



UNIVERSITÉ MOHAMED EL BACHIR EL IBRAHIMI
BORDJ (BOUARRERIDJ)

UNIVERSITY MOHAMED EL BACHIR EL IBRAHIMI
BORDJ (BOUARRERIDJ)

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة محمد البشير الإبراهيمي برج بوعريريج

Université Mohamed El Bachir El Ibrahimi - B.B.A.

كلية علوم الطبيعة والحياة وعلوم الأرض والكون

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et des Sciences de la Terre et de l'Univers

قسم العلوم البيولوجية

Département des Sciences Biologiques



UNIVERSITÉ MOHAMED EL BACHIR EL IBRAHIMI
BORDJ (BOUARRERIDJ)

UNIVERSITY MOHAMED EL BACHIR EL IBRAHIMI
BORDJ (BOUARRERIDJ)

Mémoire

En vue de l'obtention du Diplôme de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Microbiologie

Spécialité : Microbiologie Appliquée

Intitulé

**Étude bibliographique sur
la bioremédiation des déchets industriels par le genre
*Aspergillus***

Présenté par : OUANOUGH Nesrine
BENHALIMA Mouna Aicha

Soutenu le : 26/06/2022 ;

Devant le jury :

Président :	Mr. SADRATI Nouari.	MCB.	Université BBA.
Encadrant :	Mme. IRATNI Nadjet.	MAA.	Université BBA.
Examineur :	Mme. TAMINE Milouda.	MAB.	Université BBA.

Année universitaire : 2021/2022

Résumé

Dans le monde entier, l'accumulation des polluants environnementaux et des déchets industriels des usines à différentes activités devenus un problème majeur pour notre santé et l'environnement. Pour cela, des chercheurs et scientifiques ont réalisés des applications et des techniques afin de réduire ce problème, éliminer la toxicité et biore médier ces déchets. Dans cette étude, nous avons parlé sur les types des déchets industriels (les déchets plastiques, les hydrocarbures et les déchets d'équipements électriques et électroniques), et a possibilité de les biodégrader en utilisant le genre fongique *Aspergillus*, qui est un genre à un potentiel de dégradation énorme et a une grande capacité dans la bioremédiation des déchets industriels. Ce document est un recueil de plusieurs expériences réalisées par des chercheurs, sont basées sur tester la capacité des plusieurs espèces de genre *Aspergillus* à biore médier les déchets industriels. *Aspergillus japonicus* a montré une grande capacité de dégradation de déchets plastiques LDPE plus forte que *Aspergillus niger*. Alors que pour les hydrocarbures, *Aspergillus flavus* a donné un degré de dégradation supérieur par rapport à celle des *Aspergillus fumigatus* et *Aspergillus versicolor*. En ce qui concerne les déchets d'équipement électrique et électroniques, *Aspergillus niger* a montré une super dégradation de cartes de circuits.

Mots-clés

Aspergillus, déchets industriels, déchets plastiques, Hydrocarbures, DEEE, bioremédiation, biodégrader, moisissure, les enzymes.

Abstract

All over the world, the accumulation of environmental pollutants and industrial waste from factories that have different activities have become a major problem for our health and the environment. For this, researchers and scientists have carried out applications and techniques to reduce this problem, eliminate the toxicity and bioremediate this waste. In this study, we talked about the types of industrial waste (plastic waste, hydrocarbons and electrical and electronic equipment waste), and the possibility of biodegrading them using the fungal genus *Aspergillus*, which is a genus with enormous degradation potential and has a great capacity in the bioremediation of industrial waste. This document is a collection of several experiments carried out by researchers, are based on testing the ability of several species of the genus *Aspergillus* to bioremediate industrial waste. *Aspergillus japonicus* showed a higher degradation capacity of LDPE plastic waste than *Aspergillus niger*. While for hydrocarbons, *Aspergillus flavus* gave a higher degree of degradation compared to that of *Aspergillus fumigatus* and *Aspergillus versicolor*. Regarding waste electrical and electronic equipment, *Aspergillus niger* showed super degradation of circuit boards.

Keywords

Aspergillus, industrial waste, plastic waste, hydrocarbons, waste electrical and electronic equipments, bioremediation, biodegradation, mold, enzymes.

ملخص

في جميع أنحاء العالم، تراكمت الملوثات البيئية والنفايات الصناعية من المصانع في مختلف الأنشطة أصبح مشكلة كبيرة لصحتنا وبيئتنا. لهذا، قام الباحثون والعلماء بتنفيذ تطبيقات وتقنيات للحد من هذه المشكلة، والقضاء على السمية والمعالجة الحيوية لهذه النفايات. تحدثنا في هذه الدراسة عن أنواع المخلفات الصناعية (نفايات بلاستيكية، نفايات النفط و مشتقاته، نفايات المعدات الكهربائية والإلكترونية)، وإمكانية تحليلها باستخدام الجنس الفطري *Aspergillus*، وهو جنس ذو قدرة تحليل ضخمة ورائعة و ذو القدرة على المعالجة الحيوية للنفايات الصناعية. هذه الدراسة عبارة عن مجموعة من العديد من التجارب التي أجراها عدة باحثون، وهي تستند إلى اختبار قدرة عدة أنواع من جنس *Aspergillus* على التحليل البيولوجي للنفايات الصناعية. أظهر *Aspergillus japonicus* قدرة تحليل للنفايات البلاستيكية LDPE أعلى من *Aspergillus niger*. بينما بالنسبة لنفايات النفط و مشتقاته، أعطت *Aspergillus flavus* درجة أعلى من التحليل مقارنة بتلك الخاصة بـ *Aspergillus fumigatus* و *Aspergillus versicolor*. فيما يتعلق بنفايات المعدات الكهربائية والإلكترونية، أظهر *Aspergillus niger* تحليلاً كبيراً في لوحات الدوائر.

الكلمات المفتاحية

Aspergillus، النفايات الصناعية، النفايات البلاستيكية، نفايات النفط، نفايات المعدات الكهربائية والإلكترونية، المعالجة الحيوية، التحليل البيولوجي، العفن، الإنزيمات.

Remerciement

Merci mon dieu, tu es qui a nous donné la vie, la santé et la réussite,

El Hamdouli-Allah.

On tient de remercier notre encadrante IRATNI Nadjet pour nous avoir suivis et conseillés tout au long de la réalisation de ce mémoire, aussi pour sa patience et surtout ses judicieux conseils qui ont contribué à alimenter notre réflexion.

On remercie les membres du jury, le président SADRATI Nouari, l'examinatrice TAMINE Milouda et l'encadrante IRATNI Nadjet, pour leur présence, pour leur lecture attentive de notre thèse ainsi que pour les remarques qu'ils nous adresseront lors de cette soutenance afin d'améliorer notre travail.

Nous voudrions exprimer notre gratitude à toute l'équipe de l'université de Mohamed El Bachir El Ibrahimi, Bordj Bou Arréridj, surtout la famille de notre faculté des sciences de la nature et de la vie, cinq années d'études dans cette université se sont passées très bien grâce au respect mutuel entre nous et au dévouement des étudiants, des professeurs et de l'administration au travail.

Dédicaces

« Ce projet de fin d'étude est dédié à mes chers parents, je vous dédie le fruit de 18 années d'études, vous avez toujours me poussé et motivé dans mes études, sans vous je n'aurais rien dans cette vie, merci beaucoup mama et baba. Mes frères aussi et toute l'aimable famille, merci pour votre soutien. Je ne peux pas remercier tous mes proches par leur nom, mais je vous dis que vous êtes dans mon cœur. »

Nesrine OUANOUGH. 

« Je dédie ce mémoire à mon père et ma mère pour leur amour inestimable, leurs sacrifices, leur confiance, leur soutien et toutes les valeurs qu'ils ont su m'inculquer. Aussi à mon grand-père et ma grand-mère, à ma sœur et mon frère, aussi à ma petite fille pour leur tendresse, leur complicité et leur présence pour leurs mots d'encouragement et leur gentillesse. Merci beaucoup à tous.»

Mouna BEN HALIMA. 

Sommaire

Résumé

Abstract

ملخص

Remerciement

Dédicaces

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des abréviations

Introduction 1

Chapitre I: Généralités sur les moisissures et le genre *Aspergillus*.

I.1- Généralités sur les moisissures 3

I.2 -Le genre *Aspergillus* 4

I.2.1- Définition 4

I.2.2- Classification 5

I.2.3- Morphologie 6

I.2.4- Reproduction 7

I.2.5- Physiologie 8

Chapitre II: La bioremédiation des déchets industriels.

II.1- La bioremédiation 10

II.2- Principe de la bioremédiation 10

II.3- Les facteurs affectant la bioremédiation 11

II.3.1- Facteurs biologiques	11
II.3.2- Facteurs environnementaux	11
II.3.2.1- La température	12
II.3.2.2- La concentration d'oxygène	13
II.3.2.3- Teneur en humidité	13
II.3.2.4- Le pH	13
II.4- Les types de bioremédiation	13
II.4.1- En fonction de la stratégie de bioremédiation	13
II.4.2- En fonction de l'endroit où se fait la bioremédiation	14
II.5- Les avantages et désavantages de la bioremédiation	14
II.5.1- Les avantages	14
II.5.2- Les désavantages	15
II.6- Les techniques de la bioremédiation	15
II.6.1- La bioaugmentation	15
II.6.2- Les biofiltres	15
II.6.3- Les bioréacteurs	16
II.6.4- La biostimulation	17
II.6.5- La bioventilation	17
II.6.6- Le LandFarming/Traitement des terres/Bioréacteurs à lit préparé	17
II.6.7- Le compostage	17
II.6.8- Le bioempilage	18
II.7- Les déchets industriels	18

II.8- Les différents types des déchets industriels	19
II.8.1- Les déchets plastiques	19
II.8.2- Les hydrocarbures	19
II.8.3- Les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE)	19
II.8.4- Les pesticides	20
II.8.5- Les métaux lourds	20

Chapitre III: La bioremédiation des déchets industriels par le genre *Aspergillus*.

III.1- La bioremédiation de déchets plastiques par <i>Aspergillus</i>	21
III.2- La bioremédiation des hydrocarbures par <i>Aspergillus</i>	25
III.3- La bioremédiation de déchets d'équipements électriques et électroniques par <i>Aspergillus</i>	30
Conclusion	32
Références bibliographiques	33
Annexes	41

Liste des tableaux

-Tableau I: Dégradation de polyéthylène dans le sol pendant 9 mois	24
-Tableau II: Comparaison entre 6 espèces d' <i>Aspergillus</i>	24
-Tableau III: Concentrations moyennes d'hydrocarbures pétrolier totaux (TPH) et pourcentage de biodégradation d'espèces fongiques en milieu liquide pendant 15 et 30 jours d'incubation	26
-Tableau IV: Dégradation des déchets d'équipements électriques électroniques par les moisissures	30

Liste des figures

- Figure 1: <i>Aspergillus</i> sous microscope optique à l'objectif X40	5
- Figure 2: Schéma représentatif de la morphologie générale de genre <i>Aspergillus</i>	7
- Figure 3: Graphe de dégradation de plastique	22
- Figure 4: Graphe de perte de poids par le temps par <i>Aspergillus niger</i>	23
- Figure 5: Le pourcentage de dégradation de pétrole brut par <i>Aspergillus niger</i>	26
Figure 6: Pourcentage de dégradation des HAP par <i>Aspergillus terreus</i> dans le sol. a: naphtalène, b: anthracène	28
- Figure 7: Graphe de dégradation de composés biodégradés	29
- Figure 8: Graphe de changement de poids des cartes de circuits imprimés au cours de temps d'incubation en présence d' <i>Aspergillus</i>	31

Liste des abréviations

HM: Heavy Metals

pH: Potentiel d'Hydrogène

cm: Centimètre

Pb: Plomb

Cr: Chrome

As: Arsenic

Zn: Zink

Cu: Cuivre

Hg: Mercure

Sb: Antimoine

Ni: Nickel

LDPE: Low Density Polyethylene

rpm: rotation par minute

°C: Degré celsius

mg: milligramme

PDA: Potate Dextrose Agar

MSM: Milieu salin minimum

TPH: Total Petroleum Hydrocarbon

HAP: Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HPLC: Chromatographie en phase liquide à haute performance

DEEE: Déchets d'équipements électriques et électroniques

-Introduction

L'air, l'eau et le sol sont les trois secteurs les plus importants pour l'existence et le maintien de la forme de vie sur la terre. Au cours des deux dernières décennies, l'eau et le sol se sont significativement plus toxique par l'accumulation de substances dangereuses. L'industrialisation et l'urbanisation rapides ont conduit à la génération de substances toxiques qui sont déversées dans l'écosystème. Les principaux polluants environnementaux sont les déchets plastiques, les métaux lourds (HM), hydrocarbures pétroliers et les déchets d'équipement électriques et électroniques (Baldrian et Gabriel, 2002; Malik, 2004; Suryavathi et *al.*, 2005).

Comme l'accumulation de produits chimiques toxiques est un problème constant dû au mode de vie avancé, durable les techniques de remédiation sont importantes. Les tendances scientifiques récentes se concentrent sur les techniques de remédiation par l'utilisation d'espèces microbiennes. Comme alternative à faible coût, cette méthode de bioremédiation offre la gestion des écosystèmes terrestres et aquatiques avec facilité et de manière durable (Mukherjee et *al.*, 2010).

