

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur Et de La Recherche Scientifique



Université de Ghardaïa

N° d'ordre :
N° de série :

Faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre
Département de Biologie

Projet de fin d'étude présenté en vue de l'obtention du diplôme de

LICENCE

Domaine : Sciences de la nature et de la vie

Filière : Ecologie et environnement

Spécialité : Ecologie végétale

Thème

Le traitement des sols pollués par les hydrocarbures.

Par :

RECIQUI Khadidja

OULAD SIDI OMER Souad

Jury:

M. HADJ SEYD. Abdelkader	Maître de conférence B	Univ. Ghardaïa	Encadreur
M. ABISSMAIL. Mohamed	Maître Assistant A	Univ. Ghardaïa	Co- Encadreur
M. GURGUEB. Yamine	Maître Assistant B	Univ. Ghardaïa	Examineur

Année universitaire 2013/2014

Didicace

Je dédie ce travail à :

*À cœur vaillant rien d'impossible souhaitant que le fruit de nos efforts fournis
jour et nuit, nous mènera vers le bonheur fleur.*

*Je te dédie ce travail en témoignage de mon profond amour. Puisse Dieu, le
tout puissant, te préserver et t'accorder santé, longue vie et bonheur.*

*À ma mère : la source de tendresse et l'exemple du dévouement qui n'a pas
cessé de m'encourager et de prier pour moi tu as fait plus qu'une mère puisse
faire pour que ses enfants suivent le bon chemin dans leur vie leurs études*

*À mon père : école de mon enfance, qui a été mon ombre durant toutes les années
des études, et qui a veillé tout au long de ma vie à m'encourager, à me donner
l'aide et à me protéger.*

Que dieu les garde et les protège.

À mes adorables sœurs

À mes frères

À mes amies.

À tous ceux qui me sont chères.

À tous ceux qui m'aiment.

À tous ceux que j'aime.

SOUAD

Didicace

JE DÉDIE MÉMOIRE :

TOUT D'ABORD, LOUGNE À « ALLAH » QUI M'A GUIDÉ LE
DROIT CHEMIN TOUT AU LONG DU TRAVAIL ET M'À INSPIRÉ
LES BONS PAS ET LES JUSTES REFLEXES ; SANS SA MISÉRICORDE,
CE TRAVAIL N'AURA ABOUTI

À MES TRÈS CHERS PARENTS QUI ONT TOUJOURS ÉTÉ LÀ POUR MOI,
ET QUI M'ONT DONNÉ UN MAGNIFIQUE MODÈLE DE LABEUR ET
PERSÉVÉRANCE J'ESPÈRE QU'ILS TROUVERONT

DANS CE TRAVAIL TOUTE MA RECONNAISSANCE ET TOUT MON AMOUR ;
MA MÈRE : LA SOURCE DE TENDRESSE ET L'EXEMPLE DU DÉVOUEMENT QUI N'A
PAS CESSÉ DE M'ENCOURAGER ET DE PRIER POUR MOI ; TU AS FIT PLUS QU'UNE
MÈRE PUISSE FAIRE POUR QUE SES ENFANTS SUIVANTS :
RITAJE ; MERIEM ; FATIMA ; KAMEL ; ABDAALLAH (AMA R) LE BON CHEMIN DANS
LEUR VIE ET LEUR ÉTUDIES ;

MON PÈRE : AUCUNE DÉDICACE NE SOUTIT EXPRIMER L'AMOURÉ,
L'ESTIME, LE DÉVOUEMENT ET LE RESPECTE QUE J'AI TOUJOURS EU POUR VOUS ;
RIEN AU NE VAUT LES EFFORTS FOURNIS JOUR ET NUIT POUR MON

ÉDUCATION ET MON BIEN ÊTRE
CE TRAVAIL EST LE FRUIT DE TES SACRIFICES QUE TU AS CONSENTIS POUR MON
ÉDUCATION ET MA FORMATION ;

À MES TRÈS CHÈRES FRÈRES : MEHDI, MOHAMMED ,KHALED , MOKHTAR ,ZAID
LES MOTS NE SUFFISANT GUÈRE POUR EXPRIMER L'ATTACHEMENT, L'AMOUR ET
L'AFFECTION QUE JE PORT POUR VOUS ;

MA TRÈS CHÈRES SŒURS : KALTHOUM ; EN TÉMOIGNAGE DE
L'ATTACHEMENT, DE L'AMOUR ET DE L'AFFECTION QUE JE PORTE POUR VOUS ; JE
VOUS DÉDIE CE TRAVAIL AVEC VŒUX DE BONHEUR, DE SANTÉ ET DE RÉUSSITE

À MON TRÈS CHER ONCLE :
NACIR ; YACOUTE ; RABIAA ; MERIEM ; MOHAMMED ET ; DJALOUL ; ZAHRAET
FATIHA.

À MA CHÈRE AMIS : SOUAD ; IKRAM ; HOURIAIA ; AMAL.
MES CHERS COLLÈGUES : MALIKA, HALIMA.

KHADÏJA



A decorative border of pearls runs along the top and right sides of the page. On the left side, there is a cluster of red roses with green leaves and a rose bud, some with water droplets on them.

Remerciements

A La fin de ce modeste travail nous tenons à exprimer notre profonde gratitude et nos vifs remerciements :
Avant tout, nous remercîment DIEU le tout puissant de m'avoir accordé son infinie bonté, le courage, la force et la patience pour réaliser cet humble travail.
Apré cela, nous tiennent à remercier profondément notre encadreur de

mémoire monsieur HADJ SEYD Abdelkader et Co encadreur monsieur ABISSMAIL Mohammed pour la confiance qu'il nos à témoignée tout au long de ce travail, pour son soutien et ses conseil, grâce à qui nos efforts ont pu aboutir

Aussi nous tiennent beaucoup et avec un plaisir particulier à HADJ SEYD a pour ses conseils ses encouragements, son aide pour réalisé ce travail ;

Je tiens à remercier aussi notre examinateur GURGUEB Lamine et les membres du jury, pour l'honneur qu'ils nous font en participant au jugement de notre travail

Ainsi, nous adressons nos remerciements les plus chaleureux à toutes les personnes qui ont aidé de prés ou de loin par le fruit de leur connaissance pendant toute la durée de notre parcours éducatif

Finalement, nous tenons à exprimer notre

profonde gratitude à nos familles qui nous ont

Toujours soutenues et à tout ce qui participe de réaliser ce mémoire. Ainsi que l'ensemble

des Enseignants qui ont contribué à notre formation.

Liste des tableaux

Tableau 1	Technique de traitement des sols pollués par les hydrocarbures
Tableau 2	Résultats obtenus par bioréacteur

LISTE DES FIGURES

N°	TITRE	PAGE
1	Schéma de principe Extraction sous vide « venting »	19
2	Schéma de principe de traitement par chauffage direct	21
3	Schéma de principe de traitement par chauffage indirect	21
4	Schéma de principe du traitement par bioventing de sols pollués par des hydrocarbures	28
5	Schéma de principe du traitement par biotertre de sols pollués par des Hydrocarbures	29
6	Schéma de principe du traitement par landfarming de sols pollués par des hydrocarbures	29
7	Schéma de principe du traitement par bioréacteur de sols pollués par des Hydrocarbures	32

Liste des abréviations

- HAP** : hydrocarbures aromatiques polycycliques
- PCDD** : polychlorodibenzo -dioxines
- PCDF** : polychlorodibenzo-furanes
- PCB** : polychlorobiphényles
- POP** : polluants organiques persistants
- TBT** : Tributylétain
- BTEX** : Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène
- EPA** : Environmental Protection Agency
- COV** : composés organiques volatils
- TCDD** : 2, 3, 7,8-tetra – chloro dibenzo – para – dioxine
- CFC** : chlorofluorocarbures
- HCFC** : hydrochlorofluorocarbures
- CO** : dioxyde de carbone
- CMN**: Corynebacterium, Mycobacterium et Nocardia
- (C /N/P)** : carbon/ azote /phosphore

SOMMAIRE

Sommaire

Introduction générale

Chapitre I : Les polluants organiques

I-1 : les polluants organiques.....	2
I-2 : les polluants organiques persistants.....	2
I-2 -1 : les biocides	3
I-2 -1 -1 : les pesticides.....	3
I-2 -1 -2 : les biocides à usage non agricole.....	4
I-2 -2 : les hydrocarbures	4
I-2 -2-1 : les hydrocarbures aliphatiques.....	5
I-2 -2-2 : les hydrocarbures aromatiques.....	5
I-2 -2-3 : les hydrocarbures aromatiques polycycliques.....	5
I-2 -3 : les composés organiques volatils	6
I-2 -4 : les polychlorobiphényles (PCB)	6
I-2 -5 : Les polychlorodibenzo -dioxines (PCDD) et polychlorodibenzo -furanes (PCDF)	7
I-2 -6 : Chlorofluocarbures (CFC)	7
I-2-7 : 1,4-dichlorobenzène	7
I-2-8 : les phtalats	8
I-3 : Comportement et devenir des polluants organiques dans le sol	8
I-4 : Les risques des polluants organiques	9
I-4-1 : Risques pour les ressources en eau.....	9
I-4-2 : Risques pour les organismes vivants.....	10
I-4-3 : Risques pour la santé humain.....	11

Chapitre II : Généralité sur le sol et la biodégradation

II-1 : Introduction.....	13
II-2 : Les constituants du sol.....	13
II-3 : Les fonctions du sol.....	13
II-4: Les caractéristiques des sols.....	14
II-4-1 : Les propriétés chimiques des sols.....	14
II-4-2 : Les propriétés physiques des sols.....	14
II-4-3 : Les caractéristiques biologiques.....	15
II-5 : Les facteurs climatiques de variation de l'activité microbienne du sol.....	15
II-6 : Généralité sur la biodégradation.....	16
II-7 : Les processus de la biodégradation.....	17

Chapitre III : Méthodes de traitement des sols

III -1 : Les méthodes de traitement des sols.....	19
III-1-1 : Méthodes physiques	19
a) Extraction sous vide « venting ».....	19
b) Traitement par injection d'air ou de vapeur.....	20
c) Extraction électrique.....	20
d) Lavage des sols.....	20
III-1-2 : Méthodes thermiques	20

a) Chauffage direct	20
b) Chauffage indirect.....	21
III-1-3 : Méthodes chimiques.....	22
a) Extraction par solvant.....	22
b) Immobilisation chimique.....	22
c) Oxydation chimique.....	22
III-1-4 : Méthodes biologiques.....	22
III-1-4-1 : La phytoremediation.....	23
III-1-4-2 : La bioremédiation.....	24
a) Atténuation naturelle.....	24
b) Biostimulation.....	24
c) Bioaugmentation.....	24
Chapitre IV : Méthodes de traitement des sols pollués par les hydrocarbures	
IV-1 : Méthodes de traitement des sols pollués par les hydrocarbures.....	26
IV-1-1 : Biodégradation par traitement in situ	28
IV-1-2 : Bioterre et landfarming.....	28
IV-1-3 : Phytoremediation.....	30
IV-1-4 : Traitement dans bioréacteur.....	30
a) Bioréacteur à boues activées.....	31
b) Bioréacteur de type « sol immobilisé ».....	31
c) Bioréacteur en phase solide.....	32
IV-2 : Biodégradation des hydrocarbures.....	33
IV-2-1 : Micro-organismes dégradeurs.....	33
IV-2-1-1 : Biodégradation des hydrocarbures aliphatiques.....	34
IV-2-1-2 : Biodégradation des hydrocarbures aromatiques.....	35
IV-2-1-2 : Biodégradation du gasoil.....	36
IV-2-2 : Facteurs limitant la biodégradation.....	36
IV-2-2-1 : Potentiel hydrogène.....	36
IV-2-2-2 : Besoins en nutriments.....	37
IV-2-2-3 : Présence d'accepteur d'électrons.....	37
IV-2-2-4 : Température.....	37
IV-2-2-5 : Taux d'humidité.....	37
IV-2-2-6 : Biodisponibilité.....	38
Conclusion générale	40
Références bibliographiques	42
Résumés	

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Au fil des années, le nombre de sites contaminés n'a cessé de croître. Leur contamination est la conséquence de déversements accidentels, des rejets industriels ou tout simplement de l'enfouissement de déchets sur les terrains des usines. (Abismail, 2001)

La pollution du sol peut s'avérer dangereuse pour la santé humaine et l'environnement et être à l'origine de la contamination du sous sol et des eaux souterraines.

Plusieurs secteurs d'activités génèrent des déchets potentiellement dangereux. L'industrie pétrolière avec sa multitude de réservoirs souterrains contenant des hydrocarbures, constitue la principale source de pollution des sols. C'est un problème d'actualité auquel est confronté l'environnement aujourd'hui. (Abismail, 2001)

Il existe une grande variété de procédés disponibles pour la remédiation d'un site. La plupart sont chers et nécessitent l'utilisation de technologies complexes. (Abismail, 2001)

La Bioremédiation offre une solution de choix, économique et environnementale sans transfert des polluants. De plus, elle peut être appliquée à une grande variété de contaminants et le sol traité ne perd pas ses propriétés. (Abismail, 2001)

Dans notre projet de fin d'études, nous nous intéressons justement d'étudier la pollution organiques des sols. Notre mémoire comprend quatre chapitres dans laquelle nous allons donner certaines notions liées aux polluants organiques, à leur toxicité, ainsi des généralités sur le sol et la biodégradation des polluants organiques. Nous aborderons également les différents procédés de traitement des sols pollués. La dernière partie de cette synthèse bibliographique, décrit de manière explicite, les méthodes de traitement des sols pollués par les hydrocarbures.

