



## Université Mohamed Khider de Biskra

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

Département des sciences de la nature et de la vie

Filière : Biotechnologie

Référence ..... / 2021

# MÉMOIRE DE MASTER

Spécialité : Biotechnologie et valorisation des plantes

---

Présenté et soutenu par :  
**Fritah Cherifa**

Contribution à l'étude de la  
Biodégradation des hydrocarbures par le processus de  
la phytoremediation

---

### Jury :

Mme. Nefouci Fatima	MCB	Université Mohamed kheider Biskra	president
Dr. Benameur Nassima	MCB	Université Mohamed kheider Biskra	Rapporteur
M. Benmeddoutr Tarek	MCB	Université Mohamed kheider Biskra	Examineur

Année universitaires:2020/2021

## **REMERCIEMENTS**

J'exprime tous mes remerciements à Dr. Ben Saleh Kamel, Maître de recherche A-responsable des relations extérieures et de la prospective -CRSTRA- Omar El Bernaoui, pour le bon accueil et les précieux conseils.

Toute mon appréciation et ma gratitude aux professeurs qui m'ont enseigné en 2020/2021 dans le domaine de la biotechnologie végétale et de la valorisation des plantes : Mr Ayadi Z, Mr Benmadour T, Mm Bouatrous Y, Mm Bellebcir L, Mm Kriker S, Mm Boukharouba K, Mm Labouz I.

Je remercie sincèrement ma promotrice Dr. Benameur Nassima, Maître de conférences à la Département des sciences de la nature et de la vie, merci pour le bon encadrement, pour m'encourager et ta disponibilité dès que c'était nécessaire.

Je tiens à remercier aussi les membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'examiner ce travail.

En fin ... Je ne cesserai jamais de remercier mes parents et ma famille, sans leur soutien continu, rien de tout cela n'aurait été possible.

## TABLE DE MATIERES

REMERCIEMENTS .....	
TABLE DE MATIERES .....	
LISTE DES TABLEAUX .....	I
LISTE DES FIGURES .....	II
LISTE D'ABREVIATIONS .....	III

### INTRODUCTION GENERALE

Introduction Générale.....	1
----------------------------	---

#### Partie Bibliographique

##### Chapitre 1Hydrocarbures

1.1 Définition.....	3
1.2 Principales sources d'hydrocarbures .....	4
1.2.1 Sources naturelles et anthropiques des hydrocarbures (HAP) .....	4
1.3 Devenir des hydrocarbures dans l'environnement .....	5
1.3.1 Transformations abiotiques : .....	5
1.3.2 Transformation biotique .....	6
1.4 Contamination du sol par les HAPs et les impacts suivre cette contamination.....	7

##### Chapitre 2Phytoremediation

2.1 Définition.....	9
2.2 Regroupement.....	9
2.1.1 La phytoextraction : .....	9
2.1.2 la rhizofiltration : .....	9
2.1.3 La phytostabilisation : .....	9
2.1.4 La phytovolatilisation : .....	9
2.1.5 La phytodégradation : .....	9
2.3 Avantage de la phytoremediation .....	10

#### Partie ExpérimentaleSynthétique

##### Chapitre 3Matériel et méthodes

3.1 Agents de la bioremédiation des sols pollués par les HAPs.....	11
3.1.1 Algues et les cyanobactéries.....	11
3.1.2 Bactéries .....	11
3.1.3 Champignons.....	11

3.1.4	plantes.....	.....
3.2	Technologie de phytoremediation et leurs utilisations .....	11
3.3	Biodégradation des HAPs par le processus de la phytoremediation .....	13
3.3.1	Matériel végétal.....	13
3.3.2	Méthode de remédiation par les plantes .....	19
<b>Chapitre 4 Résultats et discussions</b>		
4.1	Conditions environnementales .....	23
4.2	Effet des espèces sur la dégradation des HAPs .....	25
4.3	Effet de la rhizosphère .....	29
4.4	Coût .....	32
CONCLUSION GENERALE .....		33
BIBLIOGRAPHIE .....		34
Annexe .....		42

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 1.</b> Composition élémentaire des hydrocarbures pétroliers .....	3
<b>Tableau 2.</b> Propriétés physiques des HAP .....	4
<b>Tableau 3.</b> Espèces végétales "sauvages" utilisées au cours des tests de germination .....	14
<b>Tableau 4.</b> Espèces végétales cultivées utilisées pour les tests de germination, de croissance et de développement racinaire.....	15
<b>Tableau 5.</b> Espèces végétales utilisées dans l'expérience de dissipation des HAP dans différents sol .....	15
<b>Tableau 6.</b> Espèces végétales les plus fréquentes et les plus abondantes sur les sites pollués par les hydrocarbures de chaque ville .....	19
<b>Tableau 7.</b> Conditions environnementales affectant la dégradation des contaminants organiques dans les sols .....	23
<b>Tableau 8.</b> Liste des plantes potentielles pour la phytoremediation des HAP .....	28

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 1.</b> Représentation schématique du devenir d'une pollution pétrolière à la surface du sol .....	6
<b>Figure 2.</b> Devenir des HAP dans le sol .....	8
<b>Figure 3.</b> Sort possible des polluants lors de la phytoremediation : Le polluant (représenté par des cercles rouges) peut être stabilisé ou dégradé dans la rhizosphère, séquestré ou dégradé à l'intérieur du tissu végétal, ou volatilisé .....	10
<b>Figure 4.</b> Technologies de phytoremediation utilisées pour assainir l'eau, le sol ou l'air pollué. (Les cercles rouges représentent le polluant) .....	13
<b>Figure 5.</b> Vue de la végétation sur un site d'ancienne usine à gaz d'après.....	14
<b>Figure 6.</b> Coupes transversales de racines principales de maïs (à environ 80 % de distance relative de l'apex) exposés à 150 mg PHE kg après (A) 10 jours et (B) 20 jours de culture sur sable.....	31

## LISTE D'ABREVIATIONS

<b>HAP</b>	Hydrocarbure Aromatique polycyclique
<b>AUG</b>	Anciennes usines à gaz
<b>GISFI</b>	Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Friches Industrielles,
<b>LIMOS</b>	Laboratoire des Interactions Microorganismes-Minéraux-Matière Organique dans les Sols
<b>Ppm</b>	Partie par million
<b>LMW HAPs</b>	Low molecular weight = HAP à faible poids moléculaire (les HAPs avec deux outrois cycles)
<b>HMW HAPs</b>	High molecular weight =HAP à fort poids moléculaire (les HAPs avec quatre cycles ou plus)
<b>PHE</b>	phénanthrène

# **Introduction Générale**



## **INTRODUCTION GENERALE**

Depuis le 19<sup>ème</sup> siècle, avec l'industrialisation l'homme a été amené à rejeter d'une manière brutale et massive des résidus toxiques dans l'environnement créant ainsi d'importants risques sur l'équilibre des écosystèmes. Ces risques se sont traduits par l'apparition d'un déséquilibre pour le recyclage naturel des éléments et donc à la pollution des différents milieux tels que l'air, l'eau et le sol (Hamlil Née Tahar, 2005)

La contamination des sols par les hydrocarbures pétroliers est l'un des problèmes environnementaux les plus courants au monde (US EPA, 2000)

Les produits pétroliers, du fait de leur utilisation massive, constituent des polluants importants des sols et des aquifères. Le devenir de ces polluants rejetés dans l'environnement est principalement gouverné par les processus de biodégradation d'après Solano-Serena *et al.* (2001)

En général, l'accumulation de contaminants dans les sols peut avoir des effets destructeurs sur l'environnement et la santé humaine. Les contaminants présents dans les sols peuvent pénétrer dans la chaîne alimentaire et affecter gravement la santé animale et humaine (Khan, 2005)

Le problème majeur rencontré dans les sols pollués par les produits pétroliers est l'atteinte de la nappe phréatique donc affectant la qualité des eaux qui sont susceptibles de provoquer ou d'accroître la dégradation des eaux, en modifiant leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques ou bactériologiques corrobore avec celui déclaré par Belabbas (2017) et Ben kherfia (2020)

La pollution par les hydrocarbures en milieu marin et terrestre, qu'elle soit chronique ou accidentelle, pose d'importants problèmes d'élimination. Les voies d'élimination chimique et physique ont leurs limites du fait de leur coût ou de leur impact secondaire sur l'environnement. La voie biologique est actuellement en plein essor et suscite de très nombreux travaux par le monde selon Guermouche M'Rassi (2014)

A l'heure actuelle plusieurs technologies physico-chimiques sont disponibles pour décontaminer l'environnement, mais ces traitements sont d'une part coûteux et d'autre part conduisent à d'importantes modifications des propriétés du milieu.

Depuis quelques années, un grand intérêt est porté aux traitements biologiques qui s'avèrent être économique et efficaces en même temps selon Hamlil Née Tahar (2005)

IL existe deux catégories principales : les techniques de bioremédiation qui utilisent des micro-organismes du sol essentiellement des bactéries pour dégrader les polluants organiques, elles sont transformées en général en molécules de moins en moins polluantes déclarent Berkouche et Hadjadj (2015), et les techniques de phytoremediation qui exploitent les propriétés des végétaux selon Zebiche et Semaani (2015)

La phytoremediation peut également devenir une technologie de choix pour la remédiation des projets dans les pays en développement car elle est rentable et facile à mettre en œuvre selon Pilon-Smits (2005)

En effet, la phytoremediation est une biotechnologie basée sur la coopération synergique des racines des plantes et des microorganismes du sol pour décomposer, transférer, désactiver et immobiliser les contaminants de l'environnement selon Vaziri et *al.* (2013) et Fatima et *al.* (2016).

Le présent travail synthétiques a pour objectif, d'étudier les potentialités et les limites des espèces végétales utilisé sous le volé de la phytoremediation pour la décontamination des sols pollués par les hydrocarbures (HAP), en tant que technique peu coûteuse, rentable et respectueuse de l'environnement.

# **Partie Bibliographique**

# **Chapitre 1.**

# **Hydrocarbures**

## CHAPITRE 1. HYDROCARBURES

### 1.1 Définition

D'après Harayama *et al.* (1999), le terme « hydrocarbure pétrolier » est un terme générique qui désigne les mélanges de composés organiques présents dans des matières géologiques comme l'huile, le bitume et le charbon ou dérivés de ces matières (Guermouche M'Rassi, 2014)

Les hydrocarbures constituent un groupe de produit chimiques organiques de structure très variée, qui sont constitués uniquement de carbone et d'hydrogène. Ce sont les molécules organiques les plus simples et constituent la base des autres composés organiques (Picot et Montandon, 2013) (voir tableau 1)

**Tableau 1.** Composition élémentaire des hydrocarbures pétroliers (Speight, 2014)

Eléments	Pourcentage
Carbone	83 à 87 %
Hydrogène	10 à 14 %
Azote	0.1 à 2 %
Oxygène	0.05 à 6.0 %
Soufre	0.05 à 6.0 %
Métaux	< 0.1 %

### HAPs définition et caractéristiques

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés organiques formés exclusivement d'atomes de carbone et d'hydrogène constitués d'au moins deux noyaux aromatiques fusionnés (Li et Chen, 2002), selon Samanta *et al.* (2002) sont des sous-produits découlant de la combustion incomplète de la matière organique.

Les HAP présentent également des coefficients de partage octanol/eau très élevés. Ces composés sont donc lipophiles et solubles dans de nombreux solvants organiques. Ainsi, ils sont potentiellement bioaccumulés et concentrés dans les sédiments et les sols (Bernal-Martinez, 2005). Ces Propriétés physiques présentés dans le tableau 2.

**Tableau 2.** Propriétés physiques des HAP (Shuttleworth and Cerniglia, 1995 ; Feix et al. 1995). Pf=point fusion, Pe=point ébullition, j=jours, m=mois, a=années (Bernal-Martinez, 2005)

Composé	Poids moléculaire	Solubilité dans l'eau à 25°C (en mg)	Pf (°c)	Pe (°c)	Densité	Coefficient de partage octanol/eau (log kow)	Demi-vie dans les sols
Naphtalène	128	31,7	80	218	1,02	3,37	20-50 j
Fluorène	166	1,68	114	298	1,2	4,18	30-60 j
Phénanthrène	178	1,0	101	338	1,18	4,46	2-200 j
Anthracène	178	0,045	215	340	1,25	4,5	2-20 m
fluoranthène	202	0,26	107	384	1,20	4,9	30-60 j
Pyrène	202	0,132	151	396	1,27	4,88	1-5 a
Benzo(a)anthracène	228	0,0094	435	438	1,27	5,63	1-3 a
chrysène	228	0,0018	258	441	1,27	5,63	1-3 a
Benzo(b)fluoranthène	252	0,0015	167	487	1,27	6,04	1-2 a
Benzo(k)fluoranthène	252	0,0080	217	481	-	6,21	2-6 a
Benzo(a)pyrène	252	0,0016	178	496	1,35	6,06	2-20 m
Dibenzo(ah)anthracène	278	0,0050	263	496	1,28	6,86	1-2 a
Benzo(ghi)pérylène	276	0,0007	278	500	1,3	6,78	1-2 a
Indéno(123cd)pyrène	276	0,0002	164	505	1,07	6,58	1-2 a

## 1.2 Principales sources d'hydrocarbures

Le pétrole

Le gaz naturel

### 1.2.1 Sources naturelles et anthropiques des hydrocarbures (HAP)

#### 1.2.1.1 Sources naturelles

Elles incluent les émissions liées aux feux de forêts, aux éruptions volcaniques mais aussi les réactions biogènes de production dans les plantes et les bactéries (Juhász et Naidu, 2000)

Un autre mode de formation des HAPS provient de la formation géologique des combustibles fossiles tels que le pétrole ou le charbon lors de la dégradation des substances organiques (processus de diagenèse) (Wilcke, 2007)

### 1.2.1.2 Sources anthropiques

Les principales sources de pollution par les HAPS sont anthropiques : certaines activités industrielles (industries pétrolières, aciéries, cimenteries...), le chauffage résidentiel, les émissions de véhicules à moteur, fumées de cigarette...) (Lim et *al.*, 1999)

### 1.3 Devenir des hydrocarbures dans l'environnement

D'après Guermouche M'Rassi (2014), C'est par des processus physiques, chimiques et biologiques qu'un hydrocarbure va pouvoir être déplacé, transformé ou éliminé, après avoir été diffusé dans l'environnement. Parmi les différentes altérations que peut subir un hydrocarbure, on citera les facteurs environnementaux qui sont :