Des preuves expérimentales montrent que les espèces d'*Aspergillus* sont les plus adaptées à la bioremédiation. La découverte de souches hyperaccumulatrices d'*Aspergillus* dans les sites contaminés les rend le premier choix dans le domaine de la bioremédiation (Mukherjee, 2016).

Au cours de la dernière décennie, des recherches approfondies ont été en cours pour examiner le potentiel de bioremédiation par *Aspergillus*. Ces champignons saprophytes sont très capables de croître dans des conditions environnementales drastiques avec des environnements moins nutritifs. *Aspergillus* est une caractéristique économique primordiale pour une utilisation multiple dans l'agriculture, l'industrie et l'environnement. Ce genre est particulièrement intéressant en raison de sa riche variété d'espèces, avec diverses fonctions écologiques. Aussi, les rapports de toxicité pour *Aspergillus sp* sont très limités. *Aspergillus* contient des enzymes uniques, rarement produites par d'autres micro-organismes, certains d'entre eux aident l'espèce à neutraliser les substances toxiques et certaines sont responsables de bioremédiation d'un large éventail de substances toxiques (Mukherjee, 2016).

Le présent document est consacré à une recherche bibliographique sur la bioremédiation des déchets industriels par le genre *Aspergillus sp*.

Le premier chapitre parle sur les moisissures en général et sur le genre *Aspergillus* en particulier et ce que s'y rapporte (morphologie, reproduction, etc...). Ensuite, le deuxième chapitre met en évidence les points importants de la bioremédiation tel que le principe, les facteurs affectant la biodégradation des déchets industriels, les avantages et les désavantages de ce processus de bioremédiation, aussi ses différents types et techniques les plus connus dans le monde, sans oublier les types des déchets industriels. Enfin, le troisième chapitre traite la bioremédiation des déchets industriels par le genre *Aspergillus* et sa capacité à les biodégrader.



Chapitre I



Chapitre I: Généralités sur les moisissures et le genre *Aspergillus*.

I.1- Généralités sur les moisissures

Les moisissures sont des organismes microscopiques eucaryotes, hétérotrophes filamenteux ressemblant à des plantes, composés de longs filaments qui poussent à la surface et à l'intérieur de presque toutes les substances d'origine végétale, alimentaire, feuille sèche ou animale. Ils sont activés par leur construction filamenteuse. Ils peuvent être de presque toutes les couleurs, par exemple blanc, orange, vert ou le noir. Les moisissures sont une partie vitale de l'environnement et sont nécessaires pour décomposer les matériaux morts. Les moisissures se reproduisent par les spores. Les spores sont comme les graines et germent pour produire une nouvelle colonie de moisissures lorsqu'elles atterrissent dans un endroit approprié. Les spores de moisissure se déplacent facilement dans l'air, lorsque les spores de moisissure atterrissent sur des matériaux humides, par exemple des murs, des appareils de sol (tels que des humidificateurs ou des climatiseurs), des tapis ou des meubles, elles peuvent commencer à se multiplier formant des petites taches poussiéreuses qui se répandent sur le pain, le fromage, les livres et d'autres choses à la maison. Les biologistes les considèrent comme distincts du règne végétal et membres du règne des champignons (Nwakanma et Unachukwu, 2017).

Les champignons sont parmi les organismes les plus importants au monde, non seulement en raison de leur rôle vital dans les fonctions de l'écosystème, mais aussi en raison de leur influence sur les humains et les activités liées à l'homme. Les champignons sont essentiels à des activités cruciales telles que la décomposition, le cycle des nutriments et le transport des nutriments et sont indispensables pour parvenir à un développement durable (Palm et Chapela, 1998).

Environ 80 000 à 120 000 espèces de champignons ont été décrites à ce jour, bien que le nombre total d'espèce est estimée à environ 1,5 million (Hawksworth, 2001; Kirk et *al.*, 2001).

Les filaments des champignons de moisissure sont appelés hyphes. Lorsque les hyphes sont suffisamment nombreux pour être vus à l'œil nu, ils forment ce qu'on appelle un mycélium (Nwakanma et Unachukwu, 2017).

Selon leur mode de vie, les champignons peuvent être définis par l'ensemble suivant de caractéristiques (Ainsworth, 1973):

-La nutrition: hétérotrophe (sans photosynthèse), se nourrissant par absorption plutôt que par ingestion.

-La paroi cellulaire: typiquement présent, généralement à base de glucanes et de chitine, rarement de glucanes et de cellulose (Oomycota).

-La reproduction: les événements reproducteurs suivants peuvent se produire : sexuel (c'est-à-dire fusion nucléaire et méiose) et/ou parasexuel (c'est-à-dire impliquant une fusion nucléaire suivie d'une dé-diploïdisation progressive) et/ou asexué (c'est-à-dire division nucléaire purement mitotique).

-L'habitat: omniprésent dans les habitats terrestres et d'eau douce, moins dans le milieu marin.

-L'écologie: rôles écologiques importants en tant que saprotrophes, symbiotes mutualistes, parasites ou hyperparasites.

-La distribution: cosmopolite.

I.2- Le genre *Aspergillus*

I.2.1- Définition

Aspergillus est l'un des plus anciens genres de champignons décrits par Micheli en 1729 (Ross, 1951). Le genre *Aspergillus* comprend organismes dont les caractéristiques sont élevées pathologiques, agricoles, industriels, pharmaceutique, scientifique et culturelle importance et jouent un rôle important dans dégradation du substrat organique, en particulier matériel végétal (Bignell, 2010; Goldman et Osmani, 2008; Samson et Varga, 2009). Les *Aspergilli* sont connus pour leur capacité à sécréter une variété de produits chimiques biologiquement actifs composés comprenant des antibiotiques, des mycotoxines, immunosuppresseurs et hypocholestérolémiantes (Goldman et Osmani, 2008). La figure 1 représente le genre *Aspergillus* sous microscope optique à l'objectif X40 (Chabasse et *al.*, 2002).

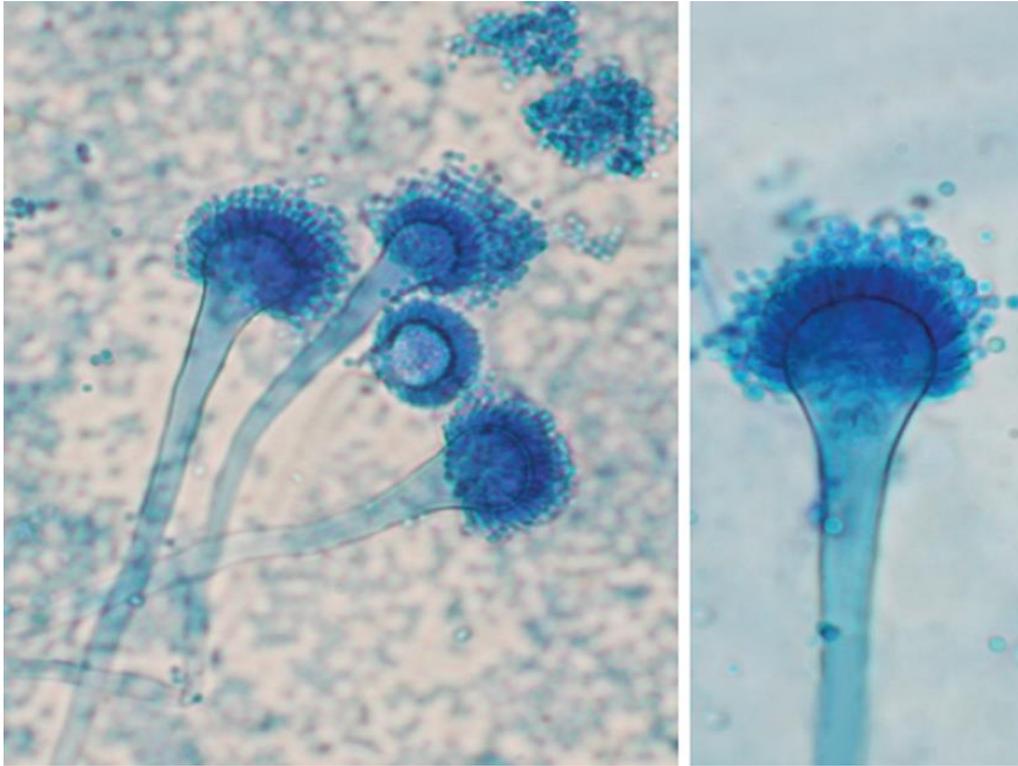


Figure 1: *Aspergillus fumigatus* sous microscope optique à l'objectif X40 (Chabasse et *al.*, 2002).

I.2.2- Classification

Selon Charles et Kenneth (1945), la classification de genre *Aspergillus* est comme suit:

-Règne: *Fungi*

-Division: *Ascomycota*

-Classe: *Eurotiomycetes*

-Sous-classe: *Eurotiomycetidae*

-Famille: *Trichocomaceae*

-Genre: *Aspergillus*

-Plus de 185 espèces:

Aspergillus awamori, *Aspergillus caesiellus*, *Aspergillus candidus*, *Aspergillus carbonarius*, *Aspergillus carneus*, *Aspergillus clavatus*, *Aspergillus deflectus*, *Aspergillus felis*,

Aspergillus flavus, *Aspergillus fumigatus*, *Aspergillus glaucus*, *Aspergillus kawachii*, *Aspergillus nidulans*, *Aspergillus niger*, *Aspergillus ochraceus*, *Aspergillus oryzae*, *Aspergillus parasiticus*, *Aspergillus penicilloides*, *Aspergillus restrictus*, *Aspergillus sojae*, *Aspergillus sydowi*, *Aspergillus terreus*, *Aspergillus ustus*, *Aspergillus versicolor*.

I.2.3- Morphologie

Les *Aspergillus* sont caractérisés par un thalle végétatif formé de filaments mycéliens hyalins, de diamètre fin et régulier, septés et ramifiés. L'identification du genre *Aspergillus* reposera sur la mise en évidence des têtes aspergillaires à l'examen microscopique des colonies. Sur les filaments végétatifs, prennent en effet naissance des filaments dressés, non cloisonnés. Ces derniers, qu'on appelle conidiophores, se terminent par une vésicule de forme variable sur laquelle sont disposées les cellules conidiogènes ou phialides. La conidiogénèse s'effectue en effet sur le mode blastique phialidique, par bourgeonnement à l'apex des phialides d'une série de spores ou conidies qui restent accolées les unes aux autres en chaînes non ramifiées, basipètes, la plus jeune étant à la base de la chaîne (Chabasse et *al.*, 2005).

Les spores, toujours unicellulaires, sont de forme variable, globuleuses, subglobuleuses ou elliptiques. Diversement pigmentées, elles peuvent être lisses ou recouvertes d'aspérités plus ou moins marquées. Les phialides peuvent être insérées directement sur la vésicule (têtes unisériées), ou portées par des petits articles insérés sur la vésicule, les métules (têtes bisériées) (Chabasse et *al.*, 2005). L'ensemble vésicule (métules) + phialides + conidies constitue la tête aspergillaire qui caractérise le genre *Aspergillus*. La Morphologie générale de genre *Aspergillus* est représentée par le schéma suivant:

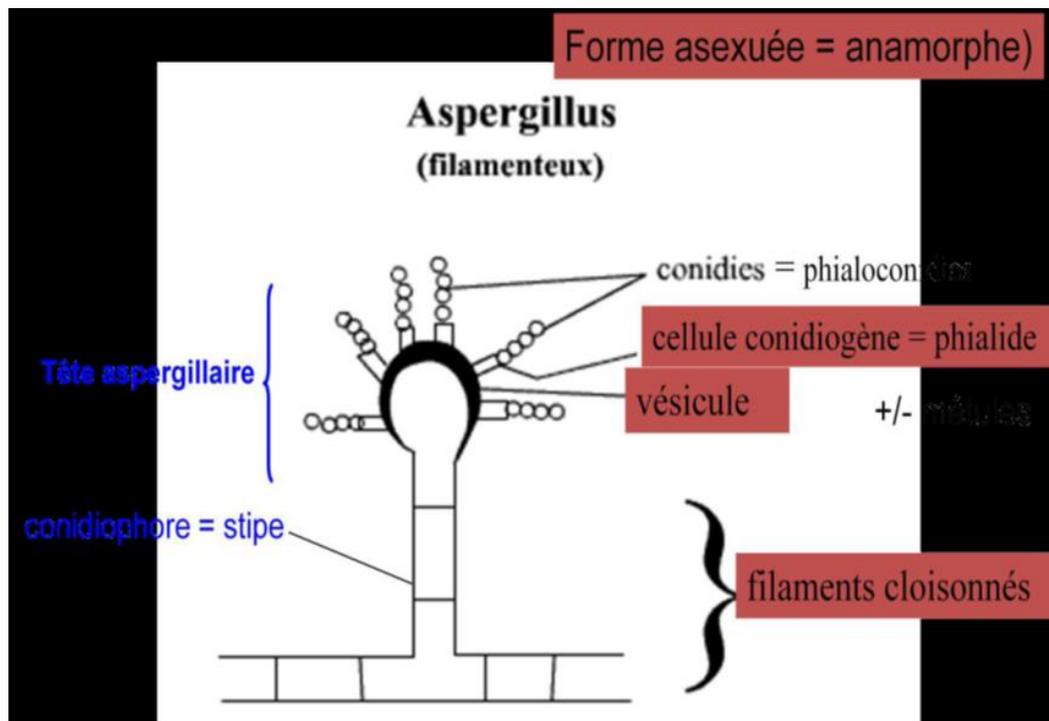


Figure 2: Schéma représentatif de la morphologie générale de genre *Aspergillus* (Morin, 2003).

