

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Université Abdelhamid Ibn
Badis-Mostaganem
Faculté des Sciences de la
Nature et de la Vie



جامعة عبد الحميد بن باديس
مستغانم
كلية علوم الطبيعة والحياة

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDE

Présenté par

HOUNA Adel

HADJ MOHAMED DAOUADJI HABIB

Pour l'obtention du diplôme de

MASTER EN BIOLOGIE

Spécialité : BIODIVERSITE ET ENVIRONNEMENT

THÈME

**RÉPONSES PHYSIOLOGIQUES DES
PLANTES AUX POLLUANTS DU SOL**

Déposé le juin 2021

DEVANT LE JURY

BOUZID Aman

MCA - Université de Mostaganem

Président

TAHRI Miloud

MCA - Université de Mostaganem

Examineur

CHADLI Rabah

Pr - Université de Mostaganem

Encadreur

Année Universitaire 2020/2021

Remerciements

*Avant toute chose, je remercie « Allah » qui m'a donné la patience, le courage et la
Volonté de mener à terme ce modeste travail.*

*Paix et salut sur notre premier éducateur « محمد صلى الله عليه وسلم » le prophète
Pour ce qu'il a donné à l'humanité.*

*Je tiens aussi à présenter mes sincères remerciements à mes professeurs pour leur
aide et leurs conseils.*

*Mes chers parents qui ont été toujours là pour moi, et qui m'ont donné un
magnifique*

Monde de labeur et de persévérance que dieu les protèges.

Mes remerciements s'adressent également à :

*M^r. Chadli Rabah notre promoteur pour avoir accepté d'encadrer
Ce travail et d'avoir dirigé cette étude ;*

*Par ses Conseils, ses encouragements, ses connaissances et sa patience tout au
long de notre Travail*

*Mes sincères remerciements s'adressent également aux membres du jury et
Examineurs de nous avoir fait l'honneur d'évaluer notre modeste travail.*

*Finalement, je remercie tous ceux ou celles qui ont contribué de près ou de loin à
L'accomplissement de ce mémoire de fin d'étude.*

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à :

Mes parents :

Mon père HOUNA Ahmed, qui peut être fière de moi, et trouver ici le résultat de longues années de sacrifices et de privations en m'aidant pour réussir dans la vie. Puisse Dieu faire en sorte que ce travail porte son fruit ; Merci pour les valeurs nobles, l'éducation et le soutien permanent venu de toi

Ma mère KEDDARI Soraya, qui a œuvré pour ma réussite, de par son amour, son soutien, tous les sacrifices consentis et ses précieux conseils, pour toute son assistance et sa présence dans ma vie, reçois à travers ce travail aussi modeste soit-il, l'expression de mes sentiments éternelles

Mon frère Yassine et mes sœurs Maha, Senia, Hanane, Yasmine qui n'ont cessé d'être pour moi des exemples de persévérance, de courage et de générosité

A mon binôme HADJ MOHAMMED DAOUADJI Habib et sa famille

A tous mes amis

A tous mes professeurs de département de Biologie

A KARA Souhila Zohra et

A tous ceux qui ont contribué pour que ce projet soit possible

A tous ceux que j'aime de loin et de près.

Adel

2020 – 2021

Dédicace

*Je dédie ce travail à deux personnes que j'aime le plus sur
Terre et auxquelles je ne cesserai de dédier tous mes succès
Ma mère BENCHAREF Fatiha cet ange de tendresse et de
Générosité, pardonne-moi chaque minute de souffrance que
Je t'ai causée durant ce dur labeur ; je t'aime très fort*

Chère ange.

*Cher père HADJ MOHAMMED DAOUADJI Mohamed
Qui est toujours à mes côtés près de
Moi pendant mes moments de faiblesse celui qui a toujours
Sur le réconforter et me consoler sans montrer les
Moindres sentiments*

A mon binôme HOUNA Adel et sa famille

A tous mes professeurs de département de Biologie

A tous ceux qui ont contribué pour que ce projet soit possible

A tous ceux que j'aime de loin et de près.

Habib

2020-2021

RESUME

La pollution de sol est devenue en quelques décennies un des problèmes majeurs qui conditionne l'avenir de notre planète résulte des conséquences des diverses activités humaines (industrielles, agricoles ...) accumulées au cours des temps.

Notre étude consiste à étudier la réponse physiologique des plantes aux différents polluants du sol parmi les principaux polluants sélectionnés pour ce travail et plus fréquemment rencontrés dans les sols sont : les métaux lourds, les hydrocarbures et les pesticides.

L'accumulation des différents polluants dans les sols, l'eau ou l'air, constitue une menace. Le fait qu'ils puissent remonter la chaîne trophique représente un danger pour les écosystèmes et pour la santé des organismes vivants et peut avoir des conséquences sociales, environnementales et économiques catastrophiques

En conditions stressantes, les plantes peuvent réagir en mettant en œuvre des mécanismes, entre autres, physiologiques et biochimiques

Dans ce cadre s'inscrit notre travail de recherche qui vise à évaluer l'effet des polluants sur les paramètres morphologiques, physiologiques et biochimiques des plantes

Mots clés : sol, plante, pollution, polluants, réponse physiologique, stress, métaux lourds, hydrocarbure, pesticide.

ملخص

لقد أصبح تلوث التربة في غضون عقود قليلة من المشاكل الرئيسية التي تؤثر على مستقبل كوكبنا وهذا بسبب العواقب الناتجة عن الأنشطة البشرية المختلفة (الصناعية والزراعية ...) التي تراكمت مع مرور الوقت.

تتمثل دراستنا في دراسة الاستجابة الفسيولوجية للنباتات لمختلف ملوثات التربة المختلفة، من بين الملوثات الرئيسية المختارة لهذا العمل والتي يكثر تواجدها في التربة وهي: المعادن الثقيلة والهيدروكربونات ومبيدات الكيمائية.

يشكل تراكم الملوثات المختلفة في التربة أو الماء أو الهواء تهديداً. وحقيقة أن بإمكانها الارتقاء في السلسلة الغذائية تمثل خطراً على النظم الإيكولوجية وصحة الكائنات الحية ويمكن أن تكون لها عواقب اجتماعية وبيئية واقتصادية كارثية.

في الظروف المجهد، يمكن للنباتات التفاعل من خلال تنفيذ آليات، من بين أمور أخرى، الفسيولوجية والكيميائية الحيوية

في هذا الإطار هو عملنا البحثي الذي يهدف إلى تقييم تأثير الملوثات على المعلمات المورفولوجية والفسيولوجية والكيميائية الحيوية للنباتات.

في هذا السياق، يهدف عملنا البحثي إلى تقييم تأثير الملوثات على الخصائص المورفولوجية والفسيولوجية والكيميائية الحيوية للنباتات.

الكلمات المفتاحية: التربة، النبات، التلوث، الملوثات، الاستجابة الفسيولوجية، الإجهاد، المعادن الثقيلة، الهيدروكربونات، المبيدات.

ABSTRACT

Soil pollution has become in a few decades one of the major problems that conditions the future of our planet results from the consequences of various human activities (industrial, agricultural ...) accumulated over time.

Our study consists in studying the physiological response of plants to the various pollutants of the soil among the principal pollutants selected for this work and more frequently met in the soils are: heavy metals, hydrocarbons and pesticides.

The accumulation of different pollutants in the soil, water or air, constitutes a threat. The fact that they can move up the trophic chain represents a danger for ecosystems and for the health of living organisms and can have catastrophic social, environmental and economic consequences.

Under stressful conditions, plants can react by implementing physiological and biochemical mechanisms, among others.

In this context, our research work aims to evaluate the effect of pollutants on morphological, physiological and biochemical parameters of plants

Key words : soil, plant, pollution, pollutants, physiological response, stress, heavy metals, hydrocarbon, pesticide.

Liste des abréviations

- ADN** : Acide désoxyribonucléique
- As** : Arsenic
- Ca** : Calcium
- CAH** : complexes argilo-humiques
- CC** : Capacité au champ
- Cd** : Cadmium
- CEC** : capacité d'échange cationique
- CFC** : chlorofluorocarbones
- CL₅₀** : Concentration Létale 50
- Cr** : Chrome
- Co** : Cobalt
- CO₂** : Dioxyde de carbone
- CO** : Oxydes de carbone
- COOH** : Carboxyle
- COV** : Composé organique volatile
- Cu** : Cuivre
- DAS** : Déchets d'activité de soins
- DASRI** : Déchets d'activité de soins à risques infectieux
- DIB** : déchets industriels banals
- DIS** : déchets industriels spéciaux
- DNAPL** : Dense Non Aqueuse Phase Liquides
- ETM** : Eléments trace métallique
- Fe²⁺** : Fer ferreux
- GSH** : Glutathion
- H** : Hydrogène
- HAP** : hydrocarbures aromatiques polycycliques
- Hg** : Mercure
- Hsp** : protéines de choc thermique
- H₂O** : Monoxyde de dihydrogène

K : Potassium

Mn : Manganèse

MS : Matière sèche

MTH : Maladies à transmission hydrique

MTs : Méthallothionéines

Na : Sodium

Ni : Nickel

NO_x : oxydes d'azote

OH : oxy-hydroxyde

Pb : Plomb

PC : Phytochélatines

PCB : polychlorobiphényles

PFP : Point de flétrissement permanent.

pH : potentiel hydrogène

ROS : Reactive Oxygen Species

SCOV: Composés Organiques Semi-Volatils

Se : Sélénium

SH : Thiol

SOD : Superoxyde-dismutase

SO₂: oxydes de soufre

Zn : Zinc

Listes des figures

N°	Titre	Page
Figure 1	Les horizons dans le sol	3
Figure 2	Les étapes de la formation du sol	4
Figure 3	Triangle textural	6
Figure 4	Les états de l'eau dans le sol	7
Figure 5	Illustration des phénomènes d'advection, dispersion et réaction avec le milieu qui se produisent lors du transport réactif d'un solute	17
Figure 6	Différents types de porosité	18
Figure 7	Mécanismes de dispersion mécanique	19
Figure 8	Tendance à l'hydrolyse des ETM considérés	21
Figure 9	Séquence des effets éco toxicologiques d'un polluant depuis les individus exposés jusqu'à l'écosystème pris dans sa totalité	22
Figure 10	Séquence des effets éco toxicologiques d'un polluant depuis les individus exposés jusqu'à l'écosystème pris dans sa totalité	27
Figure 11	Processus de phytoextraction	31
Figure 12	Schéma représentant une phytoextraction induite par des chélateurs.	32
Figure 13	Schéma représentant une phytoextraction continue	32
Figure 14	La rhizofiltration	33
Figure 15	Fonctionnement de la phytostabilisation	33
Figure 16	Fonctionnement de la phytodégradation	34
Figure 17	Fonctionnement de la rhizodégradation	34
Figure 18	Le processus de la Phytovolatilization	35
Figure 19	Techniques de la phytoremédiation	36
Figure 20	Possibles interactions métalliques lors du développement des plantes	45
Figure 21	Formule chimique et masse moléculaire des 16 HAP	53
Figure 22	Feuille d' <i>A. thaliana</i> exposée au PHE (1.5 mM) pendant 34 jours	55
Figures 23	Impact multifactoriel des herbicides sur la physiologie des plantes	63

Listes des Tableaux

N°	Titre	Page
Tableau 1	Contaminants organiques par famille de produits	15
Tableau 2	Caractéristiques de différents procédés utilisés en phytoremédiation	36
Tableau 3	Avantages et inconvénients de la phytoremédiation	37
Tableau 04	Propriétés physico-chimiques des 16 HAP	52

Table des matières

Liste des abréviations

Liste des tableaux et tableaux en annexes

Liste des figures

Résumé	I
Introduction générales	1 - 2

Chapitre I

I. Généralité sur le sol	3
I.1 Définition du sol.....	3
I.2 L'origine du sol.....	3
I.2.1 Minérale.....	3
I.2.2.Organique	4
I.3 Formation du sol.....	4
I.4 Constituants du sol	4
I.4.1 Une fraction solide.....	4
I.4.2 Une fraction liquide	5
I.4.3 Une fraction gazeuse.....	5
I.5 Les caractéristiques du sol	5
I.5.1 Les caractéristiques physiques	5 - 8
I.5.2 Les caractères chimiques	8 - 9
I.5.3 Les caractères biologiques	9
I.6 Fertilité et fertilisation du sol	9
I.6.1 Fertilité du sol	9
I.6.2 La fertilisation	10