#### 1.3.1 Transformations abiotiques :

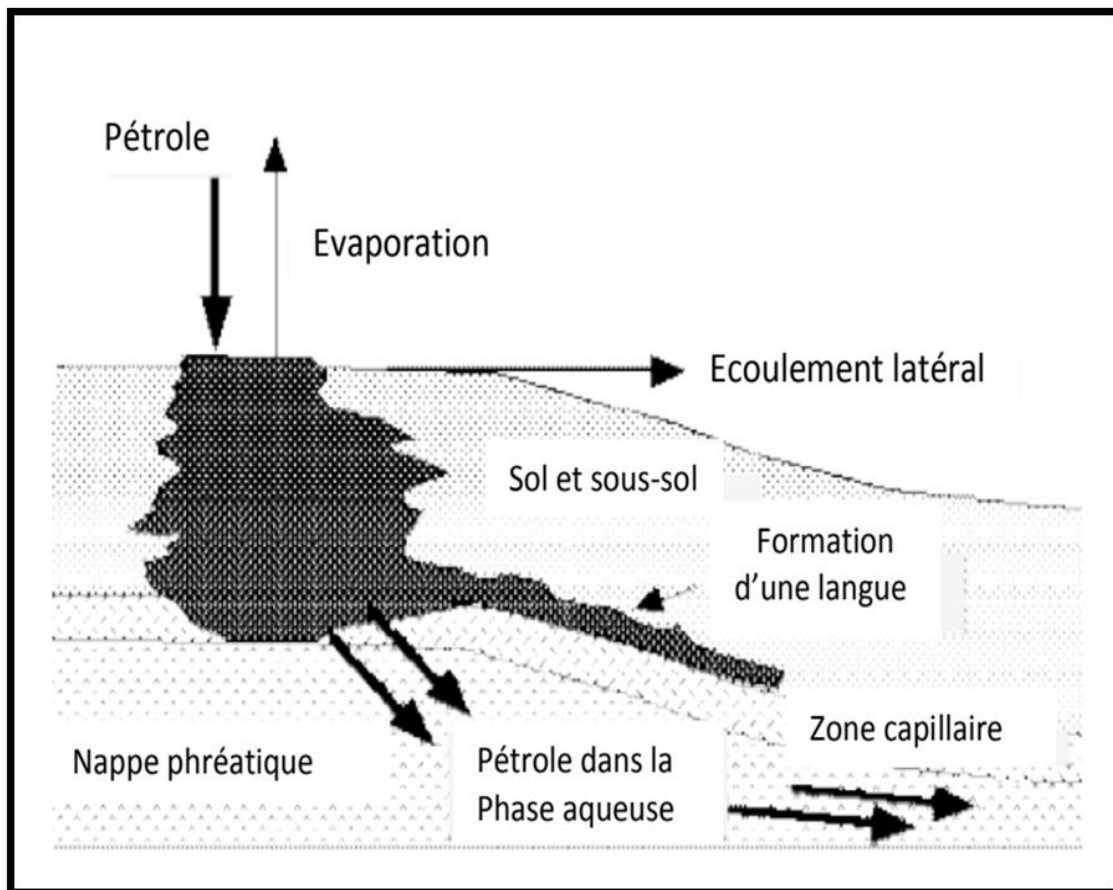
Les pertes abiotiques des hydrocarbures sont uniquement dues à des phénomènes d'ordre physique et chimique. Aucune action d'organismes vivant n'intervient. Elle serait responsables de la perte de à 20% des hydrocarbures aromatiques à 2 et 3 cycles dans le sol (Park et *al.*, 2001). Les phénomènes de transformation abiotique des hydrocarbures selon Guermouche M'Rassi(2014) peuvent se traduire principalement par :

**1.3.1.1 Evaporation** : est un phénomène qui touche les fractions de faible poids moléculaire et dépend des conditions atmosphériques (vent, vagues, température,...).

**1.3.1.2 Solubilisation** des hydrocarbures dans l'eau est très faible.

**1.3.1.3 Emulsification** : Deux types d 'émulsions peuvent se former : eau dans l'huile appelée "mousse chocolat" et huile dans l'eau

**1.3.1.4 Sédimentation** : est le passage du pétrole de la surface vers le fond comme le montre la Figure 1.



**Figure 1.** Représentation schématique du devenir d'une pollution pétrolière à la surface du sol  
(Morgan et Watkinson, 1989)

**1.3.1.5 Photo-oxydation :** est observée au niveau de la surface de l'eau où l'air (oxygène) et la lumière (radiations solaires) sont présents la transformation des hydrocarbures

**1.3.1.6 L'hydrolyse :** Processus de dégradation des molécules organiques sous l'action de l'eau, fortement influencé par le pH et la température du sol

### 1.3.2 Transformation biotique : Biodégradation par les microorganismes

La biodégradation est le processus naturel le plus important dans la dépollution de l'environnement. Les microorganismes en sont responsables, en particulier les bactéries (Mortet, 2019)



#### 1.4 Contamination du sol par les HAPs et les impacts suivre cette contamination

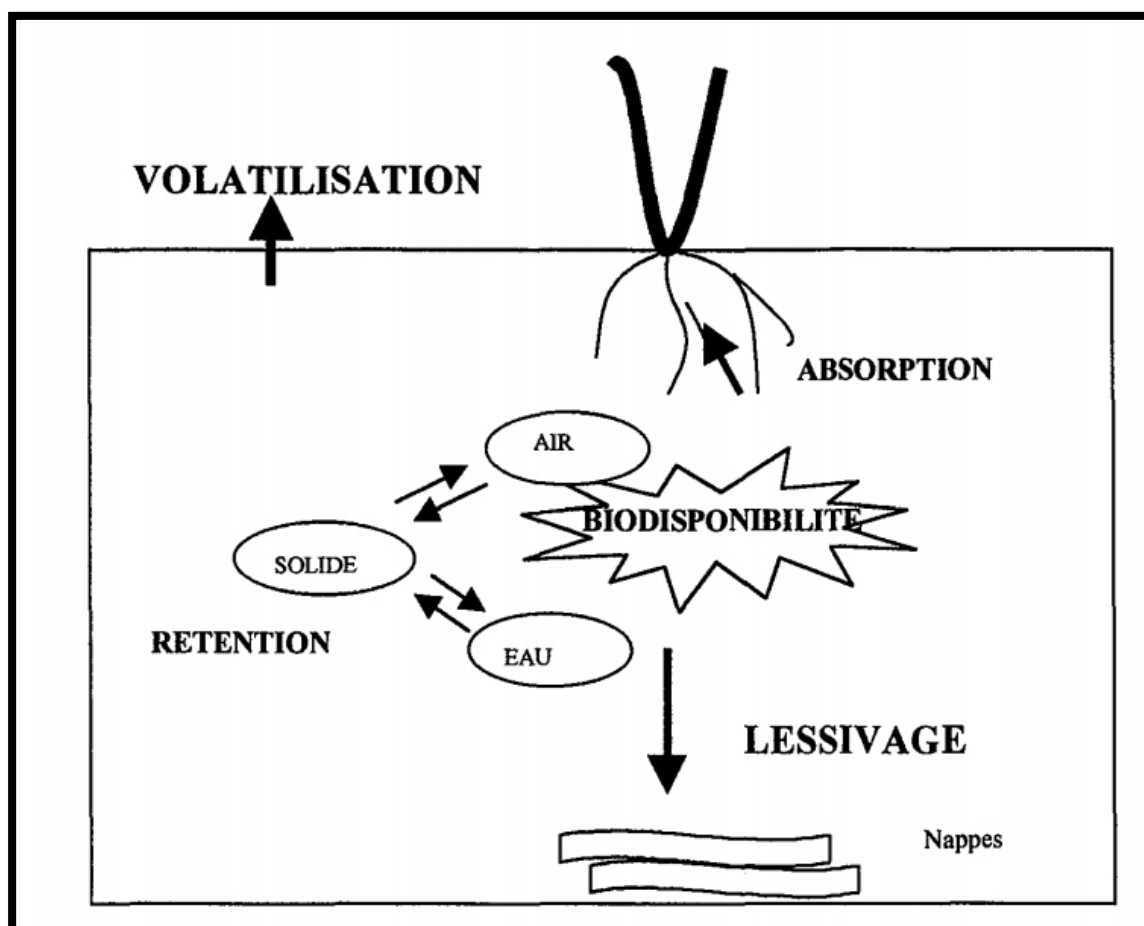
Le sol agit comme un puits pour l'ensemble des substances rejetées dans l'environnement lors des activités humaines.

Par conséquent, de nombreux polluants s'accumulent dans le sol du fait des propriétés spécifiques de filtration et de tampon du sol.

La contamination est effective lorsque la concentration de ces substances est supérieure à une valeur de fond (présence naturelle) définie ou suffisamment élevée pour provoquer un risque potentiel pour la santé humaine, les plantes, les animaux, les écosystèmes ou les autres milieux environnementaux (par exemple: les eaux souterraines). Si tel est le cas, ces substances sont alors considérées comme des polluants (Delafoulhouze, 2016)

Les HAP sont des molécules peu hydrosolubles, semi-volatiles et lipophiles. Elles se trouvent principalement dans la phase solide du sol avec laquelle elles interagissent fortement. Cette interaction se traduit par leur persistance et leur rétention dans le sol. Cette forte rétention par les composés solides du sol diminue les risques de dispersion des HAP mais rend plus difficile leur élimination (Henner, 2000)

La persistance d'un polluant dans le sol est le temps pendant lequel celui-ci y est présent. Elle dépend des phénomènes qui assurent la diminution de sa concentration. Ces processus concernent la transformation, la rétention et le transport. La transformation résulte la plupart du temps d'un métabolisme, d'une photolyse ou d'une hydrolyse, qui conduisent à la formation de nombreux composés dérivés. Le transport concerne quant à lui la mobilité du polluant dans le système et résulte d'un lessivage, d'un ruissellement vers les eaux de surface ou de la volatilisation comme le montre la figure 2 (Barriuso et *al.*, 1996).



**Figure2.** Devenir des HAP dans le sol d'après Barriuso et *al.*(1996)

Du fait de leur structure moléculaire, certains HAP peuvent être transformés dans l'organisme en composés extrêmement toxiques, appelés époxydes.

Les époxydes réagissent très facilement avec l'ADN, ce qui peut entraîner des mutations génétiques menant parfois au cancer. Certains HAP peuvent également affecter la reproduction ou le développement fœtal. La toxicité dépend fortement de la molécule et de la dose considérée. Les HAP sont absorbés par les organismes par trois voies : inhalation, ingestion ou voie cutanée.

La principale voie d'absorption est l'ingestion des aliments, en particulier les viandes et poissons fumés ou grillés sur le feu, **les huiles et graisses végétales**, ainsi que **le thé et le café**. Cependant, l'absorption par voie respiratoire ne doit pas être négligée. Ainsi la cigarette, les émissions du trafic automobile, le chauffage individuel et collectif et les industries ont été répertoriées comme les principales sources d'apport des HAP par ingestion respiratoire (Lamprea, 2009)

# **Chapitre 2.**

# **Phytoremediation**

## CHAPITRE 2.PHYTOREMEDIATION

### 2.1 Définition

La phytoremediation est l'utilisation de plantes et leurs microbes associés pour le nettoyage de l'environnement, décrivent Salt et *al.* (1998), est une biotechnologie végétale basée sur la capacité des plantes à extraire ou à bloquer les polluants, tant en milieux poreux, que liquide ou gazeux, déclarent Origo et *al.* (2012), est une technologie de nettoyage efficace pour une variété de polluants organiques et inorganiques, confirme Pilon-Smits (2005)

### 2.2 Regroupement

La phytoremediation regroupe :

**2.1.1 La phytoextraction :** utilisation des plantes pour extraire du sol les polluants organiques et les métaux et les concentrer dans les organes de la plante destinés à la récolte,

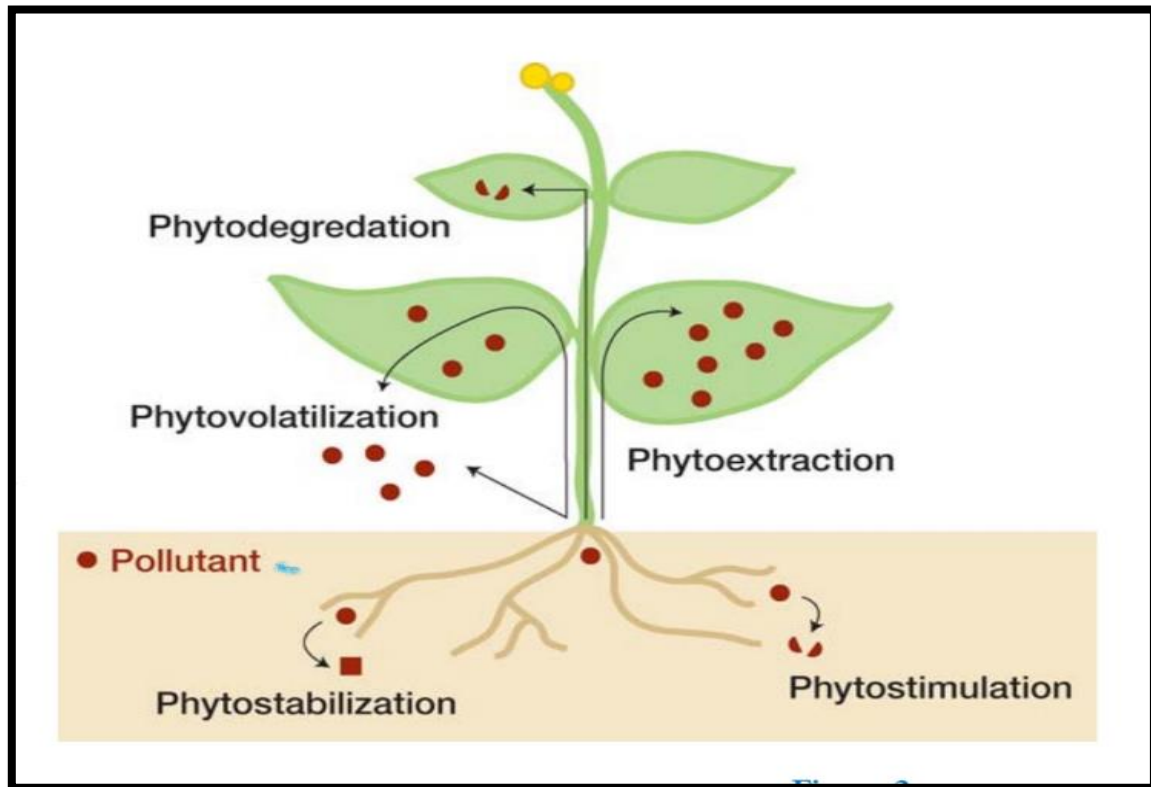
**2.1.2 la rhizofiltration :** correspond à l'utilisation des racines pour absorber et accumuler les polluants (métaux) des eaux usées,

**2.1.3 La phytostabilisation :** utilisation des plantes pour limiter l'érosion et immobiliser les polluants dans les couches superficielles évitant en particulier leur migration vers les eaux de surface et souterraines,

**2.1.4 La phytovolatilisation :** utilisation des plantes pour extraire les polluants du sol et les transformer en composés volatils

**2.1.5 La phytodégradation :** utilisation de l'association plantes/microorganismes pour dégrader les polluants organiques du sol. Classifier Abdelly, (2007) (voir figure 3)

Et selon Nguemté et *al.*(2017) la phytoremediation est une biotechnologie basée sur la coopération synergique des racines des plantes et des microorganismes du sol pour décomposer, transférer, désactiver et immobiliser les contaminants de l'environnement comme le montre la figure 3.