I.2.4- Reproduction de genre *Aspergillus*

L'*Aspergilli* est un groupe modèle précieux pour étudier l'évolution et contrôle de la reproduction sexuée chez les champignons car il comprend une série des espèces avec différents modes de productivité. Ceux-ci incluent les asexués (mitosporiques) qui ne génèrent que des spores asexuées, ainsi que d'autres espèces qui peuvent en outre former des spores sexuées (méiosporiques) qui être hétérothallique (autostérile) ou homothallique (autofertile) systèmes d'élevage (Dyer et O'Gorman, 2012).

Les téléomorphes des espèces sexuées se distinguent par leur morphologie cléistothéciale, par exemple la composition et la couleur de la paroi cléistothéciale (Benjamin, 1955; Geiser, 2008; Dyer et O'Gorman, 2012), la nature de l'ornementation des ascospores s'est également avérée être un caractère taxonomique unique pour certains genres téléomorphes au sein des *Aspergillus* (Samson et Varga, 2010). Ce n'est que dans le genre *Fennellia* qu'une structure unique d'ascogonies (gamétanges femelles) et d'anthéridies (gamétanges mâles) a été mise en évidence parmi les *Aspergilli* (Geiser, 2008).

Les cleistothèces d'*Aspergillus spp*, peuvent contenir jusqu'à 100 000 ascospores environ, avec 8 ascospores dans chacun d'eux. On a estimé qu'environ 80 000 ascospores viables étaient présentes dans les cleistothèces typiques d'*Aspergillus spp*, *Aspergillus nidulans* (Pontecorvo et al., 1953; Braus et al., 2002).

Les ascospores sont libérées après la rupture du péridium (paroi externe), et sont ensuite dispersées dans le milieu environnant, qui peut être le sol ou la matière organique en décomposition. *Aspergillus thecicus* est une exception à cette règle; il est incapable de former de véritables cleistothèces. Par conséquent, les ascospores se développent directement à partir des enroulements ascogoniaux et sont portés nus sur du mycélium indifférencié (Raper et Fennell, 1965). Il est devenu évident que le noyau d'un partenaire d'accouplement est normalement entièrement impliqué dans la formation des tissus maternels tels que les tissus accessoires et la paroi du péridium, alors que le noyau compatible du partenaire d'accouplement n'est impliqué que dans la formation des hyphes ascogènes et de la paroi du péridium (Raper et Fennell, 1965).

Les tissus secondaires qui soutiennent la sexualité, notamment les cellules de Hülle et les sclérotés (Dyer et O'Gorman, 2012). On a supposé que ces voies fonctionnent normalement de manière synchrone. Cependant, il y a des exceptions, par exemple *Aspergillus multicolore* et *Aspergillus sclerotioniger* qui sont capables de former indépendamment des tissus accessoires du sexe, tandis que certains mutants des *Aspergillus nidulans* ont la capacité de former un nombre élevé de cellules de Hülle bien que la méiose et le développement des ascospores soient absents. En effet, les espèces du genre *Petromyces* peuvent produire des cleistothèces uniques ou multiples, chacun ayant un péridium distinct à l'intérieur d'un seul sclérote (Dyer et O'Gorman, 2012).

I.2.5- Physiologie

Les membres du genre *Aspergillus* sont présents dans une grande variété d'habitats. Certains sont communs sous forme de saprophytes dans le sol, tandis que d'autres se trouvent sur les produits alimentaires et les aliments pour animaux stockés et dans la végétation en décomposition (Domsch et al., 1980).

Ils sont particulièrement abondants dans les régions tropicales et subtropicales. Avec *Penicillium*, ce sont les genres dominants sur les produits stockés, capables de prospérer dans des situations de faible activité de l'eau et de températures élevées (Raper et Fennell, 1965).

Les *Aspergilli* étant des champignons filamenteux, des facteurs extrinsèques tels que l'eau, la température, le pH et la composition des gaz ont une profonde influence sur leur croissance et la biosynthèse des mycotoxines. Ainsi, une connaissance des effets de ces paramètres physiobiochimiques peut fournir une méthodologie pour prévenir leur croissance et la production de mycotoxines dans les denrées alimentaires et les aliments pour animaux. Cependant, il convient de souligner que les interactions entre plusieurs de ces facteurs sont souvent plus importantes que les facteurs individuels agissant isolément (Kozakiewicz et Smith, 1994).



Chapitre II



Chapitre II: La bioremédiation des déchets industriels.

II.1- La bioremédiation

Bioremédiation est une activité procédurale microbiologique bien organisée qui est appliquée pour décomposer ou transformer les contaminants en des formes élémentaires et composées moins toxiques ou non toxiques. Les bioremédiateurs sont des agents biologiques utilisés pour la bioremédiation afin de nettoyer les sites contaminés. Les bactéries, les archées et les champignons sont les principaux bioremédiateurs typiques (Strong et Burgess, 2008).

L'application de la bioremédiation en tant que processus biotechnologique impliquant des micro-organismes pour résoudre et éliminer les dangers de nombreux polluants par biodégradation de l'environnement. Les termes de bioremédiation et de biodégradation sont des mots plus interchangeables. Les micro-organismes agissent comme d'importants outils d'élimination des polluants dans le sol, l'eau et les sédiments; principalement en raison de leur avantage par rapport aux autres protocoles procéduraux de remédiation. Les micro-organismes restaurent l'environnement naturel d'origine et empêchent toute nouvelle pollution (Demnerova et *al.*, 2005).

II.2- Principe de la bioremédiation

La bioremédiation est définie comme le processus par lequel les déchets sont biologiquement dégradés dans des conditions contrôlées à un état inoffensif ou à des niveaux inférieurs aux limites de concentration établis par les autorités de régulation. Les micro-organismes conviennent à la tâche de destruction des contaminants parce qu'ils possèdent des enzymes qui leur permettent d'utiliser les contaminants environnementaux comme aliment. Le but de la bioremédiation est de les encourager travailler en fournissant des niveaux optimaux de nutriments et d'autres chimiques indispensables à leur métabolisme afin de dégrader/détoxifier les substances dangereuses pour l'environnement et êtres vivants. Toutes les réactions métaboliques sont médiées par des enzymes. Celles-ci appartiennent aux groupes des oxydoréductases, hydrolases, lyases, transférases, isomérases et ligases. Beaucoup d'enzymes ont une capacité de dégradation remarquablement large en raison de leur affinité non spécifique et spécifique avec le substrat. Pour que la bioremédiation soit efficace, les micro-organismes

doivent attaquer enzymatiquement, les polluants et les transformer en produits inoffensifs (Kumar et *al.*, 2011).

Comme la bioremédiation ne peut être efficace que là où les conditions de l'environnement permettent la croissance et l'activité microbiennes. Son application implique souvent la manipulation de paramètres environnementaux permettre la croissance et la dégradation microbiennes à un rythme plus rapide (Kumar et *al.*, 2011).

II.3- Les facteurs affectant la bioremédiation

II.3.1- Les facteurs biologiques

Les facteurs biotiques affectent la dégradation des composés organiques par la compétition entre les micro-organismes pour des sources de carbone limitées, les interactions antagonistes entre les micro-organismes ou la prédation des micro-organismes par les protozoaires et les bactériophages. Le taux de dégradation des contaminants dépend souvent de la concentration du contaminant et de la quantité de catalyseur présent. Dans ce contexte, la quantité de catalyseur représente le nombre d'organismes capables de métaboliser le contaminant ainsi que la quantité d'enzyme(s) produite(s) par chaque cellule. L'expression d'enzymes spécifiques par les cellules peut augmenter ou diminuer le taux de dégradation des contaminants. En outre, l'étendue des enzymes spécifiques du métabolisme des contaminants doit être prise en compte et leur « affinité » pour le contaminant ainsi que la disponibilité du contaminant sont largement nécessaires. D'autres facteurs biologiques peuvent affectent le processus de la bioremédiation: mutation, transfert horizontal de gènes, activité enzymatique, interaction (compétition, succession et prédation), sa propre croissance jusqu'à atteindre la biomasse critique, la taille et la composition de la population (Madhavi et Mohini, 2012; Boopathy, 2000).

II.3.2- Les facteurs environnementaux

Les caractéristiques métaboliques des micro-organismes et les propriétés physico-chimiques des contaminants ciblés déterminent les interactions possibles au cours du processus. L'interaction réussie réelle entre les deux; cependant, dépend des conditions environnementales du site de l'interaction. La croissance et l'activité des micro-organismes sont affectées par le pH, la température, l'humidité, la structure du sol, la solubilité dans l'eau, les nutriments, les

caractéristiques du site, le potentiel redox et la teneur en oxygène, le manque de ressources humaines formées dans ce domaine et la biodisponibilité physico-chimique des polluants (concentration des contaminants, type, solubilité, structure chimique et toxicité). Les facteurs énumérés ci-dessus déterminent la cinétique de dégradation (Madhavi et Mohini, 2012; Adams et *al.*, 2015). La biodégradation peut se produire dans une large gamme de pH, cependant, un pH de 6,5 à 8,5 est généralement optimal pour la biodégradation dans la plupart des systèmes aquatiques et terrestres. L'humidité influence le taux de métabolisme des contaminants car elle influence le type et la quantité de matières solubles disponibles ainsi que la pression osmotique et le pH des systèmes terrestres et aquatiques (Cases et Lorenzo, 2005). La plupart des facteurs environnementaux sont énumérés ci-dessous:

II.3.2.1- La température

Parmi les facteurs physiques la température est le plus important pour déterminer la survie des micro-organismes et la composition des hydrocarbures (Das et Chandran, 2011). Dans les environnements froids comme l'Arctique, la dégradation du pétrole par des processus naturels est très lente et met les microbes sous plus de pression pour nettoyer le pétrole déversé. La température inférieure à zéro de l'eau dans cette région provoque la fermeture des canaux de transport dans les cellules microbiennes ou peut même geler tout le cytoplasme, rendant ainsi la plupart des microbes oléophiles métaboliquement inactifs (Macaulay, 2014; Yang et *al.*, 2009). Les enzymes biologiques qui participent à la voie de dégradation ont une température optimale et n'auront pas le même renouvellement métabolique pour chaque température. De plus, le processus de dégradation d'un composé spécifique nécessite une température spécifique. La température accélère ou ralentit également le processus de bioremédiation car elle influence fortement les propriétés physiologiques microbiennes. Le taux d'activités microbiennes augmente avec la température et atteint son niveau maximum à une température optimale. Il est devenu déclin soudainement avec une augmentation ou une diminution supplémentaire de la température et s'arrête finalement après avoir atteint une température spécifique. *Aspergillus* est un espèce qui pousse à des températures moyennes comme nous avons dit dans le chapitre I.

II.3.2.2- La concentration d'oxygène

Différents organismes ont besoin d'oxygène, d'autres n'ont pas besoin d'oxygène, car leurs besoins facilitent mieux le taux de biodégradation. La dégradation biologique s'effectue dans des conditions aérobies et anaérobies, car l'oxygène est un besoin gazeux pour la plupart des organismes vivants. La présence d'oxygène dans la plupart des cas peut améliorer le métabolisme des hydrocarbures (Macaulay, 2014).

II.3.2.3- Teneur en humidité

Les micro-organismes ont besoin de suffisamment d'eau pour accomplir leur croissance (Abatenh et *al.*, 2017).

II.3.2.4- Le pH

pH du composé (acide ou basique), il a son propre impact sur l'activité métabolique microbienne et augmente et diminue également le processus d'élimination. La mesure du pH dans le sol pourrait indiquer le potentiel de croissance microbienne (Asira et Enim 2013). Des valeurs de pH supérieures ou inférieures ont donné des résultats inférieurs; les processus métaboliques sont très sensibles aux modifications, même légères, du pH (Wang et *al.*, 2011).

II.4- Les types de bioremédiation

La bioremédiation est si complexe qu'elle peut être classée en plusieurs types selon les critères choisis. Voici les types de classification de la bioremédiation:

II.4.1- En fonction de la stratégie de bioremédiation

-Biostimulation: Ce type de stratégie de bioremédiation tire parti des particularités des organismes déjà présents dans le sol ou la masse d'eau à traiter et cherche à adapter les conditions environnementales pour favoriser leur développement et la dégradation des polluants qui en découle. En résumé, la biostimulation consiste à incorporer des nutriments ou à modifier des variables environnementales telles que le pH du sol ou de l'eau (Bordino, 2021).

-Bioaugmentation: Cette autre stratégie de bioremédiation consiste à incorporer dans un environnement pollué des organismes ayant la capacité de dégrader des composés. De cette façon, le processus d'assainissement est optimisé (Bordino, 2021).

II.4.2- En fonction de l'endroit où se fait la bioremédiation

-Bioremédiation in situ: Les techniques de bioremédiation in situ sont celles qui sont réalisées à l'endroit même où se trouve le polluant, sans qu'il soit nécessaire de déplacer le substrat. Elle est généralement utilisée lorsque la contamination concerne un très grand volume d'eau ou de sol (Bordino, 2021).

-Bioremédiation ex situ: Il s'agit de techniques de bioremédiation où l'eau ou le sol contaminé est extrait et traité dans des installations spécifiques à cet effet. Contrairement à la précédente, cette technique est utilisée pour les petits volumes (Bordino, 2021).