Chapitre II

II. La pollution du sol	11
II.1. Définition	11
II.1.1 Pollution	11
II.1.2 La pollution du sol	11
II.2. Types de pollution du sol	11
II.3 Les origines de la pollution	11
II.3.1 La pollution d'origine urbaine	11 - 12
II.3.2 La pollution d'origine agricole	12 - 13
II.3.3 La pollution d'origine industrielle	13 - 14

II.4 Les grands groupes de polluants	14
II.4.1 Les polluants organiques	14 - 15
II.4.2 Les polluants inorganiques	16
II.5 Le transport des polluants dans les sols	16 – 17
II.5.1 Description du milieu poreux	17 - 18
II.5.2 Les processus physiques intervenant dans le transport des polluants	18 - 19
II.5.3 Les processus chimiques qui contrôlent le transport	19 - 23
II.6 Les impacts de la pollution	23
II.6.1 L’impact de la pollution sur l’environnement	23 - 24
II.6.2 L’impact de la pollution sur la santé humaine	24
II.6.3 L’impact de la pollution sur les végétaux	25
II.6.4 L’impact des polluants sur les écosystèmes	25 - 27

Chapitre III

III. Dépollution des sites et sols pollués	28
III.1 Les techniques de dépollution du sol	28
III.1.1 Les techniques physiques	28
III.1.2 Les techniques thermiques	28
III.1.3 Les techniques chimiques	28
III.1.4 Les techniques biologiques	29
III.2 La phytoremédiation	29
III.2.1 Définition de la phytoremédiation	29
III.2.2 Histoire de la phytoremédiation	30
III.2.3 Différentes techniques de phytoremédiation	30 - 37
III.2.4 Types des plantes utilisées dans la phytoremédiation	37
III.2.5 Exemples des plantes utilisées dans la phytoremediation	38

Chapitre IV

IV. Réponse physiologique des plantes aux différents polluants du sol.....	39
IV.1 Les réponses des plantes aux stress	39
IV.1.1 Définition du stress	39
IV.1.2 Facteurs d'origine anthropique	40
IV.1.3 Réponses physiologiques des plantes aux stress	40 - 41
IV.2 Les réponses physiologiques des plantes aux différents polluants du sol	41
IV.2.1 Les métaux lourds	41

IV.2.1.1 Définition	41
IV.2.1.2 Origines	41 - 42
IV.2.1.3 Phytotoxicité des éléments traces et tolérance des plantes	42
IV .2.1.3.1 Phytotoxicité des ETM	42 - 45
IV .2.1.3.2 Mécanismes de tolérance	45 – 52
IV.2.2 Les hydrocarbures	51
IV.2.2.1 Définition	51 - 52
IV.2.2.2 Origine	52
IV.2.2.3 Pollution du sol par les hydrocarbures	53 - 54
IV.2.2.4 Phytotoxicité d’hydrocarbures et tolérance des plantes	54
IV.2.2.5 Réponse de la plante à la présence de HAP	54
IV.2.2.5.1 Influence des HAP sur le fonctionnement des plantes	54 - 55
IV.2.2.5.2 Influence des HAP sur la morphologie de la plante	55 - 56
IV.2.2.6 Impact des HAP sur le fonctionnement de la plante	56
IV.2.2.7 Stimulation du développement de végétaux par les HAP.....	56 -57
IV.2.2.8 Toxicité photo-induite des HAP sur les végétaux	57 - 58
IV.2.2.9 Phytotoxicité des HAP purs	58 -59
IV.2.3 Les pesticides	59
IV.2.3.1 Définition	59
IV.2.3.2 Origine	59
IV.2.3.3 Classement selon leur cible biologique	59 – 60
IV.2.3.4 Pollution du sol par les pesticides	60
IV.2.3.5 Réponse aux stress xénobiotiques chez les plantes sous contrainte de Pollutions par des pesticides	60 - 64
Conclusion	65
Références bibliographiques	
Annexes	

Introduction

❖ Introduction :

Le sol est une ressource naturelle non renouvelable en continuelle interaction avec l'hydrosphère, l'atmosphère et la biosphère, c'est un milieu où les mondes minéraux et vivant sont étroitement imbriqués. Selon Georges **Aubert et Jean Boulaine** "le sol est le produit de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous l'action de la vie, de l'atmosphère et des échanges qui s'y manifestent" (**Aubert et Boulaine, 1980**). Cependant, du fait de la diversité des usages que nous en faisons, le sol n'est pas simple à définir : il y a autant de définitions que d'usages du sol.

En écologie, le sol est un milieu tri-phasique au carrefour de la biosphère et de la lithosphère : une phase solide (minérale et organique), une phase liquide représentant la solution du sol, et une phase gazeuse ou atmosphère du sol. L'écologue considère donc le sol comme un habitat et un élément de l'écosystème ; il est le produit et la source d'un grand nombre d'interactions chimiques, biochimiques et biologiques.

La pollution des sols a pris au cours des dernières décennies des dimensions de plus en plus préoccupantes tant par la multiplicité de ses causes que par l'ampleur croissante des surfaces affectées au point de devenir un problème majeur d'environnement (**Ramade, 2005**), les enjeux environnementaux et sanitaires, liés à la pollution du milieu terrestre est au cœur de nombreux débats de société. La prise de conscience de la nécessité de réduire la pollution toxique est de plus en plus importante.

Les activités humaines, qu'elles soient industrielles, agricoles ou domestiques, ont utilisées ou générées, depuis le début du développement industriel, des quantités croissantes de substances ou de déchets qui présentent des risques pour la santé de l'homme, et qui peuvent dégrader son environnement.

L'impact de la pollution sur les écosystèmes dépend des quantités de polluants absorbées par les plantes et de la réaction des différentes espèces. Les recherches proposées pourront donc concerner à la fois les mécanismes d'absorption, les effets sur le métabolisme et la physiologie des plantes et le fonctionnement des écosystèmes à différentes échelles (**Chow et Patterson, 1996; Dange 2002**).

Un stress biologique n'est pas facile à définir, mais il se rapporte communément à un facteur physique ou biotique qui exerce un effet délétère sur un organisme. Les stress physiques comprennent des conditions extrêmes des températures, d'alimentation en eau (inondation et sécheresse) de salinité, d'irradiation ainsi que divers composés chimiques (pesticides, métaux, lourds et polluants atmosphériques).

Les réponses des plantes aux stress peuvent emprunter différentes voies. Les plantes qui échappent aux stress les évitent en accomplissant leur cycle de développement, lors de période où les stress sont peu importants.

Les espèces qui évitent les stress par une modification de leur métabolisme (photosynthèse, respiration, etc.), ce que leur permet d'être en équilibre thermodynamique avec le stress et de ne subir aucun dommage.

Le stress c'est l'action de tout facteur du milieu potentiellement préjudiciable ou défavorable aux organismes. Un facteur abiotique défavorable exerce son action sur les végétaux à des degrés variables (**Hopkins 2003**). Tous ces facteurs causent aux végétaux un stress qui se traduit par des symptômes différents (**Hassena.M, 1999**).

Notre étude vise à démontrer la réponse physiologique des plantes aux différents polluants du sol

A ce propos nous attirons votre attention que notre travail a été structuré comme suit :

- ❖ Le chapitre un intitulé généralité sur le sol
- ❖ Le chapitre deux concerne la pollution du sol
- ❖ Le troisième chapitre sur la dépollution des sites et sols pollués
- ❖ Le quatrième chapitre il est consacré essentiellement à présenter la réponse physiologique des plantes aux différents polluants du sol

Revue
Bibliographique

Chapitre I

I. Généralités sur le sol**I.1. Définition**

Selon (Calvet2003) « le sol est un corps naturel de constitution minérale et organique différencier en horizons d'épaisseurs variables, qui déferent du matériau sous- jacent par sa morphologie, ses propriétés physiques et chimiques, sa composition et ses caractéristiques biologiques». (Duchaufour 1979), a divisé les horizons comme suit :

- Horizon A : horizon de surface riche en matière organique (débris végétaux)
- Horizon B : horizon intermédiaire apparaissant dans les sols évolués.
- Horizon C : roche mère.

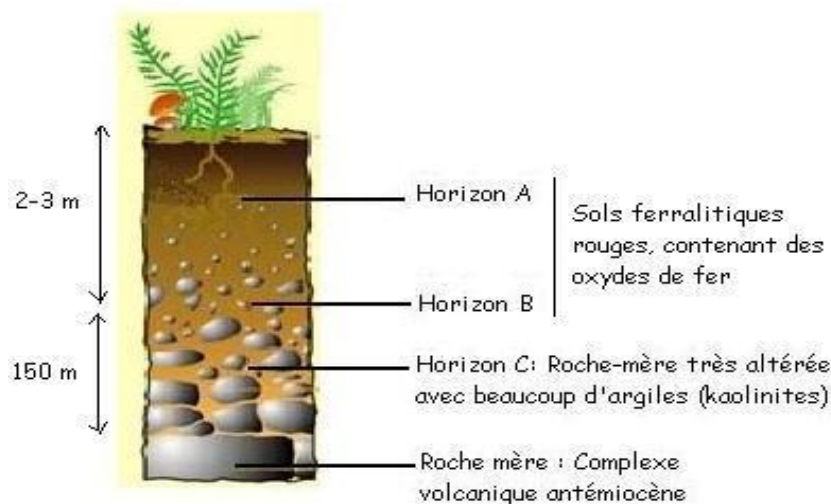


Figure .01. Les horizons dans le sol (Duchaufour, 1984)

I.2. L'origine du sol

Le sol à une double origine :

I.2.1. Minérale (roche-mère)

Elle constitue le substrat du sol. On étend le concept de roche mère, à tout matériel lithologique dont les caractères physico-chimiques seront transmis au sol qui le surmonte et qui se forme à ses dépens.

I.2.2. Organique (êtres vivants)

Qui se répartie en trois groupes :

- Les matières Organiques vivantes ;
- Les matières Organiques fraîches ;
- Les composés organiques stabilisés (Camuzard, 2001).

I.3. Formation du sol

Le sol se forme à partir de la roche mère, qui est une formation géologique ancienne (roche primaire : granite) ou récente (alluvion). Pour passer de cette formation géologique au sol meuble plus au moins épais, de nombreux phénomènes interviennent :

- Désagrégation physique ;
- Altération chimique ;
- Processus biologiques ;
- Mouvement d'éléments ou migrations.

Ces différents phénomènes sont sous la dépendance de plusieurs facteurs ; climat, roche mère, végétations, reliefs, homme et temps (**Duchaufour, 1984**).

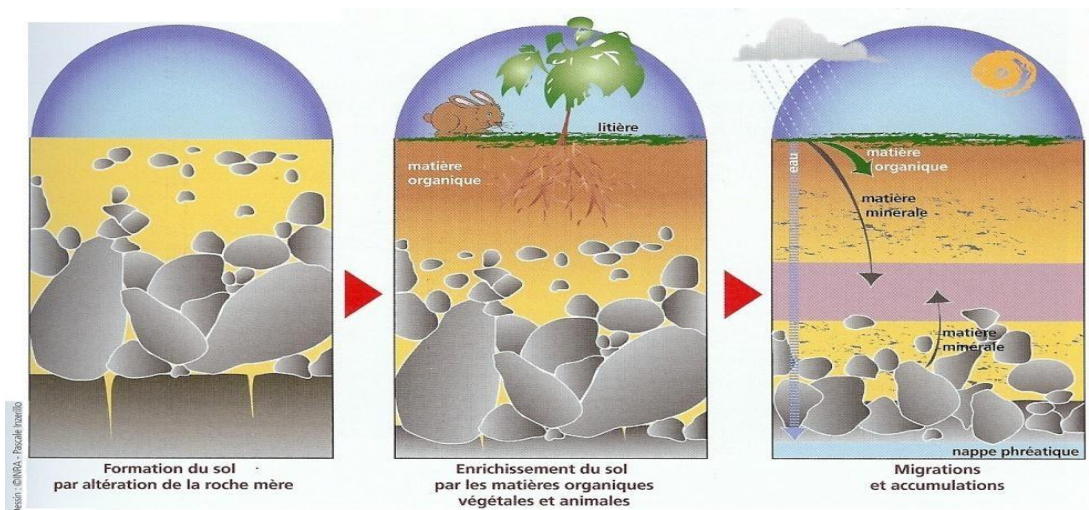


Figure .02. Les étapes de la formation du sol (**Fourcade, 2015**)

I.4. Les constituants du sol

Le sol se compose de particules minérales de différentes dimensions, produits de la décomposition de la roche-mère et de la matière organique (résidus végétaux et animaux), ainsi que des quantités variables d'eau et d'air (**Drouet, 2010**). Il est constitué de trois fractions :

I.4.1. Une fraction solide

Elle est composée de constituants minéraux (sable, argile ,etc...) et de constituants organiques.

