

MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE AKLI MOHAND OULHADJ – BOUIRA
FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET DES SCIENCES DE LA TERRE
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE



Réf :/UAMOB/F.SNV.ST/DEP.BIO/2022

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES
EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME MASTER

Domaine : SNV **Filière :** Sciences Biologiques
Spécialité : microbiologie appliquée

Présenté par :

OUARAB Rima et BESSAAD Manel

Thème

Rôle des actinobactéries dans la bioremédiation des sols pollués

Soutenu le : / / 2022

Devant le jury composé de :

Nom et Prénom

Grade

Mr. ARAB Amar

MCA

Univ. de Bouira

Président

Mme. TIGHIDET Salima

MAA

Univ. de Bouira

Promoteur

Mme. BENBARA Tassadit

MAA

Univ. de Bouira

Examineur

Année Universitaire : 2021/2022

Remerciements

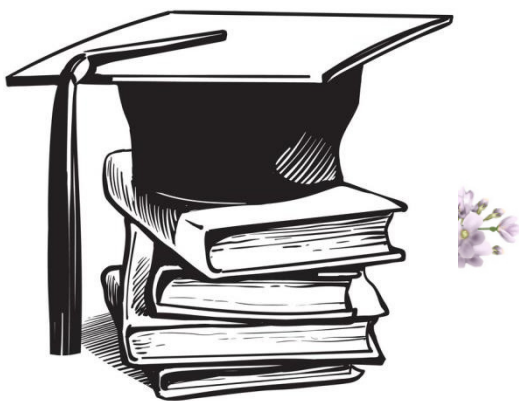
*Avant tout, on remercie **Dieu** le tout puissant, de nous avoir donné le courage, la force, la santé et la persistance pour réaliser ce travail dans des meilleures conditions.*

*On tient à remercier très sincèrement notre promotrice Mme **TIGHIDET**, pour l'honneur qu'elle nous a fait en dirigeant cette recherche, pour son infinie gentillesse, disponibilité constante, et de mettre à notre disposition tous les moyens nécessaires pour la réussite de ce modeste travail.*

*Aux membres du jury **Mme BENBARA**, et **Mr ARAB** pour l'intérêt qu'ils ont porté à notre recherche en acceptant d'examiner notre travail et de l'enrichir Par leurs propositions.*

Un grand merci à l'ensemble de mes enseignants, tout le personnel de la faculté des Sciences de la Nature et de la Vie de l'université Akli Mohaned Oulhadje

A tout ceux ou celles qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail. Si par mégarde, nous avons oublié quelqu'un, qu'il nous pardonne et qu'il soit remercié pour tous.



Rima et Manel ...

Dédicace

Je dédie ce travail :

A mes très chers parents

A toute ma famille je vous dédie ce mémoire en guise de reconnaissance

A mes amies, de la promotion de microbiologie appliquée 2021 -2022

Rima



Dédicace

Je dédie ce travail à :

*Mes très chers parents : **Boualem** et **Djamila**, source de vie, d'amour et d'affection, Que dieu les gardes et les protèges, en leur souhaitant une longue vie pleine de santé et de bonheur*

*Ma très chère sœur **Abir** et Mon très chère frère **Mohamed Amine***

*Mon mari **Walid** d'être toujours à mes côtés pour me soutenir*

*Ma meilleure amie Rima avec laquelle j'ai partagé mes moments de joie et de bonheur et tout sa famille **OUARAB***

*Toute ma famille **BESSAAD** et **ABBAS**, ma belle-famille **AOUN** petits et grand, que Dieu leurs donne une vie pleine de réussite et de bonheur,*

Mes grands-parents maternels et paternels

A tous mes oncles et mes tantes, Mes cousins et cousines

Manel



Liste des abréviations

BTEX	Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylènes
-------------	---

COHV	Composés Organiques Halogènes Volatils
DAP	Diaminopimélique
OGM	Organisme génétiquement modifié
PCB	Polychlorobiphényle
PCDD	Polychlorodibenzodioxines
PCDF	Polychlorodibenzofuranes
s.d	Sans date
SCOV	Composés Organiques Semi-Volatils

Liste des figures

Figure N°	Titre	Page
Figure N°01	Image microscopique de <i>Streptomyces sp</i> après coloration de Gram.	08
Figure N°02	Représentation schématique du cycle de vie des actinobactéries filamenteuses montrant la sporulation et la maturation des spores.	08
Figure N°03	Schéma de principe du biosparging.	15
Figure N°04	Schéma de principe du bioventing.	16
Figure N°05	Schéma de principe d'un bioréacteur.	17
Figure N°06	Schéma de principe du landfarming.	18
Figure N°07	Schéma de principe du compostag.	18
Figure N°08	Schéma de principe du biotertre.	19
Figure N°09	Triangle de la biodégradation.	20
Figure N°10	Structure moléculaire de base des principaux hydrocarbures pétroliers.	21

Liste des tableaux

Tableau N°	Titre	Page
Tableau I	La classification hiérarchique de la classe <i>Actinobacteria</i> basée sur l'analyse phylogénétique de l'ADNr / ARNr 16S	12

Sommaire

Introduction.....	1
Chapitre I : pollution et remédiation des sols pollués	
I Pollution de l'environnement	2
1. Définition	2
2. Source de pollution	2
3. Classification des pollution	2
4. Types de pollution	3
II Pollution du sol	3
1. Sources de la pollution du sol	3
2. Formes de pollution	4
3. Principaux éléments polluants le sol	4
a. Micropolluants inorganiques	4
b. Micropolluants organiques	4
4. Moyens de remédiation	5
a. Méthodes physiques	5
b. Méthodes thermiques	6
c. Méthodes chimiques	6
d. Méthodes biologiques	6
Chapitre II : les actinobactéries et la bioremédiation des sols pollués	
I Actinobactéries	7
1. Définitions et caractères généraux des actinomycètes	7
2. Cycle de développement	8
3. Physiologie de développement	9
4. Écologie de développement	9
5. Critères de classification	9
a. Caractères morphologiques	9
b. Caractères chimiques	10
c. Caractères moléculaires	10
6. Classification des actinomycètes selon le manuel de bactériologie systématique de bergy's	11
7. L'intérêt des actinobactéries	13
II Bioremédiation	13
1. Principe de bioremédiation	13
2. Techniques de bioremédiation	14
a. Bioremédiation in-situ	14
b. Bioremédiation sur ou hors – site	15
3. Les facteurs influençant la bioremédiation	18
4. Biodégradation des polluants organiques	18
a. Bioremédiation des hydrocarbures	19
5. Biodégradation des polluants inorganiques	21

Sommaire

a. Bioremédiation des métaux lourds	22
b. Bioremédiation des pesticides	23
c. Bioremédiation des colorants	25

Conclusion.....	28
------------------------	-----------

Références bibliographiques

Résumé

Introduction

Les sols sont, avec les milieux aquatiques et l'atmosphère, une des trois composantes majeures de la biosphère. À ce titre, ils ont joué et jouent en permanence un rôle déterminant dans l'apparition et le maintien de l'activité biologique et de la biodiversité à la surface de la planète (**Verdin, 2004**).

La pollution du sol est causée par les effets cumulatifs de diverses activités humaines, industrielles, agricoles et urbaines. Ces diverses sources conduisent à la présence de nombreuses molécules, comme les herbicides et pesticides d'origine agricole et les produits chimiques industriels. Ses différentes polluantes agissent négativement sur la flore et la faune (**Van der berg *et al.*, 2012**). À la suite de leur application, ces molécules sont susceptibles de quitter leur site d'application et sont alors considérées comme des micropolluants organiques à l'origine de la pollution de tous les compartiments environnementaux. Du fait de leur écotoxicité, leur potentiel de bioaccumulation, et de leurs actions endocriniennes, ces molécules présentent un risque pour l'environnement (**Schrack *et al.*, 2009**).

Les techniques physico-chimiques proposées pour la remédiation des sols pollués sont très coûteuses et nécessitent des moyens généralement lourds. Actuellement, on assiste à l'émergence de techniques biologiques qui sont beaucoup moins onéreuses et très efficaces. Ces techniques font appel aux potentiels de biodégradation des microorganismes (**Selmoun, 2016**).

Les actinomycètes sont un groupe hétérogène de bactéries Gram positifs avec un taux élevé de G+C. Ces bactéries développent un réseau ramifié d'hyphes qui poussent à la fois à la surface et à l'intérieur du substrat. Ce sont des bactéries omniprésentes dans presque tous les milieux même ceux où la vie est extrêmement hostile (**Goodfellow et William, 1983 ; Okami et Hotta, 1988**).

Ils sont connus pour leur aptitude à jouer un rôle très important dans la biodégradation de la matière organique et inorganique présentes dans la nature (**Silini, 2012**). Cette capacité est la raison pour laquelle les actinomycètes présentent un intérêt particulier en tant que candidat à la bioremédiation.

Ce travail a pour objectif : de mettre la lumière sur le rôle écologique des actinobactéries dans la bioremédiation des sols pollués.

Ce modeste travail est divisé en deux chapitres, le premier étant la pollution des sols et les moyennes de remédiation. Le deuxième chapitre est consacré aux actinobactéries et leur rôle dans la bioremédiation des sols pollués.

La pollution est une altération de l'environnement, liée à l'activité humaine par diffusion directe ou indirecte de substances chimiques, physiques ou biologiques qui sont potentiellement toxiques pour les organismes vivants ou qui perturbent de manière plus ou moins importante le fonctionnement naturel des écosystèmes (Benalioua, 2015).

I . Pollution de l'environnement

1. Définition

La pollution se définit par l'addition de substances nocives à l'environnement. C'est ce qu'on appelle les polluants. Ils peuvent être solides, liquides ou gazeux. Leur forte concentration influe sur la qualité du milieu. La pollution de l'environnement désigne l'introduction humaine de substances étrangères ou d'énergie dans l'environnement, ce qui entraîne des évolutions défavorables. Ces changements peuvent affecter l'Homme directement ou indirectement en affectant sa santé, en portant atteinte à ses ressources vivantes et à son écosystème, ou en interférant avec les utilisations légitimes de l'environnement (Motwani et Meshram, s. d.).

2. Source de pollution

Voici les principales sources de pollution actuelles (Ramade, 2012) :

- ✓ **Production de l'énergie** : la production et l'utilisation d'énergie viennent incontestablement au tout premier rang des causes de pollution de la biosphère, elle fait appel aux combustibles fossiles (charbon, pétrole), gaz naturel et l'énergie nucléaire.
- ✓ **Activités industrielles** : la dispersion de diverses substances chimiques dans l'environnement.
- ✓ **Activités agricoles** : l'utilisation abusive de fertilisants et de pesticides en milieu rural.

3. Classification des pollutions

Selon la nature de l'agent polluant, on les classe en plusieurs catégories (Ramade, 2012) :

- ✓ **Physique** : bruit, vibration et rayonnements ionisants, réchauffement artificiel du milieu ambiant dû à une source de chaleur technologique.
- ✓ **Chimique** : substances minérales, organiques abiotiques ou encore de nature biochimique
- ✓ **Biologique** : microorganismes pathogènes, populations d'espèces exotiques Invasives introduites artificiellement par l'homme et pollution de l'espaces rurale par les OGM.
- ✓ **Nuisances esthétiques** : Dégradation des paysages et des sites par l'urbanisation « sauvage » ou un aménagement mal conçu. Implantation d'industrie ou autres activités dans les biotopes vierges ou peu modifiés par l'Homme.

4. Types de pollutions

✓ Pollution de l'aire

Selon la loi de 1996 sur l'utilisation rationnelle de l'air et de l'énergie, la pollution de l'air est définie comme : l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, des substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influencer sur les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives **(No, 1997)**.

✓ Pollution de l'eau

L'eau est la deuxième en importance après l'air pour la vie humaine sur Terre. La pollution de l'eau désigne généralement l'introduction ou la présence de substances nocives ou indésirables qui suffisent à modifier l'indice de qualité de l'eau naturelle **(Philander, 2008)**.

✓ Pollution du sol

La pollution du sol est l'accumulation de composés toxiques : produits chimiques, sels, matières radioactives ou agents pathogènes présentent un risque pérenne, réel et potentiel pour la santé humaine et/ou l'environnement peut être diffus ou local **(Dor, 2006)**.

II. Pollution du sol

Le sol est dit pollué quand il contient un taux anormalement élevé de substances toxique qui peuvent engendrer des risques sur la santé humaine et peuvent perturber les écosystèmes qui vivent dans le sol **(site web 01)**.

1. Source de la pollution du sol

Les substances toxiques qui contaminent le sol sont généralement présentes en petites quantités, mais leur lente accumulation peut contaminer certains champs cultivés. Ces substances sont peu mobiles dans le sol, mais sont absorbées par le sol plutôt que par les plantes **(Mazoyer, 2002)**. Les causes de la pollution des sols sont diverses et connues : les terrains situés à proximité des usines absorbent l'ensemble des substances avec lesquelles ils se retrouvent en contact, et cette porosité crée notamment des problèmes de toxicité, de stérilité et de contamination de l'eau. Les dépôts de substances polluantes, les pratiques sommaires d'élimination des déchets, les infiltrations, d'engrais chimiques pour la culture du sol, l'épandage de produits chimiques, les retombées dues à des rejets atmosphériques **(Stengel et Gelin, 1998)**.

2. Formes de pollution **(Boucheseiche et al., 2002)**

Il existe deux types de pollution des sols :

✓ Pollution localisée

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

✓ **Pollution diffuse**

Faisant intervenir de vastes zones de polluants de faible concentration. Elles proviennent généralement de l'épandage de produits : engrais ou pesticides, Retombées atmosphériques.

Pour chacun de ces types, il existe deux sources de pollution :

- **Pollution accidentelle** : déversements ponctuels et instantanés de substances polluants.
- **Pollution chronique** : se produit sur une longue période de temps, par exemple des déversements Canalisations souterraines, lixiviat de décharge.