II.5- Les avantages et désavantages de la bioremédiation

II.5.1- Les avantages

C'est un processus naturel, cela prend un peu de temps, car est un processus acceptable de traitement des déchets pour les matériaux contaminés tel que le sol. Des microbes capables de dégrader les contaminant et augmentent en nombre lorsque le contaminant est présent (Abatenh et *al.*, 2017). Il demande très peu d'effort et peut souvent être porté sur place, souvent sans causer de perturbation majeure d'activités normales. Cela élimine également le besoin de transporter des quantités de déchets hors site et le potentiel menaces pour la santé humaine et l'environnement qui peuvent surviennent pendant le transport (Abatenh et *al.*, 2017). Il n'utilise aucun produit chimique dangereux. Nutriments, en particulier les engrais ajoutés pour rendre la croissance microbienne active et rapide. Couramment utilisé sur les pelouses et les jardins (Shilpi, 2012). Il est simple, moins laborieux et bon marché en raison de leur rôle naturel dans l'environnement. N'oublie pas que la bioremédiation est écologique et durable (Dell Anno, 2012), avec une facilité de mise en œuvre (Kumar et *al.*, 2011), a un intérêt économique: coûts de traitement réduits (Ademe, 2006). En plus intérêts techniques: traitement d'une gamme diversifiée de polluants (organiques, minéraux), possibilité de préparer des microorganismes spécialisés, capacité des

micro-organismes à vivre dans des conditions extrêmes (pH, oxygénation, concentrations élevées de polluant, etc.) (Ademe, 2006).

II.5.2- Les désavantages

La recherche est nécessaire pour développer et concevoir technologies de bioremédiation adaptées aux sites avec des mélanges complexes de contaminants qui ne sont pas répartis uniformément dans l'environnement. Contaminants peuvent être présents sous forme de solides, de liquides et de gaz (Endeshaw et *al.*, 2017). Cela prend souvent plus de temps que d'autres options de traitement, telles que l'excavation et l'enlèvement des sols ou l'incinération (Endeshaw et *al.*, 2017). L'application sur le terrain plus complexe (Ademe, 2006), parce que les concentrations élevées de polluant peuvent ralentir le processus, les conditions climatiques (les fluctuations saisonnières) affectent le métabolisme des microorganismes et il y a difficulté à trouver des sites pilotes pour valider les travaux de laboratoire.

II.6- Les techniques de la bioremédiation

Il existe plusieurs techniques de bioremédiation, dont certaines ont été listées comme suit (Baker et Herson 1994):

II.6.1- La bioaugmentation

L'ajout de cultures bactériennes à un milieu contaminé utilise fréquemment des procédés *in situ*. Deux facteurs limitent l'utilisation de cultures microbiennes ajoutées dans une unité de traitement des terres: (a) les cultures non indigènes rivalisent rarement assez bien avec une population indigène pour développer et maintenir des niveaux de population utiles et (b) la plupart des sols exposés à long terme aux déchets biodégradables ont micro-organismes indigènes qui sont des dégradeurs efficaces si l'unité de traitement des terres est bien gérée (Vidali, 2001).

II.6.2- Les biofiltres

L'utilisation de colonnes d'épuration microbienne utilisées pour traiter les émissions atmosphériques (Babak, 2013). Les biofiltres sont des systèmes vivants qui dépendent des

populations microbiennes pour dégrader les composés absorbés dans le biofilm afin de maintenir le système à une capacité d'absorption élevée et continue. Lorsque l'air contaminé passe à travers le média filtrant, deux mécanismes d'élimination de base se produisent simultanément: absorption/adsorption et oxydation biologique ou biodégradation (Naylor et *al.*, 1988). Le succès des biofiteurs utilisé pour contrôler les odeurs est basé à la fois sur la sorption et processus de régénération. Gaz odorants, aérosols et les particules passant à travers un biofiltre sont adsorbées sur les surfaces des particules de milieu de biofiltre et/ou absorbées dans la couche superficielle humide (biofilm) de ces particules, qui est le processus de sorption, où les bactéries les dégradent en dioxyde de carbone (CO₂), eau (H₂O), sels inorganiques et biomasse, qui est le processus de régénération (Swanson et Loehr, 1997).

II.6.3- Les bioreacteurs

Utilisation de procédés biologiques dans une zone confinée ou un réacteur pour le traitement biologique de quantités relativement faibles de déchets. Cette méthode est utilisée pour traiter des boues ou des liquides. Les réacteurs à boues ou les réacteurs aqueux sont utilisés pour le traitement ex situ du sol contaminé et de l'eau pompée à partir d'un panache contaminé. La bioremédiation dans les réacteurs implique le traitement de matières solides contaminées (sol, sédiments, boues) ou d'eau à travers un système de confinement artificiel. Un bioréacteur à lisier peut être défini comme une cuve de confinement et un appareil utilisé pour créer une condition de mélange triphasique (solide, liquide et gazeux) afin d'augmenter le taux de bioremédiation des polluants liés au sol et solubles dans l'eau sous forme de boue aqueuse du sol contaminé et la biomasse (généralement des micro-organismes indigènes) capables de dégrader les contaminants cibles. En général, le taux et l'étendue de la biodégradation sont plus importantes dans un système de bioréacteur qu'in situ ou dans des systèmes en phase solide parce que l'environnement confiné est plus gérable et donc plus contrôlable et prévisible. Malgré les avantages des systèmes de réacteurs, il existe certains désavantages. Le sol contaminé nécessite un prétraitement (par exemple, une excavation) ou alternativement, le contaminant peut être éliminé du sol par lavage du sol ou extraction physique (par exemple, extraction sous vide) avant d'être placé dans un bioréacteur (Vidali, 2001). Des bioréacteurs ont été utilisés pour traiter le sol et d'autres matériaux contaminés par des résidus de pétrole (McFarland et *al.*, 1992; De'ziel et *al.*, 1999).

II.6.4- La biostimulation

La stimulation des populations microbiennes indigènes dans les sols et/ou les eaux souterraines. Ce processus peut être effectué in situ ou ex situ (Babak, 2013).

II.6.5- La bioventilation

Processus consistant à aspirer de l'oxygène à travers le milieu contaminé pour stimuler la croissance et l'activité microbiennes. La bioventilation est le traitement in situ le plus courant et consiste à fournir de l'air et des nutriments par des puits au sol contaminé pour stimuler les bactéries indigènes. La bioventilation utilise de faibles débits d'air et ne fournit que la quantité d'oxygène nécessaire à la biodégradation tout en minimisant la volatilisation et la libération de contaminants dans l'atmosphère. Il fonctionne pour les hydrocarbures simples et peut être utilisé là où la contamination est profonde sous la surface (Vidali, 2001). Dans de nombreux sols, la diffusion efficace de l'oxygène pour les taux souhaitables de bioremédiation s'étend sur une plage de seulement quelques centimètres à environ 30 cm dans le sol, bien que des profondeurs de 60 cm et plus aient été traitées efficacement dans certains cas (Vidali, 2001).

II.6.6- Landfarming/Traitement des terres/Bioréacteurs à lit préparé

Le landfarming est une technique simple de bioremédiation dans laquelle le sol contaminé est excavé et étalé sur un lit préparé et labouré périodiquement jusqu'à ce que les polluants soient dégradés. L'objectif est de stimuler les micro-organismes biodégradables indigènes et de faciliter leur dégradation aérobie des contaminants. En général, la pratique se limite au traitement superficiel de 10 à 35 cm de sol (Vidali, 2001).

II.6.7- Le compostage

Un processus aérobie et thermophile qui mélange un sol contaminé avec un agent de charge. Le compostage peut être effectué à l'aide de tas statiques, de tas aérés ou de réacteurs alimentés en continu. Le compostage est une technique qui consiste à combiner un sol contaminé

avec des amendements organiques non dangereux tels que du fumier ou des déchets agricoles. La présence de ces matières organiques favorise le développement d'une riche population microbienne et d'une température élevée caractéristique du compostage (Vidali, 2001). Le compostage est un processus par lequel les déchets organiques sont dégradés par des micro-organismes, généralement à des températures élevées. Les températures typiques du compost se situent entre 55 et 65 °C. L'augmentation des températures résulte de la chaleur produite par les micro-organismes lors de la dégradation de la matière organique dans les déchets (Antizar-Ladislao *et al.*, 2007, 2008).

II.6.8- Le bioempilage

Les biopiles sont un hybride de landfarming et de compostage. Essentiellement, les cellules artificielles sont construites sous forme de tas compostés aérés. L'ajout de compost au sol contaminé améliore la bioremédiation en raison de la structure de la matrice organique du compost (Kastner et Mahro, 1996). Le compost améliore l'oxydation des contaminants aromatiques du sol en cétones et quinones, qui finissent par disparaître (Wischmann et Steinhart 1997).

Généralement utilisés pour le traitement de la contamination de surface par des hydrocarbures pétroliers, ils constituent une version raffinée de l'agriculture qui tend à contrôler les pertes physiques des contaminants par lessivage et volatilisation. Les biopiles fournissent un environnement favorable aux micro-organismes indigènes aérobies et anaérobies (Vidali, 2001).

II.7- Les déchets industriels

Les déchets industriels sont créés par les activités industrielles, telles que les usines, les moulins et les mines. Les déchets industriels sont des déchets de fabrication issus d'un large éventail de procédés différents. Les déchets peuvent différer d'une industrie à l'autre selon les matières premières utilisées, ces types de déchets peuvent être classés en trois formes: solides, liquides et gaz. Tous les déchets ne sont pas similaires; ils peuvent avoir des fractions inorganiques, des fractions organiques, des fractions biodégradables, des substances non biodégradables, être recyclables, etc (Nemerow, 2005).

II.8- Les différents types des déchets industriels

II.8.1- Les déchets plastiques

Une estimation générale de la production mondiale de déchets plastiques est d'environ 57 millions de tonnes (Kumar et *al.*, 2007). Le polyéthylène est l'un des polymères synthétiques commercialement les plus abondants. Le polyéthylène à basse densité LDPE (Low Density Polyethylene) représente 60 % de la production totale de matières plastiques, des sacs en plastique et des déchets solides les plus courants. Le polyéthylène est très résistant à la biodégradation en raison de son hydrophobie élevée et à ses longues chaînes de carbone (Rodrigo et Greus, 2002). Dans des conditions normales, il faut plus de 10 décennies pour minéraliser les polymères (Ohtake et *al.*, 1998).

Les déchets de polyéthylène et de plastique s'accumulent dans l'environnement, ce qui représente une menace écologique majeure. Ils sont considérés comme non dégradables, une fois qu'ils pénètrent dans l'environnement, il a été constaté qu'ils y restent indéfiniment dans l'environnement. Cependant, une attention significative a été sur les polymères biodégradables, sur l'identification des microbes ayant un potentiel de dégradation sur les matières plastiques (Anudurga et *al.*, 2016).

II.8.2- Les hydrocarbures

Les hydrocarbures sont l'un des polluants les plus fréquemment rencontrés dans les habitats du sol en raison de l'augmentation l'utilisation des produits pétroliers et l'augmentation apparente probabilité d'accident (Samanta et *al.*, 2002). Sont hautement toxiques pour les plantes et pour les micro-organismes et les invertébrés vivants (Mendoza, 1998; Andreoni et *al.*, 2004). Les hydrocarbures constituent un groupe de produit chimique organique de structure très variée qui sont constitué uniquement de carbone et d'hydrogène (André et Frédéric, 2013).

II.8.3- Les déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE)

Connus aussi sous le nom de e-déchets (e-waste en anglais). Les DEEE représentent une très vaste catégorie de marchandises allant du téléphone à l'ordinateur, avec ses composants et ses produits connexes (imprimantes), en passant par les téléviseurs, réfrigérateurs et autres appareils ménagers. Étant constitués d'éléments toxiques comme les métaux lourds, ils sont

classés « dangereux » par la réglementation européenne et font l'objet de nouvelles mobilisations environnementalistes (Smith et *al.*, 2006).

II.8.3- Les pesticides

Les pesticides sont une classe de composés chimiques qui sont utilisés pour tuer les organismes, en particulier dans l'agriculture. Cependant, de nombreux pesticides sont également nocifs pour d'autres êtres vivants, y compris les personnes (McKinlay et *al.*, 2008) les pesticides sont utilisés depuis longtemps et l'un de leurs principaux avantages est leur grande stabilité dans le sol et se déplacent dans les systèmes naturels avec le résultat de sûrement compris les impacts toxiques dans le biote (Hamilton et *al.*, 2004).

II.8.4- Les métaux lourd

Les métaux lourds tels que Pb, Cr, As, Zn, Cd, Cu, Hg et Ni sont dangereux par nature et sont généralement présents dans les zones polluées (Raymond et Okieimen, 2011), et ils affecter la santé humaine, les plantes, les animaux et le taux de fertilité des sols (Sharma et Agrawal, 2005), les polluants inorganiques (en particulier les métaux lourds) proviennent principalement d'anthropo- sources géniques et se concentrent dans la relation sol-plante; en conséquence, leur La présence est un enjeu environnemental majeur, manque de sécurité alimentaire et dangers pour la santé, créer une situation alarmante avec des enjeux environnementaux incontestables (Cui et *al.*, 2004).



Chapitre III



Chapitre III: La bioremédiation des déchets industriels par *Aspergillus*.