**Figure 3.** Sort possible des polluants lors de la phytoremediation : Le polluant (représenté par des cercles rouges) peut être stabilisé ou dégradé dans la rhizosphère, séquestré ou dégradé à l'intérieur du tissu végétal, ou volatilisé (Pilon-Smits, 2005)

### 2.3 Avantage de la phytoremediation

- le moteur de la phytoremediation est l'énergie solaire, ce qui entraîne une diminution considérable des coûts de dépollution des sols. (Shirdam et *al.*, 2008)
- la dépollution par phytoremediation coûte moins cher que celle ayant recours aux techniques classiques et traditionnelles telles que l'incinération ou le lessivage des sols.
- l'intérêt paysager de la phytoremediation relève de la facilité de son intégration dans l'environnement et de son impact social (Origo et *al.*, 2012)
- L'établissement d'un couvert végétal permet également la stabilisation du sol, prévenant de l'érosion éolienne et de l'exposition directe des populations aux micropolluants (Técher, 2011)
- Elle permet aussi le traitement d'une grande diversité de polluants (métaux, pétrole brut, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, solvants, explosifs, lixiviats de remblai, produits phytosanitaires, etc.). En un mot, elle est en adéquation avec les engagements dudéveloppement durable, c'est-à-dire le respect de l'environnement, assurant le traitement durable des sols pollués (Origo et *al.*, 2012)

**Partie Expérimentale**

**Synthétique**

# **Chapitre 3.**

## **Matériel et méthodes**

## CHAPITRE 3. MATRIEL ET METHODES

### 3.1 Agents de la bioremédiation des solspollués par les HAPs

Suivant Verdin et *al.*(2004) il a été démontré que de nombreux organismes, procaryotes ou eucaryotes, possèdent la capacité de dégrader les HAPs, parmi ceux-ci ;

#### 3.1.1 Algues et les cyanobactéries

Quelques études ont démontré l'aptitude des algues vertes, rouges et brunes ainsi que des cyanobactéries à dégrader les HAPs. Il semble cependant que cette capacité se limite aux HAPs de faible poids moléculaire.

#### 3.1.2 Bactéries

Les différents genres bactériens fréquemment décrits pour leur capacité à dégrader les HAPs sont : *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Beijerinckia*, *Gordona*, *Micrococcus*, *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Rhoddococcus*, *Sphingomonas*

La dégradation des HPAs par les bactéries se fait en plusieurs étapes afin d'obtenir des composés simples servant comme source de carbone.

#### 3.1.3 Champignons

De nombreuses études en sols ont démontré l'utilité et l'efficacité des champignons pour la bioremédiation des sols pollués par les HAPs (Bogan et *al.*, 1999)

Les champignons semblent dégrader les HAPs principalement en présence d'une autre source de carbone : les HAPs n'interviendraient pas dans la croissance mais cette attaque servirait uniquement à réduire les propriétés toxiques, mutagéniques et cancérigènes de ces composés confirmé par Cerniglia et *al.* (1985).

#### 3.1.4 Plantes

Il a cependant été démontré que la présence de plantes, et particulièrement des graminées, stimule la bioremédiation des sols, en effet, elle serait en grande partie due à la particularité des propriétés physico-chimiques de la rhizosphère (due à la présence des racines) et sa richesse en composés hydrosolubles (sucres, acides aminés, acides organiques, hormones, vitamines, enzymes...) exsudées par les racines qui lui permet d'accueillir un nombre de microorganismes bien plus important par rapport à un sol non rhizosphérique. La présence de cette communauté fongique et bactérienne associée à la rhizosphère, bien plus importante que dans les sols nus, peut alors permettre la métabolisation des polluants de la rhizosphère.

### 3.2 Technologie de phytoremediation et leurs utilisations

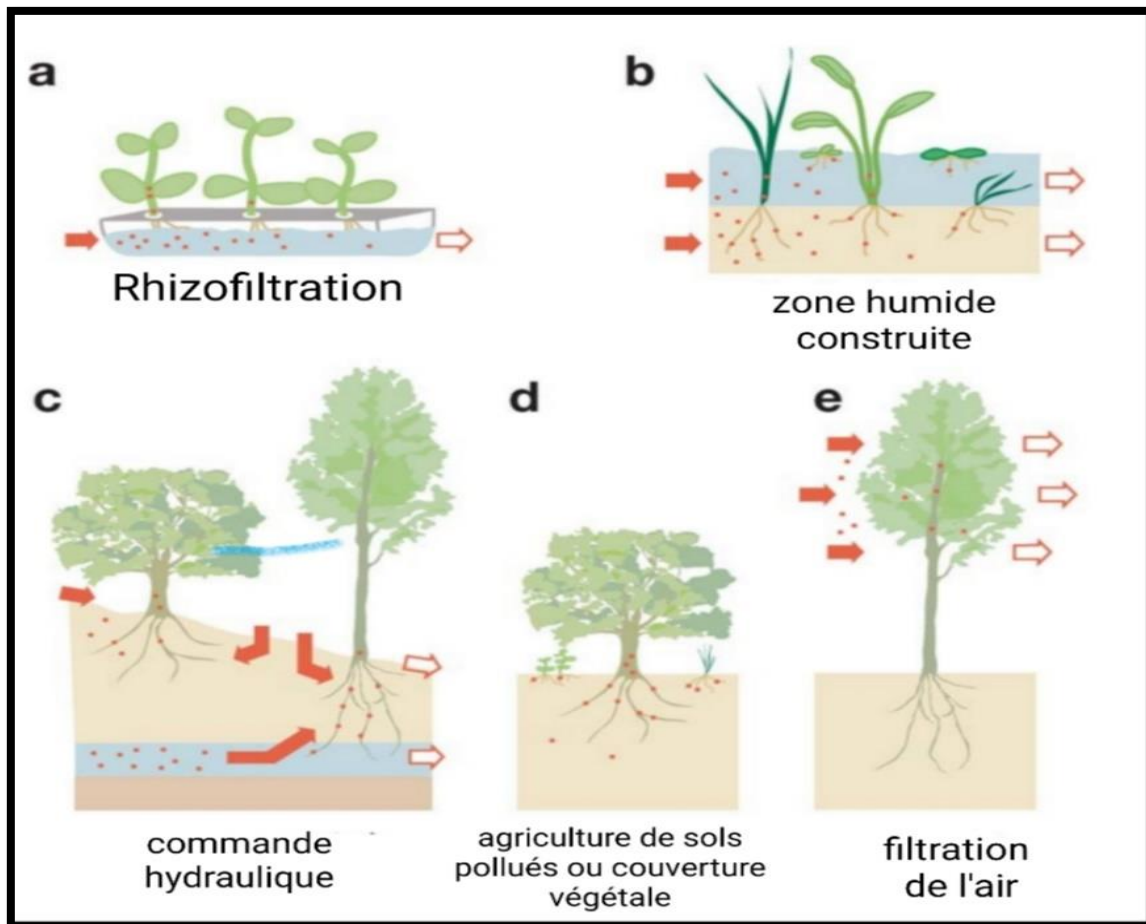


Les plantes et leurs organismes rhizosphériques peuvent être utilisés pour la phytoremediation de différentes manières (voir Figure. 4). Ils peuvent être utilisés comme filtres dans les zones humides construites ou dans une installation hydroponique, ce dernier est appelé rhizofiltration. Les arbres peuvent être utilisés comme barrière hydraulique pour créer un flux d'eau ascendant dans la zone racinaire, empêcher la contamination par lessivage ou empêcher un panache d'eau souterraine contaminée de se propager horizontalement .

Le terme phytostabilisation désigne l'utilisation de plantes pour stabiliser les polluants dans le sol, soit simplement en empêchant l'érosion, le lessivage ou le ruissellement, soit en convertissant les polluants en formes moins biodisponibles (par exemple, via les précipitations dans la rhizosphère) (Pilon-Smits, 2005)

Les plantes peuvent également être utilisées pour extraire les polluants et les accumuler dans leurs tissus, puis récolter le matériel végétal (au-dessus du sol). Cette technologie s'appelle la phytoextraction (Blaylock et Huang, 2000).

La matière végétale peut ensuite être utilisée à des fins non alimentaires (par exemple, bois, carton) ou cendrée, suivie d'une élimination dans une décharge ou, dans le cas de métaux précieux, du recyclage de l'élément accumulé. Ce dernier est appelé phytomining (Chaney et *al.*, 2000)



**Figure 4.** Technologies de phytoremediation utilisées pour assainir l'eau, le sol ou l'air pollué.

(Les cercles rouges représentent le polluant) (Pilon-Smits, 2005)

### 3.3 Biodégradation des HAPs par le processus de la phytoremediation

#### 3.3.1 Matériel végétal

Les espèces utilisées dans la réhabilitation des sols contaminés par les HAPs, depuis quelque étude expérimentale :

**3.3.1.1** Henner, (2000) qui a étudié le développement de végétaux sur diverses matrices en présence de HAP, a montré à travers la figure. 5 que la présence d'une végétation parfois très abondante sur les sites d'anciennes usines à gaz, y compris dans des zones où la teneur en HAP est élevée, semble démontrer l'absence de phytotoxicité apparente du substrat. Cependant, cette absence de phytotoxicité pourrait être réelle ou résulter du comportement particulier des espèces végétales qui se sont développées sur le site.



**Figure 5. Vue de la végétation sur un site d'ancienne usine à gaz d'après (Henner, 2000)**

Le développement des espèces a tout d'abord été étudié en présence des terres d'AUG (d'anciennes usines à gaz), puis du goudron, de la fraction volatile de ce goudron et enfin de HAP purs. Cette étude a été réalisée en utilisant trois terres de site d'ancienne usine à gaz et une terre agricole. (Agricole, S, G1, G2), et les espèces végétales indiqués dans les tableaux 3 et 4.

**Tableau 3. Espèces végétales "sauvages" utilisées au cours des tests de germination (Henner, 2000)**

Espèce	Nom latin	famille
Carotte sauvage	<i>Daucus carota</i> sbsp. <i>carota</i>	Ombellifères
Chénopode blanc	<i>Chenopodium album</i>	Chenopodiacées
coquelicot	<i>Papaver Rhoeas</i>	Papavéracées
Erigéron acer	<i>Erigeron acer</i>	composées
Matricaire perforée	<i>Matricaria maitima</i> sbsp. <i>Inodora</i>	composées
Millepertuis perforé	<i>Hypericum perforatum</i>	Hypéricinées
Silène dioïque	<i>Silene dioica</i>	Caryophyllacées
Sysimbre officinal	<i>Sysimbrium officinal</i>	Brassicacées
Vipérine commune	<i>Echium vulgare</i>	Borraginacées

**Tableau 4.** Espèces végétales cultivées utilisées pour les tests de germination, de croissance et de développement racinaire (Henner, 2000)

Espèce	Nom latin	Famille	Cultivar
Colza d'hiver	<i>Brassica napus</i>	Brassicacées	Goeland
Fétuque rouge	<i>Festuca rubra</i>	Graminées	Bastide
Lupin blanc doux	<i>Lupinus albus</i>	Papilionacées	Amiga
Luzerne	<i>Medicago sativa</i>	Papilionacées	Europe
Maïs	<i>Zea mays</i>	Graminées	DEA
Orge de printemps	<i>Hordeum vulgare</i>	Graminées	Scarlett
Ray-grass anglais	<i>Lotium perenne</i>	Graminées	Score
Trèfle violet	<i>Trifotium pratense</i>	Papilionacées	Marcon

Selon les résultats mentionnés au chapitre 4, une étude a été menée sur Dissipation des HAP dans différents sols en utilisant les espèces végétales listées dans le tableau 5.

**Tableau 5.** Espèces végétales utilisées dans l'expérience de dissipation des HAP dans différents sol (Henner, 2000)

Espèce	Nom latin	Famille botanique	Cultivar
Brome dressé	<i>Bromus erectus</i>	Graminées	–
Dactyle aggloméré	<i>Dactylis glomerata</i>	Graminées	Starly
Fétuque élevée	<i>Festuca eliator</i>	Graminées	Mylena
Luzerne	<i>Medicago sativa</i>	Papilionacées	Europe
Ray-grass	<i>Lolium perenne</i>	Graminées	Score
Trèfle violet	<i>Trifolium pratense</i>	Papilionacées	Marcon

Les espèces graminées prairiales ont été sélectionnées sur des critères de rusticité (pérennité, résistance) et de morphologie du système racinaire (profondeur maximale atteinte et densité du système racinaire).

