

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de La Recherche Scientifique  
المجلس الأعلى للتعليم والبحث العلمي  
مكتبية علوم التطبيقية والحياة  
المسجلة  
رقم الجرد : A.836

Université de Jijel

Faculté des Sciences Exactes et Sciences  
de la Nature et de La vie

Département de Biologie Moléculaire  
et Cellulaire



جامعة جيجل

كلية العلوم الدقيقة وعلوم الطبيعة والحياة

قسم البيولوجيا الجزيئية والخلوية

**Mémoire De Fin D'études Pour L'obtention Du Diplôme  
Des Etudes Supérieures en Biologie**

**Option : Microbiologie**

**Intitulé**

**Bioaccumulation des Métaux Lourds par les Bactéries**

**Membres du Jury :**

Président : M<sup>lle</sup> YOUSFI Khadidja

Encadreur : M<sup>lle</sup> AMIRA Samiya

**Réalisé par :**

BAYOU Rima

LAIEB Houria

MOKHBI Alima



**Année Universitaire : 2011- 2012**

*Nous Tenons D'abord à remercier dieu de nous  
avoir donné la force et la patience pour terminer ce  
travail.*

*Nous remercions tous ceux qui ont contribué de  
près ou de loin à l'élaboration de ce travail,*

*notre encadreur M<sup>le</sup> AMIRA SAMIA*

*et notre jury M<sup>le</sup> YOUSFI KHadidja*

*Nous tenons aussi à remercier tous les enseignants  
du département de biologie Moléculaire et cellulaire  
de l'université de Jijel et tous les enseignants qui ont  
contribué à notre formation depuis l'école  
primaire à ce jour.*

# Sommaire

<b>Introduction.....</b>	<b>1</b>
<b>Chapitre I : Généralités sur les métaux lourds</b>	
1. Définition des métaux lourds.....	2
2. Origine et source des métaux lourds .....	3
2.1. Fond géochimique.....	3
2.2. Dépôts atmosphériques.....	3
2.3. Les apports agricoles .....	3
2.4. Les eaux usées industrielles et domestiques.....	3
2.5. Décharges publiques.....	4
3. Propriétés physiques et chimiques.....	4
3.1. Solubilité.....	4
3.2. La volatilisation.....	4
3.3. Persistance.....	4
4. Devenir et répartition des métaux lourds dans l'environnement.....	5
4.1. Complexation.....	5
4.2. L'adsorption/désorption.....	5
4.3. Précipitation/ co-précipitation.....	5
5. Classification des métaux lourds .....	6
5.1. Éléments traces métalliques essentiels : rôle biologique.....	6
5.2. Éléments traces métalliques non essentiels : -toxiques.....	7
6. Mécanismes de toxicité des métaux lourds.....	7
6.1. Effets des métaux sur la santé humaine.....	7
6.2. Effet toxique des métaux lourds sur les animaux.....	9
6.3. Toxicité des métaux lourds chez les plantes.....	9
6.4. Toxicité des métaux lourds pour les microorganismes.....	9
<b>CHAPITRE II : Bioaccumulation des métaux lourds</b>	
1. Définition de la pollution.....	11
2. Méthodes de traitement de la pollution.....	11
2.1. Traitements physiques / chimiques (abiotique).....	11
2.2. Traitements biologique (biotique).....	12
2.2.1. Bioremediation.....	12

2.2.1.1. Définition.....	12
2.2.1.2. Types de bioremediation.....	12
a. Bioremediation Intrinsèque.....	12
b. Biostimulation.....	12
c. Bioaugmentation.....	13
3. Phytoremédiation.....	13
3.1. Définition .....	13
4. Autoépuration biologique des eaux souterraines .....	13
5. Interactions entre les métaux et les bactéries.....	14
5.1. Association passive avec la paroi cellulaire ou biosorption.....	15
5.2. Bioaccumulation.....	17
6. Microorganismes et les métaux lourds.....	18
6.1. Bioaccumulation les métaux lourds par des champignons.....	18
6.2. Bioaccumulation des métaux lourds par les algues.....	19
6.3. Bioaccumulation des métaux lourds par les levures.....	19
6.4. Bioaccumulation des métaux par les bactéries .....	20
6.4.1. Bioaccumulation du zinc (Zn).....	21
6.4.2. Bioaccumulation du cadmium (Cd).....	22
6.4.3. Bioaccumulation du cuivre (Cu).....	23
6.4.4. Bioaccumulation d'arsenic (Ar).....	24
6.4.5. Bioaccumulation de chrome (Cr) .....	25
6.4.6. Bioaccumulation du plomb (Pb).....	26
6.4.7. Bioaccumulation du sélénium (Se).....	26
6.4.8. Bioaccumulation du mercure (Hg) .....	27
6.4.9. Bioaccumulation d'uranium (U) .....	27
6.4.10. Bioaccumulation d'or (Au) .....	27
6.4.11. Bioaccumulation de l'argent (Ag) .....	28
6.4.12. Bioaccumulation de cobalt (Co) .....	28
6.4.13. Bioaccumulation de nickel (Ni) .....	28
6.4.14. Bioaccumulation du fer (Fe) et soufre (S).....	29
7. Résistance des bactéries aux métaux lourds.....	29
<b>Conclusion.....</b>	<b>31</b>

# Liste des Abréviations

**ABC** : ATP Binding Cassette.

**ADN** : Acide désoxyribonucleique.

**Al** : Aluminium.

**ARN** : Acideribonucleique.

**As** : Arsenic.

**AsO<sub>4</sub><sup>-3</sup>** : Arseniate.

**AsO<sub>3</sub><sup>-3</sup>** : Arsenite.

**ATP** : Adinosine tri-Phosphate.

**ATP ase**: Adinosine tri-Phosphate synthase.

**Au** : l'or secondaire.

**Ca** : Calcium.

**Cd** : Cadmium.

**CDF** : Cation Diffusion Facilitation family.

**Cr (VI)** : Chrome hexavalent.

**Cr** : Chrome.

**Cr (III)** : Chrome trivalent.

**Co** : Cobalt.

**Cu** : Cuivre.

**EPS** : Extracellular Polyméric Substances.

**ETM** : Elément trace métallique.

**F**: Flor.

**Fe**: Fer.

**Pb**: Plomb.

**H**: Hydrogen.

**Hg**: Mercure.

**Hg-CH<sub>3</sub>**: Methyl- mercure.

**LPS** : Lipo-PolySaccharides.

**Mg** : Magnésium.

**MIT** : Métal Inorganic Transport.

**Mn** : Manganèse.

**Mo** : Molybdene.

**Na** : Sodium.

**NADPH** : Nicotinamide Adénine Dinucleotide Phosphate Hydrogène.

**Ni** : Nickel.

**O** : Oxygène.

**P** : Phosphate.

**PH** : Potentiel hydrogène.

**RND** : Resistance-Nodulation-cell Division.

**Se** : Sélénium.

**Si** : Silicium.

**Sn** : Etain (latin stannum).

**Ti** : Tritiome.

**Zn** : Zinc.

# Liste des Figures

<b>Figure 01:</b> Interactions entre les métaux et les bactéries .....	14
<b>Figure 02:</b> Mécanismes de traitement des métaux par les micro-organismes.....	18
<b>Figure 03:</b> Principales familles de protéines impliquées dans le métabolisme du zinc chez les bactéries.....	23
<b>Figure 04:</b> Principales familles de protéines impliquées dans le métabolisme du Cadmium chez les bactéries.....	23
<b>Figure 05:</b> Systèmes d'efflux nécessitant une dépense d'ATP (ATPase) exemple cuivre.....	24
<b>Figure 06 :</b> Couplage entre cycles du fer, de l'uranium et du soufre (la réduction du fer est majoritairement bactérienne.....	29

# Liste de Tableaux

<b>Tableau I :</b> Table périodique des éléments.....	2
<b>Tableau II :</b> Impacts des métaux lourds sur la santé humain.....	8
<b>Tableau III :</b> Principaux groupements fonctionnels et constituants membranaires chez les bactéries.....	16
<b>Tableau IV :</b> Exemples de quelques microorganismes accumulant les métaux lourds.....	20





## Introduction

---

Parmi les principaux polluants générés par les activités industrielles, les métaux lourds (cuivre, plomb, chrome...). Ces éléments, par nature non biodégradables, présentent une forte écotoxicité et pourraient être impliqués dans la vie de nombreux pathologies (atteintes du système nerveux central, du foie, des reins, mais aussi cancers et malformation embryonnaires) (Abrahams, 2002).

La pollution de l'environnement par les métaux lourds est un problème mondial parce que ces métaux sont indestructibles et la plupart d'entre eux présentent des effets toxiques sur les organismes vivants, quand ils dépassent une certaine concentration. Par exemple, le plomb et le cadmium sont des métaux non essentiels, extrêmement toxiques et largement distribués dans l'environnement (Français, 2000).

Donc, la pollution environnementale par les métaux lourds représente un risque sur la santé publique en raison des maladies qui peuvent engendrer ces éléments. Pour lutter contre ces toxicités, il faut dépolluer l'environnement, en utilisant plusieurs méthodes soit des méthodes abiotiques (physico-chimiques) ou bien des méthodes biotiques (par utilisation des organismes vivants). Cependant les méthodes qui ont plus d'intérêt sont les méthodes biotiques qui utilisent la bioremediation (bioaccumulation, biosorption...) qui se fait par des microorganismes tels que les bactéries. Ainsi, au cours de ce travail nous étudions quelques mécanismes utilisés par les bactéries dans l'accumulation des métaux lourds.





## 2. Origine et source des métaux lourds

### 2.1. Fond géochimique

C'est par définition, la teneur naturelle ou originelle en élément traces présents dans les sols sans intervention humaine. Elle dépend d'abord de la teneur présente dans la roche originelle constituant le sol, qui ont peu lessivé ou plus généralement concentrer ces éléments (Buroi et Duro, 2005).

### 2.2. Dépôts atmosphériques

L'atmosphère constitue un récepteur géochimique et un milieu de transport préférentiel pour de nombreux éléments traces, faisant par ailleurs partie intégrante du cycle biogéochimique des métaux. La présence des éléments traces métallique dans l'atmosphère résulte de deux types de processus : naturels et anthropiques (Azimi *et al.*, 2002).

#### ➤ Les émissions naturelles

Les principales sources d'ETM dans les aérosols atmosphériques proviennent des volcans, des embruns marins et des incendies de forêts (Audry, 2003).

#### ➤ Les émissions anthropiques

En général, les métaux lourds proviennent de la combustion du charbon, ordures ménagères et de certains procédés industriels particuliers. Ils sont principalement issus des usines d'incinération de déchets et de trafic automobile (Dellaa, 2003).

### 2.3. Les apports agricoles

Les pratiques agricoles sont aussi à l'origine de la pollution de l'environnement par les métaux lourds suite à l'utilisation des produits chimiques ou organiques, pour maintenir ou améliorer le potentiel de fertilité (les engrais chimiques, les effluents d'élevage, et les boues de station d'épuration), pour lutter l'acidité du sol (amendements des carbonates riches en: Sn, F, Mn, et Zn) et pour lutter les ennemies des cultures (pesticides à base des métaux lourds) (Pierre et Vincent, 2000).

### 2.4. Les eaux usées industrielles et domestiques

Les rejets urbains se composent des effluents d'origine domestique et municipale qui peuvent être chargées de métaux lourds (Ben Moussa *et al.*, 1994).