I.4.2. Une fraction liquide

Elle est composée d'eau dans laquelle sont dissoutes des substances solubles provenant à la fois de l'altération des roches, de la minéralisation de la matière organique et des apports de l'homme (apport d'engrais soluble par exemple).

I.4.3. Une fraction gazeuse

Elle est composée des mêmes gaz que l'air, avec en plus des gaz provenant de la décomposition de la matière organique (**Drouet, 2010**).

I.5. Les caractéristiques du sol

Les sols présentent une grande variabilité des caractères morphologiques liés en général aux conditions dans lesquelles ils se sont formés et à la nature de la roche mère.

I.5.1. Les caractéristiques physiques**I.5.1.1. La texture**

La texture reflète la part respective des constituants triés selon leur taille. On distingue la texture minérale qui est la proportion des sables, limons et argiles mesurés par l'analyse granulométrique, et la texture organique qui reflète la proportion de fibres et de matériel fin, micro agrégé dans les matériaux holorganiques (**Gobat et al. 2003**).

Selon l'échelle **d'Atteberg**, les particules sont classées en fonction de leur diamètre (**Duchaufour, 2001**) :

- **Cailloux et graviers** toutes les particules : **> 2mm** ;
- **Sable : de 2 mm à 50 µm** : (sable grossiers : 2mm à 0,2mm ; sable fin : 0,2 à 50 µm)
;
- **Limon (ou silts) : de 50 µm à 2 µm** : (limons grossiers : 50 µm à 20 µm ; limon fin : 20 µm à 2 µm) ;
- **Fraction fine < argiles > : < 2µm.**

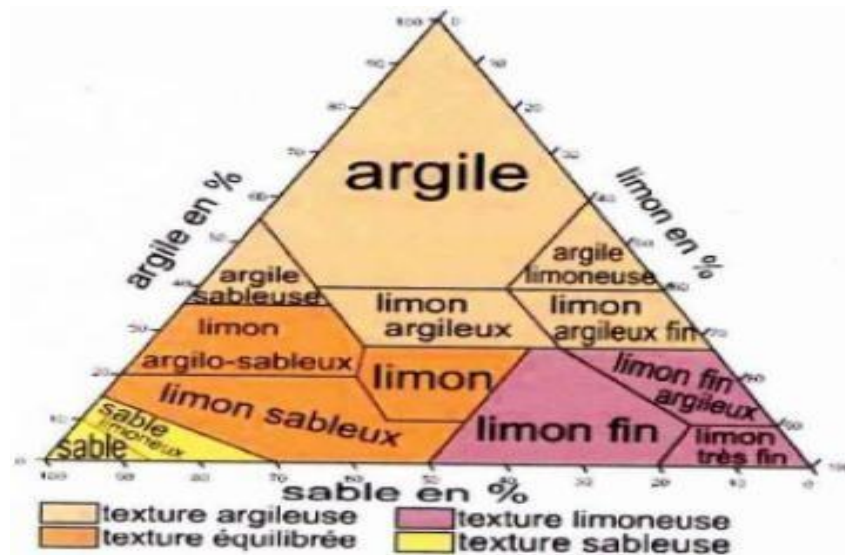


Figure .03. Triangle textural (Duchaufour, 2001).

I.5.1.2. La Structure

Selon (Emerson, 1959) in (Ugarte nano, 2015), la structure du sol fait référence à la taille, la forme et la disposition des constituants solides (minéraux et organiques) et des constituants gazeux (vides), à la continuité des pores, leur capacité à retenir et transférer les fluides et les substances organiques et inorganiques, et à sa capacité de servir de support de la croissance et du développement des racines. Il est donc clair que la structure du sol peut se décrire à plusieurs échelles (particules minérales, agrégats, parcelle). Son influence sur les processus hydriques, tels que la rétention de l'eau, l'infiltration et le transfert préférentiel, dépend donc de l'échelle considérée. (Ouafa F & Sedda T, 2016)

I.5.1.3. Le pH

Comme tous les corps, le sol présente une réaction : acide, neutre ou basique. En chimie, un acide est un corps qui renferme de l'hydrogène (cations H^+) remplaçable par des cations métallique (Ca^{++} , K^+ ...).

Ces notions de chimie générale sont applicables au sol :

- Si un sol contient beaucoup d'ions H^+ dans la solution du sol ou fixés sur le complexe argilo humique, il sera acide.
- Si les quantités d'ions H^+ et de cations minéraux (Ca^{++} , K^+ ...) s'équilibrent, le sol est neutre.
- Si les cations minéraux sont plus abondants que les ions H^+ , le sol est basique (Duchaufour, 1979).

I.5.1.4. La densité

A. La densité réelle

C'est le rapport entre la masse volumique des constituants solides du sol, vides exclus, et la masse volumique de l'eau.

B. La densité apparente

C'est le rapport de la masse sèche d'un échantillon de sol à son volume, à l'état humide et non remanié. Elle est mesurée par séchage à 105° C, d'un volume connu de terre, prélevé au moyen d'un cylindre métallique (Gobat et al. 2003).

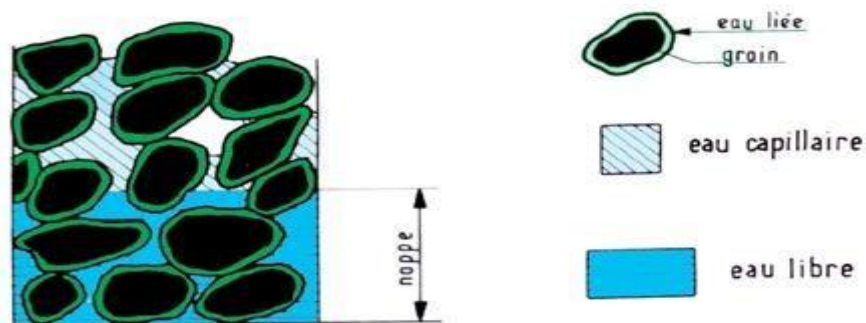
I.5.1.5 L'eau dans le sol

Le régime hydrique du sol dépend directement des propriétés suivantes :

- La texture détermine les forces de rétention de l'eau,
- La structure influence la circulation de l'eau,
- La porosité définit le volume du réservoir hydrique du sol (Gobat et al. 2003).

- Etat de l'eau dans le sol

On distingue trois états de l'eau dans le sol, selon la force avec laquelle il la retient et selon sa disponibilité pour les plantes : l'eau de gravité, l'eau utile et l'eau inutilisable.



Etats de l'eau dans les sols

Figure .04. Les états de l'eau dans le sol (Morel, 1989)

L'eau du sol peut être divisée en trois classes :

- **Eau hygroscopique**

L'eau hygroscopique est fortement retenue par les particules de sol et n'est pas susceptible d'être déplacée sous l'action des forces gravitationnelles ou capillaires.

- **Eau capillaire**

Elle occupe la porosité capillaire ou microporosité. Les forces de tension superficielle l'emportent sur celles de la gravité,

- **Eau libre**

L'eau libre est celle drainée rapidement du sol après saturation de celui-ci. Les forces gravitationnelles la déplacent.

Pour considérer la disponibilité de l'eau aux plantes, on se réfère à :

- **Eau non disponible**

C'est l'eau trop fortement retenue par les particules de sol et que la plante ne peut utiliser. Sa limite supérieure est la teneur en eau au point de flétrissement permanent (PFP)

- **Eau utilisable**

L'eau utilisable est celle contenue entre la capacité au champ (CC) et le point de flétrissement permanent (**Duchaufour, 1984**).

I.5.1.6. Les éléments minéraux

La fraction minérale du sol est constituée en majeure partie de fragments de roches et des minéraux qui en sont issus. Il s'agit de minéraux originels inaltérés ou de minéraux originels plus ou moins profondément transformés par les processus d'altération, auxquels peuvent s'ajouter des minéraux de néoformation, spécifiques du milieu édaphique. L'ensemble de ces minéraux est distribué dans les différentes fractions granulométriques du sol, déterminant sa texture (**Drouet, 2010**).

I.5.2. Les caractères chimiques

Elles résultent du mélange intime de l'argile (colloïde minéral) et de l'humus (colloïde organique) qui forme les complexes argilo-humiques (CAH). Cette combinaison se fait en présence de calcium.

Les CAH constituent le « pouvoir adsorbant » du sol c'est-à-dire sa capacité à retenir les ions positifs, indispensables à la nutrition des végétaux. Ils conditionnent la fertilité d'un sol et sont mesurés par la capacité d'échange cationique (CEC) (**Bacher, 2014**).

I.5.2.1. Le complexe argilo-humique

Quatre éléments sont présents dans le sol : l'air, l'eau, les minéraux et la matière organique. Le complexe argilo-humique résulte de l'association des argiles à l'humus (matière organique du sol) grâce à l'action stabilisatrice du calcium. Les argiles ont une puissante charge négative, qui est due à leur structure en feuillet, sur laquelle des cations libres de la solution du sol peuvent s'y fixer (Ca^{2+} , K^+ , H^+ , Na^{2+} etc.).

Le complexe argilo-humique constitue donc un véritable réservoir d'éléments nutritifs pour la culture, qui échange en permanence des ions avec la solution du sol environnante (**Gobat et al. 2003**).

I.5.2.2. Le complexe absorbant

Le complexe absorbant des sols présente des charges permanentes et des charges

variables. L'exemple classique des premières est celui des argiles : les substitutions isomorphiques engendrent des charges négatives.

Il est également bien connu que la dissociation des groupes carboxyliques de la matière organique crée des charges variables. Dans la fraction minérale, les oxydes et Hydroxydes et certains composés silico alumineux, peuvent également présenter des charges variables (**Espiau, 1987**).

I.5.3. Les caractères biologiques

I.5.3.1. La microflore

Le sol contient des microorganismes (Bactéries ; champignons ; algues et Protozoaires), qui représentent environ 70 % de sa masse. Ces organismes assurent l'activité biologique du sol :

- Production de biomasse.
- Recyclage de la matière organique.
- Epuration de l'eau.
- Stockage du carbone.

80 % des êtres vivants du sol vivent dans les 30 premiers cm (**Bâcher, 2014**).

I.5.3.2. L'humus

Matière organique fortement transformée, d'origine végétale, animale ou microbienne. Il s'agit de substances humifiées regroupées fréquemment sous le terme « d'humus » (au sens strict) ou matière organique humifiées. C'est la composante principale du carbone du sol (**Drouet, 2010**).

I.6. Fertilité et fertilisation du sol

I.6.1 Fertilité du sol

Les sols renferment des quantités importantes d'éléments qui assurent la nutrition minérale des végétaux. Cependant, les réserves naturelles d'un sol ne permettent de pratiquer qu'une agriculture extensive. En effet, à cause des prélèvements des végétaux, ces réserves ne peuvent que diminuer.

La fertilité d'un sol peut être définie comme sa capacité à fournir des récoltes abondantes et de bonnes qualités, Elle se décline en trois composantes essentielles :

- Une composante chimique qui correspond à l'aptitude du sol à fournir des éléments en quantités suffisantes à l'élaboration du rendement ;
- Une composante physique liée à la création et au maintien d'un état physique adapté au système de culture ;
- Une composante biologique due à l'influence des êtres vivants utiles ou non à la

production végétale (Deblay, 2006).

I.6.2. La fertilisation

La fertilisation minérale a pour but d'apporter le complément nécessaire à la fourniture du sol en vue de répondre aux besoins physiologiques des plantes pour une croissance et un développement optimums.

Ces éléments sont classés en trois catégories

- Les éléments essentiels majeurs (Azote, Phosphore, Potassium) ;
- Les éléments secondaires (calcium, Magnésium et Soufre) ;
- Les oligo-éléments (Fer, Zinc, Manganèse, Cuivre, Bore, Molybdène, Chlore et Nickel) (Elalaoui, 2007).

I.6.2.1. Engrais

Substances contenant un ou plusieurs éléments nutritifs pour la plante (Liénard, 2012).

a. Les engrais minéraux

D'après (Deblay, 2006), les engrais minéraux sont classés selon le nombre d'éléments fertilisants majeurs (N, P, K) apportés.

b. Engrais organiques

Les engrais organiques proviennent de diverses matières premières d'origine animale ou végétale, que l'on dessèche ou que l'on broie.

