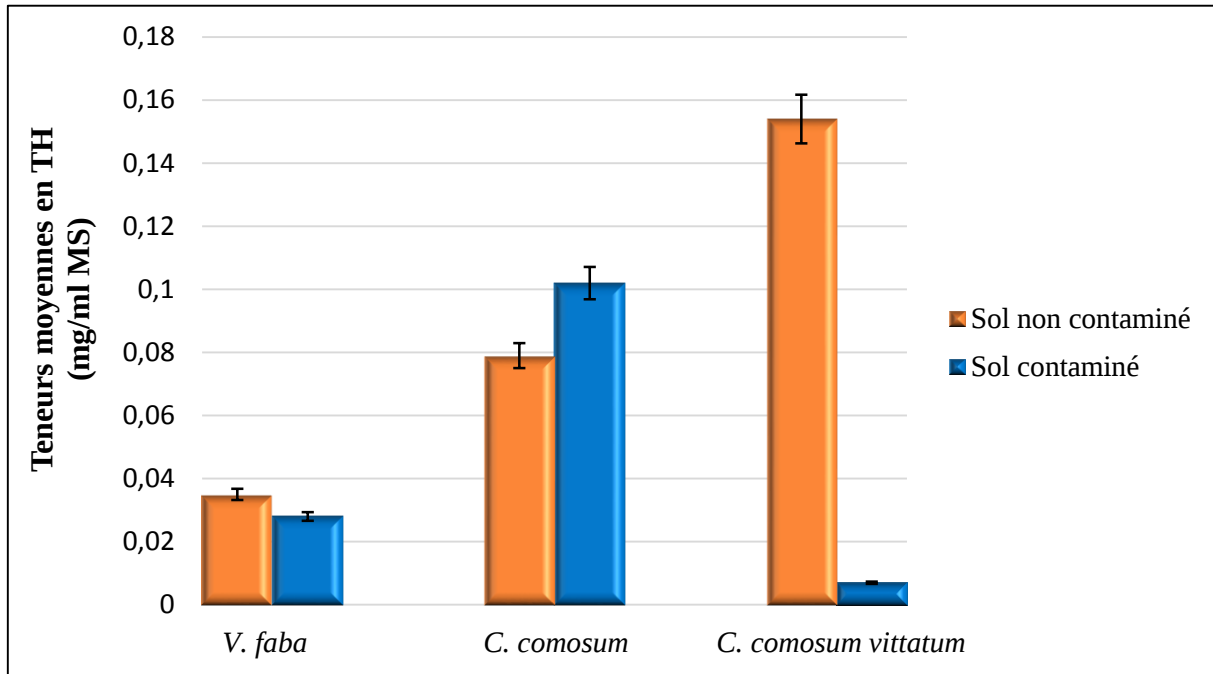


Fig.16 : Teneurs moyennes en TH au niveau la partie racinaire des trois plantes.

Selon la figure 17, *C. comosum vittatum* est la plante la plus touchée par la présence de mélange de l'essence super et du gasoil, où elle présente une diminution drastique de la teneur moyenne en TH avec une valeur de 0.007 mg/ml de MS contre une valeur de 0.154 mg /ml de MS dans le sol témoin, suivi de *V. faba* où la teneur moyenne en TH a diminué de 0.035 mg/ml de MS dans le sol témoin à 0.028 mg/ml de MS dans le sol contaminé. La situation est inversée chez *C. comosum* où il y a une faible augmentation de la teneur moyenne en TH dans le sol contaminé avec une valeur de 0.102 mg/ml de MS contre une valeur de 0.079 mg/ml de MS dans le sol non contaminé.

L'analyse de la variance de la teneur en TH dans la partie racinaire des trois plantes (Annexe XXI) montre qu'il n'y a pas de différence significative pour les deux facteurs ($P = 0.24$ pour le facteur contamination et $P = 0.369$ pour le facteur plante), ce qui signifie que la contamination de sol par le mélange de l'essence super et du gasoil n'influe pas sur la synthèse des TH au niveau de la partie racinaire.

I.2.4. Dosage de chlorophylle :

Vu les quantités infimes de la biomasse végétale de *C. comosum* et *C. comosum vittatum*, nous avons opté le dosage des pigments chlorophylliens uniquement pour *V. faba*.

Les résultats obtenus concernant la teneur moyenne en chlorophylle dans la partie foliaire de *V. faba* cultivée dans le sol contaminé et non contaminé sont illustrés dans la figure 11.

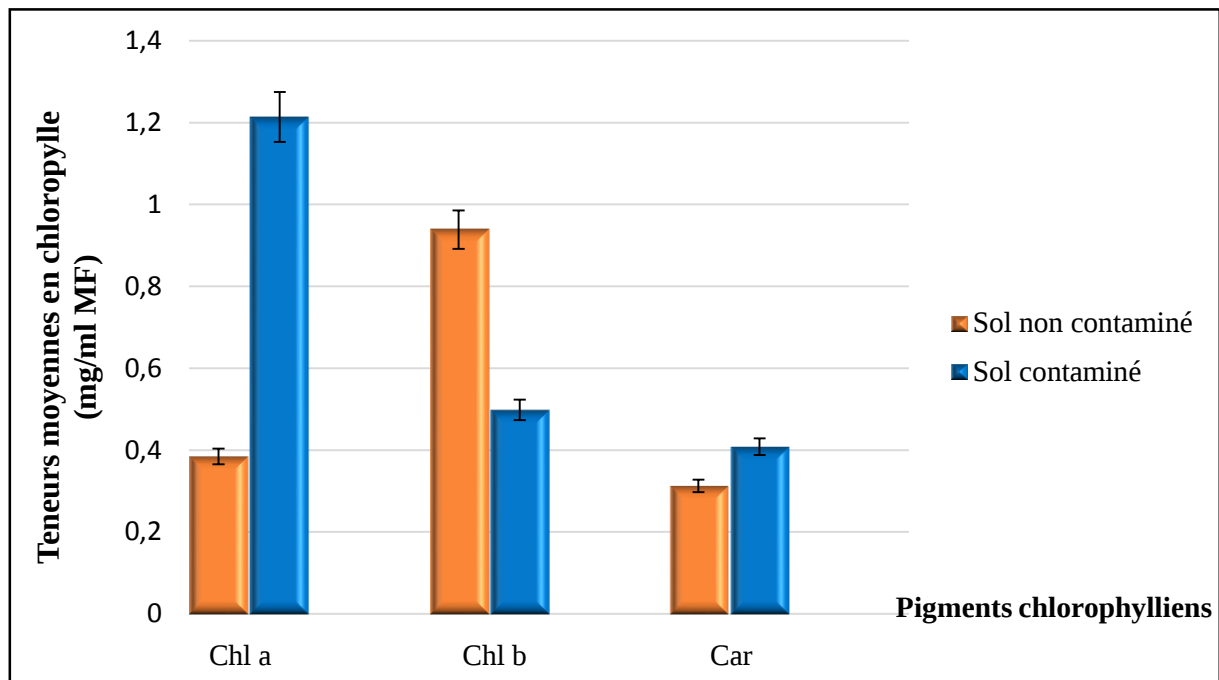


Fig.17 : Teneurs moyennes en chlorophylles dans la partie foliaire de *V. faba*.

D'après le graphique de la teneur moyenne en pigments chlorophylliens dans la partie foliaire de *V. faba*, la Chl a et le Car présentent une faible augmentation dans le sol contaminé avec une valeur de 1.214 et de 0.408 mg/ml respectivement, alors qu'elle était de 0.384 et de 0.312 mg/ml dans le sol non contaminé. La situation est inversée en ce qui concerne la Chl b où la teneur est plus élevée dans le sol non contaminé avec une valeur de 0.938 mg/ml que celle de sol contaminé qui est de 0.498 mg/ml.

Le test de Student (Annexe XXII) de la teneur en pigments chlorophylliens (Chl a, Chl b et Car) dans la partie foliaire de *V. faba* dans le sol contaminé et non contaminé, montre qu'il y a une différence non significative dans les teneurs de tous les pigments foliaires ($P = 0.146$ pour le Chl a, $P = 0.311$ pour Chl b et $P = 0.282$ pour le Car), ce qui signifie que ces pigments ne sont pas influencés par la présence de mélange de l'essence super et du gasoil dans le sol.

I.3. Efficacité de la phytoremédiation :

Les résultats de taux de germination du maïs dans le sol contaminé et témoin cultivés auparavant par *V. faba*, *C. comosum* et *C. comosum vittatum* sont représentés dans la figure 18 et 19.

