

République Algérienne Démocratique et Populaire
الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
Ministère de l'enseignement Supérieur
et de la Recherche Scientifique
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Université de JIJEL

جامعة محمد الصديق بن يحيى
كلية علوم الطبيعة و الحياة
المكتبة
رقم الجرد : 1455



Faculté des Sciences Exactes et Sciences de la Nature et de la Vie
Département de Biologie Moléculaire et Cellulaire

Mémoire de Fin d'Etudes en vue de l'Obtention du Diplôme
d' Etudes Supérieures

Option : Microbiologie

Thème

Les Polluants Organiques Persistants
(POPs) et leur Biodégradation

Membres de jury :

* Examineur : Dr M. LAHOUEL

* Encadreur : Dr M. SIFOUR

Réalisé par :

* BOUMIMÉZ Sabah

* HAMILOUD Hassiba

* TITOUS Sarah

Promotion 2009

REMERCIEMENTS

Tout d'abord nous remercions Allah tout puissant de nous avoir donné la force et la patience pour accomplir ce travail.

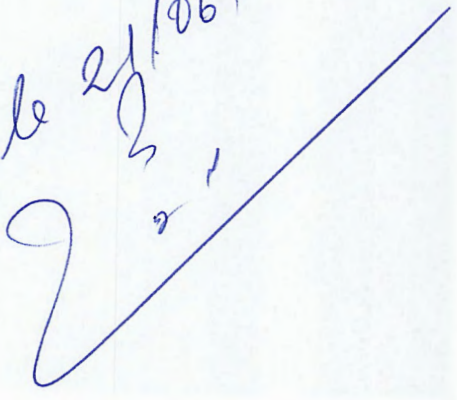
Nous dédions ce travail à nos très chers parents, pour leurs soutiens incessants durant de longues années.

Nos vifs remerciements et gratitude à notre encadreur qui a suivi notre travail, le Dr. SIFOUR Mohamed et nous a beaucoup aidé par ses conseils et sa disponibilité.

Nos remerciements s'étendent aussi à notre examinateur, le Dr. LAHOUEL Mesbah.

Enfin, notre respect à tous les enseignants de l'Université de Jijel.

Mu le 21/06/2009



SOMMAIRE

Introduction	1
I- Propriétés et différents types des polluants organiques persistants	2
I-1- Introduction.....	2
I-2- Généralités sur les polluants organiques persistants (POPs).....	2
I-2-1- Définition.....	2
I-2-2- Propriétés chimiques.....	2
I-3- Différents types des POPs	2
	3
I-3-1- Produits non intentionnels (sous produits de réaction)	
I-3-1-1- Dioxines et furanes.....	3
I-3-1-2- Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) ..	4
I-3-1-3- Hexachlorobenzène(HCB).....	5
I-3-2- Produits chimiques industriels.....	5
I-3-2-1- Polychlorobiphenyls (PCBs).....	5
I-3-2-2- Hexachlorocyclohexane (HCH).....	8
I-3-3- Pesticides.....	8
	8
I-3-3-1- Aldrine.....	
I-3-3-2- Chlordane.....	8
I-3-3-3- DDT.....	8
I-3-3-4- Dieldrine.....	8
I-3-3-5- Endrine.....	8
I-3-3-6- Heptachlore.....	9
I-3-3-7- Mirex.....	9
I-3-3-8- Toxaphène.....	9
I-4- Sources d'émission des POPs.....	9

I-5- POPs et traités internationaux.....	11
II- Toxicité et méthodes d'élimination des POPs.....	12
II-1- Introduction.....	12
II-2- Propriétés toxicologiques des POPs.....	12
	12
II-2-1- Pour l'environnement.....	
II-2-2- Pour les êtres vivants.....	12
II-2-2-1- Toxicité des dioxines et des furanes.....	12
II-2-2-2- Toxicité des PCBs.....	15
II-2-2-3- Toxicité des pesticides.....	15
II-3- Méthodes d'élimination des POPs.....	16
II-3-1- Méthodes abiotiques.....	16
II-3-1-1- Méthodes chimiques.....	16
II-3-1-1-1- Oxydation.....	16
II-3-1-1-2- Réduction.....	16
II-3-1-1-3- Déchloration.....	16
II-3-1-2- Méthodes thermiques.....	17
II-3-1-2-1- Incinération.....	17
II-3-1-2-2- Désorption thermique.....	17
II-3-2- Méthodes biotiques.....	17
III- Biodégradation des polluants organiques persistants.....	18
III-1- Introduction.....	18
III-2- Micro-organismes impliqués dans la biodégradation des POPs.....	18
	20
III-3- Mécanismes de biodégradation.....	
III-3-1- Biodégradation des dioxines et furanes.....	20
	21
III-3-2- Biodégradation des PCBs.....	
III-3-2-1- Biodégradation aérobie.....	21
III-3-2-2- Biodégradation anaérobie.....	23

III-3-3- Biodégradation des HAPs.....	23
III-3-3-1- Biodégradation aérobie.....	23
III-3-3-2- Biodégradation anaérobie.....	26
III-3-4- Biodégradation de DDT.....	26
III-3-4-1- Biodégradation aérobie.....	26
III-3-4-2- Biodégradation anaérobie.....	27
III-4- Facteurs affectant la biodégradation des POPs.....	28
IV- Génétique de la biodégradation des POPs.....	29
IV-1- Introduction.....	29
IV-2- Différents gènes de la biodégradation des POPs.....	29
IV-2-1- Définition d'un gène.....	29
IV-2-2- Quelques gènes de la biodégradation.....	29
IV-2-2-1- Pour les PCBs.....	29
IV-2-2-2- Pour les dioxines et les furanes.....	31
Conclusion.....	32
Références	33

Abréviations :

ADN : Acide Désoxyribo Nucléique.

AhR : Recepteur-Ah (pour Aryl hydrocarbon).

ARN : Acide Ribo Nucléique.

BDO : Biphenyl-2,3-dioxygénase.

°C : Degré Celsius.

CO₂ : Dioxyde de carbone.

Cl : Chlore.

DCB : 4,4'- DiChloroBiphenyl.

DDT : 1,1,1-Trichloro-2,2-Bis(4-Chlorophenyl)Ethane.

HAPs: Hydrocarbures polycycliques aromatiques.

HCB : Hexachlorobenzène.

HCH : Hexachlorohexane.

H₂O₂ : Peroxyde d'hydrogène.

HOPDA : Acide 2-hydroxy-6-oxo-6-phenylhexa-2,4-dièneoïque.

Hsp90 : Heat shock protein 90.

Kb : Kilo bases.

LD₅₀: Dose létale 50.

µg/Kg/semaine: microgramme par Kilogramme de poids corporel par semaine.

NAD⁺ : Nicotineamide adenine dinucleotide.

O₂: Oxygène.

PCBs: Polychlorobiphényles.

PCDDs: Polychlorodibenzo-p-dioxines.

PCDFs: Polychlorodibenzofuranes.

pH: Potentiel d'hydrogène.

PCP : Pentachlorophénol.

POPs : Polluants organiques persistants.

PPM : Partie par million.

SNC : Système nerveux central.

TEF : Toxicity equivalent factor.

Liste des Figures :

Figure 1 : Mouvements des PCBs dans l'environnement	7
Figure 2 : Sources d'émissions des POPs.....	10
Figure 3 : Mécanisme de l'action de la 2,3,7,8-TCDD dans les cellules.....	14
Figure 4 : Acné de chlore.....	14
Figure 5 : Létalité des TCDD chez diverses espèces d'animaux.....	15
Figure 6 : La dégradation du dibenzofurane par <i>Shingomonas</i>	20
Figure 7 : Voie catabolique oxydative du biphenyle et des chlorobiphenyls.....	22
Figure 8 : Principes généraux de la dégradation aérobie des hydrocarbures	24
Figure 9 : La voie métabolique de dégradation du naphthalène par <i>Pseudomonas</i> sp, et <i>Acinetobacter calcoaceticus</i>	25
Figure 10 : Métabolisme du phénanthrène par différentes espèces de champignons.....	26
Figure 11 : La biodégradation de DDT par <i>Pseudomonas</i> sp.....	27
Figure 12 : La biodégradation de DDT en anaérobiose	27
Figure 13 : L'organisation de l'opéron bph de <i>Pseudomonas pseudoalcaligenes</i> KF707 et la différenciation entre elle et celle de l'opéron bph de <i>Pseudomonas putida</i> KF715 .	30
Figure 14 : La similarité entre l'opéron bph de <i>Pseudomonas pseudoalcaligenes</i> KF707 et l'opéron bph de <i>Burkholderia</i> LB400.....	30

Liste des Tableaux :

Tableau 1 : Liste nominative des POPs.....	3
Tableau 2 : Type d'appareils avec condensateurs aux PCBs	6
Tableau 3 : Facteurs d'équivalence de toxicité (TEF) des PCDDs/PCDFs pour les mammifères.....	13
Tableau 4 : La dégradation de certains POPs par les micro-organismes	19

Introduction

Introduction :

Les polluants organiques persistants (POPs) font partie des plus dangereux polluants rejetés dans l'environnement. Ils sont hautement toxiques et sont à l'origine d'une série d'effets néfastes puisqu'ils peuvent provoquer des mortalités et des maladies, chez l'homme comme chez l'animal (Site III).

Ces composés sont très stables et peuvent persister des années ou des décennies avant de se dégrader. Ils circulent dans le monde entier et se concentrent dans les tissus d'organismes vivants. Par exemple, les dioxines et les furanes ont un grand potentiel cancérigène (Narbonne, 2000).

La biodégradation par les micro-organismes et en particulier les bactéries est le processus naturel le plus important dans la dépollution des POPs. Plusieurs types de micro-organismes capables de dégrader certains POPs ont été isolés.

Les principaux objectifs de ce travail sont donc de connaître les différents types des POPs et leurs législations internationnelles, leurs effets toxiques sur les êtres vivants, les méthodes d'élimination et en particulier l'élimination biologiques ou la biodégradation et leurs mécanismes, et en fin, les gènes qui codent les enzymes de cette dégradation.

Chapitre I :

Propriétés et différents types des polluants organiques persistants

I- Propriétés et différents types des polluants organiques

persistants

I-1-Introduction :

Les substances chimiques ont permis d'augmenter le rendement des cultures en éliminant les ravageurs et ont contribué à créer toutes sortes de produits utiles. Mais une fois libérées, certains sont toxiques, persistent des années dans l'environnement, et se déplacent depuis l'endroit où elles sont utilisées sur des milliers de kilomètres. Elles ont des conséquences à long terme qui n'avaient jamais été prévues ni voulues, qu'on appelle aujourd'hui les polluants organiques persistants (POPs).

I-2- Généralités sur les polluants organiques persistants (POPs) :

I-2-1- Définition :

Les POPs sont des substances chimiques organiques c'est à dire, à base de carbone. Leurs propriétés physiques et chimiques sont telles qu'une fois rejetées dans le milieu naturel :

- Ils restent stables extrêmement longtemps (des années).
- Ils se répandent largement par le biais de processus naturels mettant en jeu le sol, l'eau et, surtout, l'air.
- Ils s'accumulent dans les tissus adipeux des organismes vivants, dans l'être humain, et atteignent des concentrations très élevées en haut de la chaîne alimentaire.
- Ils sont toxiques pour les êtres humains, la flore et la faune (Convention de Stockholm, 2001).

I-2-2- Propriétés chimiques:

Les POPs sont, par définition, des composés organiques très résistants à la dégradation par des processus biologiques, photolytiques ou chimiques. Les POPs sont tous des dérivés organochlorés. La liaison carbone-chlore est très stable et résiste à l'hydrolyse. En outre, plus la molécule comporte d'atomes de chlore, plus elle est résistante à la dégradation biologique et photolytique. Le chlore fixé à un noyau aromatique (benzène) est plus difficile à hydrolyser que le chlore fixé à une chaîne aliphatique, ainsi les POPs ont habituellement des structures cycliques comportant des chaînes ramifiées ou non. En raison de leur degré élevé d'halogénéation, les POPs sont très peu solubles dans l'eau et très solubles dans les lipides, ce qui leur permet de traverser facilement la structure phospholipidique des membranes biologiques et s'accumuler dans les graisses (Ritter et al., 1998).

I-3- Différents types des POPS :

On a répertorié douze POPs nocifs pour la santé et pour le milieu naturel, regroupés en 3 catégories :

- **Les pesticides :** 1,1,1-trichloro-2,2-bis(p-chlorophenyl)éthane (DDT), Aldrine, Chlordane, Dieldrine, Endrine, Heptachlore, Hexa-chlorobenzène (HCB), Mirex, Toxaphène.
- **Les produits chimiques industriels :** polychlorobiphényles (PCBs).

-Les sous produits industriels : polychlorodibenzo-p-dioxines et polychlorodibenzofuranes (dioxines et furanes), PCBs, HCB et DDT (Convention de Stockholm, 2001).

Dans cette étude, on s'intéresse à la classification d'ADEM (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie) qui a classée les POPs en 12 groupes (Tableau 1).

Tableau 1 : Liste nominative des POPs (site III).