Nous terminons notre étude par une conclusion générale.

Chapitre I :

Les polluants organiques

I.1.les polluants organiques

Polluants: substances présentes introduites par l'homme dans l'environnement et qui provoquent des effets dommageables pour celui-ci (faune, flore...) voir aussi pour la santé humaine. (Dominique, 2004)

Organiques: Composés qui contiennent du carbone par opposition aux contaminants inorganiques qui ne contiennent pas de carbone. (Dominique, 2004)

Sous le terme générique « polluants organiques» sont regroupés un grand nombre de composés. (Claire et al)

Compte tenu des éléments bibliographiques disponibles et de la dangerosité connue de certaines de ces molécules, cette synthèse sera restreinte à deux familles de molécules : les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) d'une part et d'autre part les Hydrocarbures Aromatiques Polychlores (HAPC) (comprenant les Polychlorodibenzopara- Dioxines, PCDD, les Polychlorodibenzofuranes, PCDF et les Polychlorobiphényles qui possèdent des propriétés physiques analogues à celles des PCDD/F, appelées PCB). (Claire et al)

Les polluants organiques des sols proviennent principalement de trois ensembles d'activités: industrielles (production d'énergie, métallurgie, industries chimiques...), urbaines (transports), gestion et traitement des déchets), et agricoles (traitement phytosanitaires). (Calvet, 1996)

I.2. les polluants organiques persistants

Les polluants organiques persistants (POP) sont une catégorie de polluants chimiques très dangereux qui sont reconnus comme une grave menace mondiale pour la santé humaine et les écosystèmes. Les POP sont un mélange de substances chimiques organiques. (Calvet, 1996)

Contrairement à tous les autres polluants atmosphériques, les Polluants Organiques Persistants (POP) ne sont pas définis à partir de leur formule chimique mais par les propriétés qui les caractérisent : toxicité avérée sur la faune et la santé humaine, persistance dans l'environnement, bio-accumulation et transport à longue distance. (Ritter et al., 1996)

I.2.1. Les biocides

Les biocides sont des substances actives ou des préparations contenant une ou plusieurs substances actives qui sont destinées à détruire, repousser ou rendre inoffensifs les organismes

nuisibles, à en prévenir l'action ou à les combattre de toute autre manière, par une action chimique ou biologique. (Dominique, 2004)

I.2.1.1. Pesticides (biocides à usage agricole)

Le terme pesticide est devenu au XX^{ème} siècle le terme générique utilisé pour désigner toutes les substances naturelles ou de synthèse capables de contrôler, d'attirer, de repousser, de détruire ou de s'opposer au développement d'organismes vivants (microbes, animaux ou végétaux). (Marie Siapiringue)

L'appellation pesticide recouvre un ensemble de 400 à 500 substances chimiques destinées à éliminer les organismes nuisibles. Ce caractère écotoxique est le seul point commun à toutes ces substances, par ailleurs très différentes en termes de persistance dans l'environnement, de toxicité pour l'homme et de statut réglementaire. (Dominique, 2004)

Plus de mille molécules entrent dans la composition des pesticides ; leurs effets dépendent de leur nature physico-chimique et de la façon dont ils se fixent et se dégradent dans les sols... (Ritte et *al.*, 1996)

Les pesticides modernes sont pour la plupart des substances organiques de synthèse. On distingue les insecticides (lutte contre les insectes), les fongicides (lutte contre les champignons), les herbicides (lutte contre les mauvaises herbes), les algicides (lutte contre les algues), des rodenticides (lutte contre les rongeurs), les nématoïdes (lutte contre les vers du groupe des nématodes) et les acaricides.... (Dominique, 2004)

Ces produits sont recherchés pour leur toxicité aiguë ou chronique, mais peuvent avoir une action tératogène ou mutagène et cancérogène vis-à-vis de l'homme. De manière générale, les insecticides utilisés en agriculture sont toxiques et peu solubles dans l'eau tandis que les herbicides sont moins toxiques mais beaucoup plus solubles dans l'eau que les insecticides. (Dominique, 2004)

Les insecticides se répartissent en trois groupes principaux: les substances minérales (As, Cu...), les insecticides d'origine végétale (tabac...) et les produits organiques de synthèse actuellement les plus nombreux.

Les insecticides de synthèse actuelle se répartissent en trois groupes principaux: les organochlorés, les esters phosphoriques et les carbamates auxquels on peut ajouter un groupe plus

récent les pyréthrine. Parmi les insecticides les plus répandus (anciennement ou actuellement) sont le DDT, le lindane, le malathion, le carbaryl.... (Dominique, 2004)

I.2.1.2. Biocides à usage non agricole

Destinés à détruire, repousser ou rendre inoffensifs les organismes nuisibles, les biocides sont par définition des produits actifs susceptibles d'avoir des effets nuisibles sur l'homme, l'animal ou l'environnement. (Dominique, 2004)

Les substances biocides sont utilisées dans une large variété de produits incluant des désinfectants ménagers, des insecticides ménagers, des produits de traitement du bois et des eaux, des peintures antisalissures. (Dominique, 2004)

Les biocides représentent une large famille de substances chimiques actives utilisées dans un cadre non phytopharmaceutique. Ainsi EDF introduit directement dans l'eau de mer 10 000 t de chlore par an, pour nettoyer les circuits de refroidissement des centrales électronucléaires installées en bord de mer. (Dominique, 2004)

L'utilisation de peintures antisalissures sur la coque des navires provoque une contamination non négligeable par différentes matières actives métalliques (cuivre), organométalliques (tributylétain, TBT) ou organiques (diuron, Irgarol 1057). (Dominique, 2004)

I.2.2. Hydrocarbures

Les hydrocarbures sont des composés chimiques dont les éléments constitutifs sont exclusivement constitués d'hydrogène et de carbone. Ce sont des polluants fréquemment rencontrés dans 80% des cas (pétrole brut, essence, gasoil, huiles pour moteur, etc.).... (Cerniglia ,1992)

Composés organiques constitués de plusieurs cycles aromatiques (benzéniques) ayant en commun plus d'un atome de carbone. (Dominique, 2004)

Les hydrocarbures sont les constituants de la plupart des mélanges combustibles, carburants et lubrifiants. Leur présence dans un sol contaminé est liée aux industries de raffinage et de transformation, à leur transport, leur stockage et leur distribution. On note des pollutions par les sous produits rejetés (notamment les huiles usagées). (Lumière et al., 1999)

I.2.2.1. Hydrocarbures aliphatiques

Les hydrocarbures constituent une vaste famille chimique. Les hydrocarbures aliphatiques sont des molécules simples et linéaires constituées uniquement de carbone et d'hydrogène. La plus

petite molécule d'hydrocarbure aliphatique est le méthane suivi de l'éthane, du propane et du butane .Ce sont des gaz inflammables et explosifs. (Dominique, 2004)

I.2.2.2. Hydrocarbures aromatiques

Un hydrocarbure aromatique est une substance dont les molécules possèdent un cycle Insaturé à 6 atomes de carbone. On distingue, les aromatiques simples (benzène, toluène, éthyle-benzène et xylène (BTEX) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP qui ont été inscrits en 1976 dans la liste des polluants prioritaires établie par l'Agence de Protection de l'environnement des Etats-Unis (Environmental Protection Agency, EPA). (Budzinski et al., 1995 ; Cerniglia ,1992)

I.2.2.3.Les hydrocarbures aromatiques polycycliques(HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) constituent une famille de plus d'une centaine de composés organiques, constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène formant au moins deux cycles aromatiques condensés. (Dominique, 2004)

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) sont des polluants organiques issus de la combustion incomplète de matières carbonées. Emis dans l'environnement, les sols constituent leur principal point de fuite. Faiblement solubles dans l'eau et peu biodégradables, ce sont des polluants rémanents souvent associés à un caractère toxique et cancérigène. (Jourdan et Charissou, 2007)

Les HAP présentent un risque toxicologique important même à de faibles concentrations. Ils peuvent interagir avec les mécanismes cellulaires soit en se fixant sur les sites lipophiles ou par liaison de leur métabolites hydrophiles avec les structures cellulaires (protéines, ADN) générant des effets à long terme. De plus, les HAP sont peu biodégradables car faiblement biodisponibles, ce qui les rend persistants dans l'environnement, le gasoil, l'un des principaux produits de la distillation du pétrole brut, connu par son nom commercial «diesel» et parmi les carburants les plus utilisés dans le monde, ce qui fait de lui une source permanente de pollution du sol et des eaux Il est composé d'hydrocarbures saturés (n-alcane de 24%, isoalcane et cycloalcanes à plus de 46% aromatiques entre 10 à 30%. (Budzinski , 1995 ; Cerniglia ,1992)

Ces composés peuvent être d'origine naturelle, ils sont présents dans des combustibles fossiles à des concentrations importantes (origine pétrogénique), mais les HAP dans

l'environnement sont majoritairement associés à des activités humaines. Ils se forment, par exemple, lors de la (cokéfaction) du charbon, de la pyrolyse ou de la mauvaise combustion des combustibles fossiles ou de bois (origine pyrolytique). Les incendies de forêt constituent une source importante en milieu non urbain. (Calvet, 1996)

Les principales sources en milieu urbain sont l'émission lors de la combustion des carburants de véhicules ou du chauffage. (Calvet, 1996)

Des estimations récentes (Zang et Tao, 2009) proposent des émissions annuelles pour la planète de 520 000 tonnes d'HAP, dont environ 57% sont dus à la combustion de la biomasse pour produire de l'énergie et 17% provenant des feux de forêt.

L'analyse de sédiments dans des lacs a permis d'estimer les flux moyens de contamination diffuse du milieu. (Calvet, 1996)

I.2. 3. Les composés organiques volatils (COV)

Que sont des composés organiques présentant une pression de vapeur supérieure à 0,13 KPa. Ils sont présents dans des combustibles et dans des fumées, mais les principales sources de pollution sont liées à des activités industrielles (dégraissage de pièces métalliques dans la métallurgie, fabrication d'adhésifs, nettoyage de vêtements). (Calvet, 1996)

Les hydrocarbures aliphatique halogénés de faible poids moléculaire utilisés comme solvant, en particulier, le 1,1,1-trichloroéthane, le tétrachloroéthylène et le trichloréthylène, sont des polluants particulièrement répandus .

Les composés aromatiques volatils, comme le benzène, le toluène, les éthylbenzènes et les xylènes (BTEX), sont des constituants caractéristiques des pollutions par des combustibles dérivés du pétrole. (Calvet, 1996)

I.2.4. Les polychlorobiphényles (PCB)

Les polychlorobiphényles (PCB) sont des composés aromatiques chlorés. Ils représentent une famille de composés qui ont tous la même structure générique constituée d'un noyau biphényle comportant de un jusqu' à cinq atomes de chlore en substitution des hydrogènes sur chaque phényle. Il existe un grand nombre de combinaisons différentes liées au nombre d'atomes de chlore et aux position qu'ils occupent: 209 composés ou congénères théoriquement possibles, 150 réellement synthétisés dans les mélanges industriels. (Dominique, 2004)

La toxicité aiguë des PCB est faible pour l'homme et en générale pour les animaux. Les PCB sont, en revanche, cancérigènes et reprotoxiques pour divers animaux. A partir de 500°C et en présence d'oxygène, la décomposition des PCB peut se traduire par le dégagement de composés à forte toxicité, les furannes et les dioxines. Le devenir des PCB dans l'environnement s'explique par

leurs propriétés physico-chimiques: sont des composés semi-volatils, hydrophobes et persistants. (Dominique, 2004)

I.2.5. Les polychlorodibenzo -dioxines (PCDD) et polychlorodibenzo -furanes (PCDF)

Le terme de dioxines est un nom générique qui désigne deux grandes catégories de composés, les polychlorodibenzodioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofurannes (PCDF). Les dioxines regroupent 75 molécules différentes (congénères). La plus connue est la 2, 3, 7,8-tétrachloro dibenzo-para-dioxine (TCDD), dite dioxine de Seveso; elle est aussi la plus toxique. Les furannes regroupent 135 molécules. Les plus dangereux sont au nombre de 7 PCDD et de 10 PCDF. (Dominique, 2004)

I.2.6. Chlorofluocarbures (CFC)

Les chlorofluocarbures (CFC) sont des composés chimiques appelés commercialement fréons. Ils sont incolores, inodores, ininflammables et intrinsèquement peu toxiques mais dont leur décomposition peut avoir des conséquences néfastes sur l'environnement notamment en détruisant la couche d'ozone stratosphérique. (Dominique, 2004)

Il existe deux catégories de CFC, les halons (composés halogénés bromés) et les hydrochlorofluorocarbures (HCFC). Leur durée de vie dans l'atmosphère est relativement longue puisqu'elle varie de 60 ans (CFC-11) à 400 ans (CFC-115), avec respectivement 120,90 et 200 ans pour les CFC-12, CFC-13, CFC-14. (Dominique, 2004)

Elle est considérée comme le principale responsable de l'altération de la couche de zone terrestre. (Lumière, 1999)

I.2.7. 1,4-dichlorobenzène

Le 1,4-dichlorobenzène est en grande partie employé pour la fabrication de 1,4-dichloro-2-nitrobenzène utilisé dans les teintures et les pigments. Il entre également dans la composition de répulsifs pour les mites et de désodorisants d'air ambiant, en particulier blocs désodorisants utilisés dans les toilettes. Pour cette dernière application, son efficacité provient de sa forte odeur et de sa tension de vapeur élevée. Il est aussi utilisé comme insecticide et comme larvicide (Dominique, 2004)

I.2.8. Phtalates

Les phtalates sont un groupe de produits chimiques apparentés du point de vue de leur structure à l'acide organique connu sous le nom d'acide phtalique. Il s'agit d'un dérivé du naphthalène, hydrocarbure aromatique utilisé dans les matières plastiques et produit à partir du goudron de houille ou du pétrole. (Dominique, 2004)

Ce sont des liquides visqueux, transparents, incolores, avec peu ou sans odeur et très peu volatiles. Hydrophobes dans les conditions normales, ils auront donc une affinité particulière pour les graisses ou les alcools lourds.

