



Université Mohamed Khider de Biskra
Faculté des sciences exactes et sciences de la nature et de la vie
Département des sciences de la nature et de la vie

MÉMOIRE DE MASTER

Domaine : Sciences de la nature et de la vie

Filière : Sciences biologiques

Spécialité : Microbiologie appliquée

Réf. :

Présenté et soutenu par :
Mezroua Med.Yacine et Meridja Abd Errahmen

Le : mardi 28 juin 2022

Thème

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

Jury :

Mme. BENAMEUR Nassima	MCB	Université de Biskra	Rapporteur
Mme. BOILMAIZ Sara	MCA	Université de Biskra	Président
Mme. TRABSA Hayat	MCA	Université de Biskra	Examineur

Année universitaire : 2021-2022

Remerciement

Je tiens à remercier le bon Dieu le tout puissant de m'avoir donné patience et courage dans tous les étapes de ma vie.

Mes vifs remerciements mes parents et ma famille, sans leur soutien continu, rien de tout cela n'aurait été possible.

J'exprime tous mes remerciements à ma promotrice Dr. Benameur Nassima, Maitre de conférences à l'université Mohamed Kheider de Biskra.

Toute mon appréciation et ma gratitude aux professeurs qui m'ont enseigné Pendant mes études à l'université à la Département des sciences de la nature et de la vie.

Je tiens à remercier aussi très sincèrement les membres du jury : Le présidente MDr l'examinatrice Mellepour avoir bien voulu accepter d'évaluer ce travail.

Dédicace

Meridja Abd Errahmen

Je dédie ce mémoire à :

A mon père **Bachir** que je souhaitais voir aujourd'hui, j'ai toujours été si fier de toi, et mon mère **Cheriro Zohra** Qui a toujours voulu me voir monter les marches du succès, nulle dédicace ne puisse exprimer mes sincères sentiments, pour leur patience illimitée, leur encouragement, leur aide.

Mes chers frères **Hanan, Halima, Houda, Khawther, Yassine** et **Mohamed** pour leur grand amour et leur soutien qu'ils trouvent ici l'expression de ma gratitude.

Mes chers amis **Sofian M, Aymen T, Mohamed T, Alla G, Abd el Majid T, Hako M, Ilyes M, Housasem M, Boudiaf A, Younes H, Amine CH, Salah A, Abd el Hafidh H, Abd el Basset T, Abd el Basset B, Ahmed H, Yassine R, Moncef S, Oussama S, Moncef S, Ahmed A, Abd el hakim G, Younes K, Ilyes G, Zino D, Zakaria A, Walid H, Younes R, Nafaa B, Yousef L, Akram M, Chihab C, Mohamed L, Walid D, Akram H, Wafa B, Oum el khir M, Asma H, Faiza M, Raja S, Amira S** et **Akila B** pour et votre présence à nos côtés et pour tous les moments difficiles et heureux que nous ayons vécus ensemble et pour tous ces jours.

Aux professeurs qui ont marqué ma vie universitaire **Benameur Nasima, Geullati Cherifa, Boukharouba Khadija, Beloucif Nasser, Benharzallah Naouel** et **Khanchor Hafidha** Merci pour votre travail acharné pour nous, et bonne chance dans votre carrière estimée.

Mezroua Med Yassine

Cette mémoire est dédiée à :

Au nom d'Allah, mon Créateur et mon Maître,

Mon grand maître et messenger, Mohammed (qu'Allah le bénisse et l'exauce), qui nous a enseigné le but de la vie.

Mes magnifiques parents, **Aissa** et **Rebiha ghiaba** qui n'ont jamais cessé de me donner l'espoire d'innombrables façons.

Mes frères et sœurs très chers, **Ahlem** et **Ahmed Morad** et **Sanaa** et **Tarek Aziz** et **Hamza** et **Walaa**, particulièrement ma cher sœur **Ahlem** qui me guide à travers la vallée des ténèbres avec la lumière de l'espoir et du soutien, et sa belle fille **Mariam**

Ma grand mère **Achora**, Que Dieu prolonge sa vie.

Mon compagnon et collègue de travail, **Tesnim Meghazi Larafi** qui m'a supporté pendant mes dernières années d'université, Mon meilleur ami, **Kouasmia Oussama** qui me soutient lorsque les choses ne sont pas claires.

A un homme de toutes les situations, **Sofiane Melas**.

A toute ma famille, le symbole de l'amour, Mes amis qui m'encouragent et me soutiennent.

Toutes les personnes dans ma vie qui touchent mon coeur, je dédie cette mémoire.

TABLE DE MATIERES

REMERCIEMENTS

DEDICACES

LISTE DES TABLEAUX I

LISTE DES FIGURES II

LISTE D'ABREVIATIONS III

INTRODUCTION GENERALE

Introduction Générale 1

Partie Bibliographique

CHAPITRE1. HYDROCARBURES

1.1 Pétrole brut 3

1.2 Composés pétrolier 3

1.3 Définition des hydrocarbures 4

1.4 Classification 4

1.5 Sources naturelles 5

1.6 Sources anthropiques 5

1.7 Devenir des hydrocarbures dans l'environnement 6

1.8 Impact des hydrocarbures sur l'environnement et la santé 7

CHAPITRE 2. PHYTOREMEDIATION

2.1 Définition 8

2.2 Mécanismes de phytoremediation 8

2.3 Avantages de la phytoremédiation 9

2.4 Limites de la phytoremédiation	10
------------------------------------	----

Partie Expérimentale Synthétique

CHAPITRE 3. MATERIEL ET METHODES

3.1 Matériel et méthodes de la première expérience	11
3.1.1 Sélection de sol	11
3.1.2 Méthodes utilisées	11
3.2 Matériel et méthodes Deuxième expérience	12
3.2.1 Sélection de sol	12
3.2.2 Préparation des pots	12
3.2.3 Sélection de plantes	13
3.3 Matériel et méthode de la Troisième expérience	13
3.3.1 Sélection de sol	14
3.3.2 Expérience de phytoremédiation en pot	14
3.4 Matériel et méthodes de la Quatrième expérience	14
3.4.1 Contexte climatique de l'étude	14
3.4.2 Sélection de sol	15
3.4.3 Choix des espèces végétales	15
3.4.4 Protocole expérimental	15
3.4.5 Extraction et détermination des hydrocarbures (HAP et TPH) dans les sols et les plantes	16
3.5 Matériel et méthode de la cinquième expérience	16
3.5.1 Sélection de sol	16
3.5.2 Protocole expérimental	16
3.6 Matériel et méthode de la sixième expérience	17

3.6.1 Sélection d'échantillons	17
3.6.2 Collecte d'échantillons de plantes	18
3.6.3 Détermination de l'huile et de la graisse totales	18
3.6.4 Isolement des champignons rhizosphériques	18
3.7 Matériel et méthode de la septième expérience	18
3.7.1 Collecte des échantillons	19
3.7.2 Recherche sur la culture en pot	19
3.7.3 Aspects de la croissance des plantes	20
3.8 Matériel et méthode de la huitième expérience	20
3.8.1 Sol pour les expériences	20
3.8.2 Conception de l'expérience	21
3.8.3 La préparation et l'entretien sont traités dans la section	21
3.9 Matériel et méthode de la neuvième expérience	21
3.9.1 Sites pollués par les hydrocarbures au Cameroun	22
3.9.2 Propriétés physico-chimiques du sol pollué	22
3.9.3 Développement des plantes sur des sols pollués par du fioul domestique	22
3.10 Matériel et méthode de la dixième expérience	23
3.10.1 Plan expérimental	23
3.11 Matériel et méthode de la onzième expérience	23
3.11.1 Matériels utilisées	24
3.11.1.1 Sol pollué pour l'expérience	24
3.11.1.2 Plante pour la remédiation des sols pollués par le pétrole	24
3.11.2 Expérimental procédures	24
3.11.3 Analyses chimiques	24

3.12 Matériel et méthode de la Douzième expérience	25
3.12.1 Culture et identification des plantes	25
3.12.2 Expérimental procédures	25
3.12.3 Analyse des données	26
3.13 Matériel et méthode de la Treizième expérience	26
3.13.1 Zone d'étude et collecte des sols	26
3.13.2 Mise en place de l'expérience	26
3.13.3 Conception expérimentale et analyses statistique	27
3.14 Matériel et méthode de la quatorzième	27
3.14.1 Sols contaminés	27
3.14.2 Plante utilisée	28
3.14.3 Évaluation et échantillonnage	28
3.15 Matériel et méthode de la quinzième expérience	29
3.15.1 Préparation du sol	29
3.15.2 Paramètres de croissance	29
3.15.3 Analyse statistique	30

CHAPITRE 4. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Résultats et Discussion de la première expérience

4.1 Résultats et Discussion de première expérience	31
4.2 Résultats et Discussion de deuxième expérience	32
4.3 Résultats et Discussion de Troisième expérience	33
4.4 Résultats et Discussion de Quatrième expérience	33
4.5 Résultats et Discussion de cinquième expérience	34
4.6 Résultats et Discussion de sixième expérience	35

4.7 Résultats et Discussion de la septième expérience	36
4.8 Résultats et Discussion de la huitième expérience	36
4.9 Résultats et Discussion de la neuvième expérience	38
4.10 Résultats et Discussion de la dixième expérience	39
4.11 Résultats et Discussion de l'onzième expérience	40
4.12 Résultats et Discussion de la Douzième expérience	41
4.13 Résultats et Discussion de la Treizième expérience	42
4.14 Résultats et Discussion de la quatorzième expérience	43
4.15 Résultats et Discussion de la quinzième expérience	44
CONCLUSION GENERALE	46
BIBLIOGRAPHIE	
ANNEXE	

Liste des tableaux

Tableau 1. Composition élémentaire du pétrole brut3

Tableau 2. Caractéristiques physico-chimiques du sol, du compost et du lombricompost....56

Tableau 3. Caractéristiques physiques et chimiques du sol expérimental utilisé dans l'étude de phytoremédiation.....56

Tableau 4. Propriétés chimiques sélectionnées des sols étudiés.....57

Tableau 5. Caractéristiques du sol expérimental au début de l'expérience.....57

Tableau 6. Paramètres physicochimiques des sols pollués en début d'expérimentation.....59

Tableau 7. La composition physique, chimique et en TPH des boues pétrolières et du sol...60

Liste des figures

Figure 01 : structure chimique des hydrocarbures pétroliers.....5

Figure 02: Processus influençant le devenir de polluant dans le sol.....6

Figure 03 : Récapitulatif des différents processus de phytoremédiation décrit par le BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières).....9

Liste d'abréviations

FAO : Food and Agriculture Organisation (L'organisation pour l'alimentation et l'agriculture).

KWS : Le Klein Wanzlebener Saatzucht (une entreprise allemande, spécialisée dans la sélection végétale).

HAP: Polycyclic aromatic hydrocarbons (Les hydrocarbures aromatiques polycycliques).

PVC : PolyVinylChloride (Chlorure de polyvinyle).

TPH : total petroleum hydrocarbons (Les hydrocarbures pétroliers totaux).

TOG : Total oil and grease (Total des huiles et des graisses).

PDA : potato dextrose agar (dextrose de pomme de terre).

ABT: L'acide 2,2'-azino-bis.

MOH: microorganisms that oxidize hydrocarbons (les microorganismes oxydant les hydrocarbures).

GC-FID : Gas chromatography/flame ionization detector (Chromatographie en phase gazeuse/détecteur à ionisation de flamme).

US EPA : United States Environmental Protection Agency (Agence de protection de l'environnement des États-Unis).

INIFAP : Institute Nacional de Investigaciones Forestales y AgroPecuarías.

TB: batteries totales.

TF: total fungi (champignons totaux).

IASST: Institute of Advanced Study in Science and Technology.

RCBD: Randomized Complete Block Design (Conception en blocs complets randomizes).

PVA: planted vermicompost-ash-soil (lombricompost planté - cendre – sol)

PCA : planted compost-ash-soil (compost planté - cendre – terre)

SAS : SAS Institute

RGI : Relative growth indices (Les indices de croissance relatifs)

Introduction Générale

INTRODUCTION GENERALE

De nos jours, l'homme agit de plus en plus directement sur l'environnement. Cette action a pris plus d'ampleur au cours de derniers siècles avec l'apogée de l'industrie et les progrès dans les sciences techniques qu'elles soient industrielles, agricoles ou domestiques (Norini, 2007).

Les produits pétroliers sont éliminés dans l'environnement depuis des centaines d'années en supposant que l'environnement les absorbera de manière adéquate ; or, ce n'est plus le cas et les polluants qui s'accumulent affectent désormais la santé des organismes vivants (Escalante et al, 2005).

La contamination des sols par les hydrocarbures pétroliers est une menace environnementale émergente sur la Terre en raison de possibles impacts toxiques sur les récepteurs écologiques (Masakorala et al., 2013; Matsodoum et al., 2018).

De nombreux pays en développement sont confrontés à des problèmes majeurs de contamination des sols. De grandes quantités de sol ont été contaminées par des produits pétroliers à la suite d'activités économiques humaines (Kaimi et al, 2006).

Les sols contaminés par le pétrole polluent, les eaux souterraines locales avec des matières organiques, mettent en danger la sécurité de l'eau potable, limitent l'utilisation des eaux souterraines, entraînent des pertes économiques massives et des catastrophes écologiques, et ruinent la production agricole (Wang et al, 2007 ; Xu et al, 2006).

La pollution des sols est devenue un problème environnemental centré sur l'homme (Escalante-Espinosa et al, 2005).

Il existe un certain nombre de méthodes chimiques et physiques pour prévenir cette pollution et dégrader les substances pétrolières, mais elles sont coûteuses et la structure du sol peut s'en trouver modifiée.

Pour diminuer la contamination Il existe deux catégories de remédiation : la bioremédiation, qui utilise les micro-organismes du sol, principalement les bactéries, pour décomposer les polluants organiques en molécules généralement moins nocives, selon Berkouche et Hadjadj (2015) ; et la phytoremédiation, qui utilise les propriétés des plantes, selon Zebiche et Semaani (2015).

Parce qu'il s'agit d'une méthode efficace, rentable et écologiquement bénigne, la phytoremédiation est désormais considérée comme une technologie prometteuse qui suscite un intérêt à l'échelle mondiale (Li et al, 2012)

La phytoremédiation est le processus d'assainissement de l'environnement par les plantes et les bactéries qui y vivent.

Toute une série de contaminants organiques et inorganiques peuvent être nettoyés efficacement grâce à la phytoremédiation (pilon-smits 2005)

Les différentes phytotechnologies utilisent divers aspects des plantes, et le plus souvent, diverses espèces végétales sont utilisées pour chacune d'entre elles. Les plantes à croissance rapide, à forte biomasse, compétitives, rustiques et tolérantes à la pollution sont généralement préférées pour la phytoremédiation.

Les raffineries qui produisent du pétrole sont assez importantes en Algérie. Les principales opérations d'extraction de pétrole sont situées dans la ville d'Ouargla, dans le sud.

Est-il possible d'appliquer la phytomédiation en Algérie pour réduire la pollution par les hydrocarbures ?

L'objectif de la présente recherche est d'examiner le potentiel et les limites des espèces végétales utilisées en phytoremédiation, une technologie très peu coûteuse, rentable et respectueuse de l'environnement, pour nettoyer les sols contaminés par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Cette recherche synthétiques est un recueil de 15 études, réparties en 4 chapitres dont le 1 premier, met l'accent sur des définitions des matériaux pétroliers, et le deuxième chapitre traitant la phytoremédiation autant que technique de remédiations, tandis que le troisième et le quatrième chapitre figurant le matériau et les méthodes adoptés, ainsi que la synthèse des résultats et discussion des études choisis.

Partie Bibliographique

Chapitre 1.

Hydrocarbures

CHAPITRE1. HYDROCARBURES

1.1 Pétrole brut

C'est une combinaison complexe d'hydrocarbures qui se présente normalement sous la forme d'un liquide visqueux. Les atomes de carbone et d'hydrogène en constituent la majorité. D'autres éléments comme le soufre, l'azote, l'oxygène et quelques métaux peuvent être trouvés à l'état de traces ou en petites proportions dans les fractions pétrolières, surtout les plus lourdes (Mortet, 2019).

1.2 Composés pétrolier

Il s'agit d'une combinaison complexe composée principalement d'hydrocarbures (93 à 99 %), mais qui comprend également des composés organiques soufrés (0,01 à 6 %), des composés azotés (0,05 à 0,5 %), des composés oxygénés (0,1 à 0,5 %) et certains métaux liés chimiquement à des molécules organiques (0,005 à 0,15 %), comme le nickel et le vanadium (Belghit, 2019).

Tableau 1.Composition élémentaire du pétrole brut (Sayed et al., 2021)

Eléments	Pourcentage %
Carbone	85–90
Hydrogène	10–14
Sulfure	0,2–3
Nitrogène	<0,1–2
Oxygène	1–1,5
Métaux *	<1

* Hg, Au, Cu, Al, Ca, Co, K, Mg, Si, Sr, Mo, Ti, Mn, Li, Se, Rb, Ag, Ba, Pb, As, Cd, Cr, Fe, Ni, V, Zn.

Le pétrole est généré naturellement et se présente sous diverses formes. Les trois principaux types d'hydrocarbures sont les alcanes ou paraffines, les cycloalcanes ou naphènes et les composés aromatiques. Une énorme quantité de pétrole brut dans le monde est

emprisonnée dans des installations de stockage souterraines depuis des milliers d'années (Sayed et al, 2021).

1.3 Définition des hydrocarbures

L'hydrocarbure est un produit chimique à base d'hydrogène et de carbone (Cicolella, 2008). Les hydrocarbures sont le composant le plus important du pétrole brut, représentant 65 à 95 % de la production totale de pétrole brut (Ali Ahmed, 2011).

Ils constituent les produits de base du secteur de l'énergie et se retrouvent couramment dans des mélanges complexes. Le pétrole est une substance organique naturelle produite à partir de molécules d'hydrocarbures piégées dans des réservoirs géologiques. La fraction liquide est le composant du pétrole brut. Aux époques géologiques, les pétroles bruts sont généralement générés par des machines biologiques sous des pressions et des températures élevées. La composition chimique et les caractéristiques des diverses matières premières varient considérablement en raison de la diversité de tous ces paramètres (Morgan et Watkinson, 1994).