3. principaux éléments polluants le sol

a. Micropolluants inorganiques

Il s'agit d'un ensemble d'éléments ou de composés dont l'accumulation est responsable d'une pollution du sol. Généralement ils sont non biodégradables, accumulatifs et toxiques quand ils sont présents en grande quantité (**Bouche seiche et al., 2002**). Les micropolluants minéraux métalliques et non métalliques les plus rencontrés sont le cadmium, le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le sélénium, le zinc, l'arsenic, le molybdène, le cobalt, le bore et le thallium. (**Jeannot et al., 2001**).

b. Micropolluants organiques

Ils proviennent principalement de trois groupes : industrielles (production d'énergie, métallurgie, industrie chimique), urbaine (transport, élimination des déchets, etc.) et agricole (utilisation de produits chimiques) (**Chu et al., 2005**).

✓ **Polychlorobiphényles (PCB)**

Ce sont des substances chlorées très stables largement utilisées dans la production de condensateurs, de transformateurs, de fluides hydrauliques, de lubrifiants, de pesticides (**De et al., 2004**).

✓ **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**

Les HAP sont produits par la combustion incomplète de matières organiques constituent une grande famille de composés chimiques constitués d'atomes d'hydrogène et de carbone. Ils présentent au minimum deux cycles benzéniques pouvant être substitué. Ces composés sont considérés semi volatils, notamment les HAP de faible poids moléculaires (**Le Bihanic, 2013**).

✓ **Composés organiques volatils (COV)**

Les Composés Organiques Volatils (COV) forment un ensemble de substances chimiques dont le point commun est de s'évaporer plus ou moins rapidement à température ambiante, entraînant ainsi des impacts directs et indirects sur l'homme, les animaux et la nature (**Boulangier et al., 2018**).

✓ Phénols et dérivés

Les phénols sont des composés aromatiques hydroxylés, dont les phénols et leurs dérivés, tels que les chlorophénols (mono, di, tri, tétra, penta), les nitrophenols, les crésols, les diméthylphénols. Les phénols proviennent également de la dégradation des insecticides organophosphorés et des herbicides chlorophénoxyacides (**Jeannot *et al.*, 2001**).

✓ Pesticides

Souvent appelés produits phytosanitaires. Il s'agit de produits synthétiques introduits volontairement dans l'environnement par l'homme pour lutter contre des organismes nuisibles (animaux, végétaux, champignons). Mais ils peuvent aussi réguler la croissance des végétaux, avoir des propriétés défoliantes ou dessiccantes, ou encore améliorer le stockage ou le transport des produits de culture (**Baldi *et al.*, 2013**).

✓ polychlorodibenzodioxines (PCDD) et polychlorodibenzofuranes (PCDF)

Sont principalement produits par des phénomènes thermiques à partir de produits organiques chlorés. Par exemple lors de l'utilisation de nettoyants chlorés lors de l'incinération de déchets ou de résidus organiques et lors de la combustion d'essence au plomb. Les PCDD et PCDF se forment également lors du blanchiment du papier par chloration ou synthèse de composés organiques contenant des impuretés à base de chlorophénol. Les autres sources d'émissions sont les fonderies et les aciéries (**Barriuso *et al.*, 1996**).

4. Moyens de remédiation

Il existe une grande variété de méthodes de remédiation des sols contaminés, possédant toutes des avantages et des inconvénients afin de traiter la source de pollution, de maîtriser les impacts et de protéger les cibles exposées. Elle devra aussi permettre d'améliorer la qualité de l'environnement, d'assurer la protection de la santé humaine et de promouvoir la réutilisation de ces terrains décontaminés (**Mortet, 2019**).

a. Méthodes physiques

Actuellement, elles constituent la majorité des techniques mises en œuvre. Le principe consiste à utiliser des fluides présents dans le sol ou injectés comme vecteur pour transporter la pollution vers des points de concentration et d'extraction. Les procédés d'extraction, de lavage et de confinement sont les plus souvent utilisés (**Colin, 2000**).

b. Méthodes thermiques

Deux techniques sont utilisées, l'incinération et la désorption thermique. Elles sont employées pour la décontamination des sols pollués par les produits organiques. Ces technologies consistent à utiliser les

hautes températures pour réduire les polluants en CO₂ et H₂O. L'incinération est la seule technique qui détruit réellement les polluants (**Dadkhah et Akgerman, 2002**).

c. Méthodes chimiques

Elles ont pour but de détruire le polluant ou de les transformer en une forme moins nocive pour l'environnement, et ceci par l'intermédiaire de réactions chimiques se produisant entre le polluant et le réactif ajouté (**Colin, 2000**).

d. Méthodes biologiques

Les techniques de traitement à identifier et à caractériser dans le cadre de cette étude sont les techniques biologiques, c'est-à-dire les techniques qui exploitent les propriétés d'un organisme vivant pour réaliser l'opération de dépollution. Ce sont des techniques de décontamination (extraction ou dégradation du contaminant) ou d'assainissement (réduction des risques, c'est-à-dire des impacts sur les récepteurs via un abattement des sources d'exposition, des doses reçues par les récepteurs ou des organismes présents) (**Strasser -Société Nationale, 2006**).

L'organisme vivant utilisé peut être un microorganisme (bactérie, champignon), un végétal (algue, plante, arbuste, arbre), un végétal complexe formé de l'association symbiotique d'un champignon et d'une algue, voire un animal (lombric, vers de terre). Cet organisme vivant agit sur le composé polluant par absorption, accumulation, digestion, transformation, dégradation, évapotranspiration...etc., pour le rendre moins toxique, l'extraire, l'immobiliser ou le diluer considérablement (**Strasser -Société Nationale, 2006**).

Les micro-organismes qui effectuent la biodégradation dans de nombreux environnements différents sont identifiés comme des membres actifs des consortiums microbiens. Ces micro-organismes comprennent : *Acinethobacter*, *Actinobacter*, *Acaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillins*, *Berijerinckia*, *Flavobacterium*, *Methylosinus*, *Mycrobacterium*, *Mycococcus*, *Nitrosomonas*, *Nocardia*, *Penicillium*, *Phanerochaete*, *Pseudomonas*, *Rhizoctomia*, *Serratia*, *Trametes* et *Xanthofactor* (**Singh, 2014**).

Dans la partie suivante de ce document, on abordera le rôle des actinobactéries l'une des bactéries les plus dominantes dans la bioremédiation des sols pollués.

Dans ce chapitre nous allons présenter Les caractéristiques générales des Actinobactéries, leur écologie et distribution, leur classification systématique et leur intérêt dans la bioremédiation des sols pollués

Les actinobactéries ce sont des microorganismes qui partagent les caractéristiques des bactéries et des champignons. Ils sont largement répandus dans les écosystèmes terrestres et aquatiques, principalement dans le sol, où elles jouent un rôle essentiel dans le recyclage des biomatériaux réfractaires en décomposant des mélanges complexes de polymères dans les plantes et les animaux morts et les matières fongiques. Elles sont considérées comme des bactéries de grande valeur biotechnologique (Anandan *et al.*, 2016).

I. Les actinobactéries

1. Définition et caractères généraux des actinomycètes

Etymologiquement, le mot Actinomycète a été dérivé du mot grec « Aktis » qui veut dire rayon et « mykes » qui veut dire champignon « Champignons à rayons » ou « Champignons rayonnants » (Segaran *et al.*, 2017).

Les analogies entre les Actinomycètes et les champignons sont en fait superficiels ; il s'agit d'une convergence de forme plutôt que d'une parenté génétique, car une différence fondamentale les sépare : les Actinomycètes sont procaryotes alors que les champignons sont eucaryotes.

Les actinomycètes constituent l'ordre des Actinomycetales. Ce sont des bactéries gram positifs formant des filaments minces et ramifiés, septées, (Dgigal, 2003). La figure 01 représente l'aspect microscopiques des Streptomyces après coloration de gram ; La teneur en (GC%) de leur ADN est très élevée - environ 70 % (Larpent, 1989) ; saprophytes. La plupart des espèces sont immobiles, hétérotrophes mais certaines sont chimio-autotrophes (Ensign, 1993) ; aérobies, mésophiles et croissent de façon optimale dans la gamme de pH 5,0 à 9,0 avec une proximité optimale à la neutralité (Williams, 1983 ; Goodfellow, 1983).

L'aspect morphologique des actinomycètes est compact et généralement coriace, ce qui rend l'aspect conique, surface moyennement sèche, généralement couverte avec un mycélium aérien (Anandan *et al.*, 2016). La morphologie des différents groupes d'actinomycètes est très variable, elle va de forme peu évoluée comme *Mycobacterium*, à des formes très évoluées comme le genre *Streptomyces* qui forme un véritable mycélium non fragmenté et sporulant (Smaoui, 2010).

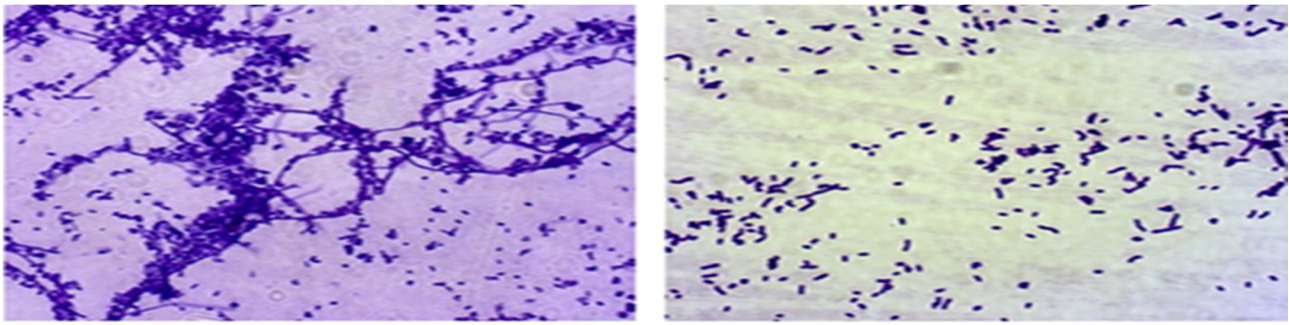


Figure N° 01 : Image microscopique de *Streptomyces* sp après coloration de Gram (Gopalakrishnan et Prasanna, 2020).

2. Cycle de développement

La croissance des actinomycètes est plus lente (7 à 28 jours) que celle des autres bactéries (24 heures). (Goodfellow *et al.*, 1983). La reproduction des Actinomycètes peut s’opérer suivant trois modes : fragmentation pseudo bactérienne, production de conidies, production de sporanges. (Hosdong, 1992) La figure N° 02 illustre le cycle de vie des actinobactéries montrant la production de sporanges et leur maturation.

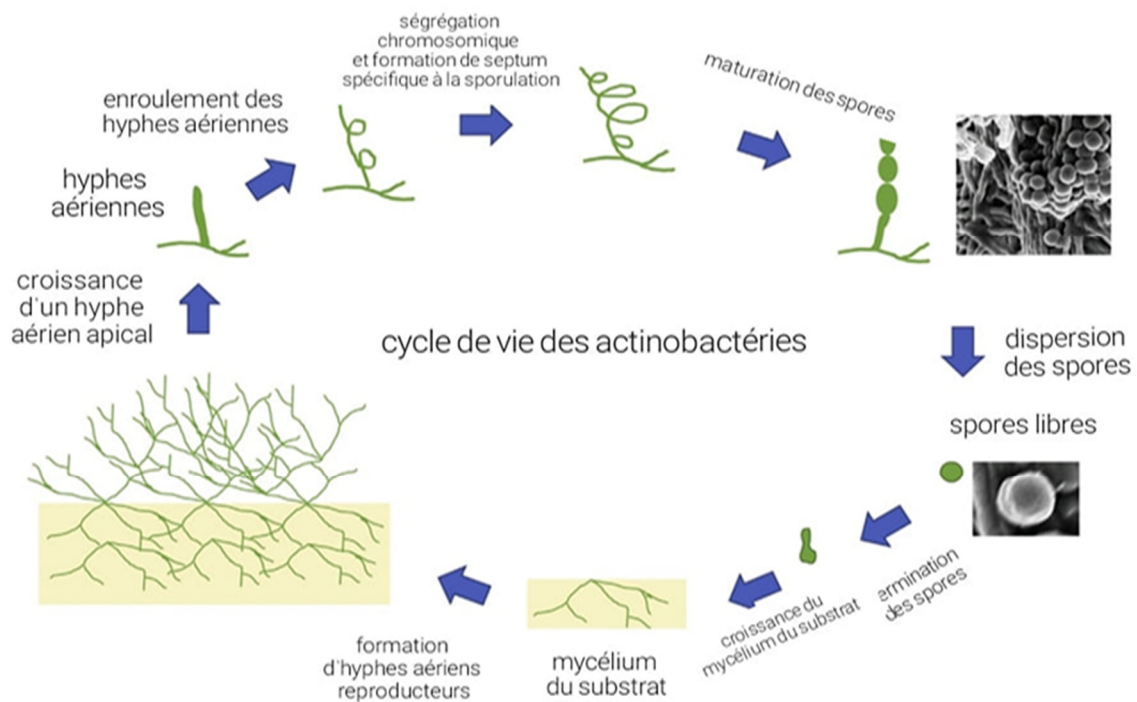


Figure N° 02 : Représentation schématique du cycle de vie des actinobactéries montrant la sporulation et la Maturation des spores (Hazarika et Thakur, 2020).

3. La physiologie de développement

Au niveau du sol, les Actinomycètes représentent l'une des principales communautés microbiennes, leur présence est influencée par plusieurs paramètres physiologiques (conditions environnementaux) en particulier : l'oxygène, le pH, la température...etc. (**Djaballah, 2010**).

Selon le type respiratoire ils sont divisés en deux groupes, les premiers sont des formes fermentatives anaérobies strictes telle que le genre *Actinomyces* et l'autre sont des formes oxydatives aérobies *Streptomyces* (**Prescott, 2007**).

Selon le pH de croissance, la majorité des Actinomycètes sont des bactéries neutrophiles dans un intervalle de pH compris entre 7 et 8 (**Wang, 2006**).

Concernant la température, elles sont des bactéries mésophiles leur température optimale de croissance est entre 25 à 30 °C (**Leveau, 1993 ; Djaballah, 2010**).

Pour l'humidité, les actinomycètes sont isolés des sols contenant des taux faibles jusqu'à modérés d'humidité (**Oskay, 2004**).