Dans l'environnement, les phtalates sont biodégradables mais peuvent persister plus longtemps dans certains milieux comme le milieu aquatique où ils vont se mélanger aux sédiments, ce qui rendra plus difficile leur dégradation en mode aérobie. (Dominique, 2004)

I.3.Comportement et devenir des polluants organiques dans le sol

Le devenir des polluants organiques dans les sols dépend de divers processus responsables de la volatilisation, de l'immobilisation, de la mise en solution et du transport (mobilité) et des transformations chimiques (dont photolyse) et biochimiques des molécules. (Rény Bayard, 1997)

- 1- de réactions d'échange (volatilisation adsorption-désorption, complication, précipitation...) entre les phases solide (constituants minéraux et organiques du sol), liquide (eau interstitielle) et gazeuse (porosité non remplie d'eau) du sol ;
- 2- de réactions de dégradation : photolyse, hydrolyse chimique, biodégradation
- 3- de phénomènes de transfert des polluants et de leurs produits de dégradation : vers l'atmosphère par volatilisation, vers les eaux de surface par ruissellement, vers les eaux souterraines par lixiviation ou écoulement gravitaire (polluants organiques liquides immiscibles à l'eau), vers les plantes par absorption racinaire. (MAES)

Pour un polluant donné, la résultante de ces processus dépend de ses propriétés intrinsèques (solubilité, volatilité, hydrophobicité, stabilité chimique, densité, viscosité...), des caractéristiques du sol (teneur en minéraux argileux teneur en matière organique, pH, porosité, sens des écoulements souterrains...), et de conditions locales (pluviométrie, topographie, couvert végétal...). Elle détermine le devenir du polluant dans le sol : sa persistance, sa biodisponibilité, son accumulation préférentielle dans certains horizons du sol, son immobilisation par la biomasse, sa vitesse de migration dans le profil, sa capacité à atteindre la nappe.... (Lumière, 1999)

Des composés peuvent être très peu persistants, peu toxiques et rester immobiles, et donc peu susceptibles de présenter un risque pour l'environnement ou la santé humaine, par contre, à l'autre extrémité du spectre, il y a des composés persistants, mobiles et toxiques, auxquels appartiennent les POP toxiques et lipophiles. Le comportement dans l'environnement et

l'exposition sont intimement liés. Par conséquent, le risque d'exposition à une substance sera beaucoup plus faible si la substance n'est pas persistante, et le risque, le cas échéant, sera localisé à moins que les propriétés de la substance lui permettent de se déplacer sur de longues distances. (Calvet, 1996)

La rétention par le sol et la persistance des polluants organiques (et des pesticides en particulier) sont les deux facteurs fondamentaux conditionnant leur caractère polluant et/ou de l'air, effets toxicologiques,...). (Calvet, 1996)

La rétention d'une molécule organique par le sol est le résultat d'un ensemble de phénomènes, impliquant des interactions avec les constituants organiques et minéraux des sols. De même la persistance est la résultante d'un ensemble de processus de dissipation, physico-chimiques et biologiques, qui font diminuer la concentration du polluant en fonction de cinétiques de dissipation caractéristiques du polluant et du milieu. Ainsi, les processus déterminant le comportement des molécules organiques dans les sols peuvent être biologiques ou biotiques et concernent leur transformation, leur rétention et leur transport. (Calvet, 1996)

Dès leur arrivée au sol, les polluants organiques se distribuent dans les trois phases: solide, liquide et air, selon des constantes d'équilibre d'adsorption, de désorption et de volatilisation. Pour la plupart des produits des produits, les phénomènes responsables de la présence du polluant dans la phase solide (adsorption, précipitation) régulent les autres phénomènes. La part de polluant la plus mobile est celle localisés dans les phases liquide et air, et constitue la part de polluant disponible pour la dégradation par les micro-organismes du sol ou l'absorption par les plantes, mais aussi pour les transferts en profondeur ou par ruissellement à l'origine, respectivement, des contaminations des eaux souterraines et de surface. Les principales voies de dispersion des polluants à partir du sol, responsables de la contamination d'autres compartiments de l'environnement, sont la lixiviation, le ruissèlement et la volatilisation. (Calvet, 1996)

D'une manière générale, l'augmentation de la rétention des polluants sur la phase solide du sol diminue les risques de dispersion du polluant, mais cette rétention va provoquer une diminution de la biodisponibilité du polluant vis-à-vis des micro-organismes capables de le dégrader, rendant difficile sa complète élimination. Dans le cas des pesticides appliqués au sol, leur disponibilité va déterminer l'absorption par des organismes vivants (mauvaises herbes, pathogènes du sol), étape qui conditionne leur efficacité phytosanitaire. (Calvet, 1996)

I.4. Les risques des polluants organiques

I.4.1. Risques pour les ressources en eau

La présence de polluants dans les sols menace la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines, ressources importantes en Région wallonne. Le transfert des polluants vers les ressources en eau est indissociable de l'écoulement du fluide qui les véhicule : l'eau d'infiltration (polluants solubles), l'eau de ruissellement (polluants solubles et polluants entraînés sous forme particulaire), ou une phase liquide non aqueuse (polluants organiques liquides immiscibles à l'eau). L'atteinte des ressources en eau souterraine dépend des facteurs cités ci-avant. (MAES)

Pour les polluants solubles, la migration avec les eaux d'infiltration dans la zone non saturée du profil s'accompagne généralement d'une atténuation de leurs concentrations, grâce notamment aux réactions de dégradation et de sorption sur les constituants du sol. Lorsqu'ils atteignent la nappe, leur concentration diminue encore par dilution. . (MAES)

Pour les produits purs non solubles (hydrocarbures, huiles, solvants chlorés...), l'atteinte de la nappe dépend des caractéristiques du produit (densité, viscosité...) et de la porosité du sol. Au niveau de la nappe, selon leur densité, ces produits surnagent et forment une couche flottante (densité < 1), ou plongent au contraire au fond de l'aquifère et forment une couche dense (densité > 1). (MAES)

Lorsque les polluants atteignent les aquifères, ils peuvent être mobilisés par les flux d'eau souterrains vers les points de captage d'eau potable ou les zones de résurgence des aquifères non exploités (point de source). Des modèles spécifiques permettent d'évaluer ces transferts. (MAES)

En ce qui concerne les eaux de surface, les transferts de polluants se font via l'apport de matières en suspension emmenées par les eaux de ruissellement ou via les flux d'eau souterrains. L'intensité de ces transferts dépend notamment de la localisation du sol pollué par rapport au cours ou plan d'eau, et de facteurs tels que la pente, le type de sol, le couvert végétal.... (MAES)

I.4.2. Risques pour les organismes vivants

Les polluants présents dans le sol menacent également les organismes vivants du sol, leur biodiversité, et les fonctions qu'ils remplissent (décomposition, minéralisation de la matière organique, cycle des éléments nutritifs, stabilisation de la structure du sol, épuration...). (MAES)

La toxicité d'un polluant donné à l'égard des organismes du sol est très variable d'une espèce à l'autre, et peut fortement différer de la toxicité de ce polluant pour l'homme. Pour cette raison, il importe d'évaluer spécifiquement les risques pour les organismes vivants du sol, en considérant différents groupes taxonomiques (bactéries, algues, champignons, végétaux supérieurs, protozoaires, nématodes...), plusieurs niveaux trophiques (producteurs primaires, décomposeurs, herbivores, carnivores...) et plusieurs voies d'exposition (via l'eau, l'air, l'alimentation, le contact avec le sol...). (MAES)

La présence de polluants dans les sols présente enfin des risques pour les échelons supérieurs de la chaîne trophique : mammifères, oiseaux, amphibiens, qui se nourrissent de végétaux ou d'invertébrés du sol. (MAES)

I.4.3. Risques pour la santé humaine

De nombreux polluants rencontrés dans les sols sont toxiques pour l'homme. Les effets sur la santé dépendent de divers facteurs, dont l'intensité, la fréquence et la durée de l'exposition. (MAES)

L'exposition de l'homme aux polluants présents dans les sols s'effectue par diverses voies. Certaines de ces voies sont directes, dans le sens où elles impliquent un contact direct avec le sol pollué. Il s'agit :

- de l'inhalation de poussières de sol, en particulier lors d'activités génératrices de poussières (modification du relief du sol, démolition, construction...), ou lorsque les sols sont soumis à l'érosion éolienne (sols nus, sont soumis à l'érosion éolienne (sols nus, sols secs exposés au vent...))
- de l'ingestion accidentelle de particules de sol, voie d'exposition qui touche particulièrement les jeunes enfants (marche à quatre pattes, mains portées à la bouche...);
- du contact dermique avec le sol, en particulier lorsque celui-ci contient des polluants organiques car ceux-ci sont susceptibles d'être absorbés par la peau.
L'exposition est indirecte lorsqu'elle s'effectue ;
- par ingestion de produits végétaux contaminés, suite à l'absorption racinaire de polluants ou suite au dépôt de particules de sol sur les feuilles ou les fruits ;

- par inhalation d'air pollué, lorsque les sols contiennent des polluants volatils qui se retrouvent dans l'air ambiant ;

- suite à la consommation de lait, de viande, d'œufs produits par des animaux nourris avec des aliments contaminés ou élevés sur un sol pollué ;

- par inhalation, contact ou ingestion de certains polluants organiques présents dans l'eau distribuée dans l'habitation, suite à leur migration du sol vers l'eau à travers la paroi des canalisations ;

- par inhalation, contact ou ingestion de polluants présents dans les eaux de surface (étangs, ruisseaux, rivières) alimentées par des eaux souterraines ou de ruissellement ayant été en contact avec du sol pollué. (MAES)

CHAPITRE II :

Généralités Sur le sol et la biodégradation

Généralités Sur le sol et la biodégradation

II.1.Introduction

Le sol est un produit d'interface entre la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère et les êtres vivants. Il occupe une place majeure dans la biosphère puisqu'il représente sur les continents un milieu vivant très actif et sert de support direct à d'autres êtres vivants et à l'activité humaine. Cette position d'interface va lui conférer un rôle important dans un certain nombre de cycles biogéochimiques mais va faire de lui hélas, un lieu de passage ou de séjour de la plupart des grands types de polluants produits par l'activité humaine. (Duchaufour, 1976)

II.2.Les constituants du sol

Le sol est un système complexe constitué de quatre phases : phase aqueuse, phase gazeuse, phase solide organique et une phase solide inorganique.

La phase liquide forme la solution du sol. Elle provient à la fois, de la pluie, des apports par l'homme et de la composition de la roche et des matières organiques.

Les constituants gazeux contenus dans les cavités du sol peuvent provenir, de l'air extérieur, de la vie des organismes, ou de la décomposition des matières organiques. La présence des constituants organiques dans le sol dépend de leurs propriétés (solubilité, volatilité...) qui varient dans de larges proportions dans ces phases. La taille des pores et les propriétés de l'eau et de l'air dans ces pores sont des facteurs qui affectent la mobilité des contaminants en surface ou en profondeur dans un sol spécifique. La matière inorganique est constituée principalement d'éléments minéraux (sable, schiste,...) et particulièrement de l'argile qui se trouve dans la plupart des sols. La partie solide (minérale) ionisée joue un rôle important dans l'immobilisation des constituants organiques dans le sol. (Jeannot, 2001)

II.3.Les fonctions du sol

Le sol a la capacité d'absorber l'eau de pluie et de la livrer à la nappe phréatique ou aux végétaux après un certain laps de temps. Il a donc un rôle de tampon et assure ainsi, par cette rétention hydrique, une régulation hydrologique. Grâce à ses propriétés physico-chimiques et à ses capacités de liaison, le sol a un rôle de filtre; il est capable dans certaines conditions de retenir certains composés toxiques inorganiques (métaux lourds par exemple) ou organiques, préservant ainsi la nappe phréatique et les chaînes alimentaires.

Par son action microbienne, le sol assure également un rôle de transformateur en dégradant les substances toxiques organiques. Le sol est un substrat nutritif pour les végétaux et assure ainsi la production de biomasse d'où les hommes et les animaux tirent les éléments indispensables à leur survie. (Jeannot, 2001)

II.4.Les caractéristiques du sol

Nous présentons quelques aspects importants concernant les propriétés des sols qui sont nécessaires à la compréhension des autres chapitres et qui font des sols un véritable réacteur physico-chimique et un milieu tampon.

II.4.1. Les propriétés chimiques des sols

Les principales propriétés chimiques du sol sont la capacité d'échange et le pH. (Duchaufour, 1976)

- **La capacité d'échange des sols** : est la principale propriété chimique qui caractérise le sol. C'est l'ensemble des colloïdes électronégatifs susceptibles de retenir des cations échangeables (désorption et adsorption) des ions du complexe en équilibre avec la solution du sol. (Duchaufour, 1976)
- **Le pH des sols** : C'est une autre propriété chimique essentielle qui détermine le comportement des éléments chimiques mais aussi le comportement des êtres vivants (macroflore-végétation). On mesurera en général le pH de l'eau ou d'une solution qui est en équilibre avec le sol. Le pH détermine le comportement des éléments et en particulier leur existence sous une forme cationique ou anionique ou sous la forme d'hydroxyde. (Duchaufour, 1976)

II.4.2. Les propriétés physiques des sols

Elles sont déterminées par la taille des particules des constituants (texture) et par leur arrangement (structure).