## 2.5. Décharges publiques

Les concentrations les plus importantes des métaux lourds dans les sols sont liées au stockage de déchets industriels et urbains (décharge publique). Les effets métaux se trouvent dans tous les compartiments des déchets: les papiers, les plastiques, putrescibles, et surtout les éléments fins, c'est-à-dire les éléments inférieures à 2 cm dans les quels, on trouve beaucoup de métaux lourds, les piles (au mercure et au cadmium), les capsules de surbouchage (au plomb), les débris de lampe, et thermomètre (au mercure) (Lemèrs *et al.*, 2001).

## 3. Propriétés physiques et chimiques

### 3.1. Solubilité

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément, des conditions chimiques de la phase aqueuse (PH, potentiel d'oxydoréduction, concentration en ligands), et des phases solides environnantes (cas de stabilisation des sols contaminés avec des déchets industriels). La solubilité d'un élément peut varier selon sa spéciation, c'est-à-dire sa répartition entre différents états de valence, qui représente un paramètre essentiel notamment pour l'arsenic et le chrome (Périra, 2007).

### 3.2. La volatilisation

La volatilité influe sur la libération par évaporation naturelle des polluants infiltrés dans les sols, d'une façon générale, Les métaux sont considérés comme non volatils sauf le mercure dont le point d'ébullition est de 3,57 °C (Périra, 2007).

### 3.3. Persistance

Contrairement à de nombreux autres polluants, les ETM ne peuvent être éliminés ou dégradés par décomposition. Ils présentent donc un caractère persistant, indépendamment du fait qu'ils peuvent se trouver dans le sol sous différentes formes (Périra, 2007).

De plus, plusieurs paramètres peuvent influencées sur les métaux lourds le PH, la température, la force ionique, influence des conditions d'oxydoréduction et l'action des microorganismes (Périra, 2007).

## 4. Devenir et répartition des métaux lourds dans l'environnement

L'étude de la toxicité des ETM passe par spéciation ; c'est-à-dire l'étude de la distribution ou la répartition des différentes formes chimiques d'un élément dans la solution du sol (Albain, 2002 ; Tonneau, 2003). La spéciation d'un élément trace dépend des variables environnementales et des processus physico-chimiques auxquels il est soumis le milieu considéré. On trouve les processus d'adsorption/désorption, les réactions de complexations, les réactions d'échange de surface et les phénomènes de Co-précipitations (Dange, 2002).

### 4.1. Complexation

Les ions métalliques peuvent être complexés avec la matière organique du sol par association entre les cations métalliques et les groupes fonctionnels des substances humiques. Les groupes de surface de ces substances se comportent comme des ligands organiques et des ligands inorganiques complexant (Gardes, 2000).

### 4.2. L'adsorption/désorption

Selon Calvet (2003) l'adsorption au sens strict est définie comme l'accumulation de matière à l'interface entre la phase aqueuse et un adsorbant, sans développement d'un arrangement moléculaire tridimensionnel. Deux types d'adsorption sont impliqués dans la rétention des métaux lourds: la physisorption et la chimiosorption. La première catégorie correspond à des ions associés aux minéraux argileux et aux substances humiques. Les ions de la deuxième catégorie sont associés aux surfaces d'oxydes et hydroxydes métalliques, aux bords des feuillets des minéraux et aux substances humiques (Calvet, 2003).

### 4.3. Précipitation/ co-précipitation

Dans le milieu naturel les métaux lourds précipitent principalement, sous formes d'hydroxydes, de carbonates, de phosphates, de chlorures ou de sulfures. La précipitation peut être considérée comme la précipitation simultanée d'une espèce chimique en conjonction avec d'autres éléments (Descamps *et al.*, 2006).

La précipitation comme la co-précipitation sont des phénomènes réversibles, pouvant intervenir à la fois dans les procédés de rétention ou de désorption des éléments traces métalliques, car ils dépendent des paramètres pouvant être modifiés lors de changement des

---

conditions physicochimiques du milieu, comme le PH et la concentration des éléments en solution (Descamps *et al.*, 2006).

## 5. Classification des métaux lourds

Du Point de vue biologique il est important de différencier les ETM qui sont essentiels à la vie de ceux qui ne le sont pas ou dont on ne connaît pas de propriétés vitales pour au moins une catégorie d'organismes (Albain, 2002)

### 5.1. Éléments traces métalliques essentiels : rôle biologique

Au niveau biologique certain métaux comme le cuivre, le zinc et le fer jouent un rôle fondamental dans les réactions biochimiques. Le cuivre par exemple intervient dans la respiration cellulaire comme constituant du cytochrome C oxydase (Namslauer et Brzezinski, 2004) et de façons générales dans l'activité de plusieurs enzymes impliquées dans diverses biotransformation. De même, le zinc est indispensable à l'activité de nombreuses enzymes. Il peut être directement actif au niveau de leur site catalytique, ou intervenir dans leur conformation, c'est le cas d'enzymes à zinc comme la superoxyde-dismutase à zinc (Klotz *et al.*, 2003) ou la phosphatase alcaline. Le zinc participe également à la biosynthèse de certaines hormones et de certaines cytokines, notamment l'insuline, il pénètre dans le noyau de la cellule et joue un rôle déterminant dans la transcription de l'ADN par les facteurs de transcription à doigts de zinc (Coleman, 1992). L'incorporation du fer dans la protoporphyrine la transforme en hème (Ryter et Tyrrell, 2000), constituant de base de l'hémoglobine qui transporte l'oxygène du poumon aux tissus, de la myoglobine au niveau des tissus, des cytochromes qui oxydent divers substrats endogènes et exogènes comme les médicaments et qui fixent l'oxygène au niveau des tissus, ainsi que des cytochromes des mitochondries qui assurent le transfert des électrons à l'oxygène. Chez l'homme, les carences en ces éléments peuvent entraîner des désordres métaboliques ayant des conséquences plus ou moins graves (lésion de la peau, perte du goût, anémie...). Il est recommandé une ingestion d'avoir un apport quotidien de 15 µg de zinc, 2 mg de cuivre, de 50 à 200 µg de chrome pour les adultes. Cependant, absorbés en grande quantité, ces oligoéléments peuvent devenir toxiques. Leur toxicité est due essentiellement, à leur assimilation par les organismes qui ne les éliminent pas. Ils s'accumulent alors progressivement dans les chaînes trophiques (Oliver, 1997 ; Carlesen *et al.*, 2005).

---

## 5.2. Eléments traces métalliques non essentiels (toxiques)

A l'inverse des précédents, certains éléments traces n'ont aucun rôle biologique actuellement connu, c'est le cas des quatre éléments qui se détachent nettement en ce qui concerne les risques pour la santé : le mercure, l'arsenic, le plomb et le cadmium. Ils sont considérés comme néfastes dès qu'ils sont présents dans le milieu et entraînent des effets biologiques délétères à de très faibles concentrations (**Redfern, 2006**).

## 6. Mécanismes de toxicité des métaux lourds

En fonction d'organe cible, les sites d'action sur un organe demeurent toujours les mêmes soit : les enzymes, les membranes cellulaires ou les organites subcellulaires. Les composants intracellulaires les plus souvent touchés par la toxicité des métaux sont les enzymes microsomales, le réticulum endoplasmique, les lysosomes et les mitochondries (**Luther et al., 1996**).

La toxicité d'un métal se traduit donc par l'altération de la morphologie et du métabolisme et la perturbation de la croissance des organismes qui sont en contact. Les effets toxiques peuvent se traduire par :

- Le blocage des groupes fonctionnels de molécules importantes telles que les enzymes, les polynucleotides (ADN, ARN), les systèmes de transports pour les nutriments essentiels et les ions.
- Le déplacement et/ou la substitution d'ions essentiels à partir de biomolécules et d'unités cellulaires fonctionnelles, c'est le cas de métallothioneines, ces protéines peuvent séquestrer des métaux comme le zinc, le cuivre, le cadmium ou le fer à l'ordre de 7 atomes métalliques à saturation. L'affinité des métaux pour les atomes de soufre des cystéines varie suivant les métaux. La liaison avec le cadmium est plus stable qu'avec le zinc ce qui entraîne le déplacement de ce dernier lors d'une contamination par le cadmium
- La modification structurelle, la dénaturation ou l'inactivation d'enzymes et la rupture de l'intégrité de la cellule et des organelles de la membrane (**Crosnier, 1999 ; Joris, 2005**).

### 6.1. Effets des métaux sur la santé humaine

A court et à long terme, les métaux sont connus par leurs effets sur la santé humaine. Parmi les voies de pénétration dans l'organisme (inhalation de l'air, l'ingestion de nourriture ou d'eau, contacte dermique), l'inhalation est le principal mode de contamination, les particules les plus fines chargées en métaux pouvant pénétrer plus profondément dans les voies respiratoires.



Par ingestion, les métaux vont s'accumuler dans le corps humain (sang, foie, reins et os) ou certains d'entre eux ne sont que très lentement éliminés (**Gombert, 2005**).

Les métaux ont des effets aigus sur la physiologie, ce qui entraîne notamment des perturbations du système respiratoire, digestif et rénal, et provoque des troubles neurologiques graves ou des lésions de la peau, une exposition de courte durée par exemple, à des fortes concentrations en cadmium (poussières ou fumées) est irritante pour les cellules du système respiratoire et gastro-intestinal (**Gombert, 2005**). Une durée d'exposition à des faibles niveaux, si elle est chronique, peut, également, avoir de graves répercussions sur la santé. Le plomb, l'arsenic, le nickel et le cadmium ont des propriétés cancérigènes. Dans le cas du plomb, l'intoxication la plus courante est liée à une exposition chronique. Le plomb s'accumule alors dans le sang (plombémie) et bloque plusieurs enzymes nécessaires à la synthèse de l'hémoglobine, ce qui a pour effet une diminution du nombre de globules rouges et une anémie (**Gombert, 2005**).

Chez l'homme, comme chez les autres organismes vivants, la toxicité des métaux varie en fonction des éléments métalliques, de leur mode de pénétration dans l'organisme, et de leur forme chimique (spéciation). Citons par exemple le cas de l'arsenic et de chrome qui sont plus toxiques sous leur forme Cr libre qu'associé à des molécules organiques, le cas du chrome toxique essentiellement sous sa forme Cr libre et celui du mercure plus toxique sous sa forme organométallique de méthylmercure (**Gombert, 2005**).

**Tableau II : Quelques impacts des métaux lourds sur la santé humaine (Bonnet, 1997).**

<b>Particules</b>	<b>Toxicité</b>
<b>Plomb</b>	Troubles du système nerveux, affection du foie et des reins
<b>Cadmium</b>	Affections respiratoires, troubles rénaux
<b>Mercure</b>	Troubles du système nerveux (mémoire, fonctions sensorielles de coordination)
<b>Nickel</b>	Maladies respiratoires, asthme, malformations congénitales, cancers
<b>Chrome</b>	Cancers, troubles dermatologiques, anémies

## 6.2. Effet toxique des métaux lourds sur les animaux

La toxicité des métaux lourds sur les animaux est plus variée selon le métal et l'espèce, le cuivre, le zinc et le plomb sont causés chez les bovins un ictère hémolytique avec muqueuses jaunes et hémoglobinurie, faible croissance, anémie et défaut de minéralisation des os, hyper salivation, et parfois l'arsenic est peut causer le vomissement, la diarrhée hémorragique et chute de tension chez les chevaux ainsi le cadmium causer néphropathie pouvant évoluer vers une insuffisance rénale, ostéoporose et effets cancérigènes sur les poumons. Les effets résultant d'une exposition à ces ETM sur une longue période sont peu connus et il sera difficile de les relier à un éventuel épandage (Karine *et al.*, 2007).