Ils apportent principalement de l'azote, du phosphore et du potassium mais aussi du soufre, du calcium, du magnésium et des oligoéléments. Ils n'enrichissent pas le sol en humus mais ils stimulent l'activité des êtres vivants du sol auxquels ils servent de nourriture (Deblay, 2006).

I.6.2.2. Amendements

Substances minérales ou organiques employées pour entretenir ou améliorer les propriétés physiques et chimiques, ainsi que l'activité biologique (Liénard, 2012).

a. Amendement minéraux

Selon (Heller et al, 1998), les amendements minéraux visent à rectifier l'acidité excessive de certains sols. Les plus courants sont les amendements calcaires (chaux, craies, calcaire broyés) et les amendements magnésiens (chaux magnésienne).

b. Amendements organiques

Les amendements organiques visent à compenser la fraction de l'humus qui se minéralise chaque année. Ils enrichissent le sol en matière organique, améliore la structure et apportent des éléments nutritifs aux cultures. (Deblay, 2006).

Chapitre II

II.1. Définitions**II.1.1. Pollution**

La pollution est la dégradation d'un milieu naturel par des substances extérieures, introduites de manière directe ou indirecte. Elle peut affecter et modifier de façon durable la santé humaine, la qualité des écosystèmes et la biodiversité aquatique ou terrestre (**Alain et botta, 2007**).

II.1.2. La pollution du sol

Un sol est dit pollué quand il contient un ou plusieurs polluants ou contaminants susceptibles de causer des altérations physico-chimiques du biotope. L'introduction de substances toxiques, éventuellement radioactives ou d'organismes pathogènes entraînent une perturbation plus ou moins importante de l'écosystème. Un sol pollué devient à son tour une source possible de diffusion directe ou indirecte de polluants dans l'environnement (**Boussoufa et Berkouki, 2008**).

II.2. Types de pollutions du sol

La pollution du sol peut se présenter sous forme diffuse ou sous forme ponctuelle

✓ **La pollution diffuse** : elle se développe sur de grandes surfaces de sols, elle provient généralement d'épandages de produits solides ou liquides, les dépôts de sédiments lors d'inondation et les retombées atmosphériques sous forme de poussières dans un rayon relativement proche de la source d'émission (site industriel, véhicules, foyers domestiques...etc.).

✓ **La pollution ponctuelles (ou concentrées)** : elle se distingue de la pollution diffuse par la présence ponctuelle dans les sols et sous-sols de substances dangereuses provenant généralement de déversements, de fuites ou de dépôt de déchets non confinées et en fortes concentrations, il s'agit le plus souvent de grandes quantités de polluants (décharges, sites industriels et bâtiments désaffectés).

II.3. Les origines de la pollution

Les principales causes de pollution de l'environnement proviennent de la production et de L'utilisation des diverses sources d'énergie, des activités industrielles, de l'agriculture et aussi des déchets domestiques. (**Aiteche et Aiteche, 2004**).

II.3.1. La pollution d'origine urbaine

L'urbanisation accélérée, la croissance démographique et le changement du mode de consommation ont amplifié toutes les formes de pollution.

II.3.1.1. Rejets urbains

Proviennent des différents usages domestiques de l'eau :

- Les eaux ménagères provenant des salles de bains, des cuisines, des eaux de lavages sont chargées de détergents, de graisses, de solvant et de débris organiques ;
- Les eaux des vannes provenant des WC sont chargées de matières organiques azotées et de germes fécaux ;
- A ceux-ci s'ajoutent : les rejets industriels, commerciaux et artisanaux; les eaux pluviales qui lessivent les toits et le bitume et sont chargées en produits minéraux et organiques (**Ghadbane, 2003**).

II.3.1.2. Déchets urbains

Parmi les déchets urbains, on peut distinguer :

- **Déchets verts des espaces publics** : feuilles mortes, résidus d'élagage, etc.
- **Déchets de l'activité domestique (ménagers)** : ils comprennent notamment les équipements ménagers usagés, les déblais, les gravats, les déchets verts des ménages.
- **Déchets de chantier** : bois, matières plastiques, béton, tuiles, revêtements routiers et matériaux d'excavation (**Koller, 2004**).
- **Déchets ménagers spéciaux** : métaux lourds des piles, accumulateurs, lampes fluorescentes, etc. (**Koller, 2004**).
- **Déchets d'activité de soins (D.A.S) et (D.A.S.R.I)** : Déchets qui proviennent des soins médicaux ou vétérinaires, ou du secteur de la recherche médicale (**Baziz, 2013**).

II.3.2. La pollution d'origine agricole

L'agriculture est entrée dans un stade d'industrialisation active pour accroître les rendements des cultures, elle concerne surtout l'épandage d'engrais chimique (nitrates, phosphates), les produits phytosanitaires (herbicides, insecticides) et les excédents de déjections animales qui enrichissent les cours d'eau et même les nappes phréatiques en dérivés azotés (**Aiteche et Aiteche, 2004**).

II.3.2.1. Les produits phytosanitaires (les pesticides)

Les pesticides sont définis comme des substances destinées à protéger les végétaux contre tous les organismes nuisibles ou à prévenir leur action et à détruire les végétaux indésirables, ils comprennent :

- Les herbicides (contre les mauvaises herbes) ;
- Les insecticides (contre les insectes) ;
- Les fongicides (contre les champignons) ;

- Les nématicides (contre les vers) ;
- Les acaricides (contre les acariens) ;
- Les raticides (contre les rats).

II.3.2.2. Les engrais

Les engrais chimiques sont utilisés dans le cadre d'une agriculture intensive afin d'augmenter la croissance et le rendement des cultures. Ils sont responsables d'une pollution massive des sols et des eaux. Les nitrates et les phosphates notamment, présentes dans les engrais chimiques, atteignent les cours d'eau et les nappes phréatiques par infiltration.

II.3.3. La pollution d'origine industrielle

L'activité industrielle est source de nombreux rejets solides, liquides et gazeux.

II.3.3.1. Les rejets solides

Les activités industrielles sont à l'origine d'importants volumes de déchets solides tels que :

▪ **Les déchets banals (DIB) :** les déchets banals regroupent l'ensemble des déchets non inertes et ils sont constitués de matériaux tels que le bois, les papiers cartons, les plastiques, les métaux, les pneus, le verre, le textile, le cuir ou encore les matériaux organiques, ils peuvent être éliminés avec les ordures ménagères.

▪ **Les déchets inertes :** ces déchets proviennent des activités de construction, de réhabilitation (rénovation) et de démolition liées au secteur du bâtiment ainsi que des activités liées à la réalisation et à l'entretien d'ouvrages publics (routes, ponts) et les déchets minéraux des installations extractives et métallurgiques.

▪ **Les déchets industriels spéciaux (DIS) :** ce sont les déchets qui contiennent des éléments toxiques ou dangereux (toxicité chimique, risque d'explosion, etc.). En raison de leurs caractéristiques, de leur grande variété et de leur dangerosité, ils nécessitent des traitements spécifiques dans des installations dédiées, différentes de celles qui reçoivent les déchets ménagers. (Hammi, 2011).

II.3.3.2. Les rejets liquides

Les différentes industries (alimentaire, métallurgique, textile, oléicole...etc.) rejettent des grandes quantités d'eaux usées avec des concentrations plus fortes en matières organiques et en composés minérales toxiques, qui constitue une source de pollution environnementale. Les eaux usées rejetées par ces industries posent un sérieux problème (Ghadbane, 2003), lors de leur évacuation vers des milieux naturels tels que les cours d'eau. Les eaux réceptrices

deviennent fortement chargées en matières organiques et en d'autres polluants et perdent leur capacité d'autoépuration.

II.3.3.3. Les rejets atmosphériques

Les installations industrielles comme la sidérurgie, la pétrochimie, la métallurgie, les cimenteries et les industries des dérivés azotés sont caractérisées par des émissions spécifiques des différents polluants atmosphériques, qui constituent une source de pollution environnementale. (Kadri et Aissou, 2011).

Les principaux composés rejetés par ces installations sont les oxydes de soufre (SO₂), les particules imbrulées et les cendres, ainsi les oxydes d'azote (NOX), les oxydes de carbone (CO), les hydrocarbures imbrulés, l'acide chlorhydrique et les métaux lourds tels que le plomb et le mercure.

II.4. Les grands groupes de polluants

- Polluant :

Le polluant est un contaminant biologique, physique, chimique, d'un ou plusieurs compartiments des écosystèmes (air, eau, sol) et/ou d'un organisme, qui au-delà d'un certain seuil, et parfois dans certaines conditions (potentialisation), développe des impacts négatifs sur tout ou une partie d'un écosystème ou de l'environnement en général (Anonyme, 2008).

II.4.1. Les polluants organiques

Les composés organiques sont caractérisés par des molécules possédant principalement du carbone, de l'hydrogène et d'autres éléments appelés hétéroatomes : oxygène, azote, soufre, phosphore, chlore, ... La présence d'hétéroatomes dans des groupements aux propriétés physico-chimiques particulières confère aux substances organiques certaines

Fonctions qui sont utilisées pour les classer par familles :

- Hydrocarbures aliphatiques (alcanes, alcènes),
- Hydrocarbures aromatiques monocycliques (benzène, toluène, xylènes),
- Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP),
- Hydrocarbures halogènes (solvants chlores, chlorobenzènes, PCB, dioxines, furannes),
- Hydrocarbures oxygènes (acides, esters, aldéhydes, alcools),
- Hydrocarbures azotes (pesticides),
- Hydrocarbures soufre (pesticides),

La particularité principale de l'élément carbone est d'établir facilement des liaisons covalentes en raison de sa faible réactivité ionique, et en particulier avec lui-même en générant des chaînes carbonées pouvant atteindre des masses molaires extrêmement

importantes. En conséquence, il existe un nombre considérable de substances organiques (Quelques millions).

Les substances organiques possèdent une stabilité thermique relativement faible, et réagissent souvent de manière réversible et suivant des chemins réactionnels variés, contrôlés par des facteurs thermodynamiques. Les structures hydrocarbonées des substances organiques leur confèrent un caractère hydrophobe limitant leur solubilité dans l'eau et facilitant leur miscibilité réciproque. Les fonctions contenant des hétéroatomes hors halogènes (chlore, brome, fluor, iode) constituent souvent des pôles hydrophiles augmentant leur solubilité dans l'eau et présentant des propriétés d'électrolytes intervenant dans les réactions acide-base et la formation de complexes avec les ions métalliques (composés organométalliques). De plus, la présence de chlore ou autre halogène en remplacement d'atomes d'hydrogène diminue la réactivité des substances organiques : ces composés sont donc souvent utilisés comme ignifugeants (Jullien D, 1997) .

Tableau .01. Contaminants organiques par famille de produits (Lemière B et al ,2001).

Familles de produits	Polluants types	Molécules chimiques types (abréviations : voir § 2.2.3. et A1.2)	Familles de comportement
Hydrocarbures ou huiles minérales type carburants, combustibles	essence, diesel, fuel, naphta, goudrons...	- alcanes (hydrocarbures aliphatiques) - cyclanes (hydrocarbures aliphatiques cycliques) - hydrocarbures aromatiques monocycliques - aromatiques polycycliques (HAP)	BTEX, certains CAV (volatils)
Produits organiques industriels	Bases de chimie de synthèse Solvants Traitements	Hydrocarbures aliphatiques et aromatiques halogénés (chlorés, fluorés, bromés, iodés) Aromatiques monocycliques, substitués (halogénés, phénolés, nitrates) ou non Aromatiques polycycliques (HAP) Composés Phénoliques, Phtalates PCB,PCT, Dioxines, furanes	COV halogénés (volatils) Certains DNAPL (denses) SVOC halogénés (semi-volatils) La plupart des CFC
Phyto-sanitaires	Herbicides, Insecticides, acaricides, raticides et fongicides	Amides, urées, sulfonylurées, triazines, acides aryloxyalkanoïques, diphenyl-éther, carbamates... Organophosphorés, organochlorés et pyréthroides, azoles, carbamates, dithiocarbamates...	Principale source de pollution diffuse dans l'environnement.
Autres	Tensioactifs Militaires	Détergents anioniques et cationiques Substances à usage militaire, explosifs	Tensioactifs PEP

II.4.2. Les polluants inorganiques

Les substances minérales formées à partir de l'ensemble des éléments chimiques (une centaine environ) ne forment, malgré leur diversité, qu'un nombre beaucoup plus restreint de composés et dont les masses moléculaires restent limitées. Ces composés peuvent se classer en deux catégories en fonction de leur polarité :

- Les anions de polarité négative et qui sont représentés principalement par : les chlorures, les phosphates, les nitrates, les nitrites, les cyanures, et les Sulfates. Ces composés sont largement hydrosolubles et se retrouvent donc rapidement dans les nappes phréatiques. Ces composés font l'objet de nombreuses normes d'analyse, en particulier dans les eaux,

- Les cations de polarité positive et que l'on assimile fréquemment aujourd'hui à la famille des métaux lourds. En effet, la pollution de notre environnement par les métaux serait plus importante que celles cumulées des déchets organiques et radioactifs. Cependant, elle reste également plus difficile à appréhender. Que ce soit dans les effluents gazeux, dans l'air ambiant, dans les gaz à rémission ou dans les sols, les métaux lourds comme le plomb, le mercure, le cadmium, le chrome ou le nickel ont la mauvaise habitude de se répandre : ils s'adsorbent, s'amalgament, se complexent, se modifient selon leur gré. Ils sont pour la plupart très nocifs, même à l'état de traces. Leur toxicité dépend de leur concentration mais aussi de leur forme chimique que l'on appelle spéciation des métaux. C'est ainsi que le chrome hexavalent est bien plus dangereux que le chrome trivalent, le chlorure mercurique est un purgatif tandis que le chlorure mercurique est un poison violent (**Jullien D , 1997**) .