- **Texture** : la texture d'un sol traduit la séparation dimensionnelle des particules minérales élémentaires : sa détermination repose sur l'analyse granulométrique. (Grima, 2002)
- **Structure** : la structure du sol est généralement définie par l'arrangement réciproque, l'orientation des particules dans le sol. (Hellal, 1984)

II.4.3. Les caractéristiques biologiques

Les sols contiennent en général un large éventail de micro-organismes (algues, protozoaires, champignons, levures et bactéries) qui vont réaliser la biodégradation des composés organiques. Les agents les plus actifs sont les bactéries et de plus ces dernières sont les moins limitées par les conditions d'aération. Cependant, pour réaliser la métabolisation, il faut que le nombre de bactéries soit supérieur à 1000 colonies/g de sol. (Jeannot, 2001)

- **Rôle des êtres vivants dans les sols** : les êtres vivants jouent le rôle essentiel à la fois dans la formation du sol et dans son fonctionnement. On peut dire que grâce à la quantité et à la diversité des êtres vivants présents, le sol va constituer un véritable réacteur biologique. L'un des processus principaux concerne évidemment la dégradation de la matière organique et les grands cycles qui en dépendent directement comme celui du carbone et de l'azote. (Duchaufour, 1976)
- **Action des bactéries** : les microorganismes, et plus spécialement les bactéries, sont responsables d'un certain nombre de réactions biochimiques essentielles à la surface du globe et en particulier de la plupart des réactions d'oxydo-réduction qui leur apportent d'ailleurs souvent l'énergie qui leur est nécessaire. La première de ces réactions correspond à l'oxydation des composés carbonés qui conduit à la minéralisation de la matière organique et en phase finale à la formation de CO₂. Les caractéristiques physiques (température, eau, oxygène) déterminent la variabilité du fonctionnement biologique au cours de l'année et au sein des profils des horizons. (Duchaufour, 1976)

II.5. Les facteurs climatiques de variation de l'activité microbienne du sol :

Les facteurs sont ceux de toute activité microbienne, généraux d'une part, spécifiques de chaque espèce considérée, d'autre part. Dans le sol, ils relèvent du compartiment « sol » proprement dit. (Hellal, 1984)

- **Facteurs climatiques** : l'humidité et la température du sol sont des facteurs dominants de l'activité microbienne. (Boca Raton, 2006)
- **Influence de la saison** : l'humidité et la température sont deux facteurs essentiels dont la combinaison oriente l'intensité saisonnière de l'activité microbienne. (Hellal, 1984)

II.6. Généralités sur la biodégradation

La biodégradation est la décomposition/ dégradation de matières organiques par des microorganismes (bactéries, enzymes, champignons et algues). Les matériaux sont convertis en gaz carbonique, eau et en biomasse (cellules des micro-organismes qui utilisent le matériel comme une source de carbone pour se développer). Le procédé de biodégradation est souvent utilisé pour le traitement des déchets. (Boca Raton, 2006)

Un matériau est dit biodégradable lorsqu'il peut subir une biodégradation. Par exemple, la plupart des sacs plastiques ne sont pas biodégradables, mais les sacs en papier le sont. Cela peut faire une différence importante dans le devenir des déchets, car les sacs plastiques resteront longtemps intacts si abandonnés dans la nature, alors que les sacs en papiers se décomposeront assez rapidement. (Boca Raton, 2006)

Toutefois, dans des milieux anaérobies, c'est-à-dire sans air, la biodégradation fait peu de différence : les matériaux ne s'altèrent généralement pas à cause de l'absence de l'oxygène nécessaire aux micro-organismes. Si une biodégradation a quand même lieu, c'est par un procédé anaérobie qui produit du méthane, qui est un gaz à effet de serre.

Des techniques comme le compost ou le biogaz permettent de domestiquer la dégradation des matières organiques. (Boca Raton, 2006)

Selon le dictionnaire, "biodégradable" se dit d'un produit qui, laissé à l'abandon, est détruit par les bactéries ou d'autres agents biologique. D'autres terminologies existent et varient selon les auteurs, les méthodes de mesures ou le site de biodégradation (sol, eau, compost, décharge). D'une manière générale, un consensus s'est dégagé autour de la notion d'impact sur l'environnement et la définition suivante semble faire l'unanimité : "un matériau est dit 'biodégradable' s'il est dégradé par des micros organismes. Le résultat de cette dégradation est la formation d'eau, de CO₂ et/ ou de CH₄ et, éventuellement, des sous-produits (résidus, nouvelle biomasse) non toxiques pour l'environnement". Cette définition se retrouve dans au moins 5 normes en vigueur (ISO, CEN).

Il découle de cette définition que "la biodégradabilité" est la capacité intrinsèque d'un matériau à être dégradé par une attaque microbienne, pour simplifier progressivement sa structure et finalement le convertir facilement en eau, CO₂ et/ ou CH₄ et une nouvelle biomasse. (Boca Raton, 2006)

II.7. Les processus de la biodégradation

Les processus mis en jeu lors de la biodégradation sont nombreux et complexes et font intervenir une suite de phénomènes qui, sommairement, sont les suivants :

- une première phase correspondant à une détérioration du produit, appelée désintégration. Elle est généralement provoquée par des agents extérieurs (mécanique comme le broyage, chimique comme

l'irradiation UV, ou thermique comme la phase pasteurisation en compostage). Les micro organismes ou d'autres êtres vivants (vers de terre, insectes, racines, voire rongeurs) peuvent aussi fragmenter le produit : on parle alors de bio fragmentation. (Grima, 2002)

Cette première phase est très utile car elle a pour résultat le morcellement du matériau qui, ainsi, sera plus facilement accessible aux microorganismes (augmentation de la surface de contact). (Grima, 2002)

- une deuxième phase correspondant à la biodégradation proprement dite. Il s'agit ici de l'attaque du matériau par les micro organismes qui vont, grâce à leurs enzymes le transformer en métabolites qui seront assimilés dans les cellules, le résultat final étant la minéralisation qui correspond à la production de CO_2 et/ou CH_4 et d'eau. Cette deuxième phase est souvent concomitante à la première. (Grima, 2002)

CHAPITRE III :

Méthodes de traitement des sols

III.1. Les méthodes de traitement des sols

Les méthodes de traitements sont nombreuses, on peut les classer en quatre types. Les méthodes physiques consistent à transférer et concentrer les polluants du sol contaminé, sans les modifier ou les détruire (Lecomte, 1995). Les méthodes chimiques font appel à un principe réactionnel pour transformer le polluant en un composé moins toxique (Bernheim, 1997 ; Destribats et al., 1994). Les méthodes thermiques consistent à chauffer le sol contaminé pour en extraire le polluant et le détruire, par incinération ou désorption thermique (Ballerini 1999 ; Troquet, 2000). Les méthodes biologiques visent à favoriser la biodégradabilité des polluants en accélérant le processus d'atténuation naturelle.

Le choix des méthodes à mettre en œuvre dépend d'un certain nombre de paramètres (Bernheim, 1997) :

- la nature du sol ;
- les polluants présents ;
- les objectifs de dépollution à atteindre ;
- les délais imposés ;
- l'espace disponible ;
- le contexte économique et réglementaire ;
- la destination future du site.

III.1.1 Méthodes physiques :

- a) **Extraction sous vide « venting »** : Il s'agit d'une technologie simple, performante et de faible coût. Le principe repose sur la mise en dépression du sol contaminé par l'intermédiaire d'une pompe à vide, il y a alors aspiration de vapeurs polluées qui peuvent être traitées par oxydation catalytique, par condensation réfrigérée ou par adsorption sur charbon actif (Destribats, Parez et Soyez 1994). (fig 1)

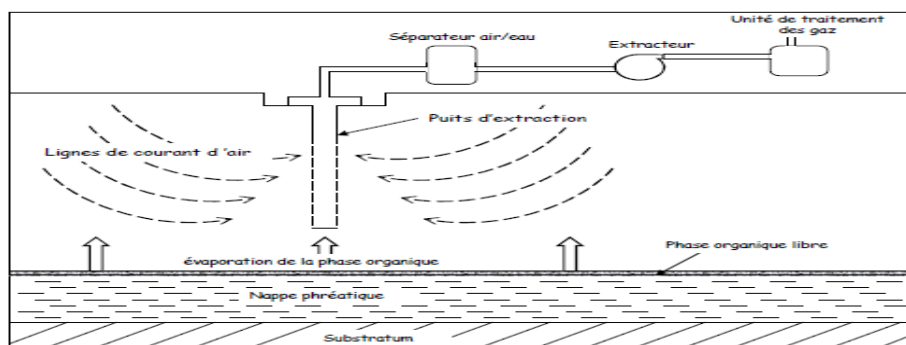


Figure 1 : Schéma de principe Extraction sous vide « venting »

b) Traitement par injection d'air ou de vapeur « stripping » : il est adapté aux sols contaminés par des solvants chlorés ou par des produits organiques volatiles. Le principe consiste à injecter de l'air ou de la vapeur sous pression dans le sol grâce à des puits d'injection afin de mettre en vapeur des composés volatils. Des puits d'extraction permettent de récupérer les vapeurs toxiques qui sont traités par un filtre à air à charbon actif ou par un autre procédé. Le stripping désigne le mécanisme de transfert d'un polluant d'une phase liquide ou solide vers une phase gazeuse (Lecomte, 1995).

c) Extraction électrique : La présence d'électrodes poreuses (des anodes et des cathodes) permet la circulation d'un courant électrique dans le sol. Les particules chargées se déplacent ainsi vers les électrodes de charges opposées à la leur et peuvent alors être récupérés par pompage ou siphonages. (Bernheim, 1997)

d) Lavage des sols : le principe est simple. Il consiste à séparer les polluants du sol par injection d'eau dans la terre la plus souvent excavée en ajoutant éventuellement des produits tensioactifs. (Bernheim, 1997)

III.1.2. Méthodes thermiques :

Ils sont adaptés à des sols pollués par des matières organiques facilement oxydables et largement convertibles en gaz carbonique (CO_2) et eau (H_2O). Ce type de traitement consiste à détruire des polluants organiques par combustion, par pyrolyse ou par désorption thermique. Il existe deux méthodes de chauffage (Ballerine, 1999) :

- a) **Chauffage direct :** le sol est chauffé à 1000°C directement en y introduisant de l'oxygène ; c'est une méthode simple mais coûte chère en terme d'énergie. (fig 2)

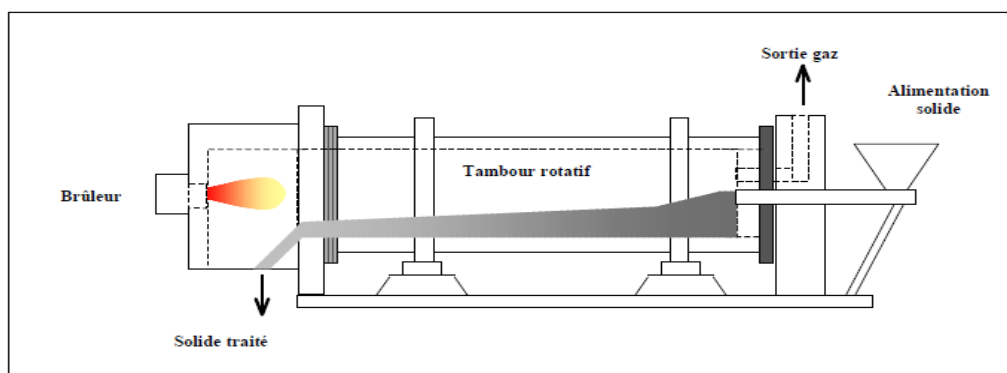


Figure 2 : Schéma de principe de traitement par chauffage direct

b) Chauffage indirect : le sol est dans un four étanche. Il n'est pas en contact avec la source de chaleur. La température avoisine 600 à 800 °C et est suffisante pour extraire les polluants par désorption thermique. Ces techniques engendrent une autre forme de pollution. Des produits toxiques peuvent être formés tels du SO₂ ou des NO_x. (**fig 3**)

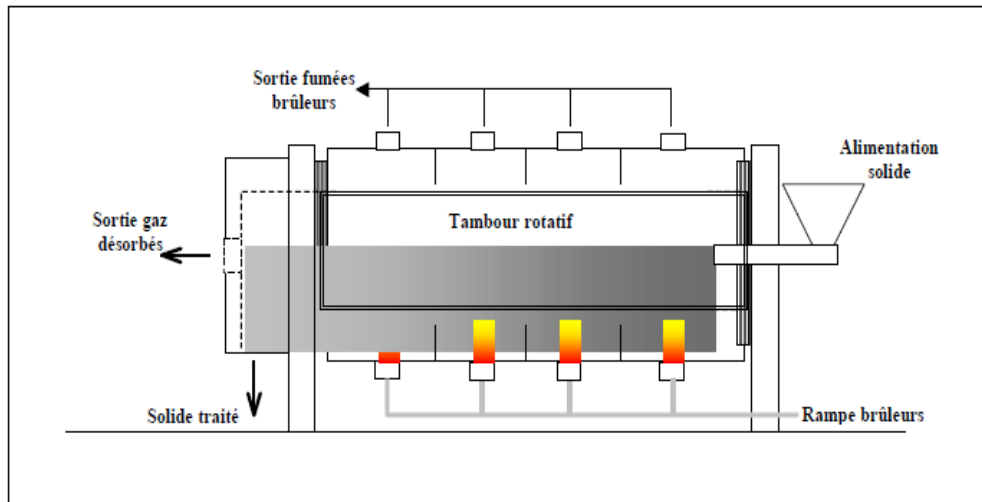


Figure 3 : Schéma de principe de traitement par chauffage indirect

III.1.3. Méthodes chimiques :