Les hydrocarbures pétroliers sont des polluants organiques extrêmement dangereux en raison de leur longue persistance, de leur vaste distribution, de leur composition complexe et de leur toxicité. Les types d'hydrocarbures les plus fréquents sont les aliphatiques et les aromatiques polycycliques (Bekenniche, 2021).

1.4 Classification

La plus grande partie du pétrole brut est constituée d'hydrocarbures. Entre 65 et 95 pour cent du pétrole brut. Les quatre groupes de composés pétroliers sont les hydrocarbures saturés (30-70%), les hydrocarbures aromatiques et poly aromatiques (20-40%), les polaires (5-25%), et les asphaltènes (0-10%) (Soltani, 2004)

En raison de leur faible solubilité, ils ont tendance à s'accumuler dans les sols. Ils sont responsables de 80 % de tous les incidents de pollution des sols (Belabbas, 2017).

La figure (01) montre les principales familles d'hydrocarbure avec leurs structures chimique

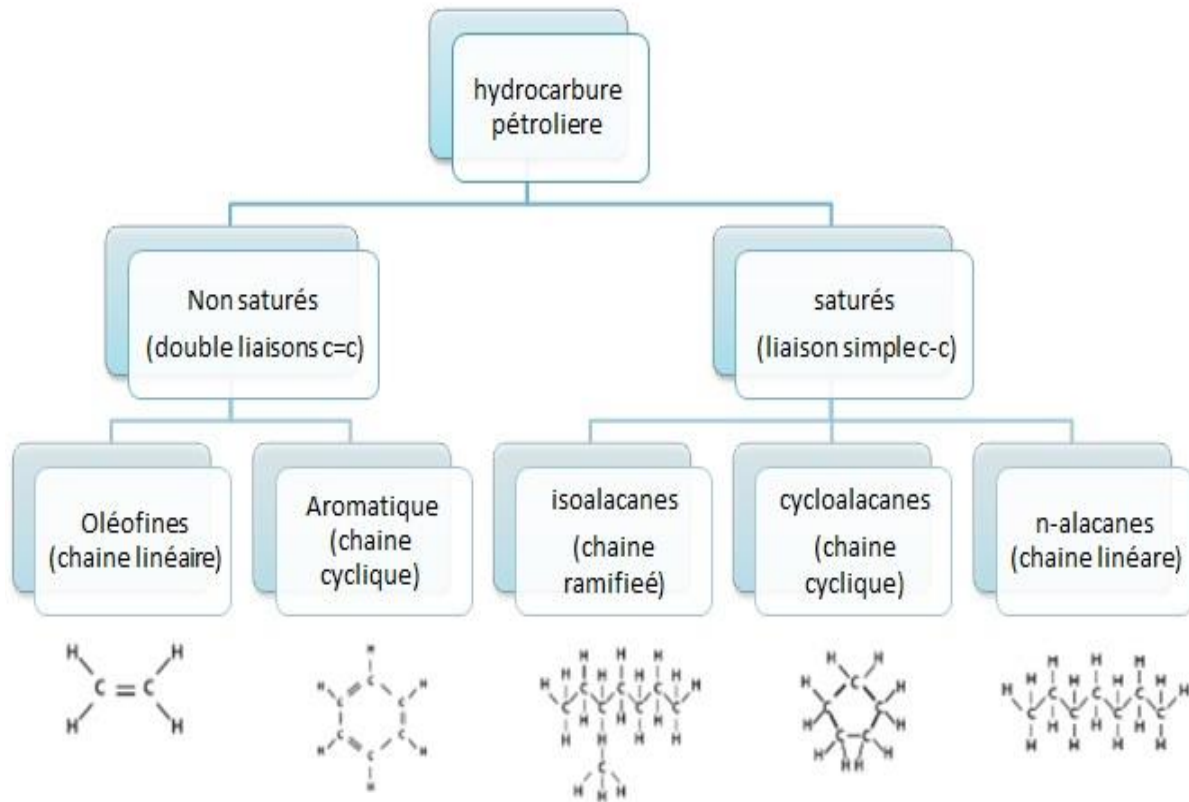


Figure 02 . structure chimiqu+ des hydrocarbures pétroliers (Colombano et al,2008)

1.5 Sources naturelles :

Les plantes créent naturellement des hydrocarbures, principalement des hydrocarbures aliphatiques, que l'on retrouve dans les cires des plantes supérieures, les résines et les détritux microbiologiques. Les hydrocarbures provenant des plantes terrestres et marines persistent à l'état de traces, contrairement aux incendies de forêts et de prairies, qui sont considérés comme les apports naturels les plus importants, avec les éruptions volcaniques (Gasperi, 2006)

1.6 Sources anthropiques :

Les sources anthropiques sont liées à un certain nombre de processus, tels que la récolte de fourrage, le raffinage et la combustion à haute température. L'automobile est également la cause la plus importante de la pollution par les hydrocarbures. Les véhicules rejettent des gaz d'échappement à la suite d'une combustion incomplète du carburant et produisent également

divers sous-produits tels que des carburants, des huiles lubrifiantes et des débris pneumatiques (Gasperi, 2006). Les principales causes de pollution par les hydrocarbures,

1.7 Devenir des hydrocarbures dans l'environnement:

Selon Colin (2000), sont liées au transport et au stockage des produits pétroliers (essence, gasoil, carburants d'aviation, fuel, huiles moteur, etc.) ainsi qu'à de nombreuses activités industrielles. un hydrocarbure déversé dans l'environnement peut subir une variété de changements biotiques et abiotiques dus à des processus chimiques, physiques et biologiques qui le déplacent, le transforment ou l'éliminent d'une autre manière (Maes et al,2007 ; nd et Bouafiane, 2015),

Une variété de processus influence le comportement et la migration des contaminants dans les sols (Figure 02), dont les plus importants sont :

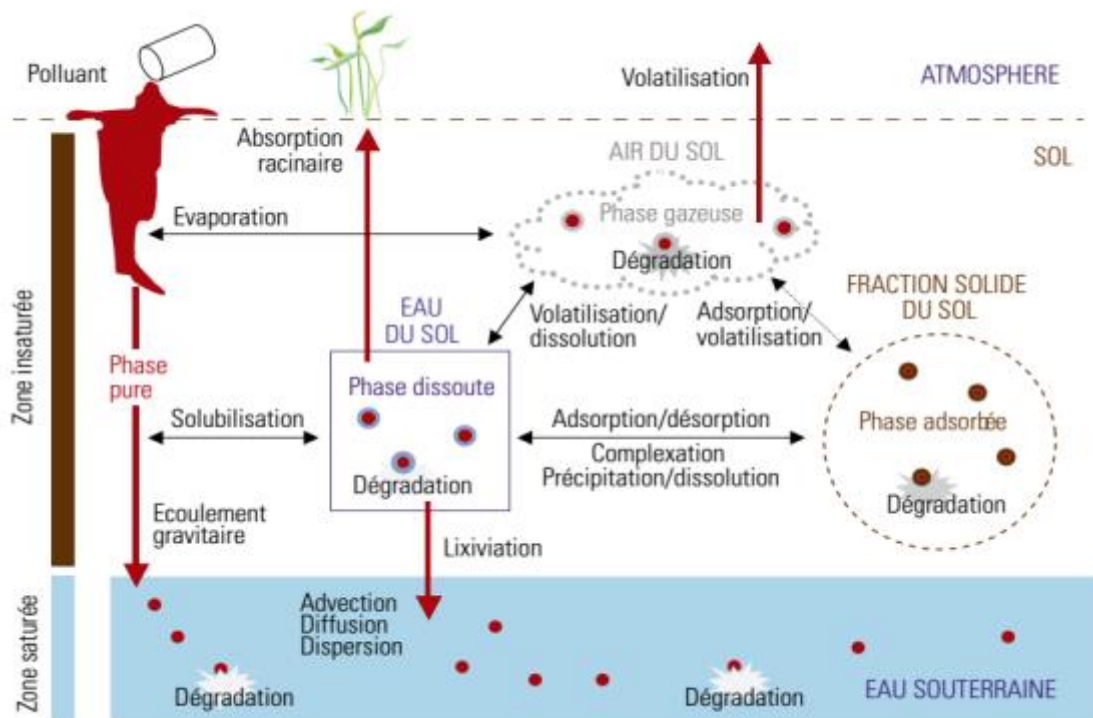


Figure 02. Processus influençant le devenir de polluant dans le sol (Maes et al, sd ; 2007).

- Réactions d'échange (volatilisation, adsorption-désorption, complexation, dissolution-précipitation...) entre les phases solide (constituants minéraux et organiques du sol), liquide (eau interstitielle) et gazeuse (porosité non remplie d'eau) du sol ;
- Réactions de dégradation : photolyse, hydrolyse chimique, biodégradation ;

- Phénomènes de transfert des polluants et de leurs produits de dégradation vers l'atmosphère par volatilisation, vers les eaux de surface par ruissellement, vers les eaux souterraines par lixiviation ou écoulement gravitaire, et vers les plantes par absorption racinaire (Maes et al, sd ; Lemiere et al, 2001).

1.8 Impact des hydrocarbures sur l'environnement et la santé

L'un des défis environnementaux importants et permanents, est la contamination des hydrocarbures produits par les opérations liées au pétrole. La pollution des sols par les hydrocarbures cause des dommages aux systèmes locaux car l'accumulation des polluants dans les tissus animaux et végétaux peut entraîner la mort des êtres vivants ou des mutations (James et Karuna, 2012 et Bouafiane, 2015),

Les hydrocarbures sont classés comme des substances organiques dangereuses, et certains de leurs effets toxiques ont été identifiés comme hautement cancérigènes, génotoxiques, immunotoxiques, mutagéniques ou tétatogéniques. Ils constituent un risque pour la santé publique (Eriksson et al, 2003)

Chapitre 2.

Phytoremediation

CHAPITRE 2. PHYTOREMEDIATION

2.1 Définition :

Le terme phytoremédiation vient du mot grec phyto (plante) et du mot latin remedium (remédier). Les plantes et leurs microbiotes associés, l'amendement des sols et les techniques agricoles sont utilisés pour bloquer, extraire, accumuler, transformer ou détruire les contaminants environnementaux (arbres, espèces hyperaccumulatrices, plantes cultivables, etc.) (MORTET, 2019)

Ces méthodes sont utilisées pour traiter les sols, les lits plantés de macrophytes, les sédiments et les effluents liquides ou gazeux. Elles s'appliquent aux polluants organiques et inorganiques, tels que les métaux lourds et les éléments radioactifs (Cunningham et al., 1995 ; Dechamp et Meerts, 2003).

Selon Norini (2007), il s'agit d'un ensemble de techniques de traitement des sols pollués qui utilisent des plantes et des micro-organismes associés pour immobiliser (par accumulation ou séquestration), extraire ou transformer (biodégradation, volatilisation) les polluants.

2.2 Mécanismes de phytoremediation :

La phytoremédiation est un type de biorémédiation qui utilise les plantes. Les plantes peuvent se décontaminer par divers mécanismes (voir la figure 03). Ces mécanismes sont classés comme suit (Juwarkar et al., 2010; Peter (2011), in KAWINA (2019)) :

Phytotransformation - la décomposition des contaminants organiques à l'intérieur ou à l'extérieur de la plante par des processus métaboliques (c'est-à-dire des enzymes).

Rhizodégradation et stimulation - Dépollution des contaminants dans la zone racinaire.

La phytostabilisation consiste à immobiliser les contaminants organiques et inorganiques.

La phytoextraction consiste à éliminer et à accumuler les contaminants inorganiques dans les tissus végétaux.

La phytovolatilisation fait référence à la dispersion des substances volatiles à travers les feuilles ; l'évapotranspiration fait référence au contrôle du flux hydraulique sur le site contaminé.

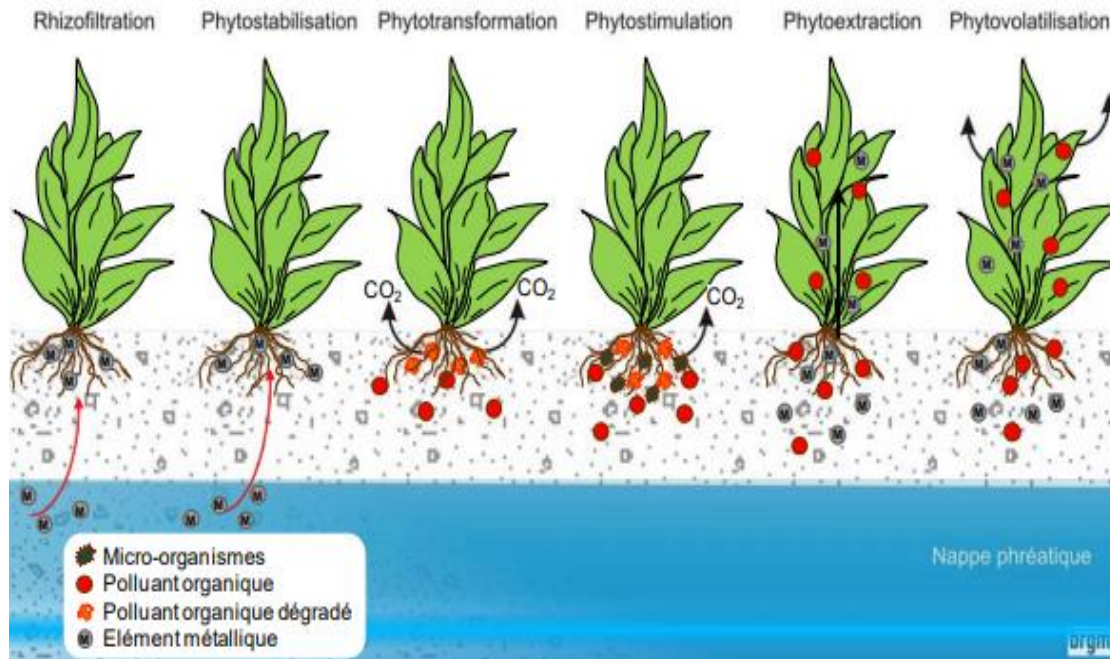


Figure 03 .Récapitulatif des différents processus de phytoremédiation décrit par le BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières)(San Miguel,2012).

2.3 Avantages de la phytoremédiation

De nombreux avantages de la phytoremédiation ont été prouvés ou supposés (Van Epps 2006) :

La phytoremédiation a le potentiel d'être moins invasive et destructive que d'autres technologies.

Selon des études, la mise en œuvre de la phytoremédiation peut entraîner des économies de 50 à 80 % par rapport aux technologies traditionnelles.

La phytoremédiation peut aider à restaurer les écosystèmes qui ont été précédemment perturbés par l'activité humaine sur un site en fournissant un habitat pour les animaux, en favorisant la biodiversité et en accélérant la restauration des écosystèmes.

Les installations de phytoremédiation peuvent améliorer l'esthétique des friches industrielles ou d'autres sites contaminés.

La végétation peut contribuer à réduire l'érosion éolienne et hydrique.

2.4 Limites de la phytoremédiation

La végétation peut être nuisible. La phytoremédiation n'est pas toujours appropriée ou efficace ; certaines limitations importantes doivent être notées (Van Epps 2006) :

Les plantes peuvent être incapables de pousser ou de survivre dans des concentrations extrêmement élevées de contaminants ; la phytoremédiation est susceptible d'être plus efficace ou raisonnable dans des concentrations plus faibles de contaminants.

Pour que la phytoremédiation fonctionne, la contamination doit être suffisamment peu profonde pour que les racines des plantes puissent atteindre les contaminants, ou la contamination doit être délivrée à la plante.

Les techniques de phytoextraction peuvent entraîner l'accumulation des contaminants dans les tissus végétaux, ce qui peut poser des problèmes d'exposition écologique ou nécessiter une récolte.

Si la phytovolatilisation peut éliminer les contaminants du sous-sol, elle peut augmenter l'exposition atmosphérique.

Le temps nécessaire pour atteindre les objectifs d'assainissement peut être plus long avec la phytoremédiation qu'avec les autres technologies de traitement. La phytoremédiation peut nécessiter plusieurs saisons de croissance afin d'établir une population d'arbres et de réduire les concentrations de contaminants.

Partie
Expérimentale
Synthétique

Chapitre 3.

Matériel et méthodes

CHAPITRE 3. MATERIEL ET METHODES

Les biothérapies sont des procédés biologiques qui dégradent les hydrocarbures en utilisant des organismes vivants (bactéries, champignons, levures et plantes). Ces stratégies peuvent également être bénéfiques. La méthode de décontamination biologique consiste à stimuler un processus naturel pour accélérer la dégradation du polluant, qui sera utilisé comme source de carbone.

Mettre en évidence le dispositif expérimental de 15 études et les approches pour évaluer la biodégradation des hydrocarbures via la phytoremédiation dans chacune d'entre elles.

3.1. Matériel et méthodes de la première expérience

D'après Košnář et Tlustos (2018), La stratégie la plus appropriée pour la biorémédiation d'un sol contaminé par (HAP) dérivés de cendres volantes de la biomasse était la phytoremédiation en utilisant du maïs (*Zea mays L.*) assisté par des amendements de compost ou de lombricompost.

3.1.1 Sélection de sol

Le sol expérimental provient d'un site d'essai à long terme près de Humpolec, en République tchèque (49°33'15 "N, 15°21'00 "E). Le tableau 2 dans l'annexe énumère les principales caractéristiques physicochimiques du sol expérimental (Cambisol - loam sableux selon la classification des sols de L'Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (la FAO).

3.1.2 Méthode utilisées

En utilisant une série de pots en polypropylène de 6 L, l'expérience a été réalisée dans une halle de végétation extérieure à précipitations atmosphériques contrôlées, avec une température et une lumière naturelles.

L'expérience en pot a été réalisée dans quatre pots séparés avec neuf traitements, comme suit :

S : sol (contrôle), C : terreau de compostage, V : lombricompos , A: sol de cendres, CA : sol de compostage ,VA : lombricompost-cendres-sol , PS : sol planté (contrôle pour les plantes), PC : terreau planté terreau de compost planté, PV : sol de lombricompost planté, PA : sol de cendres planté.

Le maïs a été utilisé comme plante expérimentale (*Zea mays L. var. Colisee*).

Le Klein Wanzlebener Saatzucht (KWS) une entreprise allemande a fourni les semences de maïs (Einbeck, Allemagne).