II.5. Le transport des polluants dans les sols

L'objectif de cette partie est de comprendre les phénomènes intervenants dans le transport des polluants de la surface urbaine vers les nappes d'eau souterraine et d'en évaluer les risques vis-à-vis de la ressource en eau souterraine.

Le transport de polluants est indissociable de l'écoulement du fluide qui le véhicule ; le devenir des polluants dépend directement des lois et des paramètres descriptifs de l'écoulement de la phase fluide (**Lemière et al. 2001**). Les polluants peuvent aussi se déplacer grâce au transport de solides de type colloïde (les polluants étant adsorbés à leur surface) et ils peuvent également migrer dans le sol grâce aux bactéries qui possèdent leur propre mobilité.

Le transport de solutés par le fluide peut être de deux types : un transport non réactif et un transport réactif. Dans ce dernier cas, les solutés interagissent avec le milieu traversé et/ ou le liquide qui les véhicule. (Fig 05) illustre les réactions intervenant dans le transport réactif.

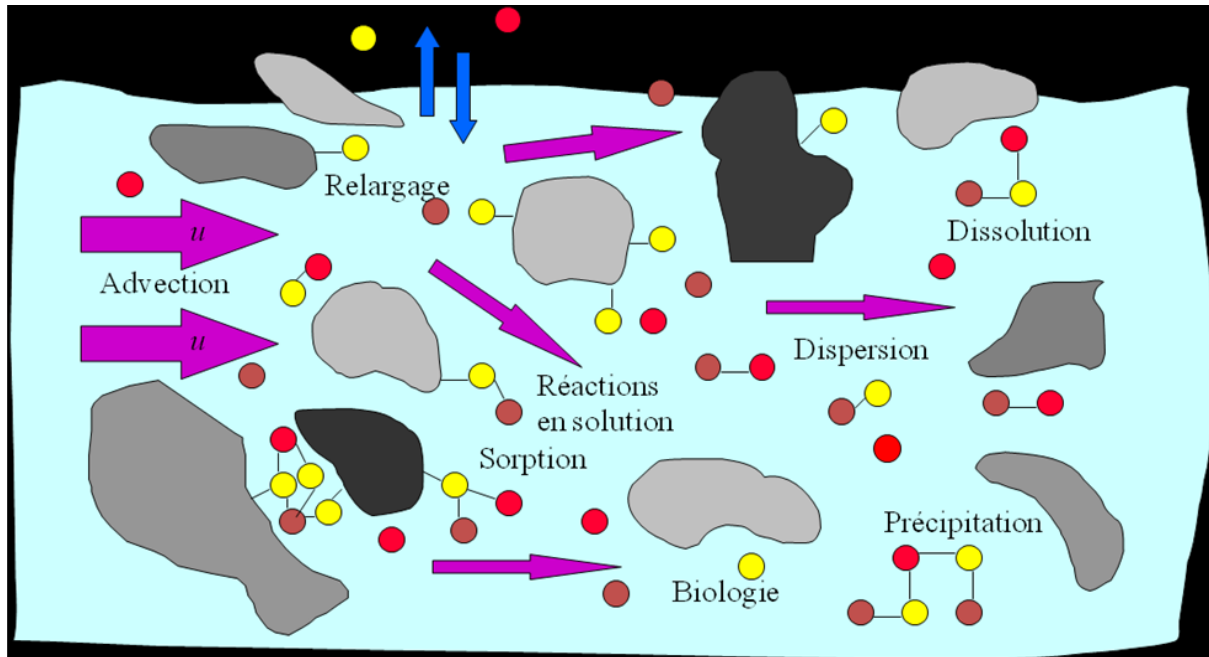


Figure .05. Illustration des phénomènes d'advection, dispersion et réaction avec le milieu qui se produisent lors du transport réactif d'un soluté (**Katia Bellagh ,2017.**)

Dans un premier temps, les caractéristiques hydrauliques du milieu doivent être prises en compte. Cette étape est importante dans l'identification des phénomènes physiques régissant le transport. (**Hanna K et al, 2009**) évoquent deux régions dans le volume poreux : une région mobile où le transport de solutés s'effectue par convection et dispersion cinématique, et une deuxième région qui est immobile ou stagnante. Les échanges entre les pores des deux régions se fait par diffusion moléculaire.

Dans un deuxième temps, les phénomènes physiques et chimiques qui interviennent dans le transport doivent être abordés.

II.5.1. Description du milieu poreux

La porosité totale correspond au pourcentage de vide contenu dans une roche ou un milieu poreux. Les vides peuvent être occupés par l'eau, l'air ou d'autres fluides. Elle peut se présenter sous deux formes : une porosité d'interstices et une porosité de fissures (Fig 06).

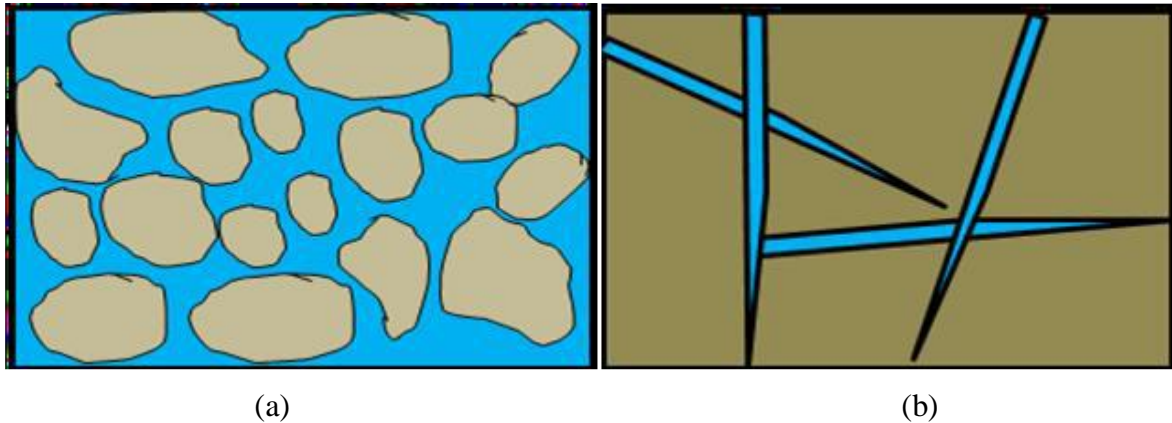


Figure .06. Différents types de porosité : (a) porosité d'interstices, (b) porosité de fissure

La perméabilité intrinsèque quant à elle est la propriété d'un corps poreux de se laisser traverser par les fluides. Cette constante caractéristique d'un milieu poreux est liée à la forme des grains et à la porosité cinématique (avec communication entre les pores). Elle est indépendante des caractéristiques des fluides et ne dépend que de la structure et de la connectivité des pores.

Enfin, l'écoulement de l'eau à travers les formations perméables a été étudié par Darcy en 1856 (**Katia Bellagh ,2017.**) La loi Darcy est une loi empirique, obtenue pour un flux monodimensionnel à travers une colonne de sable homogène et s'écrit : $K = QL / Ah$

Où K : est la conductivité hydraulique ou coefficient de perméabilité (m/s), Q est le débit écoulé dans l'éprouvette (m³/s), L est la longueur de l'éprouvette (m), h est la charge hydraulique (m) et A la section exposée au fluide (m²).

La conductivité hydraulique est proportionnelle à la perméabilité intrinsèque k du sol qui est elle-même fonction de la porosité du sol. Elle dépend de la viscosité du fluide.

II.5.2. Les processus physiques intervenant dans le transport des polluants

Le transport non réactif se fait suivant deux mécanismes principaux, la convection et la dispersion hydrodynamique du fluide (**Hanna K et al. 2009**). La convection, considérée comme le phénomène le plus intuitif, est définie comme l'entraînement des éléments en solution par le fluide qui se déplace (**Katia Bellagh ,2017.**) La dispersion hydrodynamique (mécanique) est quant à elle un phénomène lié à l'hétérogénéité des vitesses d'écoulement des particules d'eau au travers d'un milieu poreux saturé.

La dispersion macroscopique provoque un étalement progressif des solutés transportés par rapport à l'écoulement global de l'eau dans le milieu poreux. La dispersion microscopique consiste en un mélange du soluté par le mouvement des particules dans la porosité connectée du sol. Elle dépend de la taille des pores puisque la vitesse d'écoulement des particules dans

l'aquifère varie dans le sens inverse de la taille des pores interconnectés. La forme des pores (qui est dépendante de la granulométrie) détermine la trajectoire des particules du soluté. Enfin, le potentiel de friction de l'écoulement sur les particules a également un impact sur le transfert.

La (Fig 07) est une synthèse des paramètres qui ont un impact sur l'écoulement et le transport de particules par un fluide.

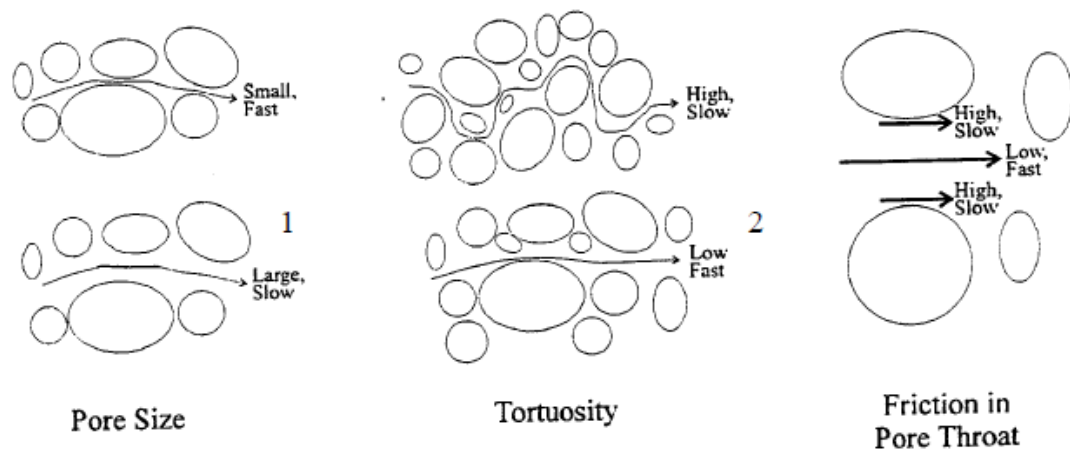


Figure .07. Mécanismes de dispersion mécanique (Katia Bellagh ,2017.)

Un autre processus très important intervenant dans le transport des solutés est la diffusion moléculaire. Ce processus est une migration de solutés en présence d'un gradient de concentration. Quand un fluide est au repos, le mouvement brownien est défini comme étant une description mathématique du mouvement aléatoire d'une grosse particule dans un fluide, qui n'est soumise qu'à des chocs avec les petites molécules du fluide environnant. Ce mouvement envoie des particules dans toutes les directions de l'espace. S'il existe un gradient de concentration entre deux points voisins, le point le plus concentré enverra plus de particules que l'autre point. Ce type de diffusion intervient dans le cas des vitesses très lentes ($\leq 10^{-7}$ cm/h).