Cette technique a pour but d'injecter dans le sol un réactif chimique. Ce réactif réagit avec certains polluants du sol afin de former des produits moins nocifs ou afin de concentrer les polluants qui sont alors faciles à extraire. (Troquet, 2002)

a) Extraction par solvant : on utilise actuellement des solvants organiques qui permettent de dissoudre la plupart des polluants organiques et toxiques. Le solvant est introduit dans le sol ; il piège le polluant qui est extrait et traité. (Ledakowicz, 1999)

b) Immobilisation chimique : se pratique en introduisant dans le sol des produits chimiques qui vont transformer les polluants en produits moins nocifs par stabilisation. En solution, les réactifs sont appliqués en saturant le sol soit par inondation de la surface, soit graduellement par nébulisation. Un traitement complémentaire sera nécessaire si le réactif chimique utilisé est lui-même indésirable. (Ledakowicz, 1999)

c) **Oxydation chimique** : proche de l'immobilisation, on y utilise des oxydants puissants tels que le peroxyde d'hydrogène, le chlore et l'ozone. Ces oxydants chimiques sont capables de convertir les polluants en composés moins toxiques et facilement biodégradables. Ils diminuent le temps nécessaire à la décontamination. (Ledakowicz, 1999 ; Nano, 2003)

L'application d'oxydants chimiques comme prétraitement exerce un effet positif sur la biodégradation. (Nano, 2003)

III.1.4. Méthodes biologiques

Le traitement biologique est une approche très importante pour la protection de l'environnement. Il consiste à stimuler, voire à créer la dégradation des polluants, sous l'action de micro-organismes indigènes (autochtones) ou rapportés (allochtones), permettant ainsi la dégradation des composés organiques sous forme de molécules beaucoup plus simples (dioxyde de carbone, méthane, eau). (Chaplin, 2002; Mougin, 1996)

Cette dégradation est réalisée par des organismes unicellulaires tels que bactéries, champignons et levures. La restauration biologique fonctionne de deux façons : les bactéries peuvent modifier le composé de manière à lui ôter tout danger (ce changement s'appelle biotransformation) ou désintégrer les composés dangereux en éléments plus petits, processus qui s'appelle biodégradation.

Il arrive aussi que les éléments plus petits servent à alimenter d'autres bactéries. Certaines peuvent utiliser tout le contaminant pour former des molécules inorganiques comme le dioxyde de carbone et l'eau. La biodégradation complète s'appelle minéralisation. (Ballerini, 1999)

Les techniques biologiques de dépollution des sols sont nombreuses. Selon la nature de la pollution à traiter, elles sont mises en œuvre seules ou combinées à d'autres procédés, physiques, chimiques, thermiques ou biologiques. (ADIT, 2006)

Bien que l'avantage principal des techniques biologiques réside dans leur mise en œuvre 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). (ADIT, 2006)

Comparées aux technologies physico-chimiques où le contaminant est quelques fois tout simplement transféré d'une phase à l'autre, les procédés de traitement biologiques présentent la

possibilité de dégrader complètement les contaminants en produits inoffensifs ou moins polluants et moins toxiques. De plus, les coûts d'opération d'un traitement biologique sont généralement bas comparés à ceux des processus physiques et chimiques. (Choi, 1992)

Lorsqu'ils sont applicables, les procédés biologiques peuvent traiter une large gamme de polluants organiques et autres. Les groupes de composés qui sont de bonnes cibles sont (Lecomte., 1995) :

- composés pétroliers tels que le gasoil, le fuel, essence et kérosène ;
- produits et résidus organiques de l'industrie ;
- composés plus complexes de type aromatique ;
- Nitrates, sulfates, pesticides

III.1.4. 1. La phytoremédiation

Exploitent les propriétés de certaines espèces végétales (strates herbacées, plantes, arbustes, arbres, algues) à interagir avec des composés chimiques organiques ou minéraux pour dépolluer un terrain contaminé in situ. Le plus souvent, ce sont les microorganismes de la rhizosphère qui dégradent les composés organiques. Il arrive que les produits issus de la dégradation, qui peuvent ou non être accumulés par le végétal, soient plus dangereux que le polluant d'origine. La biomasse produite peut contenir le polluant (tiges, feuilles) et doit être traitée d'une façon adéquate, qui revient souvent à récolter les végétaux pour les incinérer. (ADIT, 2006)

III.1.4.2. La bioremédiation

La bioremédiation consiste à exploiter cette capacité naturelle des microorganismes à dégrader les substances organiques dangereuses en la stimulant et l'optimisant.

C'est une technique de choix en raison de sa simplicité, son efficacité, son faible coût, la possibilité d'être couplée à d'autres méthodes de traitement pour une destruction complète des polluants. (Vandecasteele ,2001)

Il existe plusieurs types de bioremédiation :

a) Atténuation naturelle : elle repose sur le développement naturel des bactéries présentes dans le sol. Cette approche est passive et le processus de biodégradation dépend uniquement des conditions naturelles du site. Une diminution significative des teneurs en polluants est alors incertaine et ne peut être envisagée que sur un très long terme. Des études des terrains s'accordent pour estimer que l'atténuation naturelle est lente, avec une demi-vie d'au moins deux ans selon Vandecasteele et *coll.* et un rendement d'élimination de 1,7% selon **Li et al. (2000)**

b) Biostimulation : la biostimulation consiste à modifier les conditions d'un site pour en augmenter les taux de biodégradation par l'adjonction de nutriments et agents correcteurs du milieu.

Chaîneau (2000) et **Greer et al (2003)** constatent que l'ajout des nutriments (N, P) augmente le taux de dégradation.

L'amendement nutritif est une pratique courante et efficace pour augmenter la remédiation des polluants organiques.

c) Bioaugmentation : la bioaugmentation est l'adjonction de micro-organismes et d'enzymes spécifiquement élevés et adaptés pour digérer un type précis de polluants en vue d'améliorer le taux de bioremédiation du sol. Elle s'avère particulièrement intéressante dans les cas de bioremédiation de polluants très récalcitrants. (Vogel Timothy, 2001)

Rosenberg et al (1992) montrent que l'injection d'une culture de bactérie telle que : *A. Calcoaceticus*, *Acin etobacter* et *Pseudomonas* augmente l'élimination des hydrocarbures à 45% comparé à 8% sans ajout de bactéries.

CHAPITRE IV :
Méthodes de traitement des sols pollués
par les hydrocarbures

IV. 1. Méthodes de traitement des sols pollués par les hydrocarbures

Les traitements mis en œuvre pour dépolluer les sols sont nombreux et depuis des années déjà, de nouvelles technologies sont en développement. Sur le terrain, les techniques de traitement thermiques et physico-chimiques sont les plus répandues, tandis que les procédés de traitement biologiques sont souvent considérés comme réservés à une catégorie restreinte de composés comme les hydrocarbures pétroliers légers ou adaptés à des conditions particulières. (ADIT., 2006)

Les méthodes biologiques visent à favoriser la biodégradabilité des polluants en accélérant le processus d'atténuation naturelle. Le principe général de ces méthodes est basé sur la capacité épuratrice des microorganismes. (Kosaric, 2001 ; Dubourguier, 2000)

Plusieurs paramètres sont à prendre en compte avant de faire le choix d'une méthode particulière de dépollution : la nature et le degré de pollution du site, la superficie du site et le volume de terre polluée, les objectifs de dépollution et les exigences économiques et administratives. (Ballerini., 1998)

Deux techniques de mise en œuvre *Ex-situ* ou *In situ* sont envisageables selon le type de pollution (McCray, 2001 ; Philips, 1999). Les techniques *ex-situ* consistent en l'excavation des sols contaminés. Ce seront des méthodes hors site si le sol est évacué vers un centre de traitement spécialisé, ou des méthodes sur site si le sol est excavé et redéposé sur le site même pour y être traité. Dans le cas des techniques *in situ*, la dépollution s'effectue sans excavation du sol.

Le tableau 2 résume les différents types de traitement de sols pollués par les hydrocarbures.

Tableau 2 : Techniques de traitement des sols pollués par les hydrocarbures (Collin, 2000)

Techniques de mise en œuvre	Nature de pollution	Principe de traitement	Type de Traitement
In situ	Produits volatils	Extraction des polluants volatils par mise en dépression	Venting (extraction sous vide)
	Hydrocarbures volatils et semi-volatils	Combinaison de la biodégradation et de l'extraction	Bio-venting
Sur site	Hydrocarbures légers et lourds, métaux	Extraction à l'eau ou par ajout d'additifs	Lavage
	Hydrocarbures volatils non chlorés (essences, fuels, kérosènes)	Evaporation et /ou craquage et/ou combustion incomplète	Désorption thermique
Hors site	Hydrocarbures	-Réacteur à boues activées -biopiles -landfarming	Biologique
		Calcination	Thermique

Complément d'autres techniques. La décontamination par voie biologique consiste donc à stimuler un phénomène naturel pour en augmenter le rendement afin de détruire le polluant organique qui sera utilisé comme source de carbone (Collin., 2000).

La décontamination se fait soit *in situ* en introduisant dans le sol les éléments nécessaires au développement de la biomasse ou bien *ex situ* en traitant le sol excavé. Pour la dégradation des hydrocarbures, différents micro-organismes sont utilisés tels que *Arthrobacter*, *Novocardia* ou *Pseudomonas*. Si la flore locale est inadaptée à la dégradation des polluants ou est peu abondante, des souches bactériennes performantes allochtones peuvent être ajoutées au sol (Collin., 2000).

IV. 1.1. Biodégradation par traitement in situ (bioventing)

Cette méthode fait appel à des techniques de pompage et d'injection pour fournir de l'oxygène sous forme gazeuse (air, oxygène, ozone), ou liquide (peroxyde d'oxygène) avec injection de nutriments nécessaires à l'activité microbienne. La source d'oxygène est le principal inconvénient de ce système, car l'injection d'eau saturée en air n'est pas suffisante.

L'apport d'oxygène s'effectue de plus en plus en phase liquide surtout à partir de peroxyde d'hydrogène. Cependant, cette technique présente trois inconvénients majeurs : son coût, le caractère corrosif de peroxyde d'oxygène, qui attaque les puits d'injection, et son pouvoir désinfectant utilisé à de fortes concentrations (Collin, 2000).

Du fait de la lenteur du processus de dégradation des HAP, notamment attribuable à leur forte adsorption sur le sol, il peut être nécessaire d'augmenter la biodisponibilité des HAP par ajouts de tensioactifs. En effet, Kosaric (2001) a observé une réduction significative de la concentration en HAP après 22 jours de bioremédiation et ajout de bios tensioactifs. (Kosaric, 2001)

Le principe du traitement de sol par bioventing peut être schématisé de la manière suivante (fig 4) :

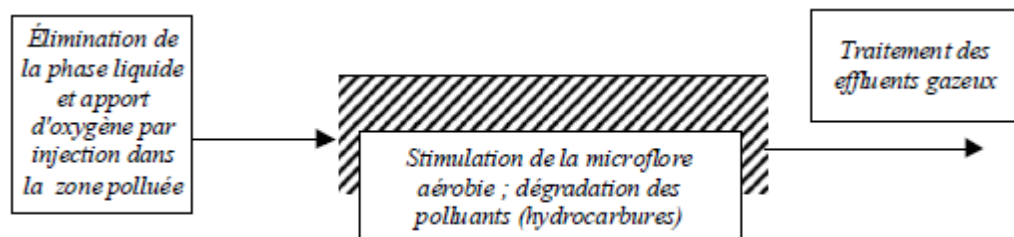


Figure 4 : Schéma de principe du traitement par bioventing de sols pollués par des hydrocarbures

IV.1.2. Bioterre et Landfarming

Le biotierre et le landfarming regroupent toutes les applications mettant en œuvre des lots de terres contaminées de différentes hauteurs, y compris ceux auxquels ont été additionnés des matières végétales (composts).

Le sol est étalé après excavation sur une grande surface imperméable, sur une épaisseur de quelques dizaines de centimètres. Ensuite la terre est retournée avec d'éventuels ajouts favorisant la biodégradation. Les coûts sont de l'ordre de 45 à 80 € et la durée du traitement varie de 12 à 24

mois pour les HAP, avec un taux moyen d'élimination de 80 %, le rendement variant selon la molécule. (Lecomte, 1995)

Lorsque le taux d'élimination n'est pas suffisamment élevé, la biostimulation peut être effectuée par ajout de nutriments spécifiques, ou alors la bioaugmentation peut être préconisée par ajout de bactéries adaptées à la pollution. Straube *et al.* (2003), ont constaté une réelle amélioration du taux de dégradation des HAP après avoir ajouté de l'azote (augmentation de 10 % du taux de biodégradation). De même, Juhasz et Naidu (2000), suggèrent que la bio augmentation est une solution pour favoriser la dégradation des hydrocarbures ou le traitement des sols fortement contaminés.

Pour des sols pollués contenant des contaminants volatils en quantités non négligeables, ou dans des pays où la législation interdit le traitement de dépollution à l'air libre (Québec par exemple), l'utilisation de la "**biopile**" est nécessaire. Les réacteurs à l'air libre sont alors remplacés par des réacteurs où les flux de gaz et de liquide sont parfaitement contrôlés. On réalise une pile de plusieurs mètres de hauteur que l'on place sur une couche drainante. Un système d'aspersion et un système de rigole sont mis en place. Pour les gaz, le procédé utilise le plus souvent un système de ventilation/extraction qui permet d'aspirer les composés émis ou d'injecter de l'air frais. Une couverture étanche (géo membrane) vient recouvrir l'ensemble.