## 6.3. Toxicité des métaux lourds sur les plantes

Les premiers effets des métaux lourds observables chez les végétaux est une inhibition de la croissance, celle-ci s'accompagne très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement chlorose foliaire, importantes lésions métallique, jaunissement progressif. Les bases moléculaires de ces perturbations sont encore mal connues. L'effet majeur des métaux lourds consiste en une réduction de la croissance des différentes parties de la plante. Selon l'importance du stress, les feuilles peuvent présenter une chlorose due à la fois à une perte de chlorophylle et à une déficience en fer (Romanowska, 2002). Dans le cas les plus sévères, une apparition de tâches nécrotiques est observée. Les métaux induisent également un abaissement de photosynthèse qui résulte soit d'un effet direct sur le transport des électrons et des enzymes du cycle de Calvin, soit d'un effet indirect en raison d'une diminution de la teneur en chlorophylle (Fodor, 2002).

## 6.4. Toxicité des métaux lourds sur les microorganismes

Un nombre croissant des preuves suggère que les microorganismes sont beaucoup plus sensibles au stress métaux lourds que les animaux et les plantes. Cette sensibilité principalement due à leur capacité à établir des complexes stables avec les protéines ce qui peut altérer les sites actifs ou déplacer des cofacteurs métalliques (Deitz *et al.*, 1999). D'autres effets toxiques sont également relevés tels que : la création de complexes spécifiques pouvant perturber les fonctions cellulaires et la compétition entre les cations métalliques et les nutriments essentiels sur les sites disponibles de la membrane cellulaire (Cheng, 2003).

---

La toxicité des métaux non essentiels se produit par le déplacement des métaux essentiels de leurs accepteurs indigènes ou par des interactions de ligand. En outre, les niveaux élevés d'aluminium, essentiels et les métaux non essentiels peuvent endommager les membranes de cellules, changer la spécificité des enzymes ; perturber les fonctions cellulaires et endommager la structure d'ADN (Nies *et al.*, 1999).



## 1. Définition de la pollution

La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme le sous-produit de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects altérant les modalités de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physicochimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers des ressources en produits agricoles, en eau et autres produits biologiques. Actuellement, la pollution par les métaux toxiques est une grande problématique qui peut être due à différents métaux lourds comme le cadmium, le mercure ou le plomb. Cette pollution provient essentiellement des rejets d'usines, notamment de tanneries (cadmium, chrome), de papeteries (mercure), d'usines de fabrication de chlore, et d'usines métallurgiques, et l'utilisation de certains fongicides (mercure) (Pierre, 2000).

## 2. Méthodes de traitement de la pollution

La réhabilitation des sites pollués repose sur l'utilisation des techniques de remédiation dont l'utilisation, jusqu'à un passé récent, nécessitait des techniques souvent basées sur des méthodes physico-chimiques et thermiques (abiotiques), nécessitant des équipements spécifiques et un personnel spécialisé. Mais, ces techniques ont aussi un impact négatif sur l'environnement, notamment l'excavation des sols et leur transport vers des zones de traitement ; ce qui rend la dépollution très onéreuse. En revanche, les méthodes biologiques (biotiques), utilisant des micro-organismes sur les zones polluées présentent de nombreux avantages (Forasté, 2011).

### 2.1. Traitements physiques / chimiques (abiotique)

Le traitement Physique / chimique utilise les propriétés physiques et / ou chimiques des contaminants ou du milieu contaminé à dépolluer (convertir chimiquement), séparé, ou contenant les contaminants. Dans le processus, les polluants sont modifiés au moyen des réactions chimiques qui peuvent produire des composés toxiques séparables de la matrice solide (Roy, 1994)

## 2.2. Traitements biologiques (biotique)

Le traitement biologique est un processus par lequel les contaminants dans le sol, les sédiments, les boues ou les eaux souterraines sont transformées ou dégradées en substances inoffensives, grâce à l'action du métabolisme des êtres vivants notamment microbien.

Les processus biologiques sont généralement mis en œuvre à faible coût. En outre, les microbes peuvent souvent être sensibles aux toxines ou aux contaminants très concentrés dans le sol (Roy, 1994).

### 2.2.1. Bioremediation

#### 2.2.1.1. Définition

La bioremediation est le processus de la biotechnologie environnementale qui emploie des êtres vivants pour épurer l'environnement. Les micro-organismes tels que des bactéries jouent un rôle important en épurant l'environnement. Ils détruisent les toxines libérées de divers processus et cela représente une partie de leur activité métabolique. Ces bactéries sont présentes dans de tels endroits où les toxines sont abondantes et elles ne peuvent pas être enlevées par aucune autre méthode. Des bactéries sont également employées pour enlever les substances nocives des fleuves et des mers (Adnan, 2010).

**2.2.1.2. Types de la bioremediation :** La biorémediation peut être classée en :

#### a. Bioremediation intrinsèque

Ce processus de bioremediation s'appelle également atténuation normale. Il se produit dans les sols et l'eau qui sont souillés avec des toxines. Des micro-organismes sont impliqués et jouent un rôle important dans ce type de bioremediation (Adnan, 2010).

#### b. Biostimulation

Dans ce type de bioremediation, l'environnement est modifié en motivant les bactéries utilisées pour la bioremediation. Les experts libèrent l'oxygène et d'autres aliments dans le sol dans lequel les micro-organismes résident. En raison de ceci, l'activité des bactéries et d'autres micro-organismes s'épanouit et ils enlèvent des contaminants de l'environnement ou arrosent plus efficacement (Adnan, 2010).



**c. Bioaugmentation**

La bioaugmentation est une technique mettant en œuvre des micro-organismes (généralement des bactéries, protozoaires, champignons) afin de traiter des zones touchées (sol et eau) par divers polluants carbonés, azotés ou phosphorés. Les micro-organismes déjà présents dans les sols ou l'eau, ne sont pas capables de dépolluer, c'est pourquoi l'utilisation de microorganismes extérieurs est nécessaire (Adnan, 2010).

**3. Phytoremédiation****3.1. Définition**

La phytoremédiation se réfère à la capacité naturelle de certaines plantes appelées hyperaccumulateurs de la bioaccumulation, de dégrader, ou de rendre inoffensifs des contaminants dans les sols, l'eau, ou de l'air (ces contaminants comme les métaux, pesticides, solvants) (McCutcheon et Schnoor, 2003).

La phytoremédiation est considérée une technologie propre, cette technologie est devenue de plus en plus populaire et a été employée sur les sites où les sols sont contaminés par le plomb, l'uranium et d'arsenic. Cependant, un inconvénient majeur de la phytoremédiation, c'est qu'il exige un engagement à long terme, car le processus dépend de la croissance des plantes, la tolérance à la toxicité, et la capacité de bioaccumulation (McCutcheon et Schnoor, 2003).

**4. Autoépuration biologique des eaux souterraines**

Les organismes vivants présents dans les eaux souterraines peuvent jouer un rôle essentiel dans les processus d'autoépuration des polluants des eaux souterraines.

Les bactéries sont les acteurs fondamentaux de la dégradation directe ou indirecte et de l'immobilisation des polluants minéraux ou organiques, ainsi que de la remobilisation des molécules toxiques ou indésirables. Les transformations biotiques sont moins importantes dans les eaux souterraines que dans le sol en raison de la plus faible activité biologique et sont réalisées par des bactéries libres et par des bactéries fixées sur un substratum (sédiments, fraction argileuse...). Cependant, les bactéries libres, susceptibles d'être entraînées avec l'écoulement des

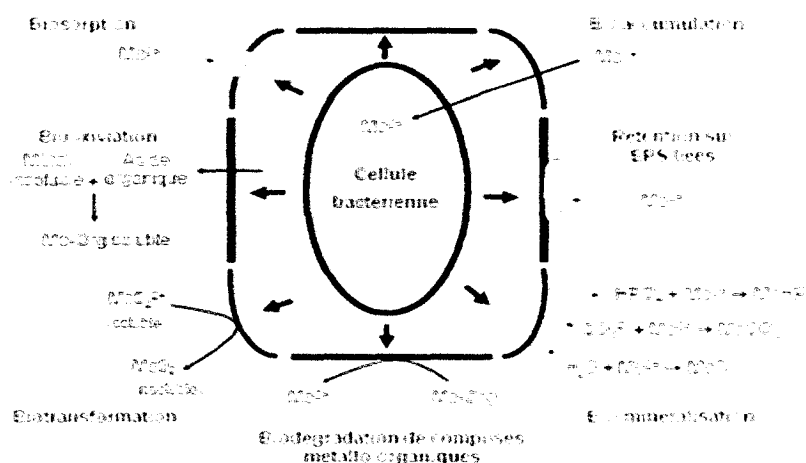
---

eaux souterraines et par conséquent avec le flux de polluant, ont un rôle important dans la transformation de ces substances indésirables (Desbordes, 2001).

### 5. Interactions entre les métaux et les bactéries

Les microorganismes, en particulier les bactéries, peuvent interagir avec les métaux via différents mécanismes. On peut observer une transformation des métaux par des processus d'oxydation/réduction ou d'alkylation. Ces transformations modifient généralement la toxicité et la mobilité du métal d'origine. Les métaux peuvent également être accumulés par des phénomènes d'adsorption passive (indépendante du métabolisme) ou par transport actif à l'intérieur de la cellule (dépendante du métabolisme). Il a également été observé la production de substances par les microorganismes telles que les composés organiques ou les sulfides, qui peuvent modifier la solubilité, et donc la mobilité des métaux. De plus, de par leur participation aux cycles biogéochimiques, les microorganismes modifient les caractéristiques de la matière organique dans leur environnement, ce qui peut modifier le comportement des métaux via des mécanismes de chélation ou complexation.

Les bactéries peuvent influencer de manière indirecte sur la mobilité des métaux par des modifications du milieu, par exemple par acidification. Ces différents mécanismes sont résumés dans la figure 01 (Desaunay, 2011).



- $Me^{2+}$  : cation métallique.
- Org : composé organique.

Fig.01. Interactions entre les métaux et les bactéries (Desaunay, 2011).



Les interactions entre les cellules bactériennes et les métaux sont gouvernées par des mécanismes passifs ou actifs :

- Les premiers sont indépendants du métabolisme ils sont rapides et réversibles. Ils ont lieu à l'interface cellule/solution et mettent en jeu des mécanismes tels que l'échange ionique, la complexation de surface ou la précipitation.
- Les seconds dépendent du métabolisme des cellules et sont donc spécifiques à chaque souche bactérienne, ils sont plus lents et généralement inductibles.

Ces interactions passives et actives vont dépendre de la structure cellulaire et peuvent intervenir simultanément. D'une manière générale, on considère que les métaux lourds peuvent être fixés dans la structure cellulaire et conséquemment biosorbés sur des sites de liaisons. Ceci est indépendant du métabolisme et est connu sous le terme de biosorption ou « passive uptake ». Les éléments peuvent également pénétrer dans les cellules en passant la membrane par l'intermédiaire du métabolisme. Ce mode d'assimilation est connu sous le terme d'assimilation ou « active uptake », ces deux modes d'interaction sont plus généralement regroupés sous le terme de bioaccumulation (Desaunay, 2011).