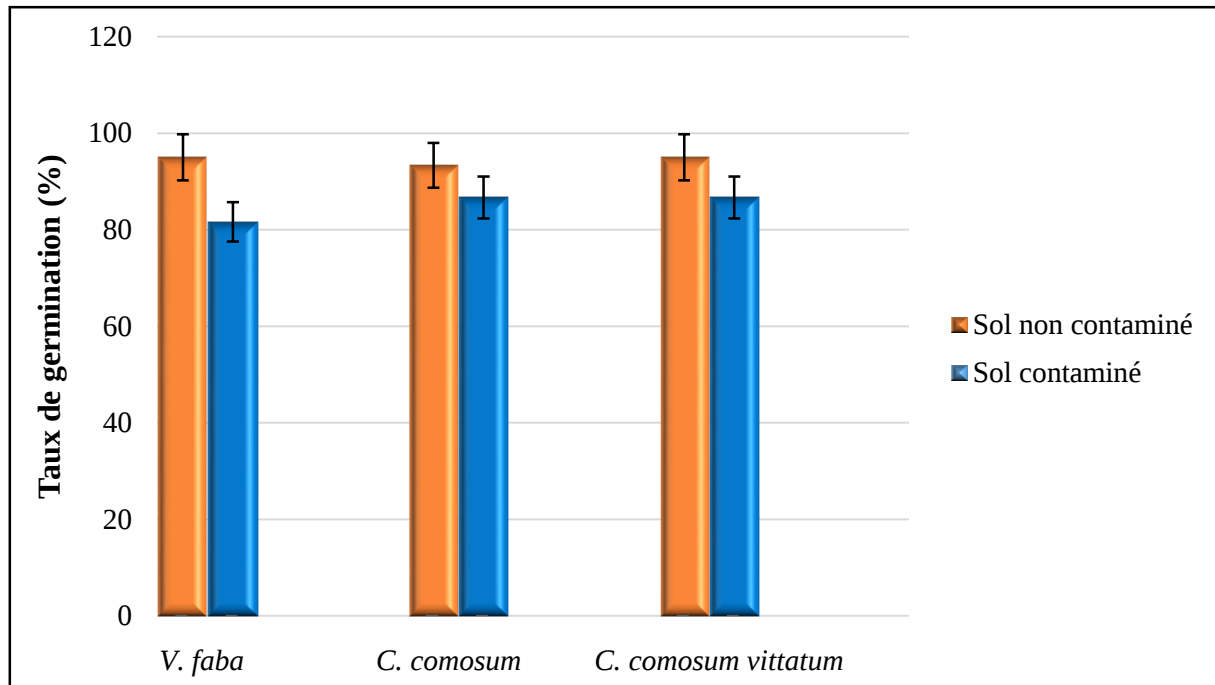


Fig. 18 : Taux de germination du maïs dans le sol contaminé et témoin cultivés par les trois plantes.

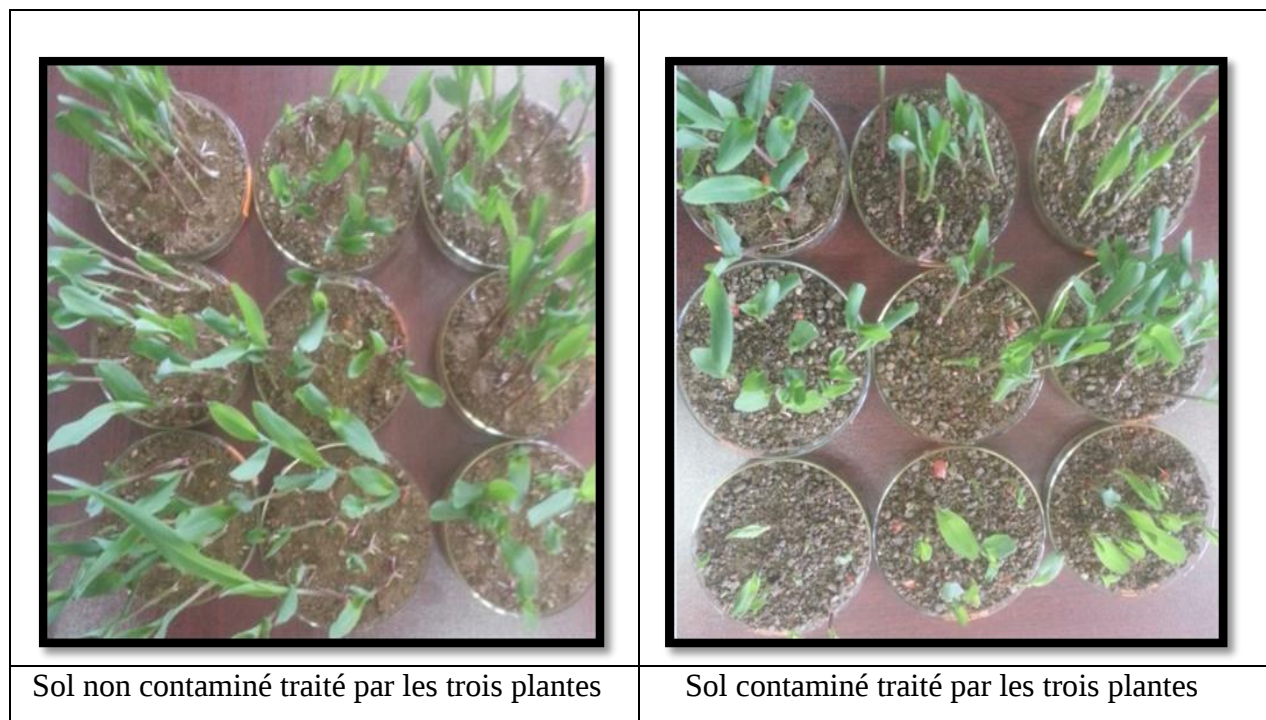


Fig. 19 : Test de germination du maïs.

D'après les résultats de la figure 18, le grand pourcentage de germination du maïs a été enregistré dans le sol témoin cultivé par *V. faba* et *C. comosum vittatum* avec un pourcentage moyen de 95 suivi par celui cultivé par *C. comosum* avec une valeur de 93 %. Tandis qu'une légère diminution a été observée dans le sol contaminé cultivé par *V. faba* avec un pourcentage moyen de 82 et cultivé par *C. comosum* et *C. comosum vittatum* avec un pourcentage moyen de 87. Les taux obtenus dans le sol contaminé après phytoremédiation sont inférieurs à ceux obtenus dans le sol témoins mais sont quand même des taux élevés par rapport à ceux obtenus avant phytoremédiation qui ont été de 15 %.

Le test de Student pour deux échantillons indépendants pour le taux de germination du maïs dans le sol contaminé et témoin déjà cultivés par *V. faba*, *C. comosum* et *C. comosum vittatum* (Annexe XXIII) a révélé qu'il n'y a pas une différence significative de germination entre le sol contaminé et non contaminé ($P = 0.064$ pour *V. faba*, $P = 0.23$ pour *C. comosum* et $P = 0.457$ pour *C. comosum vittatum*). Cela signifie que les carburants ont été dégradés par les plantes et que le traitement a été efficace.

II. Discussions :

La biomasse végétale est un critère important de mesure du rendement au niveau des sols contaminés ; l'effet des hydrocarbures sur le paramètre en question est très accentué.

D'après les résultats de la biomasse végétale de *V. faba*, *C. comosum* et *C. comosum vittatum*, nous avons remarqué qu'il n'y avait pas de différence significative entre le sol contaminé et non contaminé pour la biomasse aérienne. Par contre, pour la biomasse racinaire des trois plantes, nous avons remarqué une différence significative entre le sol contaminé et non contaminé. Cela indique que l'effet toxique de mélange de l'essence super et du gasoil a été exprimé uniquement sur la croissance des racines.

Nos résultats concernant la biomasse aérienne concordent avec ceux obtenus par Ogbo *et al.* (2009) qui ont trouvé que la contamination du sol par le pétrole brut n'affectait pas la biomasse végétale de *Paspalum scrobiculatum*. Ils sont également similaires à ceux obtenus par Nait Abdelaziz (2014) pour *V. faba* et *Medicago sativa* et ceux obtenus par Belhocine (2016), qui a constaté que la contamination par les carburants n'influe pas sur la biomasse aérienne de *C. comosum*.

Ces résultats diffèrent, cependant, de ceux obtenus par Chibane (2013) pour *V. faba*, *Medicago sativa* et *Trifolium alexandrium*, Ammar et Nafil (2014) pour *V. faba* et Oukaci et Lekadir (2014) pour *Pisum sativum* qui ont constaté une diminution de la biomasse aérienne sous l'influence des hydrocarbures. Ils sont également différents de ceux obtenus par Chaineau *et al.* (1997) qui montrent que l'effet toxique des hydrocarbures sur la biomasse aérienne s'exprime par un retard significatif de la croissance, cette diminution se traduit par la réduction du poids sec.

Selon nos résultats, seule la biomasse racinaire qui a été affectée par la présence de mélange de l'essence super et du gasoil dans le sol, cela est probablement due à l'effet des carburants sur la croissance des racines ou bien aux changements des caractéristiques physico-

chimiques et biologiques du sol, ils peuvent être également justifiés par le fait que les racines sont en contact direct avec ces carburants.

Cette dernière hypothèse est étayée par les résultats d'Adam et Duncan (2002), qui rapportent que lors d'un déversement de carburants dans le sol et en particulier le diésel, ces derniers ne migrent pas à travers les profils du sol en raison de leurs propriétés hydrophobes. Cela signifie que les carburants seront maintenus à la surface du sol et dans la zone d'enracinement de la plupart des espèces végétales, et qu'ils peuvent conduire à des difficultés pour les racines à absorber l'eau et les nutriments de manière habituelle.

Norini (2007) note que la diminution de la croissance racinaire peut être due aux propriétés hydrophobes des hydrocarbures qui peuvent limiter l'effet bénéfique de l'association plante-microorganisme. Cette atteinte des racines ne permet pas à la plante d'augmenter sa surface de contact avec son milieu de culture pour optimiser sa nutrition.

Nos résultats de la biomasse racinaire sont similaires à ceux obtenus par Chibane (2013) pour *V. faba*, *Medicago sativa* et *Trifolium alexandrinum*, Oukaci et Lekadir (2014) pour *Pisum sativum*, Ammar et Nafil (2014) pour *V. faba* et à ceux de Larabi et Moussi (2016), qui ont constaté que la présence des hydrocarbures inhibait la croissance racinaire des plantes.

Ces résultats concordent également avec ceux de Shahriari *et al.* (2007) qui ont constaté une diminution de la biomasse racinaire de *Medicago sativa* dans un sol contaminé par le pétrole brut.

D'après les résultats de la teneur moyenne en PPT, en FT et en TH dans la partie aérienne et dans la partie racinaire des trois plantes, nous avons remarqué qu'il n'y avait pas de différences significatives entre le sol contaminé et le témoin. A partir de ces résultats, nous pouvons dire que ces composés phénoliques ne semblent pas être stimulés par la présence de mélange de l'essence super et du gasoil dans le sol.