Cette technique est également utilisée pour traiter les HAP. Lecomte (1995), indique qu'après 9 mois de traitement, 80 % en masse des HAP ont été dégradés.

Le principe du traitement de sol par biotertre peut être schématisé de la manière suivante (fig 5) :

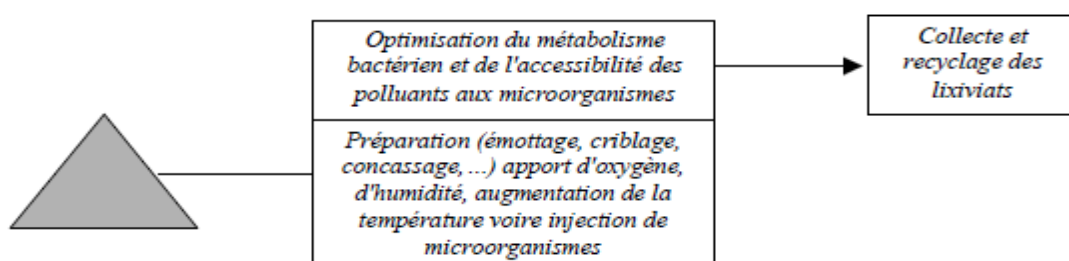


Figure 5 : Schéma de principe du traitement par biotertre de sols pollués par des hydrocarbures

Le principe du traitement de sol par landfarming peut être schématisé de la manière suivante (fig 6):

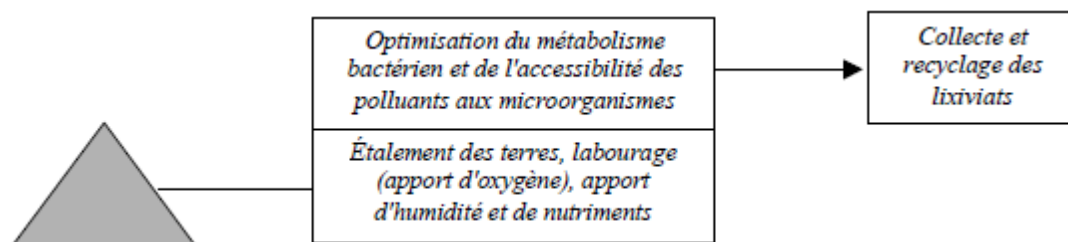


Figure 6: Schéma de principe du traitement par landfarming de sols pollués par des hydrocarbures

IV.1.3. Phytoremédiation

Certaines plantes permettent de transformer (phytoremédiation) ou de stabiliser (phytostabilisation) les polluants dans les sols. En effet les racines de celles-ci sont étroitement associées à une microflore bactérienne et fongique qui va aider ou faciliter la dégradation des hydrocarbures (Liste, 2000). La phytoremédiation était essentiellement appliquée aux métaux lourds, mais de récentes études ont montré que cette technique est également utilisable pour les hydrocarbures (Ballerini, 1999). Cependant, les mécanismes mis en jeu sont encore mal connus. (Binet, 2000)

La phytoremédiation peut être réalisée à l'aide de diverses espèces végétales comme l'avoine, le lupin, le colza, le ray-grass (Liste, 2000 ; Binet, 2000).

Dans la plupart des cas, la phytoremédiation a été étudiée sur des sols riches en argile. Ballerini (1999) indique que le système fibreux racinaire de l'herbe facilite à la fois l'accessibilité des contaminants et le métabolisme microbien.

IV.1.4. Le traitement dans Bioréacteur

Un bioréacteur est un système dans lequel une conversion biologique est effectuée impliquant des enzymes ou des micro-organismes. Ce sont des systèmes généralement composés de réservoirs qui contiennent un milieu fixe ou en suspension de biomasse et qui opèrent de façon aérobie ou anaérobie. (Vogel Timothy, 2001)

Les bioréacteurs sont particulièrement utilisés lorsque la pollution est concentrée et dans le cas où les microorganismes ont des difficultés à se développer dans des conditions non contrôlées. (Costes, 1997)

Ces réacteurs fonctionnent soit en continu soit en discontinu, les temps de séjour variant avec la biodégradabilité des polluants. Ils accélèrent considérablement la vitesse de dégradation des polluants et présentent plusieurs avantages : meilleur contrôle des paramètres de culture (pH, température, nutriments), une oxygénation plus efficace, un contact plus intime entre les micro-

organismes et les polluants, des transferts de matière et thermique accrus, un maintien de conditions optimales de biodégradation par sélection de souches adaptées : (Tab2) (Abismail, 2001)

Les bioréacteurs offrent des avantages non négligeables :

- ils permettent de contrôler et de gérer précisément le processus de biodégradation. En effet, des systèmes de contrôle de pH, de température, d'humidité, des teneurs en nutriments sont faciles à mettre en place;
- le mélange entre le sol à traiter et les micro-organismes, d'une part, et les nutriments, d'autre part, peut être réalisé facilement et efficacement ; l'aération de l'ensemble est également aisée ;
- les conditions optimales de biodégradation peuvent être rapidement atteintes d'où les bons rendements opérationnels de la méthode pour les temps de contact relativement courts. Les temps de réaction peuvent être continuellement réajustés, en fonction des concentrations mesurées dans le réacteur pour le polluant résiduel et pour les métabolites et la biomasse ;
- par ailleurs en fonction du polluant, on peut déterminer les microorganismes les mieux adaptés pour le traitement (il peut s'agir d'une partie de la flore bactérienne provenant du milieu pollué lui-même ou des souches autochtones qui seront inoculées dans le réacteur). (Chekir, 2005)

Deux types de réacteurs sont en général utilisés :

a) Bioréacteurs à boues activées

Le sol contaminé est tout d'abord prétraité pour séparer les grosses particules du sol et les cailloux des particules fines (les contaminants adhèrent généralement à ces dernières) puis est mélangé avec de l'eau. Les boues sont acheminées dans une série de bassins d'aération où sont introduits différents éléments en fonction de la décontamination à effectuer. L'utilisation de ce bioréacteur est avantageuse car elle permet d'accélérer considérablement la vitesse de dégradation des polluants, les conditions environnementales étant contrôlées et la biodisponibilité, de ce fait, augmentée. Cette technologie offre donc un potentiel intéressant pour le traitement des polluants récalcitrants (PCB, HAP). (Samson, 1997)

B) bioréacteurs de type « sol immobilisé »

C'est un nouveau concept qui repose sur l'immobilisation du sol dans un réacteur à injection d'air. Les particules de sol sont piégées dans les pores de géotextiles pour activer les microorganismes qui se trouvent à la surface de ces particules. Une application de cette technique

est adoptée par **Karamanev et al.** qui ont effectué la dépollution d'un sol contaminé par les hydrocarbures dans ce nouveau bioréacteur. Ce dernier est basé sur l'occlusion des particules de sol contenant des microorganismes capables de dégrader les polluants.

C) Bioréacteurs en phase solide

Contrairement aux bioréacteurs de type à boues activées, ces bioréacteurs permettent le traitement du sol en l'absence d'une phase aqueuse. Le sol est amendé avec des nutriments (azote et phosphore) et son humidité est également ajustée tandis que le brassage occasionnel de ce dernier augmente la biodisponibilité des polluants. Le traitement des sols dans les bioréacteurs en phase solide est peu coûteux, il exige une faible quantité d'énergie pour l'aération forcée. Toutefois, l'enlèvement non uniforme des hydrocarbures, les faibles cinétiques et les faibles taux de biodégradation attribués à une distribution non homogène des nutriments et des micro-organismes dans le sol réduisent souvent l'efficacité de ces derniers. (Samson, 1997)

Le principe du traitement de sol par bioréacteur peut être schématisé de la manière suivante (fig. 7) :

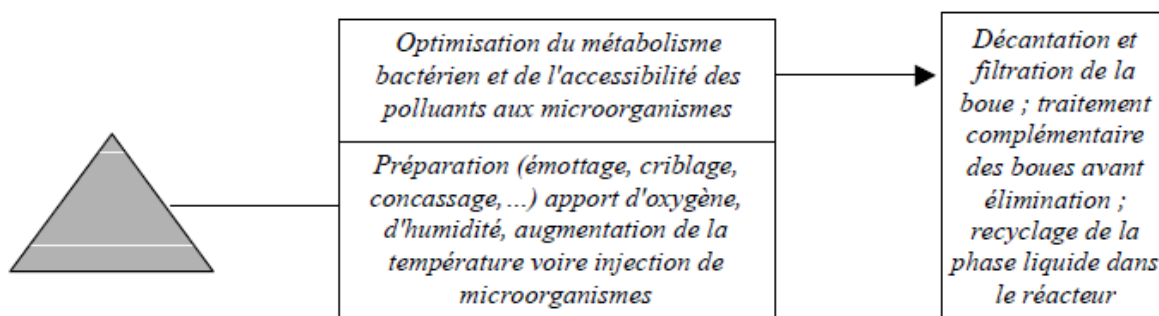


Figure 7: Schéma de principe du traitement par bioréacteur de sols pollués par des hydrocarbures

Tableau 2 : Exemples de résultats obtenus par bioréacteur (Destribats, 1994)

Composé	Concentration Initiale (mg/kg)	Taux de réduction %	Temps du traitement (jours)
Organiques volatils	500	99	
Phénanthrène (HAP)	46	58	10
Carbone organique total	15900	27	10

Geerdink et al. 1996, se sont intéressés aux réacteurs capables de combiner la remédiation des composés lourds et légers. Ces réacteurs combinent l'injection de l'air et le liquide en bas du réacteur ce qui crée deux zones dans le réacteur, un lit fluidisé principalement pour les grosses particules et une zone en suspension constituée principalement de la fraction fine du sol. Pour tester

l'efficacité de ce réacteur, des tests de décontamination ont été effectués sur une vieille pollution persistante de 45 ans et sur une autre pollution artificielle causée par le diesel. Cette dernière donne un taux d'élimination de 70% contrairement à la contamination de 45 ans où le rendement ne dépasse pas 60%.

Dans le même contexte, **Cassidy et al (2000)**. Ont suivi pendant 180 jours le traitement d'un sol contaminé par le diesel dans deux réacteurs différents. L'étude comparative entre un réacteur en phase solide en continu (SBR) et un réacteur de type boues activées (CSTR) montre que le traitement dans le réacteur à boues activées atteint un taux de 96% au bout de 15 jours tandis que le réacteur en continu donne un rendement de 75%. De même, la communauté microbienne est 25% supérieure pour le SBR que pour le CSTR.

Okieimen et Okieimen (2002) traitent dans un slurry bioréacteur un sol pollué à raison de 50g d'hydrocarbures/kg de sol. Cette pollution est laissée pendant 5 semaines pour l'adaptation des microorganismes sans oublier de retourner le sol. Plusieurs réacteurs sont mis en place pour pouvoir comparer leur performance en variant la teneur en boues de 0 à 10 % dans ces réacteurs. Les résultats de mesure des teneurs en hydrocarbures au bout de 12 semaines mettent en évidence que plus le pourcentage de boues est important, plus le taux de biodégradation est important. Il atteint 87,3% pour une teneur en boues de 10% tandis que pour des teneurs en boues de 0%, 1% et 5% les taux de biodégradation sont respectivement 41,7%, 43,5% et 69,2%.

IV.2. Biodégradation des hydrocarbures

IV.2.1. Microorganisme dégradeurs

Les bactéries, les levures et les mycètes sont largement présentes dans les systèmes aqueux, le sol et le sous sol. Les bactéries et les levures semblent être les micro-organismes dominants dans les systèmes aquatiques tandis que les mycètes et les bactéries sont les principaux dégradeurs des hydrocarbures dans le sol. (Atlas, 1981)

Les principaux genres connus pour être responsables de la dégradation des hydrocarbures sont : *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Arthrobacter*, *Corynebacterium*, *Achromobacter*, *Rhodococcus*, *Alcaligenes*, *Mycobacterium*, *Bacillus*, *Aspergillus*, *Mucor*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Rhodotorula*, *Candida* et *Sporobolomyces*. (Atlas, 1981)

Les travaux de **Song et al (1986)**, montrent que 82% de la minéralisation du n-hexadécane est attribuée aux bactéries tandis que 13% aux champignons. La dégradation des hydrocarbures monoaromatiques, est essentiellement le fait de bactéries gram-négatives (*Pseudomonas*) et Gram-positifs du groupe CMN. (Scriban, 1999)

Ghazali et al (2004) ont mis en évidence les performances de l'espèce *P. aeruginosa*, et les genres *Bacillus* et *Micrococcus* pour dégrader et minéraliser les alcanes à moyennes et longues chaînes présents dans le gasoil tandis que **Slaoui et al (2000)** ont observé que l'espèce *P. aeruginosa* est la plus performante.

Dans les processus de bioremédiation, les micro-organismes issus d'un sol pollué sont en général beaucoup plus adaptés pour métaboliser les HAP que des organismes exogènes issus d'ailleurs.