**3.3.1.2** D'après Morel(2002), Les peupliers, qui réduisent les flux de polluants vers la nappe, stabilisent le sol et favorisent probablement la dégradation des polluants organiques dans leur rhizosphère voire dans leurs tissus (pesticides), sont très largement utilisés pour traiter des sols contaminés par des polluants organiques. Des travaux tendent aussi à montrer que la culture d'espèces herbacées comme les graminées stimule la dégradation des HAP. Par exemple, des HAP de haute masse moléculaire (4-5 cycles), fraîchement introduits dans les sols cultivés avec différentes graminées, sont dégradés plus rapidement qu'en sol nu.

**3.3.1.3** Denys et Rollin (2005), qui ont testé la faisabilité de la phytoremediation du sol des cokeries contaminé par des hydrocarbures aromatiques polycycliques lors de l'expérience suivante :

Le dispositif expérimental est constitué de six parcelles non connectées hydrologiquement entre elles, chaque parcelle est isolée du milieu naturel par une géomembrane. Au centre du site, une cuve permet de récupérer les eaux de drainage en provenance de chaque bassin. Et ils ont choisi comme matériel biologique les espèces suivantes : mélange de Graminées (parcelle 1), pelouse fauchée (parcelle 2), sol nu (parcelle 3), sol en friche (parcelle 4), mélange de plantes ornementales(rosier, glaïeul, dahlia, œillet, tulipe, pivoine, crocus et narcisse parcelle 5), arbustes (chêne pédoncule, faux-acacia, aulne glutineux, saule blanc et érable sycomore, parcelle 6).

Au cours des trois années, un échantillonnage de sol a été mené sur chaque parcelle pour caractériser l'évolution des teneurs des 16 HAP prioritaires de l'US-EPA dans les sols

**3.3.1.4** Norini(2007) présent des travaux qui ont été réalisés sur des sols industriels contaminés principalement par des HAP, les sols utilisés ont été collectés sur deux anciens sites industriels situés à Homécourt (Meurthe et Moselle, Nord Est de la France) et à Neuves-Maisons (Meurthe et Moselle, Nord Est de la France)

L'objectif de ce présent travail est d'étudier l'écodynamique des HAPs 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.

\*Le traitement biologique par biopile, a consisté à combiner irrigation et aération des sols pollués pour augmenter la biodégradation des polluants.

Deux espèces ont utilisés comme matériels biologique

- **La luzerne**

La luzerne cultivée (*Medicago sativa L., var. vernal*) est une plante fourragère herbacée de la Famille des Fabacées

- *Glomus intraradices* est un champignon mycorhizien à arbuscules (MA) du genre *Glomus* (Tulasne et Tulasne, 1845) appartenant au phylum des Glomeromycota

**3.3.1.5** Técher (2011) a choisi *Miscanthus x giganteus* (MxG), comme matériel biologique, est particulièrement remarquable de part ses caractéristiques culturales et sa forte production de biomasse (production de chaleur, biocarburants, industrie papetière...etc). En effet, MxG est une plante possédant des capacités d'adaptation à une large gamme de sols, sans recommandation particulière en termes de fertilisation ou de pesticides. C'est pourquoi cette plante a été choisie dans le cadre de cette étude sur la revégétalisation et la phytoremediation de sols de friches industrielles, potentiellement pollués en HAP. Des études *in vivo* et des plantations *in situ* ont été réalisées pour l'objectif d'étudier la possibilité de réhabilitation de sols pollués par des HAP grâce aux bactéries associées à la rhizosphère de *Miscanthus X giganteus*

**3.3.1.6** Origoet *al.* (2012) a analysé l'usage de la phytoremediation à partir des expérimentations menées sur les sites industriels de la multinationale Total en France à Vendin-Le-Veil (Nord-Pas-de-Calais) et au Gabon sur les bourières de Torchage de l'île Mandji (Ouest du Gabon).

Il a indiqué que les sols profondément contaminés et sur de grandes surfaces, comme à Vendin-Le-Vieil (2 à 4 m de profondeur sur 32 hectares), nécessitent des végétaux à enracinement profond, sachant que celui de la plupart des herbacées va de 0,50 m à 1 m, et celui de la grande majorité des arbres et arbustes va de 2 à 10 m et Sur l'île Mandji, nous sommes en présence d'un terrain sablonneux avec une forte densité de zones marécageuses et une nappe phréatique qui affleure (1 m du sol). Envisager une dépollution par phytoremediation en utilisant une espèce végétale aquatique adaptée aux zones humides serait plus indiqué.

La technique de phytoremediation telle qu'elle a été appliquée sur ces sites aussi bien en matière de traitement, que de valorisation des végétaux utilisés, mais aussi ses atouts économiques et environnementaux, la mixité des procédés a été réalisée en deux temps. Premièrement par l'utilisation de la méthode dite classique et traditionnelle (déploiement de moyens logistiques importants pour le transport des terres ou leur traitement sur place, pour des coûts souvent élevés). Deuxièmement par le recours à la biodégradation assistée complétée par une phytoremediation utilisant dans le premier cas des feuillus, en particulier le Saule et

l'Acacia (L'objectif est de favoriser la dégradation, lente, mais efficace, par absorption des H.A.P les plus lourds. L'environnement microbiologique (champignons) associé au système racinaire des saules favoriserait cette dégradation), et dans le deuxième cas des herbacés (jacinthe d'eau, nénuphars, herbes sauvages) et des cultures maraîchères (petits légumes).

**3.3.1.7** D'après Louati (2013), la phytoremediation peut se faire à l'aide de diverses espèces végétales : *Avena fatua*, *Avena sterilis subsp.ludoviciana*, *Brassica naspus*, confirmé par Liste et Alexander (2000).

**3.3.1.8** D'après Dumas(2013), si les mécanismes moléculaires associés à la métabolisation des HAPs par les plantes sont encore à l'étude, nombre d'espèces ont été décrites pour pousser sur des sols contaminés aux HAP et réduire leur niveau dans leur environnement. Ces espèces pourraient être considérées comme des molécules de HAP potentiellement dégradantes et pourraient être utiles pour la phytoremediation. Le tableau 8 répertorie les plantes susceptibles de dégrader les HAPs, et les résultats de dégradations obtenus sont discutés au chapitre 2 (résultats et discussions).

**3.3.1.9** Ouvrard (2013), a abordé la problématique du devenir des HAPs dans les sols et de leur traitement par phytoremediation. un certain nombre de travaux ont été menés en collaboration en sein du Groupement d'Intérêt Scientifique sur les Friches Industrielles (GISFI).

Des travaux sur le transfert des HAP aux plantes à partir une expérience de culture de maïs a été conduite sur 14 terres industrielles contaminées aux HAPs issus de Suède (5), Belgique (2) et France (7). Prélevés sur d'anciens sites industriels (cokerie, AUG), ces sols présentaient des concentrations en 16 HAP très variables de 0,2 à 1900 mg kg. A l'issue de cinq semaines de culture, les teneurs en HAP dans les parties aériennes et racinaires des plantes ont été quantifiées

**3.3.1.10** Le présent travail de Nguemté et *al.*(2017) est principalement axé sur l'étude des Espèces végétales tropicales potentiellement phytoremédiatrices des hydrocarbures sur des sites potentiellement pollués par les hydrocarbures dans quatre villes du Cameroun, pays de l'Afrique équatoriale.

Les sites pollués étudiés présentent 15 espèces végétales à coefficient d'abondance-dominance plus élevé présenté dans le tableau 6.

En fonction de leurs fréquences et abondance, six d'entre elles ont été retenues comme espèces générales majeures et les autres espèces (9) comme potentielles majeures.

**Tableau 6.** Espèces végétales les plus fréquentes et les plus abondantes sur les sites pollués par les hydrocarbures de chaque ville (Nguemté et *al.*, 2017)

Villes	Espèces générales majeures	Espèces potentielles majeures
<b>Douala</b>	<p>Eleusine indica (L.) Gaertn. (<b>Poacées</b>)</p> <p>Alternanthera sessilis (L.) R. Br. Ex DC. (<b>Amaranthaceae</b>)</p> <p>Cynodon dactylon (L.) Pers. (<b>Poacées</b>)</p>	<p>Commelina benghalensis L. (<b>Commelinaceae</b>)</p> <p>Asystasia gangetica (L.) T. Anderson (<b>Acanthaceae</b>)</p>
<b>Kribi</b>	<p>Eleusine indica (L.) Gaertn. (<b>Poacées</b>)</p> <p>Acroceras zizanioides (Kunth) Dandy (<b>Poaceae</b>)</p> <p>Commelina benghalensis L. (<b>Commelinaceae</b>)</p>	<p>Cleome ciliata Schum. et Thonn. (<b>Capparaceae</b>)</p> <p>Cyperus esculentus L. (<b>Cyperaceae</b>)</p> <p>Phyllanthus amarus Schum. et Thonn. (<b>Euphorbiaceae</b>)</p> <p>Axonopus compressus (SO) P.Beauv. (<b>Poacées</b>)</p>
<b>Limbé</b>	<p>Eleusine indica (L.) Gaertn. (<b>Poacées</b>)</p> <p>Cynodon dactylon (L.) Pers. (<b>Poacées</b>)</p> <p>Commelina benghalensis L. (<b>Commelinacées</b>)</p>	<p>Synedrella nodiflora (L.) Gaertn. (<b>Asteraceae</b>)</p> <p>Vernonia cinerea (L.) (<b>Asteraceae</b>)</p> <p>Asystasia gangetica (L.) T. Anderson (<b>Acanthaceae</b>)</p> <p>Euphorbia hirta L. (<b>Euphorbiaceae</b>)</p> <p>Amaranthus spinosus (L.) (<b>Amaranthaceae</b>)</p> <p>Cleome ciliata Schum. et Thonn. (<b>Capparacées</b>)</p> <p>Alternanthera sessilis (L.) R. Br. Ex DC†. (<b>Amaranthaceae</b>)</p>
<b>Yaoundé</b>	<p>Yaoundé Panicum maximum Jacq. (<b>Poacées</b>)</p>	<p>Eleusine indica (L.) Gaertn. (<b>Poacées</b>)</p> <p>Commelina benghalensis L. (<b>Commelinacées</b>)</p>

### 3.3.2 Méthode de remédiation par les plantes

Malgré les différents types de plantes dans les travaux mentionnés ci-dessus et les différents objectifs de ces travaux, la plupart de ces références s'accordent dans la méthode suivie par les plantes pour traiter les sols pollués et la dégradation des HAP.

#### 3.3.2.1 Biodégradation des HAPS

Les polluants organiques peuvent être dégradés dans la rhizosphère par des enzymes végétales libérées par les racines ou via la phytostimulation de la dégradation microbienne. Des exemples de matières organiques qui sont dégradées dans la rhizosphère par l'activité microbienne comprennent les HAPs, PCB et hydrocarbures pétroliers (Olson et *al.*, 2003)



Les actions successives des enzymes agissant dans la biodégradation des HAP (dioxygénases, déshydrogénases) permettent l'ouverture progressive des cycles aromatiques, conduisant à la production de métabolites intermédiaires de dégradation. Ces molécules sont plus solubles et réactives que les molécules mères, pouvant alors être dégradées ou assimilées par d'autres microorganismes (bactéries, champignons, algues) (Techer, 2011)

La Communautés microbiennes dans les sols plantés est plus grande et plus actifs que les sols non plantés (Johnson et *al.*, 2005 ; Mueller et Shann, 2006)

L'élimination des hydrocarbures pétroliers du sol lors de la phytoremediation est souvent attribuée aux micro-organismes vivant dans la rhizosphère, sous l'influence des racines des plantes (Luepromchai et *al.*, 2007)

Alors les racines interviennent directement ou indirectement en stimulant la croissance et l'activité des microorganismes (Ben Kherfia, 2020), et la bioremédiation assistée par les plantes implique l'interaction des racines et des microorganismes associés aux systèmes racinaires. (Newman et Reynolds, 2004)

### **3.3.2.2 Devenir des HAP dans la rhizosphère**

#### **a. Définition**

La rhizosphère est un écosystème complexe mettant en jeu différentes interactions étroites, entre le sol, la plante et les microorganismes qui peuvent conditionner le devenir des polluants et en particulier celui des HAP (Norini, 2007)

La rhizosphère définie par Ouvrard (2016) comme un bioréacteur solaire efficace, et selon Morel (2002) est l'environnement immédiat des racines, et bénéficie d'apports réguliers de composés organiques issus de celles-ci, appelés exsudats, représentant une très large gamme de molécules, du glucose aux polysaccharides. Utilisés par la microflore du sol comme source de carbone et d'énergie, ces exsudats induisent une augmentation importante du nombre de micro-organismes au voisinage de la racine

La remédiation de la rhizosphère se produit complètement sans absorption par les plantes du polluant dans la zone autour de la racine (Pilon-Smits, 2005)

#### **b. Effet de la rhizosphère sur la biodégradation des HAP**

### b.1 Dissipation :

Un grand nombre de études dont Henner(2000) ; Morel (2002) ; Norini(2007) ; Dumas (2013) ; Ouvrard (2016) et autre, ont montré que la dissipation des HAP et l'efficacité de la dégradation des HAP dans la rhizosphère.

La rhizosphère s'étend environ 1 mm autour de la racine et est sous l'influence de la plante, Les plantes libèrent une variété de composés organiques dérivés de la photosynthèse dans la rhizosphère qui peuvent servir de sources de carbone pour les champignons hétérotrophes et des bactéries (Pilon-Smits, 2005)

En effet, dans cette zone particulière du sol, les échanges entre les racines et la solution du sol créent des conditions favorables à l'activité microbienne, pouvant amener à une augmentation de la biodégradation des HAP. On parle alors de rhizodégradation (Ouvrard, 2016)

**Exsudation** : L'effet rhizosphère est en relation avec l'exsudation de la plante. Les exsudats représentent jusqu'à 20% du carbone fixé par la photosynthèse. Ils se composent de sucres, acides organique, acides aminés et protéines, acides nucléiques et vitamines, ainsi que d'hormones végétales. La qualité et la quantité d'exsudat varie selon l'espèce, les conditions environnementales ou l'état physiologique de la plante (Henner, 2000)

Ils favorisent l'augmentation de densité des bactéries du sol mais aussi la sélection des populations bactériennes et leur activité. Celle-ci est, en effet, 5 à 100 fois plus importante au niveau du sol rhizosphérique que du sol non impacté par les racines (Técher, 2011)

D'après Morel (2002) par effet direct, les exsudats augmentent les populations microbiennes et leur activité dégradante et induisent des processus de dégradation par co-métabolisme des molécules récalcitrantes comme les HAPs.