Les champignons ont reçu plus d'attention au cours des deux dernières décennies pour leur potentiel de bioremédiation. Ils ont connu pour dégrader une variété de matériaux et de composés, processus connu sous le nom de mycodégradation (Charillan et *al.*, 2004; Barnes et *al.*, 2018). Cependant, le taux de bioremédiation est influencé par plusieurs facteurs tels que le type de micro-organismes, facteurs environnementaux: les nutriments, le type de sol, le pH, la température, l'humidité, la capacité de rétention d'oxygène et d'eau et limitations nutritionnelles (Aharoni et *al.*, 2017; Avishai et *al.*, 2017). Ce processus est un moyen efficace et solution économique.

III.1- La bioremédiation des déchets plastiques par *Aspergillus*

La polyvalence métabolique des champignons et leur capacité à dégrader des composés complexes indiquent que la biodégradation des plastiques dans l'environnement pourrait être un trait métabolique potentiel de certains champignons (Vaksmas et *al.*, 2021). À ce jour, certains champignons dégradant les plastiques ont effectivement été identifiés, principalement dans le phylum des *Ascomycetes* auquel appartiennent également *Aspergillus* (Tachibana et *al.*, 2010; Raghavendra et *al.*, 2016).

1)- Dans le site pollué plusieurs champignons sont identifiés lesquelles *Aspergillus niger*, *Aspergillus japonicus* et *Aspergillus terreus*. Deux champignons de ce groupe sont très abondant: *Aspergillus niger* et *Aspergillus japonicus* qui ont été sélectionnés pour des études de dégradation de polyéthylène à basse densité trouvé autour de Chennai, d'après l'étude de Nanjian et ces collègues (2012), *Aspergillus niger* a dégradé 5,8 % en un mois de LDPE alors que *Aspergillus japonicus* a dégradé 11,11 % de LDPE en un mois aussi dans des conditions de laboratoire. A la fin de cette étude ces chercheurs ont remarqué sur les bandes de polyéthylène traitées avec *Aspergillus niger* et *Aspergillus japonicus* des plis, des fissures et des corrosions de surface appréciable, cela peut être dû aux métabolites extracellulaires et aux enzymes fongiques.

La puissance de dégradation par *Aspergillus japonicus* est deux fois supérieure à celle d'*Aspergillus niger*, c'est-à-dire qu'*Aspergillus japonicus* a dégradé 11,11 % par mois tandis qu'*Aspergillus niger* a dégradé 5,8 % par mois.

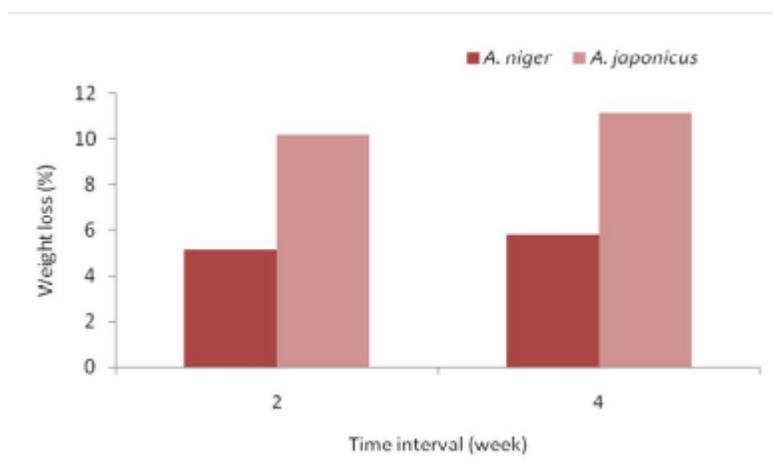


Figure 3: Graphe de pourcentage de dégradation de plastique (Nanjian et *al.*, 2012).

2)- Dans une autre étude de dégradation de LDPE réalisée par Ogunbayo et ces collègues (2019), qui a été effectuée en utilisant la méthode des éprouvettes sacrificielles contenant le milieu de base de sel minéral, l'inoculum (*Aspergillus niger*) et une bande de LDPE (populairement appelé sachet d'eau pure au Nigeria), pesant 0,1 g qui a été enlevée et soigneusement lavée avec de l'éthanol à 70 %, puis rincée avec de l'eau distillée de manière aseptique. La concentration initiale de l'inoculum fongique a été maintenue à 0,5 McFarland standard, les tubes ont été incubés sur un agitateur rotatif (120 rpm) à une température ambiante 25°C. L'échantillonnage a été effectué de manière aseptique à 10, 20, 30, 40, 50 et 60 jours après l'incubation, et les pertes de poids ont été vérifiés.

La perte de poids totale de LDPE après 60 jours a été de 12,4% pour le milieu fongique c'est-à-dire *Aspergillus niger*. À partir de résultat de cette étude on peut également déduire qu'*Aspergillus niger* a une grande capacité de dégrader les plastiques et a eu un grand impact sur la dégradation car il a donné un meilleur pourcentage de réduction (Ogunbayo et *al.*, 2019).

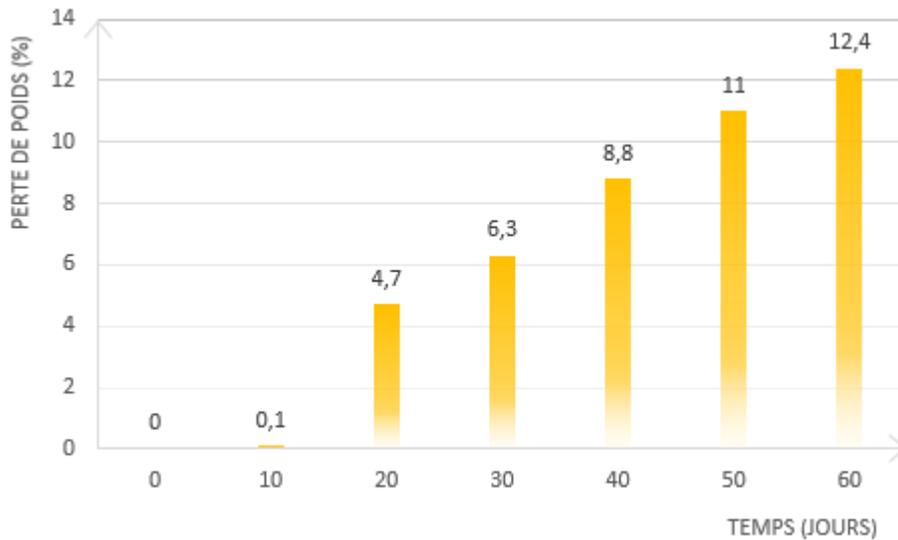


Figure 4: Graphe de perte de poids par le temps par *Aspergillus niger* (Ogunbayo et al., 2019).

3)- Dans une autre étude réalisée par Nitesh et Gupta (2019). Un traitement de l'enfouissement des sols: des récipients en plastiques de 500 ml ont été remplis de sol stérile, des bandes de LDPE (4 cm x 3 cm) désinfectées avec de l'éthanol à 70 % pendant 30 min, puis transférées dans de benzène pendant 30 min pour éliminer le plastifiant, ensuite placées dans de l'eau distillée pendant 10 min et séchées pendant 15 min dans une chambre à air laminaire. Ces bandes ont été placées dans le récipient à une profondeur d'environ 5 cm inoculées avec une suspension fongique. Le sol est maintenant arrosé par l'eau distillée et devient humide (40-50 % d'humidité). L'expérience a été mise en place au mois de février pendant 9 mois à 25-38°C.

D'après le tableau I, le poids initial était 70,9 mg, après 9 mois il y avait un changement de poids pour les deux échantillons en utilisant deux espèce: *Aspergillus terreus* et *Aspergillus flavus*. Pour *Aspergillus terreus*, le poids final est de 61,6 mg on remarque une petite perte de poids et un pourcentage de dégradation de 13,1%. Alors que pour *Aspergillus flavus*, le poids final est de 49,2 mg donc il y a une importante perte de poids d'un pourcentage de dégradation de 30,6%. À partir de ces résultats on déduire que *Aspergillus flavus* a une capacité de dégradation de polyéthylène plus forte que *Aspergillus terreus*, ça se traduit par la production enzymatique qui diffère d'une espèce à un autre.

Tableau I: Dégradation de polyéthylène dans le sol pendant 9 mois (Nitesh et Gupta, 2019).

Souche	Poids initial (mg)	Poids final (mg)	Perte de poids (mg)	Pourcentage de dégradation (%)
<i>Aspergillus terreus</i>	70,9	61,6	9,3 ±0,46	13,1
<i>Aspergillus flavus</i>	70,9	49,2	21,7±2,2	30,6

4)- Voici dans le tableau 2 une comparaison d'activité et capacité de dégradation de LDPE entre 6 espèces du genre *Aspergillus*, cette comparaison est réalisée par Zeghal et ces collègues (2021):

Tableau II: Comparaison entre 6 espèces d'*Aspergillus* (Zeghal et al., 2021).

Souches	Références	Environnement de isolement	Polymère	Temps d'incubation de l'expérience	Principaux résultats observés
<i>Aspergillus nomius</i>	Munir et al., 2018	Terre de déchets site d'élimination	LDPE	45 jours	Perte de poids de 6,63% et résistance à la traction réduction de 40%
<i>Aspergillus oryzae</i>	Muhonja et al., 2018	Terre de déchets Site d'élimination	LDPE	112 semaines	Perte de poids de 36,4 ± 5,53% et dégradation détection de produits par FTIR
<i>Aspergillus flavus</i>	Alshehrei, 2017	Eau de mer	PE	30 jours	16,2 % de perte de poids de polyéthylène

<i>Aspergillus fumigatus</i>	Alshehrei, 2017	Eau de mer	PE	30 jours	20,5 % de perte de poids de polyéthylène
<i>Aspergillus glaucus</i>	Kathiresan, 2003	Sol de mangrove	PE	30 jours	Perte de poids de 28,8 ± 2,4%
<i>Aspergillus sydowii</i>	Sangale et al., 2019	Mangrove Décharge publique	PE	60 jours	Fissures et trous visibles, perte de poids de 37,94 ± 3,06% (PH = 7) et réduction de la résistance à la traction

III.2- La bioremédiation des hydrocarbures par *Aspergillus*

Certains champignons ont été considérés étant des dégradeurs des hydrocarbures (Nilanjana et Preety, 2011; Joutey et al., 2013; Al-Hawash et al., 2018). Ceci est réalisé grâce à la production d'enzymes extra-cellulaires et intra-cellulaires qui catalysent diverses réactions (Paszezynski et Crowford, 2000).

1)- Dans cette étude réalisée par Odili et ces collègues (2020), pesant 5 g d'échantillon de sol contenant les fungi (*Aspergillus niger*) a été mise en suspension dans 100 ml de milieu stérile de sel minéral déjà préparé et 0,025 g de chloramphénicol et complétés par 1 % de pétrole brut comme seule source de carbone. Le flacon a été incubé pendant 7 jours à température ambiante sur un agitateur rotatif à 130 rpm, (Prenafeta-Boldu et al., 2001). Après agitation une dilution décuplée a été effectuée et 1 ml de chaque dilution a été versée dans des plaques doubles de Potate Dextrose Agar (PDA) pour l'isolement des champignons utilisant le pétrole brut. Les plaques ont été incubées à 28°C pendant 7 jours (AbdelRahman, 2011; Barnes et al., 2017).

L'isolat *Aspergillus niger* a montré une grande capacité de dégradation avec un degré de dégradation de 78,3 % au jour 3 à 92,8 % au jour 15.

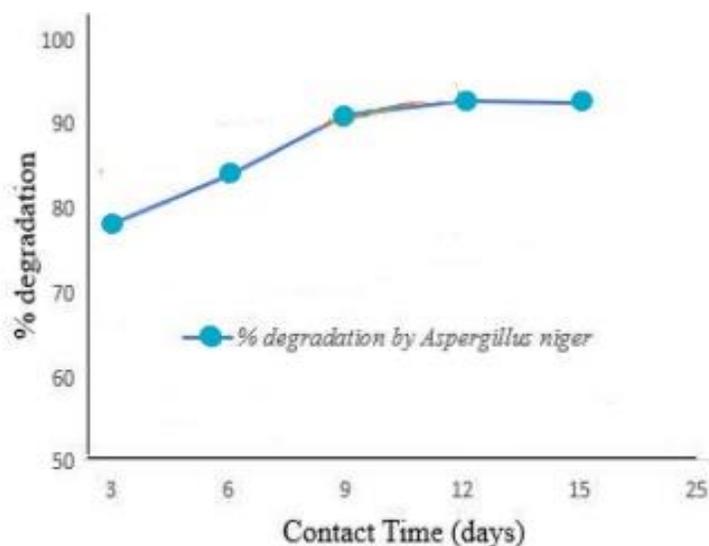


Figure 5: Le pourcentage de dégradation de pétrole brut par *Aspergillus niger* (Odili et al., 2020).

2)- Dans une autre étude de Al-Dossary et ses collègues (2019), trois espèces fongiques ont été isolées du sol contaminé: *Aspergillus flavus*, *Aspergillus fumigatus* et *Aspergillus versicolor*.

Les échantillons du sol de la couche de surface (5-15 cm) ont été collectés dans des champs pétroliers à Al-Lahis et Zubair Basra, Irak, et conservés dans des sacs en plastiques et stockés sous une réfrigération à 4°C jusqu'à leur utilisation (Latha et Kalaivani, 2012).

Ces espèces fongiques ont montré une bonne croissance dans le milieu MSM, ils ont transformé la forme du pétrole brut d'une couche liquide et lumineuse à des parties semi-solides et non brillantes. Les résultats ont montré que l'espèce *Aspergillus flavus* a donné la meilleure capacité de dégradation en 15 jours et en 30 jours.