IV.2.1.1. Biodégradation des hydrocarbures aliphatiques

Les alcanes courts (C2-C4) sont connus pour être dégradés par des bactéries appartenant aux genres *Mycobacterium* et *Nocardia* mais aussi par certains champignons (*Graphium sp.*). Les alcanes à chaîne moyenne (C5-C10) sont oxydés notamment par des espèces de bactéries du genre *Pseudomonas* comme *P. aeruginosa*, *P. putida* et *P. oleovorans*. Les alcanes à chaîne longue (C10-C20) sont plus facilement et rapidement dégradables que les alcanes moyens. Les bactéries remplissant ce rôle appartiennent en particulier aux groupes des *Corynebacterium*, *Mycobacterium* et *Nocardia* (CMN) ; notamment au genre *Rhodococcus*, c'est le cas de la souche *Rhodococcus* Q15 capable d'utiliser une large gamme des alcanes (C10 à C21) et à des températures allant de 0 à 30°C.

Il existe également des espèces appartenant à des genres gram-négatifs (*Pseudomonas*, *Alcaligenes*). Les n-alcanes à longue chaîne sont également d'excellents substrats pour plusieurs genres de levures comme *Candida*, *Pichia*, *Yarrowia*, *Torulopsis*. De plus, les alcanes à très longue chaîne (>C20) sont également dégradés par les microorganismes, mais l'utilisation de ces substrats solides à température ambiante a été moins étudiée. (Ballerini, 1999)

Une étude publiée par Churchill et al. a révélé que la souche CH1 de l'espèce de *Mycobacterium* isolée dans les dépôts d'Alaska a plusieurs potentialités et est capable d'utiliser à l'état liquide les alcanes linéaires (dodécane et décahène), les n-alcanes à chaînes branchées

(pristane), ainsi qu'à l'état solide des n-alcanes à longues chaînes (octadécane, docosane, octacosane) comme source unique de carbone et d'énergie à la croissance.

Ce résultat a été confirmé par une autre étude menée par **Yu et al(2000)** dans laquelle deux souches de *Mycobacterium* ont été isolées à partir des sols arctiques de Toundra canadienne.

Il s'agit de la souche DhA-55 capable de se développer sur le dodécane et le pristane, et la souche IpA-13 capable de se développer sur l'octane et le pristane.

IV.2.1.2. Biodégradation des hydrocarbures aromatiques

Il est très difficile de traiter certains sols très concentrés en hydrocarbures aromatiques polycycliques de haut poids moléculaires comme ceux possédant plus de 5 anneaux; par exemple le benzo(a)pyrène, les hydrocarbures de haut poids moléculaires (>C₄₀) et les polluants halogénés (Biphénylpolychloré, chlorodioxine, chlorofurane) ainsi que les composés chlorés comme les solvants. Tous ces produits sont encore considérés comme réfractaires à la biodégradation. Leur biotraitement nécessite des microorganismes spécifiquement adaptés à ce type de polluant et dans des conditions environnementales favorables à l'activité de ces derniers. (Prenafeta, 2002)

La dégradation des hydrocarbures monoaromatiques, notamment du benzène, du toluène, de l'éthylbenzène, des *ortho-meta* et *para-* xylènes (BTEX) est clairement confirmée. Elle est essentiellement le fait de bactéries Gram-négatifs (*Pseudomonas*) et Gram- positifs du groupe CMN. (Prenafeta, 2002)

La dégradation est initiée par des monooxygénases (hydroxylases) agissant sur les substituants alkyles du cycle aromatique ou sur le cycle lui - même. Le mode d'attaque dépend des groupements alkyles mais pour un même composé, il dépend également de la souche bactérienne. (Prenafeta , 2002)

Davis et Madsen (1996) ont pu atteindre un rendement de 50% au bout de 220 heures pour un sol pollué par le toluène. La biodégradation de ce dernier est meilleure selon **Hubert et al (1999)** et **Choi et al (1992)** grâce à une souche adaptée du genre *Pseudomonas Putida*.

La biodégradation du benzène suivi par **Yeom et Daugulis (2001)** donne un rendement de 63,8% au bout de 24 h seulement de traitement.

Le résultat de la biodégradation diffère d'un composé à un autre, **Villemur et al (2000)** ont observé une dégradation complète du pyrène en moins de 15 jours, puisque 80% était minéralisé au bout de 11 jours.

Le deuxième composé, le benzo[a]pyrène, a été dégradé en 32 jours à un taux de 65%. Le chemin de biodégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques est semblable à celui des aromatiques monocycliques. Après la double hydroxylation du premier noyau, une étape d'oxygénation supplémentaire est nécessaire pour chaque ouverture de cycle. Tous les types de HAP (EPA) sont concernés par le traitement biologique, les rendements vont de 7+6,5 % pour les plus lourds à 98,9% pour les plus légers d'après **Richard et Dumad (2002)**

Cerniglia (1992) et **Richard et Dumad (2002)** ont observé que la vitesse de dégradation des HAP est inversement proportionnelle à leur poids moléculaire et donc au nombre de cycles aromatiques composant la molécule.

IV.2.1.3. Biodégradation du gasoil

Dans le cas du gasoil, la composition en classes structurales d'hydrocarbures explique les taux de dégradation variables. Le taux de dégradation peut être proche de 100% lorsque les alcanes linéaires sont abondants.

C'est ainsi que le taux de biodégradation varie entre 60% et 73% selon **Marchal et al (2001)** et entre 70% et 90% selon **Vandecasteele et al (2001)**. **Brinkmann et al (1998)** ont observé qu'à la fin d'un traitement biologique, les *n alcanes* sont complètement éliminés et que la concentration des molécules lourdes est considérablement réduite. De même **Ghazali et al (2004)** ont constaté que 67 % à 98% d'une fraction du gasoil (C₁₅ – C₂₂) est remédié après 30 jours de traitement.

Selon **Fotinich et al(1999)**, l'augmentation du débit d'air ou de la température augmente considérablement le processus de dégradation biologique du diesel. Par ailleurs **Barry et Burton (1997)** ont obtenu une atténuation complète du diesel au bout de 74 jours.

IV.2.2. Facteurs limitant la biodégradation

De nombreux paramètres influent sur l'efficacité des procédés de traitements biologiques et sont à contrôler tels :

IV.2.2.1. Potentiel hydrogène et potentiel redox

Le pH affecte tant les micro-organismes (fonctions cellulaires, transport au niveau de la membrane) que l'équilibre des réactions catalysées.

La majeure partie des bactéries croissent à un pH neutre ou légèrement alcalin (Vogel Timothy, 2001 Liste et Alexander, 2000). Les activités enzymatiques sont également influencées par les variations de pH. Chaque enzyme travaille plus rapidement à un pH optimal spécifique. Si le pH s'éloigne de la valeur optimale, l'activité enzymatique diminue et l'enzyme peut être endommagée voire dénaturée. (Riser-Roberts, 1992)

IV.2.2.2. Besoins en nutriments

Les micro-organismes requièrent pour leur croissance une proportion d'éléments nutritifs majeurs (e.g. carbone, hydrogène, soufre, azote et phosphore) variant en fonction de leur diversité.

Dans les sols contaminés par des composés organiques, le carbone et l'hydrogène ne sont pas limités parce que ceux-ci représentent leurs constituants majeurs, et le soufre est généralement en quantité suffisante pour la croissance. Par contre, l'azote et le phosphore sont les principaux éléments qui limitent la croissance. Le taux carbone /azote/phosphore (C/N/P) ordinairement considéré est de (300 à 100)/ 10/ (1 à 5).

Toutefois, ce taux peut varier en fonction de la nature du contaminant. (Juhasz et Naïdu., 2000)

IV.2.2.3. Présence d'accepteurs d'électrons

Une dégradation rapide et complète a lieu en conditions aérobies pour la majeure partie des composés pétroliers (Juhasz et Naïdu). C'est durant l'étape initiale du catabolisme que les microorganismes incorporent l'oxygène moléculaire dans le substrat par des enzymes de type oxygénase. Le taux de dégradation des hydrocarbures diminue avec la baisse de la concentration en oxygène. Cela engendre une persistance des hydrocarbures beaucoup plus longue dans les couches imperméables que dans les couches aérées d'un milieu poreux. (Ballerini, 2000)

IV.2.2.4. Température

La température influence la dégradation des composés pétroliers par son effet tant sur la nature physique et chimique de la composition que sur le métabolisme de la communauté microbienne (Ballerini, 2000). Le taux de biodégradation s'accroît avec la température. Les écosystèmes exposés à des basses températures dégradent les hydrocarbures plus lentement. La température optimale pour la biodégradation aérobie des hydrocarbures pétroliers se situe entre 15°C et 30°C. (Costes et Druelle, 1997)

IV.2.2.5. Taux d'humidité

La teneur en humidité permet de s'assurer que la phase aqueuse entourant les particules de sol est suffisante pour maintenir une population active de micro-organismes et le transfert entre les différentes phases en présence.

Plusieurs réactions biochimiques réalisées par les micro-organismes se produisent dans la phase aqueuse. Les micro-organismes hydrocarbonoclastes agissent à l'interface hydrocarbure-eau. (Ballerini, 2000)

IV.2.2.6. Biodisponibilité

La biodisponibilité exprime le potentiel d'interaction entre la matière organique et les microorganismes. Cependant, il a été établi que le bon déroulement du procédé est lié aux phénomènes de transfert entre les cellules et le milieu de culture, constitué dans un sens par rapport aux substrats et aux éléments nécessaires à la croissance microbienne. L'amélioration des performances des réacteurs biologiques passe donc par l'optimisation des facteurs suivants (Ballerini, 2000) :

- **L'aération** : Dans le cas de processus aérobies, l'efficacité d'un bioréacteur dépend de sa capacité à transférer, à la biomasse microbienne qu'il contient, la quantité d'oxygène dont elle a besoin. Le gaz d'oxygénation permet en outre de créer une turbulence qui aide au maintien des cellules en suspension homogène.
- **L'agitation** : Les deux principaux critères qu'un système d'agitation doit remplir sont le transfert d'oxygène dans le milieu et la dispersion homogène des gaz, de la biomasse, des particules de sol et des polluants.

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

L'objectif de notre travail a porté l'étude des méthodes de traitements des sols pollués par les hydrocarbures.

Lors de notre recherche nous avons données quelques définitions et propriétés générales des polluants organiques et des conséquences environnementales liées à leur utilisation intensive et parfois incontrôlée, La pollution du sol est évoquée et les effets toxiques sur les êtres vivants dont l'homme sont mis en évidence.

Nous avons également abordé les différents constituants, et les caractéristiques (propriétés physico-chimiques et biologiques) du sol.

Nous avons ainsi développés les différents procédés de traitement des sols, cette étude nous a permis de tirer les conclusions suivantes :

- Les méthodes physiques consistent à transférer et concentrer les polluants du sol contaminé, sans les modifier ou les détruire.
- Les méthodes chimiques font appel à un principe réactionnel pour transformer le polluant en un composé moins toxique.
- Les méthodes thermiques consistent à chauffer le sol contaminé pour en extraire le polluant et le détruire, par incinération ou désorption thermique
- Les méthodes biologiques visent à favoriser la biodégradabilité des polluants en accélérant le processus d'atténuation naturelle.
- Le choix des méthodes à mettre on œuvre dépend d'un certain nombre de paramètres la nature du sol ; les polluants présents ; les objectifs de dépollution à atteindre ; les délais imposés ; l'espace disponible ; le contexte économique et réglementaire ; la destination future du site.

Parmi les objectifs de notre travail est d'évaluer le potentiel de dégradation des hydrocarbures par des procédés biologiques. Pour cela une synthèse bibliographique était réalisée dans le dernier chapitre. L'étude des différents types de traitement biologiques a permis de tirer les conclusions suivantes :

- La performance des méthodes biologiques pour le traitement des sols polluées par des hydrocarbures est prouvée par plusieurs chercheurs.

- Le traitement biologique est devenu populaire en tant que méthode simple et non coûteuse pour la réduction des hydrocarbures.

Ainsi, et par rapport aux objectifs visés par ce travail, cette étude a bien mis en évidence le fait que les méthodes biologiques ont une grande performance pour le traitement d'une grande variété de composés organiques et que les procédés biologiques ont devenu populaire en tant que méthode simple et non coûteuse pour la réduction des hydrocarbures.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- 1-Abismail. M.,** (2001/2002) : Bioremédiation d'un sol pollué par le gasoil en réacteur triphasique
Thèse de magister.
- 2- ADIT.,** (2006) : **Etude réalisée pour le compte de l'ADEME** Société Nationale d'Intelligence Stratégique, Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation.
- 3-Arrar J.,** (2007) : Etude d'un réacteur fluidisé à jet central ascendant gaz-solide. Application au traitement d'un sol pollué par du gasoil», Thèse de doctorat, Ecole Nationale Polytechnique.
- 4-Atlas R. M.,** (1981): Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: An environmental perspective»; Rev. Microbiol Rev. Vol. 45,pp. 180-209.
- 5- Ballerini.D .,** (1999) : Traitements biologiques des sols, Techniques de l'ingénieur, G2.
- 6-Ballerini D.,** (2000) : Traitements biologiques des sols». *Technique de l'ingénieur*, traité Environnement, G2 620, pp. 1- 6.
- 7-Ballerini D, Gattellier C. et vogel T.,** (1998) : Technique de traitement par voie biologique des sols pollués», Edit Adene.
- 8-Ballerini D. et J. P. Vandecasteele.,** (1999) : La restauration par voie microbiologique des sols contaminés par les polluants organiques p. 835- 865.
- 9-Berry K. A. T, Burton D. L.,** (1997): Natural attenuation of diesel fuel in heavy clay soil» Canadian Journal of soil science.
- 10-Binet P, Portal J.M. et Leyval C.,** (2000) : Dissipation of 3-6 ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass». Soil Biology & Biochemistry, 32.
- 11-Boca Raton.,** (2006): Degradation of Biodegradable Aliphatic Polyesters, dans Scaffolding in Tissue Engineering FL pp. 335-352 CRBA367 CRC Press, Li .
- 12-ChaplinB.P, Delin.G.N, Baker R.J, and Lahvis M.A .,** (2002): Long-term evolution of biodegradation and volatilization Rates in crude oil contaminated aquifer» Bioremediation Journal, vol. 6, N°3, pp. 237-255.