En effet, plusieurs travaux montrent un effet des champignons mycorhiziens associés aux racines sur la dissipation des HAP (Cennerazzo, 2017 ; verdin et *al.*, 2004), L'intérêt des champignons en bioremédiation de polluants très hydrophobes comme les HAPs réside en grande partie dans leurs enzymes lignolitiques extracellulaires. Ces dernières peuvent en effet diffuser jusqu'aux micropolluants non dissous et initier l'étape d'oxydation, les rendant par la suite hydrosolubles et accessibles aux bactéries dégradantes (Técher, 2011)

Ce ne sont pas les seuls processus qui interviennent dans la rhizosphère. En effet, la plante peut stabiliser un contaminant par adsorption sur la surface des racines, ou encore extraire les polluants du sol vers ses parties aériennes (Garbisu et Alkorta, 2001)

### **b.2 Transfert des HAP dans la plante (Adsorption et absorption)**

Pour les HAPs, l'absorption par les racines et leur translocation vers les parties aériennes est en fait limitée, très variable et dépendante de l'espèce végétale concernée et des conditions environnementales (Norini, 2007). Ainsi, si des HAPs sont retrouvés dans les tissus de la plante c'est probablement dû à des dépôts atmosphériques sur la surface des feuilles. Cependant, le transfert des HAP de la surface de la feuille vers l'intérieur est lent et rare puisque ce sont des molécules aux propriétés hydrophobes et que le transport dans le phloème se fait sur des bases aqueuses (Cennerazzo, 2017)

Ainsi, selon Binet et *al.* (2000) ; Gao et Zhu (2004), les teneurs retrouvées dans les racines et dans les parties aériennes représentent moins de 0,5 % de la quantité de HAP apportée dans un sol artificiellement contaminé.

La fraction des HAPs adsorbée à la surface des racines est plus importante que la fraction absorbée, mais ne représente qu'environ 1 % de la quantité apportée (Binet et *al.*, 2000)

# **Chapitre 4.**

## **Résultats et discussions**

## CHAPITRE 4. RESULTATS ET DISCUSSIONS

### 4.1 Conditions environnementales

Le devenir des contaminants organiques dans les sols est gouverné par différents facteurs incluant les caractéristiques du milieu, les propriétés intrinsèques des polluants et les conditions environnementales (Cennerazzo, 2017), le tableau.7présent les conditions environnementales affectant la dégradation des contaminants organiques dans les sols.

**Tableau7.** Conditions environnementales affectant la dégradation des contaminants organiques dans les sols (Verdin. et *al.*, 2004)

Paramètres	Conditions requise pour l'activité microbienne	Valeurs optimales pour la dégradation des HAPS
<b>Humidité</b> <b>PH</b>	25 à 90 % de la capacité de rétention en eau 5 à 9	30 à 90 % 7_8
<b>Potentiel d'oxydoréduction</b>	Aérobies et anaérobies facultatives > 50 mV Anaérobies < 50 mV	
<b>Teneur en oxygène</b>	en conditions aérobies : minimum de 10 % en conditions anaérobies : < 1 % par volume	10 à40 % O2
<b>Teneur en nutriments</b>	Azote et phosphore Carbone (C) : Azote (N) : phosphore (P) 120 :10 :1	C : P : N 48000 : 60 :1 Concentration en sel < 4 %
<b>Température</b>	15-45 °C	De 20 à 30 °C

Également Techer (2011) a ajouté d'autres facteurs environnementaux affectants la rhizodégradation :

- **Texture du sol** : la plupart des HAP migrent progressivement à l'intérieur des microagrégats de limons ou d'argiles dont la taille peut être inférieure à 20  $\mu\text{m}$ . La taille des pores de ces particules fines de sol est souvent inférieure aux bactéries elles-mêmes qui ne peuvent directement accéder aux HAPs

- **Exsudation racinaire**: l'ensemble des réponses de la plante aux conditions environnementales peut donc entraîner des modifications de l'exsudation racinaire, induisant des variations dans la structure et l'activité des communautés bactériennes rhizosphériques (incluant les bactéries dégradantes)

- **Teneurs en eau** : une trop grande imbibition d'eau limite les échanges gazeux, favorisant la création de zones anoxiques. Ces dernières peuvent aussi être localement engendrée par la consommation (et épuisement) en dioxygène liée à l'activité bactérienne Il en résulte alors une dégradation des composés organiques par voie anaérobie, beaucoup plus lente

- **Teneur en nutriments** : les hydrocarbures constituent une source importante de carbone, mais ne contiennent ni azote ni phosphore. Lorsque les microorganismes dégradent les HAPs, ils puisent en même temps les nutriments disponibles dans le milieu, entraînant des déficiences et accentuant les phénomènes de compétition préexistants Selon Wilson et Jones (1993) un ratio C/N/P de 120/10/1 [mg] est considéré comme optimal pour la croissance des bactéries en présence de contaminants

- **Les plantes choisies** pour les programmes de phytoremediation doivent par conséquent être adaptées au sol (caractéristiques physico-chimiques, tolérance aux polluants...), au climat de la région (températures moyennes, pluviométrie, durée de la phase de croissance végétative...), et aux stress biotiques (herbivorie insectes/animaux, attaques pathogènes) en témoignant en particulier de résistance face aux compétitions avec les autres espèces végétales du site, tout en garantissant de leur caractère non-invasif (Collins, 2007; Newman et al., 1998).

Et cela pourrait être la raison (les conditions environnementales) des nombreuses différences dans les résultats obtenus et discutés dans le présent travail.

Par exemple Origo et *al.* (2012) indiqué à travers son expérience que l'application de la phytoremediation et leur efficacité dépendent fortement des caractéristiques du milieu et des espèces végétales utilisées, où les espèces doivent être compatibles avec le milieu à dépolluer,

et les bonnes conditions climatiques et édaphiques doivent être réunies pour que le traitement soit le plus efficace possible.

En outre Techer (2011) montre que l'analyse des résultats (de croissance des plantations *in situ* lancées en parallèle à la fois sur sol de friche contaminés et dans le parc à cendres) a souligné la nécessité de la prise en compte de facteurs environnementaux supplémentaire en champs (prédation, expositions aux différents facteurs climatiques)

Il ajouté que la phytoremediation de sols pollués par des HAP grâce à la culture de *Miscanthus x giganteus* (une plante possédant des capacités d'adaptation à une large gamme de sols comme nous l'avons déjà mentionné) dans un contexte plus général de revégétalisation de sols dégradés constituent une approche prometteuse de revalorisation de des substrats à faible potentiel agronomique et de réhabilitation à long terme des sites de friche concernés.

#### 4.2 Effet des espèces sur la dégradation des HAPs

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) contenus dans les produits pétroliers sont l'un des polluants organiques persistants (POP) les plus retrouvés dans l'environnement (Oleszczuk et Baran, 2005). La contamination des sols et des eaux souterraines par les HAP est une menace. Les HAP peuvent être adsorbés ou liés à plusieurs composants du sol tels que les argiles, les oxydes de fer, et la matière organique en particulier (Nguemté et *al.*, 2017)

Il convient donc pour une gestion durable de ces ressources, dans le contexte tropical, de mettre sur pied des solutions adaptées, relativement peu coûteuses et facilement exploitables même si la phytoremediation répond favorablement à ces exigences, une sélection d'espèces végétales à haut potentiel de phytoremediation s'avère nécessaire (Perez-Hernandez et *al.*, 2013 ; Baruah et *al.*, 2014).

A travers les études présentées, nous constatons que les espèces végétales les plus utilisées dans la phytoremediation des sols contaminés par les HAPs au cours les deux dernières décennies sont respectivement : (Voir l'annexe)

- Les graminées de la famille *poacée* : *Avena fatua*, *Avena sterilis*, *festuca arundinacea*, herbe vert, le blé, maïs, ray-grass, avoine, switchgrass, *Miscanthus x giganteus*, utilisées par (Pradhan et *al.*, 1998 ; Banks et *al.*, 1999 ; Liste et Alixander, 1999 ; Liste et Alexander, 2000 ; Henner, 2000 ; Morel, 2002 ; Denys et Rollin, 2005 ; Xu et *al.*, 2006 ; Euliss et *al.*, 2008 ; Techer, 2011 ; Ouvrard, 2016) ou de la famille *poacées* utilisées par Nguemté (2017).

- Les légumineuses de la famille fabacées et papilionacée : pois, soja, trèfle blanc et violet, luzerne, utilisées par (Pradhan et al., 1998 ; Liste et Alexander, 1999 ; Henner, 2000 ; Xu et al., 2006 ; Norini, 2007)
- Les arbres : peuplier, pin gris, pin rouge, utilisés par (Liste et Alexander, 2000 ; Morel, 2002 ; Bellah et al., 2003 ; Eulisset al., 2008)
- Les arbustes : acacia, saule, par (Denys et Rollin, 2005 ; Origo, 2012 ; Vervaeke et al., 2003)
- Les légumes : radis, poivre et les petits légumes (Liste et Alexander, 2000 ; Origo, 2012)

Comme nous le constatons à travers les résultats, en particulier ceux mentionnés dans le tableau 6, que les espèces les plus efficaces dans la réduction ou élimination le taux des HAPs sont les graminées et les légumineuses

Cela a été confirmé par les résultats de Denys et Rollin (2005), qui montre Sur la durée du traitement, que statistiquement, seule la diminution de la teneur totale en HAP observée sur la parcelle P1 (mélange de Graminées) était significative. Pour l'ensemble des parcelles, une diminution significative des HAP à 3 cycles a été observée, alors que les teneurs en HAP à 4 cycles et plus restaient relativement constantes au cours du temps

En générale, les effets de ces différentes espèces sur la dégradation des HAPs étaient différents, mais majoritairement positif

Par exemple la luzerne cultivée a fait l'objet de nombreuses études démontrant ses qualités de tolérance aux sols contaminés par des HAPs et ses capacités de plante phytoremédiatrice, parphytostabilisation et rhizodégradation (Reilley et al,1996 ; Pradhan et al,1998 ; Kirk et al, 2002).

D'une part les études effectuées au sein du LIMOS sur des sols à contamination multiple et notamment en HAP de l'ancien site industriel d'Homécourt par Bidar (2002) ; Perrin (2003) ont montré les bénéfices de l'association symbiotique de *Glomus intraradices* au niveau de la survie et de la croissance des plantes mycorhizées

Et d'autre part l'étude menée par Norini (2007) sur la luzerne dans le même site montre que : les pollutions résiduelles demeurant après la décontamination, et les modifications des propriétés physicochimiques ou biologiques associées au traitement, ne permettent pas la restauration des propriétés des sols notamment de leurs qualités biologiques, espérée en réduisant la teneur en polluants.



En outre Henner (2000) dans l'expérience de développement les résultats obtenus pour les espèces sauvages ont été semblables à ceux obtenus avec des espèces cultivées,

Etant donné l'objectif final des travaux, qui est la phytoremediation, les critères les plus significatifs sont apparus être ceux liés à un itinéraire technique réduit et à la colonisation racinaire du sol. Les espèces (résistance aux paramètres climatiques défavorables) ont donc été privilégiées, ainsi que les espèces pérennes, et dont la profondeur atteinte par le système racinaire et la densité racinaire étaient élevées. Pour ces raisons, les graminées prairiales rustiques ont été considérées comme répondant parfaitement à ces critères ainsi que les légumineuses telles que la luzerne ou le trèfle, traditionnellement utilisées dans les prairies de fauche, seules ou en association avec des graminées.

Dans le cadre de la limitation des risques d'exposition aux HAP et de la limitation des coûts de traitement des terres, les végétaux devront en effet être secondairement sélectionnés sur leur capacité à ne pas transférer les HAP vers leurs parties aériennes

Par exemple, après revégétalisation par les herbacées, certains sites tels que le bournier Clairette<sup>10</sup> ont été reconvertis en jardins potagers ou en zone de cultures maraîchères composées essentiellement de petits légumes tels que le piment, la tomate, l'oseille et le combo pour attester de la fiabilité des traitements ,mais, aucun contrôle n'a été effectué sur les légumes pour vérifier la qualité des récoltes et l'absence de risques pour les consommateurs (Origo et *al.*, 2012)

D'après Dumas (2013), il reste difficile d'identifier la meilleure plante pour la phytoremediation des HAP, car les plantes n'éliminent pas chaque molécule de HAP à un rythme identique, et c'est ce qui a été montré dans les résultats de tableau 8.