Tableau III: Concentrations moyennes d'hydrocarbures pétroliers totaux (TPH) et pourcentage de biodégradation d'espèces fongiques en milieu liquide pendant 15 et 30 jours d'incubation (Al-Dossary et al., 2019).

Espèce	TPH $\mu\text{g/l}$ après 15 jours	Dégradation (%)	TPH $\mu\text{g/l}$ après 30 jours	Dégradation (%)
<i>Aspergillus flavus</i>	1,32	60	0,94	80

<i>Aspergillus fumigatus</i>	1,93	36	1,36	62
<i>Aspergillus versicolor</i>	2,11	25	1,73	51

D'après les résultats de tableau 3, on remarque que l'*Aspergillus flavus* a donné la plus grande capacité à biodégrader le pétrole brut pendant 15 et 30 jours et le pourcentage de biodégradation était de 60% et 80% respectivement pendant les périodes d'incubation. Cela peut être dû au fait qu'il a un système enzymatique actif et efficace et sa grande capacité à consommer des composés pétroliers. Plusieurs études ont démontré la possibilité de cette espèce de sécréter plus d'un type d'enzymes pour biodégrader les différentes fractions de pétrole brut, ainsi que sa capacité à se développer dans diverses conditions environnementales difficiles et sa capacité à se développer dans différents environnements et l'exploitation de différentes ressources pour la croissance (Fredrick et *al.*, 2012; Mohsenzadeh et *al.*, 2012).

Les espèces *Aspergillus fumigatus* et *Aspergillus versicolor* ont montré moins capacité de biodégradation du pétrole brut, cela peut être dû à la faiblesse de leur capacité enzymatique à analyser divers composants du pétrole brut, ce qui a entraîné une diminution de leur capacité à montrer un résultat similaire au premier champignon. Ou ils peuvent avoir besoin de plus de temps pour mieux dégrader le pétrole brut (Clemente et *al.*, 2001). L'incubation a eu un rôle important dans le processus de biodégradation, les résultats après la période d'incubation de 30 jours étaient meilleurs chez les trois espèces, c'est parce que le mycélium fongique était en attachement plus longtemps avec le pétrole brut et cela lui permet de dégrader les hydrocarbures en composés plus simples et l'utiliser comme source de carbone et d'énergie (Nyer et *al.*, 2002; Chigu et *al.*, 2010).

3)- Une autre étude réalisée par Mohamed Ali (2012), qui étudier la capacité d'*Aspergillus terreus* à biodégrader les HAP (naphtalène ou anthracène), 5 g d'échantillons de sol stérilisés ont été utilisés. Des échantillons de sol ont été dopés avec du naphtalène ou de l'anthracène dissous dans de l'acétone, homogénéisés et incubés à température ambiante environ 30°C pendant une nuit pour permettre l'évaporation de l'acétone. *Aspergillus terreus* a ensuite été transféré dans le sol dopé au naphtalène ou à l'anthracène, puis incubé à température ambiante environ 30°C. Le niveau résiduel de HAP a été déterminé par HPLC chaque semaine pendant quatre semaines.

Aspergillus terreus, qui avait presque complètement dégradé (98,5 %) le naphthalène en quatre semaines. Alors que dans la dégradation de l'anthracène atteignant 91 % après quatre semaines.

Aspergillus terreus a montré une activité plus élevée (98,5%) dans la dégradation du naphthalène qui possède deux cycles aromatiques que l'anthracène (91,0%) comprenant trois cycles aromatiques. Ces résultats sont conformes aux découvertes précédentes (Launen et al., 1995; Leonardi et al., 2007) où les micro-organismes pourraient dégrader plus efficacement les HAP avec un nombre inférieur de cycles aromatiques dans la molécule. A l'inverse, Silva et al. (2009) ont constaté que les HAP de faible poids moléculaire (2 à 3 cycles) ne semblaient pas plus sensibles à la dégradation.

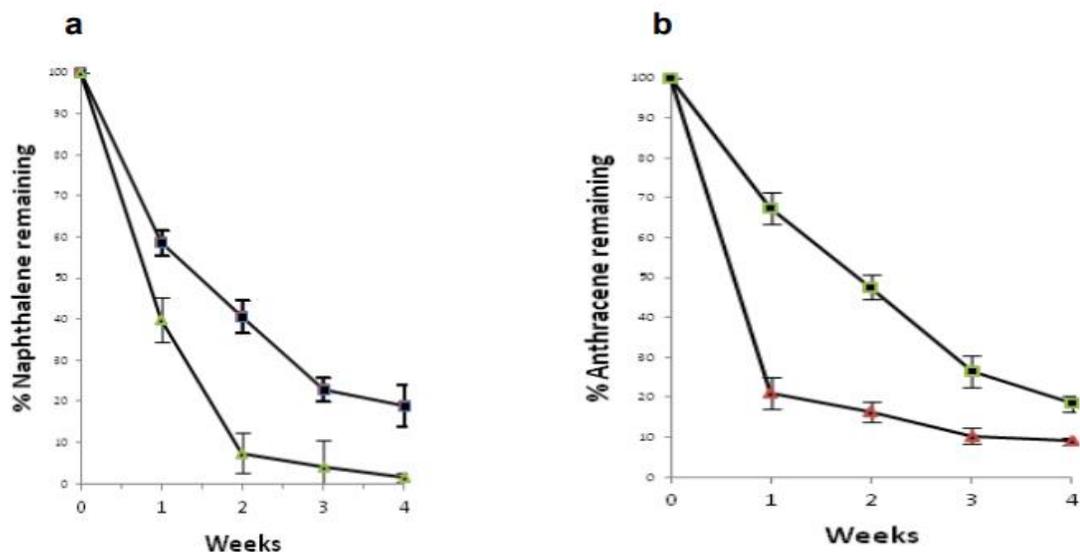


Figure 6: Pourcentage de dégradation des HAP par *Aspergillus terreus* dans le sol. a: naphthalène, b: anthracène (Mohamed Ali et al., 2012).

4)- Cette étude réalisée par Khaled et ses collègues (2015), expérience de criblage pour la biodégradation de 2 % de kérosène par des champignons localement isolés en présence du Tween 80 *Aspergillus flavus* était le champignon le plus puissant, dégradant 96,31 % du kérosène, suivi par *Aspergillus niger* (90,33 %), tandis qu'*Aspergillus fumigatus* était le moins actif (60,41%). En revanche, en l'absence de Tween 80, des activités de dégradation plus faibles ont été détectées. Ces résultats indiquent que le processus de biodégradation du kérosène dépend du genre, de l'espèce et peut être la souche du champignon testé.

Dans ce laboratoire, il a été constaté que les champignons ci-dessus dégradent 1% de carburant diesel avec une grande efficacité. *A.ustus* était le plus efficace, dégradant jusqu'à 8 % de diesel entre 92 % et 100 % en utilisant le milieu Bushnell Haas (Al-Zahrani, 2011). Ces résultats ont confirmé que la biodégradation des hydrocarbures dépend du type d'hydrocarbure, du genre, de l'espèce et peut être de la souche de l'organisme de dégradation, ainsi que des conditions nutritionnelles et de fermentation.

5)- Cette étude réalisée par Hassaine et Bordjiba (2018), a examiné la capacité d'*Aspergillus niger* van Tieghem à dégrader du pétrole brut et du kérosène. Les hydrocarbures pétroliers et le kérosène ont été fournis par la plateforme pétrolière SONATRACH Hassi Messaoud (Sud-Est de l'Algérie). *Aspergillus niger* van Tieghem a été isolé à partir d'échantillons d'eaux usées industrielles polluées par des hydrocarbures de la plateforme pétrolière SONATRACH Skikda (Nord-Est de l'Algérie).

Après 6 jours, l'étendue de la dégradation des hydrocarbures par *Aspergillus niger* en utilisant du pétrole brut ou du kérosène a été déterminée par HPLC. Le pétrole brut avait le pourcentage de dégradation le plus élevé de 52,01 % et le kérosène avait le pourcentage de dégradation le plus faible de 32,67 %.

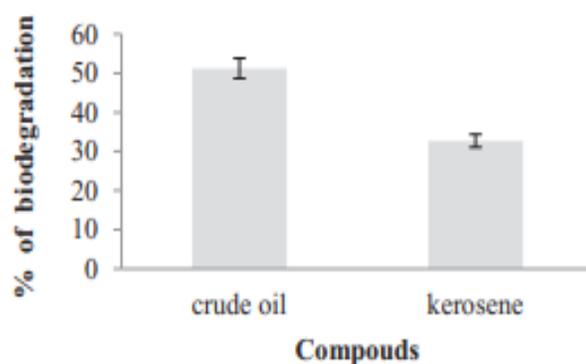


Figure 7: Pourcentage de composés biodégradés (Hassaine et Bordjiba, 2018).

Aspergillus niger était le parfait isolat fongique qui a démontré sa capacité active à biodégrader le pétrole brut, cela peut être dû à la disponibilité d'un environnement idéal tel que l'eau dissoute pour la germination, le carbone pour la nourriture, l'oxygène et le soufre pour la respiration et les oligo-éléments pour la croissance et la propagation.

III.3- La bioremédiation des déchets d'équipements électriques et électroniques par *Aspergillus*

Les déchets d'équipements électriques et électroniques sont les plus rapides flux de déchets croissant dans les déchets municipaux. Sont considérés comme des polluants de haut degré et sont toxiques pour l'environnement (Mihai Irimia-Vladua et *al.*, 2012). Ces expériences vont montrer la capacité d'*Aspergillus* à dégrader ces déchets.

1)- Cette étude de bioremédiation des déchets d'équipements électroniques et électriques réalisée par Barkati et Bouras (2021), est effectuée dans un milieu liquide, en utilisant des flacons de 250 ml qui sont bouchées et incubées dans un bain marie à 28°C pendant 20 jours, ces flacons contiennent des morceaux de DEEE et 100 ml de milieu minimum avec des disques d'agar agar du mycélium fongiques de 7 mm de diamètre. A fin de période d'incubation, les morceaux de déchets électroniques sont prélevés, lavés et séchés puis le poids final est déterminé.

Tableau IV: Dégradation des déchets d'équipements électriques électroniques par les moisissures (Barkati et Bouras, 2021).

Souche	DEEE	Période d'incubation	Poids initial (mg)	Poids final (mg)	Perte de poids total (mg)	Pourcentage de dégradation
<i>Aspergillus sp.I</i>	Carte de circuits imprimé	10 jours	700	698,2	1,8	0,25
		20 jours	700	694,4	5,6	0,8
	Piles	10 jours	1322,8	1170,6	152,2	11,5
<i>Aspergillus flavus</i>	Carte de circuits imprimé	10 jours	1220	1216	4	0,32
		20 jours	1220	1206,9	13,1	1,073
	Piles	10 jours	1162	1072,3	89,7	7,71
<i>Aspergillus sp.II</i>	Carte de circuits imprimé	10 jours	754	751,1	2,9	0,38
		20 jours	754	750,3	3,7	0,49
	Piles	10 jours	1403	1291,4	111,6	7,95

À partir des résultats de tableau 4, on déduit que les souche utilisés *Aspergillus sp.I*, *Aspergillus flavus*, *Aspergillus sp.II*, dégradent les piles rapidement par rapport aux dégradation des cartes, cela se traduit par la perte de poids des piles plus élevées que la perte de poids des

cartes. Cette variation de poids est dû à la sécrétion des enzymes par ces espèces aidant à la dégradation de ces DEEE.

2)- Etude réalisée par Mendjel (2021), de bioremédiation in vitro des cartes de circuits par le champignon *Aspergillus niger* dans un milieu minimum liquide, trois échantillons de cartes de circuits sont utilisés: E1, E2 et E témoin.

Après 20 jours d'incubation, il est observé une augmentation de poids des échantillons E1 et E2 des cartes de circuits malgré l'activité de dégradation par *Aspergillus niger*, c'est dû à la formation des biofilms d'*Aspergillus niger* attachés aux échantillons.

Après 30 jours d'incubation, il est noté une perte de poids des échantillons E1 et E2, c'est exprimé par l'adaptation des *Aspergillus niger* au milieu et la production des enzymes aidant à la biodégradation des échantillons.

Pour le cas de l'échantillon E témoin, il y avait aucune perte de poids tout au long les 30 jours en absence d'*Aspergillus niger* donc absence de la dégradation.