- 13-Brinkmann D, Röhrs J et Schügerl K.,** (1998): Bioremediation of diesel fuel contaminated soil in a rotating bioreactor *Chemical Engineering Technology*, vol. 21, pp.168-172.
- 14-Budzinski H. K, LeMenech K, Bellocq J et Garrigues. P .,** (1995) : Problématique de l'analyse des contaminants organiques semi volatils dans les matrices environnementales: approches qualitatives et quantitatives» Université Bordeaux.
- 15-Cassidy D. P, Efendiev S et White D. M.,** (2000): A comparison of CSTR and SBR bioslurry reactor performance *Wat. Res.* vol. 34, N°18 .
- 16-Cerniglia C. E.,** (1992): Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons »Biodegradation, vol. 3, pp.351- 368.
- 17- Chaîneau.C.H, Morel.J.L, and Oudot.J.,** (2000): Biodegradation of fuel oil hydrocarbons in the rhizosphere of maize *Journal of Environmental Quality*, vol. 29 N° 2, pp. 259-278.
- 18- Chekir .N .,** (2005) : Bioremédiation d'un sol pollué par les hydrocarbures (Gasoil) dans un bioréacteur fluidisé a jet Thèse de de magister, Promotion.
- 19-Choi Y. B, Lee J. Y, et Kim H. S.,** (1992): A novel bioreactor for the biodegradation of inhibitory aromatic solvents: Experimental results and mathematical» analysis *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 40, pp.1403- 1411.
- 20-Churchill S. A, Harper J. P. et. Churchill A. F.,** (1999): Isolation and Characterization of a Mycobacterium Species Capable of Degrading Three- and Four-Ring Aromatic and Aliphatic Hydrocarbons . *Applied and Environmental Microbiology*, 65 (2) pp.549–552.
- 21-Claire. L, Cyril .F et François .L :** Contamination des sols, Transferts des sols vers les animaux .
- 22-C. Mougín. V. Chaplain, P. Gaillardon, L. Sohier, R. Mercier, J. C. Sigoillot, C.**

- 23-Collin F.**, (2000) : Pollution localisés des sols et des sous-sols par les hydrocarbures et par les solvants chlorés, Académie des sciences, rapport n°44, Edit. Tec et Doc.
- 24-Costes J. M et Druelle.V .**, (1997) :Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'environnement; la réhabilitation des anciens sites industriels. Revue de l'institut Français du pétrole, 52, pp.425-440.
- 25-Darmendrail.D, Conil.P .**, (1999) : Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes , étude 3
- 26-Davis J. W, Madsen S.**, (1996): Factors affecting the biodegradation of toluene in soil Chemosphere, vol 33, N°1, pp.107-130.
- 27- DestribatsJ.M., E. Parez, B, Soyez .**, (1994) : Les différentes techniques de dépollution des sols , laboratoire central des ponts et chaussées.
- 28-Dominique M.I.**, (2004) : Principaux contaminants organiques séminaire contamination chimique.
- 29-Dubourguier H.C.**, (2000): From the laboratory to industriel scal: composting of polluted soils from former coal industry and gaz plants: future research neds, Nato advanced research Workshop the utilization of bioremediation to reduce soil contamination: problems and solutions. Liblice castle, ezeeh republic.
- 30-Duchaufour.Ph .**, (1976) : Atlas écologique des sols du monde » par Philippe Duchaufour Masson paris ISBN2-225-43593-6.
- 31-Emmanuel MAES avec la collaboration de Stéphane Schadeck et Vincet Brahy** : La contamination locale des sol .
- 32-Fotinich A, Dhir V. K, et Lingineni S.**, (1999): Remediation of simulated soils contaminated with Diesel, Journal of Environmental Engineering, pp.36-46.
- 33-Geerdink M. J, Kleijntjens R. H, Van Loosdrecht M. C. M. ET M.Luyben K. A.**, (1996): Microbial decontamination of polluted soil in a slurry process, Journal of Environmental Engineering, pp.975-982.

- 34-Geldart D.**, (1973): Powder technology, vol. 7, pp.285.
- 35-Ghazali M, Rahman R. N, Salleh A. B. et Basri M.**, (2004) : Biodegradation of hydrocarbon in soil by microbial consortium »; International Biodeterioration & Biodegradation, 54 pp. 61- 67 .
- 36- Greer .C. W, Fortin.N , Roy.R, Whyte.L.G, and Lee.K .**, (2003): Indigenous Sediment microbial activity in response to nutrient enrichment and plant Growth Following a controlled oil spill on a Freshwater wetland, Bioremediation Journal, vol. 7, N°1, pp 69-80 .
- 37-Grima.S .**, (2002) : Biodégradation de matériaux polymères à usage agricole : Etude et mise au point d'une nouvelle méthode de test ; analyse des produits de dégradation et impact environnemental , thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Toulouse
- 38-Hellal.D .**, (1984) : L'eau et le sol. CABAY. Lavoisier La Neuve.
- 39-Hubert C, Shen Yet Voodrouw G.**, (1999): Composition of toluene-degrading microbial communities from soil at different concentrations of toluene Applied and Environmental Microbiology, vol.65, N° 7,pp.3064-3070.
- 40-Juhasz A.L. et Naïdu R.**, (2000) : Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. International Biodeterioration & Biodegradation, 45, pp.57-88.
- 41-Kosaric N.**, (2001): Biosurfactants and their application for soil bioremediation, Food Technol. biotechnol, 39, (4),pp. 295-304.
- 42-Laugero, M. Asther.**, (1996) : Le traitement biologique des sols pollués par des composés organiques l'intérêt des champignons filamenteux, Le courrier de l'environnement de l'INRA, N°28
- 43-Lecomte P.**, (1995) : Les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines », Edit Tec Lavoisier.
- 44-Li G., Huang W., Lerner D. N. et Zhang X.**, (2000): Enrichment of degrading microbes and bioremediation of petrochemical contaminants in polluted soil, Water Research, 34, pp .3845-3853.
- 45-Liste. H et Alexander M.**, (2000): Plant-promoted pyrene degradation in soil. Chemosphere,pp. 7-10.

- 46-Lumière.B, Seguin.J.J, Le Guern.C, Guyonnet.D, Baranger.Ph avec la collaboration de**
- 47-M. Siampiringue :** Phototransformation de polluants organiques à la surface de sol: étude cinétique et analytique sur supports modèles et sur sol réel.
- 48-McCray J.E, Bai G, maier R.M et Brusseau M.L ., (2001) :** Biosurfactant-enhanced solubilization of NAPL mixtures . 48 ,pp.45-68.
- 49-M.J.Jourdan, A. M. Charissou ., (2007) :** Devenir des polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelle et après biotraitements.
- 50-Okieimen C. O, Okieimen F.E., (2002):** Effect of natural rubber processing sludge on the degradation on crude oil hydrocarbons in soil, *Bioresource Technology*, vol. 82 ,pp.95-97.
- 51-Philips D.H., (1999):** Polycyclic aromatic hydrocarbons in the diet. *Mutation Research* (1999) 443, pp.139-147.
- 52-Prenafeta F. X, Vervoort J, Grotenhuis J. T. C et van J. W., (2002):** Substrate Interactions during the Biodegradation of Benzene, Toluene, Ethylbenzene, and Xylene (BTEX) Hydrocarbons by the Fungus *Cladophialophora* sp. Strain Tl». . *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 68, No. 6 (2002), pp. 2660 - 2665.
- 53-Rény Bayard., (1997) :** Etude de l'adsorption/ désorption de polluants organiques dans les sols. Approche méthodologique et application pentachlorophénol et aux hydrocarbures aromatiques polycycliques.
- 54-Riser-Roberts, E., (1992):** *Bioremediation of Petroleum Contaminated Sites*. CRC Press, Inc.
- 55-Ritter.L, Solomon.K.R., Forget.J. , Stemerff.M. , leary.C.O., 1996:** DDT-aldrine-dieldrine – endrine chlordane heptachlore.
- 56- Rosenberg.E, Legmann.R, Kushmaro.A, Taube.R, Adler.E and Ron . E.Z., (1992):** *Petroleum bioremediation - a multiphase problem Biodegradation*, vol.3, pp. 337-350.
- 57-Samson. R., (1997):** Les technologies es situ: biorestauration des sols contaminés » centre québécois de valorisation de la biomasse (CQVB).

58-Scriban R ., (1999) : Biotechnologie ; 5eme édition, Technique et documentation, Paris.

59-Slaoui M, El m'rabet M, Massoui M. et El yachioui m ., (2000) : Dégradation du carbofuran par une bactérie du genre Pseudomonas. SP isolée à partir du sol» ; Science Letters.

60-S. Ledakowicz et M. Solecka ., (1999) : «Impact of advanced oxidation processes on the biodegradation kinetics of industrial «Traitements biologiques des sols » Techniques de l'ingénieur, G2.

61-Scriban R ., (1999) : Biotechnologie ; 5eme édition, Technique et documentation , Paris.

62-Song H, Pedersen T. A. et Bartha R., (1986): Hydrocarbon mineralization in soil: Relative bacterial and fungal contribution»; Soil Biol. Biochem.Vol. 18 N° 1 ,pp. 109-111.

63-Straube W.L, Nestler C.C, Hansen L.D, Ringleberg D, Pritchard P.H et Jones-meehan J., (2003): Remediation of polycyclic hydrocarbons (PAHs) through Land farming with Biostimulation and Bioaugmentation. Acta Biotechnologie, 23, (2-3) :pp.179-196.

64- Troquet.J., Troquet.M. ., (2002) : « Les méthodes de dépollution des sols contaminés par les hydrocarbures.

65-Vandecasteele J. P., Fayolle F., Marchal R., Chauvaux S., Béguin P., et Monot F., (2001) : Biodégradation des produits pétroliers . Le cas des essences et des étherescarburants, Bulletin de la Société Française Microbiologique, 16, pp .184-189.

66-Villemur, E. Déziel, A. Benachenhou, J. M. Authier, F. Lépine, R. Beudet, et Comeau Y ., (2000) : Liquid-phase slurry Bioreactors to enhance the degradation, molecular-Weight polycyclic Aromatic Hydrocarbons in soil, Biotechnol. Prog. vol.16, N° 6, pp. 966-972

67-Vogel Timothy M ., (2001) : Bioremédiation des sols », Techniques de l'ingénieur, J.

68-Y. Bernheim ., (1997) : Inventaire de techniques de réhabilitation des sites pollués » Techniques de l'ingénieur, J3.

- 69-Y.B. Choi, J.Y.Lee, and H.S.Kim.,** (1992): A novel bioreactor for the biodegradation of inhibitory aromatic solvents : Experimental results and mathematical analysis. *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 40,pp.1403-1411.
- 70-Yeom S.H, Daugulis A. J.,** (2001): Benzene degradation in a two-phase partitioning bioreactor by *Alcaligenes xylosoxidans* Y234.*Process Biochemistry* vol. 36, pp. 765-722.
- 71-Yu Z, Stewart G. R, et Mohn W.,** (2000): Apparent Contradiction: Psychrotolerant Bacteria from Hydrocarbon-Contaminated Arctic Tundra .Soils That Degrade Diterpenoids Synthesized by Trees. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(12) pp. 5148–5154.

Résumé :

Le présent travail porte sur l'étude la pollution organique des sols. Pour cela certaines notions liées aux polluants organiques, à leur toxicité, ainsi des généralités sur le sol et la biodégradation des polluants organiques étaient donnés. Nous aborderons également les différents procédés de traitement des sols pollués. Nous avons développé les méthodes de traitement des sols pollués par les hydrocarbures.

Cette étude a bien mis en évidence le fait que les méthodes biologiques ont une grande performance pour le traitement d'une grande variété de composés organiques et que les procédés biologiques ont devenu populaire en tant que méthode simple et non coûteuse pour la réduction des hydrocarbures

Mots clés: contamination des sols, polluants organiques, bioremédiation, hydrocarbures.

المخلص :

يركز هذا العمل على دراسة تلوث التربة العضوية. لهذا أعطيت بعض المفاهيم المتصلة بالملوثات العضوية، وسميتها، ومعلومات عامة عن التربة وناقشنا أساليب مختلفة من العلاج من التربة الملوثة. قمنا بتطوير طرق لعلاج التربة الملوثة الهيدروكربونية. وتحلل من الملوثات العضوية والطرق البيولوجية أصبحت شعبية. وقد أبرزت هذه الدراسة أن الأساليب العضوية لديها أداء رائعاً لعلاج مجموعة واسعة من المركبات العضوية كوسيلة بسيطة وغير مكلفة للحد من النفط

والهيدروكربونات. المعالجة البيولوجية، الملوثات العضوية، تلوث التربة: **الكلمات المفتاحية**

Abstract:

The present work focuses on the study of organic soil pollution. certain concepts related to organic pollutants, their toxicity, and general information on soil and biodegradation of organic pollutants were given. We also discuss the various methods of treatment of polluted soils. We developed methods for treating hydrocarbon contaminated soils.

This study has highlighted the fact that organic methods have a great performance for the treatment of a wide variety of organic compounds and biological methods have become popular as a simple and inexpensive method for reducing oil

Keywords: soil contamination, organic pollutants, bioremediation, hydrocarbons.