### **5.1. Association passive avec la paroi cellulaire ou biosorption**

Les bactéries représentent le plus grand nombre d'organismes dans les sols. En raison de leur petite taille, les bactéries présentent un ratio surface/volume important qui leur confèrent donc une grande surface de contact pour interagir avec l'environnement. En plus de ces caractéristiques, c'est plus particulièrement la charge nette négative de leur enveloppe cellulaire qui fait que ces organismes sont capables de fixer et d'accumuler les cations métalliques dans l'environnement. La paroi des cellules bactériennes présente de nombreux composants, encore appelés groupements fonctionnels, susceptibles de réagir avec les constituants extérieurs. En effet étant en contact avec le milieu extérieur les différents composants présents sur la couche externe des cellules sont des lieux d'interactions privilégiés avec l'environnement (ions, métaux, pesticides, composants du sol...). Les groupes fonctionnels présentent des fonctions anioniques au niveau de la surface bactérienne, qui vont être les principaux responsables de la capacité des bactéries à fixer les métaux (Desaunay, 2011).

Une liste des principaux sites réactifs et leur localisation au niveau des parois bactériennes présentées et décrites dans le Tableau III

---

**Tableau III** : Principaux groupements fonctionnels et constituants membranaires chez les bactéries (Desaunay, 2011).

Groupements fonctionnels	Constituants membranaires
carboxyles R-COOH	acides lipotéichoïques LPS EPS
phosphomonoesters R-OPO <sub>3</sub> H <sub>2</sub>	acides teichoïques LPS EPS
phosphodiesters (RO) <sub>2</sub> -P(OH) <sub>2</sub>	peptidoglycane phospholipides
amines R-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup>	peptidoglycane phospholipides
hydroxyles R-OH	peptidoglycane

La biosorption est généralement définie comme un processus non actif, c'est-à-dire ne nécessitant pas de consommation d'énergie par le micro-organisme. C'est en fait une sorption par des mécanismes physicochimiques (échange ionique, sorption, complexation). Elle implique différents niveaux de structure des cellules microbiennes : les parois et les membranes cellulaires externes et leurs composants, et les organites intracellulaires (Pedro, 2007). Cette technique est particulièrement efficace lorsque les concentrations en polluants sont faibles. Elle est donc appropriée à l'élimination de micropolluants. Ces composés qui s'accumulent lentement dans la nature et tout au long de la chaîne alimentaire sont considérés comme une menace écologique majeure dont l'impact est négatif. De nombreux efforts sont actuellement entrepris pour réduire d'une part leur émission et d'autre part leur présence dans différents biotopes (décontamination) (Crelier, 2012).

## 5.2. Bioaccumulation

La bioaccumulation est un phénomène par lequel une substance présente dans un biotope pénètre dans un organisme, même si elle n'a aucun rôle métabolique, et même si elle est toxique à ce dernier. Dans ce processus, il y a un simple transfert d'une fraction de la substance contenue dans le biotope dans l'organisme de sorte que la concentration dans les tissus de ce dernier est généralement légèrement inférieure ou égale à celle où le polluant se rencontre dans l'eau ou le sol (Lagadic *et al.*, 1997).

Ainsi la bioaccumulation des métaux est soit un processus physiologique normal, soit la conséquence d'une surcharge accidentelle de l'organisme. Dans les deux cas, les cellules utilisent le plus souvent leurs structures habituelles pour immobiliser les ions, et possèdent une variété de ligands suffisante pour complexer un grand nombre des éléments de la classification périodique. C'est ainsi que les lysosomes, par exemple, contiennent à la fois des ligands minéraux et organiques, et ils peuvent donc précipiter de multiples métaux ou métalloïdes. La bioaccumulation donc est un processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme (Français, 2000). Le processus se déroule en trois temps :

➤ L'assimilation : c'est la capacité d'un organisme à synthétiser sa propre substance à partir de substances et de matériaux extérieurs afin d'assurer sa croissance ou sa multiplication (Méquel, 2001).

➤ La bioconcentration : c'est un phénomène par lequel des êtres vivants absorbent des substances naturellement présentes dans leur biotope et les accumulent dans leur organisme à des concentrations supérieures à celles auxquelles elles se rencontrent dans le milieu naturel (Méquel, 2001).

➤ La bioamplification : la bioamplification est un phénomène par lequel une substance naturelle ou un contaminant présent dans un biotope connaît un accroissement de sa concentration au fur et à mesure qu'il circule vers les maillons supérieurs d'un réseau trophique. Les transferts de métaux entre individus suivent un processus classique dits transferts trophiques (Méquel, 2001).

## 6. Microorganismes et métaux lourds

Les microorganismes et leurs produits peuvent être des bioaccumulateurs efficaces des métaux. Certains types de microorganisme peuvent relativement retenir des quantités élevées des métaux par un processus connu comme biosorption. Cette dernière dépend de l'affinité de cellule et la capsule (Raras, 1995). La présence à la surface bactérienne des groupes ionisés métal ou sa forme ionique et les sites de fixation sur la membrane, la paroi capable d'interagir avec les cations est responsable des capacités de fixation. Plusieurs espèces microbiennes (bactéries, champignons, levures et algues) sont connus par leur pouvoir d'adsorber les métaux lourds a leur surface et ou les accumuler (Campbell et Martin, 1990). L'accumulation a été noté chez les cellules vivantes, elle est lente, dépendante aux activités métaboliques (Nourbakhsh *et al.* 2002).

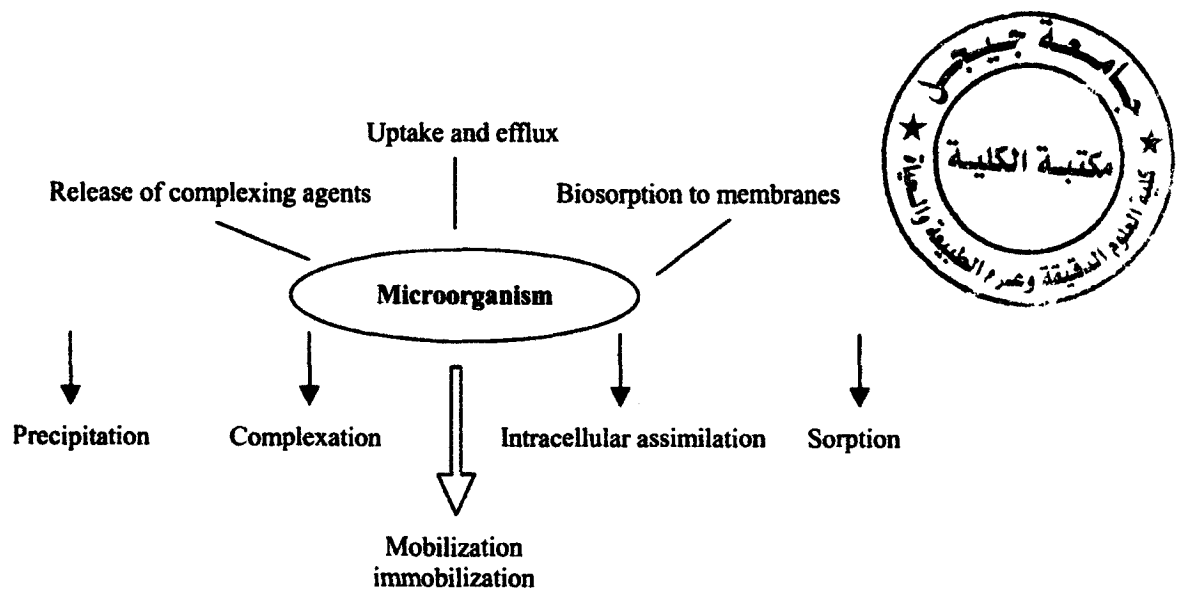


Fig.02. Mécanismes de traitement des métaux par les micro-organismes (Lajos et Gázsó. 2002).

### 6.1. Bioaccumulation des métaux lourds par des champignons

Dans les environnements pollués ou naturellement riches en certains toxiques bioaccumulables, la bioaccumulation de produits toxiques peut affecter l'individu et l'espèce, mais pas nécessairement (par exemple les lichens et les champignons peuvent accumuler de grandes quantité de métaux toxiques (Allen et Steinnes, 1998).

Les champignons sont souvent de bons bioaccumulateurs ; le *Penicillium* accumulé une grande quantité des ions de plomb dans la cellule, ainsi qu'il l'adsorbé sur la couche externe de la paroi cellulaire. Le plomb intracellulaire déposé soit dans le voisinage de la membrane cytoplasmique ou dans les vacuoles, et également possible de s'agréger en grosses particules dans le cytoplasme. Toutefois, le plomb n'a pas été adsorbé sur la paroi intérieure d'épaisseur du champignon (Fengquin et Zongze, 2012), de même pour les espèces *Penicillium sp* et *Aspergillus niger* qui accumulent les métaux comme le cuivre, le plomb et le zinc (Alonso et al., 2000).

### 6.2. Bioaccumulation des métaux lourds par les algues

La composition de la membrane cellulaire des algues joue un rôle très important dans la capacité de rétention des métaux lourds, pour la majorité des algues vertes la partie extérieure des membranes est constituée par des polymères pectiques associés à la cellulose, alors que la membrane des algues bleu vertes est constituée par la pectine, l'acide muramique ainsi que de l'acide diaminopimélique.

Il faut noter que la viabilité des membranes cellulaires des algues peut jouer un rôle important sur la perméabilité de certains métaux. La variabilité de la composition des membranes cellulaires des algues pourra servir comme base pour la biosorption sélective de différents métaux. Le Cu et le Zn sont deux microéléments indispensables pour le développement des algues. A des concentrations élevées ils sont toxiques pour les algues (Chaouch, 1998).

### 6.3. Bioaccumulation des métaux lourds par les levures

La membrane cellulaire des levures peut être considérée comme le premier site sur lequel les ions métalliques de l'environnement sont adsorbés, la couche extérieure de la membrane cellulaire est constituée par des polysaccharides comme la chitine et la cellulose. Plusieurs études ont montré l'adsorption d'un grand nombre de métaux par la chitine (Chaouch, 1998).

Chez *Saccharomyces cerevisiae* il a été observé que des composés spécifiques isolés de la paroi de cette levure (chitine, mannans et glucans) avaient de plus grandes capacités à accumuler les métaux tels que Cu, Cd et Zn aussi l'espèce *Candida* est capables d'accumulé le plomb (Pb), le nickel (Ni) et le zinc (Zn) mais l'accumulation du plomb est plus forte que celle de nickel et de zinc (Godwin, 2009).

---

Tableau IV: Quelques microorganismes accumulants les métaux lourds (Lajos et Gázsó, 2001).

<i>Citrobacter sp.</i>	Plomb, cadmium
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Uranium
<i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	Argent
<i>Bacillus cereus</i>	Cadmium
<i>Bacillus subtilis</i>	Chrome
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Uranium
<i>Rhizopus arrhizus</i>	Mercure

#### 6.4. Bioaccumulation des métaux par les bactéries

Les bactéries ont la capacité de métaboliser une grande variété de composés. Elles peuvent dégrader les polluants grâce à leurs enzymes (catalyseurs biologiques), les réduisant en molécules moins nocives. La clé du processus réside dans la sélection de la souche bactérienne. Celle-ci doit être adaptée aux polluants, car le choix d'un type de bactéries inappropriées peut conduire à la production de métabolites encore plus toxiques que le polluant de départ (Forasté, 2011).

Pour survivre dans des conditions de stress métallique, les bactéries ont évolué plusieurs types de mécanismes de tolérer l'absorption des ions de métaux lourds. Ces mécanismes comprennent l'efflux des ions métalliques en dehors de la cellule, et la complexation des ions métalliques à l'intérieur de la cellule, l'accumulation et la réduction des ions de métaux lourds dans un état moins toxique (Spain et Alm, 2003).