**Tableau 8.** Liste des plantes potentielles pour la phytoremediation des HAP (Dumas, 2013)

Molécule	Nom commun	Nom scientifique	Les résultats obtenus	Références
anthracène	Peuplier	<i>Populus nigra L. cv. Loenen</i>	l'oxydation de l'anthracène à un taux plus élevé que dans un non planté sol, présence de produits de dégradation de l'anthracène dans le sol	<b>Ballach et al., 2003</b>
benzo[a]pyrène	fétuque élevée	<i>Festuca arundinacea</i>	Le benzo[a]pyrène résiduel est plus faible dans le sol avec des plantes (44 %) que dans l'absence de plantes (53%)	<b>Banks et al., 1999</b>
benzo[b]fluoranthène	pointe de flèche	<i>Sagittaria latifolia</i>	69 à 83 % du benzo[b]fluoranthène éliminé après 13 mois	<b>Euliss et al., 2008</b>
	gamagrass oriental	<i>Tripsacum dactyloides</i>	61 à 68 % du benzo[b]fluoranthène éliminé après 13 mois	
	Peuplier	<i>Populus spp</i>	33 à 48 % du benzo[b]fluoranthène éliminé après 13 mois	
	carex	<i>Carex stricta</i>	79-86% du benzo[b]fluoranthène éliminé après 13 mois	
	herbe verte	<i>Panicum virgatum</i>	71-79% du benzo[b]fluoranthène éliminé après 13 mois	
	saule	<i>Salix exigua</i>	41 à 69 % du benzo[b]fluoranthène éliminé après 13 mois	
fluoranthène	pointe de flèche	<i>Sagittaria latifolia</i>	81-90% du fluoranthène éliminé après 13 mois	<b>Euliss et al., 2008</b>
	gamagrass oriental	<i>Tripsacum dactyloides</i>	84-92% du fluoranthène éliminé après 13 mois	
	Peuplie	<i>Populus spp</i>	62-81% du fluoranthène éliminé après 13 mois	
	carex	<i>Carex stricta</i>	91-95% du fluoranthène éliminé après 13 mois	
	herbe verte	<i>Panicum virgatum</i>	92-97% du fluoranthène éliminé après 13 mois	
	saule	<i>Salix exigua</i>	62-95% du fluoranthène éliminé après 13 mois	
naphtaline	fétuque élevée	<i>Festuca arundinacea</i>	minéralisation du [14C] naphtalène plus importante que dans le sol en vrac	<b>Siciliano et al., 2003</b>
phénanthrène	Pois Soja Tournesol blé	<i>Pisum sativum</i> <i>Glycine max</i> <i>Helianthus annuus</i> <i>Triticum aestivum</i>	diminution significative du phénanthrène dans la croissance moyen	<b>Liste &amp; Alexander, 1999</b>
	Trefle Blanc	<i>Trifolium repens</i>	81,79 à 91,80 % d'élimination du phénanthrène en 60 jours	<b>Xu et al., 2006</b>
		<i>Miscanthus giganteus</i>	près de 98% du phénanthrène a disparu	<b>Técher et al., 2012</b>
	maïs	<i>Zea mays</i>	92,1 % du phénanthrène retiré du sol en 60 jours	<b>Xu et al., 2006</b>
pyrène	pointe de flèche	<i>Sagittaria latifolia</i>	72-91% de pyrène éliminé après 13 mois	<b>Euliss et al., 2008</b>
	gamagrass oriental	<i>Tripsacum dactyloides</i>	80-94% de pyrène éliminé après 13 mois	
	Peuplie	<i>Populus spp</i>	52-79% de pyrène éliminé après 13 mois	
	carex	<i>Carex stricta</i>	72-91% de pyrène éliminé après 13 mois	
	herbe verte	<i>Panicum virgatum</i>	71-79% de pyrène éliminé après 13 mois	
	saule	<i>Salix exigua</i>	environ 70% de pyrène éliminé après 13 mois	
	Aneth Poivre radis	<i>Anathum graveolens</i> <i>Capsicum annum</i> <i>Raphanus sativus</i>	52-68% du pyrène total extractible a disparu après 28 journées	<b>Liste &amp; Alexander, 2000</b>
	pin gris pin rouge	<i>Pinus banksiana</i> <i>Pinus resinosa</i>	environ 60% du pyrène retiré du sol à 57 jours	
	avoine	<i>Avena sativa</i>	diminution de 62% de pyrène dans le sol après 56 jours	
	rape	<i>Brassica napus</i>	diminution de 78% de pyrène dans le sol après 56 jours	
		<i>Miscanthus giganteus</i>	environ 70% du pyrène a disparu	<b>Técher et al., 2012</b>
	maïs	<i>Zea mays</i>	88,36 % de pyrène retiré du sol en 60 jours	<b>Xu et al., 2006</b>
	Ray-grass anglais	<i>Lolium perenne</i>	taux de dégradation du pyrène après 60 jours : 70,39 %-80,72 %	
	Trefle Blanc	<i>Trifolium repens</i>	62,33 à 88,12 % du pyrène total a disparu en 60 jours	
HAP totaux	luzerne	<i>Medicago sativa</i>	une réduction de 57 % de la concentration totale en HAP après 6 mois	<b>Pradhan et al., 1998</b>
	zostère marine	<i>Zostera marina</i>	diminution de 73 % de la teneur totale en HAP	<b>Hueseman et al., 2009</b>
	Plantes des marais salants	<i>Spartina alterniflora</i>	détection des HAP dans les racines et les pousses	<b>Watts et al., 2006</b>
	Panic érigé	<i>Panicum virgatum</i>	une réduction de 57 % de la concentration totale en HAP après 6 mois	<b>Pradhan et al., 1998</b>
	Saule	<i>Salix viminalis L. 'Orm'</i>	23 % de réduction de la teneur totale en HAP en 1,5 an	<b>Vervaeke et al., 2003</b>

Même si en général, les HAPs à faible poids moléculaire (LMWPAH) sont préférentiellement dégradés, des taux de dégradation des HAPs à fort poids moléculaire (HMWPAH) plus élevés ont été observés lors de la combinaison de plusieurs espèces végétales par rapport à chaque plante seule (Xu et al, 2006 ; Dumas, 2013).

Par exemple les résultats de Norini (2007) montre que l'inoculation d'un champignon MA, a un réel effet positif pour la culture de la luzerne et la symbiose mycorhizienne, en effet, augmenté sa survie et sa croissance, mais a permis également d'améliorer l'absorption du phosphore,

Ils montre aussi que la mise en culture des sols avec la luzerne, et la symbiose mycorhizienne ont permis de modifier et de restaurer les communautés bactériennes dans les sols traités, ce qui n'est pas le cas lorsque le sol est laissé nu *in situ*.

#### 4.3 Effet de la rhizosphère

Le fonctionnement de la rhizosphère dépend de facteurs variés : l'architecture du sol, l'espèce végétale, la quantité et la composition chimique des exsudats, l'humidité, les flux de nutriments, des modifications chimiques induits par la racine et les microorganismes présents. (Hinsinger et al., 2009)

La question de l'effet des plantes sur les HAPs et en particulier de la réactivité des HAPs dans la zone rhizosphérique est assez complexe, d'autant plus qu'elle s'adresse à un volume du sol réduit et assez changeant en fonction de la croissance de la plante et de sa nature (Ouvrard, 2016)

D'après HENNER, (2000) l'implantation de plantes sur un sol de friche industrielle en attente de requalification présente deux avantages principaux. Le premier est lié aux propriétés de stabilisation des couches superficielles du sol résultant de la colonisation par les racines (phytostabilisation). La présence de plantes limite ainsi l'érosion par l'eau ou le vent de matériaux contaminés et leur transfert vers d'autres zones non contaminées. Le second est lié à la présence, au niveau de la rhizosphère, d'une communauté de microorganismes très active. Ces plantes pourraient donc aider à la dégradation *in situ* des polluants organiques comme les HAPs (phytodégradation).

Bien que les résultats obtenus de son expérience montrent que dans les conditions testées, la rhizosphère ne semble pas efficace pour dissiper et/ou dégrader les HAP de manière mesurable. Si une forte diminution de la teneur en HAPs a été enregistrée sur un délai

satisfaisant pour un biotraitement (6 mois), les mécanismes n'en ont pas été élucidés et la plante n'a présenté aucun effet notable sur toute la durée de l'expérience.

Les mêmes résultats obtenus par (Norini, 2007) qui montre que la dissipation des HAPs dans la rhizosphère de la luzerne n'a pas été stimulée et a même été limitée.

Cela pourrait être dû à l'un des facteurs mentionnés dans les chapitres précédents (facteurs environnementaux, mauvaise adaptation plante-sol ou bien un transfert abiotique des HAPs par les sols contaminés)

D'autre comme Ballerini et al., (1998) indique que le système fibreux racinaire des plantes facilite à la fois l'accessibilité des contaminants et le métabolisme microbien, par exemple Liste et Alexander (2000) ont obtenu en 8 semaines 74% d'élimination du pyrène (concentration initiale du pyrène égale à 100 ppm),

En outre Nguemté et al. (2017) montre que les *Poacées* sont en général considérées comme particulièrement exploitables pour la phytoremediation des HAPs, car elles possèdent un système racinaire fibreux, extensif et diversifié. Ces caractères pourraient non seulement leur donner l'avantage d'être plus compétitives lors de la colonisation des milieux pollués, mais aussi favoriser l'activité microbienne, facteur le plus important dans les processus de dégradation des HAPs.

La rhizodégradation est la convergence entre les stratégies de la phytoremediation et de la bioremédiation microbiologique, qui conduisent à une approche plus efficace de la remédiation durable technologie (Dumas, 2013)

Cela a été Confirmé par Ticher (2011), à travers une étude *in vivo*, où le dosage des HAPs restants après la culture, suggère que l'établissement de la rhizosphère de *Miscanthus x giganteus* (MxG) favorise dans un premier temps la remobilisation d'une partie des contaminants, puis leur dissipation progressive (en particulier pour les HAPs à quatre cycles aromatiques).

Liste et Alexander (2000) ont trouvé une concentration plus élevée de phénanthrène et de pyrène dans la rhizosphère de certaines espèces végétales (soja et riz). Il a été suggéré que les plantes sont responsables du mouvement des HAPs dans la zone racinaire, où l'activité microbienne est particulièrement intense.

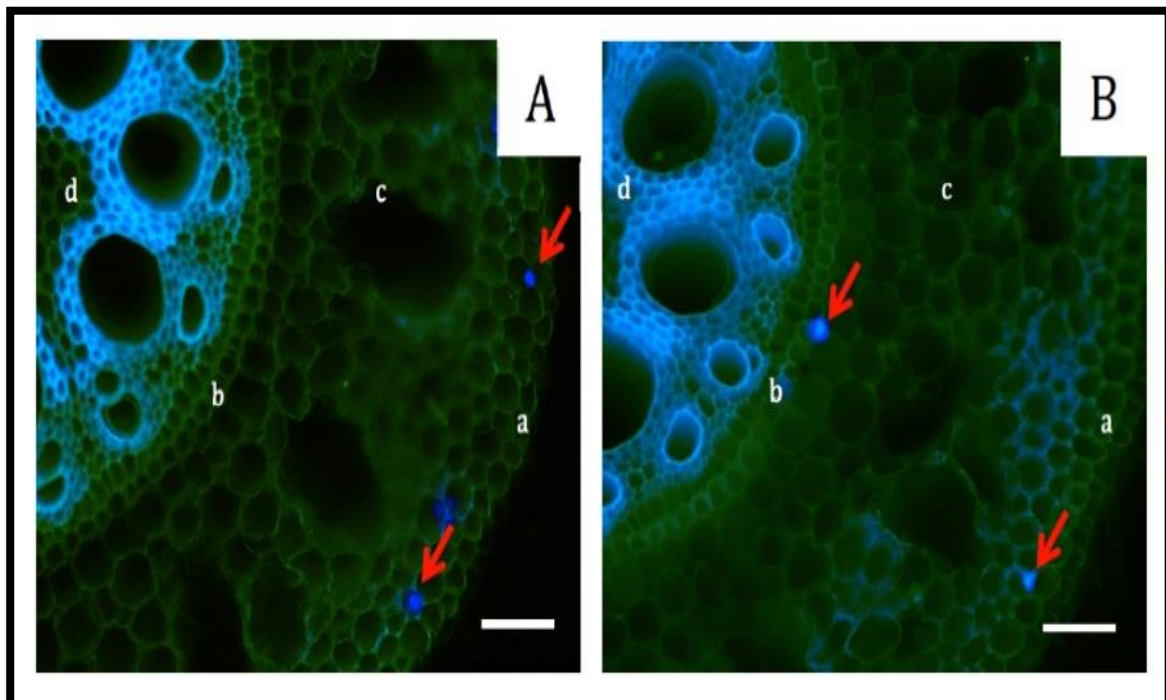
Ceci a été confirmé par Launen et al. (2007) qui ont trouvé 37 communautés bactériennes aérobies dégradant les HAP dans la rhizosphère de *Spartina*, alors que seulement 11 ont été trouvés dans des sédiments non plantés.

### Transfert des HAP dans la plante

Les expériences menées par Ouvrard (2016) avec une plante modèle, le maïs (*Zea mays*), et un HAP modèle, le phénanthrène (PHE), ont mis en évidence des altérations significatives du fonctionnement de la plante en présence de ce polluant

Les résultats d'expérience de culture de maïs montrent que les quantités stockées dans les racines restent faibles avec une grande variabilité, similaire à celle décrite dans les sols,

La Localisation des HAP(PHE), présentés dans la figure 6, a été observée à travers la visualisation par microscopie de fluorescence, le PHE est localisé sous la forme d'amas initialement présents dans les cellules et espaces intercellulaires proches de l'exoderme (10 jours) puis aux temps de culture plus longs (20 jours), ces accumulations apparaissent aussi au niveau de l'endoderme, ce type de résultat a déjà été observé par Wild et al. (2005) sur du maïs et du blé.



**Figure 6.** Coupes transversales de racines principales de maïs (à environ 80 % de distance relative de l'apex) exposés à 150 mg PHE kg après (A) 10 jours et (B) 20 jours de culture sur sable (Ouvrard, 2016)

Par contre Les concentrations dans les parties aériennes des végétaux sont encore plus faibles, d'environ deux ordres de grandeur, de nombreux composés présentant des concentrations inférieures aux limites de quantification.

La conclusion des résultats sur la réponse des plantes face à la présence de HAP dans les sols ont permis de confirmer que si les concentrations en HAP sont élevées, l'impact sur le fonctionnement des plantes est négatif (Ouvrard, 2016)

Et ce sont les mêmes résultats qui soulignent l'importance de la rhizosphère et son rôle efficace dans le traitement des sols contaminés par la phytoremediation.

#### 4.4 Coût

Suivant Morel (2002), après une décennie de recherches intensives sur la capacité des plantes à traiter les pollutions les plus complexes associées à la matrice solide des sols, les résultats sont très prometteurs, il montre que la phytoremediation offre d'ores et déjà un fort potentiel. Cette biotechnologie représenterait un coût inférieur de 20 % à celui des méthodes physiques.

Également Origo et *al.* (2012) ont souligné que la phytoremediation est une biotechnologie végétale qui présente des atouts écologiques (fiabilité des traitements) et financiers (faibles coûts de dépollution), du moins pour les sites dont l'expérimentation a donné des résultats probants comme à Vendin-Le-Vieil. Cela conforte également l'utilisation de plus en plus fréquente de cette méthodologie dans les terres de grande culture pour faire face à une pollution accrue par les métaux lourds et les produits phytosanitaires. Toutefois, il n'en demeure pas moins que la phytoremediation présente des inconvénients tant au niveau de la durée des traitements, relativement longue (5 à 10 ans), qu'à celui de l'élimination et de la revalorisation des résidus végétaux pollués. Par ailleurs, la phytoremediation se révèle être un bon instrument d'aménagement paysager du territoire puisqu'elle permet d'occuper agréablement le terrain tout en le dépolluant.