Nos résultats indiquent aussi que la production de PPT et de FT dans la partie racinaire, ainsi que la production de TH dans la partie aérienne est tributaire de type de plante où *C. comosum* est la plante la plus productrice de PPT et de FT et *V. faba* est la moins productrice de ces métabolites secondaires. *C. comosum vittatum* quant à elle, a été la plus productrice de TH.

Nos résultats sont similaires à ceux obtenus par Ammar et Nafil (2014), qui ont travaillé sur l'effet des carburants (essence super, essence normal et le gasoil) sur la production de polyphénols chez *V. faba* et ceux de Tamanti (2012), qui a constaté qu'il n'y avait pas de différence significative de la teneur en PPT et en FT dans la partie racinaire de *Populus alba* entre un sol témoin et un sol stressé par les métaux lourds.

Ces résultats concordent également avec ceux obtenus par Chehrit-Hacid *et al.* (2015), qui ont travaillé sur l'effet de stress hydrique sur la production de PPT et de FT dans les feuilles de *Pistacia lentiscus*.

Cependant, nos résultats sont contradictoires avec ceux de Brzozowska et Hanower (1976), qui ont constaté une baisse des composés phénoliques totaux chez des cotonniers sous l'effet d'un déficit hydrique. Nos résultats diffèrent également de ceux de Nait Abdelaziz (2014), qui a noté une diminution de la synthèse des polyphénols chez *V. faba* et *Phaseolus*

vulgaris cultivés dans le sol contaminé à l'essence super, ainsi que chez *Phaseolus vulgaris* et *Pisum sativum* cultivés dans le sol contaminé à l'essence normale et au gasoil.

Ils s'opposent également aux résultats obtenus par plusieurs auteurs. Souguir (2009) a constaté une nette augmentation de la teneur en phénols au niveau des feuilles et des racines de *V. faba* soumise à un stress polluant causé par le cadmium.

Noori *et al.* (2012) ont trouvé qu'en cas d'une contamination par pétrole brut, il y avait une augmentation remarquable de la teneur en FT dans les feuilles de *Robinia Pseudoacacia*.

Tamanti (2012) a remarqué une augmentation significative de la teneur en PPT et en FT au niveau des feuilles de *Populus alba* suite à une pollution métallique.

Olga *et al.* (2015) ont constaté une augmentation de la teneur des composés phénoliques chez *Carex hirta* et *Faba bona Medic* soumises à une pollution du sol par le pétrole brut à 5%.

Nos résultats concernant les dosages des composés phénoliques nous laissent penser que ces derniers ne sont pas de bons indicateurs du stress provoqué par le mélange de l'essence super et du gasoil.

Comme nous avons déjà mentionné, le dosage de chlorophylle a été fait uniquement pour *V. faba*, car les plantes adultes de phalangère ont fané après 20 jours de plantation, cela peut être dû au fait que ces plantes aient subi un choc lors le changement du sol, où elles n'ont pas pu s'adapter aux conditions défavorables causés par la pollution de sol.

D'après les résultats obtenus pour la teneur en chlorophylle dans la partie foliaire de *V. faba*, nous avons remarqué qu'il n'y avait pas de différence significative entre le sol contaminé et non contaminé. Cela signifie que la contamination du sol par le mélange de l'essence super et du gasoil n'influe pas sur la production des pigments chlorophylliens.

Ces résultats peuvent être justifiés par le fait que la biosynthèse des pigments chlorophylliens n'a pas été affectée par la présence des carburants dans le sol.

Nos résultats sont similaires à ceux obtenus par Tamanti (2012), qui n'a constaté aucune différence de la teneur en chlorophylle a (Chl a) dans les feuilles *Populus alba* cultivé dans un sol non contaminé et celui cultivé dans un sol contaminé aux métaux lourds.

Ils sont contradictoires à ceux de Lepengue *et al.* (2012), qui ont travaillé sur *Zea mays* en cas d'un stress salin (salinité supérieure à 2 g/l de NaCl), Grenier (2014), qui a travaillé sur *Salix sp.* dans un sol contaminé par les HAPs, biphényles polychlorés (BPCs) et les hydrocarbures pétroliers, Chehrit-Hacid *et al.* (2015), qui ont travaillé sur *Pistacia lentiscus* en cas d'un stress hydrique et Moussa et Abdel Hakem Atiia (2016) qui ont travaillé sur *V. faba* dans un sol contaminé par le plomb. Tous ces travaux ont montré qu'il y avait une diminution remarquable dans la teneur des pigments chlorophylliens.

Concernant, le taux de germination du maïs dans les différents sols déjà cultivés par la *V. faba*, *C. comosum* et *C. comosum vittatum*, nous avons observé un taux de germination des graines du maïs très élevé, qui a atteint une moyenne de 85 % dans les différents sols contaminés cultivés par les trois plantes, et ce pourcentage est très supérieur par rapport à celui obtenu avant phytoremédiation (15 % seulement). Ces résultats peuvent être attribués à l'utilisation de l'essence super et du gasoil comme source d'énergie par les plantes ou par la dégradation de ces carburants par les microorganismes.

Schnoor *et al.* (2003) notent à ce propos, que le sol est une matrice complexe servant de support au développement des plantes et des microorganismes qui se nourrissent des composés organiques et inorganiques. Les plantes peuvent aussi absorber les contaminants pour les métaboliser ou encore réduire voir empêcher leur libération dans d'autres compartiments dans l'environnement.

Nous avons remarqué également que le taux de germination du maïs dans le sol contaminé traité par *C. comosum* et *C. comosum vittatum* est supérieur à celui de *V. faba*. Cela signifie que *C. comosum* et *C. comosum vittatum* ont un grand potentiel phytoremédiateur par rapport au *V. faba*. La tolérance de ces plantes envers la contamination de sol par les carburants peut être due à la symbiose de certains champignons de sol avec le système racinaire de chaque espèce puisque la réponse au stress polluant dans cette étude ne se fait pas par production des polyphénols.

D'après ces résultats les deux espèces à savoir *V. faba* et *C. comosum* avec ses deux variétés se sont révélées tolérantes à la contamination par les carburants, ça peut être dû à leurs systèmes racinaires particuliers, les nodosités sur les racines de *V. faba* et les nombreuses et grosses racines charnues de *C. comosum*.

Selon Schnoor *et al.* (2003), plus les racines sont abondantes plus elles fournissent une surface de développement importante pour la microfaune et la microflore rhizosphérique. Les exsudats racinaires peuvent avoir un rôle dans l'amélioration directe de la dégradation des hydrocarbures via la sécrétion de diverses enzymes extracellulaires (Martin *et al.*, 2013 in Belhocine, 2016).

Vila (2006) note que les plantes ayant un large et dense système racinaire sont privilégiées, car elles ont une plus grande capacité d'absorption et elles explorent une zone plus vaste dans le sol.

Conclusion et perspectives

Conclusion et perspectives :

Le présent travail a porté sur un sol d'une station-service contaminé artificiellement à 6 % (V/P) par un mélange de l'essence super et du gasoil. Trois plantes ont été utilisées à savoir *Vicia faba*, *Chlorophytum comosum* et *Chlorophytum comosum vittatum* dans le but d'étudier l'influence de ces carburants sur la croissance de ces plantes (biomasse aérienne et biomasse racinaire) en comparant entre le sol contaminé et non contaminé. Ainsi, ce travail a permis de voir si la tolérance de ces plantes est en relation avec les teneurs en composés phénoliques. Pour cela, nous avons mené une étude comparative de teneurs moyennes en polyphénols des espèces choisies, dans le sol contaminé et témoin.

Les résultats obtenus au cours de notre travail ont permis de mettre en évidence que les effets des carburants se traduisent par une diminution du rendement végétal confirmée par la réduction de la biomasse racinaire plus au moins marquée sur les trois plantes. Tandis que la biomasse aérienne des trois plantes n'a pas été touchée par la toxicité des carburants.

Ces résultats ont permis également de montrer que les effets d'un déversement de carburants ne sont pas les mêmes, ils varient selon la physiologie de chaque espèce. En calculant le taux d'inhibition de la biomasse végétale de chaque plante, nous avons conclu que la biomasse aérienne de *C. comosum* et *C. comosum vittatum* est la plus affectée par la présence de carburants, alors que la biomasse racinaire de *C. comosum* est la moindre touchée.

Les résultats obtenus pour la chlorophylle et les composés phénoliques à savoir les polyphénols totaux, les flavonoïdes totaux et les tanins hydrolysables ont montré que la synthèse de ces derniers n'est stimulé par la présence de mélange du gasoil et de l'essence super dans le sol, cela signifie qu'ils ne sont pas des bons indicateurs de stress provoqué par les carburants.

D'après ces résultats, la synthèse des composés phénoliques chez *C. comosum* semble être stimulée par la présence de mélange de l'essence super et du gasoil dans le sol, bien que l'analyse de la variance n'ait pas révélé des différences significatives.

Plusieurs études ont montré que la capacité à tolérer la contamination de sol par les hydrocarbures est une caractéristique spécifique de l'espèce. D'après le test de germination du maïs les trois plantes *V. faba*, *C. comosum* et de *C. comosum vittatum* se sont révélées tolérantes à la contamination du sol grâce à leurs systèmes racinaires particuliers qui leur permet l'adaptation au stress causé par les carburants, c'est pour cela que ces plantes peuvent être recommandées pour la phytoremédiation des sols pollués par les carburants.

Au vu des résultats obtenus, plusieurs perspectives s'offrent à nous. Des expériences sur l'analyse des propriétés physico-chimiques et biologiques du sol pourraient apporter de nouveaux éléments de compréhension concernant les phénomènes impliqués dans la relation sol-microorganisme-plante.