La surface cellulaire de tous les microorganismes est chargée négativement due à la présence de structures anioniques différentes. Ce qui permet aux bactéries de se lier avec les cations métalliques. Les parois des bactéries Gram + sont des chélateurs métalliques efficaces et chez *Bacillus subtilis*, le groupe carboxyliques de l'acide glutamique du peptidoglycane est le site majeur de la déposition métallique. L'acide teichoïque et l'acide téchuronique sont les sites

de fixation chez *Bacillus licheniformis*. Autres différentes espèces, notamment les *Pseudomonas* peuvent accumuler l'uranium, le cuivre, le plomb et les autres métaux (Gadd, 1990).

#### 6.4.1. Bioaccumulation du zinc (Zn)

Le zinc est un oligo-élément essentiel. Il est important dans la formation des complexes (comme les doigts de zinc dans l'ADN), il entre dans la composition des enzymes cellulaires (Spain et Alm, 2003).

En général, les bactéries présentent deux systèmes d'importation du Zn. Un système qui présente une haute affinité pour le substrat et qui est couplé à une dépense énergétique, et un système non spécifique, contrôlé par le gradient chimiosmotique à travers la membrane (Desaunay, 2011).

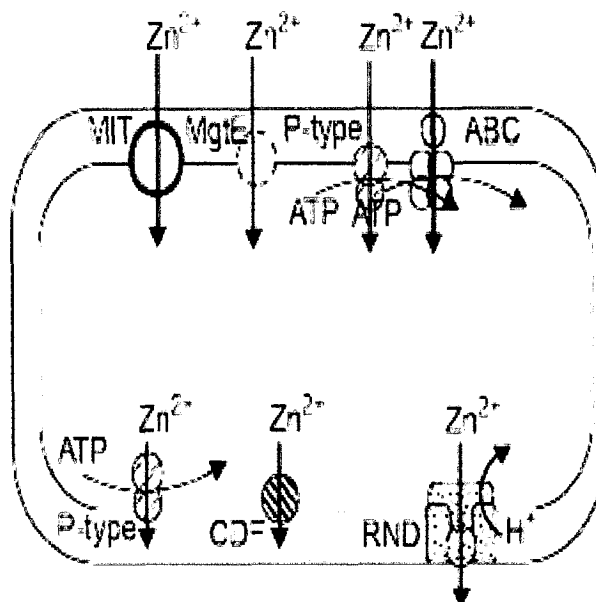
Le transport spécifique est assuré par différents types de protéines : les protéines de transport de type ABC (ATP Binding Cassette), dont le plus connue est *ZnuABC*. Ces protéines sont généralement constituées de deux protéines transmembranaires formant un pore permettant le transport du substrat. Ce type de transport est hautement spécifique. Il existe également un transport rapide mais moins/non spécifique contrôlé par les systèmes de transport du Mg (montré chez *Cupriavidus metallidurans*). Trois groupes de transporteurs sont impliqués dans ces systèmes :

Les transporteurs CorA MIT (Métal Inorganic Transport) (sans inhibition du transport de Mg), les transporteurs de la famille MgtE (sous influence du gradient chimiosmotique moins fréquent que les protéines CorA), et les transporteurs de la famille MgtA, une ATPase de type P ; système d'efflux qui transporte les ions de zinc à travers la membrane cytoplasmique par l'énergie de l'hydrolyse d'ATP. Qui semble transporter le zinc plus efficacement que le Mg. En ce qui concerne l'efflux du zinc, deux systèmes sont connus chez les bactéries : les protéines d'efflux P-type ATPases. Chez *E.coli* les P-type ATPases *ZntA*, *CadA* et *ZiaA* sont connus pour être responsables de l'efflux de zinc. Ces ATPases transportent le zinc uniquement à travers la membrane cytoplasmique (Desaunay, 2011).

Les transporteurs de type RND (Resistance, Nodulation, Cell Division) sont responsables du transport du zinc à travers la paroi cellulaire chez les bactéries à Gram négatif. Il a également été montré que des protéines de la famille CDF (Cation Diffusion Facilitation family), telles que

---

*ZntA* et *ZitB* peuvent participer à l'efflux du zinc. Ces différents mécanismes sont présentés dans la figure 03 (Desaunay, 2011).



**Fig.03.** Principales familles de protéines impliquées dans le métabolisme du zinc chez les bactéries (Desaunay, 2011).

#### 6.4.2. Bioaccumulation du cadmium (Cd)

Dans l'environnement, le cadmium se trouve très souvent sous forme d'un cation divalent ( $\text{Cd}^{2+}$ ), il est plus toxique que le zinc. Les différents effets observés sont : la fixation du Cd aux groupements thiols qui entraîne la dénaturation de certaines protéines, l'interaction avec le métabolisme du calcium et la dégradation de la membrane et l'interaction avec le métabolisme du zinc (Desaunay, 2011).

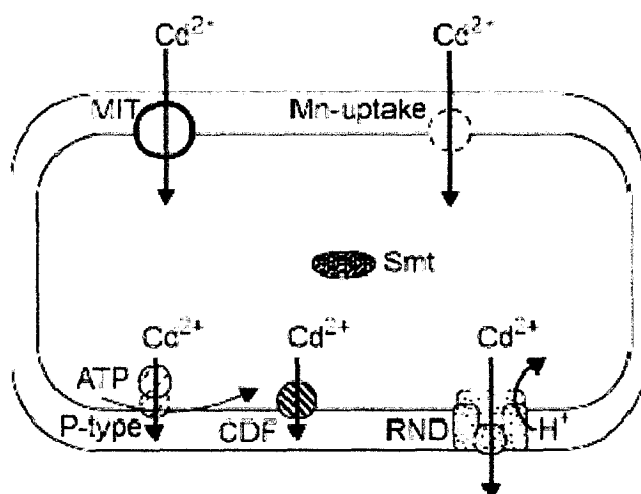
En ce qui concerne l'assimilation du Cd, il semblerait que le Cd peut utiliser les systèmes de transporteurs du magnésium et du manganèse de type MIT.

Deux systèmes d'assimilation du Cd sont identifiés chez *Lactobacillus plantarum* : un premier système de haute affinité et rapide d'import de manganèse qui peut aussi transporter le Cd. Ce système a été découvert en montrant un effet de compétition entre Mn et Cd, aussi le Cd peut rentrer dans la cellule via des systèmes de transport du Ca, du Mg, du Mn et du Zn (Desaunay, 2011).



La résistance au Cd est principalement basée sur des systèmes d'efflux. Chez les bactéries à Gram négatif le Cd semble être détoxifié par des systèmes P-type ATPase comme l'ATPase CadA découverte chez *Staphylococcus aureus* (Desaunay, 2011). Ces différents mécanismes sont résumés dans la figure 04.

Pagès et al. (2007) ont montré que 2 mutants de *Pseudomonas* présentaient 2 modes différents de résistance au Cd. Un premier mécanisme de sélection de transporteurs est caractérisé par une diminution de la régulation des transporteurs du Cu et du Cd couplée à une augmentation des protéines CadA responsables de l'efflux du Cd, le second mutant n'est pas capable d'empêcher l'entrée de Cd dans la cellule (ce qui induit un stress oxydant) et se protège du Cd en maintenant un pool intracellulaire de putrescine (Desaunay, 2011).



**Fig.04.** Principales familles de protéines impliquées dans le métabolisme du Cadmium chez les bactéries (Desaunay, 2011).

#### 6.4.3. Bioaccumulation du cuivre (Cu)

Le cuivre est utilisé par les cellules en petites quantités, il entre dans la composition des enzymes (par exemple, le cytochrome C oxydase). Les bactéries ont évolué plusieurs types de mécanismes pour résister à la toxicité due à des concentrations élevées du cuivre (Spain et Alm, 2003).

Lin et Olson. (1995) ont étudié des bactéries isolées à partir d'un système de distribution d'eau connaissent la corrosion du cuivre, 62% ont été trouvés résistantes de cuivre. Chez *Pseudomonas syringae*, la résistance au cuivre se fait par l'accumulation et l'emprisonnement dans le périplasma de la cellule et la membrane externe est due à quatre protéines codées par l'opéron cop plasmidique. Les protéines se trouvent dans le périplasma (CopA et CopC), la membrane externe (CopB), et la membrane interne (CopD) elle travaillant ensemble à emprisonner le cuivre loin de fonctions cellulaires sensibles (Spain et Alm, 2003).

Chez *E. coli*, la résistance au cuivre est basée sur un mécanisme d'efflux par lequel le cuivre est éliminé de la cellule. Les protéines d'efflux sont exprimées par des gènes plasmiques, qui dépendent de l'expression des gènes chromosomiques. Deux gènes ont été identifiés qui codent pour une protéine de liaison du cuivre et une lipoprotéine de la membrane externe. La plupart des espèces bactériennes dans l'environnement ont acquis au moins un des systèmes représentés dans la figure 05, de gestion du cuivre, et que l'évolution de la résistance du cuivre peut-être résulté de la modification des gènes d'absorption de cuivre trouvés sur le chromosome (Spain et Alm, 2003).

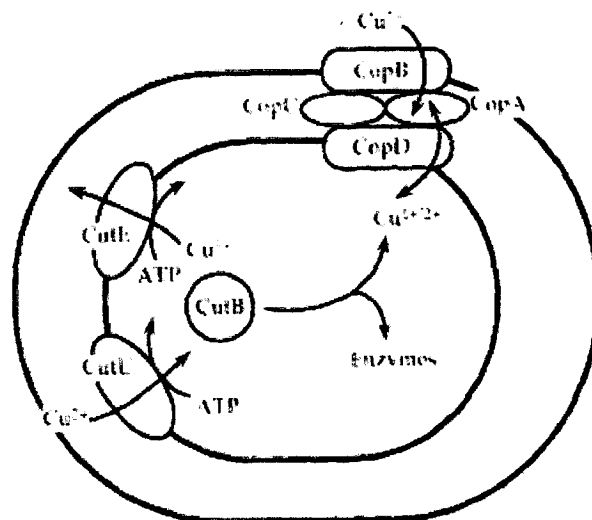


Fig. 05. Systèmes d'efflux de cuivre nécessitant une dépense d'ATP (ATPase) (Silver, 1999).

#### 6.4.4. Bioaccumulation d'arsenic (Ar)

L'arsenic est toxique pour les bactéries, ainsi que pour les autres êtres vivants. Cependant, il doit être d'abord sous une forme biodisponible. L'absorption d'arsenic par

les bactéries se fait par les transporteurs de phosphate et est généralement pompée à l'extérieur de la cellule par une pompe à efflux. Plusieurs mécanismes de résistance à l'arsenic ont été identifiés. Chen et al. (1986) ont proposé un modèle pour le mécanisme à médiation de plasmide d'efflux de l'arséniate ( $\text{AsO}_4^{3-}$ ) et arsénite ( $\text{AsO}_3^{3-}$ ) en bactéries Gram négatifs. La séquence nucléotidique d'un fragment d'ADN contenant l'opéron ars : trois gènes, arsA, arsB, et arsC, ont été trouvés pour les protéines : arsA, arsB, et arsC, respectivement. arsA est une protéine ayant une activité ATPase et donc impliquée dans la translocation des ions métalliques à travers la membrane cellulaire. arsB interagit avec arsA sur la membrane intérieure de la cellule, et les deux protéines forment la pompe arsénite. arsC est une petite protéine qui modifie la spécificité de la pompe arsénite et qui permet l'écoulement de l'Arséniate. Ainsi, arsC est seulement requis pour la tolérance à l'arséniate, et arsA et arsB sont requis pour la tolérance à deux espèces d'arsenic (Spain et Alm, 2003).