4. Écologie et distribution dans la nature

Les actinobactéries existent dans des habitats naturels et artificiels. La plupart des actinobactéries sont des saprophytes, ou des organismes vivant dans le sol, certaines forment des associations mutualistes ou parasitaires avec des plantes et des animaux. L'adaptation des actinobactéries à un large éventail d'environnements écologiques, dont le sol, l'eau douce et l'eau salée, a accru leur diversité (**Hazarika et Thakur, 2020**).

Ils sont particulièrement abondants dans les sols, en particulier dans les sols alcalins et les sols riches en matière organique (**Loqman, 2009**). La densité et la diversité des populations d'actinobactéries dépendent de leur habitat et des conditions climatiques qui les influencent (**Hazarika et Thakur, 2020**).

5. Critères de Classification des actinomycètes

La taxonomie des actinobactéries est basée sur un ensemble de caractères morphologiques, physiologiques, chimio-taxonomiques et moléculaires. L'ensemble des caractéristiques de chaque taxon bactérien est répertorié dans le Manuel de Bergey's 2ème édition (**Parte et al., 2012**).

a. Caractères morphologiques

Certains genres ou groupes peuvent déjà être appréhendés par l'observation visuelle, Des critères morphologiques ont été précisés dans les Manuels de Bergey's en 1989 et 1994.

Selon Badji (2006), les caractéristiques morphologiques importantes sont associées à la présence, à l'abondance et à la disposition des hyphes du mycélium du substrat ou du mycélium aérien.

Ainsi que la présence des spores, leur nombre, leur mobilité, leur forme, leur position sur les hyphes, et la présence de sclérotés, de sporanges ou de synnémata (**Badji, 2006**).

b. Caractères chimiques

C'est en fonction de la composition de paroi cellulaire en acides aminées, en sucres et en lipides. Pour certains genres, les caractéristiques morphologiques sont suffisantes pour leur reconnaissance. En revanche la grande majorité (*Streptomyces*, *Actinomyces*, *Nocardia*, *Microtetraspora*, *Nonomuraea*, *Nocordioides*, *Amycolatopsis*, *Pseudonocardia*, *Soccharothrix*, *Kitasatospora*, *Glycomyces*, etc.) nécessite une étude chimique de leur constituants cellulaire (Boudjella, 2007).

✓ Composition en sucres

Les sucres ayant une importance taxonomique pour les actinomycètes sont les couples "arabinose-galactose", "arabinose-xylose", "rhamnose-galactose", ainsi que le madurose ou 3-0-méthyl-galactose. Les sucres déterminent ainsi les chimiotypes A, B, C, D et. Les actinomycètes ne possédant pas de sucres taxonomiquement importants sont classés dans le chimiotype C (Lechevallier et Lechevallier, 1970).

✓ Les acides aminés

La protéine de la paroi cellulaire ou le peptidoglycane est le composant principal de la paroi bactérienne Gram Positif, Y Compris chez actinomycètes. L'analyse des acides aminés qui le composent est utilisée pour déterminer le type chimique. Deux acides aminés sont taxonomiquement importants, l'acide aminé l'acide diaminopimélique (DAP), qui peut se présenter sous deux formes, LL ou DL (mésó). Selon le genre et la glycine peut être présente ou non. Ce dernier fait le lien entre les sous-unités peptidique de la muréine (Labeda *et al.*, 1984).

✓ Composition en lipides

L'analyse des lipides est un autre élément qui, tout comme le type de paroi cellulaire, fournit des informations de valeur dans la classification et l'identification microbienne. Les lipides taxonomiquement importants peuvent être répartis en trois groupes : les lipides contenant une partie polaire (phospholipides), les ménaquinones, les acides gras et parfois les acides mycoliques (Collin *et al.*, 1977).

c. Caractères moléculaires

Depuis l'avènement de la biologie moléculaire au début des années 1980, les tests de routine commencent lentement à être remplacés par des techniques moléculaires. Grâce à la biologie moléculaire, de multiples alternatives sont désormais possibles en quelques jours contre des semaines avec les méthodes traditionnelles. Parmi les principales techniques moléculaires utilisées en taxonomie, nous citons l'analyse des séquences d'ADN codant pour l'ARN ribosomique 16S (ADNr 16S), l'hybridation ADN/ADN, la détermination du pourcentage de guanine-cytosine (GC%) et l'analyse de la séquence des protéines ribosomiques (Stackebrandt *et al.*, 1981 ; Stackebrandt *et al.*, 1997).

6. Classification des actinomycètes selon le Manuel de bactériologie systématique de Bergey's

Selon la classification du "Taxonomic Outline of The Procaryotes, Bergey's Manual of Systematic Bacteriology", seconde édition 2004 (Garrity *et al.*, 2004). Le **Phylum Actinobacteria** est constitué d'une seule classe dénommée également "**Actinobacteria**". Celle-ci a été décrite par (Stackebrandt *et al.*, 1997).

Le phylum Actinobacteria tel qu'il figure dans le Bergey's manual (2007) renferme une seule classe : Actinobacteria, cette classe est subdivisée en 5 sous classe, 6 ordres, 13 sous ordre (dont 9 appartiennent à l'ordre des Actinomycetales), 41 familles, 193 genres et près de 1711 espèces. Tous les membres de cet ordre sont caractérisés par leur grande teneur en G+C%, allant de 51% chez certaines Corynebactéries, à plus de 70% chez les genres Streptomyces et Frankia (Ventura *et al.*, 2007).

En 1997, Stackebrandt et ses collaborateurs. Proposent une nouvelle classification hiérarchique des actinomycètes qui repose uniquement sur l'analyse des séquences des ARNr 16S et des gènes codant pour les ARNr 16S. Donc, ils ont décrit une nouvelle classe, qui se définit comme un ensemble de souches présentant plus de 80 % de similitude dans la séquence des ARNr 16S ou de l'ADNr 16S et possédant un résidu adénine à la position 906 et un résidu adénine ou cytosine à la position 955 (à l'exception des sous classes *Rubrobacteridae* et *Spherobacteridae* où l'on trouve un résidu uracile à la position 955).

Cette proposition ne change pas les descriptions courantes des espèces et des genres. En effet, leur classification est basée sur des caractéristiques morphologiques, chimio taxonomiques ou physiologiques, a été vérifiée pendant ces 20 dernières années, et il s'est avéré qu'elle est en accord avec le regroupement phylogénétique basé sur l'ADNr/ ARNr 16S (Stackebrandt *et al.*, 1997). Le Tableau ci-après (tableau I) représente les différentes familles de la classe des actinobacteria basée sur la comparaison des séquences l'ADNr / ARNr 16S.

Tableau I : la classification hiérarchique de la classe Actinobacteria basée sur l'analyse phylogénétique de l'ADNr / ARNr 16S (Garrity *et al.*, 2004).

Classe Actinobacteria				
S/Cl	S/Cl	S/Cl	S/Cl	S/Cl
<i>Acidimicrobidae</i>	<i>Rubrobacteridae</i>	<i>Coriobacterida</i>	<i>Sphaerobacteridae</i>	<i>Actinobacteridae</i>
S/Cl <i>Actinobacteridae</i>				
<i>Bifidobacteriales</i>		Ordre	<i>Actinomycetales</i>	
Actinomycetales				
S/O	S/O	S/O	S/O	S/O
<i>Actinomycineae</i>	<i>Micrococcineae</i>	<i>Corynebacterineae</i>	<i>Micromonosporinaeae</i>	<i>Propionibacterineae</i>
Famille	Familles	Familles	Famille	Familles
<i>Actinomycetaceae</i>	<i>Micrococcaceae</i> <i>Bogoriellaceae</i> <i>Rarobacteraceae</i> <i>Sanguibacteraceae</i> <i>Brevibacteriaceae</i> <i>Cellulomonadaceae</i> <i>Dermabacteraceae</i> <i>Dermatophilaceae</i> <i>Dermaococcaceae</i> <i>Intrasporangiaceae</i> <i>Jonesiaceae</i> <i>Microbacteriaceae</i> <i>Beutenbergiaceae</i> <i>Promicromonosporaceae</i>	<i>Corynebacteriaceae</i> <i>Dietziaceae</i> <i>Gordoniaceae</i> <i>Mycobacteriaceae</i> <i>Nocardiaceae</i> <i>Tsukamurellaceae</i> <i>Williamsiaceae</i>	<i>Micomonospoiaceae</i>	<i>Propionibacteriaceae</i> <i>Nocardiodiaceae</i>
S/O	S/O	S/O	S/O	S/O
<i>Psuedonocardineae</i>	<i>Streptomycineae</i>	<i>Streptosporangineae</i>	<i>Frankinea</i>	<i>Glycomycineae</i>
Familles	Famille	Familles	Familles	Famille
<i>Pseudonocardiaaceae</i> <i>Actinozynnematceae</i>	<i>Streptomycetaceae</i>	<i>Streptosporangiaceae</i> <i>Nocardiopsaceae</i> <i>Themomonospoaceae</i>	<i>Frankiaceae</i> <i>Geodermatophilacea</i> <i>eMicrosphaeraceae</i> <i>Sporichthyaceae</i> <i>Acidotherma ceae</i> <i>Kineosporiaceae</i>	<i>Glycomycetaceae</i>

S/Cl : sous classe, S/O : sous ordre

Le tableau I représente la classe des *Actinobacteria* est divisée en 5 sous-classes : *Acidimicrobidae*, *Rubrobacteridae*, *Coriobacteridae*, *Sphaerobacteridae* et *Actinobacteridae*. Chacune de ces sous classes est constituée d'un ou de plusieurs ordres eux-mêmes constitués d'une ou de plusieurs familles. Dans la sous-classe des *Actinobacteridae*, l'ordre des *Actinomycetales* est subdivisé en 10 sous-ordres :

Actinomycineae, Micrococcineae, Corynebacterineae, Micromonosporineae, Propionibacterineae, Psuedonocardineae, Streptomycineae, Streptosporangineae, Frankinea et Glycomycineae (Stackebrandt et al., 1997 ; Labeda et Kroppenstedt, 2000 ; Stackebrandt et Schumann, 2000).

7. L'intérêt des actinobactéries

Les actinobactéries jouent un rôle important dans le recyclage et la biodégradation La matière organique et les éléments minéraux, qui contribuent à la fertilisation du sol. Ils ont une forte capacité à transformer la matière organique complexe difficile ou incapable d'être dégradés par d'autres micro-organismes, tels que Polymères composites, polysaccharides, lignocellulose, chitine... (Goodfellow *et al.*, 1983).

L'ordre des actinomycétales présente une grande diversité génétique et fonctionnelle, y compris dans la production de métabolites secondaires qui ont des applications médicales, environnementales et industrielles. Ce sont d'excellents producteurs d'enzymes à utilisation industrielle telle que des protéases, des chitinases (Tanaka, 1990 ; Vonothini, 2008), des amylases, des cellulases, des xylanases et des lipases (Park *et al.*, 2002). Comme elles sont utiles dans le traitement du cancer et la production des antibiotiques précieux dans le domaine médical tels que la novobiocine, l'amphotéricine, la vancomycine, la néomycine, gentamicine, chloramphénicol, la tétracycline, l'érythromycine, la nystatine, etc. (Sharma *et al.*, 2014).

Les actinomycètes en tant que solution potentielle aux problèmes environnementaux constituent un autre domaine d'investigation récent, en particulier leur utilité dans la biorestauration des pesticides, des métaux toxiques, des déchets radioactifs et des salissures biologiques. D'autres applications comprennent les biocarburants, les détergents et les conservateurs/additifs alimentaires (Jagannathan *et al.*, 2021).

II. Bioremédiation des sols pollués

1. Principe de la bioremédiation

Le processus de bioremédiation a pour but d'activer la capacité naturelle de nombreux organismes, principalement microscopiques (bactéries, microalgues, champignons), à dégrader les polluants en composés inertes tels que l'eau et le dioxyde de carbone. Ces organismes peuvent être indigènes (déjà présents dans la zone contaminée), exogènes (ajoutés à l'environnement) ou même acquis depuis le site contaminé, lorsqu'ils sont en laboratoire puis réintroduits dans le sol (bio augmentation). La bioremédiation est généralement réalisée en conditions aérobies, mais l'application d'un système de bioremédiation en conditions anaérobies peut dégrader un certain nombre de molécules récalcitrantes (Abdelly, 2007).

2. Techniques de bioremédiation

La mise en œuvre de ces techniques se fait sur le site même (in situ). Certaines nécessitent l'excavation des terres et sont réalisés sur site (excavation des terres qui sont traitées sur le site même) ou hors site (excavation et transport des terres vers un centre de dépollution) (**Vidali, 2001**).

a. Bioremédiation in-situ

La biodégradation est utilisée sur site et peut être formellement séparée en cinq techniques : la bio-atténuation, la biostimulation, la bioaugmentation, le bioventing, Le biosparging.

✓ La bio-atténuation

C'est la biodégradation naturelle des polluants par les microorganismes présents dans le sol ou la nappe phréatique. Elle consiste uniquement à vérifier la présence et la capacité des microorganismes utilisés pour dégrader les polluants (**Hanna, 2004**).

L'atténuation naturelle contrôlée s'applique essentiellement dans la zone saturée. Les résultats les plus probants ont été obtenus sur les hydrocarbures légers, les COV, les SCOV et certains COHV, pesticides, explosifs (trinitrotoluène), phénols et certains composés inorganiques (**Colombano et al., 2010**).

✓ La biostimulation

Cette technique consiste à remonter l'activité des populations microbiennes présentes dans le sol ou dans les eaux souterraines par apport de nutriments et par ajustement des conditions du milieu qui sont le potentiel d'oxydo-réduction, l'humidité et la température (**Hanna, 2004**).

✓ La bioaugmentation

C'est l'ajout de populations hautement concentrées (souches uniques ou consortium) au site contaminé par des composés toxiques récalcitrants (**Leahy et Colwell, 1990 ; Wang et Zhuang, 2017**). Cette technique est la mieux adaptée aux sites qui n'ont pas suffisamment de microorganismes ou la population indigène ne possède pas les voies métaboliques nécessaires pour métaboliser les composés (**Tyagi et al., 2011**).

✓ Le biosparging

Le biosparging, dérivé comme son nom l'indique du sparging, consiste à augmenter les teneurs en oxygène dissous dans les eaux souterraines, en injectant la plupart du temps de l'air par le biais de puits d'injection (figure N° 03). Cette technique est particulièrement adaptée aux composés facilement biodégradables carburants pétroliers et sur certains compose organiques volatiles (**Colombano et al., 2010**).