A raison de 8 graines par pot, les graines de maïs ont été semées directement dans le sol à une profondeur de 2-3 cm.

Les pots ont été arrosés manuellement et régulièrement avec de l'eau déminéralisée pour maintenir l'humidité du sol à 60-70% de la capacité maximale de rétention d'eau. A la fin de l'expérience de 120 jours, des échantillons de sol ont été collectés.

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ont été extraits des échantillons de sol et de plantes à l'aide d'un bain à ultrasons, conformément à L'Agence de protection de l'environnement des États-Unis (US EPA) (2007) (Bandelin electronic, Berlin, Allemagne).

L'identification et la quantification des HAP ont été réalisées à l'aide de la méthode de chromatographie en phase gazeuse/spectrométrie de masse de l'US EPA (2014) et d'un chromatographe en phase gazeuse 6890N avec un détecteur de masse 5975 (Agilent Technologies, Santa Clara, États-Unis).

3.2 Matériel et méthodes Deuxième expérience

D'après Shirdam et al, (2008). Cette étude a examiné l'effet d'une pollution aux hydrocarbures avec une concentration initiale de 40 000 ppm sur les caractéristiques de croissance du sorgho (*Sorghum bicolor*) et du lin commun (*Linum usitatissimum*). À la fin de l'expérience, des échantillons de sol provenant d'espèces végétales bien développées ont été analysés pour les hydrocarbures pétroliers totaux à l'aide de la Chromatographie en phase gazeuse/détecteur à ionisation de flamme (GC-FID).

3.2.1 Sélection de sol

Le sol contaminé à partir des sols extrêmement contaminés du bassin n° 4 de la raffinerie de pétrole de Téhéran. Le tableau 3 dans l'annexe figure les propriétés physiques et chimiques du sol expérimental.

3.2.2 Préparation des pots

Après avoir obtenu un mélange de terre relativement homogène, la terre a été pesée et transférée dans des pots en PVC (1,5 kg de terre par pot).

Trois types d'engrais organiques ont été utilisés pour optimiser l'état des nutriments du sol et pour étudier l'effet de la fertilisation sur la croissance des plantes dans un sol contaminé.

Ces engrais comprenaient du fumier animal, de l'humus et de la mousse de tourbe. La composition du sol des pots était la suivante:

1_ Sol C : sol propre provenant des terres entourant l'étang n° 4 de la raffinerie de pétrole de Téhéran, exempt de toute contamination (sol de contrôle)

2_ Le sol E est composé de sol hautement contaminé (80%) et de sol propre (20%)

3_ Sol I : 80% de sol contaminé + 20% d'engrais de tourbe.

4_ Sol H : sol fortement contaminé (80%) + humus (20%)

5_ Sol G : 80% de sol contaminé + 10% de sol propre + 10% d'engrais animal

3.2.3 Sélection de plantes

Le sorgho et le lin commun ont été cultivés pendant trois mois, de la mi-août à la mi-novembre.

Les pots ont été placés à l'extérieur en plein soleil avec un cycle lumière/obscurité d'environ 12/12 h. Les températures étaient comprises entre 22 et 28°C. La croissance des plantes a été surveillée les jours 10, 20, 30, 60 et 90.

Pour maintenir un niveau d'humidité constant et suffisant, les pots ont été arrosés deux fois par semaine.

Le nombre de graines ayant poussé a été utilisé pour calculer le taux de germination au cours de la première semaine. La hauteur des pousses a également été mesurée et suivie.

Les plantes ont été retirées de leurs pots après trois mois de croissance pour mesurer la longueur des racines et la hauteur des pousses. Pour ce faire, les plantes ont été soigneusement retirées du sol et lavées à l'eau courante de manière à ne pas endommager les racines.

La longueur des racines et la hauteur des pousses ont ensuite été mesurées à l'aide d'une règle. Les plantes ont été placées dans un four à 70°C pendant 48 heures, puis pesées pour déterminer la biomasse sèche.

3.3 Matériel et méthodes de la Troisième expérience

D'après Barati et al, (2017). qui ont examinés l'effet des plantes comme, l'orge et l'avoine, ainsi que du biochar de fumier de volaille, sur la dégradation des hydrocarbures

pétroliers totaux (TPH) et la respiration microbienne dans le sol à des niveaux de 4, 6 et 8 % de TPH.

3.3.1 Sélection de sol

Deux échantillons de sol (0-30 cm) provenant d'un Haplustepts Gypsic (sol1) et d'un Haplustalfs Calcicidic (sol2) dans le champ pétrolifère de Gachsaran à Gachsaran, Iran ont été collectés (voir tableau 4 dans l'annexe).

3.3.2 Expérience de phytoremédiation en pot

Du 24 juin au 11 novembre 2015, l'expérience a été menée dans une serre. Une expérience factorielle ($2 \times 2 \times 3$) avec trois répétitions a été réalisée pour étudier l'effet du biochar et des niveaux de TPH sur la croissance de l'orge (*Hordum vulgare*) et de l'avoine (*Avena sativa*) dans un sol pollué par des hydrocarbures.

Les traitements comprenaient deux niveaux de biochar (0 et 1%), deux espèces de plantes (orge et avoine), et trois niveaux de TPH (4, 6, et 8 pour cent).

Les racines et les pousses ont été séparées et séchées au four jusqu'à un poids constant à 70 °C (pendant 48 h).

Des sols de la rhizosphère de chaque pot de plante et des sols de 5 à 10 cm d'un pot non planté ont été prélevés à la fin du stade de croissance, séchés à l'air à température ambiante, passés à travers un tamis de 2 mm, stockés à 4 °C avant l'extraction, et analysés pour les concentrations de TPH dans le sol et le taux de respiration microbienne.

3.4 Matériel et méthodes Quatrième expérience

3.4.1 Contexte climatique de l'étude

Matsodoum Nguemté et al. (2018) ont été menée De Mars à Août 2016, une expérience de terrain afin d'étudier le potentiel de phytoremédiation de six espèces végétales - l'herbe à l'oie (*Eleusine indica*), l'herbe des Bermudes (*Cynodon dactylon*), l'épilobe sessile (*Alternanthera sessilis*), l'hémérocalle de Benghal (*Commelina benghalensis*), la lovanga (*Cleome ciliata*) et la violette chinoise (*Asystasia gangetica*) - sur le sol, Les expériences considèrent trois modalités randomisées - TN : sols non pollués plantés, To : sols pollués non plantés, et Tp : sols pollués plantés.

3.4.2 Sélection de sol

L'étude en conditions naturelles sur un site expérimental au Nord-Est de Strasbourg (48° 34' 24.21' N ; 7° 45' 8.47' E), en France.

Les données climatiques sur le site ont été recueillies à l'aide d'une station météorologique WatchDog. La période expérimentale (Avril-Août) couvrant deux saisons climatiques, les variations climatiques sont diverses (printemps et été).

3.4.3 Choix des espèces végétales

Cette étude a porté sur six espèces végétales : *Eleusine indica*, *Cynodon dactylon*, *Alternanthera sessilis*, *Commelina benghalensis*, *Asystasia gangetica*, et *Cleome ciliate*. Ces espèces ont été choisies en fonction de leurs caractéristiques. En effet, elles faisaient partie des espèces végétales les plus communes et les plus abondantes découvertes lors d'une étude floristique menée sur les sites de déversement de pétrole dans quatre villes camerounaises (Nguemté et al. 2017).

3.4.4 Protocole expérimental

Le dispositif expérimental comporte trois modes : Tn (sol non pollué_ planté), To (sol pollué_ non planté), et Tp (sol pollué_ planté), Tp et Tn sont constitués d'une des six espèces choisies pour cette expérience. Ces sols ont été collectés dans la région Alsace, plus précisément au niveau le plus élevé de la terrasse caillouteuse au centre de la Plaine du Rhin.

Vingt-sept pots ($\varnothing = 0.20$ m, H = 0.15 m) perforés à la base et placés dans des soucoupes ont été remplis de 4 kg de sol ; les sols de 21 pots ont ensuite été pollués à 10% (p/p) avec du fioul, soit environ 330 ml d'après Merkl et al. (2005); Osadolor et Animetu (2013); Njoku et al. (2014).

Le fioul polluant a été collecté à la pompe d'une station-service de Strasbourg. Le choix du fioul est basé sur le fait qu'il contient presque tous les types d'hydrocarbures.

Dans des conditions contrôlées (température = 25–26 °C, éclairage = 12h la journée, 12 h la nuit), des graines d'*E. indica*, *A. gangetica*, *C. ciliata*, et *A. sessilis* ont été germées dans de petits pots ($\varnothing = 0.08$ m, H = 0.08 m), et des rhizomes de *C. dactylon* et *C. benghalensis* ont été régénérés dans les mêmes conditions.

Après les phases de germination et de régénération (2 semaines), sept à huit plantules de chaque espèce ont été transplantées dans les différents pots pollués (Tp) et non pollués (Tn) (Merkl et al. 2005 ; Oyedeji et al. 2013), l'expérience a duré cinq mois.

3.4.5 Extraction et détermination des hydrocarbures (HAP et TPH) dans les sols et les plantes:

Les HAP ont été déterminés dans les plantes et les échantillons de sol par chromatographie en phase gazeuse et spectrométrie de masse (GC/MS) (Lu et al. 2009).

3.5 Matériel et méthode cinquième expérience

D'après Panchenko et al, (2016). Une étude de 13 ans sur la végétation poussant dans les zones industrielles et adjacentes d'une raffinerie de pétrole a révélé que le medick jaune (*Medicago falcata L.*) était plus nombreux que les autres espèces végétales, y compris la luzerne (*Medicago sativa L.*). Une étude comparative sur le terrain des deux espèces de *Medicago* a révélé que le medick jaune et la luzerne avaient une résistance comparable aux hydrocarbures pétroliers du sol.

3.5.1 Sélection de sol

Les zones examinées dans cette étude se trouvent dans la zone de steppe de la région de Saratov (région moyenne de la Volga en Russie).

3.5.2 Protocole expérimental

Le sol a été placé dans des pots en plastique d'un litre (diamètre : 12 cm, hauteur : 12 cm) (1 kg par pot).

Le sol a été humidifié à 70% d'humidité relative et enrichi avec un engrais minéral azoté (NH_4NO_3) dissous dans une solution d'arrosage jusqu'à une concentration finale de 0,2 g. kg^{-1} par pot. Le sol a été fertilisé deux fois pendant l'expérience, après 3 et 6 semaines de culture.

L'Institut de recherche agricole pour la région du Sud-Est a fourni des graines de luzerne (*Medicago sativa, variété Medea*) (ARISER, Saratov). SeDeK Co. a fourni des semences de medick jaune (*Medicago falcata, variété Zhelaniye*) (Moscou, Russie).

Toutes les graines ont été calibrées et semées dans des pots avant l'expérience (20 graines par pot). Trois pots ont été ensemencés avec de la luzerne, trois pots avec du medick jaune, et trois pots n'ont pas été plantés.

Le plan en blocs de l'expérience était complètement aléatoire. Pendant 100 jours, les plantes ont été cultivées dans une chambre de croissance avec une période de lumière de 14 heures à 24 °C (intensité lumineuse, 8000 lux) et une période d'obscurité de 10 heures à 20 °C. En pesant les pots et en ajoutant de l'eau du robinet, la teneur en eau du sol a été maintenue à 40 % de sa capacité maximale de rétention d'eau.

Les plantes ont été retirées des pots à la fin de l'expérience, le sol a été secoué et mélangé, et des échantillons de sol (100-120 g) ont été prélevés dans chaque pot pour analyse. Nous avons examiné la teneur en boues d'huile, le nombre total de microorganismes hétérotrophes, les microorganismes dégradant les polluants, les nutriments minéraux disponibles (N-NH₄, N-NO₃, P₂O₅) et l'activité des enzymes du sol (déshydrogénase, catalase, polyphénol oxydase et peroxydase).

Les plantes ont été examinées pour la biomasse des pousses et des racines, la teneur en pigments photosynthétiques dans les feuilles et l'activité oxydoréductase dans les racines.

3.6 Matériel et méthodes de la sixième expérience

D'après l'étude réalisée par Mohsenzade et al, (2009). En Iran, une étude de terrain a été menée pour identifier les espèces végétales résistantes au pétrole et les champignons rhizosphériques à utiliser pour la biorémediation dans la raffinerie de Kermanshah.

Une enquête de terrain a été menée sur un site contaminé par du pétrole en Des champignons rhizosphériques végétaux ont été collectés et identifiés à l'aide d'études microscopiques et de clés taxonomiques.

3.6.1 Sélection d'échantillons

Dans cette étude, la raffinerie de Kermanshah, dans l'Ouest de l'Iran, a été choisie. La température la plus élevée dans cette région est de 35,4 degrés Celsius en mois de juillet, et la plus basse est de 8 degrés Celsius au mois de janvier.

Les précipitations annuelles de Kermanshah vont de 6,0mm en septembre à 351,0 mm en Mars (millimètres par mois). Un examen visuel du sol dans lequel la tarière a été ajoutée et la vérification des racines des plantes en contact avec le sol manifestement contaminé et de couleur foncée ont été utilisés pour identifier la contamination du sol.

3.6.2 Collecte d'échantillons de plantes

Dans cette étude, seules les herbes ont été collectées ; les arbres et les arbustes ont été exclus parce qu'ils demandent plus d'efforts d'élevage et d'entretien que les herbes et les graminoides (Merkel, Schultez-Kraft et Infante 2004; Sanchez et al. 2006). Les spécimens collectés ont été identifiés dans l'herbier de l'Université Bu-Ali Sina à Hamedan, en Iran.

3.6.3 Détermination de l'huile et de la graisse totales

Les échantillons de sol ont été collectés séparément dans les zones végétalisées et non végétalisées. Chaque échantillon de sol a été homogénéisé et stocké à 4 degrés Celsius jusqu'au traitement ultérieur. c ont été mesurées selon les méthodes 9071 A et 3540 B de l'EPA (US EPA 1994).

3.6.4 Isolement des champignons rhizosphériques

De petits morceaux de racines, d'environ 1 cm de long, collectés dans des zones polluées et non polluées, ont été mélangés avec de l'eau distillée et mis en sac pendant 20 minutes.

Dans des boîtes de Pétri, 100 ml du liquide obtenu ont été étalés à la surface d'un milieu dextrose de pomme de terre (PDA) pour la culture de champignons.

Pour inhiber la croissance bactérienne, de l'acide lactique a été ajouté aux milieux. Les cultures ont été incubées à 25 ° C pendant quatre jours.

Ensuite, les différentes souches fongiques ont été isolées et cultivées séparément dans du PDA. Les spécimens fongiques ont été examinés au microscope optique après préparation et identifiés à partir des caractéristiques morphologiques et de clés taxonomiques (voir Nelson, Tousooun et Marasas 1983 pour les espèces de *Fusarium* ; Gilman 1998 et Watanabe 2002 pour les autres).

Pour identifier les espèces fongiques résistantes au pétrole, les communautés fongiques rhizosphériques de plantes recueillies dans des zones polluées par le pétrole ont été comparées à celles recueillies dans des zones non polluées.

3.7 Matériel et méthode septième expérience

D'après l'étude réalisée par P Deebika, et al (2021). Le sol utilisé pour cette étude provient du jardin du campus de l'Université Anna à Chennai, en Inde. Trois répétitions de

Traitements utilisés dans l'expérience ont été réalisées. Des espèces végétales ont été testées dans un pot afin de découvrir leur capacité à décomposer les hydrocarbures présents dans le sol par la méthode traditionnelle d'extraction Soxhlet

3.7.1 Collecte des échantillons

Le sol utilisé pour cette étude provient du jardin du campus de l'Université Anna à Chennai, en Inde (13^o 00'39.19" N, 80^o 14'54" E). Il n'y avait pas d'antécédents de contamination aux hydrocarbures dans la région. La plante de souchet (*Cyperus rotundus*) a été obtenue d'un endroit proche. Les plantes ont été cultivées dans un sol normal pendant 30 jours avant l'expérience.

3.7.2 Recherche sur la culture en pot

Une étude sur la culture en pot a été réalisée pour voir l'efficacité des espèces végétales à dégrader l'hydrocarbure dans le sol.

Chaque pot contenait 1,0 kg de terre de jardin non stérilisée. Les traitements suivants ont été utilisés dans l'expérience : Trois répétitions ont été maintenues pour chaque traitement.

T1 - Le sol (avec contamination par le pétrole brut et sans plante)

T2 - Le sol + la plante (sans pollution par le pétrole brut)

T3 - Le sol (contaminé par le pétrole brut) + la plante + le biochar T4 - Le sol (contaminé par le pétrole brut) + la plante + le compost T5 - Le sol (contaminé par le pétrole brut) + la plante + le charbon de bois + le compost Une contamination par le pétrole brut (5 pour cent en volume/poids) a été trouvée dans le sol.

Chaque pot contenait 50 et 200 grammes de charbon bio et de compost, respectivement. Pour comparaison, un traitement de sol (exempt de pollution par le pétrole brut) a été maintenu. Chaque pot avait un trou de sortie dans le fond et était maintenu sur son propre plateau.

Les plantes qui avaient poussé dans le sol ordinaire ont été soigneusement déterrées et transplantées dans les pots. Des plantes de taille uniforme ont été choisies et placées dans les pots, à raison de trois plantes par pot.

Pour recevoir suffisamment de lumière, les pots ont été laissés ouverts à la lumière directe du soleil.

3.7.3 Aspects de la croissance des plantes

Au 60^{ème} jour, les aspects de la croissance des plantes tels que la longueur des pousses, la biomasse des pousses, et la biomasse des racines ont été mesurés.

La longueur des pousses a été déterminée en mesurant la distance entre la surface du sol et le point où la dernière feuille s'est détachée de la tige. Le séchage de la biomasse des pousses et des racines pendant huit heures à 85 ± 5 °C a été utilisé pour déterminer la biomasse. Pour la production de biomasse, le poids sec au four a été compté.

3.8 Matériel et méthode de la huitième expérience

D'après l'étude réalisée par Erik J. Jonera, et Al (2004). Le sol utilisé pour cette étude provient d'une usine de traverses de chemin de fer désaffecté en Autriche.

L'expérience a été divisée en deux parties, chacune ayant son propre plan factoriel. Avec 5 répétitions dans chacune pendant 5 semaines.