*E.coli* confère une résistance à l'arsenic par une pompe d'efflux spécifique contrôlée par un répresseur inductible d'arsénite (ArsR), l'ArsR est une protéine métallorégulatrice, qui offre une grande affinité et sélectivité pour l'arsénite, était sur exprimé dans *Escherichia coli* dans une tentative d'augmenter la bioaccumulation de l'arsenic. La surproduction d'ArsR abouti à des niveaux élevés de bioaccumulation d'arsénite (Kostal et al., 2004).

Ji et al. (1994) ont isolé et purifié une autre protéine arséniate réductase; celle-ci, a été codée par un gène situé sur le plasmide p1258 de *Staphylococcus aureus*. Cet arséniate réductase (arsR) a été trouvée actif dans la présence de la thiorédoxine et du NADPH. Ainsi, la réduction arséniate est probablement due à la détoxification intracellulaire (Spain et Alm, 2003).

#### 6.4.5. Bioaccumulation du chrome (Cr)

La présence de chromate dans l'environnement inhibe la plupart des micro-organismes, mais favorise également la sélection des bactéries résistantes. Les composés Cr (VI) sont nettement efficaces que ceux de Cr (III) en raison de leur grande solubilité dans l'eau, leur rapide perméabilité à travers les membranes biologiques et leur interaction avec les protéines intracellulaires et les acides nucléiques. Les bactéries présentes naturellement dans le sol et l'eau sont exposées à la contamination par le Cr. Beaucoup de bactéries appartenant aux genres : *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Bacillus*, *Streptomyces*...) peuvent réduire le Cr (VI) en Cr (III). Certaines bactéries présentes dans l'eau et le sol développent la

---

résistance au chrome, par la réduction de Cr (VI) en Cr (III) et minimisent les effets négatifs de Cr (VI) sur leur croissance (Uperti *et al.*, 2003).

Certaines bactéries peuvent accumuler le Cr jusqu'à 34 mg Cr/g du poids sec. L'accumulation intracellulaire d'une telle grande quantité de Cr peut perturber le fonctionnement normal de la cellule bactérienne (Uperti *et al.*, 2003)

#### 6.4.6. Bioaccumulation du plomb (Pb)

La concentration en plomb chez un microorganisme comme l'adsorption, l'absorption, le stockage et l'élimination a été étudiée. Bien que l'endocytose de particules ait été évoquée, il semble que le transport sous forme dissoute soit le mécanisme le plus fréquent de la pénétration du Plomb dans les cellules. La majorité des ions ne traversent les membranes plasmiques hydrophobes que grâce à un transporteur ligand. Une fois dans la cellule le métal sera capté par un autre ligand afin de prévenir sa diffusion vers l'extérieur. Ces différents ligands constituent un système de piégeage cinétique dont l'efficacité dépendra de l'importance de leur synthèse et de la force de la liaison avec le métal (Cossa, 1992).

*Pseudomonas* et *Shewanella* ont la capacité d'accumuler les ions de Pb (Fosso-Kankeu *et al.*, 2006).

#### 6.4.7. Bioaccumulation du sélénium (Se)

C'est le cas de la bactérie tellurique *Cupriavidus metallidurans* CH<sub>34</sub> (anciennement *Ralstonia metallidurans*), fréquemment trouvée dans les sols ou sédiments contaminés par des métaux. Elle se détoxifie le sol en réduisant le sélénite en précipité de sélénium élémentaire insoluble et bien moins toxique. Des radiotoxicologues ont mis en évidence deux voies de réduction du sélénium chez cette bactérie :

- ❖ transformation du sélénite et/ou du séléniate en sélénium organique sous forme de sélénométhionine incluse dans des protéines bactériennes.
- ❖ précipitation du sélénite en nanoparticules de sélénium élémentaire (procédé observé pour le sélénite, mais non pour le séléniate).

Le sélénodiglutathion est trouvé chez des bactéries exposées au séléniate en milieu limité en sulfate. Le séléniate semble moins bioassimilable: les bactéries qui y sont exposées en

accumulent 25 fois moins que de sélénium lorsqu'elles sont exposées à du sélénite (Avoxan, 2007).

Des bactéries mutantes (résistantes au sélénite) ont été étudiées. On a observé qu'elles n'exprimaient pas une protéine membranaire (DedA) ; ce qui leur permet de moins accumuler de sélénium après exposition au sélénite (comparativement à la même bactérie non mutée). Le séléniate pourrait quant à lui être dégradé par le sulfate perméase de *Cupriavidus metallidurans* CH<sub>34</sub> (Avoxan, 2007).

#### 6.4.8. Bioaccumulation du mercure (Hg)

Les bactéries telles que *Escherichia coli* jouent un rôle particulier dans la transformation du mercure. La méthylation bactérienne résulterait du transfert d'un groupement méthyle de la méthylcobalamine (dérivé de la vitamine B), de la première étape de la production de diméthylmercure (forme volatile et participant à la détoxification et l'excrétion des bactéries). A l'inverse, la déméthylation par réduction bactérienne permet de former du mercure élémentaire Hg<sup>0</sup>. Ces mécanismes sont assurés par des enzymes, la lyase organomercurielle et la réductase mercurique. Cet équilibre méthylation/déméthylation conduit à une faible production de méthyle mercure (environ 1% du mercure total), qui conduit néanmoins à la contamination des organismes aquatiques (Beaugelin-Seiller et Simon, 2004).

#### 6.4.9. Bioaccumulation d'uranium (U)

Plusieurs sites principaux de la formation de complexes d'uranium dans les systèmes biologiques ont été proposés, y compris l'accumulation dans la paroi cellulaire, la complexation des glucides ou des protéines avec les polyphosphates d'uranium, c'est une interaction avec le groupe carboxyle des peptidoglycane de la paroi cellulaire, ou l'entrée dans les cellules par l'intermédiaire d'un mécanisme dépendant de l'énergie. *Pseudomonas* apparaît à accumuler l'uranium dans la paroi cellulaire et le long de la surface externe de la cellule, ainsi que à l'intérieur (Malekzadeh *et al.*, 2002).

#### 6.4.10. Bioaccumulation d'or

La biominéralisation d'or secondaire (Au) dans la bactérie *Cupriavidus metallidurans* est le résultat de l'expression génique Au-réglémenté conduisant à la précipitation dépendant de

l'énergie réductrice de substances toxiques Au (III)-complexes. *C. metallidurans*, qui forme un biofilms sur les grains Au, s'accumule rapidement Au (III)-complexes. L'accumulation cellulaire Au est couplé à la formation de Au (I)-S complexes. Ce processus favorise Au toxicité et *C. metallidurans* réagit par induire un stress oxydatif et des amas métalliques de gènes de résistances (y compris un opéron Au-spécifique) afin de promouvoir la défense cellulaire. En conséquence, la désintoxication Au est médiée par une combinaison d'efflux, la réduction et éventuellement, la méthylation de l'Au-complexes, conduisant à la formation de Au (I)-C-composés (Graham *et al.*, 2012).

#### 6.4.11. Bioaccumulation de l'argent (Ag)

La résistance bactérienne à l'argent se fait à partir d'un système d'efflux d'ions dépendant de l'énergie de la cellule par des protéines membranaires qui fonctionnent soit comme ATPases ou chimiosmotique cations / protons antiports, *Pseudomonas* a une grande capacité pour accumuler ce métal (Zadek, 2006).

La forme soluble de l'argent est la plus inhibitrice pour les bactéries. Toutefois, cette toxicité peut être réduite par complexation avec les phosphates, les sulfures et les chlorures. Certaines espèces bactériennes, telles que *Thiobacillus ferrooxidans* et *T. thiooxidans*, peuvent s'accumuler l'argent pendant le lessivage des minerais sulfurés (Trevors, 2002).

#### 6.4.12. Bioaccumulation de cobalt (Co)

La résistance au cobalt chez les bactéries Gram négatif est basée sur la transenveloppe (système d'efflux), et le système RND (Nies, 1999).  $\text{Co}^{2+}$  est rapidement accumulée par le système corA (système de transport en métal, MIT) dans la plupart des cellules bactériennes (Smith *et al.*, 1993).

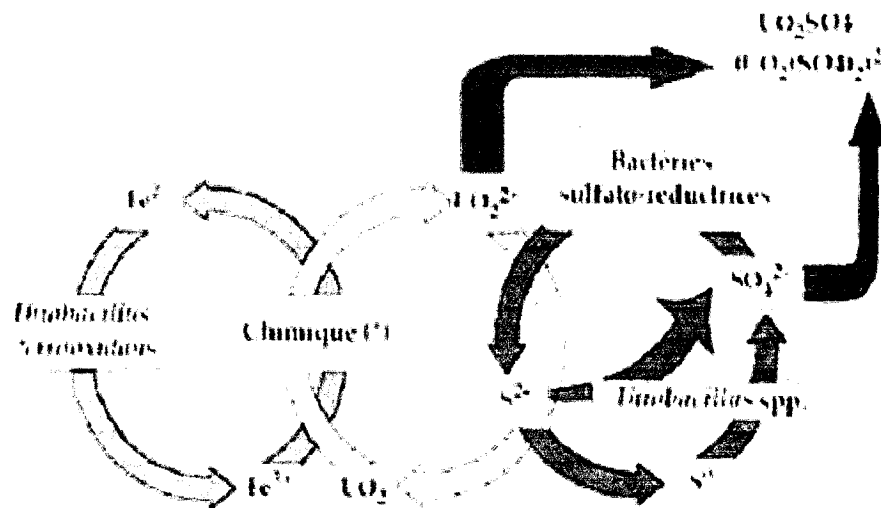
#### 6.4.13. Bioaccumulation de nickel (Ni)

La plupart des ions divalents sont accumulés dans les cellules par corA (système de transport en métal, MIT), le système de transport à  $\text{Mg}^{2+}$  dans les bactéries (Hmiel *et al.*, 1989). Le nickel a une accumulation rapide non spécifique par les deux systèmes déjà précédents. Des transporteurs de nickel hautement spécifiques sont soit des transporteurs chimiosmotique ou ATP-binding cassette (ABC) qui utilisent des transporteurs d'adsorption : une protéine périplasmique liant le nickel, la détoxification se fait par la séquestration (Nies, 1999).

---

La résistance la plus connue a été détectée chez les bactéries *Ralstonia sp*, elle est basée sur l'efflux de nickel entraîné par transporteur RND (Nies, 1999).

#### 6.4.14. Bioaccumulation du fer (Fe) et soufre (S)



**Fig. 06** : Couplage entre cycles du fer, de l'uranium et du soufre (la réduction du fer est majoritairement bactérienne) (Pedro, 2007).

La bactérie *Thiobacillus ferrooxidans* oxydant le fer et le soufre des sulfures (pyrite), va produire un oxydant sous forme de sulfate ferrique qui va oxyder l'uranium UO<sub>2</sub> (UIV) en UO<sub>2</sub><sup>2+</sup> (UVI) qui deviendra soluble, sous forme de sulfate (SO<sub>4</sub>), en milieu acide. L'acide sulfurique est produit par l'oxydation du soufre élémentaire ou des sulfures (pyrite) par *T. ferrooxidans* ou par des bactéries de même type fonctionnel. L'uranium U(VI) soluble pourra en présence de bactéries sulfatoréductrices former des sulfures (S<sup>2-</sup>). Le fer réduit et les sulfures pourront être réoxydés par *T. ferrooxidans* ou des bactéries de même type fonctionnel. En fin le fer III peut être réduit par des bactéries ferriréductrices.