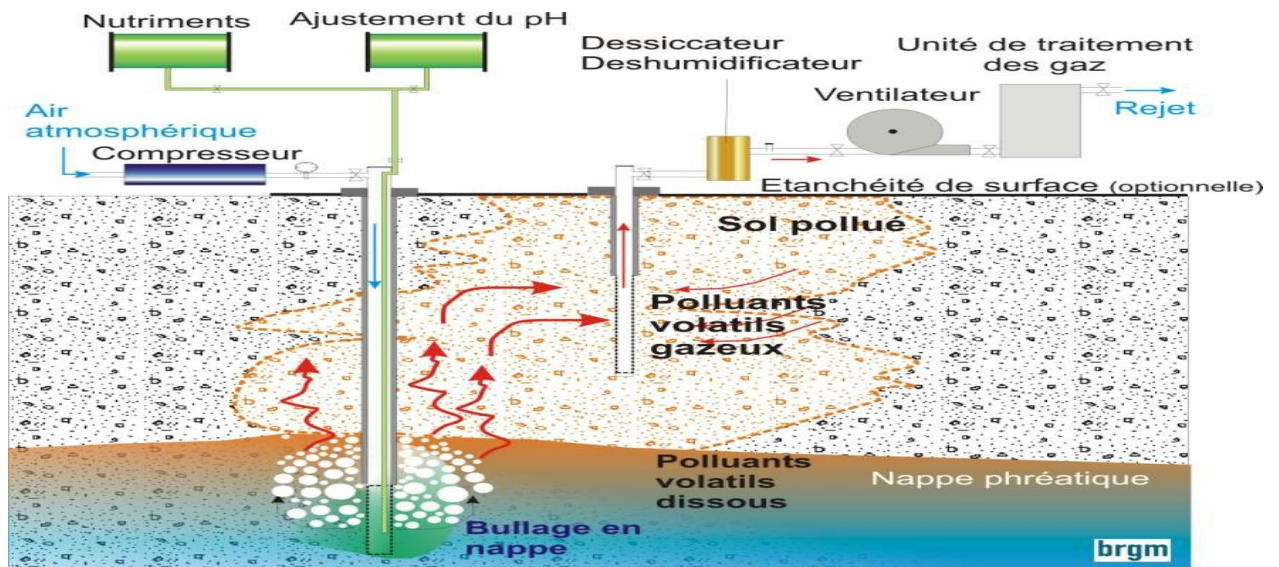


Figure N° 03 : Schéma de principe du biosparging (Colombano *et al.*, 2010).

✓ Le bioventing

Le bioventing est un traitement biologique aérobie qui consiste à stimuler la biodégradation dans la zone non saturée par apport d'oxygène expliquée dans la figure suivante. Elle consiste à augmenter les teneurs en oxygène dans la zone vadose en injectant la plupart du temps de l'air par le biais de puits d'injection. Cette technique est couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatils à semi-volatils biodégradables (Colombano *et al.*, 2010).

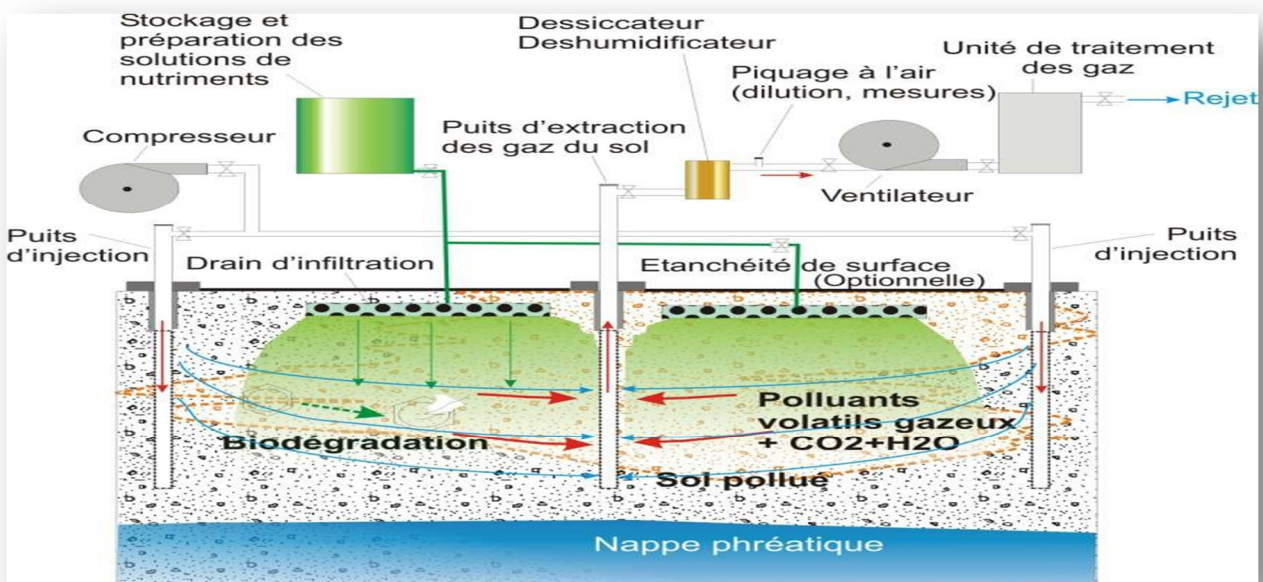


Figure N° 04 : Schéma de principe du bioventing (Colombano *et al.*, 2010).

b. Bioremédiation sur ou hors-site

La biodégradation est utilisée sur site et peut être formellement séparée en quatre techniques : Bioréacteur, landfarming, compostage et biotierre (Colombano *et al.*, 2010).

✓ Bioréacteur

La technique consiste à mélanger les sols pollués avec de l'eau et divers additifs afin de mettre les particules de sols en suspension dans l'eau et de former un mélange boueux. Les boues sont traitées par voie biologique dans des bioréacteurs puis sont déshydratées détaillées dans la figure suivante (Colombano *et al.*, 2010).

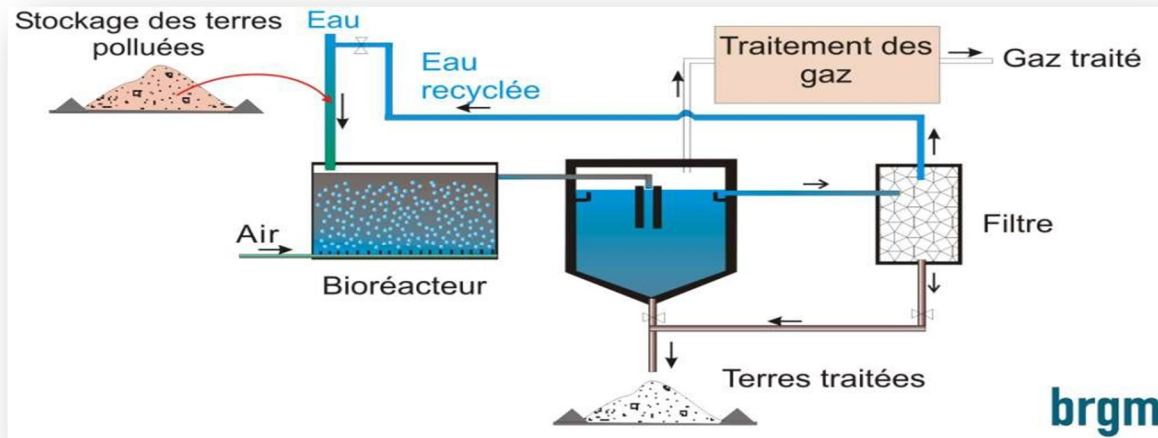


Figure N° 05 : Schéma de principe d'un bioréacteur (Colombano *et al.*, 2010).

Ce procédé s'applique à des sols pollués par les produits pétroliers, pesticides, certaines coupes pétrolières lourdes (HAP, huiles organiques ...), solvants, PCB, conservateurs du bois (pentachlorophénols) et explosifs peuvent aussi être traités.

✓ Landfarming

Le principe est simple et consiste à étaler sur une faible épaisseur des sols pollués sur un support imperméable, ce qui permet une interaction entre la matrice polluée et l'atmosphère mélangés avec les agents structurants (paille.) et divers amendements (figure 05). Le but est de favoriser l'aération et donc la dégradation aérobie. Cette technique est efficace pour traiter les sols souillés par les composés monoaromatiques (BTEX), phénols, HAP (les plus légers de type naphthalène et phénanthrène), hydrocarbures pétroliers (essence, diesel, lubrifiants légers, huiles). Certaines expériences positives ont été démontrées sur les pentachlorophénols, les hydrocarbures lourds et certains pesticides. (Colombano *et al.*, 2010).

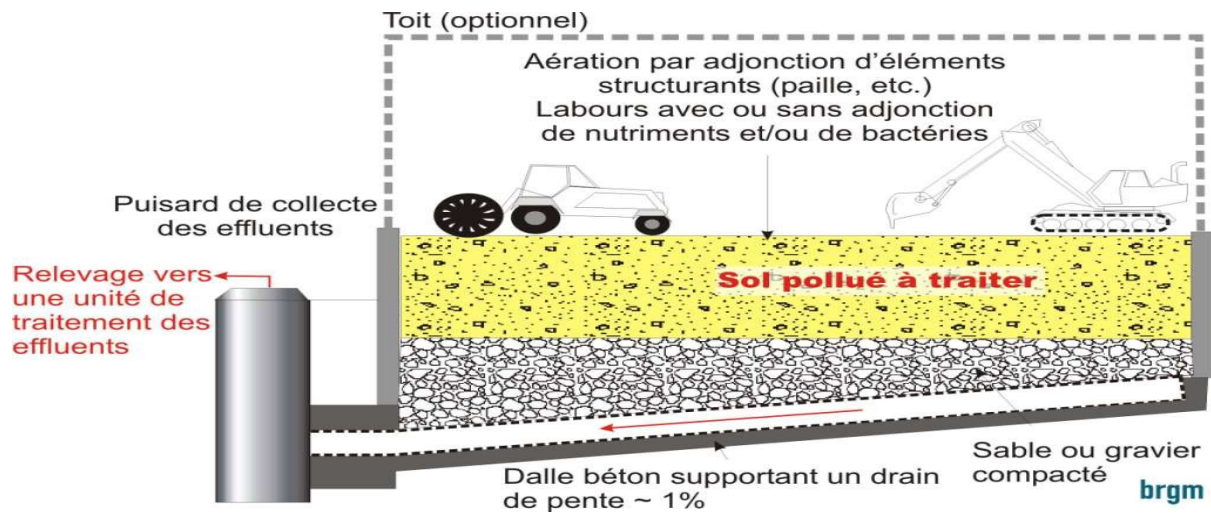


Figure N° 06 : Schéma de principe du landfarming (Colombano *et al.*, 2010).

✓ Compostage

Le compostage consiste à mélanger des sols excavés avec des amendements organiques (dénommés compost) et à les disposer en tas trapézoïdaux (andains) régulièrement espacés afin de favoriser la biodégradation (figure N° 06). Cette technique est couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatils à semi-volatils biodégradables (Colombano *et al.*, 2010).

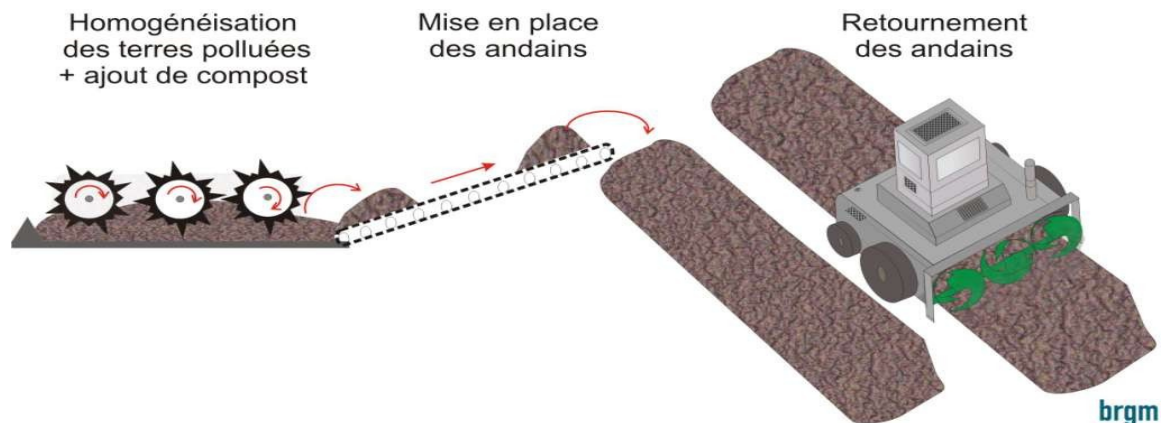


Figure N° 07 : Schéma de principe du compostage (Colombano *et al.*, 2010).

✓ Le biotertre

Le biotertre consiste à mettre des sols pollués en tas en vue d'un traitement biologique. Pour ce faire, les sols pollués font généralement l'objet d'un amendement et les conditions dans le biotertre sont contrôlées (aération, ajouts de nutriments ...) (figure N° 07). Cette technique est couramment employée sur les sites présentant des hydrocarbures volatils à semi-volatils biodégradables. Le biotertre est très largement utilisé pour les dépollutions on site (Colombano *et al.*, 2010).