# **Conclusion générale**

## CONCLUSION GENERALE

La bioremédiation et la phytoremediation, classées comme technologies vertes, utilisent la capacité naturelle des organismes vivants (plante, champignon, bactérie ou algues) pour nettoyer les HAP dans l'environnement. Même si ces technologies sont plus lentes que la bioremédiation thermique, ils sont faciles à mettre en place et nécessitent un faible investissement en capital. De plus, ces méthodes s'inscrivent dans le cadre du développement durable et sont largement acceptées.

L'utilisation des végétaux et de leur microflore associée, ou phytoremediation, a été depuis longtemps étudiée pour le traitement des terres contaminées par les composés organiques, d'origine pétrolier comme les HAPs.

Ainsi, le présent travail a été réalisé afin d'étudier le développement de cette technologie verte, les espèces végétales les plus utilisées et les plus efficaces dans ce domaine ainsi que la technique utilisée par la plante pour dissiper les HAPs dans les sols contaminés, à travers la comparaison de certains résultats obtenus à partir d'études réalisées dans ce domaine pendant près de deux décennies.

Les études réalisées montrent que les plantes les plus sélectionnées dans ce domaine et les efficaces sont respectivement : les graminées et les légumineuses, les arbres, les arbustes, mais le choix reste en générale, soumis aux conditions environnementales et l'adaptation des plantes avec ces conditions.

A travers les résultats présentés, nous concluons que la réussite de la méthode de phytoremediation réside non seulement dans le choix des espèces végétales, mais également dans le pris en compte les conditions environnementales qui affectent directement le travail de la rhizosphère, qui est le bioréacteur solaire efficace et le responsable de stimulation l'activité bactérienne nécessaire pour la dégradation des HAPs.

En générale, au cours des deux dernières décennies, malgré de nombreuses expérimentations qui ont été faites et la diversité des espèces végétales testées, la phytoremediation des sols contaminés a évolué toujours vers une destination optimiste et un rendement positif.



# **Références bibliographie**

## BIBLIOGRAPHIE

- **Abdely C. 2007.** Bioremédiation / Phytoremediation. Institut supérieur de l'éducation et de la formation continue université de Tunis. <http://pf-mh.uvt.rnu.tn/id/eprint/33>
- **Ballach H.J., Kuhn A., Wittig R. 2003.** Biodegradation of anthracene in the roots and growth substrate of poplar cuttings. *Environmental Science and Pollution Research*, 10, 308–316. <https://doi.org/10.1065/espr2003.04.150.2>
- **Ballerini D., Gatellier C., Vogel T. 1998.** Techniques de traitement par voie biologique des sols pollués. In : Editions, A. (Ed.), Angers, Francia, p. 198.
- **Banks M.K., Lee E., Schwab A.P. 1999.** Evaluation of Dissipation Mechanisms for Benzo[a]pyrene in the Rhizosphere of Tall Fescue. *Journal of Environmental Quality*, 28, 294–298. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800010036x>
- **Barriuso E., Cal Vet R., Scria Von M., Soulas G. 1996.** Les pesticides et les polluants organiques des sols. Transformations et dissipation. *Etude et Gestion des Sols*, 3(4), 279-296.
- **Baruah P., Saikia R.R., Baruah P.P., Deka S. 2014.** Effect of crude oil contamination on the chlorophyll content and morpho-anatomy of *Cyperus brevifolius* (Rottb.) Hassk. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 21 (21), 12530-12538. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3195-y>
- **Belabbas A. 2017.** Etude de lessivage des sols contaminés par les produits pétroliers dans le milieu saharien. Thèse de doctorat, Université Kasdi Merbah, Ouargla, 116 P.
- **Ben Kherfia I. 2020.** Contribution à l'étude de la biodégradation des hydrocarbures par le processus de la phytoremédiation. Mémoire de master, Université Mohamed Khider, Biskra, 81 P.
- **Berkouche H et Hadjadj H. 2015.** Essai de phytoremédiation d'un sol pollué aux hydrocarbures en utilisant la fève, les pois et l'orge. Mémoire de master, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou, 49 P.
- **Bernal-Martinez A. 2005.** Elimination des hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans les boues d'épuration par couplage ozonation-digestion anaérobie. Thèse de doctorat. Université Montpellier 2, Français. 222P.
- **Bidar G. 2002.** La TGGE (Température Gradient Gel Electrophoresis) : Un outil moléculaire appliqué à l'étude de la diversité fongique dans un sol pollué. Rapport de Diplôme d'Etude Approfondies en Sciences Agronomiques, INPL-ENSAIA, Nancy.

- **Binet P., Portal J.M., Leyval C. 2000.** Dissipation of 3-6 ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(14), 2011-2017. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00100-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00100-0)
- **Blaylock M.J. and Huang J.W. 2000.** Phytoextraction of metals. In: Raskin, I., Ensley, B.D. (Eds.), *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment*. John Wiley and Sons, New York, pp. 53–70.
- **Bogan B.W., Lamar R.T., Burgos W.D. Tien M. 1999.** Extent of humification of anthracene, fluoranthene and benzo(a)pyrene by *Phanerochaete chrysosporium* during growth in PAH-contaminated soils. *Lett. In Appl. Microbiol*, 28, 250-254. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.1999.00537.x>
- **Cennerazzo J. 2017.** Dynamique des HAP et des composés organiques issus de leur transformation dans les compartiments du sol et de la rhizosphère. Thèse de doctorat, Université de Lorraine. Français, 247 P.
- **Cerniglia C.E., White G.L., Heflich R.H. 1985.** Fungal metabolism and detoxification of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Arch. Microbiol*, 143(2), 105-110.
- **Chaney R.L., Li Y.M., Brown S.L., Homer F.A., Malik M., Angle J.S., Baker A. J.M., Reeves R.D., Chin M. 2000.** Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: approaches and progress. In *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*, ed. N Terry, G Banuelos, Boca Raton: Lewis, pp.129–158.
- **Collins C. D. 2007.** Implementing Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbons. In : Willey N. (eds) *Phytoremediation. Methods in Biotechnology*, vol 23. Humana Press. [https://doi.org/10.1007/978-1-59745-098-0\\_8](https://doi.org/10.1007/978-1-59745-098-0_8)
- **Delafoulhouze M. 2016.** Développement et application de l'analyse dirigée par l'effet pour la recherche et l'identification de contaminants à risque présents dans les sols des sites pollués. Thèse de doctorat, université de bordeaux, France, 226 P.
- **Denys S. et Rollin C. 2005.** Faisabilité de la phytoremédiation de sols de cokerie contaminés par des HAP. 10. Congrès de la Société Française de Génie des Procédés "Le génie des procédés vers de nouveaux espaces" (SFGP 2005), Sep 2005, Toulouse, France. <https://hal-ineris.ccsd.cnrs.fr/ineris-00976167>
- **Dumas A S. 2013.** Mécanismes moléculaires de tolérance des plantes aux xénobiotiques : Application à la phytoremédiation des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs). Thèse de doctorat, Université de Rennes 1 ,Bretagne, 382 P.

- **Euliss K., Ho C., Schwab A.P., Rock S., Banks M.K. 2008.** Greenhouse and field assessment of phytoremediation for petroleum contaminants in a riparian zone. *Bioresource Technology*, 99(6), 1961–1971. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.03.055>
- **Fatima K., Imran A., Amin I., Khan I.M., Afzal M.2016.** Plant species affect colonization patterns and metabolic activity of associated endophytes during phytoremediation of crude oil-contaminated soil. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*, 23(7), 6188-6196. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5845-0>
- **Gao Y. and Zhu L. Z. 2004.** Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. *Chemosphere*, 55(9), 1169-1178. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.01.037>
- **Garbisu C and Alkorta I. 2001.** Phytoextraction : a cost-effective plant-based technology for the removal of metals from the environment. *Bioresour. Technol.*, 77(3), 229–236. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00108-5](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00108-5)
- **Guermouche M'Rassi A. 2014.** Caractérisation moléculaire des bactéries impliquées dans la biodégradation des hydrocarbures. Thèse de doctorat, université d'Oran, 130 p.
- **Hamlil Née Tahar N. 2005.** Traitement biologique des eaux contaminées par les hydrocarbures dans un bioréacteur a lit fluidise triphasique. Thèse de Magister, université des sciences et de la technologie Houari Boumediene, 107 Page.
- **Harayama S., Kishira H., Kasai Y., Shutsubo K. 1999.** Petroleum biodégradation in marine environments. *Journal of Molecular Microbiology and Biorechnology*, 1, 63-70.
- **Henner P. 2000.** Phytoremédiation appliquée au traitement de sols contaminés par des hydrocarbures aromatiques polycycliques. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine, Français, 187 P.
- **Hinsinger P., Bengough A.G., Vetterlein D., Young I.M. 2009.** Rhizosphere : biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant Soil*, 321(1), 117–152. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9885-9>
- **Huesemann M.H., Hausmann T.S., Fortman T.J., Thom R.M., Cullinan V. 2009.** In situ phytoremediation of PAH- and PCB-contaminated marine sediments with eelgrass (*Zostera marina*). *Ecological Engineering*, 35(10), 1395–1404. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.05.011>
- **Johnson D.L., Anderson D.R., McGrath S.P. 2005.** Soil microbial response during the phytoremediation of a PAH contaminated soil. *Soil Biol. Biochem*, 37(12), 2334-2336. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.04.001>

- **Juhasz A. I. and Naidu R. 2000.** Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 45(1-2), 57-88. [https://doi.org/10.1016/S0964-8305\(00\)00052-4](https://doi.org/10.1016/S0964-8305(00)00052-4)
- **Khan A.G. 2005.** Role of soil microbes in the rhizospheres of plants growing on trace metal contaminated soils in phytoremediation. *J. Trace Elem. Med. Biol*, 18(4), 355-364. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2005.02.006>
- **Kirk J. L., Klironomos J. N., Lee H., Trevors J. T., 2002.** Phytotoxicity assay to assess plant species for phytoremediation of petroleum-contaminated soil. *Bioremediation Journal*, 6(1), 57-63. <https://doi.org/10.1080/10889860290777477>
- **Lamprea K. 2009.** Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains. Thèse de doctorat, Ecole Centrale de Nantes (ECN), Français, 244 P.
- **Launen L.A., Dutta J., Turpeinen R., Eastep M.E., Dorn R., Buggs V.H., Leonard J.W. Häggblom M.M. 2007.** Characterization of the indigenous PAH-degrading bacteria of *Spartina* dominated salt marshes in the New York/New Jersey Harbor. *Biodegradation*, 19(3), 347–363. <https://doi.org/10.1007/s10532-007-9141-7>
- **Li J. L. and Chen B. H. 2002.** Cloud-point extraction of phenanthrene by nonionic surfactants. *Journal of the Chinese Institute of Chemical Engineers*, 33(6), 581-589.
- **Lim L. H., Harrison R. M., Harrad S. 1999.** The contribution of traffic to atmospheric concentrations of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environmental Science & Technology*, 33(20), 3538-3542. <https://doi.org/10.1021/es990392d>
- **Liste H. and Alexander M. 1999.** Rapid Screening of Plants Promoting Phenanthrene Degradation. *Journal of Environmental Quality*, 28(4), 1376–1377. <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800040044x>
- **Liste H. and Alexander M. 2000.** Plant promoted pyrene degradation in soil. *Chemosphere*, 40(1), 7-10. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00216-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00216-7)
- **Louati H. 2013.** Etude de la biorémediation de sédiments contaminés par des hydrocarbures aromatiques polycycliques : impact écologique sur la microflore et la méiofaune de la lagune de Bizerte. Thèse de doctorat, Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc ; Faculté des sciences de Bizerte (Tunisie), Français, 256 P.

- **Luepromchai E., Lertthamrongsak W., Pinphanichakarn P., Thaniyavarn S., Pattaragulwanit K., Juntongjin K. 2007.** Biodegradation of PAHs in petroleum-contaminated soil using tamarind leaves as microbial inoculums. *Songklanakarin J. Sci. Technol.* 29(2), 515-527.
- **Morel J.L. 2002.** La phytoremédiation des sols contaminés. *L'Actualité Chimique*, Société chimique de France, pp.63-66. <https://hal.inrae.fr/hal-02676823>
- **Morgan P. and Waykinson R.J. 1989.** Hydrocarbon degradation in soils and methods for soil biotreatment. *Critical Reviews in Biotechnology.* 8 (4), 305- 333. <https://doi.org/10.3109/07388558909148196>
- **Mortet A. (2019).** Etude du rôle de quelques plantes Graminées et Légumineuses dans la phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures. Thèse de doctorat, université Abdelhamid ben badis mostaghanem, 177p.
- **Mueller K.E. and Shann J.R. 2006.** PAH dissipation in spiked soil: Impacts of bioavailability, microbial activity, and trees. *Chemosphere* 64(6), 1006-1014. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.051>
- **Newman L. A., Doty S. L., Gery K. L., Heilman P. E., Muiznieks I., Shang T. Q., Siemieniec S. T., Strand S. E., Wang X., Wilson A. M., Gordon M. P. 1998.** Phytoremediation of Organic Contaminants : A Review of Phytoremediation Research at the University of Washington. *Journal of Soil Contamination*, 7(4), 531-542. <https://doi.org/10.1080/10588339891334366>
- **Newman L and Reynolds C. 2004.** Phytodegradation of organic compound. *Current Opinion in Biotechnology*, 15(3), 225-230. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2004.04.006>
- **Nguemté P. M., Wafo G. D., Djogoue P. F., Kengne Noumsi I. M., Wanko Ngnien A. 2017.** Phytoremédiation de sols pollués par les hydrocarbures – évaluation des potentialités de six espèces végétales tropicales. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 30(1), 13–19. <https://doi.org/10.7202/1040058ar>
- **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. *Biologie végétale*. Thèse de doctorat, Université Henri Poincaré, Français. 205 P.