Vue que les composés phénoliques ne soient pas des bons indicateurs d'un stress polluant dû à la contamination de sol par les carburants, il est souhaitable de mieux approfondir nos connaissances sur la problématique en question, en essayant de travailler sur le dosage de la proline et des sucres solubles.

Pour renforcer l'idée de remplacer les plantes alimentaires par des plantes ornementales, il serait souhaitable de réaliser des essais de phytoremédiation en utilisant d'autres espèces telles que le lierre, la fougère et l'iris, et il est préférable de les réaliser sur terrain.

Références bibliographiques

Liste de références :

1. Abdelly C., 2007 : Bioremédiation / Phytoremédiation. Institut Supérieur de l'Education et de la Formation Continue. Université de Tunis. 32p.
2. Adam G., Duncan H., 2000: Influence of Diesel Fuel on Seed Germination. *Enviro, Pollut.* Vol. 120. pp: 363-370.
3. ADIT, Traitement biologique des sols pollués, 2006 : Recherche et Innovation, Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie. 92p.
4. AEHS, Association for Environmental Health and Sciences, 1998: TPH Criteria Working Group Series. Volume 1: Analysis of Petroleum Hydrocarbons in Environmental Media, Wade Weisman (Ed.).
<http://www.aehs.com/publications/catalog/contents/Volume1.pdf>
5. Ali Ahmed H., Belkaid H., 2006 : Toxicité des hydrocarbures vis-à-vis des plantes et des microorganismes du sol dans un essai de phytoremédiation'. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 73p.
6. Alilouche M., Toudouft L., 2014 : L'effet de quelques carburants (l'essence normale, l'essence super et le gasoil) sur les nodosités des racines de la fève (*Vicia faba* L.) et sur quelques propriétés du sol. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 35p.
7. Altemimi A., Watson D. G., Choudhary R., Dasari M. R., Lightfoot D. A., 2016: Ultrasound Assisted Extraction of Phenolic Compounds from Peaches and Pumpkins. *PLoS ONE*. Vol. 11. N° 2. pp: 1-20.
8. Ammar O., Nafil K., 2014 : Effet des carburants (essence normale, essence super et gasoil) sur la croissance de la fève (*Vicia faba* L.) et sur la production des polyphénols. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 30p.
9. APG III, 2009 : Classification botanique de *Chlorophytum comosum*.
10. Banks K., Schwab P., 1998: Phytoremediation in the Field, Craney Island Site, presented at the third Annual International Conference on Phytoremediation. Houston.
11. Barriuso E., Calvet R., Schiavon M., Soulas G., 1996 : Les pesticides et les polluants organiques des sols. Etude et gestion des sols. Vol. 3. N° 4. pp : 279-296.
12. Belhocine H., 2016 : Etude de l'efficacité d'une plante ornementale (*Chlorophytum comosum*) dans la décontamination d'un sol pollué aux hydrocarbures. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 30p.

13. Belkacem S., Rouas F., 2012 : Toxicité des hydrocarbures vis-à-vis des plantes *Vicia faba* L. et *Trifolium alexandrium* L. 'essai de phytoremédiation'. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 58p.
14. Benamara Z., Mohammedi H., 2010 : Toxicité des hydrocarbures vis-à-vis des plantes et des microorganismes du sol 'essai de phytoremédiation'. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 69p.
15. Bourkache R., Boussenou N., 2015 : Essai de phytoremédiation in-situ et ex-situ d'un sol pollué par les hydrocarbures. Cas des stations-service. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 38p.
16. Braria A., Ahmad S., Harikumer S. L., 2014: *Chlorophytum comosum* (Thunberg) Jacques. Int. Res. J. Pharm. Vol. 5. N° 7. pp: 546-549.
17. Brzozowska J., Hanower P., 1976 : sur les composés phénoliques des végétaux et leur rapport avec un déficit hydrique chez des cotonniers. Annales de l'Université d'Abidjan, série C (Sciences), tome XII. pp: 65-87.
18. Calabrese E.J., Blain R.B., 2009: Hormesis and plant biology. Environmental Pollution. Vol. 157. pp: 42- 48.
19. Chaîneau C.H., Morel J.L., Oudot J., 1996 : Land treatment of oil based drill Cuttings in an agricultural soil. Journal of Environmental Quality. Vol. 25. N° 4. pp: 858-867.
20. Chaîneau C.H., Morel J.L., Oudot J., 1997 : Phytotoxicity and plant uptake of fuel oil hydrocarbons. J. Environ. Quali. Vol. 26. pp: 1478-1483.
21. Chaîneau C.H., Morel J.L., Oudot J., 2000 : Biodegradation of fuel oil Hydrocarbons in the rhizosphere of maize. Journal of Environmental Quality. Vol. 29. pp: 569-578.
22. Chakraborty R., Coates J.D., 2004: Anaerobic degradation of monoaromatic hydrocarbons. Appl Microbiol Biotechnol. Vol. 64. pp: 437-446.
23. Chaux., Foury., 1994 : Production légumière, légumineuses potagères, légumes fruits. Tome 3. Lavoisier, Paris. 578p.
24. Chehrit-Hacid F., Derridj A., Moulti-Mati F., Mati A., 2015 : Drought Stress Effect on Some Biochemical and Physiological Parameters, Accumulation of Total Polyphenols and Flavonoids in Leaves of Two Provenance Seedling *Pistacia lentiscus*. IMPACT: International Journal of Research in Applied. Vol. 3. N° 9. pp: 127–138.

25. Chehrit-Hacid F., 2016 : Etude de la variabilité biochimique, physiologique et évaluation des activités biologiques des polyphénols de deux espèces du genre *Pistacia* (*P. lentiscus* L. et *P. atlantica* Desf.). Thèse du Doctorat. U.M.M.T.O. 110 p.
26. Chibane G., 2013 : Caractérisation des hydrocarbures extraits de sols dépollués par la technique de phytoremédiation. Mémoire de Magister. U.M.M.T.O. 73 p.
27. Colin F., 2000 : Pollution localisés des sols et sous-sols par les hydrocarbures et les solvants chlorés. Edition Tec et Doc. Paris. 417p.
28. Colombano S., Saada A., Guerin V., Bataillard P., Bellenfant G., Beranger S., Hube D., Blanc C., Zornig C., Girardeau I., 2010 : Quelles techniques pour quels traitements- Analyse coûts- bénéfiques. Rapport final du BRGM. PR-58609-FR. 399p.
29. Cornelissen G., Van Noort P.C.M., Govers H.A.J., 1998: Mechanism of Slow Desorption of Organic Compounds from Sediments: A Study Using Model Sorbents. *Environmental Science & Technology*. Vol. 32. pp: 3124–3131.
30. Criquet S., Joner E.J., Leglize P., Leyval C., 2000: Anthracene and mycorrhiza affect the activity of oxidoreductases in the roots and the rhizosphere of Lucerne (*Medicago sativa* L.). *Biotechnol. Lett.* Vol. 22. pp: 1733-1737.
31. Cronquist A., 1981: An Integrated System of Classification of Flowering Plants. Columbia University Press. 1262p.
ISBN: 0231038801, 9780231038805.
32. Daglia M., 2012: Polyphenols as antimicrobial agents. *Current Opinion in Biotechnology*. Vol. 23. pp: 174–181.
33. Degranges P., Gugalski T., Leleu M., Greffard J., 1977 : Devenir des hydrocarbures dans les sols. Rapport du BRGM. 77 SGN 114 MGA. 31p.
34. Diab E. A. 2008: Phytoremediation of Oil Contaminated Desert Soil Using the Rhizosphere Effects. *Global Journal of Environmental Research*. Vol. 2. N° 2. pp: 66-73.
35. Di Baccio D., Galla G., Bracci T., 2011: Transcriptome analyses of *Populus euramericana* clone I- 214 leaves exposed to excess zinc. *Tree Physiology* .Vol. 31. pp: 1293–1308.
36. Doornaert B., Pichard A., 2005 : Analyse et proposition de méthodes d'évaluation de la relation dose-réponse des effets cancérigènes induits par un mélange d'hydrocarbures aromatiques polycycliques. *Environnement, Risques et Santé*. Vol. 4. N° 3. pp : 205-220.
37. Duc G., 1997: Faba bean (*Vicia faba* L.). *Field Crops Research*. Vol. 53. pp: 99-109.

38. Duchaufour P., 1997 : Abrégé de pédologie : Sol, végétation, environnement. 5^{ème} Édition Masson. Parie. 291p.
39. Duchaufour P., 2001 : Introduction à la science du sol : sol, végétation et environnement 6ème édition : MASSON, Paris Milan Barcelone. 498p.
40. Dufresne M., 2013 : Les technologies de traitement des sols contaminés : lesquelles sont durables. Grade de maître en environnement (M. Env.). Université de Sherbrooke. 61p.
41. EPA, Environment Protection Agency., 2000 : Introduction to phytoremediation, Washington. DC. USA. 105p. EPA/600/R- 99/107.
42. EPA, Environment Protection Agency., 2005 : The use and effectiveness of phytoremediation to treat persistent organic pollutants, Washington. DC. USA. 38p.
43. EPA, Environment Protection Agency, 2012: A citizen's guide to Phytoremediation? 2 p. (EPA 542-F-12-016).
44. Fezani S., Khider F., 2007 : Toxicité des hydrocarbures vis-à-vis des plantes, leurs caractérisations et leurs effets sur la microflore du sol. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. UMMTO. 73p.
45. Fresco P., Borges F., Diniz C., Marques M. P. M., 2006 : New insights on the anticancer. Properties of dietary polyphenols. Medicinal research reviews. Vol. 26. N° 6. pp: 747-766.
46. Gabet S., 2004 : Remobilisation d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique. Thèse du Doctorat. Université de Limoges. 177p.
47. Gawrońska H., Bakera B., 2015 : Phytoremediation of particulate matter from indoor air by *Chlorophytum comosum* L. plants. Air Qual Atmos Health. Vol. 8. pp: 265–272.
48. Gerhardt K. E., Huang X.D., Glick B. R., Greenberg B. M., 2009 : Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants. Potential and challenges. Plant Science. Vol. 176. N° 1. pp: 20-30.
49. Gill S.S., Tuteja N., 2010: Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. Plant Physiology and Biochemistry .Vol. 48. pp: 909–930.
50. Ghosh M., Singh S., 2005 : A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. Asian J Energy Environ. Vol. 6. N° 4 .p 18.