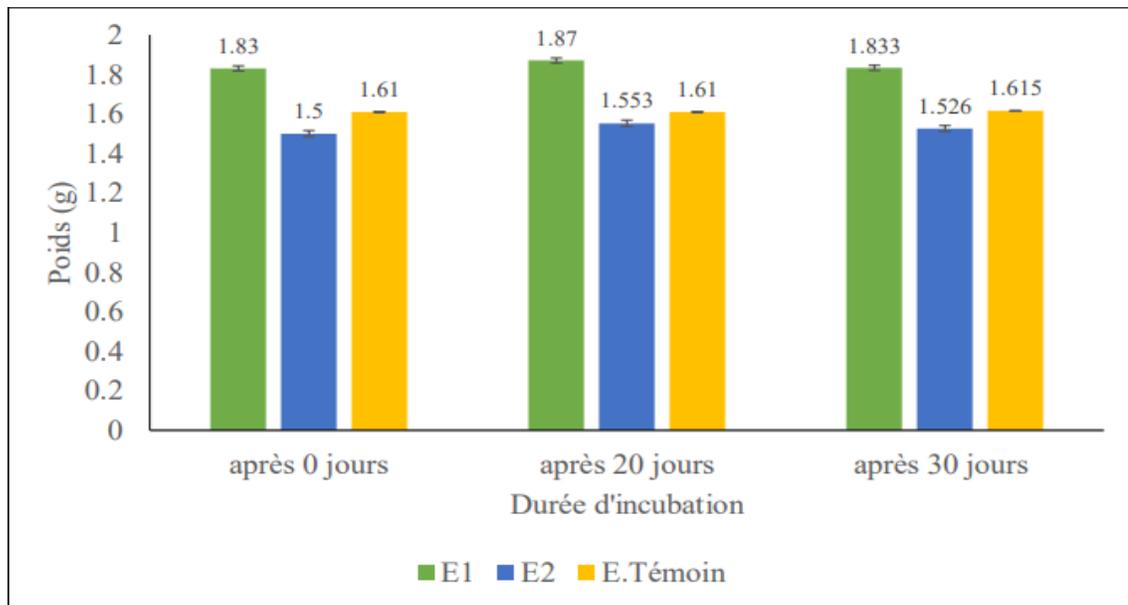


Figure 8: Changement de poids des cartes de circuit imprimées au cours de temps d'incubation en présence d'*Aspergillus niger* (Mendjel, 2021).

Conclusion

Les *Aspergillus* ont un énorme potentiel en tant qu'outil de bioremédiation. Différentes études indiquent qu'ils présentent certains mécanismes évolutifs pour lutter contre les polluants d'environnement et les déchets industriels. Les résultats de cette étude bibliographique sont apparus que les *Aspergilli* isolés montraient une bonne efficacité de biodégradation des différents déchets industriels, aussi les résultats ont montré que le temps joue un rôle important sur le processus de biodégradation, dans lequel le pourcentage de biodégradation augmentait avec le temps. Comme ce champignon est naturellement présent dans les sites contaminés, il aide automatiquement à minimiser les substances toxiques de son habitat. Par conséquent, les souches d'*Aspergillus* peuvent être considérées comme des nettoyeurs naturels employés par l'environnement lui-même à des fins de bioremédiation. La dégradation de nombreux substrats, même des matériaux toxiques, est une caractéristique inhérente au métabolisme fongique, donc incorporer des processus de transformation à base de champignons pour faire face à la quantité toujours croissante de sous-produits générés par les besoins de notre société, pourrait très bien être un moyen de sauver le monde grâce aux champignons. Certains mécanismes de bioremédiation se sont concentrés sur l'utilisation d'un consortium de champignons et de bactéries pour tirer parti du potentiel de complément des capacités de biodégradation. Les études futures devraient se concentrer sur les effets à long terme de la biorestauration fongique-bactérienne sur le paysage et évaluer la durabilité globale de ces technologies. Il est important de savoir combien de temps prendra le traitement, combien d'entretien il aura besoin et combien il en coûtera pour exécuter un effort de bioremédiation à grande échelle. Il faut se concentrer sur les interactions entre le consortium et les micro-organismes indigènes présents dans le sol contaminé. Cette focalisation aiderait à déterminer une efficacité de dégradation plus précise qui pourrait être appliquée dans un environnement pollué.

Références bibliographiques

- **Abatenh E., Gizaw B., Tsegaye Z and Wassie M. (2017).** The Role of Microorganisms in Bioremediation- A Review. *Open J Environ Biol* 2(1): 038-046.
- **AbdelRahman., ME. (2011).** Biodegradation of Crude Oil by Bacteria Isolated from Produced Formation Water of an Onshore Oil Field in Sudan. A published Masters Thesis Submitted to the Department of Botany, University of Khatoum, Khatoum.
- **Acevedo F., Pizzul L., Castillo M., Cuevasd R and Cristina M. (2011).** Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by the Chilean white-rot fungus *Anthraco-phyl-llum discolor*. *J. Hazard. Mater.*, 185: 212–219.
- **Adams GO., Fufeyin PT., Okoro SE and Ehinomen I. (2015).** Bioremediation, Biostimulation and Bioaugmentation: A Review. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*3: 28-39.
- **Ademe. (2006).** Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation.
- **Aharoni, I., Siebner, H.and Dahan, O. (2017).** Application of vadose-zone monitoring system for real-time characterization of leachate percolation in and under a municipal landfill. *Waste Manage.*, 67:203–213.
- **Ainsworth, G. C. (1973).** Introduction and keys to higher taxa. In *The Fungi. An Advanced Treatise IVB: A Taxonomic Review with Keys*, ed. G. C. Ainsworth, F. K. Sparrow & A. S. Sussman. New York: Academic Press, pp. 1-7.
- **Al-Dossary Mustafa A, A.Abood Shaymaa and AL-Saad Hamid T. (2019).** Biodegradation of Crude Oil Using *Aspergillus* species, *Journal of Biology, Agriculture and Healthcare*, Vol.9, No.4.
- **Al-Hawash, AB., Alkoorancee, JT., Abbood, HA., Zhang, J., Sun, J., Zhang, X and Ma, F. (2018).** Isolation and Characterization of Two Crude Oil Degrading Fungi Strains from Rumaila Oil Field, Iraq. *Biotech. Reports.* 17(1): 104-109.
- **Alshehrei, F. (2017).** Biodegradation of Low Density Polyethylene by Fungi Isolated from Red Sea Water. *Internat. J. Curr. Microb. Appl. Sci.* 6, 1703–1709.
- **Al-Zahrani, M. A. (2011).** The degradation of hydrocarbons contaminated soil by fungi. M.Sc. thesis, Faculty of Science, King Abdulaziz University, Jeddah, Saudi Arabia.
- **Ameen, F., Moslem, M., Hadi, S and Al-Sabri, A. E. (2015).** Biodegradation of Low Density Polyethylene (LDPE) by Mangrove Fungi from the Red Sea Coast. *Prog. Rubber, Plast. Recycl. Technol.* 31, 125–143. doi: 10.1177/ 147776061503100204.

- **André Picot et Frédéric Montandon. (2013).** Écotoxicochimie appliquée aux hydrocarbures, chapitre 2, édition Lavoisier.
- **Andreoni, V., Cavalca, L., Rao, M.A., Nocerino, G., Bernasconi, S., Della' mico, E., Colombo, M and Gianfreda, L. (2004).** Bacterial communities and enzyme activities of PAHs polluted soils. *Chemosphere* 57, 401–412.
- **Antizar-Ladislao B., Beck AJ., Spanova K., Lopez-Real J and Russell NJ. (2007).** The influence of different temperature programmes on the bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a coal-tar contaminated soil by in-vessel composting. *J Hazard Mater* 14:340–347.
- **Antizar-Ladislao B., Spanova K., Beck AJ and Russell NJ. (2008).** Microbial community structure changes during bioremediation of PAHs in an aged coal-tar contaminated soil by in-vessel composting. *Int Biodeter Biodegr* 61:357–364.
- **Anudurga Gajendiran., Sharmila Krishnamoorthy and Jayanthi Abraham. (2016).** Microbial degradation of low-density polyethylene (LDPE) by *Aspergillus clavatus* strain JASK1 isolated from landfill soil.
- **Asira et Enim. (2013).** Factors that Determine Bioremediation of Organic Compounds in the Soil. *Academic Journal of Interdisciplinary Studies* 2: 125-128.
- **Avishai, L., Siebner, H., Dahan, O and Ronen, Z. (2017).** Using the natural biodegradation potential of shallow soils for In-situ remediation of deep vadose zone and groundwater. *J. Hazard. Mater.*, 324:398–405.
- **Babak Pakdaman Sardrood. (2013).** Chapter 1 An Introduction to Bioremediation.
- **Baker K and Herson D. (1994).** Bioremediation. McGraw-Hill, New York Bartha R, Atlas RM (1977) The microbiology of aquatic oil spills. *Adv Appl Microbiol* 22:225–266.
- **Baldrian, P. (2003).** Interactions of heavy metals with white-rot fungi. *Enzyme Microb. Technol.* 32, 78–91.
- **Baldrian, P., Gabriel, J. (2002).** Intraspecific variability in growth response to cadmium of the wood-rotting fungus *Piptoporus betulinus*. *Mycologia* 94, 428–436.
- **Barkati A et Bouras S. (2021).** La bioremédiation des déchets électroniques par les moisissures isolées à partir du sol de la région de Bordj Bou Arreridj « Boumergued ».
- **Barnes N.M., V.B. Khodse., N.P. Lotlikar., R.M. Meena and, S.R. Damare. (2018).** Bioremediation potential of hydrocarbon-utilizing fungi from select marine niches of India, *3 Biotech.* 8, 21.
- **Barnes, NM., Khosde, VB., Lotlikar, NP., Meena, RM and Damare, SR. (2017).** Bioremediation Potential of Hydrocarbon-utilizing Fungi from Select Marine Niches of India. *Biotech. J.*
- **Benjamin, C. (1955).** Ascocarps of *Aspergillus* and *Penicillium*. *Mycologia*, 47, 669-687.

- **Bignell E. (2010).** *Aspergillus*: molecular biology and genomics. Caister Academic Press.
- **Boopathy R. (2000).** Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresource Technology* 74: 63-67.
- **Bordino Josefina. (2021).** article: Bioremediation, technologie environnementale, site internet: <https://www.projetecolo.com/bioremediation-definition-et-exemples-324.html>.
- **Braus, G. H., Krappmann, S and Eckert, S. E. (2002).** Sexual development in ascomycetes: fruit body formation of *Aspergillus nidulans*. *Mycology Series* 15, 215-244.
- **Cases I., de Lorenzo V. (2005).** Genetically modified organisms for the environment: stories of success and failure and what we have learned from them. *International microbiology* 8: 213-222.
- **Chabasse Dominique., Bouchara Jean-Philippe., Ludovic De Gentile., Sophie Brun., Bernard Cimon et Pascale penn. (2002).** Cahier de formation Bioforma, Les moisissures d'intérêt médical, N°25.
- **Chandran, P and N. Das. (2010).** Biosurfactant production and diesel oil degradation by yeast species *Trichosporon asahii* isolated from petroleum hydrocarbon contaminated soil. *Int. J. Eng. Sci. Technol.* 2:6942–6953.
- **Charillan F., A. Le Flèche., E. Bury., Y. Phantavong., P. Grimont., A. Saliot and J. Oudot. (2004).** Identification and biodegradation potential of tropical aerobic hydrocarbon-degrading microorganisms, *Res. Microbiol.* 155, 587–595.
- **Charles Thom et Kenneth B.Raper. (1945).** A manual of the *Aspergilli*, The Williams & Wilkins Company.
- **Chigu, L., Hirose,S., Nakamura,C., Teramoto,H., Ichinose,H and Wariishi, H. (2010).** Cytochrome P450 monooxygenases involved in anthracene metabolism by the white rot basidiomycete *phanerochaete*. *Appl. Microb. Biotechnol.*, 87(5):1907-1916.
- **Clemente,A.R., Anazawa,T.A and Durrant,L.R. (2001).** Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by soil fungi. *Braz. J. Microb.*, 32:1-9.
- **Cui YG., Zhu YG., Zhai YH et al. (2004).** Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environ Int* 30:785–791.
- **Das N., Chandran P. (2011).** Microbial degradation of petroleum hydrocarbon contaminants: An overview. *Biotechnol Res Int* 2011: 1-13.
- **De'ziel E., Comeau Y and Villemur R. (1999).** Two-liquid-phase bioreactors for enhanced degradation of hydrophobic/toxic compounds. *Biodegradation* 10:219–233.
- **Dell Anno A., Beolchini F., Rocchetti L., Luna G M and Danovaro R. (2012).** High bacterial biodiversity increases degradation performance of hydrocarbons during bioremediation of contaminated harbor marine sediments. *Environ Pollut* 167: 85–92.

- **Demnerova K., Mackova M., Spevakova, V., Beranova K., Kochankova L, et al. (2005).** Two approaches to biological decontamination of groundwater and soil polluted by aromatics characterization of microbial populations. *International Microbiology* 8: 205-211.
- **Domsch, K. H., Gams, W., and Anderson, T. H. (1980).** *Compendium of Soil Fungi*, Academic Press, London.
- **Dyer, P. S. and O'Gorman, C. M. (2012).** Sexual development and cryptic sexuality in fungi: insights from *Aspergillus* species. *FEMS Microbiology Reviews*, 36, 165-192.
- **Endeshaw Abatenh., Birhanu Gizaw., Zerihun Tsegaye and Misganaw Wassie. (2017).** The Role of Microorganisms in Bioremediation- A Review
- **Fredrick, H., Enontiemonria, E.F., Cybil, O and Gbenga, T. (2012).** The effect of pseudomonas aeroginosaandAspergillusnigeron the bioremediation of raw and treated crude oil polluted water. *Int. J. Sci. Technol.* 2:345-352.
- **Geiser, D. M. (2008).** Sexual structures in *Aspergillus*: morphology, importance and genomics. *Medical Mycology*, 47, 21-26.
- **Goldman GH and Osmani SA. (2008).** *The aspergilli*. CRC Press.
- **Hamilton D., Ambrus A., Dieterle R et al. (2004).** Pesticide residues in food: acute dietaryexposure.*Pest Manag Sci* 60:311–339.
- **Hassaine A and Bordjiba O. (2018).** Removal of hydrocarbons from liquid media by *Aspergillus niger* van Tieghem.
- **Hawksworth, D. L. (2001).** The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revisited. *Mycological Research*, 105, 1422-1432.
- **Joutey, NT., Bahafid, W., Sayel, H and El Ghachtouli, N. (2013).** Biodegradation: Involved Microorganisms and Genetically Engineered Microorganisms. DOI: 10.5772/56194.
- **Ka'stner M and Mahro B. (1996).** Microbial degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils affected by the organic matrix of compost. *Appl Microbiol Biotechnol* 44:668–675.
- **Kathiresan, K. (2003).** Polythene and Plastics-degrading microbes from the mangrove soil. *Revista de Biología Tropical* 51, 629–633.
- **Khaled M. Ghanem., Saleh M. Al-Garni and Ahmad F. Alhomodi. (2015).** Biodegradation of Kerosene by *Aspergillus flavus* Using Statistical Experimental Designs, *Bioremediation Journal*, 19:1, 69-79.
- **Kirk, P. M., Cannon, P. F., David, J. C. and Stalpers, J. A., eds. (2001).** *Dictionary of the Fungi*, 9th edn. Wallingford, UK: CABI Publishing.