Afin d'analyser les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les évaluations initiales par extraction Soxhlet avec CHCl_3 (10 g de sol, 4 h, volume de percolation cumulé >2 l) et analysés à l'aide d'une chromatographie en phase liquide à haute performance (HPLC) (Hewlett Packard 1050) équipée d'une colonne C-18 Vydac de 250 mm et d'une détection par fluorescence 3D (HP 1100), comme il a été décrit par Szolar et al (2002).

3.8.1 Sol pour les expériences

Un sous-sol a été excavé d'une usine de traverses de chemin de fer désaffectée en Autriche, où les polluants HAP ont été séquestrés dans des circonstances essentiellement anaérobies.

Le temps nécessaire au transport, au stockage (4° C) et les traitements expérimentaux ont été mis en œuvre en 4 jours seulement.

Après la préparation du sol, des échantillons ont été prélevés pour l'analyse des HAP et les évaluations initiales de l'écotoxicité, qui comprenaient le séchage à l'air à environ 50% de la capacité de rétention d'eau, le tamisage (2 mm) et le mélange. Le tableau 5 dans l'annexe montre quelques informations physiques et chimiques sur le sol expérimental.

3.8.2 Conception de l'expérience

L'expérience a été divisée en deux parties, chacune avec son propre plan factoriel complet. La plantation (plantes ou pas de plantes), la fertilisation (fertilisation ou pas de fertilisation) et le moment de la récolte (5 et 10 semaines après le semis) ont tous été inclus dans les deux parties, avec 5 répétitions dans chacune.

Lorsque la solution de sol contenait 2 % de NaN_3 , des témoins abiotiques (pots fertilisés et non fertilisés ; chacun $n=4$) ont été ajoutés.

Les deux parties se chevauchant ont été séparées par un délai de 5 semaines pour le semis, pendant lequel les pots de la partie retardée ont été arrosés et incubés à la même température et humidité que leurs homologues semés au début de l'expérience.

3.8.3 Préparation et l'entretien sont traités dans la section

Les pots garnis de sacs en polyéthylène ont été remplis de terre humide correspondant à 700 g de poids sec, ensemencés de 10 graines de luzerne (*Medicago sativa L.*) prégermées, et de l'eau déminéralisée ou une solution d'engrais ont été utilisées pour porter à 75 % la capacité de rétention d'eau (Hewitt, 1953).

Les pots ont été maintenus à cette teneur en eau dans une chambre de croissance en ajoutant de l'eau ou une solution d'engrais en poids trois fois par semaine. $350 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ de rayonnement photosynthétiquement actif, un cycle jour/nuit de 16/8 h à $21^\circ/18^\circ \text{C}$ et une humidité relative de 70 % ont été utilisés dans la chambre de croissance.

3.9 Matériel et méthode neuvième expérience

D'après l'étude réalisée par Nguemté et al, (2017). Le sol utilisé pour cette étude provient de sites pollués par les hydrocarbures au Cameroun.

D'avril à septembre 2016, le Laboratoire d'ingénierie, d'informatique et d'imagerie (ICube) de Strasbourg ($48^\circ34'24,21\text{N}$; $7^\circ45'8,47\text{E}$) a étudié l'établissement d'espèces végétales sur un sol pollué par du fioul dans des conditions ambiantes.

Il y avait trois ensembles expérimentaux distincts pour chaque espèce végétale. Les semis ont été suivis les variations morphologiques afin d'évaluer l'effet des hydrocarbures sur leur développement.

3.9.1 Sites pollués par les hydrocarbures au Cameroun

Yaoundé (3°52N et 11°31E, 750 m d'altitude, Kribi (2°57N et 9°55E, 18 m d'altitude), Limbé (4°00N et 9°13E, 69 m d'altitude), et Douala (4°03N et 9°52E, 13 m d'altitude) sont les quatre villes du Cameroun qui composent la région de recherche.

3.9.2 Propriétés physico-chimiques du sol pollué

Le sol est de texture sablo-limoneuse (81,06 % de sable ; 11,25 % de limon ; 3,96 % d'argile), fertile (P et N 1,5103 mg.kg⁻¹ de matière sèche), et a une capacité d'échange cationique moyenne (8,8 meq100. g⁻¹ de sol). Il présente un indice d'hydrocarbures de 31 100 ppm (C10-C40). Les 16 HAP ciblés par l'Agence de protection de l'environnement (USA) sont détectés (63,55 ppm), le naphthalène (27 ppm), le phénanthrène (14 ppm) et le fluorène (7,9 ppm) étant les plus abondants (Tableau 6 dans l'annexe)

3.9.3 Développement des plantes sur des sols pollués par du fioul domestique

Le Laboratoire d'ingénierie, d'informatique et d'imagerie (ICube) de Strasbourg (48°34'24,21N ; 7°45'8,47E) a étudié le développement d'espèces végétales sur des sols pollués au fioul dans des conditions ambiantes d'avril à septembre 2016.

Les données climatiques du site ont été recueillies à l'aide d'une station météorologique de la marque WatchDog. Chaque espèce végétale disposait de trois montages expérimentaux différents

xTn (sol non pollué planté),

yTo (sol pollué placé)

zTp (sol pollué planté) (sol pollué planté).

Vingt-sept pots de 4 L (= 0,20 m ; H = 0,15 m) percés à la base et placés dans des soucoupes ont été remplis de 4 kg de terre ; 21 de ces pots ont ensuite été pollués avec de l'huile de chauffage à 10% (poids/poids) ; un volume correspondant à 330 mL. (Merkl et al., 2005 ; Osadolor et Animetu, 2013 ; Njoku et al., 2014).

Les semis ont été suivis tous les deux mois pour les variations morphologiques (taille de la tige, nombre de feuilles, surface foliaire, densité) afin d'évaluer l'effet des hydrocarbures

Sur leur développement (*Eleusine indica* L.) Gaertn., (*Cynodon dactylon* L.) Pers., (*Alternanthera sessilis* L.) R. Br. ex DC, (*Commelinpa benghalensis* L), *Cleome (ciliata Schum)*.

3.10 Matériel et méthodes de la dixième expérience

D'après l'étude réalisée par Jan Rezek et Carsten in der Wiesche (2008), dont ils ont étudié l'effet du ray-grass (*Lolium perenne*) sur la réduction de la teneur en HAP dans un sol contaminé à long terme.

Quinze HAP ont été contrôlés dans un sol contaminé à long terme provenant de la localité de Braunschweig, en Allemagne. Tous les (microécosystèmes) microES utilisés ont été cultivés dans une serre dans des conditions de photopériode naturelle. La HPLC a été utilisée pour analyser les extraits de sol.

3.10.1 Plan expérimental

Un total de quinze HAP (naphtalène, acénaphène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, benzo[a]anthracène, chrysène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, benzo[a]pyrène, dibenz[a,h]anthracène Macherey-Nagel, Allemagne, a fourni un mélange standard analytique de ces HAP (Cat. No. 722393).

Le sol n'a pas été stérilisé afin de préserver les communautés microbiennes naturelles (y compris les dégradeurs). Le sol a été placé dans des récipients de culture de 5 litres.

Huit microécosystèmes (microES) ont été construits. Du ray-grass a été planté dans quatre d'entre eux (*L. perenne*). Les quatre autres ne contenaient que du sol naturel.

3.11 Matériel et méthode de la onzième expérience

Selon wang et al, (2008). Trois espèces de graminée ont été utilisées dans une étude expérimentale de l'effet de la rhizosphère sur la phytoremédiation des sols pollués par le pétrole. Cette expérience en pot a révélé que les rhizosphères de ces trois espèces ont accéléré la dégradation des hydrocarbures pétroliers à des degrés divers après 150 jours.

3.11.1 Matériel utilisées

3.11.1.1 Sol pollué pour l'expérience

Le sol pollué par le pétrole provient du champ pétrolifère de Dagang, dans le bassin de la baie de Bohai, en Chine orientale.

3.11.1.2 Plante pour la remédiation des sols pollués par le pétrole

Pour la phytoremédiation, trois espèces de graminées ont été choisies : *Panicum*, *Eleusine indica (L.) Gaerth*, et la fétuque élevée.

3.11.1.3 Expérimental procédures

Pour abaisser la teneur en huile à 5 000 mg kg⁻¹, le sol pollué par le pétrole a été entièrement mélangé avec du sol non pollué.

Le pot expérimental mesurait 33 cm de hauteur et 23 cm de circonférence. Chaque pot contenait 12 kg de terre.

Le sol dans le pot a été irrigué jusqu'à ce qu'il soit saturé au début de l'expérience. L'expérience en pot a été réalisée à l'extérieur en Août et Septembre.

L'expérience a été menée de mi d'octobre à décembre. Deux grammes de graines ont été trempés séparément pendant 30 minutes dans de l'éthanol à 75 % (v/v).

Les graines ont ensuite été nettoyées dans de l'eau claire et trempées pendant 3-4 jours dans de l'eau claire.

Les graines ont été transplantées dans le pot lorsque les racelles blanches se sont développées.

Pour éviter que le pétrole ne soit lessivé du sol pendant l'expérience, la fréquence d'irrigation et le volume d'eau d'irrigation ont été contrôlés.

L'intervalle d'irrigation était de tous les deux jours, et la quantité d'eau d'irrigation pour chaque pot était de 50 ml.

En même temps, un pot non planté a été utilisé comme sol de contrôle et les méthodes similaires ont été suivis.

3.11.2. Analyses chimiques

A 0, 30, 60, 90, 120, et 150 jours, des échantillons de sol ont été prélevés pour analyse. Selon la méthode de la fleur de prunier, l'échantillon de sol a été extrait à une profondeur de 7 cm sous la terre près de la racine (He, 2001). En même temps, cinq échantillons ont été

obtenus pour l'examen. L'humidité, l'activité déshydrogénase, l'activité catalase, la population microbiologique et la teneur en pétrole ont été mesurées dans les échantillons de sol

3.12 Matériel et méthodes de la Douzième expérience

D'après Ekperusi et al. (2020). Au fil du temps, les plantes se sont révélées de plus en plus utiles dans la dépollution biologique des polluants. Plusieurs espèces végétales ont été décrites dans la littérature comme ayant la capacité d'éliminer un large éventail de polluants de l'environnement.

3.12.1 Culture et identification des plantes

Les colonies de *L. paucicostata* ont été récoltées dans des drains à Effurun, Delta State, Nigeria, et cultivées avec la solution nutritionnelle Zyme. Avant d'être introduites dans le dispositif expérimental, les lentilles d'eau ont été acclimatées pendant 7 jours.

3.12.2 procédures Expérimental

Comme mini station pour l'expérience, des récipients en polyvinyle mesurant 0,5×0,5×0,1 m de longueur, de largeur et de profondeur respectivement ont été achetés et modifiés pour devenir des stations d'humidification artificielles.

Chaque récipient a été rempli de 7,5 litres d'eau distillée, qui a inondé les lits plantés jusqu'à une profondeur de 8 cm.

Après l'essai initial de détermination de la gamme, une pipette a été utilisée pour injecter 10 ml de pétrole brut (API 33,51, gravité spécifique de 0,85) Limitée dans chacune des zones humides afin de simuler un environnement de déversement pétrochimique dans les eaux de surface.

L'arrangement répliqué a été laissé exposer à l'extérieur pendant sept jours.

Après 7 jours, 5 ml de solution nutritionnelle Zyme ont été ajoutés, puis 100 grammes de *L. paucicostata* acclimatée ont été mesurés à l'aide d'une balance analytique numérique (modèle APX-200) et transférés dans chacun des lits plantés, à l'exception du témoin .

La croissance des lentilles d'eau et les paramètres de santé générale ont été suivis dans le milieu. Pendant toute la durée de l'étude, les paramètres environnementaux tels que la température (27 à 34 °C), la photopériode (12 heures) et l'humidité relative (63 à 67 %) ont été enregistrés.

Pendant toute la durée de l'enquête, des mesures in situ et des échantillons ont été prélevés toutes les deux semaines (tous les 15 jours).

3.12.6 Analyse des données

Le niveau de signification ($p < 0,05$) a été calculé à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) à sens unique, suivie d'un test posthoc en cas de signification. Les données ont été analysées à l'aide du logiciel IBM SPSS version 21 et résumées en moyennes, erreurs standard et pourcentages.

3.13 Matériel et méthodes de la Treizième expérience

L'objectif de Morales-Guzmán et al. (2022) est d'évaluer le potentiel de phytoremédiation du sol avec des hydrocarbures nouveaux et altérés avec deux variétés de riz (*Oryza sativa L.*).

3.13.1 Zone d'étude et collecte des sols

Les sols ont été obtenus dans deux sites ayant des propriétés pédogénétiques similaires à partir de l'horizon de surface (0-30 cm) (Gleysols). Dans l'ejido Arroyo Hondo - Santa Teresa, autoroute Coatzacoalcos - Cárdenas, Tabasco, Mexique, un sol témoin (150 mg.kg^{-1} d'hydrocarbures d'origine biogénique) a été collecté.

Le site 2 est situé à proximité de l'ejido José Narciso Roviroso, à deux kilomètres au Sud-Est du complexe de traitement du gaz de la Venta, Huimanguillo, Tabasco, Mexique.

3.13.2 Mise en place de l'expérience

Les graines d'*Oryzasativa L.* (variété Criollo canelo et lignée 21) ont été récoltées dans la municipalité de Comalcalco, Tabasco, Mexique, et dans le champ expérimental Institute Nacional de Investigaciones Forestales y AgroPecuarías INIFAP Huimanguillo (Jiménez, 2003).

Avec un taux de germination de 95%. Les TPH initiaux du pétrole brut et du pétrole altéré étaient de 150 (hydrocarbures biogènes), 30 000, 60 000, 90 000 mg kg^{-1} , et 79 457 et 42 000 mg kg^{-1} de TPH de base sèche, respectivement.

Chacune des unités expérimentales a été placée dans un récipient en verre avec 1400g de sol et une plante *O. sativa* (15cm de haut et 18 jours après l'émergence).

Pour maintenir l'humidité à 80 % de la capacité du champ, les unités expérimentales ont été irriguées avec de l'eau distillée. Pendant 145 jours.

Les semis ont été effectués dans des conditions contrôlées similaires.

La température annuelle moyenne était de l'ordre de 26°, avec 2200 mm de précipitations (Conagua, 2014).

Les plantes ont été évaluées et récoltées après 145 jours ; la hauteur de la plante (mesurée en cm de la base de la tige à l'apex de la plus jeune feuille, la feuille zéro), le radical, l'aérien et la biomasse sèche totale ont tous été mesurés.

3.13.3 Conception expérimentale et analyses statistique

L'expérience a utilisé un plan factoriel de 6x3 (six concentrations et trois types d'hydrocarbures), donnant lieu à 18 traitements avec quatre répétitions chacun, pour un total de 72 unités expérimentales distribuées de manière totalement aléatoire. La présence de fioul dans le sol (0, 30.000, 60.000, 90.000 mg.kg⁻¹ TPHs, 79.457 mg.kg⁻¹ TPHs 1, et 42.000 mg.kg⁻¹ TPHs 2) avec et sans espèces végétales existantes a été prise en considération (canelovariété créole et riz lignée 21). Une analyse de variance a été réalisée sur les données, ainsi qu'un test de comparaison des moyennes de type, différences les moins significatives (LSD) (Tukey p0,05).

3.14 Matériel et méthodes de la quatorzième expérience

Selon Bordoloi et al, (2012). *A. compressus* a amélioré la biodégradation du pétrole brut dans le sol dans les conditions de cette expérience. L'ajout d'engrais a encore amélioré le processus de dégradation.

3.14.1 Sols contaminés

Le sol contaminé utilisée dans les pots provenait d'un site pollué par le pétrole appartenant à Oil India Limited à Duliajan.

Le sol non contaminée provenait du jardin de l'Institute of Advanced Study in Science and Technology (IASST).

Du pétrole brut supplémentaire (composition organique moyenne : 27,5 % de saturés, 43,4 % d'aromatiques, 1,8 % d'asphaltènes et 27,3 % de résines) obtenu auprès de Oil India Limited, Duliajan, Inde, a été mélangé à la main avec du pétrole brut à une concentration de

60 000 mg kg⁻¹ de poids de sol sec et conservé pendant 6 semaines pour permettre l'évaporation des hydrocarbures volatils ainsi que l'adsorption du pétrole sur les particules du sol.

3.14.2 Plante utilisée

Cette expérience de phytoremédiation a utilisé *A. compressus*. Il s'agit d'une plante commune qui pousse à l'état sauvage et que l'on trouve dans tout le Nord-Est de l'Inde.

3.14.3 Évaluation et échantillonnage

Avant la plantation, des échantillons de sol ont été prélevés.

Tout au long de l'essai, les plantes ont été suivies pour s'assurer de leur saine croissance.

Trois échantillons ont été effectués en utilisant cinq méthodes différentes. Intervalles de 60 jours pour les pots par traitement (jusqu'à 360 jours).

Les plantes ont joué un rôle important. Les pousses ont été coupées à la base et la longueur des pousses a été mesurée.

Les racines étaient soigneusement séparées du sol.

Les racines et les pousses ont été rincées après avoir été soigneusement séparées de la terre. Et conservées à 4°C dans de l'alcool isopropylique à 50 % Pour le prélèvement du sol La plante a été déracinée, le sol a été homogénéisé, et un sac de 500 g d'engrais a été ajouté.

Avant l'analyse, l'échantillon de sol a été conservé à 4°C pendant 1 à 2 semaines. Les racines et les pousses ont été séchées au four à 65°C jusqu'à ce que la biomasse atteigne un poids sec constants.

Les matériaux de l'échantillonnage final ont été utilisés pour évaluer la structure des racines en les scannant et en informatisant l'image (360 jours).

Chaque traitement de plante avait un échantillon de racine, et environ 3 g de matériel typique ont été évalués. Les racines ont été teintées avec une solution de cristal violet (1 g 100 ml⁻¹ d'eau) à 50°C pendant 5 minutes pour améliorer le contraste pendant le balayage.

Les racines ont été scannées en mode couleur en échelle de gris avec une résolution de 600 dpi après avoir été dispersées sur un plateau mince et transparent avec une solution de NaOH 0,01 mol L⁻¹ (type de scanner : CanonScan N676U).