51. Girard M., Walter C., Remy C., Bertherlin J., Morel J.L., 2005 : Sol et environnement. Edition DUNOD, Paris. 799p.
52. Google maps, 2017 : Localisation de station-service de Boukhalfa.
53. Gouhier V., 2014 : Résilience des écosystèmes après un déversement d'hydrocarbures. Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. 57p.
54. Grenier V., 2014 : Analyse de l'effet de la contamination du sol sur la croissance et la physiologie de 11 cultivars de Salix. M2. Université de Montréal. 51p.
55. Huang W., Peng P., Yu Z., Fu J., 2003: Effect of organic matter heterogeneity on sorption and desorption of organic contaminants by soils and sediments, Applied Geochemistry. Vol. 18. pp: 955-972.
56. Huang X. D., El-Alawi Y., Penrose D. M. Glick B. R., Greenberg B. M., 2004 : A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. Environmental Pollution. Vol. 130. N° 3. pp: 465-476.
57. Hoffmann L., 2003 : Etude du métabolisme des phénylpropanoïdes ; analyse de l'interaction de la caféoyl-coenzyme A 3-O-méthyltransférase (CCoAOMT) avec son substrat et caractérisation fonctionnelle d'une nouvelle acyltransférase, l'HydroxyCinnamoyl-CoA : Shikimate/quinate HydroxyCinnamoyl Transférase (HCT). Thèse du Doctorat. Université Louis Pasteur-Strasbourg I. 166 p.
58. Joner E. J., Leyval C., 2003: Phytoremediation of organics pollutants using mycorrhizal plants. A new aspect of rhizosphere interactions. Agronomie .Vol. 23. pp : 495-502.
59. Jourdain M. J., Charissou A. M., 2007 : Etat des connaissances sur le devenir de polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelle et après biotraitements : Identification des composés « métabolites » et des cinétiques. Rapport final d'étude RECORD N° 05-0513/1A. 148.
60. Kathi S., Khan A. B., 2011: Phytoremediation approaches to PAH contaminated soil. Indian Journal of Science and Technology. Vol. 4. N°1. pp: 56-63. ISSN: 0974- 6846.
61. Kellas K., 2008 : Toxicité des hydrocarbures vis-à-vis du blé dur (*Triticum durum*), du pois vivace (*Lathyrus latifolius*) et de la microflore du sol. Essai de phytoremediation. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 69p.
62. Khan F. I., Husain T., Hejazi R., 2004: An overview and analysis of site remediation technologies. Journal of Environmental Management. Vol. 71.N° 2. pp: 95-122.
63. Khater F., 2011 : Identification et validation fonctionnelle de nouveaux gènes potentiellement impliqués dans la biosynthèse des composés phénoliques. Thèse du Doctorat. Ecole doctorale : sciences des procédés – sciences des aliments. 203p.

64. Kheloul L., 2014 : Inventaire qualitatif et quantitatif des pucerons inféodés à la culture de la fève. Dynamique des populations de certaines espèces caractéristiques dans deux parcelles de fève « *Vicia faba minor* » et « *Vicia faba major* » dans la région de Tizi Rached (Tizi Ouzou). Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 122p.
65. Koller E., 2004 : Traitement des pollutions industrielles. Eau. Air. Déchets. Sols. Boues. Edt Dunod, Paris. Série Environnement et sécurité. L'usine nouvelle. 424p.
66. Labrecque M., Pitre F., 2014 : Choisir la phytoremédiation. Une alternative végétale durable pour la décontamination des sols. Fiche technique produite pour le compte du Ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche, de la Science et de la Technologie. Projet 11-12-PSVT2-21940. Institut de Recherche en Biologie Végétale. Ed. p 2.
67. Larabi T., Moussi K., 2016 : Effet de la dose du semis de la fève (*Vicia faba* L.) sur l'efficacité de la phytoremédiation d'un sol pollué par les carburants. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 32p.
68. Lemiére B., Seguin J. J., Le Guern C., Guyonnet D., Baranger Ph., Darmendrail D., Conil P., 2001 : Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Application dans un Contexte d'Evaluation Détaillée des Risques pour les ressources en eau. Rapport du BRGM/RP-50662-FR. 103p.
69. Lepengue A. N., Mouaragadja I., Ibrahim B., Ake S., M'batchi B., 2012 : Réponse du maïs (*Zea mays* var. LG 60) au stress salin : étude de la synthèse de quelques composés biochimiques. Journal of Animal & Plant Sciences. Vol. 14. Issue 1. pp : 1866-1872. ISSN 2071 - 7024
70. Li S., Zhu R., Zhong M., Zhang Y., Huang K., Zhi X., Fu S., 2010 : Effects of ultrasonic assistant extraction parameters on total flavones yield of *Selaginella doederleinii* and its antioxidant activity. Journal of Medicinal Plants Research. Vol. 4. N° 17. pp: 1743–1750.
71. Lima G. P. P., Vianello F., Corrêa C. R., Da Silva Campos R. A., Borguini M. G., 2014: Polyphenols in Fruits and Vegetables and Its Effect on Human Health. Food and Nutrition Sciences. Vol. 5. pp: 1065-1082.
72. Macheix J. J., 1996 : Les composés phénoliques des végétaux : quelles perspectives à la fin du XXème siècle ? Acta Botanica Gallica. Vol. 143. N° 6. pp : 473-479.
73. Mahlal M., Moula S., 2011 : Toxicité des hydrocarbures vis-à-vis deux plantes (*Zea mays* L. et *Sorghum bicolor* L.) et du sol 'essai de phytoremédiation'. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 88p.

74. Marchal R., Penet S., Solano S.F., Vandecasteele J.P., 2003: Gasoline and Diesel Oil Biodegradation. Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP. Vol. 58. N° 4. pp: 441-448.
75. 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.
76. Mohanty M., Kumar-Dhal N., Patra P., Das B, Rama-Reddy P. S., 2010 : Phytoremediation: A Novel Approach for Utilization of Iron-ore Wastes. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology. Vol. 206. pp 29-47. ISBN: 978-1-4419-6259-1.
77. Moussa H.R., Abdel Hakam Atiia M., 2016 : The Palliative Effect of Lead Pollution in *Vicia faba* L. by using Stigmasterol. European Journal of Academic Essays. Vol. 3. N° 1.pp: 58-66.
78. Mojzer E. B., Hrnčić M.K., Skerget M., Knez Z., Bren U., 2016 : Polyphenols: Extraction Methods, Antioxidative Action, Bioavailability and Anticarcinogenic Effects. Molecules. Vol. 21. N°901. pp: 1-38.
79. Morris K., Mackerness S.A.H., Page T., 2000 : Salicylic acid has a role in regulating gene expression during leaf senescence. The Plant Journal. Vol. 23. pp: 677–685.
80. Nait Abdelaziz B., 2014 : Evaluation de la toxicité de différents carburants vis-à-vis de quelques légumineuses. Mémoire de Magister. U.T.M.M.O. 81 p.
81. Noori M., Askari M., Beigi F., 2012: Robinia Pseudoacacia L. Flavonoids in Defence of Plant against Soil Crude Oil Pollution. International Journal of Ecosystem. Vol. 2. N°1. pp: 1-5.
82. Norini M. P., 2007 : Ecodynamique des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et des communautés microbiennes dans des sols à pollution mixte (HAP, métaux) avant et après traitement par biopile et par désorption thermique : Influence de la rhizosphère et de la mycorhization. Thèse du Doctorat. Université Henri Poincaré, Nancy I. 243p.
83. Nwinyi O. C., Kanu I. A., Tunde A., Ajanaku K. O., 2014 : Characterization of Diesel Degrading Bacterial Species from Contaminated Tropical Ecosystem. Braz. Arch. Biol. Technol. Vol. 57. N° 5. pp: 789-796.
84. Olga T., Olga L., Oksana V., Lyubov B., Dovgaiuk-Semeniuk M., 2015 : Crude oil contamination and plants. Journal of Central European Green Innovation. Vol.3. N° 2. Pp: 175-184.