- **Kozakiewicz K et Smith D. (1994).** Biotechnology handbooks, volume 7 *Aspergillus*, Chapitre 2, édité par J.E Smith, New York.
- **Kumar A., Bisht B S., Joshi V D and Dhewa T. (2011).** Review on Bioremediation of Polluted Environment: A Management Tool. international journal of environmental sciences 1: 1079-1093.
- **Latha, R and Kalaivani, R. (2012).** Bacterial degradation of crude oil gravimetric analysis. Pel. Rese. Lib. 3(5): 2789 – 2795.
- **Launen L., Pinto L., Wiebe C., Kiehlmann E and Moore M. (1995).** The oxidation of pyrene and benzo[a]pyrene by nonbasidiomycete soil fungi. Canadian J. Microbiol., 41: 477 – 488.
- **Leonardi V., Sasekb V., Petrucciolia M., Dannibalea A., Erbanova' b P and Cajthamlb T. (2007).** Bioavailability modification and fungal biodegradation of PAHs in aged industrial soils. Int. Biodeter. Biodeg., 60: 165–170.
- **Macaulay BM. (2014).** Understanding the behavior of oil-degrading micro-organisms to enhance the microbial remediation of spilled petroleum. Appl Ecol Environ Res 13: 247–262.
- **Madhavi GN., Mohini DD. (2012).** Review paper on – Parameters affecting bioremediation. International journal of life science and pharma research 2: 77-80.
- **Malik, A. (2004).** Metal bioremediation through growing cells. Environ. Int. 30, 261–278.
- **McFarland MJ., Qiu XJ., Sims JL., Randolph ME and Sims RC. (1992).** Remediation of petroleum impacted soils in fungal compost bioreactors. Water Sci Technol 25:197–206.
- **McKinlay R., Plant JA and Bell JNB. (2008).** Calculating human exposure to endocrine disrupting pesticides via agricultural and non-agricultural exposure routes. Sci Total Environ 398: 1–12.
- **Mendjel C. (2021).** La bioremédiation des déchets électroniques et électriques par les moisissures in vitro et in situ.
- **Mendoza, R.E. (1998).** Hydrocarbon leaching, microbial population, and plant growth in soil amended with petroleum. Biorem. J. 3, 223–231.
- **Mihai Irimia-Vladua, b, E ic. D. Głowackib., GundulaVossb., Siegf ied Baue a and Niyazi Serdar Sari ciftci. (2012).** Green and biodegradable electronics, materials today;15; 7–8 July–August, 2012; Pages 340–346.
- **Mohamed I. A. Ali., Neveen M. Khalil and Mohamed N. Abd El-Ghany. (2012).** Biodegradation of some polycyclic aromatic hydrocarbons by *Aspergillus terreus*, African Journal of Microbiology Research Vol. 6(16), pp. 3783-3790, 30 April, 2012.
- **Mohsenzadeh, F., Rad, A.C and Akbari, M. (2012).** Evaluation of oil removal efficiency and enzymatic activity in some fungal strains for bioremediation of petroleum-polluted soils. Irani. J. Environ. Healt. Sci. Engin., 9:26-34.

- **Morin O. (2003).** *Aspergillus* et aspergillose : biologie. Encycl Méd Chir (Editions Scientifiques et Médicales Elsevier SAS, Paris), Maladies infectieuses, 8-600-A-10 : 1-7.
- **Muhonja, C. N., Makonde, H., Magoma, G., and Imbuga, M. (2018).** Biodegradability of polyethylene by bacteria and fungi from Dandora dumpsite Nairobi-Kenya. PLoS One 13:e0198446.
- **Mukherjee, A. (2016).** Role of *Aspergillus* in Bioremediation Process. New and Future Developments in Microbial Biotechnology and Bioengineering, 209–214.
- **Mukherjee, A., Das, D., Mondal, S.K., Biswas, R., Das, T.K., Boujedaini, N., et al. (2010).** Tolerance of arsenate-induced stress in *Aspergillus niger*, a possible candidate for bioremediation. Ecotoxicol. Environ. Saf. 73, 172–182.
- **Munir, E., Harefa, R. S. M., Priyani, N., and Suryanto, D. (2018).** Plastic degrading fungi *Trichoderma viride* and *Aspergillus nomius* isolated from local landfill soil in Medan. IOP Conf. Series Earth Env. Sci. 126:012145.
- **Nanjian Raaman., Jayshree Annamalai., N. Rajitha and Jegadeesh R. Ph.D. (2012).** Biodegradation of plastic by *Aspergillus spp.* isolated from polythene polluted sites around Chennai.
- **Naylor, L. M., G. A. Kuter, and P. J. Gormsen. (1988).** Biofilters for odor control: The scientific basis. In Compost Facts. Glastonbury, Conn.: International Process System, Inc
- **Nemerow, N. L. (2005).** Industrial Collaborative Solutions. Environmental Solutions, 249–295.
- **Nikolopoulou, M and N. Kalogerakis. (2009).** Biostimulation strategies for fresh and chronically polluted marine environments with petroleum hydrocarbons. J. Chem. Technol. Biotechnol. 84:802–807.
- **Nilanjana, D and Preethy, C. (2011).** Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbon Contaminants: An Overview. Biotech. Res. Inter. 6(1): 1-1.
- **Nitesh Verma and Sharmita Gupta. (2019).** Assessment of LDPE degrading potential *Aspergillus* species isolated from municipal landfill sites of Agra.
- **Nwakanma C et Unachukwu M. (2017).** The Microbiological Quality of Food Foodborne Spoilers, chapitre 6, 133-148, edition Woodhead.
- **Nyer, E.K., Payne, F and Suthersan, S. (2002).** Environment vs.bacteria or let's play name that bacteria. Grou. Wat. Monit.Remed.,23:36-45.
- **Odili UC., Ibrahim FB., Shaibu-Imodagbe EM and Atta HI. (2020).** Comparative Assessment of Crude Oil Degradation by *Monocillium sp.* and *Aspergillus niger*.
- **Ogunbayo, A.O., Olanipekun, O.O and Adamu, I.A. (2019).** Preliminary Studies on the Microbial Degradation of Plastic Waste Using *Aspergillus niger* and *Pseudomonas sp.* Journal of Environmental Protection, 10, 625-631.

- **Ohtake Y., Kobayashi T., Asabe H and Murakami N. (1998).** Studies on biodegradation of LDPE—observation of LDPE films scattered in agricultural fields or in garden soil. *Polym Degrad Stab* 60:79–84.
- **Palm, M.E and I.H. Chapela. (1998).** Mycology in Sustainable Development: Expanding Concepts, Vanishing Borders. Parkway, Boone, North Carolina
- **Paszczynski A and Crowford RL. (2000).** Recent Advances in the Use of Fungi in Environmental Remediation and Biotechnology. In *Soil Biochemistry*. Vol.10, eds. J.M. Bollag & G. Stotzky. 379-422.
- **Pontecorvo, G., Roper, J., Chemmons, L., Macdonald, K and Bufton, A. (1953).** The genetics of *Aspergillus nidulans*. *Advances in Genetics*, 5, 141-238.
- **Raghavendra, V. B., Uzma, M and Govindappa, M. (2016).** Screening and identification of polyurethane (PU) and low density polyethylene (LDPE) degrading soil fungi isolated from municipal solid waste. *Internat. J. Curr. Res.* 8, 34753–34761.
- **Raper, K. B and Fennell, D. I. (1965).** The genus *Aspergillus*. Baltimore:, The Williams & Wilkins Company.
- **Raymond AW and Okieimen FE. (2011).** Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecol* 2011:1–20.
- **Rodrigo C. IL and Greus R. A. (2002).** Biodegradation studies on LDPE filled with biodegradable additives: morphological changes. *J Appl Polym Sci* 83:1683–1691.
- **Ross C F. (1951).** A case of pulmonary aspergillosis. *J. Pathol. Bacteriol.* 63(3): 409-416.
- **Samanta, S.K., Singh, O.V and Jain, R.K. (2002).** Polycyclic aromatic hydrocarbons: environmental pollution and bioremediation. *Trends Biotechnol.* 20, 243–248.
- **Samson RA and Varga J. (2009).** What is a species in *Aspergillus*? *J. Med. & Vet. Mycol.* 47: 13-20.
- **Samson, R. and Varga, J. (2010).** Molecular systematics of *Aspergillus* and its teleomorphs. *Aspergillus: molecular biology and genomics*. United Kingdom: Caister Academic Press. p, 19-40.
- **Sangale, M. K., Shahnawaz, M and Ade, A. B. (2019).** Potential of fungi isolated from the dumping sites mangrove rhizosphere soil to degrade polythene. *Sci. Rep.* 9:5390.
- **Sharma RK and Agrawal M. (2005).** Biological effects of heavy metals: an overview. *J Environ Biol* 26:301–313.
- **Shilpi Sharma. (2012).** Bioremediation: Features, Strategies and applications. *Asian Journal of Pharmacy and Life Science* 2: 202-213.
- **Silva S., Grossman M and Durrant R. (2009).** Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (2–7 rings) under microaerobic and very-low-oxygen conditions by soil fungi. *Int. Biodeter. Biodeg.*, 63: 224.

- **Smith T., Sonnenfeld D.A and Pellow D.N. (2006).** Challenging the Chip. Labor Rights and Environmental Justice in the Global Electronics Industry, Temple University Press, Philadelphia.
- **Strong PJ and Burgess JE. (2008).** Treatment methods for wine-related and distillery wastewaters: a review. *Bioremediation Journal* 12: 70-87.
- **Suryavathi, V., Sharma, S., Sharma, S., Saxena, P., Pandey, S., Grover, R., et al. (2005).** Acute toxicity of textile dye wastewaters (untreated and treated) of Sanganer on male reproductive systems of albino rats and mice. *Reprod. Toxicol.* 19, 547–556.
- **Swanson, W. J., and R. C. Loehr. (1997).** Biofiltration: fundamentals, design and operations principles, and applications. *J. Environ. Eng.* 123(6): 538-546.
- **Tachibana, K., Hashimoto, K., Yoshikawa, M and Okawa, H. (2010).** Isolation and characterization of microorganisms degrading nylon 4 in the composted soil. *Poly. Degr. Stab.* 95, 912–917.
- **Vaksmas, A., Hernando-Morales, V., Zeghal, E and Niemann, H. (2021).** “Microbial Degradation of Marine Plastics: Current State and Future Prospects,” in *Biotechnology for Sustainable Environment*, eds S. J. Joshi, A. Deshmukh, and H. Sarma (Singapore: Springer), 111–154.
- **Vidali M. (2001).** Bioremediation. An overview. *Pure Appl Chem* 73:1163–1172.
- **Wang Q., Zhang S., Li Y and Klassen W. (2011).** Potential Approaches to Improving Biodegradation of Hydrocarbons for Bioremediation of Crude Oil Pollution. *Environ Protection J* 2: 47-55.
- **Wischmann H and Steinhart H. (1997).** The formation of PAH oxidation products in soils and soil/ compost mixtures. *Chemosphere* 35:1681–1698.
- **Yang S Z., Jin H J., Wei Z He., RX, Ji YJ., et al. (2009).** Bioremediation of oil spills in cold environments: A review. *Pedosphere* 19: 371–381.
- **Zeghal E., Vaksmas A., Vielfaure H., Boekhout T and Niemann H. (2021).** The Potential Role of Marine Fungi in Plastic Degradation – A Review. *Front. Mar. Sci.* 8:738877.

Annexes

-Le milieu PDA

Potato extract 4 g/l

Dextrose 20 g/l

Agar 15 g/l

-Le milieu MSM (milieu des sels minéraux)

NaCl 10 g

MgSO₄ 0,42 g

KCl 0,12 g

KH₂PO₄ 0,83 g

NaNO₃ 0,42 g

Na₂HPO₄ 0,21 g

pH = 4,5

-Le milieu Bushnell Haas

MgSO₄ 7H₂O 0,2 g/l

CaCl₂ 0,02 g/l

KH₂PO₄ 1 g/l

(NH₄)₂HPO₄ 1 g/l

KNO_3 1 g/l

FeCl_3 0,05 g/l

pH = 5,6

-Le milieu minimum liquide

K_2HPO_4 8g

KH_2PO_4 1g

$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 0,5 g

MgSO_4 0,2 g

NaCl 0,01 g

$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 0,02 g

CaCO_3 0,5 g

CuSO_4 0,005 g

ZnSO_4 0,005 g

pH = 7