Pour la détermination des classes de diamètre des racines ($x < 2$ mm (racines fines) et $x > 2$ mm (grosses racines), la longueur spécifique des racines, leur diamètre et leur surface ont été examinés avec WinRhizo 2008a, Régent Instruments Inc. (outil logiciel d'analyse d'images)

3.15 Matériel et méthode de la quinzième expérience

Selon Saraeian, et al. (2016) Les effets de différents degrés de contamination du sol par des hydrocarbures pétroliers sur la croissance de deux espèces de gazon et leur capacité à restaurer le sol contaminé par le pétrole ont été étudiés dans le cadre d'une expérience factorielle à trois répétitions basée sur un plan en blocs complets randomisés (RCBD).

3.15.1 Préparation du sol

Le sol de référence non contaminé et les boues de pétrole vieilles ont été obtenus à partir des terres agricoles environnantes et des complexes de raffinage de pétrole d'Isfahan (unité de recyclage de l'eau), respectivement.

Le tableau 7 (voir annexe) montre les paramètres physiques et chimiques du sol et des boues de pétrole considérés.

La boue de pétrole a été artificiellement contaminée en quantités variables dans le sol tamisé (4 mm). Chaque mélange de sol contaminé a été mélangé et aéré tous les trois jours pendant 21 jours à une capacité de rétention d'eau d'environ 70% afin d'assurer l'homogénéité et de stimuler l'activité microbienne dans les nouveaux milieux. 0% (non contaminé), 2%, 4%, et 12% (c'est-à-dire 21, 38,75, et 122,5 g/kg) de traitements de sol au pétrole (w_{oil}/w_{soil}) ont été utilisés et marqués T1 à T4 respectivement.

3.15.2 Paramètres de croissance

Le couvert végétal de chaque pot a été coupé à la main toutes les deux semaines à une hauteur de 4 cm pendant l'étude. Les coupures de chaque pot ont été rassemblées et pesées pour déterminer leur poids frais. Elles ont ensuite été séchées au four pendant 48 heures à 75°C pour déterminer leur poids sec.

L'excès de terre adhérant aux racines a été délogé en secouant doucement les plantes hors de leurs récipients à la fin des essais. Les pousses et les racines séparées ont été rincées dans de l'eau distillée, séchées et pesées pour déterminer leur poids frais.

Elles ont ensuite été séchées au four pour déterminer leur poids sec. Le poids frais et le poids sec des pousses ont ensuite été ajoutés au poids des plantes coupées obtenu au cours des études. À la fin des études, la profondeur de pénétration des racines (longueur des racines) et la profondeur de densité des racines ont été mesurées après le retrait des plantes.

En retirant la colonne de sol du conteneur et en mesurant la plus grande profondeur de sol que les racines pouvaient pénétrer, la profondeur de pénétration des racines a été déterminée (longueur de racine la plus longue). La profondeur à laquelle se trouve la plus grande densité de racines, en dessous de laquelle la teneur en racines diminue de façon spectaculaire, a été utilisée pour déterminer la profondeur de densité des racines.

3.15.3 Analyse statistique

SAS (SAS Institute, 1999) a été utilisé pour effectuer l'analyse statistique des données, et la méthode des (LSD), a été utilisée pour comparer les moyennes. Les chiffres dans les graphiques sont les moyennes de trois répétitions.

Chapitre 4.

Résultats et discussions

CHAPITRE 4. RESULTATS ET DISCUSSION

La phytoremédiation a déjà été utilisée pour traiter les sols contaminés par le pétrole, principale source d'hydrocarbures, ainsi que les hydrocarbures eux-mêmes. Toutes les analyses nécessaires ont été effectuées pendant le processus de traitement. Les valeurs ont été recueillies et comparées afin d'obtenir des informations sur la diminution des hydrocarbures dans le sol et de donner accès aux valeurs les plus étroitement liées à cette diminution. Certaines plantes, selon ces études, peuvent traiter le sol si certaines conditions sont réunies.

Ces études ont montré que dans des conditions soigneusement contrôlées, la phytoremédiation est la meilleure méthode naturelle pour éliminer les hydrocarbures.

4.1 Résultats et Discussion de la première expérience

L'élimination des HAP d'origine cendreuse du sol par les racines de maïs était négligeable dans cette étude, avec une gamme de 0,02-0,04 %. Cela pourrait impliquer que la contribution des HAP accumulés dans les racines de maïs à l'élimination totale des HAP du sol par les traitements compost planté - cendre - terre (PCA) et lombricompost planté - cendre - sol (PVA) était négligeable.

Ce résultat est cohérent avec les résultats de Kacálková et Tlusto (2011), qui ont trouvé que le maïs accumule significativement moins de 1% des HAP âgés du sol.

Les résultats de l'élimination des HAP totaux ont révélé que les HAP totaux dérivés des cendres de biomasse dans le sol nu non amendé (traitement A) ont été éliminés de façon négligeable.

Le compost ou le lombricompost appliqué au sol des traitements non plantés (compost-ash-soil (CA) et vermicompost-ash-soil (VA)) a réduit la teneur en HAP totaux dans le sol de manière significative par rapport au traitement non amendé compost-ash-soil (A) de 15,1% à 17,8%.

La phytoremédiation des HAP dans le sol cendré (traitement PA) a révélé que le maïs a une capacité significativement plus élevée à éliminer les HAP cendrés que les traitements CA et VA, avec 26,7% du contenu total de HAP éliminé.

La teneur totale en HAP dans le sol planté amendé avec du compost et du lombricompost (traitements PCA et PVA) a été réduite de 62,9 et 64,9 %, respectivement.

Cependant, il n'y avait pas de différences significatives ($P < 0,05$) dans l'élimination totale des HAP entre les amendements de compost et de lombricompost

Selon Nanekar et al. (2015), l'élimination plus élevée des HAP dans les traitements PCA et PVA par rapport aux autres traitements indique que les plantes de maïs pourraient stimuler la croissance et l'activité des microorganismes autochtones du sol impliqués dans la dégradation des HAP en raison de la production d'exsudats libérés dans la rhizosphère du maïs.

4.2 Résultats et discision de deuxième expérience

Les TPHs ont diminué dans tous les traitements au cours de l'expérience (E, I et contrôle). Sur une période de 90 jours, 41,66 % des TPH ont disparu dans le sol non planté.

Malgré une croissance végétale réduite, une dégradation accrue des hydrocarbures due à la présence des plantes a été observée dans le sorgho (traitement I) et le lin commun (traitements E et I). Le traitement I a atteint le taux d'élimination le plus élevé (45,97 %), éliminant plus de 18 500 $\mu\text{g m}^{-1}$ de TPH du sol au cours de l'expérience, par rapport au témoin.

La quantité de TPHs éliminée dans le traitement I était presque deux fois supérieure à la quantité éliminée dans le sol non planté. Le sorgho a réduit les niveaux de TPHs dans les traitements E et I de 3,47% et 23,63%, respectivement, par rapport au contrôle.

L'engrais de tourbe a amélioré l'efficacité de la phytoremédiation dans le sorgho et le lin commun.

Par rapport au traitement non fertilisé (E), l'amélioration des conditions nutritives du sol par l'ajout de tourbe peut renforcer la biodégradation des hydrocarbures.

Tejada et al. (2008) et Merkl et al. (2005) ont également constaté que l'amélioration de la croissance des plantes par l'optimisation de la fertilisation pouvait améliorer la dégradation des hydrocarbures.

Par rapport au contrôle, le sorgho et le lin commun ont réduit les niveaux de TPHs dans le sol contaminé de 23,63% et 45,97 %, respectivement.

Tous les deux peuvent être introduits comme espèces végétales tolérantes dans les sols fortement pollués par le pétrole ainsi que comme nouvelles espèces végétales phytoremédiatrices, en particulier avec l'ajout d'un engrais à base de tourbe.

4.3 Résultats et discussion de la Troisième expérience

En comparaison avec le sol non planté, la dégradation des TPHs dans les rhizosphères des plantes a augmenté d'une manière significative après 140 jours.

Les pourcentages de réduction des TPH dans le sol non planté, le sol planté d'orge et le sol planté d'avoine étaient d'environ 17,63%, 35,62% et 30,84%, respectivement. Le pourcentage de réduction des TPHs était environ 1,02 et 0,75 fois plus élevé dans les sols cultivés avec de l'orge et de l'avoine, respectivement, que dans les sols non plantés.

La dégradation des TPH peut être causée par des facteurs physiques, chimiques ou biologiques. La lixiviation, l'adsorption, l'oxydation à la lumière, l'évaporation et la biodégradation ont toutes entraîné une réduction des contaminants dans les sols non plantés.

Le pourcentage de réduction de TPH a diminué d'une manière significative avec l'augmentation des niveaux de TPH dans les sols cultivés et non cultivés.

Des niveaux plus élevés de TPH étaient toxiques pour les plantes et les microorganismes dans la rhizosphère, ce qui peut avoir entraîné une dégradation plus faible du TPH dans ces sols. La concentration de TPHs était le déterminant le plus important de l'abondance bactérienne totale, et elle a influencé l'abondance des dégradateurs d'hydrocarbures (Nie et al. 2009).

Résultats indiquent que l'orge présente de meilleures conditions pour l'élimination des TPH que l'avoine, probablement en raison de son système racinaire bien développé, qui offre une plus grande surface pour l'activation microbienne.

4.4 Résultats et discussions de la Quatrième expérience

L'effet de la pollution par le fioul avec une concentration initiale de 33 500 ppm sur les caractéristiques de croissance et le potentiel de phytoremédiation de six espèces végétales a été étudié dans cette étude.

Pendant l'expérience de 150 jours, seules trois plantes (*E. indica*, *C. dactylon* et *A. sessilis*) ont survécu et se sont développées.

Les TPHs ont une efficacité d'élimination plus élevée que les HAPs dans tous les sols pollués. Les concentrations de TPHs ont été réduites de 27,660, 27,033, et 25,793 ppm, respectivement, sur les sols plantés avec *E. indica*, *C. dactylon*, et *A. sessilis*, comparé au sol non planté (20,207 ppm).

Sur des sols (4 kg) pollués par 330 ml de fuel, le potentiel de phytoremédiation d'*Eleusine indica* et de *Cynodon dactylon* est supérieur à celui d'*Alternanthera sessilis*.

Les indices de croissance relatifs (RGI) des paramètres de croissance mesurés au cours de l'étude montrent des similitudes entre les plantes d'*E. indica* et de *C. dactylon* sur des sols pollués et non pollués, contrairement à *A. sessilis*, dont les plantes présentent des retards de croissance importants par rapport au témoin sur des sols pollués.

Les paramètres physico-chimiques du sol ne montrent aucune différence entre le début et la fin des expériences, à l'exception des niveaux d'azote, qui sont significativement plus élevés à la fin qu'au début dans tous les sols.

4.5 Résultats et discussions de cinquième expérience

Malgré la fertilisation et l'arrosage régulier, la teneur en TPH du sol non planté a changé de façon insignifiante (0,8 pour cent) après 100 jours d'incubation, tandis que dans le sol planté a progressivement diminué.

La teneur en TPH a diminué de 18% dans le sol planté de médaillon jaune, et d'environ 13% dans le sol de la luzerne, mais la différence était statistiquement non significative.

Les hydrocarbures saturés étaient les plus dégradés, selon l'analyse fractionnée du contaminant restant. La teneur en naphtènes dans les sols cultivés sous luzerne et médaillon jaune a diminué de 28 et 46 %, respectivement (contre 18 % dans le sol témoin non planté).

Le medick jaune a réduit la teneur en contaminants en dégradant les principales fractions d'huile lourde telles que les paraffines, les naphtènes et les acide 2,2'-azino-bis (ABT) et a augmenté efficacement le nombre total de micro-organismes, y compris les microorganismes oxydant les hydrocarbures (MOH).

Le nombre de microorganismes dégradant les HAP dans la zone racinaire de la luzerne a augmenté. Les deux espèces présentaient une activité peroxydase racinaire élevée, ce qui implique la dégradation des polluants organiques dans la rhizosphère.

Dans l'ensemble, cette étude suggère que les potentiels de phytoremédiation du médaillon jaune et de la luzerne sont similaires, avec quelques différences.

Sur la base de nos données de suivi sur terrain, nous émettons l'hypothèse que les caractéristiques biologiques de *M. falcata* (simplicité et tolère la sécheresse) peuvent conduire à une phytoremédiation plus efficace des sols contaminés par des hydrocarbures dans les zones de steppes que *M. sativa*.

4.6 Résultats et discussions de la sixième expérience

Les tests de croissance in vitro des champignons ont révélé une réponse spécifique à chaque espèce. Toutes les souches fongiques étudiées étaient capables de se développer dans une pollution pétrolière à 1 % v/v et pourraient donc être utiles pour la dépollution des sols légers.

Des concentrations élevées d'huile (10 % v/v) ont inhibé certaines espèces fongiques. *Alternaria*, *Aspergillus flavus*, *A. terreus*, *Botrytis*, *Cladosporium*, *Colletrichum*, *F. aquaeductum*, *F. fujikuroi*, *F. oxysporum*, *F. solani*, *Macrofomina*, *Mucur*, *Paecilomyces*, *Penicilinium*, *Rhizopus* et *Standfilium* ont mieux poussé dans un sol contaminé par le pétrole, même à des concentrations très élevées, tandis que d'autres ont effectivement poussé (*F. acuminatum*, *F. equiseti*, *F. sambucinum*, *F. reticulatum*, *F. vertisilides*).

Dans ce cas, il semble que l'huile ait fourni la majorité des nutriments pour ces champignons, et qu'ils aient été plus efficaces dans la dégradation de l'huile, un résultat qui est en accord avec d'autres chercheurs (Yateem, Balba, et Al-Awadhi 1997 ; Eggen et Majcherczykb 1998 ; Nicolotti et Egli 1998 ; Obuekwe et al. 2005 ; Dritsa et al , 2007).

Le pourcentage de Total des huiles et des graisses (TOG) dans le sol des zones non végétalisées était de 6,7% à 1,4 %, mais de 2,2% à 0,7 % dans le sol des zones végétalisées.

Les plantes et leurs champignons associés se sont également avérés capables de réduire la pollution pétrolière dans les sols plantés.

Selon Eggen et Majcherczykb (1998), Nicolotti et Egli (1998), Yateem et al (1999), Obuekwe et al. (2005), Dritsa et al. (2007), et Friedrich et al. (2007), certains des champignons rhizosphériques qui survivent dans un sol contaminé peuvent en fait utiliser le pétrole brut comme nutriment et ainsi apporter leur propre contribution au processus de biorémédiation(2007).

4.7 Résultats et discussions de la septième expérience

La phytoremédiation d'un sol contaminé par le pétrole brut a été étudiée en utilisant du biochar et du compost. La teneur en TPH a été significativement réduite au 60^{ème} jour dans tous les traitements.

En comparaison avec les autres traitements, le sol T5 amendé avec du biochar et du compost avait la valeur la plus basse de 4.12 mg/kg au 60^{ème} jour.

Aux 45 jours, le pourcentage de dégradation variait de 24,5% à 62,2% pour les divers traitements, et au 60e jour, il variait de 40,9% à 77,1%. Au 45ème et au 60ème jour, le traitement T5 avait les pourcentages de dégradation les plus élevés de 62,2% et 77,1%, respectivement.

Le TPH a été réduit d'une manière significative lorsque le biochar a été combiné avec un agent tensioactif rhamnolipide et de l'azote.

Après 4 semaines, une légère augmentation du pH a été constatée. Cela pourrait être dû à l'utilisation de biochar, qui améliore la qualité du sol en augmentant son pH

L'étude a révélé que, lorsqu'il est amendé avec du charbon bio et du compost, le chiendent (*Cyperus rotundus*) peut assainir efficacement les sols contaminés par du pétrole brut et la réduction de TPH.

4.8 Résultats et discussions de la huitième expérience

Après 5 semaines, il y avait un changement beaucoup plus faible dans la concentration des HAP de poids moléculaire plus élevé (environ 87 % restants)

Après 5 semaines, le traitement qui avait été planté et fertilisé présentait les plus faibles concentrations de HAP, tandis que le traitement sans plantes ni ajout de nutriments minéraux présentait les plus fortes concentrations.

Les HAP à trois anneaux présentaient le plus de différences entre les traitements, tandis que les HAP à six anneaux en présentaient le moins. Le test de croissance des algues et le test de mortalité des ostracodes n'ont montré aucun changement de toxicité au cours des 5 premières semaines, tandis que le test Lumistox a montré la moitié de l'inhibition initiale de la bioluminescence et le test de croissance des ostracodes a montré une réduction de 67% à 48%

de l'inhibition (les données pour les traitements fertilisés et non fertilisés n'étaient généralement pas significativement différentes, et seules les premières sont présentées.

Les concentrations de HAP ont continué à diminuer pendant le reste de l'expérience, mais à un rythme plus lent. Après 10 semaines, la plus faible concentration totale était de 94 mg kg⁻¹ (traitement planté/fertilisé), et après 15 semaines, la plus faible concentration était de 74 mg/ kg/1 (observée dans deux traitements : non planté/fertilisé, et planté/fertilisé).

Après 15 semaines, les concentrations de HAP à quatre anneaux dans les traitements les plus efficaces ne représentaient que 5 % du contrôle abiotique, tandis que les concentrations de HAP à trois, cinq et six anneaux représentaient respectivement 17,62% et 87% de leurs valeurs de contrôle. Après 15 semaines, le traitement de contrôle abiotique contenait 90% des HAP initiaux, la majorité de la perte (8%) étant due à une concentration plus faible de HAP à trois anneaux.

La tendance générale de l'inhibition de la bioluminescence reflète la diminution de la concentration totale des HAP en fonction du temps, avec une chute abrupte et significative au cours des 5 premières semaines et une variation moindre pendant le reste de l'expérience.

Le test de mortalité des ostracodes n'a révélé aucun effet du traitement, mais le test de croissance des algues a révélé une toxicité plus faible dans les traitements plantés par rapport aux traitements non plantés.

Au cours des 5 premières semaines, la croissance des plantes était lente, mais les traitements fertilisés ont grandi plus rapidement que les traitements non fertilisés.

Les plantes cultivées sans fertilisation étaient petites et rabougries après 10 semaines, alors que les plantes ayant reçu des nutriments minéraux étaient 3 à 8 fois plus grandes. Les plantes récoltées à la dernière récolte (15 semaines) étaient deux fois plus grandes que les plantes récoltées à la deuxième récolte (10 semaines).