II.5.3. Les processus chimiques qui contrôlent le transport

Plusieurs processus chimiques vont avoir un rôle déterminant sur le transport réactif :

- Dissolution /précipitation et Co-précipitation

La dissolution est la solubilisation d'un élément à partir d'une phase résiduelle. Ce phénomène accélère la mobilité du polluant en le mettant en solution. On peut citer par exemple la dissolution du gypse à l'origine des sulfates ou la dissolution de minéraux à l'origine des éléments traces métalliques dans les sols.

- Oxydoréduction

Les réactions d'oxydoréduction ou réactions redox sont un transfert d'électrons entre un donneur (le réducteur) et un accepteur (l'oxydant) (**Lemière et al. 2001**). Les phénomènes d'oxydoréduction peuvent également être à l'origine d'une mise en solution de certains composés, Notamment métalliques (dégradation par transfert de matière). La matière organique des sols détruite par oxydation est alors en mesure de reléguer tous les polluants qu'elle a complexés à sa surface. La pyrite (un sulfure), lorsqu'elle est présente dans les sols, joue un rôle essentiel dans l'établissement du potentiel redox du sol. Une variation des conditions redox peut engendrer la mobilisation ou l'immobilisation d'un élément donné

- Complexations aqueuse

Il s'agit d'associations d'ions ou de molécules. Elle affecte la mobilité des contaminants métalliques en les retenant sous une forme plus ou moins mobile. Les métaux peuvent se lier, à différents ligands organiques et inorganiques. Une variation du pH ou de la force ionique de la solution du sol peut engendrer une modification de la mobilisation ou l'immobilisation d'un élément donné.

- Adsorption ou sorption

L'adsorption est l'accumulation de matière à l'interface entre la phase aqueuse et un adsorbant solide sans formation d'un arrangement moléculaire tridimensionnel. Cela signifie que l'élément adsorbé ne forme pas avec l'adsorbant une nouvelle phase solide en trois dimensions. L'adsorption dépend fortement de la surface spécifique. Les hydrogéologues emploient souvent le terme de sorption pour parler de l'adsorption car ils considèrent les deux termes comme synonymes. Ce phénomène retarde la migration des contaminants car il peut mobiliser les contaminants mais c'est un processus le plus souvent réversible, ce qui signifie que le contaminant peut être désorbé lors que les conditions du milieu changent. Les ions du complexe adsorbant sont en équilibre avec la phase aqueuse et toute modification de la composition de cette dernière peut engendrer un déséquilibre. Les modifications peuvent survenir sous forme de plusieurs facteurs tels qu'un changement du pH qui reste le facteur le plus étudiés (**Ineris, 2006**), du potentiel redox ou de la concentration des éléments (force ionique) ... L'augmentation des valeurs de pH engendre généralement une augmentation des charges négatives à la surface des colloïdes (le point de charge de surface nul (PZC) définit le pH pour lequel la charge portée par le colloïde est nulle et, de part et d'autre de ce pH, la charge change de signe). Cela se traduit par une capacité accrue de sorption de cations.

Inversement, la baisse du pH de l'eau dans un sol se traduit par une diminution de cette sorption cationique donc de la capacité d'adsorber des anions.

Trois grandes catégories de processus d'adsorption peuvent être distinguées :

➤ **Adsorption par formation d'une liaison covalente** entre les ions métalliques tels que les métaux lourds (Cd^{2+} , Pb^{2+} ...) et les groupes hydroxyles (R-OH) terminaux de la surface du solide R. On a à faire alors à des complexes de sphères internes

➤ **Adsorption par formation d'une liaison électrostatique** et, dans ce cas, il s'agit de complexes de sphère externe (dont l'énergie de liaison avec la surface est plus faible par rapport aux complexes de sphères internes)

➤ **Adsorption par échange d'ions.**

Le premier et le deuxième cas sont prédominants dans les solides avec des surfaces qui présentent des groupes $-\text{OH}$ terminaux (c'est le cas des oxy-hydroxydes). La troisième catégorie prédomine dans les solides qui possèdent des sites d'échange. Les trois cas peuvent être présents en même temps pour des solides qui présentent des groupes $-\text{OH}$ terminaux et des sites d'échange, comme par exemple les argiles dont la structure est illustrée sur la (Fig 08).

Dans le cas de l'adsorption par formation de liaisons covalentes, l'affinité relative de la surface d'un solide pour un cation d'élément trace métallique libre augmente avec la tendance du cation à former des liaisons fortes avec l'oxygène (**Ineris, 2006**). L'adsorption est une complexation des groupes $-\text{OH}$ terminaux du solide avec un élément.

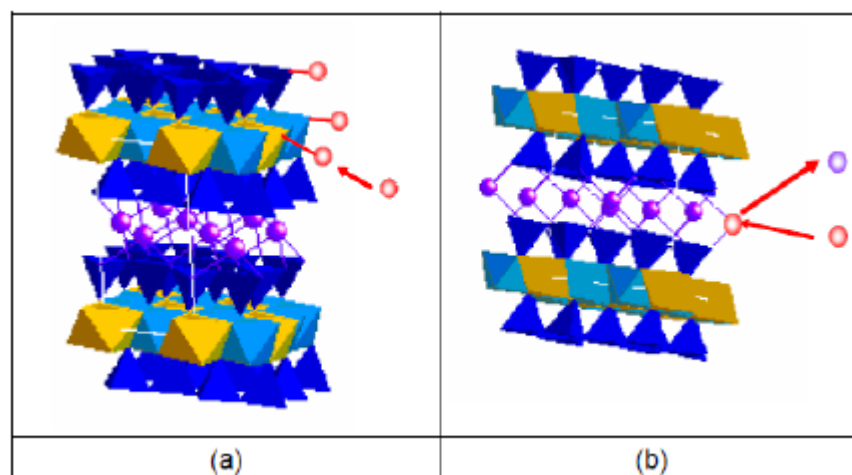
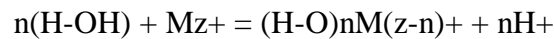


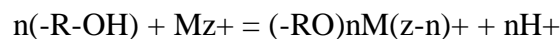
Figure .08. Processus d'adsorption sur une montmorillonite (**Ineris, 2006**) (a) Formation d'une liaison covalente. (b) Échange d'ions ETM en solution.

Cette réaction est analogue à l'hydrolyse d'un élément trace métallique (noté M) par l'eau, la seule différence étant qu'au lieu d'avoir une liaison H⁺ au niveau du OH⁻, le groupe OH⁻ forme une liaison avec le solide dans le cas des réactions d'adsorption.

Réaction d'hydrolyse en solution (constante de réaction de complexation K_c) :



Adsorption sur une surface solide R (constante de réaction de complexation K_{c'}) :



La tendance d'un élément à l'adsorption dépend donc dans une certaine mesure de sa tendance à l'hydrolyse. La tendance à l'hydrolyse des ETM est présentée sur la (Fig09).

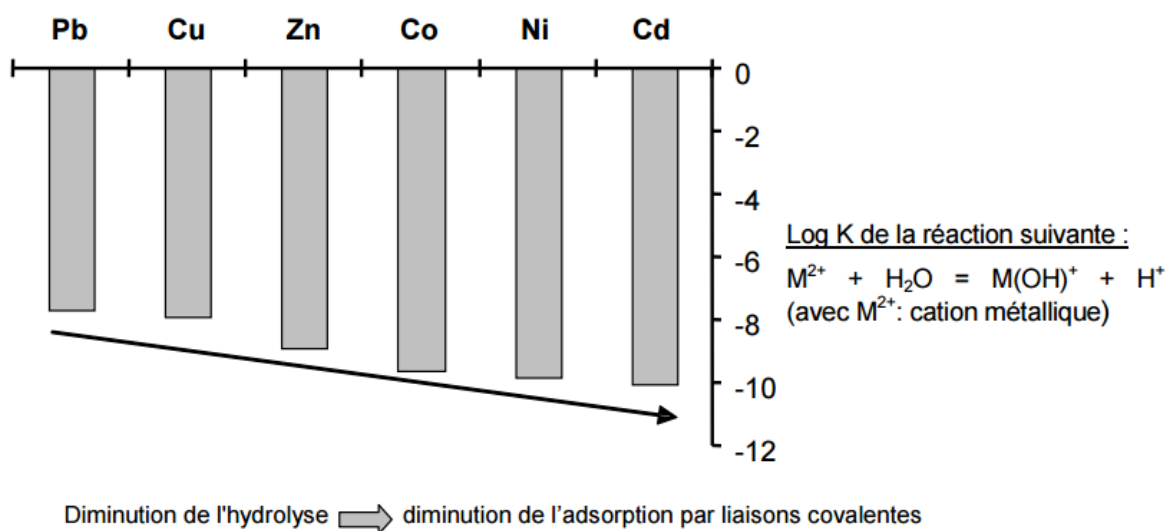


Figure .09. Tendance à l'hydrolyse des ETM considérés

Dans le cas de l'échange d'ions, la tendance à la substitution dépend de la charge et de la taille des éléments échangés (constante d'échange K_e).

L'adsorption des cations est plus forte que les anions et la séquence d'adsorption d'anions sur l'oxyde de fer est la suivante :

Phosphate = silicate = arséniate > bicarbonate/carbonate > citrate = sélénite > molybdate > oxalate > fluorure = séléniate > sulfate.

- **Complexation de polluants sur les colloïdes organiques et activité bactérienne**

La complexation à la surface des colloïdes (organiques ou inorganiques) affecte la mobilité des métaux et, dans le cas du transport de soluté, retarde le transport, tout comme les bactéries qui peuvent ingérer les polluants (voire les utiliser pour leur métabolisme). Les bactéries interviennent par exemple dans les processus géochimiques tels que :

- L'oxydation de la matière organique,
- L'oxydation du fer divalent et des sulfures,

- La réduction de fer trivalent en fer divalent (via l'oxydation de la matière organique) dans des environnements anoxiques (sans oxygène),
- La réduction des sulfates en sulfures

Les colloïdes à base de carbone organique tels que les substances humiques et fulviques par exemple ont quant à eux de fortes affinités pour les éléments traces métalliques via les nombreux groupements réactifs existant à leur surface. Ces substances ont des masses moléculaires élevées et constituent des colloïdes très denses. Leurs groupes fonctionnels peuvent complexer les éléments traces métalliques et augmenter la mobilité des métaux lourds (**Katia Bellagh ,2017**).

II.6. Les impacts de la pollution

Les modifications apportées par l'homme à son environnement, notamment les activités industrielles, autoroutières, urbaines et les pratiques agricoles se traduisent par des pollutions diverses et des perturbations de l'équilibre naturel. Celles-ci peuvent ensuite se répercuter sur la santé des populations et sur la qualité de l'environnement.

II.6.1. L'impact de la pollution sur l'environnement

Parmi les effets sur l'environnement on peut citer :

II.6.1.1. Les pluies acides

Le dioxyde de soufre et l'oxyde d'azote sont les principales causes des pluies acides. Ces polluants s'oxydent dans l'air pour former de l'acide sulfurique et de l'acide nitrique ou des sels. D'autres polluants peuvent contribuer aux pluies acides, notamment l'acide chlorhydrique émis par incinération de certains déchets plastiques, ou l'ammoniac des activités agricoles.

Les pluies acides modifient les équilibres chimiques des milieux récepteurs, en particulier, lorsque ceux-ci sont déjà naturellement acides, ceci peut se répercuter par des atteintes sur la faune et la flore aquatique. L'appauvrissement du sol en raison d'un lessivage accru en milieu acide entraîne des carences nutritives et engendre des chutes de rendement et des lésions visibles chez les végétaux, ainsi que des jaunissements et la défoliation des arbres

(**Ngo et Regent, 2008**).

II.6.1.2. La destruction de la couche d'ozone

Près de 90% de l'ozone atmosphérique se trouve dans la stratosphère, c'est le seul composant de cette couche atmosphérique qui absorbe le rayonnement ultraviolet venant du soleil et protège ainsi la vie sur la terre de ces rayonnements nocifs. L'homme favorise la destruction de cette couche d'ozone en rejetant certains composés chlorés tels que les

chlorofluorocarbones (CFC), qui sont des composés très stables, non toxique et très commodes a utilisé comme fluides frigorigènes ou gaz propulseurs dans les produits conditionnés sous forme d'aérosols sous pression (**Ngo et Regent, 2008**).