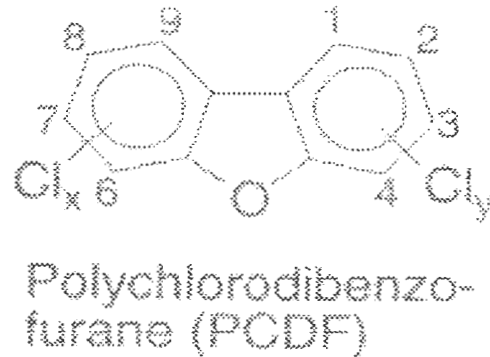
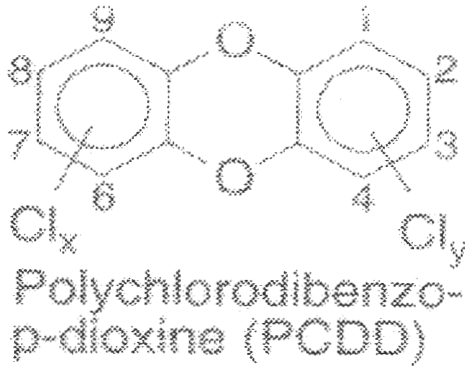
Catégorie	Nom	Particularité
-Produits non intentionnels (sous produits de réaction)	- Dioxines - Furanes - Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques (HAPs) - Hexachlorobenzène (HCB)	- Sous-produits de combustion ou d'autres procédés industriels
-Produits chimiques industriels	- Polychlorobiphényles (PCBs) - Hexachlorocyclohexane (HCH) -Hexachlorobenzène (HCB)	- Utilisés comme isolants électriques fluides caloporteurs additifs dans les peintures et plastique - Produits intermédiaires de l'industrie chimique - Utilisés dans la fabrication de munitions et de caoutchouc
-Pesticides	- Héxachlorobenzène (HCB) - Endrine - Aldrine - Dieldrine - Toxaphène -Mirex - Chlordane - Chlordécone - Heptachlore - DDT - Lindane	-Insecticides

I-3-1- Produits non intentionnels (sous produits de réaction) :

I-3-1-1- Dioxines et furanes :

Sous le terme générique les dioxines sont en fait regroupées en 210 molécules de dioxines et furanes possédant des structures chimiques proches, dérivant de celle du benzène. Plus précisément, ce sont des composés aromatiques polycycliques oxygénés (di-et mono- oxygénés respectivement pour les dioxines et les furanes) et chlorés (Bodéan et Garrido, 2004).

-structure chimique : (Reichl, 2004).



Selon le nombre et la position des atomes de chlore dans la molécule, on connaît en tout 75 dioxines chlorées différentes et 135 furanes chlorés (on les appelle le plus souvent des congénères). Le nom de chaque congénère indique la position des atomes de chlore dans la structure à l'exemple de la plus toxique, la 2,3,7,8-TCDD (T pour tétrachlorée en positions 2,3,7 et 8) symétrique selon un axe vertical et horizontal (Bliefert et Perraud, 2001). Ces composés présentent un mécanisme d'action commun qui explique la similarité de leurs effets toxiques. Une propriété importante de ce type de composés est sans doute leur grande stabilité, en particulier vis-à-vis des autres produits chimiques. Seuls des oxydants tels que l'ozone, le tétroxyde de ruthénium ou des enzymes d'oxydation peuvent réagir avec les dioxines. La stabilité augmente avec le nombre d'atomes de chlore présents dans la molécule, cette stabilité a pour conséquence la non destruction et l'accumulation de ces produits dans la nature et en particulier dans l'organisme humain (Site II).

L'origine : A côté des gaz d'échappement non épurés et des unités d'incinération d'ordures ménagères, les sources importantes de ces composés chlorés sont les procédés de fabrication des métaux, notamment l'agglomération de minerai de fer. De même, certains procédés de production de l'industrie chimique, au cours desquels ces composés peuvent se former lors de réactions secondaires (parallèles) ont une grande importance : ça concerne avant tout la fabrication de composés aromatiques contenant du chlore. Par exemple celle du pentachlorophénol (PCP), un produit de protection du bois (Bliefert et Perraud, 2001).

I-3-1-2- Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) :

Les HAPs sont des molécules composées d'au moins deux noyaux aromatiques accolés. Ils diffèrent par le nombre de noyaux accolés ainsi que par leur agencement (Kuony, 2005). Ils se présentent le plus souvent sous forme de mélanges complexes. C'est pourquoi, d'un point de vue réglementaire l'US EPA a retenu 16 substances essentiellement prises en compte dans l'analyse des données toxicologiques et environnementales.

Les caractéristiques communes des HAPs sont : des points de fusion et ébullition élevés, une solubilité dans l'eau très faible, cette dernière diminue lorsque le poids moléculaire augmente. Les HAPs présentent également des coefficients de partage Octanol/Eau très élevés. Ces composés sont donc lipophiles et solubles dans de nombreux solvants organiques (Jourdain et Charissou, 2007). Ces propriétés les rendent relativement résistants à la biodégradation. De fait, ils persistent dans l'environnement, faisant courir un risque sanitaire (Kuony, 2005).

La persistance des HAPs augmente avec le nombre de cycles de la molécule, par exemple le naphthalène et les composés de faible poids moléculaire, étant plus solubles et plus volatiles sont peu persistants et donc peu bioaccumulables. En revanche, les composés de poids moléculaires élevés sont très persistants et par conséquent bioaccumulables. Par exemple, la demi-vie dans les sols du benzo [K] fluoranthène est de plusieurs années (jusqu'à 9 selon les sources) alors que celle du fluoranthène est de 1 à 2 mois (Jourdain et Charissou, 2007).

L'origine : Les HAPs sont répartis de façon ubiquitaire dans l'environnement, leurs origines principales sont l'utilisation et le transport des combustibles fossiles. Ainsi, la combustion incomplète de la matière organique fossile (charbon, pétrole et dérivés) ou plus récente (bois), ou pyrolyse, est une source majeure de HAPs, a cela s'ajoute une production des HAPs d'origine naturelle (incendies de forêts, volcans.....).

Les HAPs sont omniprésents dans l'environnement : ils sont associés à des particules émises dans l'atmosphère, les quelles se déposent provoquant une dispersion de la pollution. Ils sont également transportés par les eaux pluviales et fluviales et se retrouvent ainsi dans les boues des stations d'épuration (Kuony, 2005).

I-3-1-3- Hexachlorobenzène (HCB) :

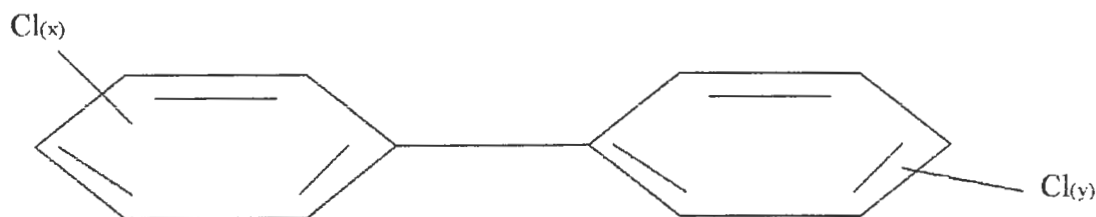
Jusqu'en 1974 (interdiction d'application depuis) il a été utilisé comme pesticide pour les semences de céréales. Par ailleurs, il apparaît en tant que sous-produit dans différents procédés industriels, entre autres dans la production des trichloro- et tétrachloroéthènes, lors de la chloration des hydrocarbures et dans la production d'autres biocides comme le pentachlorophénol et le HCH (Reichl, 2004).

I-3-2- Produits chimiques industriels :

I-3-2-1- Polychlorobiphényles (PCBs) :

- Définition des PCBs et leurs différentes applications :

Les polychlorobiphényles, ou PCBs sont une famille de composés chimiques organiques appelés composés carbonés chlorés. La formule chimique des PCBs est $C_{12}H_{10-n}Cl_n$, où « n » est le nombre d'atomes de chlore qui varie entre 1 à 10. La classe inclue tous les composés ayant une structure biphenyl (c'est-à-dire, deux anneaux benzéniques liés entre eux) qui sont chlorés à un degré variable. Théoriquement, il existe la possibilité d'un nombre total de 209 congénères (PNUE, 1999). Les PCBs sont des mélanges de molécules formées de deux cycles aromatiques (biphényl) pouvant porter chacun un nombre variable d'atomes de chlore placés en diverses positions.



Structure générale des PCBs (Site I)

La stabilité de ces substances augmente avec le nombre d'atomes de chlore. Les PCBs comportant plus de 4 atomes de chlore ne sont plus combustibles. Les PCBs commerciaux sont constitués d'un mélange de différents biphenyls chlorés avec une masse en chlore de 30 à 60% (Bliefert et Perraud, 2001).

L'utilisation : Les mélanges de PCBs sont commercialement disponibles au Nord de l'Amérique sous le nom commercial « Aroclor », et se trouvent dans des applications industrielles comme l'hydraulique, systèmes de transformation de la chaleur, des lubrifiants, des peintures, et des adhésives. (Rehmann et Dangulis, 2008 ; Lemièrre et al., 2008).

Tableau 2 : Type d'appareils avec condensateurs aux PCBs (MATE, 2006).

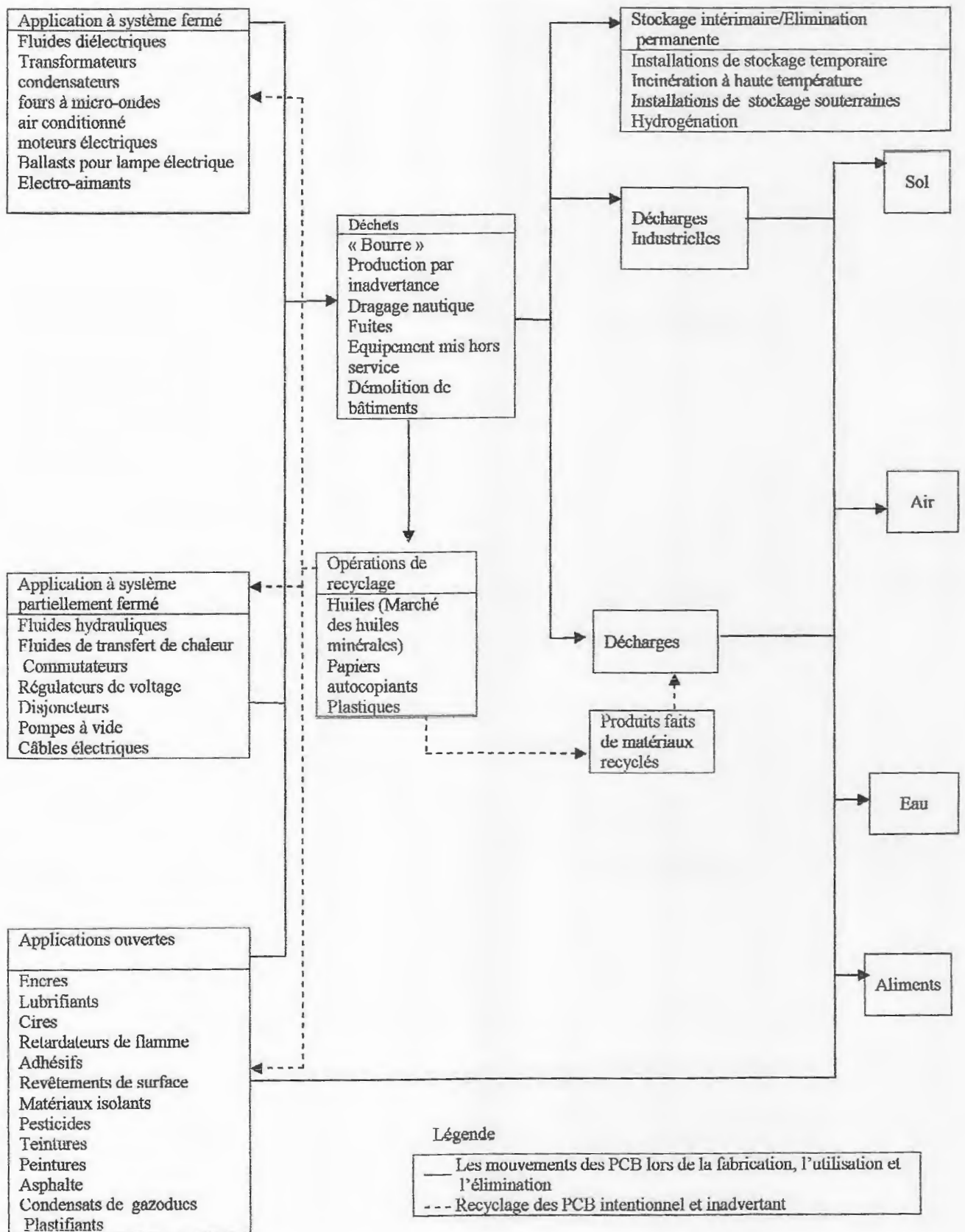
Types d'appareil	
- Machines de bureau	- Lampes fluorexentes
- Hottes d'aspiration	- Brûleurs à mazout
- Moteurs électriques	- Radio/phono/autres
- Téléviseurs	- Tondeuses à gazon
- Lave-vaisselle	- Casques sécheurs
- Autres appareils ménagers	- Lave-linge
- Réfrigérateurs	- Sèche-linge
- Copieurs	- Appareils artisanaux

Les pays ayant fabriqué les PCBs sont l'Autriche, la Chine, la Tchécoslovaquie, la France, l'Allemagne, l'Italie, le Japon, la fédération du Russie, l'Espagne, le Royaume-Uni et les Etats-Unis (PNUE, 1999).

- Propriétés et effets sur l'environnement et la santé :

Les PCBs sont programmés comme inflammables, et sont stables chimiquement et thermiquement, par conséquent ils sont persistants dans l'environnement (Rehmann et Dangulis, 2008), mais ils sont aussi visqueux (de peu à très visqueux), ils possèdent un point d'ébullition élevé (Bliefert et Perraud, 2001).

L'exposition aux PCBs dans l'environnement provient souvent de la redistribution de PCBs déjà relâchés. Le cycle de redistribution comprend l'évaporation dans l'atmosphère à partir de l'eau, suivie du transport dans l'air, puis redéposition des PCBs de l'atmosphère par les voies humides ou sèches ; ceci est particulièrement vrai pour les biphényles à taux de chloration élevé, fixés à des particules avec re-volatilisation subséquente (Figure 1). Il y a un mécanisme de bioaccumulation des PCBs dans les tissus adipeux des animaux et des hommes et cette exposition est considérée comme étant responsable dans un large mesure des divers effets observés sur la santé (PNUE, 1999).