Bien que la densité des racines dans le sol soit proportionnelle à la masse des pousses, seules les plantes fertilisées cultivées pendant 5 à 15 semaines étaient proches d'exploiter pleinement le volume du sol (résultats non montrés).

La colonisation mycorhizienne a été examinée dans les racines, mais aucune structure mycorhizienne n'a été trouvée.

Les deux tests biologiques qui ont reflété la dissipation des HAP dans l'expérience actuelle (Lumistox et inhibition de la croissance des ostracodes) sont tous deux rapides, sensibles et peu coûteux, et ils nécessitent de petits volumes d'échantillons par rapport aux tests traditionnels sur les sols avec, par exemple, des vers de terre.

Alors que le test Lumistox a déjà été utilisé avec de bons résultats sur des sols pollués (par exemple, Frische, 2003), le test ostracod n'a pas été appliqué aux sols à notre connaissance. Des expériences avec d'autres sols pollués par des HAP (Hirmann, 2003) montrent qu'il fournit des informations précieuses lorsqu'il est utilisé dans des évaluations de la toxicité.

4.9 Résultats et discussion de la neuvième expérience

Il existe 15 espèces végétales présentant un coefficient d'abondance-dominance élevé dans les sites pollués étudiés. Sur la base de leur fréquence et de leur abondance, six d'entre elles ont été désignées comme des espèces majeures générales et les neuf autres comme des espèces majeures potentielles.

Cinq espèces de la famille des *Poaceae* ont le potentiel d'être des phytoremédiateurs d'hydrocarbures. Il existe deux espèces dans chacune des familles *Amaranthaceae*, *Asteraceae* et *Euphorbiaceae*, tandis que les familles *Commelinaceae*, *Cyperaceae*, *Capparaceae* et *Acanthaceae* sont monophylétiques. Certaines espèces de ces familles ont montré leur capacité à démolir le sol.

En effet, des études menées au Nigeria avec plusieurs espèces de *Poaceae*, dont *Panicum maximum*, *Eleusine indica* et *Axonopus compressus*, montrent que ces espèces peuvent contribuer à l'élimination des huiles et du pétrole brut à des taux allant de 43% à 55% (Ogbo et al., 2009 ; Efe et Okpali, 2012 ; Oyedeji et al., 2013 ; Njoku et al., 2014).

Ces caractéristiques peuvent non seulement les aider à coloniser les environnements pollués, mais aussi encourager l'activité microbologique, qui est le facteur le plus important dans le processus de dégradation des polluants organiques persistants (Ogbo et al., 2009 ; Oyedeji et al., 2013).

Dans quatre villes camerounaises, 106 espèces végétales ont été identifiées dans des zones potentiellement polluées. Elle est répartie en 76 genres et 30 familles.

Les coefficients de dominance d'abondance de 15 de ces espèces végétales sont les plus élevés, six d'entre elles étant désignées comme espèces majeures et les neuf autres comme majeures potentielles.

Seules trois des six espèces testées (*E. indica*, *C. dactylon* et *A. sessilis*) ont survécu en présence de 330 ml d'eaux usées domestiques pour 4 kg de sol et peuvent donc être classées comme polluotolérantes.

Deux de ces trois espèces sont des Poaceae (*Eleusine indica* L.) Gaertn. et *Cynodon dactylon* (L.) Pers, est une Amaranthaceae (*Alternanthera sessilis* (L.) R. Br. Les capacités phytoremédiatrices de ces espèces pourraient être évaluées dans des conditions plus stressantes causées par une augmentation du degré de pollution par les hydrocarbures.

4.10 Résultats et discussion de la dixième expérience

Les concentrations les plus élevées de pyrène et de benzo[b]fluoranthène ont été trouvées. Toutes les microES, y compris celles sans ray-grass, ont démontré un certain degré de capacité de dégradation. Après 12 mois de culture, les concentrations de 12 HAP avaient significativement diminué.

Les seules exceptions étaient les HAP de poids moléculaire élevé comme le dibenz[ah]anthracène, le benzo[ghi]pérylène et l'indéno[1,2,3-cd]pyrène. Après 18 mois de culture, les concentrations de 13 HAP étaient significativement plus faibles (par rapport au sol nu).

Les exceptions étaient le benzo[ghi]peryl ene et l'indéno[1,2,3-cd]pyrène. Ces résultats pourraient être attribués à la forte résistance des HAP à la biodégradation ou à leur faible biodisponibilité en raison de leur faible solubilité dans l'eau et de leur éventuelle liaison aux particules du sol pendant le vieillissement du sol contaminé. Certains HAP se dissipent rapidement dans les microES sans ray-grass maintenus dans des conditions de culture.

Les microES parallèles n'ont montré aucune différence significative. La présence et la sélection de microorganismes capables de biodégrader les HAP dans un sol contaminé depuis plus de 50 ans étaient attendues. Les HAP peuvent avoir disparu en raison des microorganismes de dégradation déjà dominants, par opposition à la dégradation ou à l'amélioration de la dégradation par le ray-grass cultivé. Ceci est cohérent avec les résultats de Fang et al. (2001), qui ont trouvé que la présence de différentes herbes, y compris le ray-

grass, avait peu d'effet sur le taux de dégradation du phénanthrène, qui se dégradait à des taux similaires dans les sols végétalisés et non végétalisés.

Dans les deux expériences parallèles, un nombre similaire de bactéries dégradantes a été découvert. Le fluoranthène et le pyrène, deux HAP trouvés en concentrations élevées dans le sol d'origine, ont montré les taux les plus élevés de biodégradation dans tous les microES.

Les concentrations de fluoranthène ont diminué jusqu'à 31 % dans le sol fertilisé non végétalisé après 12 mois, et les concentrations de pyrène ont diminué jusqu'à 22 % dans le sol fertilisé non végétalisé après 18 mois de culture. La dégradation de ces composés a également réussi dans d'autres microES. En tant que concentration maximale restante parmi les microES, la quantité restante de ces composés ne dépassait pas 39 % pour le fluoranthène et 31 % pour le pyrène.

D'autres HAP ont également été dégradés avec succès. Les concentrations restantes de naphtalène sont de 75-90 %, d'acénaphène 41-46 %, de fluorène 54-65%, de phénol thrène 54-81%, d'anthracène 35-38%, de benz[a]anthracène 48-54 %, de chrysène 46-57%, de benzo[b]fluoranthène 73-87%, de benzo[k]fluoranthène.

La majorité des HAP surveillés ont été éliminés avec succès par biorestauration, même dans des sols contaminés à très long terme. Le ray-grass a eu des effets bénéfiques, bien qu'ils aient été moins prononcés que prévu. Cela pourrait s'expliquer par le fait que le rôle des plantes dans la biorestauration consiste à soutenir des communautés microbiennes diversifiées avec un nombre plus élevé ou des souches plus efficaces de bactéries ayant les capacités physiologiques requises.

4.11 Résultat et discussion de l'onzième expérience

Par rapport au sol non planté, le nombre de micro-organismes dans la rhizosphère a augmenté de trois ordres de grandeur au cours de la période de restauration de 150 jours.

Les espèces et l'activité des microbes se sont modifiées à mesure que les niveaux microbiens augmentaient. L'interaction entre les polluants pétroliers et la rhizosphère des plantes a stimulé la croissance des bactéries capables de dégrader les hydrocarbures pétroliers. En conséquence, les bactéries dégradant le pétrole sont devenues les microorganismes dominants dans l'environnement de la rhizosphère. Les espèces et l'activité des microbes se sont modifiées à mesure que les niveaux microbiens augmentaient. L'interaction entre les polluants pétroliers et la rhizosphère des plantes a stimulé la croissance des bactéries capables

de dégrader les hydrocarbures pétroliers. En conséquence, les bactéries dégradant le pétrole sont devenues les microorganismes dominants dans l'environnement de la rhizosphère.

Alors que ce médicament allélopathique renforçait la résistance des micro-organismes au polluant pétrolier, les types de bactéries ont changé (Merkl et al, 2006).

La décomposition des hydrocarbures pétroliers dans un sol non planté n'était que d'environ 10%. En revanche, dans le sol cultivé, la décomposition des hydrocarbures pétroliers atteignait 30% à 40%.

Les enzymes étaient capables de catalyser l'oxydation des hydrocarbures pétroliers, la déshydrogénase étant la plus importante.

Ces enzymes peuvent catalyser l'oxydation d'hydrocarbures pétrochimiques, la déshydrogénase étant la plus importante.

L'activité de la déshydrogénase dans le sol planté était de 1,61 à 2,20 fois celle du sol non planté.

Il est possible que l'activité s'accroît de la déshydrogénase soit due à la capacité des microbes à utiliser la pollution pétrolière comme nouvelle source de carbone.

4.12 Résultat et discussion de la Douzième expérience

La concentration de pétrole brut utilisée dans l'étude n'a eu aucun effet sur la croissance de *L. paucicostata* dans les zones humides contaminées, et aucun effet nocif ou toxique n'a été signalé avec pour l'élimination du phénol de *L. minuta* 25 à 250 mg/L⁻³.

Après 120 jours, la concentration moyenne de TPH dans les lits plantés de macrophytes contaminées par du pétrole brut a diminué de de l'ordre de 97,91% (de 3651,77 ± 65,36 à 76,22 ± 6,86 mg/L), alors qu'elle a diminué de 11,46% dans le témoin.

L. minuta a éliminé 100 % du phénol des zones humides en seulement 21 jours (Paisio et al. 2017), tandis que *Rhizophora mangle* a éliminé 87% des TPH des sédiments contaminés en seulement 90 jours, alors que la biorémédiation n'en élimine que 70% après 90 jours. Bien qu'il ait été démontré que les bactéries présentes dans le rhizome aident à l'élimination des hydrocarbures.

Au cours des 60 premiers jours de l'étude, le taux d'élimination des hydrocarbures des zones humides était très élevé, puis a diminué régulièrement au fur et à mesure que l'étude progressait.

La baisse la plus prononcée des hydrocarbures a été détectée entre 15 et 30 jours (16,78%) de l'étude, tandis que la plus faible a été observée entre 105 et 120 jours (2,15%) de l'étude.

Si l'on compare le pourcentage de réduction des chaînes d'hydrocarbures dans le pétrole brut à la fin de l'étude, les C30-C40 présentent le pourcentage de réduction le plus élevé (99,84%), suivis des C19-C29 (95,53%) et des C8-C18 (76,61%). Respectivement

Comme démontré pour les hydrocarbures à chaînes plus élevées (C30-C40), *L. paucicostata* pourrait sélectivement changer les hydrocarbures à chaînes plus élevées en chaînes plus basses comme une réponse adaptative pour atténuer le stress de la contamination. Moreira et al, (2013) ont montré que *Rhizophora mangle* était capable de digérer 80% et 70% des C23-C34 et C24-C40 dans les sédiments contaminés, respectivement, contre 63% et 22,1% des C23-34 et C24-C40 en utilisant la bio remédiation.

Après 120 jours, la concentration d'hydrocarbures bio accumulée ($6,49 \pm 0,66$ mg/kg) par la lentille d'eau a augmenté de 298,16% ($F = 28,115$, $P 0,05$) par rapport aux valeurs de base ($1,63 \pm 0,64$ mg/kg) dans la plante.

Dans les eaux polluées, *L. paucicostata* pourrait être un hyper-accumulateur efficace d'hydrocarbures pétroliers. Le pourcentage de biodégradation à partir des concentrations initiales ($3651,77 \pm 65,36$ mg/L) et finales ($76,22 \pm 6,86$ mg/L) d'hydrocarbures dans les zones humides a révélé que *L. paucicostata* biodégradait considérablement 97,74 % ($3569,06$ mg/L) des hydrocarbures dans les milieux contaminés ($F = 87,325$, $P 0,05$).

Seulement 0,2% d'hydrocarbure a été détecté dans les tissus de *L. paucicostata* à la fin de l'enquête. Malgré l'élimination considérable du Bisphenol A (BPA) des étangs locaux en Chine, *Ceratophyllum demersum* ne présentait que 0,1% de bisphénol A (BPA).

4.13 Résultat et discussion de Treizième expérience

Dans les concentrations de 30 000 mg kg⁻¹ de TPH brut nouveau, le traitement de 42000 mg.kg⁻¹ de TPH 2 altéré, et 79 457 mg⁻¹ de TPH 1 altéré, le sol rhizosphérique 2 a montré le plus haut (73, 72, et 69%) pourcentage de dégradation de TPH brut nouveau et altéré.

Il était suivi par le sol non-rhizosphérique, qui avait 50 et 47 % des concentrations de TPH 1 altéré et 42.000 mg.kg⁻¹ de TPH 2 altéré dégradé, respectivement. D'autre part, le sol rhizosphérique 1 a montré une dégradation maximale de 40 et 39 %, ce qui est 1,9 fois inférieur au sol rhizosphérique 2 et 1,2 fois inférieur aux sols non-rhizosphériques.

De même, les plantes de riz de la lignée 21 (*O. stiva L.*) ont contribué à la biodégradation du fioul en réduisant de 73 % la proportion totale d'hydrocarbures. De même, les sols sans plante (sol non rhizosphérique) se sont comportés de manière similaire jusqu'à ce qu'ils atteignent une dégradation maximale de 50 %, ce qui était supérieur au sol rhizosphérique des plants de riz *Criollo canelo*, qui présentait une dégradation maximale de 40 % chacun.

Dans l'ensemble, les meilleurs résultats ont été obtenus pour la concentration de 79,457 de TPH altéré 1 dans le sol rhizosphérique 2. Ces résultats montrent que la présence de plantes accélère la dégradation du TPH en augmentant les exsudats du sol et les microorganismes (bactéries et champignons) (Jeelani et al. 2017 ; Zhang et al. 2021).

À cet égard, Zozulo et al (2020) ont découvert que la rhizosphère provoquait 87 % de biodégradation du TPH chez les plantes à pépins tandis que les Fabaceae en provoquaient 89%.

Košnář et al (2020) et Oleszczuk et al (2019) ont découvert que les sols rhizosphériques dégradent davantage les TPH que les sols non rhizosphériques, ce qui implique que la présence de plantes dans un sol contaminé augmente considérablement l'élimination des TPH.

4.14 Résultat et discussion de la quatorzième expérience

Dans tous les traitements, le poids sec total du sol comprenait 60 000 mg.kg⁻¹ de TPH. La dégradation du TPH différait significativement entre les pots végétalisés et non végétalisés

En présence d'*A. compressus*, il y avait une différence significative dans la dégradation du TPH entre le sol fertilisé et non fertilisé.

Merkl et al (2005) Ont démontré une meilleure dégradation du pétrole brut après seulement quelques mois sous l'influence d'une herbe tropicale, et Muratova et al (2008) ont démontré une baisse de 52 % du TPH après trois ans de culture de seigle. Après 6 mois, Razmjoo et Adavi (2012) ont découvert que les cultivars de bermudagrass réduisaient le TPH de 40 % dans les sols contaminés par le pétrole. Dans la recherche actuelle,

Au cours de 360 jours, *A. compressus* a réduit le TPH de 70% dans TA et 40% dans TC, contre seulement 11% et 9% dans batteries totales (TB) et TD, respectivement. L'absence de plantes dans un sol non contaminé fait que la dégradation du TPH est plus lente et moins efficace. Lorsque *Cyperus laxus Lam.* à été cultivé sur un sol contaminé par des hydrocarbures et de la perlite dopée pendant 24 mois, Lopez-Martinez et al (2008) ont découvert une baisse substantielle du TPH.

Les racines pénètrent le sol au cours de leur croissance, révélant les polluants piégés qui étaient auparavant inaccessibles et augmentant leur disponibilité pour la dégradation. En outre, la racine améliore l'aération du sol, réduit la teneur en humidité du sol et modifie les propriétés physico-chimiques et biologiques

Par rapport à la population initiale, les traitements plantés en présence d'engrais ont présenté une augmentation considérable de la population de bactéries dégradant le pétrole à la fin de l'essai (360 jours).

Dans cette étude, aucune augmentation significative de la population bactérienne n'a été détectée dans les pots non végétalisés. La présence d'exsudats de plantes et de tissus gommés, qui servent de sources d'énergie, de carbone, d'azote et de facteurs de croissance, a entraîné une augmentation du nombre de microbes.

Huang et al (2004) ont observé une meilleure phytoremédiation des polluants organiques en utilisant des espèces de graminées traitées avec une combinaison de micro-organismes bénéfiques. D'après ces résultats, la dégradation des hydrocarbures favorisée par les plantes peut être due à la complexité des interactions entre les plantes et les bactéries dégradant le pétrole.

4.15 Résultat et discussion de la quinzième expérience

À mesure que la concentration de TPH augmentait, le pourcentage de dégradation du TPH diminuait. Le traitement T2 avait un pourcentage de dégradation du TPH de 38,4 %, tandis que les traitements T3 et T4 avaient 25,6 % et 18,5 %, respectivement.

Contrairement au pourcentage de dégradation du TPH, la quantité de dégradation du TPH (g/kg) a augmenté dans les sols plantés et non plantés à mesure que la concentration de polluants du sol augmentait.

La dégradation du TPH (g/kg) dans le traitement T2 était seulement de 8,06 g/kg, mais elle était de 9,9 g/kg et de 22,7 g/kg dans les traitements T3 et T4, respectivement.

La dégradation des TPH était 25,6 % et 17,1 % plus élevée dans les rhizosphères de l'herbe des Bermudes et de l'herbe de blé, respectivement, par rapport au sol non dégradé ; néanmoins, l'herbe des Bermudes était beaucoup plus efficace dans la dégradation des TPH du sol que l'herbe de blé

Une phytoremédiation réussie et une production élevée de biomasse racinaire ont une association bénéfique (Gerhardt et al, 2009). Par conséquent, il semble que l'herbe des Bermudes produise plus de biomasse racinaire dans les sols pollués que l'herbe du blé, ce qui entraîne une activité microbienne accrue dans sa rhizosphère et, par conséquent, une plus grande dissipation des TPH dans cette étude.

Dans les rhizosphères de l'herbe de blé et de l'herbe des Bermudes, la plus grande dissipation (pourcentage) s'est produite dans le traitement T2 (51,2 % et 47,4 % respectivement, sans différence significative). Dans le sol non planté, la dégradation du TPH n'était que de 16,6 % dans le traitement T2.