II.6.1.3. Le réchauffement climatique

Le réchauffement climatique est l'augmentation de la température moyenne à la surface de la planète. Il est dû aux gaz à effet de serre (CO₂, NO₂, O₃, CH₄, CFC) rejetés par les activités humaines et piégés dans l'atmosphère. Ces gaz absorbent le rayonnement infrarouge émis par la surface terrestre et contribuant à l'effet de serre (**Ngo et Regent, 2008**).

II.6.1.4. L'eutrophisation anthropique des milieux aquatiques

L'eutrophisation est le phénomène lent d'asphyxie des écosystèmes aquatiques résultant de la prolifération d'algues, qui consomment tout l'oxygène indispensable à la survie de l'écosystème. Il est principalement provoqué par des excès de substance nutritive comme les phosphates et les nitrates d'origine agricole ou industrielle. Ce phénomène à l'origine de la production des toxines par les algues, qui peut constituer un risque indirect pour la santé humaine (la consommation des poissons, moules qui bio accumulent ces toxines) (**Aggoun et Boukendoul, 2012**).

II.6.2. L'impact de la pollution sur la santé humaine

Tous les types de pollution présentent un risque pour la santé humaine. Le passage du toxique du milieu extérieur vers l'intérieur de l'organisme s'effectue par trois voies d'absorption : La voie pulmonaire, la voie cutanée et la voie digestive (**Kadri et Aissou, 2011**).

II.6.2.1. L'effet de la pollution de l'eau

L'eau potable et les aliments contaminés par l'eau polluée sont à l'origine des maladies à transmission hydrique (MTH) qui sont des maladies du péril fécal à allure épidémique, dont la symptomatologie est plus souvent digestive (diarrhée, vomissement, nausée). Les MTH restent encore très répondues et constituent toujours une menace dans les pays pauvres et dont la mortalité est très élevée surtout pour les enfants en bas âge et parmi ces maladies on cite : le choléra, la fièvre typhoïde, l'hépatite virale et la dysenterie basilaire (**Abdelkafi, 1999**).

II.6.2.2. L'effet de la pollution du sol

La pollution des sols est due aux engrais chimiques ou pesticides, qui sont répandues sur les terres agricoles pour améliorer le rendement. Leur utilisation provoque des effets sur la santé comme les intoxications alimentaires, des troubles digestifs et neurologiques, des perturbations endocriniennes et des cancers.

II.6.3. L'impact de la pollution sur les végétaux**II.6.3.1. Effet sur le système foliaire et la photosynthèse**

De nombreux polluants atmosphériques exercent des effets toxiques sur les parties aériennes des végétaux et plus particulièrement sur le système foliaire et pour certains sur les méristèmes. L'impact d'un polluant toxique sur la photosynthèse peut résulter en réalité de nombreux processus. Certains proviennent de l'action directe de ce dernier sur l'appareil photosynthétique, qui conduit soit à une inhibition des réactions photosynthétiques, soit même à une destruction pure et simple de l'appareil chloroplastique (**Ramade, 2003**).

II.6.3.2. Effet sur le système racinaire :

De nombreux polluants agissent sur le système racinaire en perturbant l'absorption de l'eau et des nutriments et au-delà, en induisant des altérations voire des lésions nécrotiques des racelles. Un des cas les mieux documentés est celui des effets des pluies acides sur le chevelu racinaire des arbres forestiers. En effet, l'acidification de la solution du sol par les acides forts contenus dans ces pluies met en solution l'aluminium contenu dans les argiles. Cet élément, hautement toxique, en particulier pour les plantes, provoque la nécrose du système racinaire dont résulte un dépérissement de la végétation ligneuse (**Ramade, 2003**).

II.6.3.3. Effet sur la croissance

De nombreux toxiques agissent sur la croissance des méristèmes. Un cas étudié est celui des herbicides dérivés de l'acide phénoxyacétique, dits auxinomimétiques qui provoquent la mort des végétaux en stimulant et dérégulant la croissance, ce qui épuise ces derniers (**Ramade, 2003**).

II.6.3.4. Effet sur la germination

De nombreux toxiques d'origine naturelle ou de synthèse agissent sur la germination et sur la croissance des plantes (**Ramade, 2003**).

II.6.4. L'impact des polluants sur les écosystèmes

Les premiers effets observés lors de la pollution d'un écosystème vont concerner les individus et les populations exposées dont la plus grande sensibilité est la plus forte puis affecté peu à peu l'ensemble des peuplements si le degré de contamination des habitats s'accroît. En définitive, il est difficile voire impossible de procéder à l'étude des effets d'un polluant sur les populations si cette étude n'est pas replacée dans le contexte de celles concernant l'écosystème tout entier (fig 10).

Dans les environnements pollués, l'existence d'un contaminant donné agira nécessairement sur l'étendue de la ressource utilisée par chaque espèce d'une façon ou d'une

autre, en fonction du degré de tolérance ou sensibilité de cette dernière, En conséquence, la distribution de fréquence des espèces d'une communauté donnée sera plus ou moins affectée par la pollution chronique de l'écosystème,

L'effet le plus spectaculaire d'une pollution tient en l'élimination totale de toutes les espèces d'une zone contaminée. La diminution en densité des espèces les plus sensibles peut être le résultat de mortalité directe mais plus généralement d'exposition à long terme. Les perturbations éco physiologiques qui en découlent altèrent les principales caractéristiques démo-écologiques des populations contaminées.

La réduction de densité et de richesse spécifique dans des milieux terrestres ou aquatiques exposés à une pollution chronique représente le facteur primordial affectant la structure des communautés.

Peu de données éco toxicologiques sont disponibles sur l'impact d'un polluant les processus propres aux successions dans les écosystèmes affectés.

De façon générale, l'exposition permanente a un polluant toxique maintiendra la communauté à un stade juvénile de la succession où seulement quelques espèces opportunistes, pollutolérantes, de faible longévité et douée d'un haut potentiel biotique pourront survivre (**Ramade 2003**).

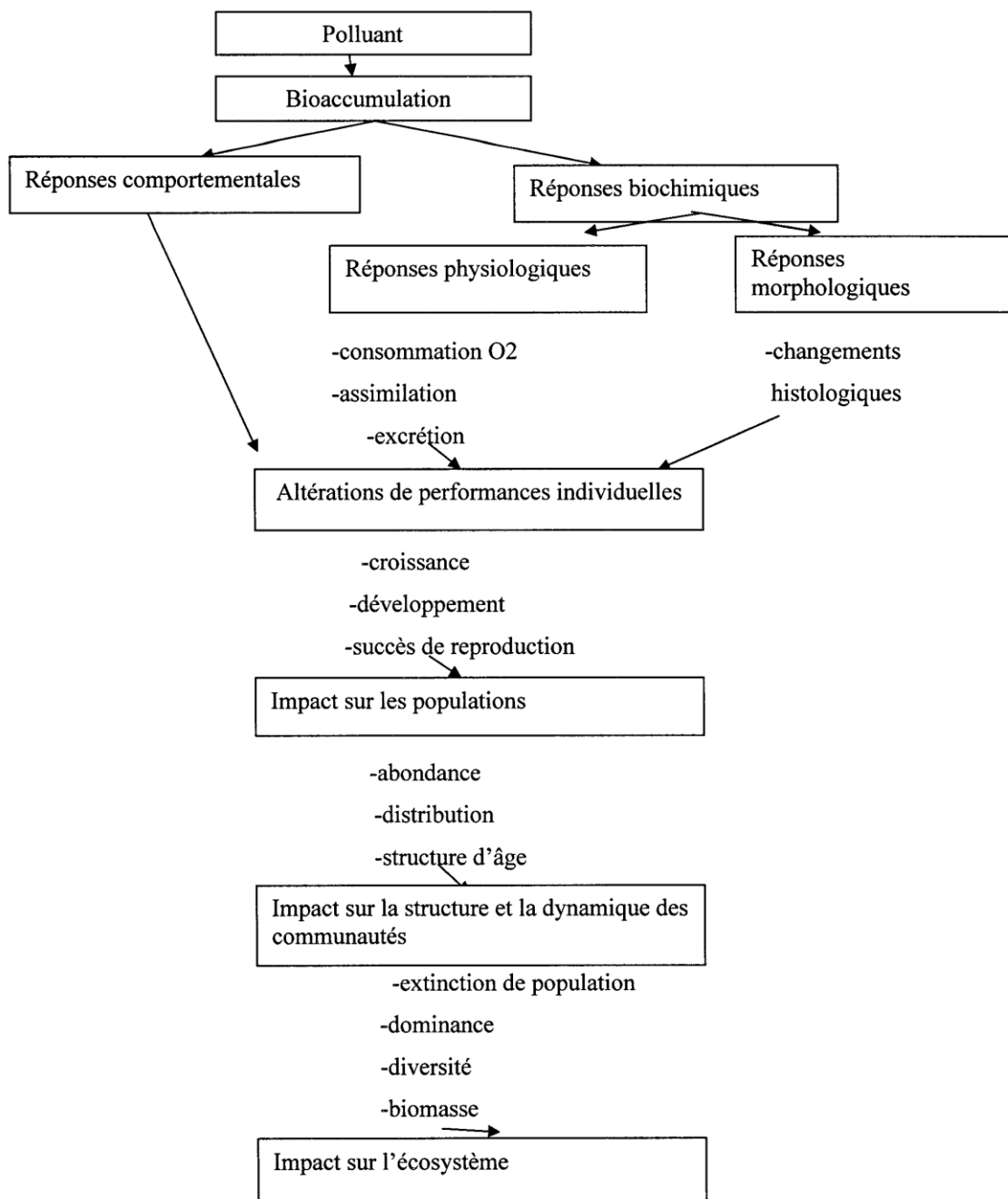


Figure .10. Séquence des effets écotoxicologiques d'un polluant depuis les individus exposés jusqu'à l'écosystème pris dans sa totalité (Costanza et al. 1992; Rapport et al.1995 in Ramade 2003).

Chapitre III

Le sol est un compartiment de l'écosystème possédant de multiples fonctions comme : support pour les organismes et microorganismes vivants, réservoir de matière organique et minérale, lieu de transformations, système épurateur, régulateur des flux et des échanges dans les cycles biogéochimiques (**Gobat et al. 1998**). Les nombreux cas de pollution par les métaux lourds génèrent autant de sites contaminés qu'il faut réhabiliter. Pour ce faire, plusieurs techniques ont vu le jour dans la deuxième moitié du XX^{ème} siècle et sont en perpétuel perfectionnement.

III.1. Les techniques de dépollution du sol

La dépollution peut être mise en œuvre en utilisant les techniques suivantes :

III.1.1. Les techniques physiques

Actuellement, elles constituent la majorité des techniques mises en œuvre. On distingue deux types de méthodes :

a) Les procédés physiques par piégeage : le confinement consiste à isoler la source de pollution à l'aide de matériaux argileux et /ou synthétique. Ils sont utilisés en couverture, en parois verticales et horizontales, en injections dans le sol ou en enrobage des déchets (encapsulation) (**Colin F, 2000**).

b) Les procédés par évacuation : l'excavation est la méthode la plus simple à mettre en œuvre et qui permet de supprimer rapidement une source de pollution locale. Généralement, les terres excavées sont acheminées vers un centre de traitement spécialisé. Un schéma classique de traitement consiste à tamiser le sol à sec afin d'éliminer la fraction la plus grossière (diamètre > 4-5 mm). Ensuite, de l'eau est ajoutée et mélanger sol-eau est homogénéisé puis tamisé en plusieurs fractions. (**Come JM. et J Ducreux ,2001**)

III.1.2. Les techniques thermiques

Deux techniques sont utilisées, l'incinération et la désorption thermique. Elles sont employées pour la décontamination des sols par les produits organiques. Ces technologies consistent à utiliser les hautes températures pour réduire les polluants en CO₂ et H₂O (**Le compte P ,1995**). Ce procédé est bien adapté aux sols contaminés par des hydrocarbures. (**Colin F, 2000**).

III.1.3. Les techniques chimiques

Ils ont pour but de détruire les polluants ou de les transformer en une forme moins nocive pour l'environnement ; et ceci par l'intermédiaire de réactif ajouté. Ils peuvent être applicables sur le site ou après excavation des sols. (**West CC et JH Harwell, 1992**).