- **Oleszczuk P. et Baran S. 2005.** Polycyclic aromatic hydrocarbons content in shoots and leaves of willow (*Salix viminalis*) cultivated on the sewage sludge-amended soil. *Water, Air, Soil Poll*, 168(1), 91-111. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-0884-7>
- **Olson P.E., Reardon K.F., Pilon-Smits E. 2003.** Ecology of rhizosphere bioremediation. In *Phytoremediation : Transformation and Control of Contaminants*, ed. SC McCutcheon, JL Schnoor, pp. 317–54. New York : Wiley
- **Origo N., Wicherek S., Hotyat M. 2012.** Réhabilitation des sites pollués par phytoremédiation. *VertigO*, 12(2).<https://id.erudit.org/iderudit/1022549ar>
- **Ouvrard S. 2016.** Phytoremédiation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sols industriels : de la rhizodégradation à la rhizoatténuation. Mémoire d’habilitation à diriger des Recherches, Université de Lorraine, Français, 81 P.
- **Park J.H., Zhao X., Voice T.C. 2001.** Biodegradation of non-desorbable naphthalene in soils. *Environmental Science and Technology*, 35(13), 2734-2740. <https://doi.org/10.1021/es0019326>
- **Pérez-Hernández I., Ochoa-Gaona S., Schroeder R.H.A., Rivera-Cruz M.C., Geissen V. 2013.** Tolerance of four tropical tree species to heavy petroleum contamination. *Water, Air, Soil Pollt*, 224 (8), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1637-7>
- **Perrin J. 2003.** Effet de la mycorhization par *Glomus intraradices* sur la croissance de *Medicago sativa* L. et sur les communautés bactériennes rhizosphériques dans un sol industriellement pollué. Rapport de Diplôme d'Etude Approfondies en Sciences Agronomiques, INPL-ENSAIA, Nancy.
- **Picot A. et Montandon. F. 2013.** Ecotoxicochimie appliquée aux hydrocarbures. Edition Lavoisier, Paris.653 P.
- **Pilon-Smits E. 2005.** Phytoremediation. *Annual Review of plant Biology*, 56,15–39.<https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- **Pradhan S. P., Conrad J. R., Paterek J. R., Srivastava V. J. 1998.** Potential of phytoremediation for treatment of PAHS in soil at MGP sites. *Journal of Soil Contamination*, 7(4), 467-480. <https://doi.org/10.1080/10588339891334401>
- **Reilley K. A., Banks M. K., Schwab A. P., 1996.** Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere. *Journal of Environmental Quality*, 25(2), 212-219. <https://doi.org/10.2134/jeq1996.00472425002500020002x>

- **Salt D. E., Smith R.D., Raskin I. 1998.** Phytoremediation. Annual Review of plant Physiology and plant Molecular Biology, 49(1), 643–668. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.49.1.643>
- **Samanta S.K., Singh O.M., Jain R. K. 2002.** Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation - review. Trends in Biotechnology, 20(6), 243-248. [https://doi.org/10.1016/S0167-7799\(02\)01943-1](https://doi.org/10.1016/S0167-7799(02)01943-1)
- **Site web 1 :** <https://www.larousse.fr/> consulté le 26/06/2021.
- **Shirdam R., Zand A. D., Bidhendi G. N., Mehrdadi N. 2008.** Phytoremediation of hydrocarbon-contaminated soils with emphasis on the effect of petroleum hydrocarbons on the growth of plant species. Phytoprotection, 89(1), 21–29. Doi : <https://doi.org/10.7202/000379ar>
- **Speight, J. G. 2014.** The Chemistry and Technology of Petroleum. Fifth Edition, CRC Press, États-Unis, 984 p. <https://doi.org/10.1201/9780824742119>
- **Siciliano S.D., Germida J.J., Banks K., Greer C.W. 2003.** Changes in Microbial Community Composition and Function during a Polyaromatic Hydrocarbon Phytoremediation Field Trial. Appl. Environ. Microbiol., 69, 483–489. <https://doi.org/10.1128/AEM.69.1.483-489.2003>
- **Solano-Serena F., Marchal R., Vandecasteele J.P. 2001.** Biodégradabilité de l'essence dans l'environnement : de l'évaluation globale au cas des hydrocarbures récalcitrants. Oil & Gas Science and Technology – Rev. IFP, 56(5), 479-498.
- **Técher D. 2011.** Réhabilitation de sols pollués par des HAP grâce aux bactéries associées à la rhizosphère de *Miscanthus X giganteus*. Ecotoxicologie. Thèse de doctorat, Université Paul Verlaine - Metz, Français. 309 P
- **Técher D., Laval-Gilly P., Henry S., Bennisroune A., Martínez-Chois C., D'Innocenzo M., Falla J. 2012.** Prospects of *Miscanthus x giganteus* for PAH phytoremediation : A microcosm study. Industrial Crops and Products, 36(1), 276–281. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2011.10.030>
- **US EPA. 2000.** Introduction to phytoremediation. Environmental Protection Agency, USA. 70 P
- **Vaziri A., Panahpour E., Mirzaee Beni M.H. 2013.** Phytoremediation, a method for treatment of petroleum hydrocarbon contaminated soils. International Journal of Farming and Allied Sciences, 2 (21): 909-913.



- **Verdin A., Lounès-Hadj Sahraoui A., Durand R. 2004.** Les agents de la bioremédiation des sols pollués par les hydrocarbures. Polycycliques aromatiques. Revue francophone d'écologie industrielle, 30-37.
- **Vervaeke P., Luysaert S., Mertens J., Meers E., Tack F.M., Lust N. 2003.** Phytoremediation prospects of willow stands on contaminated sediment: a field trial. Environmental Pollution, 126(2), 275–282. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00189-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00189-1)
- **Watts A.W., Ballesteros T.P., Gardner K.H. 2006.** Uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in salt marsh plants *Spartina alterniflora* grown in contaminated sediments. Chemosphere, 62(8), 1253–1260. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.07.006>
- **Wilcke W. 2007.** Global patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil. Geoderma, 141 (3-4), 157-166. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2007.07.007>
- **Wild E., Dent J., Thomas G.O., Jones K.C. 2005.** Direct observation of organic contaminant uptake, storage, and metabolism within plant roots. Environmental Science and Technology, 39(10), 3695-3702. <https://doi.org/10.1021/es048136a>
- **Wilson S. C. and Jones K. C. 1993.** Bioremediation of soil contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) : a review. Environmental Pollution, 81(3), 229-49. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(93\)90206-4](https://doi.org/10.1016/0269-7491(93)90206-4)
- **Xu S.Y., Chen Y.X., Wu W.X., Wang K.X., Lin Q., Liang X.Q. 2006.** Enhanced dissipation of phenanthrene and pyrene in spiked soils by combined plants cultivation. Science of The Total Environment, 363(1-3), 206–215. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.05.030>
- **Zebiche B et Semaani L. 2015.** Effet de la concentration du pétrole brut sur la croissance du pois (*Pisum sativum*) et de la luzerne (*Medicago sativa* L) Essai de phytoremédiation. Mémoire de master, université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou, 35P.

# **Annexe**

## ANNEXE

Les photos de quelque espèce, les plus utilisé dans la phytoremediation des sols contaminés, dans le présent travail synthétique : (**Site web 1**)

**Graminées (pocaceas)**

Avoine



Avoine, céréale de la famille des graminées.

Blé



Blé, céréale de la famille des graminées.

Maïs



Maïs, céréale de la famille des graminées.

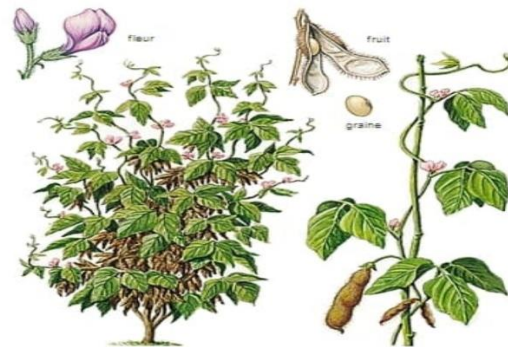
**Famille des fabacées, légumineuses ou papilionacées**

Pois



Pois potager (groupe des papilionacées).

Soja



Soja (groupe des papilionacées).

Luzerne

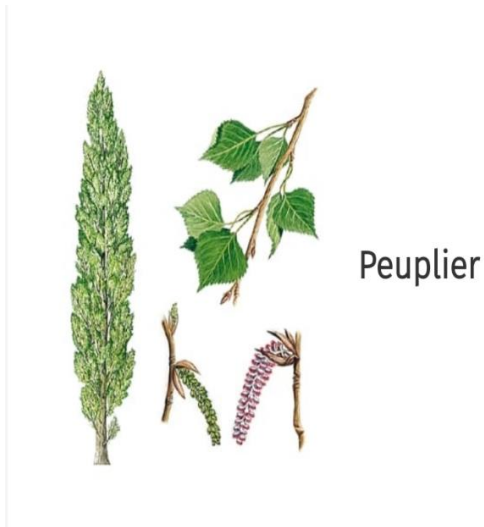


Luzerne (groupe des papilionacées).

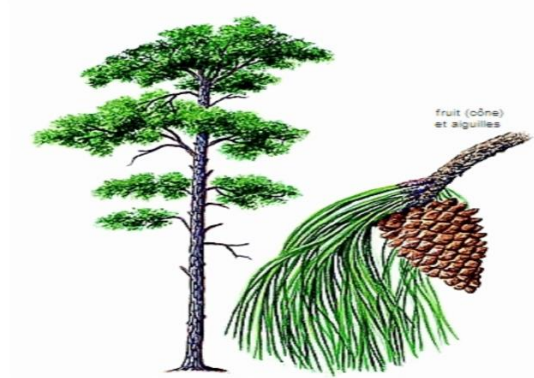


Trèfle

Les arbres



Pin



Pin sylvestre, conifère de la famille des abîétacées.

Les arbustes



Acacias



Saule

Les petits légumes

Radis



Radis (famille des crucifères).



Poivrier



Département: Sciences de la nature et de la vie

## Déclaration de correction de mémoire de master 2021

Référence du mémoire N°: ..... / 2021 PV de soutenance N°: ..... / 2021

Nom et prénom (en majuscule) de l'étudiant (e) : لقب و اسم الطالب (ة) :  
..... فريثان شريفه ..... FRIYAH CHERIFA

La mention التقدير	Note (/20) العلامة	L'intitulé de mémoire عنوان المذكرة
.....	16,33.....	.....
..... Contributions à l'étude de la toxicité de la dégradation des hydrocarbures par le processus de la phyto-remédiation..... .....		

### Déclaration et décision de l'enseignant promoteur :

تصريح وقرار الأستاذ المشرف :

<u>Déclaration :</u>	<u>تصريح :</u>
Je soussigné (e) <u>Ben.ameur Mokhammad</u> (grade) <u>M.C.B.</u> à l'université de <u>SNV Biskra</u> avoir examiné intégralement ce memoire après les modifications apportées par l'étudiant. <b>J'atteste que :</b> * le document à été corrigé et il est conforme au model de la forme du département SNV * toutes les corrections ont été faites strictement aux recommandations du jury. * d'autres anomalies ont été corrigées	أنا الممضي (ة) أسفله..... (الرتبة) ..... بجامعة ..... أصرح بأنني راجعت محتوى هذه المذكرة كليا مراجعة دقيقة وهذا بعد التصحيحات التي أجراها الطالب بعد المناقشة، وعليه أشهد بأن : * المذكرة تتوافق بشكلها الحالي مع النموذج المعتمد لقسم علوم الطبيعة والحياة. * المذكرة صححت وفقا لكل توصيات لجنة المناقشة * تم تدارك الكثير من الإختلالات المكتشفة بعد المناقشة

<u>Décision :</u>	<u>قرار :</u>
Sur la base du contenu scientifique, de degré de conformité et de pourcentage des fautes linguistiques, <b>Je décide</b> que ce mémoire doit être classé sous la catégorie	اعتمادا على درجة مطابقتها للنموذج ، على نسبة الأخطاء اللغوية وعلى المحتوى العلمي أقرر أن تصنف هذه المذكرة في الدرجة :
مقبول acceptable	متماز excellent
عادي ordinaire	جيد جدا très bien
حسن bien	ممتاز A
C	B
D	A+
E	

مسؤول المكتبة



إدارة القسم

الأستاذ المشرف

.....

التاريخ

2021 / 07 / ....

NB : Cette fiche doit être collée d'une façon permanente derrière la page de garde sur les copies de mémoire déposées au niveau de la bibliothèque universitaire

## LES RESUMES

### المخلص

الهيدروكربونات العطرية متعددة الحلقات هي ملوثات عضوية ثابتة موزعة على نطاق واسع في البيئة، و خاصة في التربة. يعتبر تسيير التربة الملوثة بهذه الجزيئات، قضية بيئية و صحية وعلمية في نفس الوقت. يجب تفضيل طرق التسيير القائمة على الطبيعة، مثلا لمعالجة النباتية ، و التي تكون عمومًا أكثر اقتصادا و احترامًا للبيئة. من الناحية النظرية ، فإن الاختيار الحكيم للنباتات يمكن أن يسمح باستهداف الانواع التي تعمل على التقليل من الهيدروكربونات العطرية متعددة الحلقات، اما من الناحية العملية ، فان النتائج المتحصل عليها تضع المعالجة لنباتية للتربة الملوثة بالهيدروكربونات العطرية متعددة الحلقات دائما في تطور إيجابي و نحو وجهة تدعو للتفاؤل.

الكلمات المفتاحية: الهيدروكربونات العطرية متعددة الحلقات، التربة الملوثة، التحلل البيولوجي ، المعالجة النباتية.

### Résumé

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des polluants organiques persistants, largement répandus dans l'environnement en particulier dans les sols. La gestion des sols contaminés par ces molécules est à la fois un enjeu environnemental, sanitaire et scientifique. Des modes de gestion basés sur la nature, comme la phytoremediation, généralement plus économiques et respectueux de l'environnement, sont à privilégier. En théorie, un choix judicieux d'espèce(s) pourrait permettre de cibler les populations dégradant les HAP, En pratique, les résultats obtenus placent toujours la phytoremediation des sols contaminés aux HAPs dans une évolution positif et vers une destination optimiste.

**Mot clés : HAP, sols contaminés, biodégradation, phytoremediation.**

### Abstrat

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are persistent organic pollutants widely distributed in the environment, particularly in soils. The management of soil contaminated by these molecules is at the same time an environmental, health and scientific issue. Management methods based on nature, such as phytoremediation, which are generally more economical and respectful of the environment, should be favored. In theory, a judicious choice of species (s) could make it possible to target populations that degrade PAHs. In practice, the results obtained always place the phytoremediation of soils contaminated with PAHs in a positive development and towards an optimistic destination.

**Keywords: PAHs, contaminated soils, biodegradation, phytoremediation.**