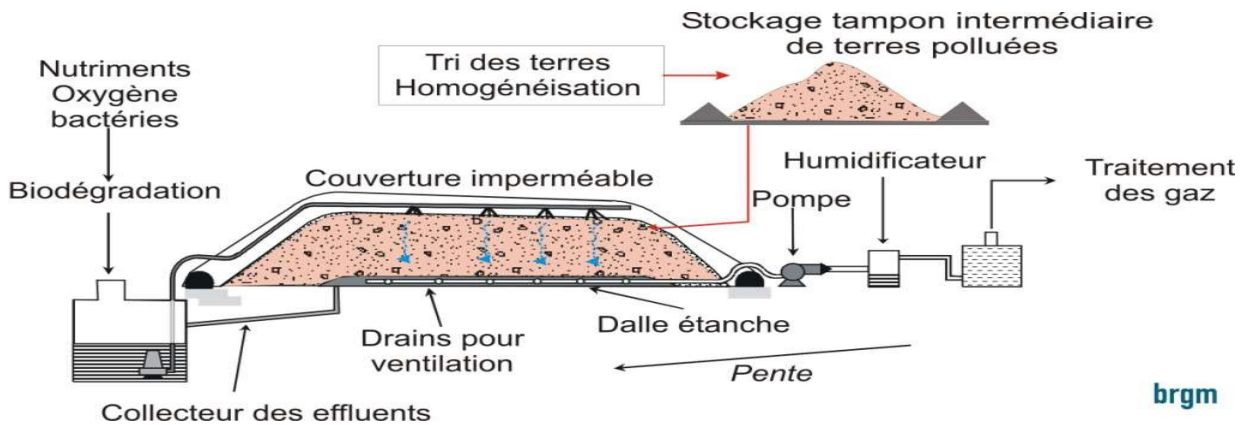


Figure N° 08 : Schéma de principe du biotertre (Colombano *et al.*, 2010).

3. Facteurs influençant la bioremédiation des sols pollués

La bioremédiation est affectée par divers conditions l'ajout de nutriments, le réglage de l'humidité, l'ajout de donneurs d'électrons ou l'ajout d'accepteurs d'électrons. Les trois piliers de la biodégradation sont illustrés dans la figure suivante (Colombano *et al.*, 2010).

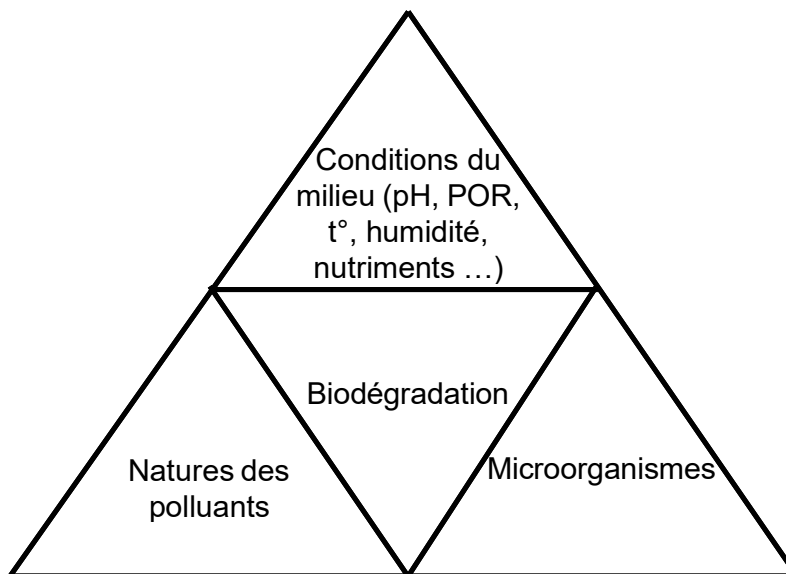


Figure N° 09: Triangle de la biodégradation (Suthersan, 2001).

4. Biodégradation des polluants organique

Il a été montré que la minéralisation (transformation en CO₂) des polluants n'excède pas 45%, le reste étant converti en biomasse microbienne transitoire sous forme de cellules vivantes et en sous-produit du métabolisme. L'ensemble est lié à la matière minérale (site web 02).

Soit le métabolisme est direct (appelé aussi métabolisme actif). Dans ce cas, le polluant constitue la source de carbone ; il est dégradé grâce à des enzymes spécifiques. Soit le métabolisme est indirect (appelé aussi co-métabolisme ou métabolisme fortuit) et fait appel à une autre source de carbone que celle du polluant. Des enzymes non spécifiques dégradent cette source de carbone ainsi que, fortuitement, le polluant (**site web 02**).

La dégradation des polluants fait intervenir des processus d'oxydo-réduction. Dans le cas où le polluant est le donneur d'électron (cas le plus fréquent), celui-ci subit une oxydation pour être dégradé et perd donc un ou plusieurs électrons. Les accepteurs d'électrons sont de nature diverse : oxygène, nitrate, sulfate, etc. (**site web 02**).

a. Bioremédiation des hydrocarbures

La pollution des sols par les hydrocarbures pétroliers réduit le niveau de la biomasse environnementale qui provoque une faible fertilité du sol et la productivité agricole et la biodiversité par la réduction la source de subsistance des êtres humains et des animaux dans la zone géographique touchée par la pollution (**Oyem et al., 2013**).

Les hydrocarbures pétroliers contiennent principalement des molécules composées d'atomes de carbone et d'hydrogène. Il s'agit d'alcane non cycliques (ou paraffines), des cycloalcanes (ou naphthènes), d'alcènes (ou oléfines) et d'hydrocarbures aromatiques. D'autres constituants mineurs sont également présents dans les hydrocarbures pétroliers, comme des métaux et des composés polaires qui contiennent de l'azote, du soufre ou de l'oxygène. La composition élémentaire des hydrocarbures pétroliers est présentée dans la figure suivant (**Colombano et al., 2008**).

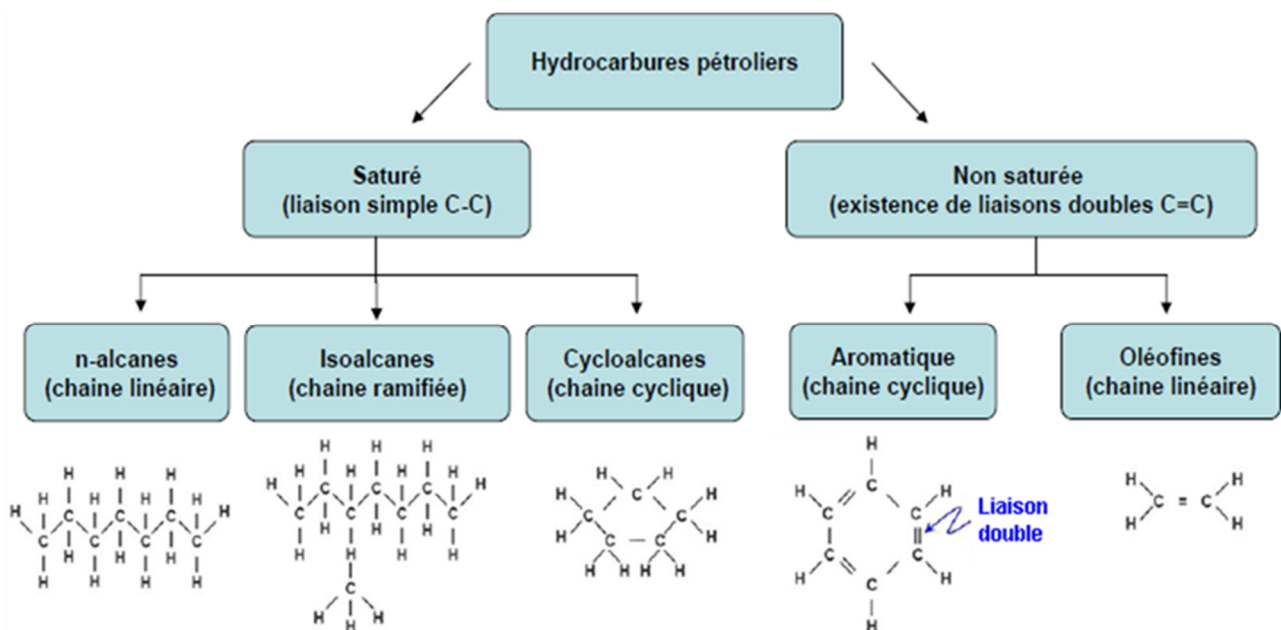


Figure N° 10 : Structure moléculaire de base des principaux hydrocarbures pétroliers (Colombano et al., 2008).

✓ **Biodégradation des hydrocarbures (Técher *et al.*, 2011).**

La biodégradation peut se manifester selon le type d'hydrocarbures

• **Dégradation des HAP « légers » (Técher *et al.*, 2011).**

La dégradation met en jeu des enzymes. Ces dernières pour les HAP de types légers sont les mono-oxygénases ou di-oxygénases. Ces enzymes permettent d'activer la réaction de dégradation. Ainsi, l'hydrocarbure est oxydé, de l'énergie est produite et une partie de l'hydrocarbure est assimilée par la cellule. Ces enzymes catalysent des réactions d'oxydation stéréo- et régio-sélectives, imposées par la configuration du site actif de l'enzyme qui conditionnent directement la fixation et l'orientation de la molécule de substrat.

- La réaction chimique est dite stéréo-sélective lorsqu'à partir d'un réactif quelconque (sans stéréochimie particulière), on obtient un ou plusieurs stéréo-isomères possibles de façon majoritaire.
- La réaction est qualifiée de régio-sélective (cas particulier de la stéréo-sélectivité) lorsque l'attaque nucléophile a lieu sur une région spécifique de la molécule de substrat.

• **Dégradation des HAP « lourds »**

La principale source de biodégradation des HAP lourds est en aérobiose. Dans ce cas, les ions nitrates, ferreux ou sulfates jouent alors le rôle de réducteur. La voie principale de dégradation des hydrocarbures poly-aromatiques consiste en l'oxydation d'un cycle aromatique par une mono ou di-oxygénase. Un ou deux atomes d'oxygène sont incorporés au niveau d'un cycle aromatique. La première étape de la biodégradation des hydrocarbures poly-aromatiques est en effet la formation de catéchols. La formation de gentisate à partir d'acide salicylique est aussi possible. L'ouverture d'un cycle aromatique est ensuite possible ainsi que la dégradation complète (Técher *et al.*, 2011).

En fonction du positionnement des oxygènes apportés par la di-oxygénase, on distingue deux voies métaboliques. Le catéchol peut subir un clivage méta ou un clivage ortho. Après plusieurs étapes, le clivage méta induit la formation de pyruvate puis d'acétaldéhyde alors que le clivage ortho induit après plusieurs réactions (Técher *et al.*, 2011).

✓ **Exemple de la bioremédiation des hydrocarbures**

Il y a plusieurs travaux qui ont été réalisés sur la décontamination des sols contaminés aux hydrocarbures par les actinobactéries, parmi lesquels nous citons quelques exemples :

En 2011, Chaudhary et ses collaborateurs ont isolé une actinobactérie PAH-13 qui a été identifiée comme étant *Streptomyces spp rochei*, à partir du sol de l'unité de bitume de la raffinerie de Mathura (Chaudhary *et al.*, 2011). L'isolat PAH-13 a été analysé pour sa capacité à dégrader les composés PAH à 3-4 cycle (anthracène, fluorène, phénanthrène et pyrène), dans un milieu minimal complété par 0,1%

d'extrait de levure comme co-substrat. L'isolat a pu dégrader les quatre PAHs entre 28 et 92% en 15 jours à une concentration de 100 ppm. Les études d'affinité ont indiqué une affinité maximale des cellules bactériennes envers le fluorène (3,3 %), suivi du phénanthrène, du pyrène et de l'anthracène (2,9 %, 1,2 % et 0,6 %, respectivement) (**Chaudhary et al., 2011**).

En outre, la souche a montré une bonne production extracellulaire de bio-surfactant, conduisant à la formation de véritables micelles, et améliorant la biodisponibilité des HAP pour la dégradation. Il s'agit du premier rapport confirmant l'implication de *S.rochei* dans la dégradation des HAP (**Chaudhary et al., 2011**).

À l'heure actuelle, il existe une forte demande pour de nouvelles souches résistantes et métaboliquement actives de bactéries capables de dégrader des concentrations élevées de polluants pétroliers.

En 2018, Trögl et ses collaborateurs ont utilisé deux souches d'actinobactéries *Gordonia rubripertincta* CWB2 ainsi que *Rhodococcus erythropolis* S43 dans la dégradation des hydrocarbures. Une diminution significative des hydrocarbures a été observée après 45 jours d'incubation. Les résultats montrent l'applicabilité des souches actinobactériennes dans la bioremédiation des sols contaminés par de fortes concentrations d'hydrocarbures (**Trögle et al., 2018**).

Durant la même année Baoune et ses collaborateurs ont isolé Dix-sept de souches d'actinobactéries endophytes dans le sud Algérien. Ils ont montré que parmi elles, cinq souches étaient capables d'utiliser le pétrole comme seule source de carbone et d'énergie et que l'élimination du pétrole atteignait 98 % après 7 jours d'incubation. Il s'agit de la première étude mettant en évidence la capacité de dégradation du pétrole brut par des *Streptomyces sp.* Endophytes (**Baoune et al., 2018**).

Une année plus tard, Baoune et ses collaborateurs ont testé la capacité de cette souche à coloniser le sol, à concurrencer le microbiote indigène et à éliminer les hydrocarbures pétroliers dans des conditions défavorables. Cette souche a effectué une bioremédiation réussie, ce qui a été confirmé par le test de phytotoxicité. L'étude montre pour la première fois la contribution d'une souche d'actinobactérie endophyte libre dans la bioremédiation d'un sol contaminé par du pétrole (**Baoune et al., 2019**).

5. Biodégradation des polluants inorganique

Contrairement aux polluants organiques susceptibles d'être dégradés, voire minéralisés, seule la forme chimique (spéciation) des polluants inorganiques (métaux, métalloïdes) peut changer, les rendant plus (ou moins) mobiles et donc plus ou moins biodisponibles. L'objectif est soit de les immobiliser dans le sol pour éviter leur transfert vers les plantes et les aquifères, soit au contraire d'augmenter leur mobilité pour les extraire du sol et donc dépolluer (**site web 02**).

a. Bioremédiation des métaux lourds

Les métaux lourds sont des composants naturels du sol et certains d'entre eux sont des micronutriments pour les plantes et les animaux, car ils sont utilisés comme cofacteur par plusieurs enzymes. Cependant, la révolution industrielle a accru la pollution de la biosphère par les métaux lourds, qui deviennent toxiques à des concentrations élevées (**Polti et al., 2014**). Le terme "métal lourd" désigne tout élément chimique métallique qui a une densité relativement élevée et qui est toxique ou toxique à de faibles concentrations. Le mercure (Hg), le cadmium (Cd), l'arsenic (As), le chrome (Cr), le thallium (Tl), le nickel (Ni), le manganèse (Mn) et le plomb (Pb) sont des exemples de métaux lourds (**Site web 03**).