*La « Bourre » est un déchet sous forme de tapisserie, rembourrage et matériaux d'isolation produits du déchetage des appareils et des automobiles qui devient saturé d'huiles contenant des PCB et des fluides.

Figure 1 : Mouvements des PCBs dans l'environnement (PNUE, 1999).

I-3-2-2- Hexachlorocyclohexane (HCH) :

L'HCH englobe un groupe de huit isomères dont seulement l'isomère γ (Lindane) possède un effet insecticide. Le Lindane est toujours autorisé et, à côté de son utilisation en agriculture et en sylviculture, il intervient aussi dans la protection du bois, dans les foyers domestique et dans les jardins (fourmis, cafards, poux), dans la protection des textiles (contre les mites dans les placards à vêtements), en médecine vétérinaire et pour une application externe chez l'homme (Reichl, 2004).

I-3-3- Pesticides :**I-3-3-1- Aldrine :**

L'Aldrine ($C_{12}H_8Cl_6$) est un insecticide de la famille chimique des hydrocarbures chlorés. Cette substance se présente sous la forme d'un solide cristallin incolore et très peu soluble dans l'eau. Cet insecticide agit par contact, par adsorption et/ou par inhalation (stimulation du système nerveux central produits des convulsions) (Bringnon, 2007).

I-3-3-2- Chlordane :

Le Chlordane ($C_{10}H_6Cl_8$) est un insecticide de contact, c'est un liquide visqueux incolore à brun jaunâtre (Ritter et al., 1998). Il a été utilisé dans différents domaines pendant plus de 35 ans dans :

- La protection des structures : charpentes et fondation d'immeuble pour lutte contre les termites.
- Le traitement des pelouses ou gazons, plantes ornementales, dans l'agriculture pour les céréales, les fruits et les légumes, les noix et les déagieux, le coton et le jute.
- Agent de désinsectisation dans les milieux où se trouvent des stocks de nourriture (Bisson, 2008).

I-3-3-3- DDT :

Le DDT ($C_{14}H_9Cl_5$) est un pesticide organochloré possède un potentiel d'accumulation dans la chaîne alimentaire (Juhasz et Naidu, 1999). C'est un cristal ou poudre blanche (Ritter et al., 1998). Le DDT c'est probablement le mieux connu des POPs. Il est a beaucoup servi pendant la deuxième guerre mondiale pour protéger les soldats et les civils du paludisme, du typhus et d'autres maladies transmises par des insectes, utilisé aussi pour lutter contre les moustiques dans plusieurs pays afin de combattre le paludisme (Site IV).

I-3-3-4- Dieldrine :

Le dieldrine ($C_{12}H_8Cl_6O$) est un stéréo-isomère de l'endrine, il peut se présenter sous la forme de cristaux blancs ou de lamelles havane pale, incolores (Ritter et al., 1998). Utilisée pour combattre les termites et les ravageurs des textiles, la dieldrine sert aussi à lutter contre les maladies dont des insectes sont les vecteurs et contre les insectes dans les sols agricoles (Site IV).

I-3-3-5- Endrine :

L'endrine ($C_{12}H_8Cl_6O$) se présente sous la forme d'un solide, cristallin blanc très peu soluble dans l'eau (Ritter et al., 1998). Cet insecticide est vaporisé sur les feuilles de coton et de céréales et sert aussi d'acaricide et de rodenticide notamment contre les souris et les campagnols (Site IV).

I-3-3-6- Heptachlore :

L'heptachlore ($C_{10}H_5Cl_7$) est un insecticide solide cireux ou cristaux blancs à havane pale (Ritter et al., 1998). C'est un produit qui sert surtout à tuer les insectes et termites des sols, mais dont on se sert aussi couramment pour combattre les insectes infectant le coton, les sauterelles et autres nuisibles des cultures ainsi que les moustiques vecteurs du paludisme (Site IV).

I-3-3-7- Mirex :

Le mirex ($C_{10}Cl_{12}$) est insecticide solide cristallin blanc (Ritter et al., 1998). Cet insecticide est surtout utilisé pour combattre les fourmis rouges, d'autres types de fourmis et les termites. On s'en est aussi servi d'ignifuge dans la production de plastiques, de caoutchouc et d'équipements électriques (Site IV).

I-3-3-8- Toxaphène :

Le toxaphène ($C_{10}H_{10}Cl_8$) est un insecticide solide cireux jaune (Ritter et al., 1998). Cet insecticide, également appelé camphechlore, est utilisé sur le coton, les céréales, les fruits, les noix et les légumes, on s'en sert aussi pour combattre les tiques et acariens du bétail (Site IV).

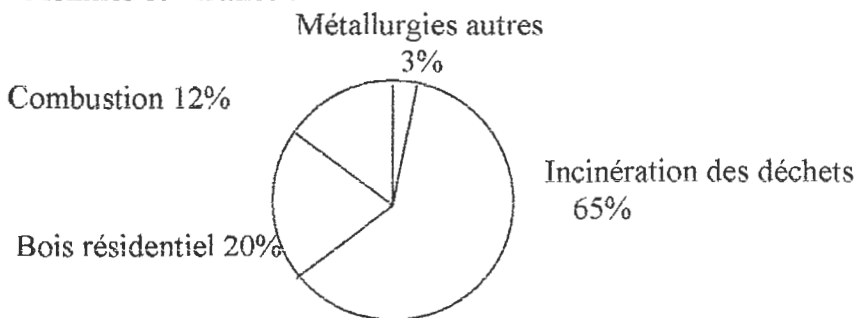
I-4- Sources d'émission des POPs :

D'une manière générale, les POPs proviennent de combustions incomplètes. Certains procédés industriels mettant en œuvre une étape de combustion (incinération de déchets, métallurgie combustion...) sont donc des émetteurs potentiels.

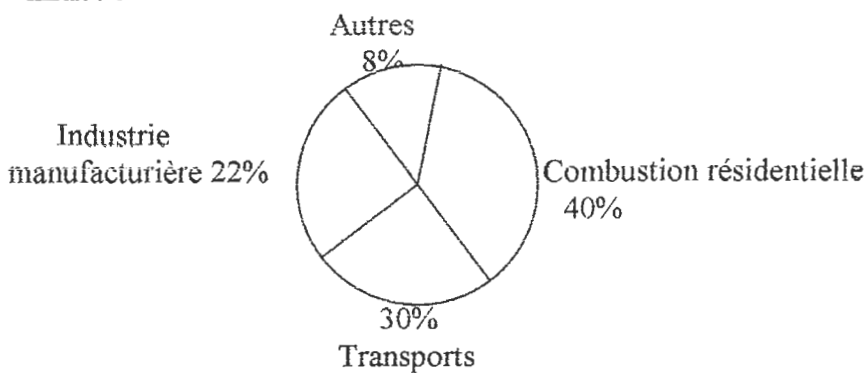
Par ailleurs, les sources diffuses, très difficiles à évaluer et donc rarement mentionnées dans les inventaires nationaux sont de plus en plus considérées comme des sources majeurs : incinération de fonds de jardin, combustion résidentielle, feux de décharge, feux de forêts, incendies de bâtiments ...etc.

D'après l'inventaire du Centre Interprofessionnel, Technique d' Etude de la Pollution Atmosphérique (CITEPA) couvrant l'année 2001, les sources d'émissions anthropiques concernant les POPs relevant d'émissions industrielles sont présentées dans la Figure 2 (Site III).

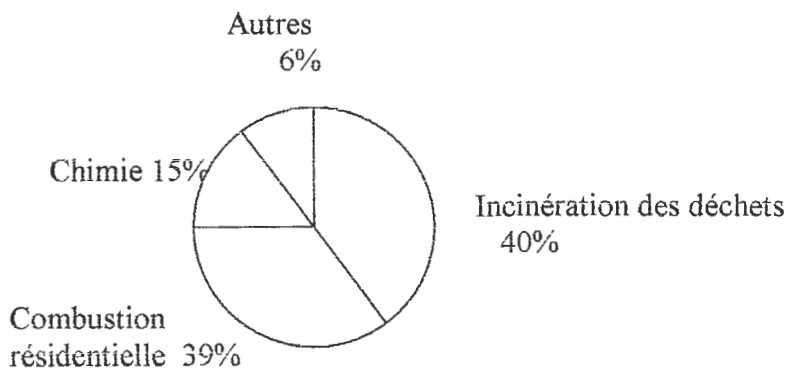
-Dioxines et furanes :



-HAPs :



-PCBs :



-HCB :

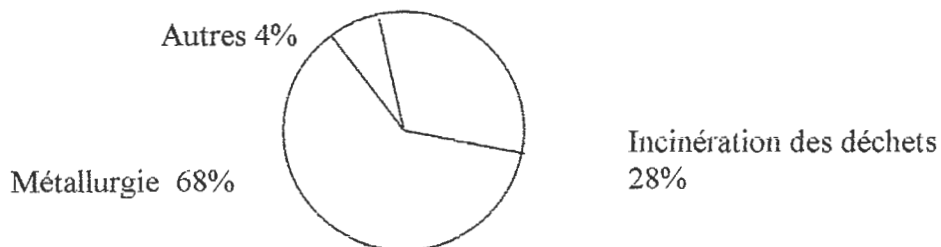


Figure 2 : Sources d'émissions des POPs (SITE III).

I-5- POPs et traités internationaux :

Les POPs présentent des risques sanitaires et ayant la propriété d'être transportés sur de longues distances. Des stratégies de contrôle ont été développées au niveau international. Ces stratégies visent à réduire, voir éliminer la présence de ces polluants dans l'environnement.

Un certain nombre de protocoles et de conventions sont traités les POPs dont les plus importants sont :

-Le protocole d'Aarhus (Danemark, Juin 1988) entré en vigueur en Octobre 2003, son objectif est de contrôler, de réduire ou d'éliminer les rejets, les émissions et les pertes de polluants organiques persistants dans l'environnement. Les POPs d'origine industrielle visés par ce texte sont les polychlorobiphényles (PCBs), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) et les dioxines / furannes (MATE, 2006).

-La convention de Stockholm : Cette convention est un traité de portée mondiale qui vise à protéger la santé des personnes et l'environnement contre les effets des POPs grâce à des mesures visant à réduire puis éliminer leurs rejets. Aux termes de la convention, les parties sont tenues de prendre des mesures pour les 12 POPs retenus dans un premier temps (PNUE, 2005). L'adoption de la convention de Stockholm le 22 Mai 2001, cette dernière fut ouverte à la signature du 24 Mai 2001 au 20 Mai 2002 à New York. Cette convention est entrée en vigueur le 17 Mai 2004, l'Algérie ayant signée le 5 Septembre 2001 (MATE, 2006). Les principaux objectifs de cette convention sont :

*réduire ou éliminer les rejets résultants d'une production et d'une utilisation intentionnelle (article3).

* réduire ou éliminer les rejets résultants d'une production et d'une utilisation non Internationale (article 5).

* éliminer les rejets émanant de stocks et de déchets (article6).

*des propositions à l'inscription de nouvelles substances chimiques (article8), et de ce fait éviter la production de nouveaux POPs.

-La convention de Rotterdam : La convention de Rotterdam sur la procédure de consentement préalable en connaissance de cause applicable à certains produits chimiques et pesticides dangereux qui font l'objet d'un commerce international, entrée en vigueur le 24 Février 2004 (PNUE, 2005).

-La convention de Bale (1989) relative au contrôle des mouvements transfrontières de déchets dangereux et de leur élimination (MATE, 2006).

Chapitre II :

Toxicité et méthodes d'élimination des POPs



II- Toxicité et méthodes d'élimination des POPs

II-1- Introduction :

La persistance et la mobilité des POPs font qu'ils peuvent se trouver littéralement dans le monde entier, même dans l'Arctique, l'Antarctique et des îles reculées de l'Océan Pacifique. Comme ils sont attirés par les tissus gras, phénomène appelé la « bioaccumulation » même lorsqu'ils se dispersent d'abord en faibles quantités, ils se concentrent en suite d'un organisme consommant un autre en remontant la chaîne alimentaire. C'est ainsi que ces produits chimiques atteignent des niveaux infiniment plus importants que leur niveau de fond dans les tissus gras des créatures qui se trouvent au plus haut de la chaîne alimentaire : poissons, oiseaux prédateurs et mammifères, êtres humains y compris (SITE IV).

II-2- Propriétés toxicologiques des POPs :

Les POPs peuvent voyager sur des milliers de kilomètres, s'accumuler dans la chaîne alimentaire et dans l'environnement, il faudra attendre des siècles pour leur dégradation complète (Pauw, 2000).

II-2-1- Pour l'environnement :

On retrouve presque toujours certains POPs dans les tissus ou les échantillons prélevés dans l'environnement. Les POPs ont été associés à des effets importants dans l'environnement, sur une gamme étendue d'espèces et à presque tous les niveaux trophiques (Ritter et al., 1998).

II-2-2- Pour les êtres vivants :

Les dioxines font partie avec les pesticides organochlorés et les PCBs du groupe des POPs considérés comme une menace pour la santé humaine et animale (Pauw, 2000).

II-2-2-1- Toxicité des dioxines et des furanes :

Parmi l'ensemble des 210 molécules de dioxines et furanes, 17 congénères (7 PCDDs, et 10 PCDFs) possèdent un potentiel toxique vis à vis d'un même récepteur. La toxicité de chaque congénère est définie par un facteur d'équivalent toxique ou TEF (Bodéan et Garrido, 2004). Le Tableau 3 représente les TEF des PCDDs / PCDFs pour les mammifères.

Tableau 3 : Facteurs d'équivalence de toxicité (TEF) des PCDDs, PCDFs pour les mammifères (Bodénan et Garrido, 2004).