Les différentes phases concernant le fer et le soufre sont essentiellement biotiques et la boucle concernant l'uranium est essentiellement abiotique (Pedro, 2007).

## 7. Résistance des bactéries aux métaux lourds

Les bactéries ont des systèmes perfectionnés pour se défendre contre des concentrations toxiques des métaux lourds: Hg<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup>, Co<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> .....

Deux stratégies dominantes sont utilisées pour faire face à l'invasion des ions minéraux toxiques:

➤ La transformation en une forme moins toxique. Dans le cas du mercure organomercurels (tels que le méthylmercure et le phényle-mercure) sont scindés en libérant  $\text{Hg}^{2+}$ , qui est réduit en mercure métallique ( $\text{Hg}^0$ ) volatil.

➤ Le pompage en dehors du cytoplasme. Il est assuré par le canal d'une ATP ase membranaire c'est le cas du pompage de potassium, sodium et protons. (Pelmont, 1995).

Comment les métaux entrent-ils dans les bactéries? Souvent à la faveur de transporteurs prévus pour les fonctions physiologiques normales de la bactérie. Dans le cas du cadmium ; toutes les bactéries ont un transporteur à haute affinité et très efficace pour le manganèse. Ce transporteur est la principale voie d'entrée du cadmium chez *Staphylococcus aureus*.

La résistance au cadmium est portée par le plasmide. Aussi la résistance au mercure a été étudiée dans les souches appartenant à diverses espèces bactériennes: *Escherichia coli*, *Staphylococcus aureus*, *Thiobacillus* et *Pseudomonas*. Les ions mercuriques se fixent sur un grand nombre de substances organiques et leur toxicité dépend énormément de la nature de complexe formés, en outre ils sont transformés en organomercurels, notamment en méthyle-mercure ( $\text{Hg-CH}_3$ ) sous l'action de méthylation microbienne en milieu aquatique. Le méthyle-mercure est métabolisé par les bactéries en deux étapes :

- Une lyase libère les ions  $\text{Hg}^{+2}$ .
- Une réductase flavinique fonctionnant avec NADPH et transformant les ions  $\text{Hg}^{2+}$  en  $\text{Hg}^0$ , c'est à dire en mercure métallique volatil (Pelmont, 1995).





## Conclusion

---

Bien que certains métaux lourds sont des oligo-éléments importants et essentiels, ils sont trouvés dans de nombreux environnements d'aujourd'hui, la plupart peuvent être toxiques pour les microorganismes quand elles sont en concentrations élevées tel que le plomb, le cadmium et le mercure. Les microorganismes sont adaptés à tolérer la présence de métaux, ainsi, un certain nombre d'interactions entre les microbes et les métaux ont des implications environnementales importantes telle que l'utilisation de bactéries pour nettoyer des sites contaminés par des métaux ; la bioaccumulation par exemple, se fait par plusieurs mécanismes tel que la complexation des ions métalliques à l'intérieure de la cellule et la réduction des ions à un état moins toxique, ce qui traduit que les espèces bactériennes intervenants dans la bioaccumulation des métaux lourds se diffèrent selon le type de métal.

En fin, il est important de se rappeler que les métaux rejetés dans l'environnement peuvent avoir de nombreux effets, non seulement sur les êtres humains, mais aussi sur l'environnement et sur la communauté microbienne à laquelle toute notre vie dépend.

# Références bibliographiques

- Abrahams, P.W. (2002). Soils: their implication to human health. The science of the total environment, 291, pp: 1-32.
- Albain, F. (2002). Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des ETM issus d'une station d'épuration dans un sol agricole. Thèse Université de Rennes. pp: 55- 95.
- Allen, R.O, Steinhilber, E. (1998). Concentration of some potentially toxic metal and other trace elements in wild mushrooms from Norway. Chemosphere, 4, pp: 371-378.
- Alonso, J, Salgado, M.J, Garcia, M.A, Melgar, M.J. (2000). Accumulation of mercury in edible macrofungi: influence of some factors. Arch. Environ. Contam. Toxicol, 38, pp: 158-162.
- Adnan, A. (2010). Types of bioremediation, role of biotechnology in bioremediation. Biotech articles.
- Audry, S. (2003). Bilan géochimique du transport des éléments traces métalliques dans le système fluvial anthropisé. Thèse de doctorat. Université de Bordeaux, 2, PP : 61-90.
- Avouac, L. (2007). Étude de la résistance de *Cupriavidus metallidurans* CH<sub>34</sub> aux oxyanions sélénite et séléniate : accumulation, localisation et transformation du sélénium. Thèse de Doctorat. Université de Grenoble. pp: 57-61.
- Azimi, S, Thevent, D, Garnand. (2002). Apport atmosphérique, bilans métaux lourds.
- Beaugelin-Seiller, K, Simon, S. (2004). Mercure et l'environnement. Direction de l'environnement et de l'intervention service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes. p: 11.
- Ben Moussa, H, Tyagi, R.D, Campbell, P.G.C. (1994). Biolixiviation des métaux lourds et stabilisation des boues municipales, effet de la forme du soufre élémentaire utilisée comme matériau ; Revue de science de l'eau. pp: 235- 250.
- Bonnet, M. (1997). Méthodes Spectrométriques d'analyse et de caractérisation. P: 4.
- Burolo, A, Duro, L. (2005). Éléments traces métalliques, Guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments trace métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Edition ENERJS.

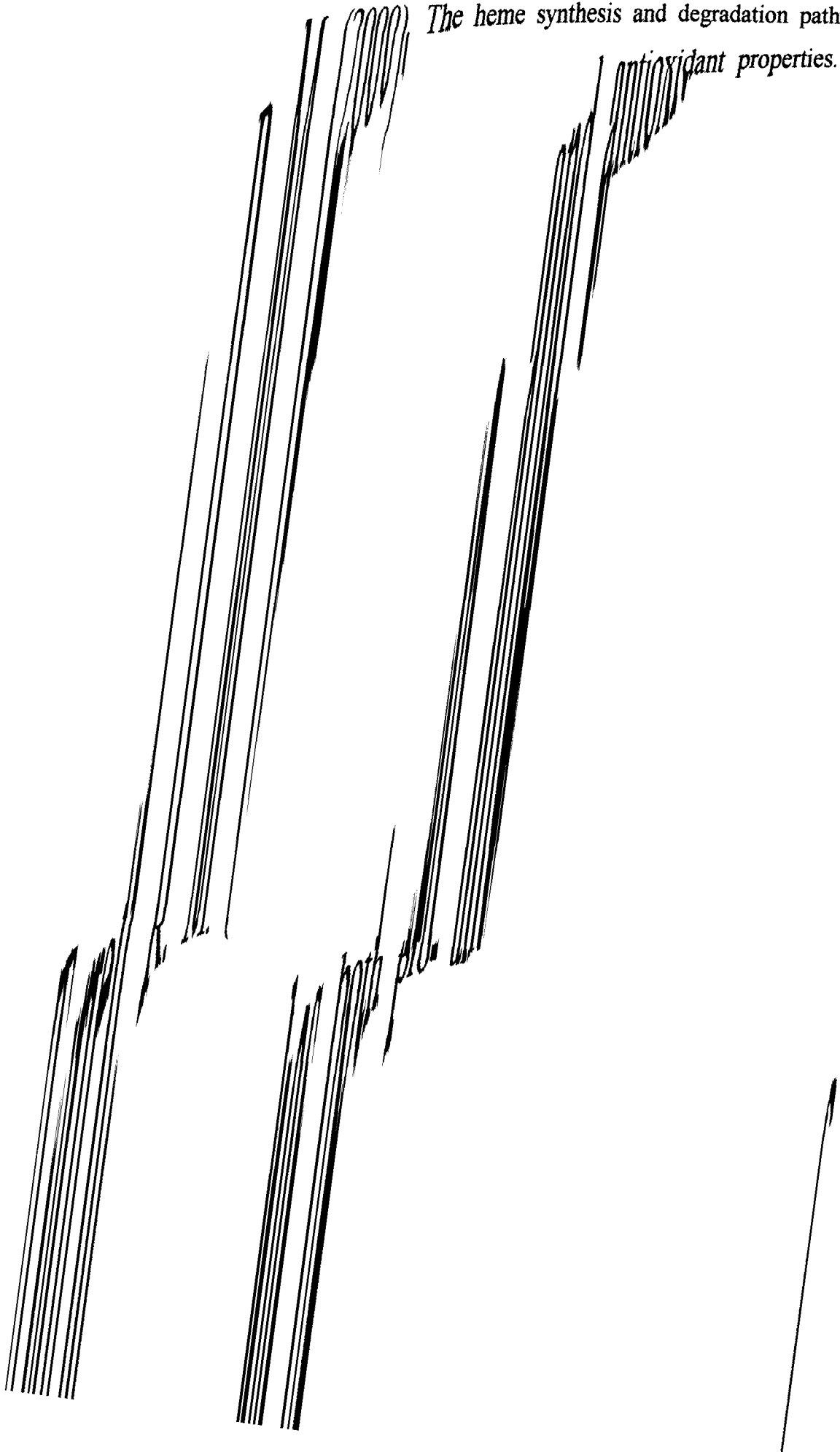
- Calvet, R. (2003). Le sol: propriétés et fonction phénomènes physiques et chimiques application agronomique et environnemental. Tome 2. Édition France agricole.
- Carlsen, C. U, Moller, J.K.S, Skbsted,L.H. (2005). Heme-iron in lipid oxidation. *Coord. Chem. Rev.* pp: 485-498.
- Campbell, R., Martin, M.H. (1990). Continuous flow fermentation to purify wastewater by the removal of cadmium .wastewater, *Air and soil pollution*, 50, pp: 407-408.
- Cheng, S. (2003). Effects of heavy metals on plants and résistance mechanisms. *Environmental Science and pollution Research*, 10, pp: 256-264.
- Chiffolleau, J. F, Cosa, D, ficht, A, Lconazales, J, Guyot,T. H, Michel, P, Minaud, P, Oga, C. Petit, F. (2001). La contamination métallique. Edition ISBN.
- Chaouch, M. (1998). Détermination des métaux lourds dans les eaux usées épuration par des polymères d'origines naturelles et test sur végétaux. (S.E). pp: 9-11.
- Coleman, J.E. (1992). Zincproteins : enzymes, Storage proteins, transcription factors, and replicationproteins. *Annu. Rev. Biochem*, 61, pp: 897-946.
- Cossa, D. (1992). Le plomb en milieu marin biogéochimie et ecotoxicologie. Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer.
- Crelier, S. (2012). Traitement d'effluents liquides par bio sorption. Lausanne.
- Crosnier, J. (1999). Devenir de la pollution métallique drainée par les eaux pluviales : influence du compartiment microbien et des altérations de dessiccation /rehumectation sur le transfert dans la zone non saturée du sol. Thèse de doctorat. Université Claude Bernard-Lyonl. p: 261.
- Dange, C. (2002). Etude du comportement des éléments traces en milieu estuasité : approche expérimentale et modélisation. Thèse de doctorat. Université de Relms. p: 43.
- Dellaa,Y. (2003). Utilisation des végétaux dans l'approche ecotoxicologiques de la pollution atmosphérique de Constantine. Thèse de magister. Université Mantouri. p: 7.
- Desbordes, A. (2001). Qualité, dépollution et traitement des eaux de nappes. *Qualité et Gestion de l'Eau*. Amiens. p: 65.