✓ Biodégradations des métaux lourds

Contrairement aux polluants organiques Plusieurs techniques ont été mises en œuvre pour éliminer les ions métalliques du sol et des solutions aqueuses (**Diaz et al., 2006**).

- **Bioremédiation par biosorption**

L'adsorption est l'incorporation d'une substance dans un état à un autre différent (par exemple liquides adsorbés par un solide ou gaz adsorbé par l'eau). L'adsorption est l'adhérence physique ou liaison des ions et des molécules sur la surface d'une autre molécule (**Juwarkar et Yadav, 2010**).

La biosorption est un processus physico-chimique qui implique des mécanismes tels que l'absorption, l'adsorption, l'échange d'ions, la complexation et la précipitation. Les métaux lourds interagissent avec les groupements fonctionnels de la biomasse microbienne tels que les groupements carboxyle, phosphate, hydroxyle, amine, thiol ... etc, (**Gaur et al., 2013 ; Abbas et al., 2014**). Il s'agit d'un processus indépendant du métabolisme, ce qui explique l'utilisation de la biomasse vivante et morte (**Abbas et al., 2014**). L'utilisation des cellules non-vivantes est préférée par rapport aux cellules vivantes, car elles ne nécessitent pas de système de culture, ne sont pas affectées par les déchets toxiques et peuvent être manipulées plus facilement (**Ziagova et al., 2007**).

- **Bioremédiation par bioaccumulation**

La bioaccumulation est un processus actif de transport des métaux lourds qui repose sur l'énergie métabolique des micro-organismes. Elle se fait en deux étapes : les ions métalliques Initialement adsorbé à la surface extracellulaire, suivi par des systèmes de transport spécialisés (pompes ioniques, canaux ioniques, endocytose, etc.) amènent les métaux dans cellule (**Nies, 1999 ; Juwarkar et Yadav, 2010 ; Issazadeh et al., 2013**). Contrairement à la biosorption, le processus de bioaccumulation est relativement lent et la récupération des métaux accumulés s'effectue par des moyens destructeurs de cellules, tandis qu'en biosorption, la désorption s'effectue par un processus physique simple sans perturber l'intégrité structurelle des cellules bioadsorbées (**Issazadeh et al., 2013 ; Abbas et al., 2014**).

✓ Exemples de bioremédiation des métaux lourds

En 2007, Polti et ses collaborateurs ont examiné 41 actinomycètes isolés. Onze souches résistantes au Cr (VI) ont été caractérisées et identifiées comme des espèces des genres *Streptomyces* (10) et *Amycolatopsis* (1). Cette étude a montré la capacité potentielle des actinomycètes comme outils pour la bioremédiation du Cr (VI) (Polti *et al.*, 2007).

Durant la même année, Polti et Sahmoune et ses collaborateurs ont démontré la capacité de la même souche de *Streptomyces* sp. MC1, à être capable de réduire jusqu'à 94% de la biodisponibilité du Cr (VI) (50 mg kg⁻¹) après 7 jours par l'enzyme de chromate réductase. (Polti *et al.*, 2009 ; Polti *et al.*, 2010 ; Sahmoune *et al.*, 2009).

Benimeli et ses collaborateurs ont mené une enquête sur l'activité de réduction du chrome (VI) dans le sol avec quatre souches de *Streptomyces* résistantes au chrome ont réduit le chrome hexavalent jusqu'à 85-95% après 21 jours. La nouvelle actinobactérie *Amycolatopsis tucumanensis*, résistante au cuivre, a efficacement immobilisé le cuivre lorsqu'elle a été inoculée dans des microcosmes de sol pollué par le cuivre (Benimeli *et al.*, 2011).

El Baz et ses collaborateurs ont obtenu 59 souches d'actinobactéries appartenant aux genres *Streptomyces* et *Amycolatopsis* à partir d'échantillons de sol provenant de zones minières abandonnées près de Marrakech (Maroc), dont 27 ont été examinées pour leur capacité de bioaccumulation des métaux lourds. Dans leurs tests, ils ont détecté une large gamme de capacité d'accumulation du plomb sur la gélose plomb-Duxbury (jusqu'à 600 mg de Pb par g de biomasse pour *Streptomyces* sp. BN3). Mais aucune capacité d'accumulation du Cr (El Baz *et al.*, 2015).

b. Bioremédiation des pesticides

Un pesticide est "tout produit chimique qui tue, contrôle, éloigne ou modifie le comportement d'un parasite". Il existe différents types de pesticides et une classification est proposée en fonction de l'organisme cible. Un biocide est un chimique qui tue un large éventail d'organismes vivants. Des substances plus spécifiques sont nommées d'après leur organisme cible (Bucibo, 2011).

Après 1945, le domaine de l'agrochimie a connu un développement rapide, caractérisé par l'introduction de nombreux insecticides, fongicides, herbicides et autres produits chimiques, pour lutter contre les parasites et assurer les rendements de la production agricole. En outre, les pesticides sont appliqués en aquaculture, en horticulture et pour diverses applications domestiques générales. Ils sont également utilisés pour lutter contre les maladies à transmission vectorielle (par exemple, le paludisme et la dengue) (van den Berg *et al.*, 2012).

✓ Biodégradation des pesticides

Les processus de biorestauration peuvent être classés en deux catégories : ex-situ et in-situ.

• Biorémédiation ex-situ

Le processus de bioremédiation ex-situ peut être de deux types :

○ Biorémédiation en phase boueuse

Dans ce processus, les sols excavés ou les boues sont mélangés à de l'eau dans un réacteur pour créer une boue, qui est agitée mécaniquement. Certains paramètres tels que le pH, l'oxygène et la température sont contrôlés et, si nécessaire, des nutriments sont ajoutés au réacteur. Ce type de bioremédiation est adapté aux fortes concentrations de contaminants organiques dans le sol et les boues. Cependant, les contaminants inorganiques ou les pesticides contenant des composés inorganiques peuvent entraver l'activité microbienne. Dans ce cas, une stabilisation peut s'avérer nécessaire pour un traitement approprié (**Kumar et sumit, 2011**).

○ Biorémédiation en phase solide

Dans ce procédé, les sols ou les sédiments excavés sont traités sans ajout d'eau. Ce type de bioremédiation peut être réalisé de deux manières : l'agriculture et le compostage. Dans le cas de l'épandage, le sol contaminé est placé dans un lit tapissé au quel on ajoute des nutriments. Le lit est recouvert d'une couche d'argile et de plastique et est équipé de systèmes d'irrigation, de drainage et de surveillance de l'eau du sol. Le processus de compostage repose sur le mélange du sol contaminé avec un agent gonflant (copeaux de bois, paille, écorce et fumier), le remplissage et l'aération dans un système confiné. Les additifs de carbone fournissent une source de chaleur métabolique. Toutefois, ce procédé présente certains inconvénients dans la mesure où les agents gonflants ajoutés au système entraînent une augmentation du volume de la matière traitée. Les techniques d'irrigation peuvent optimiser l'humidité pour la croissance biologique et un système fermé permet de contrôler les émissions de volatiles (**Kumar et sumit, 2011**).

○ Bioremédiation in situ

La bioremédiation in situ des sols, des eaux souterraines et des sédiments vise à la stimulation de la dégradation biologique des contaminants dans l'environnement souterrain. Habituellement, un système de recirculation des eaux souterraines est installé. Les eaux souterraines contaminées sont traitées en surface, puis de l'oxygène et, si nécessaire, des nutriments sont ajoutés à l'eau qui s'infiltre dans le sol, afin de stimuler les micro-organismes indigènes à dégrader les contaminants. (**Kumar et sumit, 2011**).

Dans ce processus, une collecte adéquate des liquides de drainage et un système de recirculation sont nécessaires pour assurer un bon contact ainsi qu'une aération suffisante pour favoriser la croissance microbienne aérobie. L'avantage de cette technologie est que ce procédé peut détruire les contaminants

organiques sur place sans les coûts élevés d'excavation et de manipulation des matériaux dans des conditions appropriées. Il peut également diminuer la libération de contaminants volatils dans l'air. Cependant, le processus de biorestauration in situ nécessite normalement du temps pour atteindre les objectifs d'assainissement. La technologie est applicable aux sols, sédiments, les boues contaminées par des pesticides organiques (**Kumar et sumit, 2011**).

✓ Exemple de bioremédiation

Benimeli et ses collaborateurs ont étudié les capacités de bioremédiation du lindane de *Streptomyces* sp. M7 dans des échantillons de sol. Une diminution de la concentration résiduelle de lindane a été détectée dans les échantillons de sols jusqu'à 68% (**Benimeli et al., 2008**).

En 2014 Fuentes et ses collaborateurs ont isolés Cinq souches de *Streptomyces* spp des sites pollués par des organochlorés et capables de se développer et d'éliminer le méthoxychlore ont été combinées en différentes cultures mixtes pour augmenter l'élimination du méthoxychlore. Parmi les 39 consortiums testés, un consortium (*Streptomyces* spp. A6, A12, A14, M7) a été sélectionné en raison de son taux élevé d'élimination des pesticides et de son activité spécifique de déchlorinase à tester sur des systèmes de boue et de sol (**Fuentes, 2014**).

En 2017 Fuentes et ses collaborateurs ont étudié l'élimination simultanée de trois OP (lindane, chlordanes et méthoxychlore) de divers types de systèmes en utilisant un consortium de *Streptomyces* natif. Dans les systèmes liquides, une croissance microbienne satisfaisante a été observée. Accompagnée de l'élimination du lindane (40,4%), du méthoxychlore (99,5%) et du chlordanes (99,8%) (**Fuentes, 2017**).

Récemment Sahoo et Chaudhuri ont testé la capacité *Rhodococcus rhodochrous* NITDBS9 dans la dégradation de lindane artificiellement ajouté dans le sol dans des conditions de culture liquide. Il a été observé qu'elle pouvait dégrader ~80% de 50 mg kg⁻¹ de lindane dans le sol, après six semaines d'incubation (**Sahoo et Chaudhuri, 2022**).

Actuellement, Usmani et ses collaborateurs ont évalué la biodégradation du lindane en utilisant les espèces actinobactériennes *Thermobifida cellulolytica* TB100 (*T. cellulolytica*), *Thermobifida halotolerans* DSM 44931 (*T. halotolerans*) et *Streptomyces coelicolor* A3 (*S. coelicolor*) avec un pourcentage de dégradation qui atteint jusqu'à 82% après une période d'incubation de 30 jours (**Usmani et al., 2021**).

c. Bioremédiation des colorants

Un colorant est une substance naturelle ou synthétique, qui a la propriété de colorer durablement le support sur lequel elle est appliquée dans certaines conditions (**Dalila et Hanane, 2018**). Comportant dans leurs molécules trois groupes essentiels : le chromophore, l'auxochrome et la matrice. Le site actif du colorant est le chromophore, il peut se résumer à la localisation spatiale des atomes

absorbant l'énergie lumineuse (**Laurent et al., 2010**).

Les colorants sont largement utilisés dans les imprimeries, les produits alimentaires, cosmétiques et cliniques, mais en particulier dans les industries textiles pour leur stabilité chimique et la facilité de leur synthèse et leur variété de couleurs. Cependant, ces colorants sont à l'origine de la pollution une fois évacués dans l'environnement (**Mansour et al., 2011**).

Malgré la rapidité des méthodes chimiques, leur utilisation pour l'élimination de ces colorants s'est avérée peu efficace compte tenu des normes exigées sur les rejets. Ces méthodes ne sont pas universelles pour tous les colorants. Elles sont très coûteuses et chargent les rejets finaux en nombreux sous-produits chimiques de réaction. Il apparaît donc intéressant de mettre au point des traitements alternatifs, notamment par voie biologique, qui ont l'avantage d'être moins coûteux, moins polluants et plus efficaces car plus spécifiques (**Mansour et al., 2011**).

✓ La biodégradation des colorants

La performance enzymatique des actinobactéries dans la biodégradation peut être observée une transformation des colorants par des processus d'oxydation/réduction ou d'alkylation. Ces transformations modifient généralement la toxicité du polluant d'origine. Les polluants peuvent également être accumulés par des phénomènes d'adsorption passive (indépendante du métabolisme) ou par transport actif à l'intérieur de la cellule (dépendante du métabolisme) (**Ledin, 2000 ; Haferburg et Kothe, 2007**).

✓ Exemple de décoloration par les actinobactéries

La capacité des actinomycètes à décolorer mais aussi à minéraliser les colorants, notamment azoïques, a été étudiée initialement par plusieurs chercheurs.

Ball et ses collaborateurs ont testé 20 souches d'actinomycètes, représentant un large éventail de ce genre, pour leur capacité à décolorer le Poly R. Ils ont observé que seulement trois souches (*Streptomyces badius* 252, *Streptomyces sp.* Souche EC22 et *Thermomonospora fusca* MT800) dégradent significativement le colorant. (**Ball et al., 1989**).

En 1993, Zhou et Zimmermann ont testé séparément l'aptitude de 159 actinomycètes à dégrader des colorants synthétiques. Cette étude a été réalisée, dans des conditions d'aérobies sur des effluents textiles similaires contenant séparément des colorants de différentes structures (le rouge réactif 147 et le bleu réactif 116). Les auteurs ont isolé 83 souches capables de décolorer et de minéraliser ces derniers. (**Zhou et Zimmermann, 1993**).

Un autre groupe de l'Université de l'Idaho a testé la capacité des microorganismes ligninolytiques, champignons blancs de putréfaction et de Streptomycètes, à décolorer et minéraliser des colorants. Dans

cette étude, 14 souches de Streptomycètes se sont révélées efficaces sur la dégradation de deux colorants : le Poly B 411 et le Poly R 478. Les deux chercheurs Burke et Crawford en 1998 ont suggéré que les colorants sont dégradés par l'intervention dans l'enzyme peroxydases (**Pasti et Crawford, 1991 ; Burke et Crawford, 1998**).

En 2011 El-Sersy et ses collaborateurs ont isolé une souche de *Streptomyces globosus* capable de décolorer Le rouge acide rapide jusqu'à 81,6 % dans des conditions statiques tandis qu'une élimination de 70,2 % des colorants a été observée dans des conditions d'agitation (**El-Sersy et al., 2011**).