85. Ogbo E. M., Zibigha M. Odogu G., 2009 : The effect of crude oil on growth of the weed (*Paspalum scrobiculatum* L.) – Phytoremediation potential of the plant. African Journal of Environmental Science and Technology. Vol. 3. N° 9. pp. 229-233.
86. Olson P. E., Castro A., Joern M., DuTeau N. M., Pilon-Smits E., Reardon K. F., 2008: Effects of Agronomic Practices on Phytoremediation of an Aged PAH-Contaminated Soil. Journal of Environmental Quality. Vol. 37. N° 4. pp: 1439-1446.
87. O'Niell, W. L., V. A. N., 2004 "In-Situ Bioremediation and Phytoremediation of Contaminated Soils and Water: Three Case Studies" Environmental Research, Engineering, and Management. Vol. 30. N° 4. pp: 49-54.
88. Oukaci M., Lekadir F., 2014 : Effet de la contamination du sol par les carburants (essence normale, essence super et le gasoil) sur la croissance et la nodulation du pois. Mémoire de Master. U.M.M.T.O. 38p.
89. Oultaf L., 2015 : Etude comparative de l'efficacité de trois techniques de remédiation (phytoremédiation, biostimulation, bioaugmentation) sur des sols pollués par les carburants. Mémoire de Magister. U.M.M.T.O. 90p.
90. Pavel L. V., Gavrilesco M., 2008 : Overview of ex situ decontamination techniques for soil cleanup. Environmental Engineering and Management Journal. Vol. 7. N° 6. pp: 815-834.
91. Patej S., 2002 : Etude de scenarios dangereux en stations-service. Rapport final de l'INERIS DRA 40862. 38p.
92. Peer W. A., Baxter I. R., Richards E. L., Freeman J. L., Murphy A.S., 2005: Phytoremediation and hyperaccumulator plants. In Molecular biology of metal homeostasis and detoxification. Springer. pp: 299-340.
93. Pilon-Smits. E., 2005: Phytoremediation. Annu. Rev. Plant Biol. Vol. 56. pp: 15-39.
94. Pimsee P., 2014 : Etude du comportement des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) lors du déversement accidentel d'hydrocarbures en eaux continentales. Thèse du Doctorat. Université de Toulouse. 175 p.
95. Pompelli M. F., França S.C., Tigre R.C., Oliveira M.T., Sacilot M., Pereira E.C., 2013: Spectrophotometric determinations of chloroplastidic pigments in acetone, ethanol and dimethylsulphoxide. R. bras. Bioci. Porto Alegre. Vol. 11. N° 1. pp: 52-58.
96. Pourrut B., 2008 : Implication du stress oxydatif dans la toxicité du plomb sur une plante modèle, *Vicia faba*. Thèse du Doctorat. Université de Toulouse. 297 p.
97. Porta A., Filliat N., Plata N., 1999 : "Phytotoxicity and Phytoremediation Studies in Soils Polluted by Weathered Oil," In Phytoremediation and Innovative Strategies for

Specialized Remedial Applications. A. Leeson and B.C. Alleman (eds.) Batelle Press, Columbus, OH. pp : 51 - 56.

98. Rahmani D., Slimani M., 2012 : Toxicité des hydrocarbures vis-à-vis de la fève (*Vicia faba* L.) et de sainfoin (*Hédysarum flexuosum* L.) ‘essai de phytoremédiation’. Mémoire d’ingénieur d’état en Biologie. U.M.M.T.O. 68p.
99. Reilley K. A., Banks M. K., Schwab A. P., 1996 : Organic chemicals in the environment dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in rhizosphere. J .Environ. Quality. Vol. 25. pp: 212-219.
100. Rivière J. L., 1998 : Les sites pollués : Traitement des sols et des eaux souterraines. Edt Lavoisier Tec et Doc, Paris. 204p.
101. Rouquerol T., Amir H., Amir A., 1987 : Effets de l’épandage de résidus pétroliers de raffinerie sur l’évolution de la matière organique. L’activité de la densité microbienne d’un sol agricole. Revue d’écologie et de biologie du sol. Vol. 24. N° 2. pp : 137-156.
102. Saada A., Nowak C., Coquereau N., 2005 : Etat des connaissances sur l’atténuation naturelle des hydrocarbures. Rapport du BRGM. RP 53739-FR. 107p.
103. Schwitzguébel J.P., Comino E., Plata N., Khalvati M., 2011 : Is phytoremediation a sustainable and reliable approach to clean-up contaminated water and soil in Alpine areas? Environ Sci Pollut Res. Vol. 18. pp: 842-856.
104. Shahriari M. H., Gholamreza S-F., Azizi M., Dariush M.T., Kalantari F., 2007 : Study of growth and germination of Medicago sativa (Alfalfa) in light crude oil-contaminated soil. Res. J. Agric. Biol. Sci. Vol. 3. N° 1. pp: 46-51.
105. Shimp J. F., Tracy J. C., Davis L. C., Lee E., Huang W., Erickson L. E., Schnoor J. L., 1993: Beneficial effects of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic materials. Critical Reviews in Environmental Science and Technology. Vol. 23. N°1. pp: 41 - 77.
106. Shubhangi S., Sonal J., 2014 : A review on phytoremediation of Heavy metals from Soil by using plants to remove pollutants from the environment. International Journal of Advanced Research. Vol. 2. pp: 197-203.
107. Sikandar A., Kiran S., Qiraat A., Komal M., 2015 : Phytoremediation: An Analytical Technique for the Assessment of Biodegradation of Organic Xenobiotic Pollutants: A Review. International Journal of Science and Research (IJSR). Vol. 4. Issue. 2. pp: 2250-2253.
108. Singleton V. L., Rossi J. R., 1965 : Colorimetry of total phenolics with phosphomolybdic –Phosphothungstic acid. American Journal of Enology and Viticulture. Vol. 16. pp: 144–158.

109. Soleimani M., Akbar S., Ali Hajabbasi M., 2011: Enhancing Phytoremediation Efficiency in Response to Environmental Pollution Stress. Plants and Environment. Ed. Hemanth Vasanthaiahpp. In Tech. 272p.
ISBN : 978-953-307-779-6
110. Soltani M., 2004 : Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram – négatives hydrocarbonoclastes. Variation en fonction de la source de carbone. Thèse du Doctorat. Université de Paris 6. 284p.
111. Souguir D., 2009 : Modifications métaboliques, moléculaires et génotoxicité induites par le cadmium chez *Vicia faba*. Thèse du doctorat. Université Blaise Pascal, Université d'Auvergne, Université du 7 Novembre de Carthage. 182p.
112. Tamanti F., 2012 : Phytoremediation by poplar: polyphenols polyamines and oxidative damage in the response to heavy metals in in vitro and in hydroponic cultures. Thèse du Doctorat. Université de Boulogne. 122p.
113. Técher D., 2011 : Réhabilitation de sols pollués par des HAP grâce aux bactéries associées à la rhizosphère de *Miscanthus x giganteus*. Thèse du doctorat. Université Paul Verlaine de Metz. 307p.
114. Tsao R., 2010: Chemistry and Biochemistry of Dietary Polyphenols. Nutrients. Vol .2. pp : 1231-1246.
ISSN 2072-6643.
115. Vila M., 2006 : Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDX et le TNT : approches en laboratoire. Thèse du Doctorat. Institut national polytechnique de Toulouse. 117p.
116. Vishnoi S. R., Srivastava P., 2008 : Phytoremediation-green for environmental clean. Proceedings of Taal 2007: the 12th World lake conference. 1021 p.
117. Wang Y., Wu D., Wang N., Hu S., 2011a : Effect of *Chlorophytum comosum* growth on soil enzymatic activities of lead-contaminated soil. Procedia Environmental Sciences. Vol. 10. pp: 709 – 714.
118. Wang Y., Tao J., Dai J., 2011b : Lead tolerance and detoxification mechanism of *Chlorophytum comosum*. African Journal of Biotechnology. Vol. 10. N° 65. pp: 14516-14521.
119. Watharkar A. D., Jadhav J. P., 2014 : Detoxification and decolorization of a simulated textile dye mixture by phytoremediation using *Petunia grandiflora* and *Gailardia grandiflora*. A plant–plant consortial strategy. Ecotoxicology and environmental safety. Vol. 103. pp: 1-8.

120. Widdowson M. A., Shearer S., Andersen R.G., Novak J.T., 2005 : Remediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Compounds in Groundwater Using Poplar Trees. Environmental Science and Technology. Vol. 39 .N° 6. pp: 1598 - 1605.
121. Yao K., De Luca V., Brisson N., 1995 : Creation of a Metabolic Sink for Tryptophan Alters the Phenylpropanoid Pathway and the Susceptibility of Potato to *Phytophthora infestans*. Plant, Cell. Vol. 7. pp: 1787-1799.
122. Zebiche B., Smaani L., 2015 : Effet de la concentration du pétrole brut sur la croissance de pois (*Pisium sativum* L.) et de la luzerne (*Medicago sativa* L.) 'essai de phytoremédiation'. Mémoire d'ingénieur d'état en Biologie. U.M.M.T.O. 38p.

Liste des annexes

Liste des annexes :

Annexe I : Dosage des PPT.

1. Préparation des solutions :

- Préparation de la solution de carbonate de sodium Na_2CO_3 à 7.5% :

Dissoudre 7.5 g de Na_2CO_3 dans un volume de 100 ml d'eau distillée.

- Préparation de la solution de l'éthanol 70% :

70 ml de l'éthanol ajusté jusqu'à 100 ml avec l'eau distillée.

- Préparation de la solution de FC (1/10) :

2.5 ml de FC dans 25 ml d'eau distillée.

2. Préparation de la solution mère d'acide gallique d'une concentration de 0.5 mg/ml :

Une quantité de 10 mg de l'acide gallique a été dissous dans 20 ml d'eau distillée.

Les concentrations filles : 0, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5.

Dilution à partir de la solution mère :

Pour avoir des solutions diluées à partir de la solution mère, appliquer l'équation $C_1V_1 = C_2V_2$

C_1 : Concentration de la solution mère.

C_2 : Concentration de la solution diluée que l'on veut préparer.

V_1 : Volume inconnu de la solution mère qu'il faut prélever et ajuster avec l'eau distillée pour avoir un volume final de 100 μl .

V_2 : Volume connu de la solution diluée.

Annexe II : Dosage des FT.

1. Préparation des solutions :

- Préparation de solution de NaNO_2 (1/20) :

Dissoudre 1g de NaNO_2 dans 20 ml d'eau distillée.

- Préparation de solution de chlorure d'aluminium AlCl_3 (1/10) :

Dissoudre 1g d' AlCl_3 dans 10 ml d'eau distillée.