La dégradation du TPH (pourcentage) a chuté drastiquement lorsque la teneur en TPH a augmenté (dans les traitements T3 et T4), en particulier pour l'herbe de blé, probablement en raison de la toxicité du pétrole, qui restreint la croissance des racines des plantes ainsi que des micro-organismes du sol (Peng et al, 2009 ; Zhang et al, 2011). L'inclusion de plantes a favorisé l'élimination des hydrocarbures pétroliers totaux dans tous les traitements.

Conclusion Générale

CONCLUSION GENERALE

Certains paramètres de la végétation ainsi que les propriétés d'un sol agricole contaminé par du pétrole brut ont été étudiés dans notre étude synthétique de 15 articles. Cette constatation a été faite en comparant un site témoin à un site contaminé par du pétrole brut à différentes concentrations et d'essayer de mettre en évidence la capacité des plantes à remédier ce sol contaminé par les hydrocarbures.

Sur la base des résultats de notre recherche, nous pouvons conclure que :

Les hydrocarbures sont les polluants les plus répandus dans l'environnement, et leur rejet non traité dans l'environnement provoque des perturbations, d'autant plus que le coût de réhabilitation des sites contaminés est prohibitif.

Le potentiel de phytoremédiation du sorgho et du lin commun dans des sols pétroliers fortement pollués a été étudié, ainsi que les effets des TPHs sur les paramètres de croissance de ces plantes. Les deux espèces végétales se sont révélées efficaces et prometteuses dans l'élimination des TPHs d'un ancien sol fortement contaminé.

Le medick jaune et la alfalfa sont tous deux résistants aux hydrocarbures pétroliers, et la alfalfa a augmenté le nombre de micro-organismes dégradant les HAP dans sa zone racinaire.

F. acuminatum, *F. equseti*, *F. sambucinum*, *F. reticulatum*, et *F. vertisilides* pourraient avoir le potentiel pour la biorémédiation du pétrole brut dans des conditions hautement polluées et ils peuvent également être proposés, pour la remédiation dans les régions semi-aride.

La plante *Cyperus rotundus* peut assainir efficacement les sols contaminés par le pétrole brut. L'ajout de biochar et de compost peut améliorer la capacité des espèces végétales à éliminer les TPH des déchets.

La lignée 21 du riz pourrait être une alternative durable à la phytoremédiation des sols contaminés par le pétrole brut et les intempéries. Le système rhizosphérique des plantes de riz a stimulé la plus grande population de bactéries et de champignons totaux. La plus grande biodégradation des hydrocarbures s'est produite dans le sol rhizosphérique des plantes de riz de la lignée 21.

L'aptitude d'*A. compressus* à la phytoremédiation des sols contaminés par le pétrole brut. Malgré le fait que *A. compressus* a montré une diminution de la hauteur des plantes, de

la biomasse et de la croissance des racines dans le sol contaminé. Sauf elle est une technologie verte qui contrôle également l'érosion et empêche les contaminants de se répandre en surface.

Cynodon spp. et Agropyron desertorum se sont avérés être des phytoremédiateurs efficaces, survivant même dans des sols très pollués et jouant un rôle important dans la dissipation des contaminants du sol.

L. paucicostata est une plante aquatique envahissante qui a le potentiel de restaurer l'environnement et d'éliminer une quantité importante d'hydrocarbures des eaux contaminées.

Une plus grande biomasse racinaire est probablement associée à une augmentation de la population et de l'activité microbienne dans la rhizosphère, et donc à une plus grande efficacité de la dégradation des hydrocarbures. Les plantes cultivées dans un sol traité au biochar étaient plus capables de stimuler la dégradation du TPH dans la rhizosphère que les plantes cultivées dans un sol non traité au biochar.

Les plantes cultivées dans un sol traité au biochar étaient plus capables de stimuler la dégradation du TPH dans la rhizosphère que les plantes cultivées dans un sol non traité au biochar.

Sur la base des résultats présentés, Parce qu'elle est peu coûteuse et qu'elle nécessite peu d'entretien et de gestion, l'utilisation de la végétation en tant qu'approche de remédiation viable pour les sols contaminés par des hydrocarbures pétroliers peut devenir attrayante dans les pays en développement et les pays développés Surtout en Algérie. Les niveaux d'engrais organiques devraient être optimisés dans les études futures pour augmenter la croissance des plantes et la dégradation des hydrocarbures.

En générale, Lors de l'évaluation des options de remédiation, il est essentiel de considérer tous les avantages environnementaux de la phytoremédiation qui vont au-delà de la Réalisation des objectifs de remédiation. Outre les avantages esthétiques, l'amélioration de la qualité de l'air et de l'eau, la réduction de l'érosion et l'ombrage qu'un projet de phytoremédiation peut apporter, la végétation a également la capacité de stocker du carbone.

Quelle que soit le nombre d'expériences menées et la variété des espèces végétales testées, la phytoremédiation des sols contaminés a toujours donné des résultats positifs et rentables.

Partie bibliographique

BIBLIOGRAPHIE

- **Alef K (1995) Soil respiration. In.** Alef K, Nannipieri P (eds) Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, San Diego, pp 214–220.
- **Amanda Van Epps .(2006).**Phytoremediation of petroleum hydrocarbons. [cluin.org/download/studentpapers/A Van Epps-Final.pdf](http://cluin.org/download/studentpapers/A_Van_Epps-Final.pdf).
- **Anderson JPE (1982) Soil respiration. In.** Page AL, Miller RH, Keeney DR (eds) Methods of soil analysis. Part 2, 2nd edn. Agronomy monograph 9. ASA and SSSA, Madison, pp 837–871.
- **Bekenniche. (2021).**Exploration de la biodiversité microbienne dans des sites pollués par les hydrocarbures en Algérie. Biologie moléculaire et Génétique des microorganismes. Thèse de doctorat. L'Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem.5-171 P
- **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
- **Berkouche, H., & Hadjadj, H. (2015).** *Essai de phytoremédiation d'un sol pollué aux hydrocarbures en utilisant la fève, les pois et l'orge* (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).
- **Bordoloi, S., Basumatary, B., Saikia, R., & Das, H. C. (2012).** Axonopus compressus (Sw.) P. Beauv. A native grass species for phytoremediation of hydrocarbon-contaminated soil in Assam, India. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 87(9), 1335-1341.
- **Bouafiane Mabrouka .(2015).** Recherche de la performance de quelques souches bactériennes dans la réhabilitation de deux types de sols pollués par les hydrocarbures.. Eco-pédologie et environnement. UNIVERSITE KASDI MERBAH OUARGLA .
- **C Belghit.(2019).** Nouvelles corrélations pour la détermination des propriétés physiques et thermodynamiques des hydrocarbures et des fractions pétrolières. Génie des procédés.Université 8 Mai 1945 Guelma.6 P.
- **Colin, F .(2000).** Pollution localisée des sols et des sous-sols par les hydrocarbures et les solvants chlorés. Edition Tec & Doc. Rapport n° 44. Académie des sciences. Paris: 417.
- **Colombano S., Guerin V., Saada A., Hiez D. et Bommer H. (2008).** Journée Technique d'information et de retour d'expérience de la gestion des sols pollués. Les Diagnostiques - Objectifs, enjeux & moyens. In Gouvernement de France. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie.

- **Conagua.(2014).** Normales Climatologicas por Estacion. Available from Dcomponent Accessed 06 enero 2015. Cunningham SD, Anderson TA, Schwab AP, Hsu FC. 1996. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Adv Agron* 56: 55–114
- **Cunningham, S. D., Anderson, T. A., Schwab, A. P., & Hsu, F. C. (1996).** Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Advances in agronomy*, 56(1), 55-114.
- **Dritsa, V., F. Rigas, K. Natsis, and R. Marchant, (2007).** Characterization of a fungal strain isolated from a polyphenol polluted site. *Bioresource Technology* 98: 1741–7.
- **Efe S.I. et A.E. OKPALI (2012).** Management of petroleum impacted soil with phytoremediation and soil amendements in Ekpan Delta State, Nigeria. *J. Environ. Prot.*, 3, 386- 393.
- **Eggen, T., and A. Majcherczykb. (1998).** Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in contaminated soil by white rot fungus. *Pleurotus ostreatus*. *International Biodeterioration & Biodegradation* 4: 111–17.
- **Ekperusi, A. O., Nwachukwu, E. O., & Sikoki, F. D. (2020).** Assessing and modelling the efficacy of *Lemna paucicostata* for the phytoremediation of petroleum hydrocarbons in crude oil-contaminated wetlands. *scientific Reports*, 10(1), 1-9.
- **Escalante-Espinosa, E., Gallegos-Martínez, M. E., Favela-Torres, E., & Gutiérrez-Rojas, M. (2005).** Improvement of the hydrocarbon phytoremediation rate by *Cyperus laxus* Lam. inoculated with a microbial consortium in a model system. *Chemosphere*, 59(3), 405-413.
- **Fang, C., Radosevich, M., Fuhrmann, J.J., (2001).** Atrazine and phenanthrene degradation in grass rhizosphere soil. *Soil Biol. Biochem.* 33, 671–678
- **Friedrich, J., P. Zalar, M. Mohorcic, U. Klun, and A. Krzan, (2007).** Ability of fungi to degrade synthetic polymer nylon-6. *Chemosphere* 67: 2089–95.
- **Frische, T. (2003).** Ecotoxicological evaluation of in situ bioremediation of soils contaminated by the explosive 2, 4, 6-trinitrotoluene (TNT). *Environmental Pollution*, 121(1), 103-113.
- **Gasperi, J. (2006) .** Introduction et transfert des hydrocarbures à différentes échelles spatiales dans le réseau d’assainissement parisien. Thèse de doctorat. Ecole nationale des ponts et chaussées. 251

- **Gerhardt, K. E., Huang, X. D., Glick, B. R., & Greenberg, B. M. (2009).** Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: potential and challenges. *Plant science*, 176(1), 20-30.
- **Gilman, J.C. (1998).** **A manual of soil fungi.** 4760–4761. New Delhi: Daya Publishing House.
- **He S Y .(2001) .**The analysis and monitor of environment pollutant. Beijing: Chemical Industry Press (in Chinese) 77-80.
- **Hewitt, E. J. (1952).** Sand and water culture methods used in the study of plant nutrition. Sand and water culture methods used in the study of plant nutrition.
- **Hirmann, D. (2003).** *Anwendung von Bioassays für die Untersuchung von Altlasten kontaminiert mit polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs).* na.
- **Huang, X. D., El-Alawi, Y., Penrose, D. M., Glick, B. R., & Greenberg, B. M. (2004).** A multi-process phytoremediation system for removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from contaminated soils. *Environmental pollution*, 130(3), 465-476.
- **JAMES G. SPEIGHT, Karuna K. Arjoon . (2012) .** Bioremediation of Petroleum and Petroleum Products. Ed.WILEY.592.p.
- **Jeelani, N., Yang, W., Xu, L., Qiao, Y., An, S., & Leng, X. (2017).** Phytoremediation potential of *Acorus calamus* in soils co-contaminated with cadmium and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Scientific reports*, 7(1): 1-9
- **Jiménez Ch.J.A (2003).** Variedades y líneas experimentales de arroz en el estado de Tabasco. *Memoria XVI Reunión Científica-Tecnológica Forestal y Agropecuaria de Tabasco. Villahermosa, Tab*, 89-99.
- **Kacálková L., Tlustoš P. (2011).** The uptake of persistent organic pollutants by plants. *Central European Journal of Biology*, 6: 223–235.
- **Kaimi, E., Mukaidani, T., Miyoshi, S., & Tamaki, M. (2006).** Ryegrass enhancement of biodegradation in diesel-contaminated soil. *Environmental and experimental botany*, 55(1-2), 110-119.
- **Košnář Z., Mercl F., Perná I., Tlustoš P. (2016) .** Investigation of polycyclic aromatic hydrocarbon content in fly ash and bottom ash of biomass incineration plants in relation to the operating temperature and unburned carbon content. *Science of the Total Environment*, 563–564: 53–61

- Košnář Z., Tlustoš P. (2018). Removal of soil polycyclic aromatic hydrocarbons derived from biomass fly ash by plants and organic amendments. *Plant Soil Environ.*, 64: 88–94.
- Košnář, Z., Mercl, F., & Tlustoš, P. (2020). Long-term willows phytoremediation treatment of soil contaminated by fly ash polycyclic aromatic hydrocarbons from straw combustion. *Environmental Pollution*, 264: 114787.
- Li, T., Li, J., Hu, W., Zhang, X., Li, X., & Zhao, J. (2012). Shelf-life extension of crucian carp (*Carassius auratus*) using natural preservatives during chilled storage. *Food Chemistry*, 135(1), 140-145.
- López-Martínez, S., Gallegos-Martínez, M. E., Perez-Flores, L. J., & Gutiérrez-Rojas, M. (2008). Contaminated soil phytoremediation by *Cyperus Laxus* Lam. cytochrome p450 erod-activity induced by hydrocarbons in roots. *International Journal of Phytoremediation*, 10(4), 289-301.
- Lu, M., Zhang, Z., Sun, S., Wei, X., Wang, Q., & Su, Y. (2009). The use of Goosegrass (*Eleusine indica*) to remediate soil contaminated with petroleum. *Water, Air, & Soil Pollution*, 209(1–4), 181–189. <https://doi.org/10.1007/s11270-009-0190-x>.
- Maes E, Schadeck S et Brahy V., sd.(2007). La contamination locale des sols Portail d'environnement Wallonie.
- Masakorala, K., Yao, J., Cai, M., Chandankere, R., Yuan, H., & Chen, H. (2013). Isolation and characterization of a novel phenanthrene (PHE) degrading strain *Pseudomonas* sp. USTB-RU from petroleum contaminated soil. *Journal of hazardous materials*, 263, 493-500.
- Matsodoum Nguemté, P., Djumyom Wafo, G. V., Djocgoue, P. F., Kengne Noumsi, I. M., & Wanko Ngnien, A. (2018). Potentialities of six plant species on phytoremediation attempts of fuel oil-contaminated soils. *Water, Air, & Soil Pollution*, 229(3), 1-18.
- Megateli, S., Dosnon-Olette, R., Trotel-Aziz, P., Geffard, A., Semsari, S., & Couderchet, M. (2013). Simultaneous effects of two fungicides (copper and dimethomorph) on their phytoremediation using *Lemna minor*. *Ecotoxicology*, 22(4), 683-692
- Mercl F., Tejnecký V., Száková J., Tlustoš P. (2016) . Nutrient dynamics in soil solution and wheat response after biomass ash amendments. *Agronomy Journal*, 108: 2222–223

- **Merkel, N., R. Schultze-Kraft, and C. Infante. (2004).** Phytoremediation of petroleum-contaminated soils in the tropics – preselection of plant species from eastern Venezuela. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 78: 185–92.
- **Merkl N, Schultze-Kraft R, Infante C (2005).** Phytoremediation in the tropics—influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. *Environ Pollut* 138:86–91.
- **Merkl, N., Schultze-Kraft, R., & Arias, M. (2006).** Effect of the tropical grass *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf on microbial population and activity in petroleum-contaminated soil. *Microbiological Research*, 161(1), 80-91.
- **Merkl, N., Schultze-Kraft, R., & Infante, C. (2005).** Assessment of tropical grasses and legumes for phytoremediation of petroleum-contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 165(1–4), 195–209. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-4979-y>.
- **Minai-Tehrani D, Herfatmanesh A (2007)** . Biodegradation of aliphatic and aromatic fractions of heavy crude oil-contaminated soil: a pilot study. *Bioremediat J* 11:71–76
- **Morales-Guzmán, G., Rivera-Cruz, M. D. C., Ferrera-Cerrato, R., & Zavala-Cruz, J. (2022).** Phytoremediation of soils contaminated with crude and weathered oil using two rice varieties (*Oryza sativa* L.). *AGROProductividad*, 15(1), 31-42.
- **Morgan P. ; Watkinson R.J.(1994)** . Biodegradation of components of petroleum. *Biochemistry of Microbial Degradation*. Vol.2. N°1. pp : 1-31.
- **Mortet A .(2019)** .étude du rôle de quelques plantes Graminées et Légumineuses dans la phytoremédiation des sols pollués par les hydrocarbures. Thèse de doctorat, université abdelhamid ben badis mostaganem, 177p.
- **Muratova AY, Dmitrieva TV, Panchenko LV, Turkovskaya OV (2008).** Phytoremediation of oil-sludge-contaminated soil. *Int J Phytoremediat* 10:486–502. doi:10.1080/15226510802114920
- **Nanekar S., Dhote M., Kashyap S., Singh S.K., Juwarkar A.A. (2015).** Microbe assisted phytoremediation of oil sludge and role of amendments: A mesocosm study. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12: 193–202.
- **Nelson, P.E., T.A. Tousooun, and W.F.O. Marasas. (1983).** *Fusarium species: An illustrated manual for identification*. Spain: The Pennsylvania State University Press.
- **Nguemté, P., Wafo, G. V., Djocgoue, P., Kengne Noumsi, I., & 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>.

- **Nicolotti, G., and S. Egli. (1998).** Soil contamination by crude oil: Impact on the mycorrhizosphere and on the revegetation potential of forest trees. *Environmental Pollution* 99: 37–43
- **Nie M, Zhang XD, Wang JQ, Jiang LF, Yang J, Quan ZX, Cui XH, Fang CM, Li B (2009).** Rhizosphere effects on soil bacterial abundance and diversity in the Yellow River Deltaic ecosystem as influenced by petroleum contamination and soil salinization. *Soil Biol Biochem* 41:2535–2542
- **Njoku K.L., M.O. Akinola et B.O. Oboh (2009).** Phytoremediation of crude oil contaminated soil: the effect of growth of *Glycine max* on the physico-chemical and crude oil contents of soil. *Nature and Science*, 7 (10), 79-87.
- **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.
- **Obuekwe, C.O., A.M. Badrudeen, E. Al-Saleh, and J.L. Mulder (2005).** Growth and hydrocarbon degradation by three desert fungi under conditions of simultaneous temperature and salt stress. *International Biodeterioration and Biodegradation* 56: 197–206.
- **Ogbo E.M., M. Zibigha et G. Odogu (2009).** The effect of crude oil on growth of the weed (*Paspalum scrobiculatum* L.) - phytoremediation potential of plant. *Afr. J. Env. Sci. Technol.*, 3 (9), 229-233.
- **Oleszczuk, P., Rakowska, M., Bucheli, T. D., Godlewska, P., & Reible, D. D. (2019).** Combined effects of plant cultivation and sorbing carbon amendments on freely dissolved PAHs in contaminated soil. *Environmental science & technology*, 53(9): 4860-4868.
- **Osadolor, C. H., & Animetu, S. (2013).** Assessment of show star grass (*Melampodium paludosum*) for phytoremediation of motor oil contaminated soil. *Civil and Environmental Research*.https://www.academia.edu/31223761/Assessment_of_Show_Star_Grass_Melapodium_Paludosum_for_Phytoremediation_of_Motor_Oil_Contaminated_Soil. Accessed 21 March 2017.