Congénères	OMS-TEF (1998)
Liste des 7 PCDDs	humains /mammifères
2, 3, 7, 8-TCDD	1
1, 2, 3, 7, 8- PeCDD	1
1, 2, 3, 4, 7, 8-HxCDD	0,1
1, 2, 3, 6, 7, 8-HxCDD	0,1
1, 2, 3, 7, 8, 9-HxCDD	0,1
1, 2, 3, 4, 6, 7, 8-HpCDD	0,01
OCDD	0,0001
Liste des 10 PCDFs	
2, 3, 7,8-TCDF	0,1
1, 2, 3, 7, 8- PeCDF	0,05
2, 3,4, 7, 8- PeCDF	0,5
1, 2, 3, 4, 7,8-HxCDF	0,1
1, 2,3, 6, 7,8-HxCDF	0,1
1, 2, 3, 7, 8,9-HxCDF	0,1
2,3, 4, 6, 7,8-HxCDF	0,1
1, 2, 3, 4, 6, 7,8-HpCDF	0,01
1, 2, 3,4, 7, 8,9-HpCDF	0,01
OCDF	0,0001

La toxicité du mélange de ces composés, ayant le même mécanisme d'action (Bodénan et Garrido, 2004). Le mécanisme d'action de ces composés repose en grande partie sur leur interaction avec le récepteur cytosolique Ah (AhR) qui à l'état de repos, forme un complexe avec une protéine de choc thermique Hsp90. La liaison de la dioxine à AhR entraîne une dissociation de ce complexe. L'association de récepteur AhR – dioxine migre alors vers le noyau, ce nouveau complexe va se fixer à diverses séquences d'ADN pour former un ensemble qui, via un promoteur, moduler a l'activité transcriptionnelle de nombreux gènes, ces composés perturbent ainsi les mécanismes homéostatiques régulant la croissance et la différenciation cellulaire (Reichl, 2004 ; Lauwerys et al., 2007) (Figure 3).

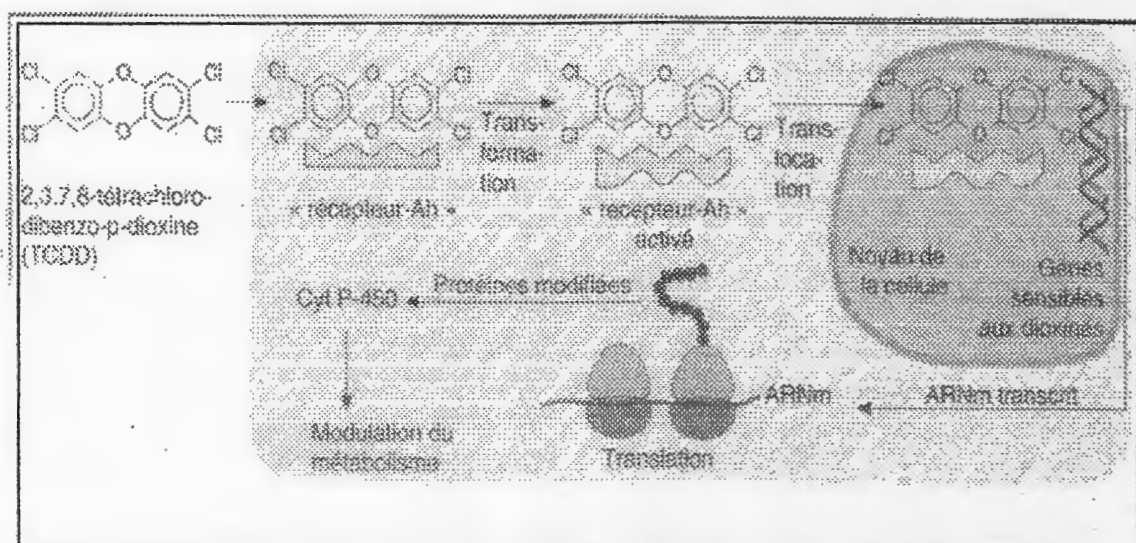


Figure 3 : Mécanisme de l'action de la 2, 3, 7, 8-TCDD dans les cellules (Reichl, 2004).

Les dioxines et les furanes peuvent s'accumuler dans l'organisme surtout dans les tissus adipeux. Cela signifie également qu'on les trouve en teneurs plus élevées lorsqu'on passe à un niveau supérieur de la chaîne alimentaire (Site I). Si le consommateur humain est une femme allaitante, les dioxines passent dans son lait, le bébé ainsi nourri occupe donc la position de dernier maillon dans la chaîne alimentaire et se trouve exposé aux concentrations les plus élevées en dioxines (Pauw, 2000).

Certaines affections humaines, comme la chloracné, ont pu être attribuées aux dioxines. En Février 1997, le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé la 2,3,7,8-TCDD parmi les cancérigènes humains connus (Narbonne, 2000) ; chez les travailleurs exposés accidentellement à la 2,3,7,8-TCDD, on a décrit divers lésions cutanées (acnée chlorées (Figure 4), séborrhée excessive, hyperpigmentation, alopecie et hirsutisme), des modifications neurologiques (fatigue, difficultés de concentration, instabilité émotionnelle, neurasthénie, polynévrite) (Lauwererys et al., 2007).

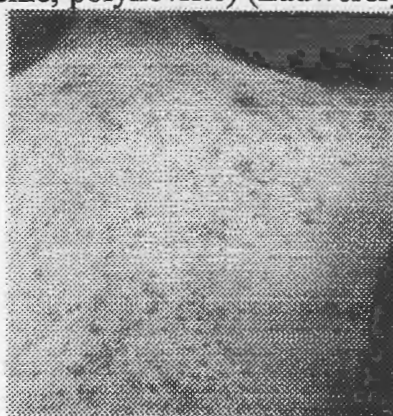


Figure 4 : Acné du chlore (Reichl, 2004)

Des effets immunosuppresseifs de la 2,3,7,8-TCDD sur des organes lymphoïdes (thymus) ont été rencontrés chez diverses espèces animales, on ne connaît les effets tératogènes que chez les animaux (souris) (Reichl, 2004). Chez le rat, elle provoque de l'oligospermie à la dose de 1µg/Kg/semaine en administration par voies sous cutanées...

Chez le singe recevant 2 à 3 µg de TCDD journalièrement pendant 9 mois, on observe une mortalité d'environ 50%, une pancytopenie sévère, des lésions cutanées (oedème, alopecie), des hémorragies diffuses, une atrophie des ganglions lymphatiques, une hyperplasie et métaplasies de divers épithélia (Lauwerys, 2007). La Figure 5 représente les valeurs LD₅₀ de TCDD chez diverses espèces d'animaux.

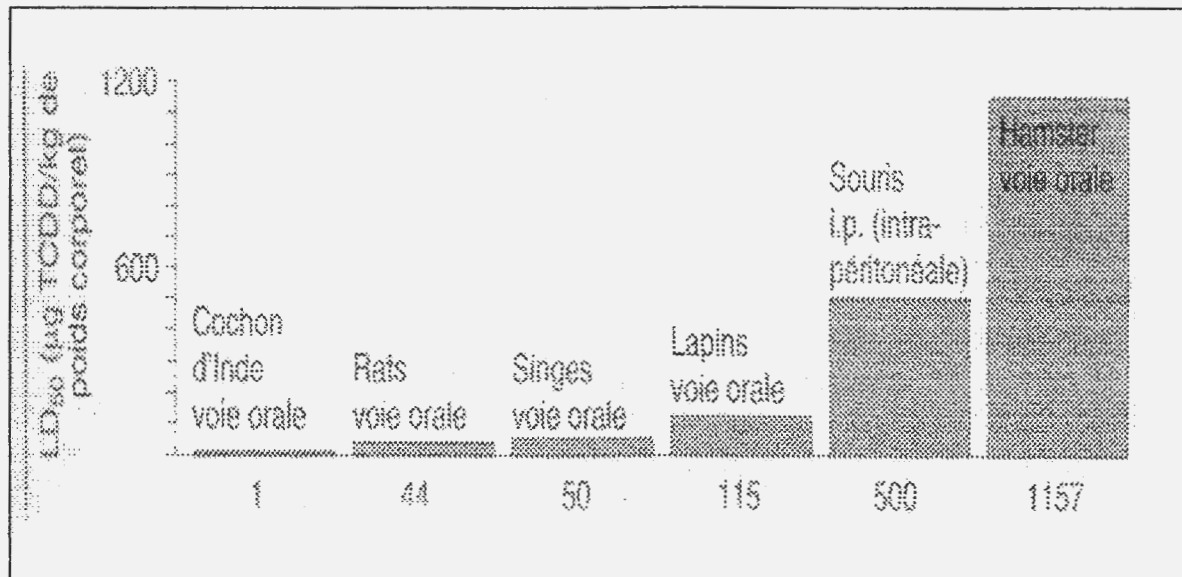


Figure 5 : Létalité des TCDD chez diverses espèces d'animaux (Reichl, 2004)

II-2-2-2- Toxicité des PCBs :

Les principaux effets observés concernent des expositions chroniques et se traduisent par une inhibition de croissance, une atteinte de la reproduction, une hépatotoxicité, la perturbation de plusieurs systèmes endocriniens, une immunotoxicité, des troubles de la mémorisation et du comportement, un rétrécissement du champs de vision et une diminution de la perception des couleurs (Affelbaum et al., 2004). Les manifestations toxiques principales observées chez les travailleurs exposés aux PCBs sont des lésions cutanées (acné chlorée, folliculite). Un cancer hépatique peut être induit chez le rat par administration de PCBs. D'importantes lésions (œdème facial, alopecie, acné, anémie, hypoprotéinémie, gastrite hypertrophique, hypoplasie médullaire) sont encore discernables chez le singe recevant 25 ppm d'Archlore pendant 2 mois et ne disparaissent pas malgré l'arrêt du traitement (Lauwerys et al., 2007).

II-2-2-3- Toxicité des pesticides :

Les pesticides sont plus ou moins toxique à l'égard de l'homme qui peut les absorber par contact (voie cutanée et voie oculaire), inhalation (voie respiratoire) ou ingestion (voie digestive). L'homme n'est pas le seul organisme vivant à subir les effets des pesticides, les autres organismes animaux et végétaux sont également exposés (Calvet et al., 2005).

Le DDT s'élimine lentement de l'organisme, sa marge de sécurité est large et on n'a pas rapporté des décès humains. Le méthoxychlore, un produit de remplacement de DDT stimule le SNC (Système Nerveux Centrale). Le DDT a pour effet d'amincir la coquille des œufs de certains oiseaux prédateurs. A la différence du DDT, l'endrine et la dieldrine sont les insecticides qui possèdent le potentiel cancérigène le plus grand et ils sont bannis aux USA, l'emploi du chlordane et de heptachlore est interdit sur les

récoltes. L'isomère γ de l'héxachlorure de benzène (HCB) est le lindane qui peut produire tremblement, ataxie, convulsions et prostration. Le lindane et le HCB ont été rendus responsables d'anémie, le taxophène provoque les tumeurs chez la souris (Page et al., 1999).

II-3- Méthodes d'éliminations des POPs :

II-3-1- Méthodes abiotiques :

II-3-1-1- Méthodes chimiques :

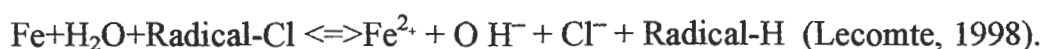
Dans le groupe des méthodes de traitement par voie chimique sont incluses un ensemble de techniques diverses, qu'on peut distinguer trois types de réactions principales : l'oxydation, la réduction et la déchloration.

II-3-1-1-1- Oxydation : cette réaction correspond à un phénomène naturel, couramment observé au niveau du chimisme d'un sol. Les deux oxydants les plus couramment utilisés sont l'ozone et de l'eau oxygénée. Un exemple classique d'oxydation à l'ozone concerne le traitement d'une eau contaminée par des hydrocarbures, où son action spécifique consistera à diminuer la quantité de carbone organique dissous dans l'eau avec formation de CO_2 . L'eau oxygénée, ou peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) est un oxydant plus puissant que l'ozone, il peut être utilisé pour dégrader directement des composés organiques complexes et relativement réfractaires à la biodégradation (PCBs, HAPs...) (Lecomte, 1998). L'oxydation au peroxyde d'hydrogène catalysée par le fer ferreux peut être utilisée pour la dégradation des HAPs. Ce réactif permet la formation en milieu aqueux de radicaux hydroxyles, entités fortement oxydantes et susceptibles de dégrader des polluants persistants tels que les HAPs (Bernal-Martinez, 2005). Dans le processus d'oxydation, on peut citer la photolyse ou la photodégradation :

-photolyse : L'absorption d'énergie solaire permet la dégradation des molécules chimiques principalement des congénères les plus chlorés (Bodénan et Garrido, 2004).

La photodégradation des pesticides a lieu essentiellement dans l'eau, bien qu'elle puisse aussi exister en phase adsorbée, à la surface des végétaux et à la surface du sol (Calvet et al., 2005). Le mécanisme de photodégradation des dioxines et furanes implique une déchloration et dépend des congénères, les molécules faiblement chlorées étant plus facilement photolysées que les octa-congénères (Laurent et al., 2005).

II-3-1-1-2- Réduction : Pour dégrader les composés organiques par réduction, les principaux agents utilisés sont les métaux, ajoutés en poudre et intervenant comme catalyseurs. Le plus employé d'entre eux est sans conteste le fer. On peut prendre en exemple, la transformation du DDT en DDA, selon la formule :



II-3-1-1-3- Déchloration : Est un traitement qui a pour objet de transformer des molécules chlorés en molécules moins chlorées. Le principe général consiste à remplacer les ions Cl^- du composé organique, en tout ou en partie, par des radicaux OH^- . Ce procédé utilisé pour le traitement des PCBs atteint des rendements de plus de 99% de dégradation (Lecomte, 1998).

II-3-1-2- Méthodes thermiques :

II-3-1-2-1- Incinération : Elle consiste à utiliser les hautes températures pour détruire les produits polluants, qui sont convertis en gaz carbonique et en vapeur d'eau, plus différents autres résidus de combustion (Lecomte, 1998). Le moyen principal utilisé en Europe et aux U.S pour l'élimination des PCBs liquides et des liquides contenant des PCBs est l'incinération à haute température (>1100°C) (PNUE, 1999). Le traitement de sols contaminés par les PCBs exige des précautions particulières pour éviter la formation de furanes et dioxines (Lecomte, 1998).