- Préparation de solution de NaOH 1M :

Dissoudre 4g de NaOH dans 100 ml d'eau distillée.

2. Préparation de solution mère de la rutine d'une concentration de 1mg/ml.

Une quantité de 10 mg de la rutine est dissoute dans 10 ml d'eau distillée.

Les concentrations filles : 0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.

Dilution à partir de la solution mère :

Pour avoir des solutions diluées à partir de la solution mère, appliquer l'équation $C_1V_1 = C_2V_2$

C_1 : Concentration de la solution mère.

C_2 : Concentration de la solution diluée que l'on veut préparer.

V_1 : Volume inconnu de la solution mère qu'il faut prélever et ajuster avec l'eau distillée pour avoir un volume final de 100 μ l.

V_2 : Volume connu de la solution diluée.

Annexe III : Dosage des TH.

1. Préparation des solutions :

- Préparation de la solution de KIO_3 à 2,5 %.

Dissoudre 2.5 g de KIO_3 dans 100 ml de l'eau distillée.

2. Préparation de solution mère de l'acide tannique d'une concentration de 1mg/ml.

Une quantité de 10 mg de l'acide tannique est dissoute dans 10 ml d'eau distillée.

Les concentrations filles : 0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.

Dilution à partir de la solution mère :

Pour avoir des solutions diluées à partir de la solution mère, appliquer l'équation $C_1V_1 = C_2V_2$

C_1 : Concentration de la solution mère.

C_2 : Concentration de la solution diluée que l'on veut préparer.

V_1 : Volume inconnu de la solution mère qu'il faut prélever et ajuster avec l'eau distillée pour avoir un volume final de 100 μ l.

V_2 : Volume connu de la solution diluée.

Annexe IV : Le test de Kruskal-Wallis de la biomasse aérienne des trois plantes.

```
Kruskal-Wallis rank sum test

data: BA by sol by plante
Kruskal-Wallis chi-squared = 3.2768, df = 1, p-value = 0.07027
```

Annexe V : Test de Mann Whitney de la biomasse aérienne pour le facteur contamination.

```

Wilcoxon rank sum test

data:  BAF by sol
W = 0, p-value = 0.1
alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

```

```

Wilcoxon rank sum test

data:  BAC by sol
W = 1, p-value = 0.2
alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

```

```

Wilcoxon rank sum test

data:  BAV by sol
W = 0, p-value = 0.1
alternative hypothesis: true location shift is not equal to 0

```

Annexe VI : Analyse de la variance de la biomasse racinaire des trois plantes.

```

Analysis of Variance Table

Response: BR
      Df    Sum Sq   Mean Sq F value    Pr(>F)
sol      1 0.029849  0.029849  11.0784  0.006016 **
plante   2 0.291109  0.145554  54.0213  9.979e-07 ***
sol:plante 2 0.042751  0.021376   7.9334  0.006376 **
Residuals 12 0.032333  0.002694

```

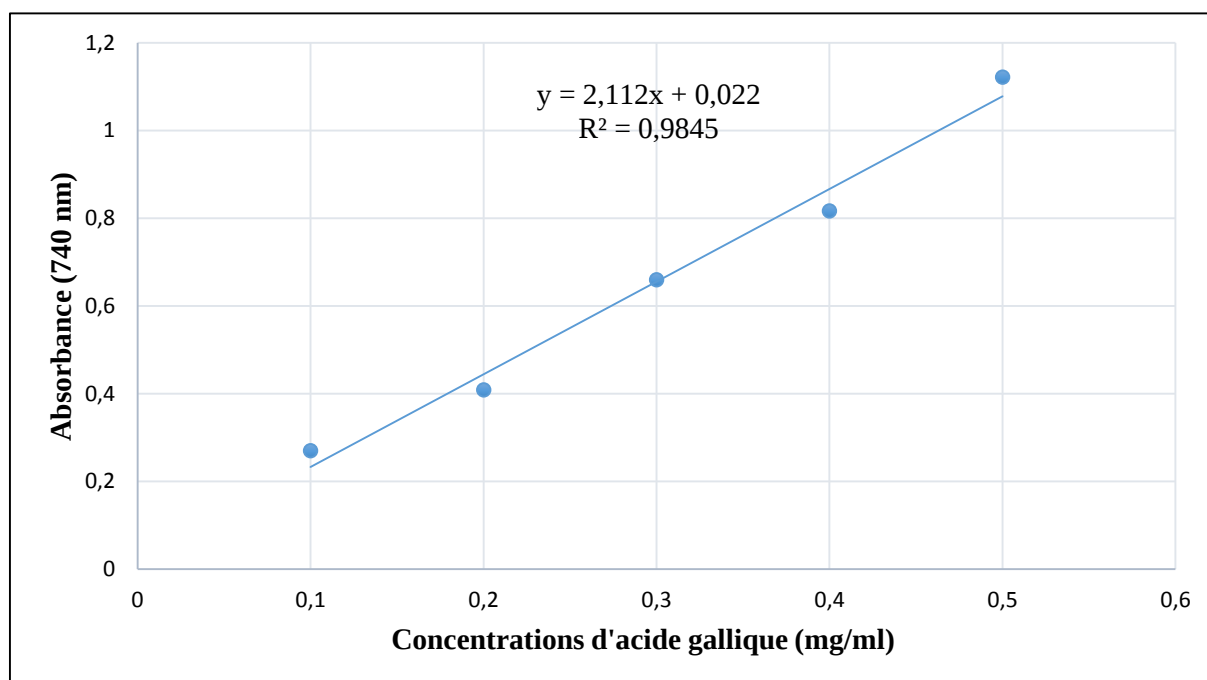
Annexe VII : Test de Newman et Keuls de la biomasse racinaire pour le facteur plante.

Groups, Treatments and means		
a	F	0.3247
b	C.c	0.07867
b	C.cv	0.03617

Annexe VIII : Test de Newman et Keuls de la biomasse racinaire pour l'interaction contamination - plante.

Groups, Treatments and means		
a	NC:F	0.433
b	C:F	0.2163
c	C:C.c	0.08333
c	NC:C.c	0.074
c	NC:C.cv	0.05467
c	C:C.cv	0.01767

Annexe IX : Courbe d'étalonnage de l'acide gallique.



Annexe X : Analyse de la variance de la teneur en PPT au niveau de la partie aérienne des trois plantes.

Analysis of Variance Table

Response: polyA

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
sol	1	0.0000281	0.00002810	0.0192	0.8920
plante	2	0.0034949	0.00174747	1.1966	0.3359
sol:plante	2	0.0004949	0.00024744	0.1694	0.8461
Residuals	12	0.0175247	0.00146039		

Annexe XI : Analyse de la variance de la teneur en PPT au niveau de la partie racinaire des trois plantes.

Analysis of Variance Table

Response: polyR

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
sol	1	0.0005571	0.0005571	0.6488	0.436222
plante	2	0.0126132	0.0063066	7.3439	0.008264 **
sol:plante	2	0.0067523	0.0033761	3.9314	0.048622 *
Residuals	12	0.0103050	0.0008588		

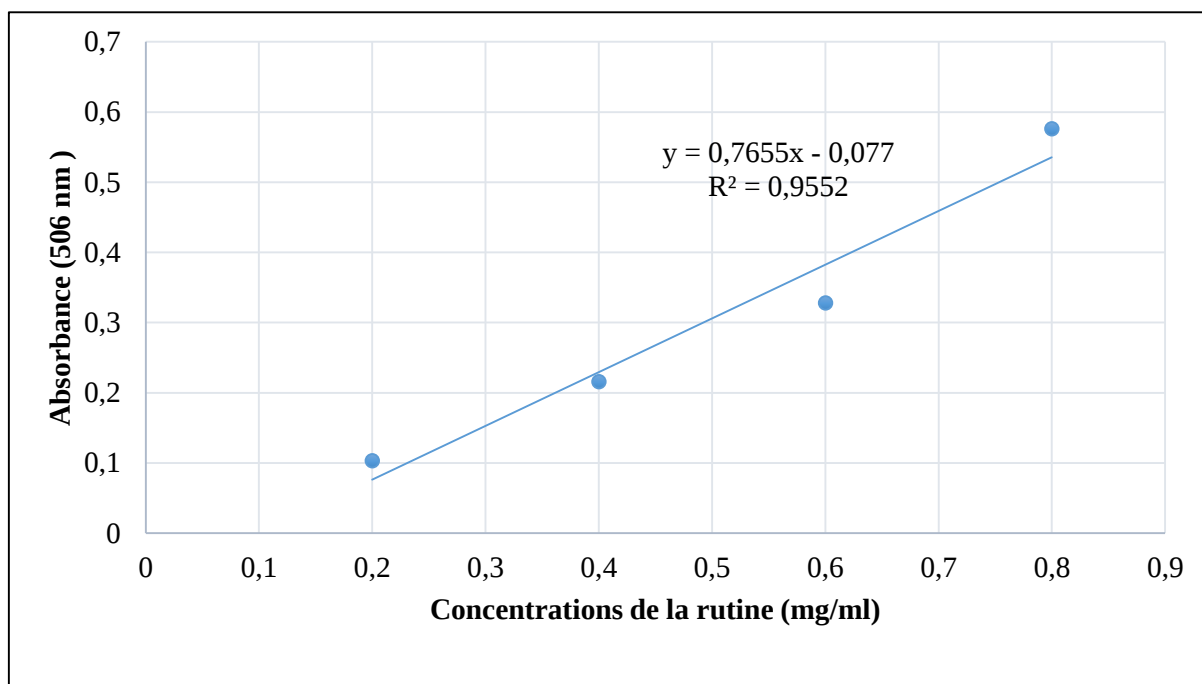
Annexe XII : Test de Newman et Keuls de la teneur en PPT au niveau de la partie racinaire des trois plantes (facteur plante).