- **Ouvrard S., Leglize P., Morel J.L. (2014): PAH phytoremediation.** Rhizodegradation or rhizoattenuation? *International Journal of Phytoremediation*, 16: 46–61
- **Oyedeji S., O.I. Raimi et I.A. odiwe (2013).** A comparative assessment of the crude oil-remediating potential of *Cynodon dactylon* and *Eleusine indica*. *Environ. Exp. Biol.*, 11, 145-150.
- **Paisio, C. E., Fernandez, M., González, P. S., Talano, M. A., Medina, M. I., & Agostini, E. (2018).** Simultaneous phytoremediation of chromium and phenol by *Lemna minuta* Kunth: a promising biotechnological tool. *International journal of environmental science and technology*, 15(1), 37-48.
- **Panchenko L, Muratova A, Turkovskaya O. (2017).** Comparison of the phytoremediation potentials of *Medicago falcata* L. and *Medicago sativa* L. in aged oil-sludge-contaminated soil. *Environ Sci Pollut Res.* 24(3):3117–3130. doi 10.1007/s11356-016-8025-y.
- **Peng, S., Zhou, Q., Cai, Z., & Zhang, Z. (2009).** Phytoremediation of petroleum contaminated soils by *Mirabilis Jalapa* L. in a greenhouse plot experiment. *Journal of hazardous materials*, 168(2-3), 1490-1496.
- **Pilon-Smits, E. (2005).** Phytoremediation. *Annual review of plant biology*, 56, 15
- **Razmjoo, K., & Adavi, Z. (2012).** Assessment of bermudagrass cultivars for phytoremediation of petroleum contaminated soils. *International journal of phytoremediation*, 14(1), 14-23.
- **Rezek, J., in der Wiesche, C., Mackova, M., Zadrzil, F., & Macek, T. (2008).** The effect of ryegrass (*Lolium perenne*) on decrease of PAH content in long term contaminated soil. *Chemosphere*, 70(9), 1603-1608.
- **S.Ali Ahmed Samira.(2011).** Essai de rehabilitation d'un sol contaminate par les hydrocarbures a l'aide de tensioactifs obtenus par voie biologique..Sciences du sol. Thèse de de Magistère en Sciences Agronomiques. Ecole nationale suparieuse agronomique.5 P.
- **Sanchez, O., I. Sanchez, N. Ferrera, T. Vignes, J.O. Garcia de Oteyza, and J. Mas. (2006) .** Role of cyanobacteria in oil biodegradation by microbial mats. *International Biodeterioration and Biodegradation* 58: 186–95.
- **Saraeian, Z., Haghghi, M., Etemadi, N., HajAbbasi, M. A., & Afyuni, M. (2018).** Phytoremediation effect and growth responses of *Cynodon* spp. and *Agropyron desertorum* in a petroleum-contaminated soil. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 27(5), 393-407.

- **SAS Institute. (1999).** SAS/STAT User's Guide. release 8.2. SAS Institute, Cary, NC
- **Sayed K., Baloo L. & Sharma N.K. (2021).** Bioremediation of Total Petroleum Hydrocarbons (TPH) by Bioaugmentation and Biostimulation in Water with Floating Oil Spill Containment Booms as Bioreactor Basin. *International Journal of Environmental Reserch and Public Health*, 18: 2226.
- **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. <https://doi.org/10.7202/000379ar>
- **Soltani M.(2004).**Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram négatives hydrocarbonoclastes. Variation en fonction de la source de carbone. Thèse de doctorat de l'université Paris 6, spécialité chimie analytique.
- **Szolar, O. H., Rost, H., Braun, R., & Loibner, A. P. (2002).** Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil: minimizing sample pretreatment using automated Soxhlet with ethyl acetate as extraction solvent. *Analytical Chemistry*, 74(10), 2379-2385.
- **Tejada, M., J.L. Gonzalez, M.T. Hernandez, and C. Garcia. (2008).** Application of different organic amendments in a gasoline contaminated soil: Effect on soil microbial properties. *Bioresour. Technol.* 99 : 2872-2880.
- **Wang, C. (2007).** Variability of the Caribbean low-level jet and its relations to climate. *Climate dynamics*, 29(4), 411-422.
- **Wang, J., Zhang, Z., Su, Y., He, W., He, F., & Song, H. (2008).** Phytoremediation of petroleum polluted soil. *Petroleum Science*, 5(2), 167-171.
- **Watanabe, T. (2002).** **Pictorial atlas of soil and seed fungi .** Morphology and key to species. 2nd ed. Oxford: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- **Xu, J., Plaxco, K. W., & Allen, S. J. (2006).** Probing the collective vibrational dynamics of a protein in liquid water by terahertz absorption spectroscopy. *protein Science*, 15(5), 1175-1181.
- **Yateem, A., M.T. Balba, and N. AI-Awadhi. (1997).** White rot fungi and their role in remediating oil-contaminated soil. *Environment International* 24: 181–7.
- **Zebiche, B., & 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 (Doctoral dissertation, Université Mouloud Mammeri).

- **Zhang, F., Zhang, G., & Liao, X. (2021).** Negative role of biochars in the dissipation and vegetable uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an agricultural soil: Cautions for application of biochars to remediate PAHs-contaminated soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 213: 112075.
- **Zhang, X., Liu, X., Liu, S., Liu, F., Chen, L., Xu, G., ... & Cao, Z. (2011).** Responses of *Scirpus triqueter*, soil enzymes and microbial community during phytoremediation of pyrene contaminated soil in simulated wetland. *Journal of hazardous materials*, 193, 45-51.
- **Zuzolo, D., Guarino, C., Tartaglia, M., & Sciarrillo, R. (2021).** Plant-Soil-Microbiota Combination for the Removal of Total Petroleum Hydrocarbons (TPH): An In-Field Experiment. *Frontiers in microbiology*, 11: 361

ANNEXE

ANNEXE

Tableau 2. Caractéristiques physico-chimiques du sol, du compost et du lombricompost (Kosnar et Tlustos, 2018).

Paramètre	Sol	Compost	Lombricompost
pH _{CaCl2}	5.2 ± 0.0	8.4 ± 0.0	8.7 ± 0.1
C _{tot} (g/kg)	18.3 ± 2.5	316 ± 2.0	317 ± 1.8
N _{tot} (g/kg)	1.35 ± 0.1	25.8 ± 0.3	29.9 ± 0.1
P _{avail} (mg/kg)/tot(g/kg) ²	80.2 ± 4.4	2.02 ± 0.3	3.12 ± 0.4
K _{avail} (mg/kg)/tot (g/kg)	190 ± 8.9	29.2 ± 0.6	19.2 ± 0.6
Ca _{avail} (mg/kg)/tot (g/kg)	1586 ± 72	6.95 ± 0.5	9.36 ± 0.7
Mg _{avail} (mg/kg)/tot (g/kg)	153 ± 10	1.99 ± 0.1	2.46 ± 0.2
HAPs total (µg/kg) nd	nd	nd	nd

Tableau 3. Caractéristiques physiques et chimiques du sol expérimental utilisé dans l'étude de phytoremédiation (shirdam et al ,2008)

Paramètre	Valeur	Méthode d'analyse
Argile (%)	33	Mesure de l'hydromètre
Silt (%)	33	Mesure de l'hydromètre
Sand (%)	20	Hydrometer measurement
Gravier (%)	14	Tamis
Matière organique (%)	6,92	Walkley-Black
Organique C (%)	4.02	-
Sol pH	7,6	1:1Bouillie sol/eau
Conductivité électrique (dS m ⁻¹)	2.93	1:2Bouillie sol/eau
N total (%)	0,13	Kjeldahl
P (mg kg ⁻¹)	9,0	Olsen

Tableau 4. Propriétés chimiques sélectionnées des sols étudiés (Barati et al, 2017)

(CCE = calcium carbonate equivalent), (DTPA = diethylenetriamine pentaacetic acid),
(OM = organic matter)

Propriétés du sol	Sol 1	Sol 2
pH	6.09	7.62
Conductivité électrique (dS m⁻¹)	2,71	1,94
Texture	Loam sableux	Loam
Argile (%)	1.5	22
Sable (%)	56	30.72
Silice (%)	29	47.28
CCE (%)	26	50.7
OM (%)	11.34	3.72
Fe extractible au DTPA (mg kg⁻¹)	1.99	3.36
Cu extractible au DTPA (mg kg⁻¹)	0.21	0.10
Mn extractible par DTPA (mg kg⁻¹)	3.18	3.84
Zn extractible par DTPA (mg kg⁻¹)	0.1	0.23
NaHCO₃-P (mg kg⁻¹)	14	15
TPHs (%)	10.13	4.11

Tableau 5. Caractéristiques du sol expérimental au début de l'expérience (J. Jonera et al, 2004)

Texture	
Sable	34%
silice	57%
Argile	9%
Organique C	3.0%
Inorganique C	3.1%

Total N	0.38%
NH₄-N	0.4 mg kg⁻¹
NO₃-N 6.8	mg kg⁻¹
PO₄-P (dans les extraits de CAL)	14.7 mg kg⁻¹
pH (dans 0.01 M CaCl₂)	7.2
Capacité de rétention d'eau	75%
HAP (nombre de cycles aromatiques)	
Fluorène (3)	31,6 mg kg⁻¹
Phénanthrène (3)	94,9 mg kg⁻¹
Anthracène (3)	101.3 mg kg⁻¹
Fluoranthène (4)	140. mg kg⁻¹
Pyrène (4)	78,8 mg kg⁻¹
Benz[a]anthracène (4)	18,3 mg kg⁻¹
Chrysène (4)	19,2 mg kg⁻¹
Benzo[b]fluoranthène (5)	11,3 mg kg⁻¹
Benzo[k]fluoranthène (5)	4,2 mg kg⁻¹
Benzo[a]pyrène (5)	10,0 mg kg⁻¹
Benz[a,h]anthracène (5)	0,0 mg kg⁻¹
Benzo[g,h,i]pérylène (6)	5,7 mg kg⁻¹
Indéno[1,2,3-c,d]pyrène (6)	3,8 mg kg⁻¹
Sum of 13 PAHs	519.4 mg kg⁻¹

Tableau 6. Paramètres physicochimiques des sols pollués en début d'expérimentation (Nguemté et al, 2017).

Paramètres	Valeur à 0 jour	
Paramètres physicochimiques	Matière organique (% matière sèche)	5,3
	pH H₂O	7,9
	Température (°C)	20
	Azote kjeldahl (TKN) (mg·kg⁻¹)	1,5·10³
	Phosphore (mg·kg⁻¹)	1,4·10³
	Humidité résiduelle (%)	15
	(méq·100 g⁻¹) Capacité d'échange cationique	8,8
Hydrocarbures totaux (HCT) (mg·kg⁻¹ matière sèche)	Indice hydrocarbures (C10-C40)	31 100
	HCT (nC10 - nC16)	11 100
	HCT (>nC16 - nC22)	15 700
	HCT (>nC22 - nC30)	4 020
	HCT (>nC30 - nC40)	185
Hydrocarbures aromatiques polycycliques (16 HAP) (mg·kg⁻¹ matière sèche)	Naphtalène	27
	Acénaphthylène	3,4
	Acénaphène	1,5
	Fluorène	7,9
	Phénanthrène	14
	Anthracène	3,7
	Fluoranthène	0,85
	Pyrène	2,4
	Benzo-(a)-anthracene	0,44
	Chrysène	0,61
	Benzo(b)fluoranthène	0,3
Benzo(k)fluoranthène	0,31	

Benzo(a)pyrène	0,26
Dibenzo(a,h)anthracène	0,29
Benzo(ghi)Pérylène	0,29
Indeno (1,2,3-cd) Pyrène	0,3
Somme des HAP	63,55

Tableau 7. La composition physique, chimique et en TPH des boues pétrolières et du sol (Bordoloi et al , 2012)

Caractéristique	Sol	boues de raffinage de pétrole
Ph	7.5	7.9
EC (dS/m)	2.82	2.7
Na (meq/lit)	4.56	4.7
Ca (meq/lit)	6	2.8
K (meq/lit)	1.5	0.15
Mg (meq/lit)	6	2.4
P (mg/kg)	70	19
CaCO3 (%)	36	38
Gypse	--	--
Matière organique (%)	1.92	12
Carbone organique (%)	1.1	7
Total N (%)	0.2	--
Détention d'eau	20.5	24.5
capacité (%)	--	--
Texture du sol	Loam limoneux	--
TPHs (g . kg-1)	--	190

المخلص

يعتبر تلوث البيئة الطبيعية بالنفط الخام ومشتقاته مشكلة متنامية تتطلب إجراءات فورية وفعالة. زادت كمية الموارد المستخرجة ، المنقولة والمخزنة بشكل كبير بسبب الطلب المتزايد على الهيدروكربونات. طرق الإزالة الأكثر شيوعًا هي الميكانيكية والكيميائية والبيولوجية. يعتمد النهج البيولوجي الأكثر استخدامًا حاليًا على قدرة الميكروبات - البكتيريا بشكل أساسي - على تحلل المواد السامة. في المقابل ، أظهرت الدراسات أن عمليات المعالجة النباتية لها تأثير كبير على إزالة التلوث. يحظى تعاون النباتات والكائنات الأخرى ، وخاصة البكتيريا والفطريات ، باهتمام متزايد. من الضروري تحديد الكائنات الحية الدقيقة التي تلعب دورًا حاسمًا في تطوير النباتات ونموها وعملها في بيئة معادية. يمكن أن يكون استخدام الترابط الطبيعي الذي يحدث في نظام الكائنات الحية الدقيقة النباتية بديلاً ممتازًا لخيارات العلاج الأكثر توغلاً (الميكانيكية أو الكيميائية) المتاحة. يتم تحديد فعالية المعالجة النباتية بشكل أساسي من خلال العوامل البيئية وأنواع النباتات والكائنات الحية الدقيقة ونوع التلوث. يعتبر العديد من العلماء العلاج البيولوجي أحد أكثر الاتجاهات قيمة في حماية البيئة الحديثة وتجديد النظام البيئي. بسبب السمية المثبتة لبعض الهيدروكربونات ، من الضروري تحديد وتطوير أكثر الطرق كفاءة وفعالية من حيث التكلفة لإصلاح الموائل المختلفة. يمكن استخدام المعالجة بالنباتات كعملية قائمة بذاتها أو كمكمل لطرق العلاج الأخرى.

الكلمات المفتاحية: المعالجة النباتية ، الزيت الخام ، المشتقات البترولية ، النبات ، الكائنات الحية الدقيقة

Résumé

La pollution de l'environnement naturel par le pétrole brut et ses sous-produits est un problème croissant qui nécessite une action immédiate et efficace. La quantité de ressources extraites, transportées et stockées a considérablement augmenté en raison de la demande croissante d'hydrocarbures. Les méthodes d'élimination les plus courantes sont mécaniques, chimiques et biologiques. L'approche biologique la plus utilisée actuellement repose sur la capacité des microbes - principalement des bactéries - à dégrader les substances toxiques. En revanche, des études ont montré que les processus de phytoremédiation ont un impact significatif sur l'élimination de la contamination. La coopération des plantes et d'autres organismes, en particulier les bactéries et les champignons, fait l'objet d'une attention croissante. Il est essentiel d'identifier les micro-organismes qui jouent un rôle crucial dans le développement, la croissance et le fonctionnement des plantes dans un environnement hostile. L'utilisation des interdépendances naturelles qui se produisent dans le système plantes-microorganismes peut être une excellente alternative aux options de remédiation plus invasives (mécaniques ou chimiques) disponibles. L'efficacité du traitement de phytoremédiation est principalement déterminée par les facteurs environnementaux, les espèces de plantes et de micro-organismes, et le type de contamination. De nombreux scientifiques considèrent le traitement biologique comme l'une des tendances les plus précieuses de la protection moderne de l'environnement et du renouvellement des écosystèmes. En raison de la toxicité avérée de certains hydrocarbures, il est essentiel d'identifier et de développer les méthodes les plus efficaces et les plus rentables pour assainir divers habitats. La phytoremédiation peut être utilisée comme un processus autonome ou comme un complément à d'autres méthodes d'assainissement.

Mots clés : phytoremédiation, pétrole brut, dérivés du pétrole, plante, micro-organisme

Abstract

Pollution of the natural environment by crude oil and its by-products is a growing problem that requires immediate and effective action. The amount of resources extracted, transported and stored has increased dramatically due to the growing demand for hydrocarbons. The most common disposal methods are mechanical, chemical, and biological. The biological approach most commonly used today relies on the ability of microbes - primarily bacteria - to degrade toxic substances. However, studies have shown that phytoremediation processes have a significant impact on the removal of contamination. The cooperation of plants and other organisms, especially bacteria and fungi, is receiving increasing attention. It is essential to identify the microorganisms that play a crucial role in the development, growth and functioning of plants in a hostile environment. Utilizing the natural interdependencies that occur in the plant-microorganism system can be an excellent alternative to the more invasive remediation options (mechanical or chemical) available. The effectiveness of phytoremediation treatment is primarily determined by environmental factors, plant and microorganism species, and the type of contamination. Many scientists consider biological treatment to be one of the most valuable trends in modern environmental protection and ecosystem renewal. Because of the proven toxicity of certain hydrocarbons, it is essential to identify and develop the most effective and efficient methods to remediate various habitats. Phytoremediation can be used as a stand-alone process or as a complement to other remediation methods.

Keywords: phytoremediation, crude oil, petroleum derivatives, plant, microorganism.