II-3-1-2-2- Désorption thermique : La désorption thermique se fait sur des sols pollués par matières organiques facilement oxydables : c'est le procédé physique le plus couramment utilisé actuellement pour la dépollution des sols contaminés par des HAPs. Après broyage du sol, celui-ci est tamisé avant de subir le traitement thermique : injection d'oxygène (1000°C) ou four étanche (600-800°C). En fin, les gaz d'extraction sont traités (Kuony, 2005). La technique peut également être utilisée pour des pollutions par les PCBs (Lecomte, 1998).

II-3-2- Méthodes biotiques :

La biodégradation est effectuée par des organismes vivants, tels que les bactéries, les champignons et les plantes. La phytoremédiation ou l'emploi des plantes pour stimuler la dégradation, la transformation ou l'élimination de composés, soit directement, soit en conjonction avec des micro-organismes (Prescott et al., 2003). Cette méthode est peu coûteuse et applicable à la restauration des sites et au traitement des eaux contaminées par des composés organiques (Kuony, 2005). Deux espèces de Fabaceae, *Glycine max* et *Trifolium repens* montraient une grande efficacité dans la dégradation d'un grand nombre des congénères de PCBs (Cutcheon et Schnoor, 2003).

Chapitre III :
Biodégradation des
polluants organiques
persistants

III- Biodégradation des polluants organiques persistants

III-1- Introduction :

La dégradation des POPs basée sur la participation active des micro-organismes ou la biodégradation, est un processus complexe qui nécessite l'apport d'enzymes microbiennes spécialisées. L'incapacité de ces enzymes à dégrader efficacement certains polluants est en grande partie responsable de la persistance de ces polluants et présentant un danger pour les écosystèmes (Pelletier et al., 2004). L'objectif de ce chapitre est de mieux comprendre les mécanismes utilisés par les différents micro-organismes pour dégrader les POPs.

III-2- Micro-organismes impliqués dans la biodégradation des POPs :

Un grand nombre des micro-organismes sont capables de dégrader les polluants organiques persistants. Une variété de bactéries hétérotrophes a été isolée à divers sols et est capable d'utiliser les HAPs à trois noyaux, comme le phénanthrène, comme source de carbone et d'énergie, par exemple, *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Mycobacterium* (Jourdain et Charissou, 2007). Ainsi, *Alcaligenes eutrophus* H850 attaque un large spectre des congénères des PCBs (Bedard et al., 1987). Les principaux micro-organismes isolés des sols et des sédiments contaminés par des PCDDs/Fs sont les bactéries, mais aussi quelques champignons, par exemple, *Phanerochaete chrysosporium*, *Phlebia lindtneri*, *Ceriporia* sp. MZ-340 (Bodéan et Garrido, 2004). Le Tableau 4 représente les différents types des POPs dégradés par les différents micro-organismes.

Tableau 4 : La dégradation de certains POPs par les micro-organismes.

Composés	Micro-organismes	Remarques	Références
PCBs	<i>-Phanerochaete chrysosporium</i>	La dégradation de 4,4'-Dichlorobiphenyl (DCB) conduit à la formation de l'acide 4-chlorobenzoïque et l'alcool 4-chlorobenzyl.	(Dietrich et al., 1995)
	<i>-Corynebacterium</i> sp. strain MB1	Attaque le cycle de 2,3-chlorophenyl de composé 2, 3,2',5'-tetrachlorobiphenyl pour former l'acide 2,5-dichlorobenzoïque.	(Bedard et al., 1987)
	<i>-Alcaligenes eutrophus</i> H850	Attaque le cycle 2,5- chlorophenyl de 2, 3,2',5'-tetrachlorobiphenyl pour former l'acide 2,3- dichlorobenzoïque et de 2',3'- dichloroacétophenone.	(Bedard et al., 1987)
	<i>-Aspergillus niger</i>	Dégrader les congénères avec un taux de chlore $\leq 42\%$ mais incapable de les dégrader avec un taux de chlore $\geq 54\%$	(Dietrich et al., 1995)
	<i>-Pseudomonas</i> strain LB400	—	(Bopp, 1986)
	<i>-Alcaligenes</i> Y42 <i>-Acinetobacter</i> P6	Dégrader les congénères avec 1 à 5 atomes de chlore	(Bopp, 1986)
HAPs	<i>-Mycobacterium</i> sp.	Les produits de la dégradation de naphthalène sont l'acide salicylique et le catéchol.	(Bernal-Martinez, 2005)
	<i>-Rhodococcus</i> sp.	Dégrader les HAPs avec 4 noyaux aromatiques (pyrène, fluoranthène).	(Jourdain et Charissou, 2007)
	<i>-Pseudomonas</i> <i>-Alcaligenes</i> <i>-Mycobacterium</i>	Dégrader les HAPs avec 3 noyaux aromatiques comme le phénanthrène.	(Jourdain et Charissou, 2007)
	<i>-Pseudomonas putida</i>	Le produit final de dégradation de naphthalène : Le pyruvate+salicylate.	(Pelmont, 2005)
DDT	<i>-Alcaligenes eutrophus</i> A5	Une oxydation par l'enzyme dioxygénase pour donner l'acide 4-chlorobenzoïque.	(Nadeau et al., 1994)
	<i>-Phanerochaete chrysosporium</i>	—	(Bumpus et Aust, 1987)
Dioxines	<i>-Sphingomonas</i> sp. DSM 7135	Dégrader les mono à tetrachlorés	(Bodéan et Garrido, 2004)
	<i>-Bacillus megaterium</i>	—	
	<i>-Terrabacter</i> sp. DBF 63	Dégrader les mono à hexaschlorés	

III-3- Mécanismes de biodégradation :

III-3-1- Biodégradation des dioxines et furanes :

La plupart des recherches ont commencé avec la situation la plus simple possible, faisant appel à des produits non chlorés comme la dibenzodioxine et le dibenzofurane. Ces composants apparaissant maintenant comme facilement biodégradable, soit par des bactéries, soit par des champignons et levures, l'ennui est qu'il s'agit de contaminants non toxiques ou peu dangereux par eux-mêmes. Il y a, en gros, deux stratégies dans la nature pour éliminer les dibenzodioxines, dibenzofuranes et apparentés (fluorène, dibenzothiophène). La première repose sur l'oxygénation productrice de dérivés hydroxylés faciles à scinder par la suite. Elle est pratiquée par des enzymes qui ont éventuellement une large spécificité, comme la naphthalène dioxygénase, et se rencontre aussi bien chez les bactéries que chez les levures. La deuxième méthode consiste à détruire en vrac une grande diversité de liaisons chimiques à l'aide d'une peroxydase. Elle est pratiquée par les champignons de la pourriture du bois. C'est probablement la plus efficace, car elle peut attaquer des substrats chargés davantage en chlore (Pelmont, 2005).

La découverte de *Sphingomonas* RW1 a certainement permis de faire avancer le sujet, grâce à l'analyse de la dibenzofurane-4,4a dioxygénase. La réaction fait un diène-diol qui se réaromatise spontanément en 2,2',3-trihydroxybiphényle (Pelletier et al., 2004).

L'enzyme est encore un système à trois composants, réductase (A) fonctionnant avec NADH, ferrédoxine (B), et dioxygénase proprement dit (C), avec deux sous-unités différentes contenant des noyaux [2 Fe-2S] et du fer ferreux. En fait cet appareil est redondant chez *Sphingomonas* (Figure 6). Il y a au moins deux réductases différentes (A₁, A₂) et trois ferrédoxines à noyau [2 Fe-2S] très similaires par leur séquence et leur structure à la putidarédoxine la raison de cette multiplicité n'est pas connue, mais on peut penser qu'elle correspond à une adaptation permettant de faire face à davantage de conditions à l'aide d'une meilleure palette d'outils. On connaît maintenant diverses souches bactériennes compétentes, par exemple un *Terrabacter*, Gram positif capable de croître sur dibenzofurane comme seule source de carbone, pouvant cométaboliser la dibenzo-*P*-dioxine ainsi que des dérivés porteurs de 1 à 3 atomes de chlore (Pelletier et al., 2004; Pelmont, 2005).

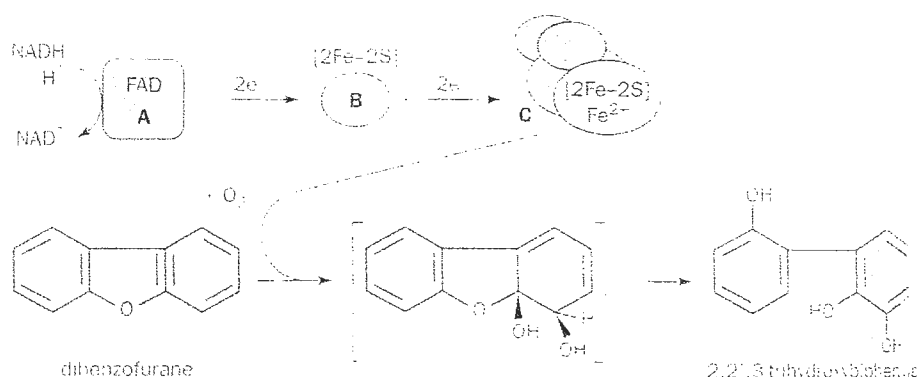


Figure 6: La dégradation du dibenzofurane par *Sphingomonas* (Armengaud et al., 1998).

Plusieurs stratégies possibles peuvent conduire à la dégradation du DCDD, toutes à l'aide d'enzymes dont la spécificité est large à très large :

-La première est en aérobiose : elle est pratiquée éventuellement par les champignons basidiomycètes de la pourriture blanche du bois, les *Phanerochaete*. Ces derniers, *P. chrysosporium* et *P. sordida*, attaquent la lignine en conditions de carence en azote. Les enzymes sont des peroxydases et opèrent par un mécanisme radicalaire. Une voie détaillée a été déterminée dans le cas de la 2,7-dichlorodibenzo-*P*-dioxine en utilisant des extraits cellulaires. Elle comporte des réactions d'oxydation, réduction et méthylation avec élimination de chlore. Le 1,2,4-trihydroxybenzène apparaît comme intermédiaire clé de cette voie, avant d'être converti par un mécanisme ortho en 3-oxoadipate, la seconde étant une peroxydase utilisant des ions manganèse. Chose curieuse, en tout cas utile, l'attaque est d'autant plus rapide que le substrat est davantage chloré (contrairement au cas des PCBs, par exemple). Des auteurs japonais ont trouvé des conditions où *P. sordida* dégradait le TCDD à 50% en quelques semaines, ce qui peut paraître bien lent mais reste tout de même encourageant.

- Une seconde voie est celle des bactéries qui oxydent le méthane. Elle utilise le très large spectre d'action de la méthane oxygénase, capable d'hydroxyler de nombreux substrats.

-La déchloration réductrice en anaérobiose est une troisième voie intéressante, car elle remplace un à un les atomes de chlore par des atomes d'hydrogène. L'avantage est de transformer les dérivés les plus toxiques, comme le TCDD, en dioxines moins chargées en halogènes et inoffensives (Pelmont, 2005).

III-3-2- Biodégradation des PCBs :

Deux systèmes biologiques distincts capables de dégrader les PCBs sont identifiés : processus aérobie oxydatif et processus anaérobie réductif (Abramowicz, 1995).

III-3-2-1- Biodégradation aérobie :

Plusieurs micro-organismes capables de dégrader les PCBs en aérobiose, préférentiellement les congénères à faible teneur en chlore, ont été isolés (Abramowicz, 1995). Les congénères porteurs de plus de 5 atomes de chlore tendent à être récalcitrants à toute attaque biologique. Aussi, les congénères porteurs de 2 atomes de chlore en ortho (2,2) tendent à être récalcitrants, mais sont attaqués par *Pseudomonas* sp. LB400 (Pelmont, 2005).

Les bactéries dégradent les PCBs par la voie métabolique du biphenyl (Pelletier et al., 2004). L'attaque commence par dioxygénation sur le cycle non chloré ou le moins chlorés. L'existence de deux positions adjacentes libres en ortho et méta facilite cette dioxygénation (Pelmont, 2005). La Figure 7 montre la voie métabolique de dégradation des PCBs. Dans l'ordre, les PCBs sont d'abord hydroxylés sur 2 atomes de carbone ortho-méta adjacents sur le cycle aromatique. Cette réaction conduit à la formation de *cis*-2,3-dihydro-2,3-dihydroxybiphenyl par 2,3-dioxygénase. Une NAD⁺ dépende dehydrogénase convert ce composé à 2,3-dihydroxybiphenyl. Le catécol qui en résulte est en suite oxydé par la 2,3-dihydroxybiphényle-1,2-dioxygénase qui catalyse la fission du cycle aromatique. Le métabolite qui en résulte, l'acide 2-hydroxy-6-oxo-6-phenylhexa-2,4-diène (HOPDA) est ensuite hydrolysé par une hydrolase. Pour former l'acide benzoïque et l'acide pentanoïque (Pelletier et al., 2004; Boyle et al., 1992).