- Desaunay, A. (2011). Etude et modélisation de la biosorption des métaux par les bactéries. Application au transfert du cadmium et du zinc, seuls ou en mélange, par *Escherichia coli* et *Cupriavidus metallidurans* en colonnes de sable d'Hostun. Université de Grenoble. pp: 16-28.
- Descamps, T, Benzaazoua, M. Belem, T. Mbonimpa, M. (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de stabilisation des sols contaminés et déchets industrielles. *Revue de science de l'environnement*, 07, pp: 1-10.
- Dietz, K.J, Baier, M, Kramer, U. (1999). Identification d'une protéine apoplastique impliqués dans la phase initiale de sel et la sécheresse affectent différemment l'accumulation de protéines extracellulaire de l'organisme. Berlin. pp: 73-97.
- Fengquin, S, Zongze, S. (2012). Biosorption et la bioaccumulation de plomb par *penicillium sp.* isolé de l'haute mer des sédiments de l'océan pacifique. *Mendeley*, 11, pp: 853-858.
- Fosso-kankeu,E, Af-mulaba, B, Mamba, B.B, Marjanovic, I et Barnard,T.G . (2006). métaux trouvés autour miningareas: évaluation de l'effet de physique et les paramètres physiologiques. Université de Johannesburg. pp: 394-398.
- Forasté, I. (2011). Plante et microorganisme au service de la dépollution. Gabiomed.
- Fodor. (2002). Physiologcalreponses of vacular plants to heavy metals.In *physiology and biochemistry of metal toxicity and tolerance in plants*. Prasad.M.N.VetStrazalkaK. Edition Kluwer Academic publishers, Netherlands.pp: 149-177.
- Français, R. (2000). Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Ediscience international. Paris. pp: 8-52.
- Gadd,G.M. (1990). Heavy metal accumulation by bacteria and other microorganisms. *Experientia*. Paris, 46, pp: 8-52.
- Gardes, C. (2000). Influence des conditions physico-chimique sur la mobilisation du plomb et de zinc dans un sol et sédiments en domaine routier. Thèse de doctorat. Université de l'Adour.
- Godwin, M. (2009). Responsabilité budgétaire et d'efficacité économique, une approche fonctionnell. Université de Menich, Allemagne.
- Gombert, S. (2005). Pollution atmosphérique par les métaux. *EDP science*. p: 12.
- Graham, N. George, Nies, D.H, Mergeay, M, Pring, A, Southam, G andJoëlBrugger. (2012). Mécanismes de biominéralisation d'or dans les *Cupriavidus metallidurans* bactérie. *National Academy of Sciences*, 106, pp: 17757-17762

- Hmiel, S. P, Snavely, M. D, Florer, J. B, Maguire, M. E and Miller, C. G. (1989). Magnesium transport in *Salmonella typhimurium*: genetic characterization and cloning three magnesium transport loci. *Journal of Bacteriology*, 171, pp: 4742-4751.
- Joris, M.A. (2005). Etudes biologiques et génétique de la réponse adaptation de mollusque face aux contaminations métalliques et au stress oxydant. Thèse de doctorat. Université de Bordeaux. P: 216.
- Karine, M, Petit, B. (2007). Actualisation de la connaissance sur les éléments biologiques et minéraux persistants dans les boues des stations d'épuration. Impact sur la sante publique. Thèse de doctorat. Ecole Nationale Veterinaire d'Alfort. pp: 35-37.
- Klotz, L, Kroncke, D, Bchezyk, D. P, Sies, H. (2003). Role of copper, zinc, selenium and tellurium in the cellular defense against oxidative and nitrosative stress. *J. Nutr*, 133, pp: 14485-14515.
- Kostal, J. R, Yang, C.H, Mulchandani, W. (2004). Enhanced arsenic accumulation in engineered bacterial cells expressing ArsR. *Appl. Environ. Microbiol*, 7, pp: 4582-4587.
- Lajos, G, Gázsó. (2002). Les processus microbiens clés dans l'élimination des métaux toxiques et des radionucléides provenant de l'environnement, 7, pp : 178-185.
- Lagadic, L, Caquet,T, Aamiard, j. C et Français, R. (1997). Biomarqueurs en écotoxicologie aspects fondamentaux. Paris. p: 315.
- Lefloch, M. (2004). Caractérisation physico-chimique et traçage des émissions particulières métalliques d'une usine d'incinération d'ordures ménagères dans l'air ambiant, 38, pp : 5281-5289.
- Lemérs, B, Seyum, J.J, Guern. G.L, Guyonnet, D. (2001). Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. Edition BRGM.
- Luther, G. W, Rickard, D, Theberg, S. M, Olroyd, A. (1996). Determination of metal bisulfide stability constants of  $Mn^{+2}$ ,  $Fe^{+2}$ ,  $Co^{+2}$ ,  $Ni^{+2}$ ,  $Cu^{+2}$ , and  $Zn^{+2}$  by voltammetric methods. *Environ. Sci. Tech*, 30, pp: 671-679.
- Malekzadeh, F, Farazmand, A, Ghafourian, H, Shahamat, M, Levin, M, Grim, C and Colwell, R.R. (2002). L'accumulation de métaux lourds par une bactérie isolée de galvanoplastie effluents, 123, pp: 882-889.

- Méquel, M. (2001). Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport l'office parlementaire d'évaluation choix scientifiques et technologique. pp: 68-79.
- McCutcheon, S. C, Schnoor, J.L. (2003). Phytoremediation - Transformation and control of contaminants. Wiley-interscience, Inc., NJ, USA.p: 987.
- Namsalauer, A, Brzezinski, P. (2004). Structural elements involved in electron coupled proton transfer in cytochrome c oxidase. FEBS, 567, pp : 103-110.
- Nies, D.H. (1999). Microbienne résistance aux métaux lourds. Applied Microbiology and Biotechnology, 51, pp: 730-750.
- Nourbaklish, N. M. Kilicarslon, S, Ilhan, S, Ozdag. H. (2002). Biosorption of chromium, lead and copper ions in industriel waste water on *Bacillus sp.* Chemical. Eng. J, 85, pp: 351-355.
- Oliver, M.A. (1997). Soil and human health. European journal of soil science, 48, pp: 573-592.
- Pedro, G. (2007). Cycle biogéochimiques et écosystèmes continentaux. EDP science. p : 279.
- Pelmont, G. (1995). Bactéries et environnements. Office des publications universitaire. pp: 789-791.
- Périra, B. (2007). La contamination diffuse du sol par les éléments traces métalliques en région de wallonne, rapport analytique sur l'état de l'environnement wallain. pp: 6-8.
- Pierre, R, Vincent, J. (2000). Introduction à la bioremediation des sols, des eaux et de l'air. Université de Provence AIX-Marseille. p: 7.
- Raras, A. G. (1995). Biological and biotechnological waste management in material processing. J. Meneral mineral metals mater, 47, pp: 56-63.
- Redfern, F. M. (2006). Heavy metal contamination from Lindfills in coastal marine sediments: Kribati and Zeland. Thèse de doctorat. Université de Waikato. p: 148.
- Romanowska. (2002). Gas exchange fonctions in heavy metal stressed plants; In: physiology and biochemistry of metal toxicity and tolerance in plants. Prasad M.N.V etstrzlkka K. Editionkluwer.Academic publishers, Netherlands. pp: 257-285.
- Roy, C. B, Caumia, D, Blanchette, H, Pakdel, G. C and Schwerdtfeger, A. E. (1994). Vacuum Pyrolysis Process for the Remediation of Hydrocarbon-Contaminated Soils. Remediation. pp: 111-130.

The heme synthesis and degradation pathways: role in antioxidant properties. *Free. Radic*





- Ryter, S.W, Tyrrell, R. M. (2000). The heme synthesis and degradation pathways: role in oxidant sensitivity: hemoxygenase has both pro- and antioxidant properties. *Free. Radic .biol.med*, 28, pp: 289-309.
- Silver, S. (1999). Ion efflux systems involved in bacterial metal resistances. *Journal of Industrial Microbiology*, 14, pp: 186-199.
- Smith, D. L, Tao, T and Maguire, M. E (1993). Membrane topology of a P- type ATPase. The MgtB magnesium transport protein of *Salmonella typhimurium*. *Journal of Biological Chemistry*, 22, pp: 469- 479.
- Spain, A, Alm. E. (2003). Implication of microbial heavy metal tolerance in the environment. *Reviews in Undergraduate*, 2, pp: 1-6.
- Stellio, C. (2005). Modalisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule *Mytilus gllprovincialis* en milieux Méditerranéen. Thèse de doctorat. p: 11.
- Tonneau, J. (2003). Transmission des métaux lourds dans les chaînes alimentaires ; Printemps des sciences. p: 210.
- Trevors, J. T. (2002). La résistance et l'accumulation d'argent chez les bactéries. Université de Guelph, Ontario, Canada, 9, pp: 331-333.
- Upreti, R. K, Shrivastava, R and Chaturvedi, U. C. (2003). Division biomembrane, Centre Industriel de la recherche toxicologique, Lucknow.
- Wibre, M. D et Singh, S. S. (1999). Contamination des sols agricoles. Centre de recherche de l'Est sur céréales et les obagneux (CRECO). Canada. pp: 553-555.
- Zadek, S. (2006). Responsabilité d'entreprise et la compétitivité au niveau macro-economique, de gouvernance d'entreprise, 6, pp: 334 – 348.

<b>Présenté par :</b>	<b>Date de soutenance : 28/06/2012</b>
<b>Bayou Rima</b>	
<b>Laieb Houria</b>	
<b>Mokhbi Alima</b>	<b>Encadreur : Samiya Amira</b>

**Thème : Bioaccumulation des Métaux Lourds par les Bactéries.**

**Résumé:**

Les métaux lourds tels que : le cuivre, le zinc, le plomb, le mercure, le cadmium... sont considérés comme les plus grands polluants de l'environnements à cause de la diversité de leurs sources et aussi de leur dépendance à l'industrie humaine, ces métaux deviennent toxiques si ils se présentent en haute concentration.

Les bactéries sont caractérisées par leur pouvoir de détoxifier ces métaux à travers divers processus tels que la bioaccumulation, ce dernier se fait par plusieurs mécanismes mais le choix de mécanisme varie selon le métal et l'espèce bactérienne responsable de leur mécanismes de bioaccumulation.

**Mots clés : métaux lourds, toxiques, bactéries, bioaccumulation.**

**Summary:**

Heavy metals such as: copper, zinc, lead, mercury, cadmium... are regarded as the largest pollutants of the environments because of the diversity of their sources and also of their dependence on human industry, these metals become toxic if they are presented in high concentration.

The bacteria are characterized by their capacity to detoxify these metals through various processes such as the bio-accumulation, this last is done by several mechanisms but the choice of mechanism varies according to metal and the bacterial species responsible for their accumulation.

**Key words: heavy metals, toxic, bacteria, bioaccumulation.**

**المخلص:**

تعتبر المعادن الثقيلة مثل النحاس، الزنك، الرصاص، الزئبق، الكاديوم... من اكبر الملوثات البيئية بسبب تنوع مصادرها وأيضاً بسبب ارتباطها بالصناعات البشرية، هذه المعادن تصبح سامة اذا تواجدت بتراكيز عالية.

تتميز البكتيريا بقدرتها على نزع سمية هذه المعادن من خلال عدة طرق من بينها التكديس الحيوي، وهذا الأخير يتم بعدة آليات لكن اختيار هذه الآليات يختلف حسب نوعية المعدن والبكتيريا المسؤولة عن تكديسه.

**الكلمات المفتاحية: المعادن الثقيلة، السمية، البكتيريا، التكديس الحيوي.**