Conclusion

Le monde actuel exige une production alimentaire plus élevée et une augmentation de l'activité industrielle afin de satisfaire les besoins de la population. En conséquence de ces activités anthropiques plusieurs zones contaminées par différents polluants ont été détectées dans le monde.

Parmi les techniques de dépollution et de réhabilitation des sols (physiques, chimiques et biologiques), la bioremédiation (détoxification ou minéralisation d'un polluant par les organismes vivants) des sols semblent être une méthode d'intérêt d'un point de vue économique et écologique.

De plus les actinobactéries à cause de leur diversité métabolique et leurs caractéristiques de croissance spécifiques font des agents bien adaptés à la bioremédiation des hydrocarbures, pesticides, métaux lourds et colorants et d'autres polluants qui sont en cours de recherche qui a été démontré par plusieurs chercheurs.

Comme le progrès des recherches réalisées et les informations dans le domaine de la bioremédiation par les actinobactéries restent limités à des études à l'échelle de laboratoire, l'ouverture de nouveaux horizons de bioremédiation de ces derniers à l'échelle industrielle.

A

Abbas S. H., Ismail I. M., Mostafa T. M. et Sulaymon A. H. (2014). Biosorption of heavy metals. *Journal of Chemical Science and Technology*. 3(4) :74-102

Abdelly, C. (2007). Bioremédiation/Phytoremédiation.

Anandan, R., Dharumadurai, D., & Manogaran, G. P. (2016). *An introduction to actinobacteria*. Intech Open.

B

Badji. B. (2006). Etude de la **taxonomie** et des antibiotiques antifongiques de trois souches d'actinomycètes d'origine saharienne appartenant aux genres *Actinomadura* et *Nonomurea*. Thèse de Doctorat. Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou.226p

Baldi, I., Cordier, S., Coumoul, X., Elbaz, A., Gamet-Payrastre, L., Lebailly, P., & Van Maele-Fabry, G. (2013). Pesticides: Effets sur la santé (PhD Thesis). *Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM)*.

Ball, A. S., Betts, W. B., & McCarthy, A. J. (1989). Degradation of lignin-related compounds by actinomycetes. *Applied and Environmental Microbiology*, 55(6), 1642-

Baoune, H., El Hadj-Khelil, A. O., Pucci, G., Sineli, P., Loucif, L., & Polti, M. A. (2018). Petroleum degradation by endophytic *Streptomyces* spp. isolated from plants grown in contaminated soil of southern Algeria. *Ecotoxicology and environmental safety*, 147, 602-609.

Baoune, H., Aparicio, J. D., Pucci, G., Ould El Hadj-Khelil, A., & Polti, M. A. (2019). Bioremediation of petroleum-contaminated soils using *Streptomyces* sp. Hlh1. *Journal of Soils and Sediments*, 19(5), 2222-2230.

Barriuso, E., Calvet, R., Schiavon, M., & Soulas, G. (1996). Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Etude et gestion des sols*, 3(4), 279-296.

Benalioua, B. (2015). *Contribution à l'étude de l'élimination de quelques polluants minéraux et organiques par adsorption et photo-catalyse* (Doctoral dissertation, thèse de doctorat, université de Mostaganem).

Benimeli, C. S., Fuentes, M. S., Abate, C. M., & Amoroso, M. J. (2008). Bioremediation of lindane-contaminated soil by *Streptomyces* sp. M7 and its effects on *Zea mays* growth. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 61(3), 233-239.

Benimeli, C.S.; Polti, M.A.; Albarracin, V.H.; Abate, C.M.; Amoroso, M.J. (2011). Bioremediation Potential of Heavy Metal Resistant Actinobacteria and Maize Plants in Polluted Soil; Springer: Berlin, Germany, Volume 20,pp. 459 – 477.

Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T. & Pojer K. (2002). Pollution toxique et écotoxicologique : notions de base. Guide technique N°7. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, Montpellier (France).

Boudjella. H. (2007). Etude taxonomique et des propriétés antagonistes des Streptosporangium des sols sahariens et caractérisation des principaux antibiotiques sécrétés par trois souches. Thèse de Doctorat. Institut National Agronomique El-Harrach (Alger). pp177.

Boulanger, G., Keirsbulck, M., Boulanger, G., Keirsbulck, M., Composés, L., Volatils, O., Expertise, C. O. V, Les, A., De, C., Santé, R. N., & Avril, T. (2018). Les Composés Organiques Volatils (COV) : To cite this version : HAL Id : anses-016938

Bucibo, M. N. G. (2011). *Identification and quantification of selected pesticides in surface water in Southern Gauteng region* (Doctoral dissertation).

Burke, N. S., & Crawford, D. L. (1998). Use of azo dye ligand chromatography for the partial purification of a novel extracellular peroxidase from *Streptomyces viridosporus* T7A. *Applied microbiology and biotechnology*, 49(5), 523-530.

C

Calvet R. (2000). Le sol propriétés et fonctions, constitution et structure, phénomènes aux interfaces. Tome 1. Edition France Agricole. Paris (France), 83-90

Chaudhary, P., Sharma, R., Singh, S. B., & Nain, L. (2011). Bioremediation of PAH by *Streptomyces* sp. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 86(3), 268-271.

Chu, W., Kwan, C. Y., Chan, K. H., & Kam, S. K. (2005). A study of kinetic modelling and reaction pathway of 2, 4-dichlorophenol transformation by photo-Fenton-like oxidation. *Journal of hazardous materials*, 121(1-3), 119-126.

Colin, F. (2000). *Pollution localisée des sols et des sous-sols par les hydrocarbures et par les solvants chlorés. Tec & Doc Lavoisier*

Collin M.D., Pirouz T., Goodfellow M. and Minnikin D.E. (1977). Distribution of menaquinones in actinomycetes and corynebacteria. *Gen. Microbiol.* 100:221-230.

Colombano, S., Guerin, V., Saada, A., Hiez, D., & Bomer, H. (2008). Journée Technique d'information et de retour d'expérience de la gestion des sols pollués. Les Diagnostiques-

Objectifs, enjeux & moyens. Gouvernement de France. Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie

Colombano, S., Saada, A., Guerin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Beranger, S., ... & Girardeau, I. (2010). Quelles techniques pour quels traitements-Analyse coûts-bénéfices. *Rapport final BRGM-RP-58609-FR*, 403.

D

Dadkhah, A. A., & Akgerman, A. (2002). Hot water extraction with in situ wet oxidation: PAHs removal from soil. *Journal of hazardous materials*, 93(3), 307-320.

Dalila, B. H., & Hanane, B. O. U. C. H. R. A. (2018). *Biodécoloration des colorants à partir de bactéries halophiles* (Doctoral dissertation).

De, S., Pramanik, S. K., Williams, A. L., & Dutta, S. K. (2004). Toxicity of polychlorobiphenyls and its bioremediation. *International Journal of Human Genetics*, 4(4), 281-290.

Dgigal, D. (2003). Interaction entre la communauté microbienne du sol (bactéries et champignons mycorhiziens) et les nématodes bactéricivores : effet sur la nutrition minérale et la croissance de différentes plantes. Thèse doc : université Cheikh Anta Diop De Dakar. Pp : 157.

Diaz S., Martin-Gonzalez A. et Gutiérrez J. C. (2006). Evaluation of heavy metal acute toxicity and bioaccumulation in soil ciliated protozoa. *Environment International*. 32: 711-717.

Djaballah, C. (2010). Biodiversité des Actinomycètes halophiles et halotolérants isolés de la *sebkha* de Ain M'lila. *Mémoire de Magister en Microbiologie. Constantine: Université Mentouri Constantine*.

Dor, F. (2006). Pollution des sols et santé publique. *Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement*, 67(1), 40-48.

E

El Baz, S.; Baz, M.; Barakate, M.(2015). Resistance to and accumulation of heavy metals by actinobacteria isolated from abandoned mining areas. *Sci. World J*, 2015.

El-Sersy, N. A., Abou-Elela, G. M., Hassan, S. W., & Abd-Elnaby, H. (2011). Bioremediation of acid fast red dye by *Streptomyces globosus* under static and shake conditions. *African Journal of Biotechnology*, 10(17), 3467-3474.

Ensign, J. C. (1978). Formation, properties, and germination of actinomycete spores. *Annual Reviews in Microbiology*, 32(1), 185-219.

————— F —————

Fuentes, M. S., Alvarez, A., Sáez, J. M., Benimeli, C. S., & Amoroso, M. J. (2014). Methoxychlor bioremediation by defined consortium of environmental *Streptomyces* strains. *International Journal of Envi*

Fuentes, M. S., Raimondo, E. E., Amoroso, M. J., & Benimeli, C. S. (2017). Removal of a mixture of pesticides by a *Streptomyces* consortium: Influence of different soil systems. *Chemosphere*, 173, 359-367. *ronmental Science and Technology*, 11(4), 1147-1156

————— G —————

Garrity, G. M., Bell, J. A., & Lilburn, T. G. (2004). Taxonomic outline of the prokaryotes. *Bergey's manual of systematic bacteriology*. *New York*.

Gaur N., Flora G., Yadav M. et Tiwari A. (2013). A review with recent advancements on Bioremediation based abolition of **heavy** metals. *Environmental Science: Processes and Impacts*. 1-36.

Goodfellow, M., & Williams, S. T. (1983). Ecology of actinomycetes. *Annual review of microbiology*, 37(1), 189-216.

Gopalakrishnan, S., V. Srinivas, and S. L. Prasanna. (2020). "Streptomyces." *Beneficial Microbes in Agro-Ecology*. Academic Press, 55-71.

————— H —————

Haferburg, G., & Kothe, E. (2007). Microbes and metals: interactions in the environment. *Journal of basic microbiology*, 47(6), 453-467.

Hanna, K. (2004). *Etude de faisabilité de l'utilisation de molécules " cage" dans la dépollution des sols : solubilisation et extraction de polluants organiques par les cyclodextrines* (Doctoral dissertation, Atelier national de reproduction des thèses).

Références bibliographiques

Hazarika, S. N., & Thakur, D. (2020). Actinobacteria. In *Beneficial Microbes in Agro-Ecology* (pp. 443-476). Academic Press.

Hodgson, D. A. (1992, January). Differentiation in actinomycetes. In *SYMPOSIUM SOCIETY FOR GENERAL MICROBIOLOGY* (pp. 407-407). Cambridge University Press.

————— I —————

Issazadeh K., Jahanpour N., Pourghorbanali F., Raeisi G. et Faekhondeh J. (2013). Heavy metals resistance by bacterial strains. *Annals of Biological Research*. 4 (2) :60-63.

————— J —————

Jagannathan, S. V., Manemann, E. M., Rowe, S. E., Callender, M. C., & Soto, W. (2021). Marine actinomycetes, new sources of biotechnological products. *Marine Drugs*, 19(7), 365.

Jeannot, R., Lemièrre, B., Chiron, S., Augustin, F., & Darmendrail, D. (2001). *Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués* (Vol. 298). BRGM.

Juwarkar A. A. et Yadav S. K. (2010). Bioaccumulation and biotransformation of heavy metals. In: *Bioremediation Technology Recent Advances* (ed) Fulekar M. H. India. p 266-284.

————— K —————

Kumar, and Sumit. (2011). “Biotechnological approach for bioremediation of pesticide contaminated soil”, PhD thesis, Univ. Of Saurashtra.

————— L —————

Labeda, D. P., & Kroppenstedt, R. M. (2000). Phylogenetic analysis of *Saccharothrix* and related taxa: **proposal** for Actinosynnemataceae fam. nov. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 50(1), 331-336.

Larpent, J. P., & Sanglier, J. J. (1989). *Biotechnologie des antibiotiques*. Masson.

Laurent, A. D., WATHELET, V., BOUHY, M., JACQUEMIN, D., & PERPÈTE, E. (2010). Simulation de la perception des couleurs de colorants organiques.

Le Bihanic, F. (2013). *Effets des hydrocarbures aromatiques polycycliques sur les stades précoces de poissons modèles : développement de bioessais et étude comparée de mélanges* (Doctoral dissertation, Université Sciences et Technologies-Bordeaux I).

Leahy, J. G., & Colwell, R. R. (1990). Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. *Microbiological reviews*, 54(3), 305-315.

Lebeda D.P., Testa R.T., Lechevalier M.P., Lechevalier H.A. (1984). Saccharothrix : A new genus of the Actinomycetales related to Nocardiaopsis. *Int J Syst Bacterial*, 34: 426-431.

Lechevalier H.A. and Lechevalier M.P., (1970). A critical evaluation of genera of aerobic.

Ledin, M. (2000). Accumulation of metals by microorganisms—processes and importance for soil systems. *Earth-Science Reviews*, 51(1-4), 1-31.

Leveau, J. Y., & Bouix, M. (1993). Microbiologie industrielle : les micro-organismes d'intérêt industriel.

Loqman, S. (2009). *La lutte biologique contre la pourriture grise de la vigne : Isolement, caractérisation de souches de bactéries Actinomycétales antagonistes à partir des sols rhizosphériques de vignes saines sauvages d'origine marocaine* (Doctoral dissertation, Reims).

————— M —————

Mansour, H., Boughzala, O., Barillier, D., Chekir-Ghedira, L., & Mosrati, R. (2011). Les colorants textiles sources de contamination de l'eau: CRIBLAGE de la toxicité et des méthodes de traitement. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 24(3), 209-238.

Marinescu, M., Toti, M., Tanase, V., Carabulea, V., Plopeanu, G., & Calciu, I. (2010). An assessment of the effects of crudeoil pollution on soilproperties. *Ann. Food Sci. Technol*, 11, 94-99.

Mazoyer M. (2002). Larousse agricole. Montréal (Québec). Larousse. 547 p.

Références bibliographiques

Mortet, A. (2019). *Etude du rôle de quelques plantes graminées et légumineuses dans la phytoremediation des sols pollués par les hydrocarbures* (Doctoral dissertation, Université de Mostaganem-Abdelhamid Ibn Badis).

Motwani, D. R., & Meshram, R. L. (s. d.). EFFECTS OF ENVIRONMENTAL POLLUTANTS ON PUBLIC HEALTH. *LIFE SCIENCES FOR SUSTAINABLE DEVELOPMENT*, 104.

N

Nies D. H. (1999). Microbial heavy-metal resistance. *Applied Microbiology and Biotechnology*. 51: 730-750.