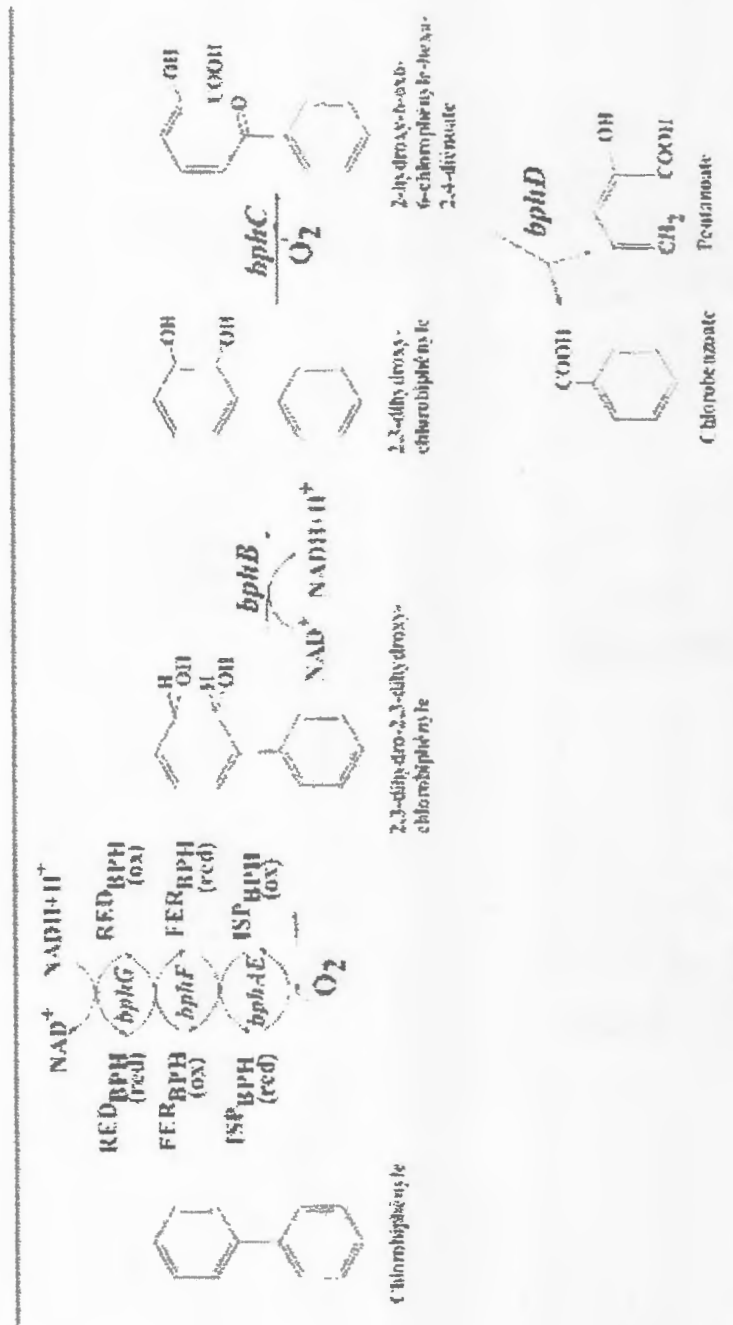


Figure 7 : Voie catabolique oxydative du biphenyl et des chlorobiphenyls (Pellectier et al., 2004)

III-3-2-2- Biodégradation anaérobie :

Les bactéries anaérobies attaquent les congénères des PCBs à haute teneur en chlore. En général, ce processus microbien affecte la suppression préférentielle de chlore meta et para (Abramowicz, 1995). Ainsi, il est reconnu que les bactéries anaérobies des sédiments aquatiques peuvent effectuer une réaction de déshalogénéation réductrice qui conduit au remplacement des atomes de chlore par les atomes d'hydrogène. Cette réaction a pour effet d'alléger la teneur en chlore des congénères PCBs et de les rendre plus disponibles à la dégradation par les bactéries en surface des sédiments (Pelletier et al., 2004).

III-3-3- Biodégradation des HAPs :**III-3-3-1- Biodégradation aérobie :**

La biodégradation en milieu aérobie est la plus efficace pour casser les liaisons des composés aromatiques. Les caractéristiques essentielles de la dégradation des HAPs par les micro-organismes aérobies sont présentées dans la Figure 8.

- 1- Les processus métaboliques pour optimiser le contact entre les cellules microbiennes et les polluants organiques initient la dégradation.
- 2- L'attaque intracellulaire primaire des polluants est un processus oxydatif nécessite l'activation et l'incorporation d'O₂: cette réaction clé enzymatique est catalysée par les oxygénases et les peroxydases.
- 3- Les voies de dégradation périphériques convertissent les polluants organiques étapes par étapes en produits du métabolisme intermédiaire central par exemple, le cycle de l'acide tri-carboxylique.
- 4- La biosynthèse des cellules à partir des métabolites précurseurs centraux (Jourdain et Charissou, 2007).

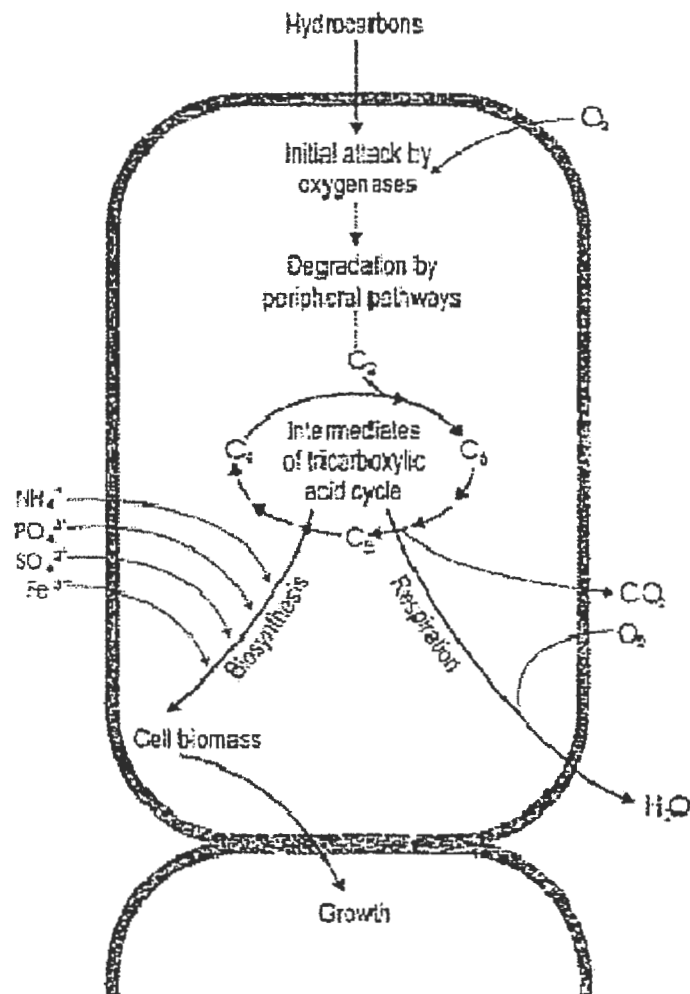


Figure 8: Principes généraux de la dégradation aérobie des hydrocarbures (Jourdain et Charissou, 2007).

Le naphthalène est l'un des HAPs les plus simples et les plus facilement biodégradables, ainsi, les voies métaboliques de dégradation par des souches de *Pseudomonas* sp. ont été les premières voies étudiées et sont très connues. La Figure 9 montre la voie métabolique de dégradation du naphthalène par *Pseudomonas* sp. et *Acinetobacter calcoaceticus* (Bernal-Martinez, 2005). Dans un premier temps à un radical cis-dihydrodiol. Le radical cis-dihydrodiol va donner le 1,2-dihydroxynaphthalène (Jourdain et Charissou, 2007), en suite le 1,2-dihydroxynaphthalène est attaqué par d'autres dioxygénases. De la même manière, tous les cycles sont alors dissociés et dégradés les uns après les autres pour conduire à des intermédiaires à simple cycle, comme l'acide benzoïque, l'acide salicylique, l'acide phthalique ou le catéchol (Bernal-Martinez, 2005).

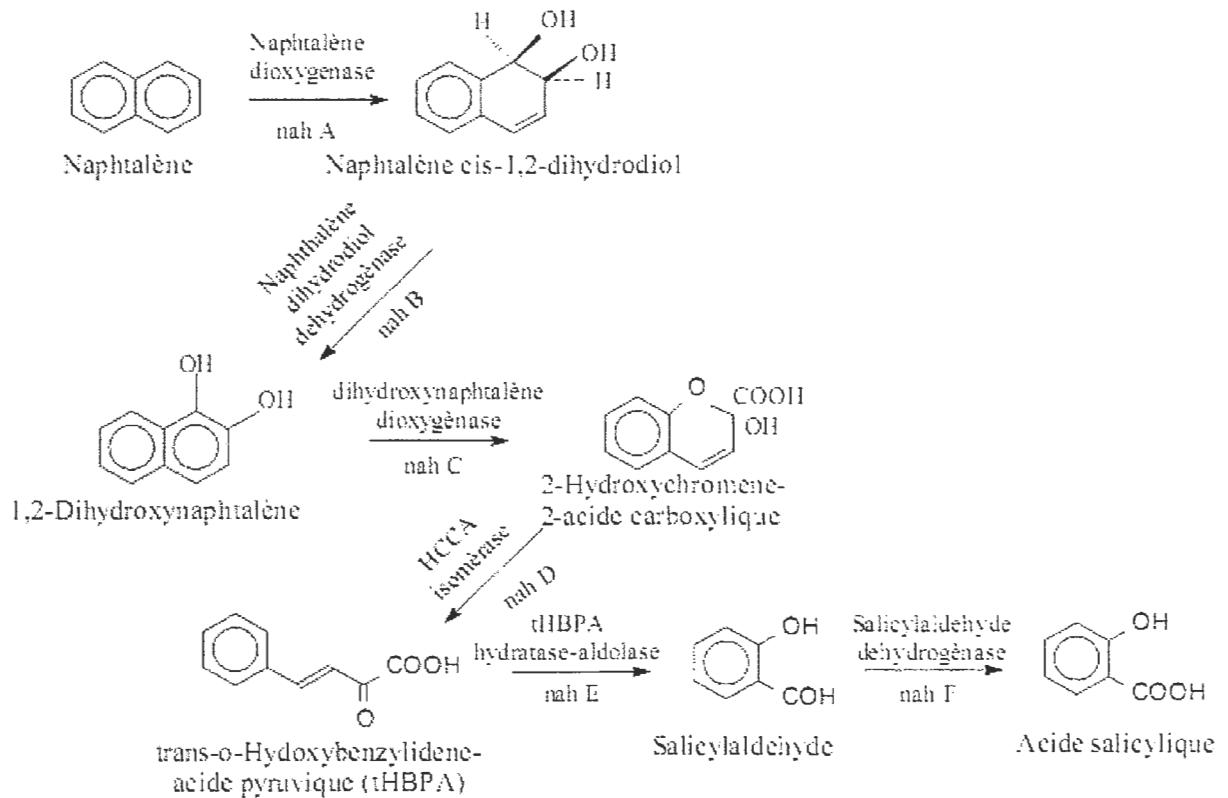


Figure 9: La voie métabolique de dégradation du naphthalène par *Pseudomonas* sp. et *Acinetobacter calcoaceticus* (Bernal-Martinez, 2005).

-La dégradation par les champignons : Sont à l'origine de l'oxydation des HAPs par exemple, le champignon non ligninolytique *Cunninghamella elguans* utilise le système mono-oxygénase à cytochrome P450 pour incorporer un atome de la molécule d'oxygène dans le noyau aromatique et réduit l'atome restant en eau (Jourdain et Charissou, 2007). La Figure 10 montre le métabolisme du phénanthrène par différentes espèces de champignons. Le phénanthrène est métabolisé via la production de trans-1,2-, trans-3,4-, et trans-9,10-dihydrodiols et d'un conjugué glucoside (Bernal-Martinez, 2005).

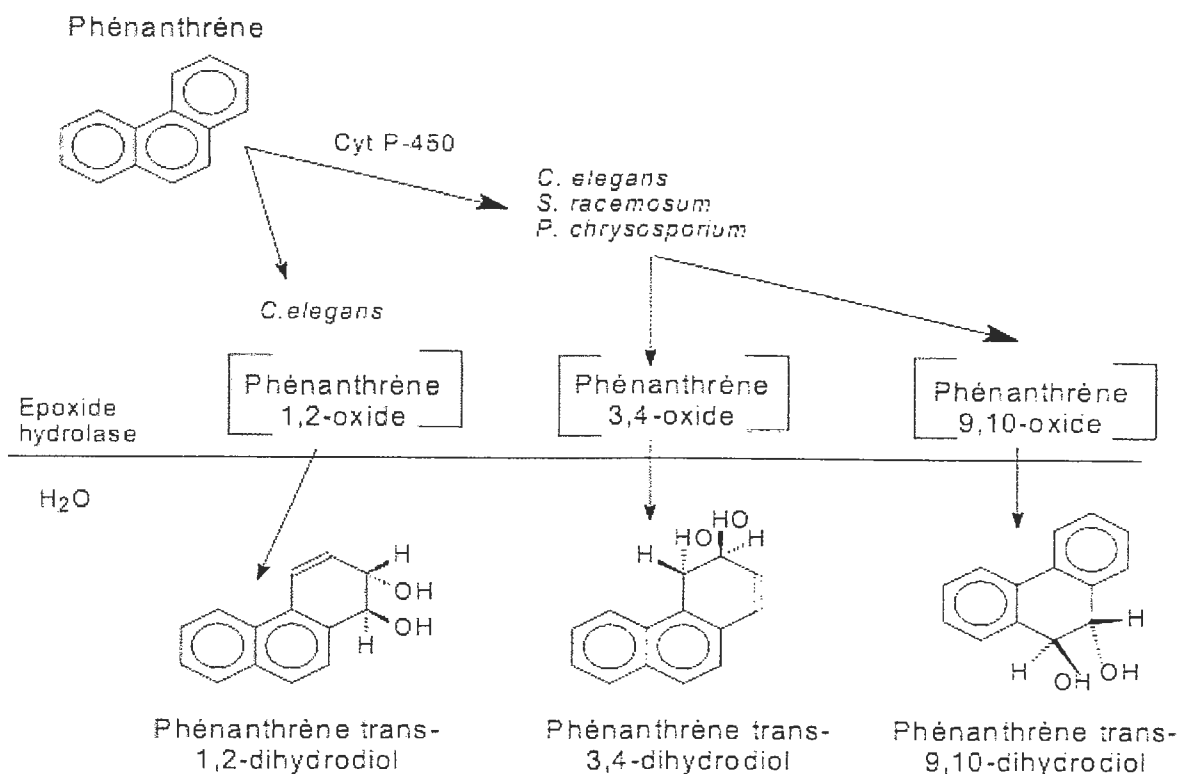


Figure 10: Métabolisme du phénanthrène par différentes espèces de champignons (Bernal-Martinez, 2005).