Groups, Treatments and means		
a	C.c	0.1015
b	C.cv	0.06009
b	F	0.03756

Annexe XIII : Test de Newman et Keuls de la teneur en PPT au niveau de la partie racinaire des trois plantes (interaction contamination-plante).

Groups, Treatments and means		
a	C:C.c	0.1341
b	NC:C.cv	0.07189
b	NC:C.c	0.06889
b	C:C.cv	0.0483
b	NC:F	0.04167
b	C:F	0.03346

Annexe XIV : Courbe d'étalonnage de la rutine.



Annexe XV : Analyse de la variance de la teneur en FT au niveau de la partie aérienne des trois plantes.

Analysis of Variance Table					
Response: flavoA					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
sol	1	0.0001753	0.00017530	0.1224	0.7325
plante	2	0.0013841	0.00069206	0.4833	0.6282
sol:plante	2	0.0007102	0.00035512	0.2480	0.7843
Residuals	12	0.0171829	0.00143191		

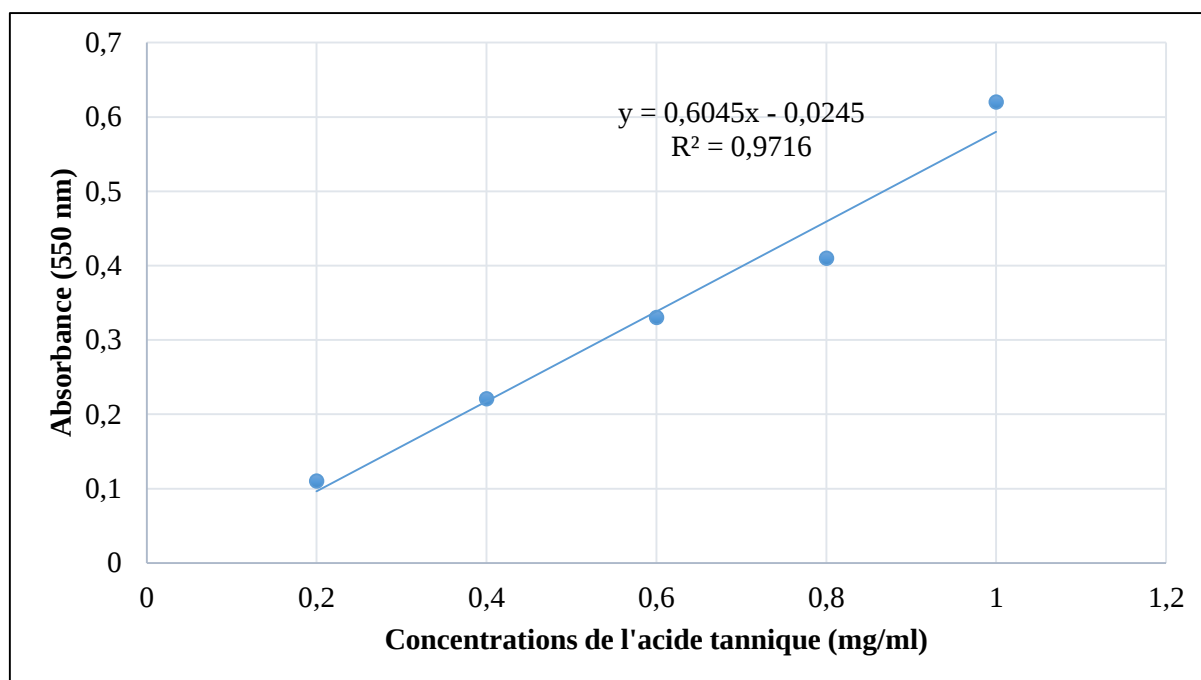
Annexe XVI : Analyse de la variance de la teneur en FT au niveau de la partie racinaire des trois plantes.

Analysis of Variance Table					
Response: flavoR					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
sol	1	0.0000006	0.00000059	0.0010	0.97512
plante	2	0.0060676	0.00303378	5.1908	0.02375 *
sol:plante	2	0.0028735	0.00143677	2.4583	0.12741
Residuals	12	0.0070135	0.00058446		

Annexe XVII : Test de Newman et Keuls de la teneur en FT au niveau de la partie racinaire des trois plantes (facteur plante).

Groups, Treatments and means		
a	C.c	0.05781
ab	C.cv	0.0344
b	F	0.01285

Annexe XVIII : Courbe d'étalonnage d'acide tannique.



Annexe XIX : Analyse de la variance de la teneur en TH au niveau de la partie aérienne des trois plantes.

Analysis of Variance Table						
Response: tanninA						
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
sol	1	0.0001414	0.0001414	0.0616	0.80815	
plante	2	0.0262378	0.0131189	5.7158	0.01804	*
sol:plante	2	0.0024954	0.0012477	0.5436	0.59429	
Residuals	12	0.0275425	0.0022952			

Annexe XX : Test de Newman et Keuls de la teneur en TH au niveau de la partie aérienne des trois plantes (facteur plante).

Groups, Treatments and means		
a	C.cv	0.1156
b	F	0.04081
b	C.c	0.02957

Annexe XXI : Analyse de la variance de la teneur en TH au niveau de la partie racinaire des trois plantes.

Analysis of Variance Table					
Response: tanninR					
	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
sol	1	0.008521	0.0085215	1.5231	0.2408
plante	2	0.012129	0.0060644	1.0839	0.3692
sol:plante	2	0.024546	0.0122731	2.1936	0.1542
Residuals	12	0.067139	0.0055949		

Annexe XXII : Le test de Student pour la teneur en chlorophylle (Chl a, Chl b et Car) dans la partie foliaire de *V. faba*.

```
Two Sample t-test

data:  chla[sol == "NC"] and chla[sol == "C"]
t = -1.7994, df = 4, p-value = 0.1463
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 -2.1098945  0.4505211
sample estimates:
mean of x mean of y
0.3842567 1.2139433
```

```
Two Sample t-test

data:  chlb[sol == "NC"] and chlb[sol == "C"]
t = 1.1588, df = 4, p-value = 0.311
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 -0.6146825  1.4953491
sample estimates:
mean of x mean of y
0.9383000 0.4979667
```

```
Two Sample t-test

data:  car[sol == "NC"] and car[sol == "C"]
t = -1.2407, df = 4, p-value = 0.2825
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 -0.3095147  0.1183318
sample estimates:
mean of x mean of y
0.3124228 0.4080143
```

Annexe XXIII : Test de Student pour deux échantillons indépendants pour le taux de germination du maïs dans le sol contaminé et témoin déjà cultivés par *V. faba*, *C. comosum* et *C. comosum vittatum*.

```
Two Sample t-test

data:  TG[sol == "NC"] and TG[sol == "C"]
t = 2.5298, df = 4, p-value = 0.06468
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 -1.299817 27.966484
sample estimates:
mean of x mean of y
 95.00000  81.66667
```

```
Two Sample t-test

data:  TGC[sol == "NC"] and TGC[sol == "C"]
t = 1.4142, df = 4, p-value = 0.2302
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 -6.421621 19.754954
sample estimates:
mean of x mean of y
 93.33333  86.66667
```

```
Two Sample t-test

data:  TGV[sol == "NC"] and TGV[sol == "C"]
t = 0.822, df = 4, p-value = 0.4573
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
95 percent confidence interval:
 -19.81409  36.48076
sample estimates:
mean of x mean of y
 95.00000  86.66667
```

Résumé :

Le présent travail a pour objectifs de tester l'efficacité de deux espèces végétales (la fève (*Vicia faba*) et la phalangère à deux variétés ; (*Chlorophytum comosum* et *Chlorophytum comosum vittatum*)) dans la décontamination d'un sol contaminé artificiellement par un mélange d'essence super et de gasoil à 6 % (V/P) et de mettre en évidence l'effet de cette pollution sur certains paramètres biochimiques (la chlorophylle, les polyphénols totaux, les flavonoïdes totaux et les tannins hydrolysables).

Les résultats obtenus ont montré que ces carburants affectaient la biomasse racinaire des deux espèces tandis qu'ils n'ont exercé aucun effet significatif sur la synthèse de la chlorophylle et des composés phénoliques.

D'après les résultats de test de germination réalisé après phytoremédiation sur des graines du maïs, nous pouvons conclure que *Chlorophytum comosum* et *Chlorophytum comosum vittatum* ont été très efficaces dans la décontamination du sol, elles ont donc un bon potentiel phytoremédiateur du sol pollué par un mélange d'essence super et de gasoil.

Les mots clés : *Vicia faba*, *Chlorophytum comosum*, *Chlorophytum comosum vittatum*, gasoil, essence super, polyphénols totaux, les flavonoïdes totaux et les tannins hydrolysables.

Abstract:

The objective of this work is to test the efficacy of two plant species (bean (*Vicia faba*) and two-varieties of phalangium (*Chlorophytum comosum* and *Chlorophytum comosum vittatum*)) in the decontamination of artificially contaminated soil by Blend of super gasoline and gasoil to 6 % (V / P). And to show the effect of this pollution on certain biochemical parameters (chlorophyll, total polyphenols, total flavonoids and hydrolyzable tannins).

The results showed that these fuels affected the root biomass of both species while they had no significant effect on the synthesis of chlorophyll and phenolic compounds.

According to the germination test results obtained after phytoremediation on corn seeds, we can conclude that *Chlorophytum comosum* and *Chlorophytum comosum vittatum* have been very effective in soil decontamination, so they have a good phytoremediating potential of soil polluted by Blend of super gasoline and gasoil.

Key words: *Vicia faba*, *Chlorophytum comosum*, *Chlorophytum comosum vittatum*, gasoil, super gasoline, total polyphenols, total flavonoids and hydrolyzable tannins.