No, L. F. (1997). 96–1236 du 30 décembre (1996) sur l’air et l’utilisation rationnelle de l’énergie. *Journal Officiel de la République Française*, 1, 11-19.

O

Okami, Y., & Hotta, K. (1988). Search and discovery of new antibiotics, Actinomycetes in biotechnology.

Oskay, A. M., Üsame, T., & Cem, A. (2004). Antibacterial activity of some actinomycetes isolated from farming soils of Turkey. *African journal of Biotechnology*, 3(9), 441-446.

Oyem, I. L. R., & Oyem, I. L. (2013). Effects of crude oil spillage on soil physico-chemical properties in Ugborodo community. *International Journal of Modern Engineering Research*, 3(6), 3336-3342.

P

Park, J. O., El-Tarabily, K. A., Ghisalberti, E. L., & Sivasithamparam, K. (2002). Pathogenesis of *Streptoverticillium albireticuli* on *Caenorhabditis elegans* and its antagonism to soil-borne fungal pathogens. *Letters in applied microbiology*, 35(5), 361-366.

Parte, A., Whitman, W. B., Goodfellow, M., Kämpfer, P., Busse, H. J., Trujillo, M. E., ... & Suzuki, K. I. (Eds.). (2012). *Bergey's manual of systematic bacteriology: volume 5: the Actinobacteria*. Springer Science & Business Media.

Références bibliographiques

Pasti, M. B., & Crawford, D. L. (1991). Relationships between the abilities of streptomycetes to decolorize three anthron-type dyes and to degrade lignocellulose. *Canadian Journal of Microbiology*, 37(12), 902-907.

Philander, S. G. (2008). *Encyclopedia of global warming and climate change: AE* (Vol. 1). Sage.

Polti, M. A., Aparicio, J. D., Benimeli, C. S., & Amoroso, M. J. (2014). Role of actinobacteria in bioremediation. In *Microbial biodegradation and bioremediation* (pp. 269-286). Elsevier.

Polti, M.A.; Amoroso, M.J.; Abate, C.M. (2010). Chromate reductase activity in *Streptomyces* sp. MC1. *J.Gen. Appl.Microbiol*,56, 11–18.

Polti, M.A.; Amoroso, M.J.; Abate, C.M.(2007).Chromium(VI) resistance and removal by actinomycete strains isolated from sediments. *Chemosphere* 2007,67, 660–667.

Polti, M.A.; Garcia, R.O.; Amoroso, M.J.; Abate, C.M.(2009). Bioremediation of chromium (VI) contaminated soil by *Streptomyces* sp. MC1. *J.BasicMicrobiol*, 49, 285–292.

Prescott, L. M., Harley, J. P., Klein, D. A., Bacq-Calberg, C. M., & Dusart, J. (2007). *Microbiologie. 2e éd française. De Boeck Université*, 1164.

R

Ramade, F. (2012). *Éléments d'écologie : action de l'Homme sur la biosphère. Écologie appliquée*. Dunod.

S

Sahmoune, M. N., Louhab, K., & Boukhiar, A. (2009). Biosorption of Cr (III) from aqueous solutions using bacterium biomass *Streptomyces rimosus*. *International Journal of Environmental Research*, 3(2), 229-238.

Sahoo, B., & Chaudhuri, S. (2022). Lindane removal in contaminated soil by defined microbial consortia and evaluation of its effectiveness by bioassays and cytotoxicity studies. *International Microbiology*, 1-14

Références bibliographiques

Schrack, D., Coquil, X., Ortar, A., & Benoît, M. (2009). Rémanence des pesticides dans les eaux issues de parcelles agricoles récemment converties à l'Agriculture Biologique. *Innovations agronomiques*, 4, 259-268.

Segaran, G., Sundar, R. D. V., Settu, S., Shankar, S., & Sathiavelu, M. (2017). A review on endophytic actinomycetes and their applications. *J Chem Pharm Res*, 9(10), 152-158.

Selmoun, M. (2016). Contribution à l'étude de la biodégradation des hydrocarbures dans les boues de forage par des **bactéries** productrices de biosurfactants.

Sharma, M., Dangi, P., & Choudhary, M. (2014). Actinomycetes: source, identification, and their applications. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 3(2), 801-832

Silini, S. (2012). Contribution à l'étude de la biodégradation de la méthyléthylcétone en réacteur batch par les actinomycètes isolés à partir des boues activées de la station d'épuration d'El-Atmania.

Singh, R. (2014). Microorganism as a tool of bioremediation technology for cleaning environment: a review. *Proceedings of the International Academy of Ecology and Environmental Sciences*, 4(1), 1.

Smaoui S. (2010). Purification et caractérisation de biomolécules à partir de microorganismes nouvellement isolés et identifiés. Thèse de Doctorat en Génie de Procédés et Environnement. Université de Toulouse. France, P.251.

Stackebrandt E., and Woese C.R. (1981). The evolution of prokaryotes. *Symposia of the Society for General Microbiology*, 32, 1–31

Stackebrandt E., Rainey F.A., and Ward-Rainey N.L. (1997). A proposal for a new hierarchic classification system, *Actinobacteria* classis nov. *International Journal of Systematic Bacteriology*, 47, 479–491.

Stackebrandt, E., & Schumann, P. (2000). Description of Bogoriellaceae fam. nov., Dermacoccaceae fam. nov., Rarobacteraceae fam. nov. and Sanguibacteraceae fam. nov. and emendation of some families of the suborder Micrococccineae. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 50(3), 1279-1285.

Stengel P & Gelin S. (1998). Sol interface fragile Ed. INRA- Paris. 213p.

Strasser -Société Nationale, F. (2006). *Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation Remerciements : Nadine DUESO-Département Sites et Sols Pollués-Direction Déchets et Sols-ADEME (Angers).*

Suthersan, S. S. (2001). *Natural and enhanced remediation systems.* Crc Press.

_____ T _____

Tanaka, Y., & Omura, S. (1990). Metabolism and products of actinomycetes-an introduction. *Actinomycetologica*, 4(1), 13-14.

Técher, D., Laval-Gilly, P., Henry, S., Bennasroune, A., Formanek, P., Martinez-Chois, C., ...& Falla, J. (2011). Contribution of Miscanthus x giganteus root exudates to the biostimulation of PAH degradation: An in vitro study. *Science of the total environment*, 409(20), 4489-4495.

Trögl, J., Esuola, C. O., Kříženecká, S., Kuráň, P., Seidlová, L., Veronesi-Dáňová, P., ...& Tischler, D. (2018). Biodegradation of high concentrations of aliphatic hydrocarbons in soil from a petroleum refinery: implications for applicability of new actinobacterial strains. *Applied Sciences*, 8(10), 1855.

Tyagi, M., da Fonseca, M. M. R., & de Carvalho, C. C. (2011). Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. *Biodegradation*, 22(2), 231-241.

_____ U _____

Usmani, Z., Kulp, M., & Lukk, T. (2021). Bioremediation of lindane contaminated soil: Exploring the potential of actinobacterial strains. *Chemosphere*, 278, 130468.

_____ V _____

Van Den Berg, H., Zaim, M., Yadav, R. S., Soares, A., Ameneshewa, B., Mnzava, A., ... & Ejov, M. (2012). Global trends in the use of insecticides to control vector-borne diseases. *Environmental health perspectives*, 120(4), 577-582.

Références bibliographiques

Ventura, M., Canchaya, C., Tauch, A., Chandra, G., Fitzgerald, G. F., Chater, K. F., & van Sinderen, D. (2007). Genomics of Actinobacteria: tracing the evolutionary history of an ancient phylum. *Microbiology and molecular biology reviews*, 71(3), 495-548.

Verdin, A., Sahraoui, A. L. H., & Durand, R. (2004). Les agents de la bioremédiation des sols pollués par les hydrocarbures polycycliques aromatiques. *Déchets sciences et techniques*, 36, 30-37.

Vidali, M. (2001). Bioremediation. an overview. *Pure and applied chemistry*, 73(7), 1163-1172

Vonothini, G., Murugan, M., Sivakumar, K., & Sudha, S. (2008). Optimization of protease production by an actinomycete strain, PS-18A isolated from an estuarine shrimp pond. *African journal of biotechnology*, 7(18).

W

Wang, J., & Zhuang, S. (2017). Removal of various pollutants from water and wastewater by modified chitosan adsorbents. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(23), 2331-2386.

Wang, L., Huang, Y., Liu, Z., Goodfellow, M., & Rodríguez, C. (2006). *Streptacidiphilus oryzae* sp. nov., an actinomycete isolated from rice-field soil in Thailand. *International journal of systematic and evolutionary microbiology*, 56(6), 1257-1261.

Williams, S. T., Goodfellow, M., Alderson, G., Wellington, E. M. H., Sneath, P. H. A., & Sackin, M. J. (1983). Numerical Classification of Streptomyces and Related Genera. *Microbiology*, 129(6), 1743–1813. doi:10.1099/00221287-129-6-1743

Z

Zhou, W., & Zimmermann, W. (1993). Decolorization of industrial effluents containing reactive dyes by actinomycetes. *FEMS Microbiology letters*, 107(2-3), 157-161.

Ziagova M., Dimitriadis G., Aslanidou D., Papaioannou X., Tzannetaki E. L. et Liakopoulou-Kyriakides M. (2007). Comparative study of Cd (II) and Cr (VI) biosorption on *Staphylococcus xylosus* and *Pseudomonas* sp. in single and binary mixtures. *Bioresource Technology*. 98: 2859-2865.

Références bibliographiques

Site web

(Site web 01) <http://risquesenvironnementaux-collectivites.oree.org/le-guide/risques-mon-territoire/sante-environnement/pollution-du-sol.html> consulté le (01/02/2022).

(Site web 02) http://uved.univ-nantes.fr/SOLS/3/co/module_GSP_Grain3_24.html(consulté le 17/03/2022).

(Site web 03) <https://www.asef-asso.fr/production/les-metaux-lourds-la-synthese-de-lasef/> (consulté le 23 /04/2022).

Résumé

La pollution des sols est le résultat des activités industrielles par rejets croissants de divers polluants organiques et inorganiques qui en des effets néfastes sur la santé humaine et environnementale. Cependant, une prise de conscience accrue des effets nocifs de la pollution a conduit à une augmentation spectaculaire des recherches sur diverses stratégies de qui pourront être utilisée pour nettoyer le sol. Diverses techniques sont mises ont évidence chimique, physiques et thermiques mais ils sont restants peu efficaces et très coûteuses. Il apparaît donc intéressant de mettre au point des traitements alternatifs, notamment par voie biologique, qui ont l'avantage d'être moins coûteux, moins polluants et plus efficaces car plus spécifiques donc c'est l'utilisation de métabolisme des microorganismes pour la biodégradations des polluants cette technique est appelés bioremédiation. La classe des actinobactéries types de bactéries filamenteuses représentent une composante importante de la population microbienne des sols. En tant qu'agents de dégradation, les actinomycètes jouent un rôle important dans la dégradation des matières organiques comme les hydrocarbures et matières inorganiques ainsi les pesticides métaux lourds et colorants chimiques. Leur capacité a été démontrée dans des milieux de culture et dans des échantillons de sol par la production de biosurfactants, d'émulsifiants, de stabilisants, des mécanismes d'endocytose ou des processus d'attraction (chimiotactisme) qui peuvent dégrader complètement tous les composants.

Mots clés : actinobactéries, bioremédiation, pollution des sols, hydrocarbures, métaux lourds

Summary

Soil pollution is the result of industrial activities with increasing discharges of various organic and inorganic pollutants that have adverse effects on human and environmental health. However, increased awareness of the harmful effects of pollution has led to a dramatic increase in research into various strategies that can be used to clean up the soil. Various techniques have been highlighted, chemical, physical and thermal, but they are still not very effective and very expensive. It therefore appears interesting to develop alternative treatments, particularly by biological means, which have the advantage of being less costly, less polluting and more effective because they are more specific, i.e. the use of the metabolism of microorganisms for the biodegradation of pollutants. The actinobacteria class of filamentous bacteria represent an important component of the soil microbial population. As degradation agents, actinomycetes play an important role in the degradation of organic materials such as hydrocarbons and inorganic materials as well as pesticides, heavy metals and chemical dyes. Their ability has been demonstrated in culture media and in soil samples by the production of biosurfactants, emulsifiers, stabilisers, endocytosis mechanisms or attraction processes (chemotaxis) that can completely degrade all components.

Keywords : soil pollution, pollutants, bioremediation, actinobacteria, hydrocarbons, heavy metals

ملخص

تلوث التربة هو نتيجة الأنشطة الصناعية مع زيادة تصريف الملوثات العضوية وغير العضوية المختلفة التي لها آثار ضارة على صحة الإنسان والبيئة. ومع ذلك، فقد أدى الوعي المتزايد بالآثار الضارة للتلوث إلى زيادة كبيرة في البحث في مختلف الاستراتيجيات التي يمكن استخدامها لتنظيف التربة. تم تسليط الضوء على تقنيات مختلفة، كيميائية وفيزيائية وحرارية، لكنها لا تزال غير فعالة للغاية ومكلفة للغاية. لذلك يبدو من المثير للاهتمام تطوير علاجات بديلة، لا سيما بالوسائل البيولوجية، والتي تتميز بكونها أقل تكلفة وأقل تلويثاً وأكثر فاعلية لأنها أكثر تحديداً، أي استخدام الكائنات الحية الدقيقة لتحلل البيولوجي للملوثات. تمثل الاكتنوميست البكتيريا الخيطية مكوناً مهماً من السكان الميكروبيين في التربة. كعوامل تحلل، تلعب الاكتنوميست دوراً مهماً في تحلل المواد العضوية مثل الهيدروكربونات والمواد غير العضوية وكذلك مبيدات الحشرات والمعادن الثقيلة والأصبغ الكيميائية. وقد تم إثبات قدرتها في وسائط الاستزراع وفي عينات التربة من خلال إنتاج المواد الحيوية، والمستحلبات، والمثبتات، وآليات الالتقام الخلوي أو عمليات الجذب (الانجذاب الكيميائي) التي يمكن أن تؤدي إلى تدهور جميع المكونات تماماً.

كلمات مفتاحية: تلوث التربة، الملوثات، المعالجة الحيوية، الاكتنوميست، الهيدروكربونات، المعادن الثقيلة