III-3-3-2- Biodégradation anaérobie :

Cette voie est moins étudiée que la voie aérobie car long temps considérée comme irréalisable. Cependant des travaux montraient qu'il y a un potentiel réel des flores anaérobies, à dégrader ces composés et suggéraient que la biodégradation des HAPs, nécessitait la présence d'oxygène moléculaire pour initier l'attaque enzymatique des molécules aromatiques, mais d'autres travaux ont depuis démontré la dégradation des HAPs en présence de nitrates et sulfates comme accepteurs terminaux d'électrons (Jourdain et Charissou, 2007).

Il existe d'autres familles de micro-organismes capables de transformer ou dégrader les HAPs. Il a notamment été montré que certaines algues unicellulaires pouvaient métaboliser les plus petits HAPs (naphtalène). De même des souches de levure (*Rhodotorula glutinis*) utilisaient le phénanthrène comme seule source de carbone et d'énergie; le rôle de ces micro-organismes dans le catabolisme des HAPs au sein d'écosystèmes complexes reste encore mal connu (Bernal-Martinez, 2005).

III-3 -4- Biodégradation de DDT :

III-3-4-1- Biodégradation aérobie :

Une souche bactérienne capable de dégrader le 1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)éthane (DDT) est isolée à partir des sols contaminés par des insecticides et identifiée comme *Pseudomonas* sp. Cette bactérie dégrade le DDT sous les conditions aérobies jusqu'à l'acide 4-chlorobenzoïque. Le DDT est d'abord hydroxylé sur deux

atomes de carbone ortho-meta adjacents par 2,3-dioxygénase sur un cycle aromatique et formé 2,3-dihydrodiol DDT qui est en suite transformé en 2,3-dihydroxy DDT par une dihydroxylation à la position 2,3 par la 2,3-dioxygénase. Un produit jaune est formé par méta clivage de 2,3-dihydroxy DDT qui va plus loin donner l'acide 4-chlorobenzoïque. La Figure 11 représente les étapes de la biodégradation de DDT par *Pseudomonas* sp. (Kamanavalli et Ninnekar, 2003).

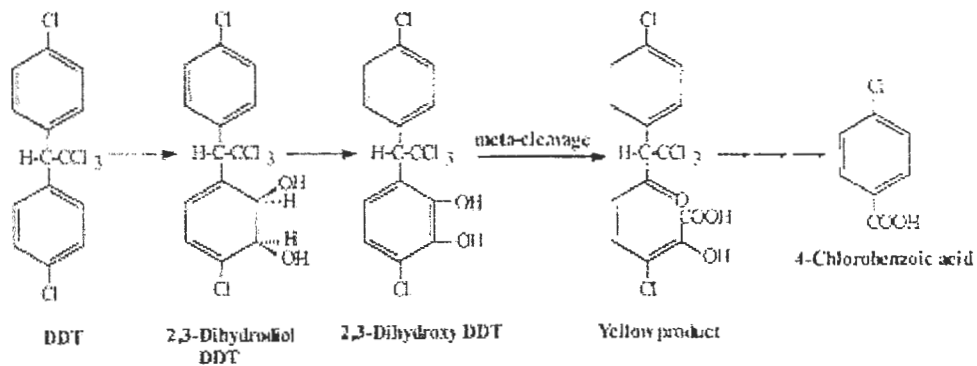


Figure 11: La biodégradation de DDT par *Pseudomonas* sp. (Kamanavalli et Ninnekar, 2003)

III-3-4-2- Biodégradation anaérobie :

Les transformations du DDT à l'abri de l'air ont été observées à l'aide de *Proteus vulgaris* et *Klebsiella pneumoniae* placés en conditions dénitrifiantes. Il y a déchloration, réduction et décarboxylation sur le pont carboné entre les 2 cycles aromatiques. La Figure 12 a pour but d'en donner une idée sommaire (Pelmont, 2005).

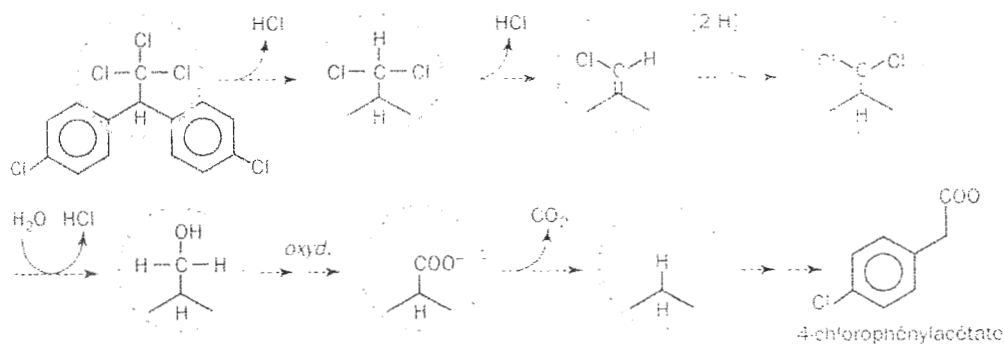


Figure 12: La biodégradation de DDT en anaérobiose (Pelmont, 2005).

III-4- Facteurs affectant la biodégradation des POPs :

L'efficacité d'une technique de biodégradation mise en œuvre pour décontaminer un site précis, va dépendre de nombreux facteurs, qui devront être pris en compte lors de la conception de l'opération (Lecomte, 1998). Parmi ces facteurs on cite :

- **Le type de micro-organisme** : Il peut s'agir des bactéries, des champignons, des algues... Dans la majorité des cas on aura affaire à des souches bactériennes (Lecomte, 1998).

- **La température** : La température peut également avoir une influence néfaste sur l'activité microbienne qui va se ralentir si la température chute significativement dans les opérations de biodécontamination, le processus sera pénalisé en hiver, et même complètement stoppé si la température touche sous 0°C. On considère que l'intervalle de rendement biologique maximal se situe entre 15 et 45°C (Lecomte, 1998). Pour les hydrocarbures polycycliques aromatiques la température optimale est de 20 – 30°C (Jourdain et Charissou, 2007).

- **Le pH** : Le pH optimal de dégradation se situe entre 5,5 – 8,5 (Gabet, 2004). Les champignons acceptant généralement des conditions plus drastiques que les bactéries (Lecomte, 1998).

- **Les éléments nutritifs** : Les micro-organismes ont besoin d'environ 10 éléments en grande quantité, ces éléments étant utilisés entre autres pour synthétiser des glucides, des lipides, des protéines et des acides nucléiques. Plusieurs éléments sont nécessaires en très faible quantité et font partie des enzymes et des cofacteurs (Prescott et al., 2003). Pour la biodégradation des HAPs, les nutriments essentiels, N et P doivent être sous forme disponibles et être à des concentrations et des rapports appropriés. En effet, en théorie, le rapport molaire optimal entre C, N et P est de 120/10/1 (Jourdain et Charissou, 2007).

Chapitre IV :

Génétique de la biodégradation des POPs

IV- Génétique de la biodégradation des POPs

IV-1- Introduction :

L'utilisation de procédés de dégradation microbienne des POPs nécessite à une intervention humaine pour d'abord accélérer le processus évolutif conduisant au développement des voies cataboliques efficaces. Les stratégies de développement de ces voies de dégradation nécessitent une bonne compréhension des mécanismes biochimiques et génétiques régissant ces dégradations. Pour cette raison, plusieurs études ont visés à élucider les voies métaboliques dans la transformation microbienne des POPs dans la nature, ainsi que les différents gènes codant les enzymes de ces voies métaboliques (Pelletier et al., 2004).

IV-2- Différents gènes de la biodégradation des POPs :

IV-2-1- Définition d'un gène :

Un gène est une entité contenant l'information nécessaire à la synthèse d'une macromolécule : ARN ou polypeptide. Il peut par fois permettre à lui seul l'expression d'un caractère (Guiraud, 1993).

IV-2-2- Quelques gènes de la biodégradation :

IV-2-2-1- Pour les PCBs :

Rhodococcus sp. RHA1 est une souche capable d'utiliser les PCBs comme seule source de carbone. Cette souche est capable de dégrader les mono- jusqu'au octachlorobiphenyl. Plusieurs gènes sont impliqués dans chaque étape de dégradation. L'étape initiale est l'hydroxylation d'un anneau aromatique par le biphenyl-2,3-dioxygénase (BDO). Le 3-phenylcyclohexa-3,5-diene-1,2-diol (le composé dihydrodiol) généré par la première étape est transformé au benzoate et 2-hydroxypenta-2,4-dienoate via 2,3-dihydroxybiphenyl, ces composés intermédiaires vont se dégrader. Le groupe de gènes codant les enzymes du processus de dégradation sont isolés. Les gènes codant deux biphenyl dioxygénases de la dégradation des biphenyl /PCBs de cette souche ont été cloné dans *R. erythropolis* IAM1399 (Iwasak et al., 2007).

Des fragments d'ADN de 11,3 Kb codant pour la conversion de biphenyl et polychlorobiphenyl en acide benzoïque sont clonés dans *Pseudomonas pseudoalcaligenes* KF707. Ces fragments contenant le bphA1A2A3A4 de 4Kb (gène de la biphenyl dioxygénase), bphB (gène de la dihydrodioldéhydrognase à 813 paires de base), bphC (gène de 2,3-dioxygénase) et le bphD (gène de hydrolases à 894 paires de base) (Furukawa, 1994; Furukawa et Kimura, 1995). De plus, la souche de *Pseudomonas putida* KF715 ayant un fragment d'ADN de 9,4 Kb contenant le bphABCD (Furukawa et al., 1989). Cette différenciation entre les deux souches est interprétée par la présence d'une région de 3,5 Kb. Le bphX qui existe dans l'opéron bph de *P. pseudoalcaligenes* KF707 est absent dans l'opéron bph de *P. putida* KF715 malgré le fait que l'organisation de gène et l'ordre des nucléotides des gènes correspondant des deux opérons sont très semblables (Furukawa, 1994). La Figure 13 représente l'organisation de l'opéron bph de *P. pseudoalcaligenes* KF707 et la différenciation entre elle et celle de l'opéron bph de *P. putida* KF715.

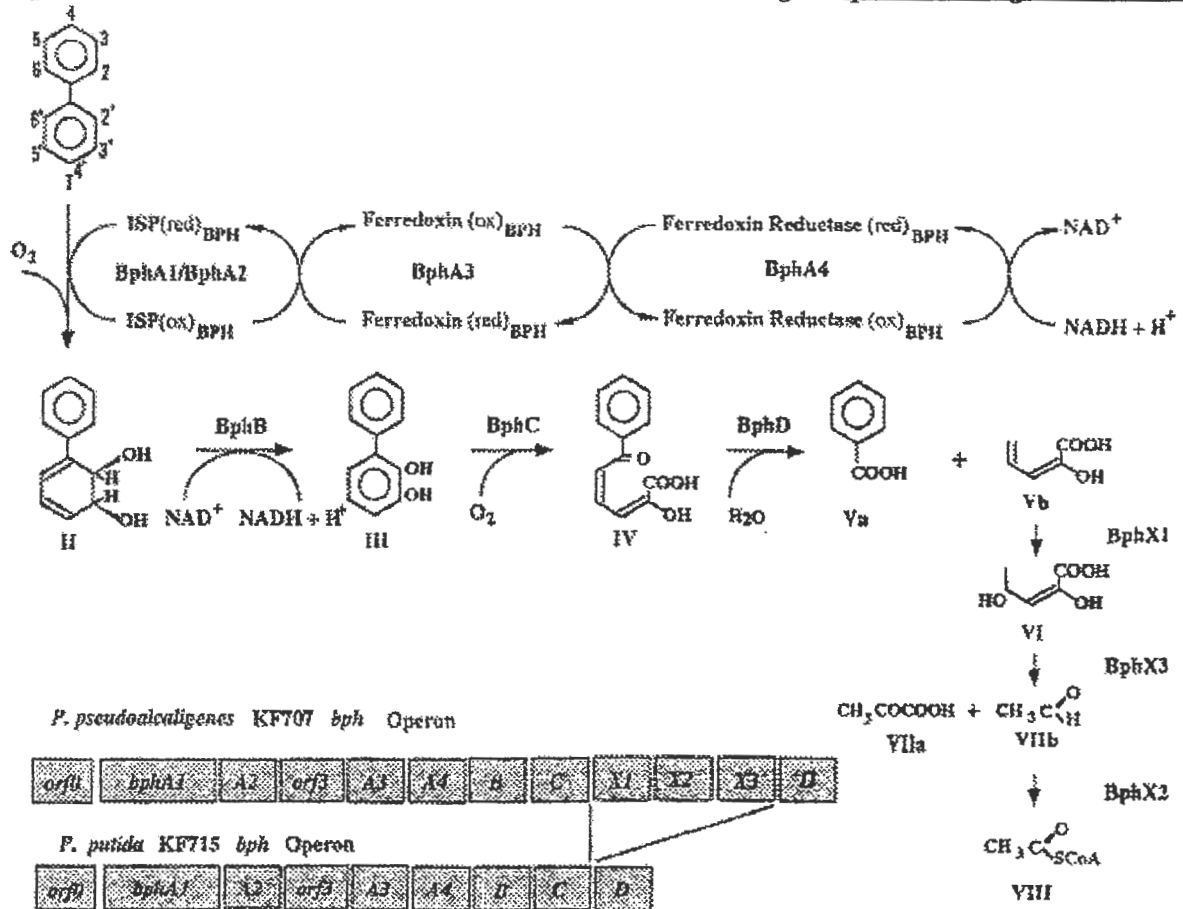


Figure 13 : L'organisation de l'opéron *bph* de *Pseudomonas pseudoalcaligenes* KF707 et la différenciation entre elle et celle de l'opéron *bph* de *Pseudomonas putida* KF715 (Furukawa, 1994).

D'autre part, l'opéron *bph* de la souche *Burkholderia* sp. LB400 est semblable à l'opéron *bph* de la souche *Pseudomonas pseudoalcaligenes* KF707 sauf quelques différenciations. Par exemple, la similarité entre Bph A2 de *P. pseudoalcaligenes* KF707 et Bph E de *Burkholderia* sp.LB400 est d'ordre de 99,5%. La Figure 14 représente cette similarité (Furukawa et al., 2004).

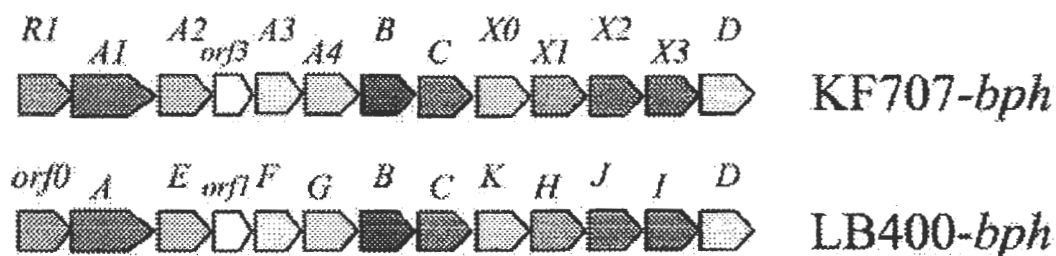


Figure 14 : La similarité entre l'opéron *bph* de *Pseudomonas pseudoalcaligenes* KF707 et l'opéron *bph* de *Burkholderia* LB400 (Furukawa et al., 2004).

IV-2-2-2- Pour les dioxines et les furanes :

La dioxine dioxygénase de *Sphingomonas* RW1 active la dibenzo-*p*-dioxine et le dibenzofurane pour métaboliser supplémentaire par introduction de deux atomes de l'oxygène à une paire d'atome de carbone plus voisines, une de ces atomes de carbone est impliquée dans un des ponts entre les deux anneaux aromatiques, c'est-à-dire, une dioxygénation angulaire. Les gènes *dxnA1* et *dxnA2* codant cette dioxygénase ont été cloné et montré pour être située juste en amont d'un gène de hydrolase, une enzyme impliquée dans l'étape suivante de la voie biodégradative de dibenzofurane. De plus, tandis que l'expression de *dxnA1A2* est modulée selon la source de carbone disponible, l'expression du gène de *dbfB* codant l'enzyme de clivage d'anneau de la voie de dibenzofurane, qui est située en voisinage de *dxnA1A2* mais orientée dans la direction opposée est constitutive (Armengaud et al., 1998).

Un fragment de 5,2 Kb codant les alpha et beta sous unités de la dioxygénase terminale, de la ferrédioxine et de la ferredoxine réductase (indiquée *dfdA1*, *dfdA4*, respectivement) a été cloné du grand plasmide circulaire *pYk3* isolé de la souche *Terrabacter* sp. strain YK3 (Iida et al., 2002).

Conclusion

Conclusion :

Les polluants organiques persistants s'accumulent dans les organismes vivants, persistent dans l'environnement et produisent des effets toxiques à long terme.

La biodégradation par les micro-organismes est un processus très efficace pour l'élimination de ces polluants. Les micro-organismes impliqués dans cette biodégradation utilisent plusieurs mécanismes qui nécessitent l'intervention de groupes enzymatiques très spécifiques codés par des gènes de dégradation chromosomiques ou plasmidiques.

Références :

- Abramowicz D., 1995, Aerobic and anaerobic PCB biodegradation in the environment. Environ. Health Perspect. Vol.103.
- Apfelbaum M., Romon M. et Dubus M., 2004, Diététique et nutrition, Ed. Elsevier Masson, Belgique.
- Armengaud J., Happe B. et Timmis K., 1998, Genetic analysis of dioxin dioxygenase of *Sphingomonas* sp. strain RW1: catabolic genes dispersed on the genome. J. Bacteriol. Vol.180.
- Bedard D.L., Haberl M.L., May R.J. et Brennan M.J., 1987, Evidence for novel mechanisms of polychlorinated biphenyl metabolism in *Alcaligenes eutrophus* H850. Appl. Environ. Microbiol. Vol. 53.
- Bernal-Martinez A., 2005, Elimination des hydrocarbures aromatiques polycycliques présents dans les boues d'épuration par couplage ozonation-digestion anaérobie. Thèse de Doctorat, Université Montpellier II (France).
- Bisson M., 2008, Données technico-économiques sur les substances chimiques en France: chlordane, Ed. INERIS, France, <http://rsed.ineris.fr/>
- Blieferet C. et Perraud R., 2001, Chimie de l'environnement : Air, eau, sols, déchets, Ed. Boeck, Paris.
- Bodénan F. et Garrido F., 2004, Devenir des dioxines dans les sols-analyse critique de données bibliographiques, Ed. BRGM, France, www.brgm.fr
- Bopp L.H., 1986, Degradation of highly chlorinated PCB by *Pseudomonas* strain LB 400. J. Microbiol. Vol. 1.
- Boyle A.W., Silvin C.J., Hassett J.P., Nakas J.P. et Tanenbaum S.W., 1992, Bacterial PCB biodegradation. Biodegradation, Vol. 3.
- Brignon J.M., 2007, Données technico-économiques sur les substances chimiques en France: aldrine, Ed. INERIS, France, <http://rsde.ineris.fr/>
- Bumpus J.A. et Aust S.D., 1987, Biodegradation of DDT [1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethane] by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. Appl. Environ. Microbiol. Vol. 53.
- Calvet R., Barriuso E., Bedos C., Benoit P., Charnay M.P. et Coquet Y., 2005, Les pesticides dans le sol: conséquences organiques et environnementales, Ed. Groupe France Agricole, France.

- Convention de Stockholm, 2001, www.pops.int
- Cutcheon S. et Schnoor J., 2003, *Phytoremediation: transformation and control of contaminants*, Ed. Wiley-IEEE.
- Dietrich D., Hickey W.J. et Lamar R., 1995, Degradation of 4,4'-dichlorobiphenyl, 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl, and 2,2',4,4',5,5'-hexachlorobiphenyl by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 1.
- Furukawa K., 1994, Molecular genetics and evolutionary relationship of PCB-degrading bacteria. *Biodegradation*, Vol. 5.
- Furukawa K., Hayase N., Taira K. et Tomizuka N., 1989, Molecular relationship of chromosomal genes encoding biphenyl/polychlorinated biphenyl catabolism: some soil bacteria possess a highly conserved bph operon. *J. Bacteriol.* Vol. 171.
- Furukawa K. et Kimura N., 1995, Biochemistry and genetics of PCB metabolism. *Environ. Health Perspect.* Vol. 103.
- Furukawa K., Suenaga H. et Goto M., 2004, Biphenyl dioxygenase: functional vertilities and directed evolution. *J. Bacteriol.* Vol. 186.
- Gabet S., 2004, Remobilisation d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique. Thèse de Doctorat, Université de Limoges, France.
- Guiraud J.P., 1993, *Génétique microbienne*, Ed. TEC & DOC, Paris.
- Iida T., Mukouzaka Y., Nakamura K. et Kudo T., 2002, Plasmid-borne genes code for an angular dioxygenase involved in dibenzofuran degradation by *Terrabacter* sp. strain YK3. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 68.
- Iwasaki T., Takeda H., Miyauchi K., Yamada T., Masai E. et Fukuda M., 2007, Characterization of two biphenyl dioxygenase for biphenyl/PCB degradation in a PCB degrader, *Rhodococcus* sp. strain RHA1. *Bioxi. Biotechnol. Biochem.* Vol. 71.
- Jourdain M.J et Charissou A.M., 2007, Etat des connaissances sur le devenir de polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelle et après biotraitement: identification des composés "métabolites" et des cinétiques, Ed. RECORD.
- Juhasz A.L. et Naidu R., 1999, Apparent degradation of 1,1,1-trichloro-2, 2-bis (p-chlorophenyl)ethane (DDT) by a *Cladosporium* sp. *Biotechnol. Lett.* Vol. 21.

- Kamanavalli C.M. et Ninnekar H.Z., 2004, Biodegradation of DDT by a *Pseudomonas* species. *Current Microbiol.* Vol. 48.
- Kuony S., 2005, Caractérisation d'arène dioxygénases impliquées dans la biodégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques chez *Mycobacterium* sp. 6PY1. Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier-GrenobleI (France).
- Laurent C., Feidt C. et Laurent F., 2005, Contamination des sols, Ed. EDP Sciences/ADEM.
- Lauwerys R., Haufroid V., Hoet P. et Lison D., 2007, Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles, Ed. Elsevier Masson, Belgique.
- Lecomte P., 1998, Les sites pollués: traitement des sols et des eaux souterraines, Ed. TEC & DOC, 2^{ème} édition, Paris.
- Lemièrre B., Seguin J.J., Guern C., Guyonnet D., Baranger Ph. et Saada A., 2008, Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes, Ed. BRGM, France, www.brgm.fr
- Nadeau L.J., Menn F., Breen A. et Sayler G.S., 1994, Aerobic degradation of 1,1,1-trichloro-2,2-bis(4-chlorophenyl)ethane (DDT) by *Alcaligenes eutrophus* A5. *Appl. Environ. Microbiol.* Vol. 60.
- Narbonne J.F., 2000, La contamination des denrées alimentaires par les dioxines, Ed. Concil of Europe, Strasborg.
- MATE (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), Plan National de Mise en œuvre (PNM). ALGERIE-Convention de Stockholm, http://www.pops.int/documents/implementation/nips/submissions/nip_algeria.pdf
- Page C.P., Curtis M.J., Sutter M., Hoffman B. et Walker M., 1999, Pharmacologie intégrée, Ed. Boeck, 1^{ère} édition, Paris.
- Pauw E., 2000, Dioxine: de la crise à la réalité, Ed. ULG, Belgique.
- Pelletier E., Campell P. et Denizeau F., 2004, Ecotoxicologie molleculaire, Ed. Presses de l'Université du Québec, Canada.
- Pelmont J., 2005, Biodégradations et métabolismes, Ed. EDP Sciences, France.
- PNUE (Programme des Nations Unies sur l'Environnement), 2005, Rapport annuel, <http://www.ecologie.gouv.fr/-pollants-organiques-persistants-htm/>
- PNUE, 1999, Lignes directrices pour l'identification des PCB et du matériel contenant des PCB, www.chem.unep.ch/pops/pdf/pcbident/pcbiffr.pdf

- Prescott L.M., Harby J.P. et Klein D.A., 2003, Microbiologie, Ed. Boeck, Paris.
- Rehmann L. et Dangulis A.I., 2008, Enhancement of PCB degradation by *Burkholderia xenovorans* LB 400 in biphasic systems by manipulating culture conditions. Biotechnol. Bioeng. Vol. 99.
- Reichl F.X., 2004, Guide pratique de toxicologie, Ed. Boeck, 1^{ère} édition, Bruxelles.
- Ritter L., Solomon K.R. et Forget J., 1998, Les polluants organiques persistants. UNEP/INC.1/INF/10.
- SiteI:<http://www.planetecologie.org/ENCYCLOPEDIE/RubriqueMois/ChloreEnvt/POPs.htm>
- SiteII:http://chimie.scola.acparis.fr/sitedechimie/chi_organ/bioorgan/dioxines/pag_diox.htm
- SiteIII:<http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=1&cid=96&m=3&catid=15987>
- Site IV: Secrétariat de la convention de Stockholm, le bureau d'information pour les conentions du PNUE, 2005, Débarasser le monde des POPs: visite guidée de la convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants, www.pops.int

Présenté par : BOUMIMEZ Sabah HAMIOUD Hassiba TITOUS Sarah	Date de soutenance :
Titre : Les Polluants Organiques Persistants (POPs) et leur biodégradation.	
Résumé : <p>Les polluants organiques persistants sont les plus dangereux pour l'environnement à cause de leur toxicité, leur bioaccumulation, leur persistance et leur pouvoir de se transporter sur de longues distances. Pour ces raisons, plusieurs méthodes sont proposées pour les éliminer ou diminuer leur toxicité. Parmi ces méthodes, la biodégradation par les micro-organismes (bactéries, champignons...) qui utilisent plusieurs mécanismes pour éliminer ces polluants.</p> <p>Mots clés : polluants organiques persistants, toxicité, biodégradation, mécanismes, micro-organismes.</p>	
Abstract : <p>Persistent organic pollutants are the most dangerous pollutants for the environment because of their toxicity, bioaccumulation, persistence and ability to be transported for the long distances. For these reasons, many methods were proposed for their elimination or reducing of their toxicity. These methods include biodegradation by micro-organisms (bacteria, fungi...) which use different mechanisms for their elimination.</p> <p>Keys words: persistent organic pollutants, toxicity, biodegradation, mechanisms, micro -organisms.</p>	
<p style="text-align: right;">المخلص :</p> <p>تعتبر الملوثات العضوية الثابتة من أخطر الملوثات إطلاقاً على البيئة نظراً لسميتها، تراكمها الحيوي، ثباتها وقدرتها على الانتقال لمسافات طويلة. لهذه الأسباب اقترحت عدة طرق من أجل إزالتها أو التقليل من سميتها. من بين هذه الطرق المقترحة، التحلل الحيوي بواسطة الكائنات الدقيقة (بكتيريا، فطريات...) التي تستخدم عدة آليات لتحليل هذه الملوثات.</p> <p>الكلمات المفتاحية: الملوثات العضوية الثابتة، السمية، التحلل الحيوي، الآليات، الكائنات الدقيقة.</p>	