III.1.4. Les techniques biologiques

Les procédés biologiques permettent de dégrader les polluants par l'action de microorganismes (bactéries, champignons...). Ils peuvent être utilisés seuls ou en complément d'une autre technique. La décontamination par voie biologique consiste donc à stimuler un phénomène naturel pour en augmenter le rendement afin de détruire le polluant organique qui sera utilisé comme source de carbone. (Colin F, 2000).

a) Traitement en réacteur : Le principe de ce traitement consiste à réaliser et faciliter la biodégradation dans un contenant installé sur le site, en ajoutant au sol les nutriments nécessaires aux micro-organismes (Dubourguier HC, 2000).

b) La phytoremédiation : Certaines plantes permettent de transformer ou stabiliser les polluants dans le sol (Liste H. et M. Alexander, 2000). Longtemps, la phytoremédiation était restée essentiellement appliquée aux métaux lourds, mais de récentes études ont montré que cette technique est utilisable pour les hydrocarbures (Ballerini D, 1999). Cependant, les mécanismes mis en jeu sont encore mal connus (Binet P, Portal JM et CLeyval, 2000). La phytoremédiation peut être réalisée à l'aide de diverses espèces végétales comme l'avoine, le lupin, (Liste H et M Alexander, 2000).

III.2. La phytoremédiation**III.2.1. Définition de la phytoremédiation**

La phytoremédiation est une technologie émergente qui utilise les plantes ou les microorganismes de la rhizosphère pour extraire, transformer ou stocker les polluants contenus dans les sols, les sédiments, les eaux souterraines ou de surface et même l'atmosphère (Susarla et al., 2002). A l'heure actuelle, la phytoremédiation est utilisée pour le traitement de plusieurs classes de polluants tels que les hydrocarbures, les solvants chlorés, les pesticides, les composés explosifs ou encore les ETM (Vassilev et al. 2007).

Plusieurs techniques physico-chimiques existent pour éliminer ces éléments mais elles sont onéreuses, lourdes à mettre en place et laissent un sol stérilisé peu utile par la suite. La phytoremédiation est donc apparue ces dernières années comme étant une alternative de dépollution, plus lente, mais aussi beaucoup plus économique et plus respectueuse de la microflore, composante essentielle de la bonne qualité des sols (Vassilev et al. 2007).

L'idée d'utiliser les plantes pour la réhabilitation environnementale est ancienne, puisqu'il y a 300 ans les hommes utilisaient déjà les plantes pour le traitement de l'eau. Cependant, ce n'est que récemment que l'utilisation des plantes pour la réhabilitation des sols a pris son essor (Salt et al., 1995 ; Suthersan, 2001).

III.2.2. Histoire de la phytoremédiation

Au 16^{ème} siècle, un botaniste de Florence, Andréa Cesalpino, découvre une plante poussant sur des roches naturellement riches en métaux (du nickel notamment). En 1885, Baumann a identifié pour la première fois deux espèces végétales, *Thlaspi caerulescens* et *Viola calaminaria*, comme étant capables d'accumuler de fortes quantités de zinc dans leurs feuilles. Ensuite, en 1935, Byers étudia l'accumulation du sélénium chez *Astragalus* spp. Dix ans plus tard, **Minguzzi et Vergnano (1948)** identifièrent des plantes capables d'accumuler jusqu'à 1 % de Ni dans leurs parties aériennes. Aujourd'hui plus de 400 plantes sont connues pour leur capacité d'accumulation des métaux (**Baker et al. 2000**).

III.2.3. Différentes techniques de phytoremédiation**III.2.3.1. Phytoextraction**

La phytoextraction utilise des plantes capables de prélever les éléments traces toxiques et de les accumuler dans les parties aériennes qui seront ensuite récoltées puis incinérées (**Jemal et Ghorbal, 2002**).

Cette technique représente une alternative ou un complément aux traitements physico-chimiques des sols contaminés par les métaux lourds (Fig 11). Le procédé est répété jusqu'à ce que l'abaissement du niveau de pollution du sol soit significatif (**Salt et al. 1998 ; Cooper et al. 1999 ; ADEME, 2010**).

Pour le traitement de la biomasse produite, les auteurs évoquent souvent l'incinération et la valorisation énergétique. Les cendres, ou le biominerai, seraient stockées en centre d'enfouissement technique ou recyclées en métallurgie. En effet, pour certains métaux présentant un intérêt économique, comme le nickel, le thallium et les métaux précieux, le biominerai pourrait être purifié et les métaux recyclés (**ADEME, 2010**).

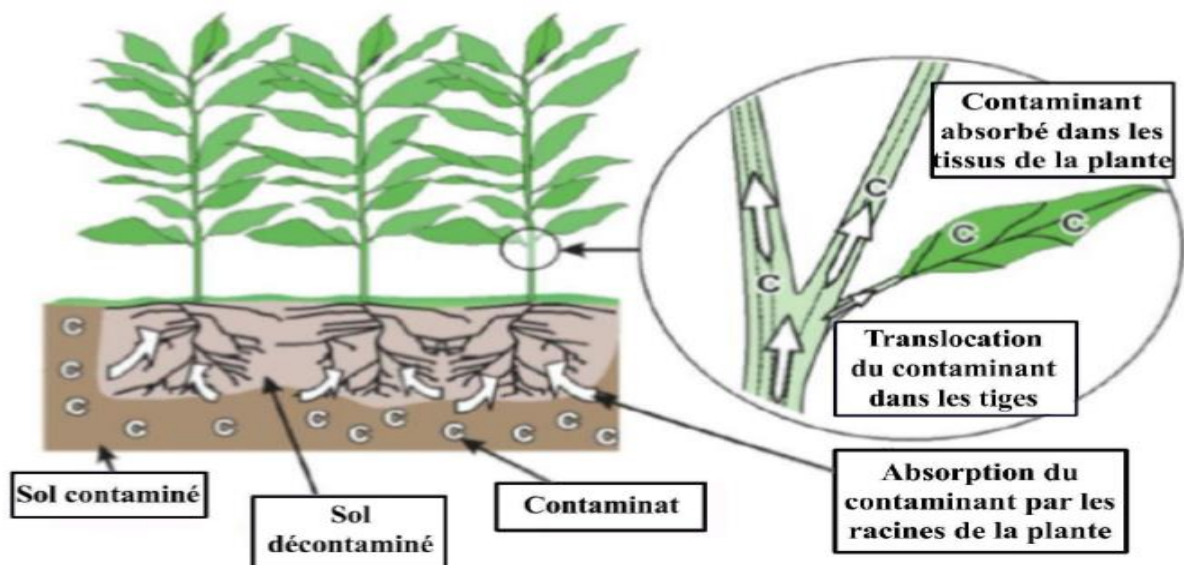


Figure .11. Processus de phytoextraction (**Khedim I , 2019**)

Il existe deux stratégies de phytoextraction, la phytoextraction assistée (induite) et la phytoextraction continue. La phytoextraction est dite induite lorsqu'elle est assistée par des chélateurs de métaux qui sont appliqués au moment où la production de biomasse est optimale. S'il n'y a pas d'utilisation de chélateurs, il s'agit de phytoextraction continue.

➤ **Phytoextraction induite**

La phytoextraction induite (Fig 12) se fait en présence de chélateurs et de plantes à forte biomasse et à croissance rapide. Lorsque la plante a atteint un certain niveau de croissance, les chélateurs de métaux sont appliqués au sol. Ceux-ci permettent d'induire l'accumulation de métaux lourds dans la plante par augmentation de la biodisponibilité de l'élément ciblé. En fait, lors de l'ajout du chélateur dans le site contaminé par Zn, Mn et Pb, celui-ci sont absorbés et migrent vers la partie aérienne de *Brassica napus* où ils s'accumulent sous la forme du complexe metal-EDTA (**Zaier et al. 2010**).

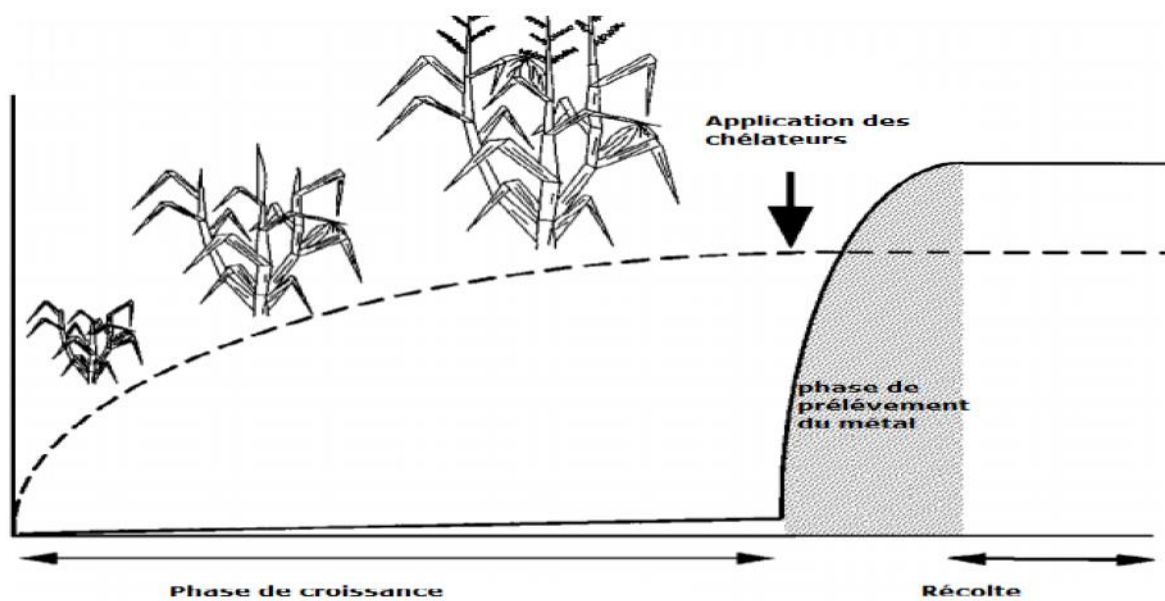


Figure .12. Schéma représentant une phytoextraction induite par des chélateurs. La ligne Continue représente la teneur en métal de la partie aérienne ; la ligne discontinue représente la Production de biomasse de la partie aérienne (Salt *et al.* 1998)

➤ Phytoextraction continue

Pour pratiquer la phytoextraction continue (Fig13) les plantes utilisées doivent se caractériser par leurs capacités génétiques et physiologiques des plantes spécialisées dans l'absorption, la translocation et la tolérance des quantités importantes de polluants (métaux lourds) dans leurs organes, ainsi que sa capacité à résister à de fortes teneurs en métaux. Ces teneurs très supérieures aux niveaux habituellement rencontrés ont donné leur nom aux plantes hyper accumulatrices (Brooks *et al.* 1977).

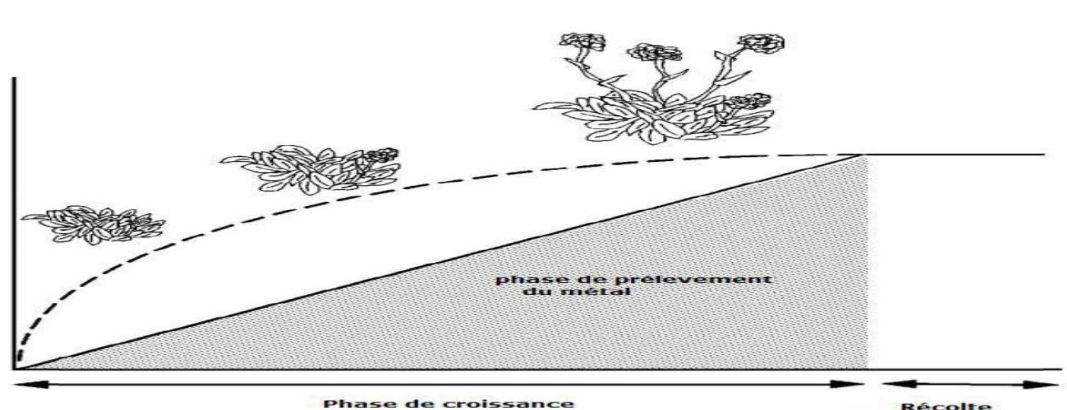


Figure .13. Schéma représentant une phytoextraction continue : La ligne continue Représente la teneur en métal de la partie aérienne ; la ligne discontinue représente la Production de biomasse de la partie aérienne (Salt *et al.* 1998)

III.2.3.2. Rhizofiltration

La rhizofiltration est une technique qui met en jeu les systèmes racinaires de certaines espèces terrestres ou aquatiques qui absorbent, concentrent et stockent les contaminants des eaux polluées (Ghosh et Spingh, 2005 ; Pilon-Smits, 2005). Cette technique est généralement utilisée afin de traiter les sites contaminés aux métaux et radionucléides comme le plomb, le cuivre, le zinc, le nickel, l'uranium, le césium et le strontium (EPA, 2000).

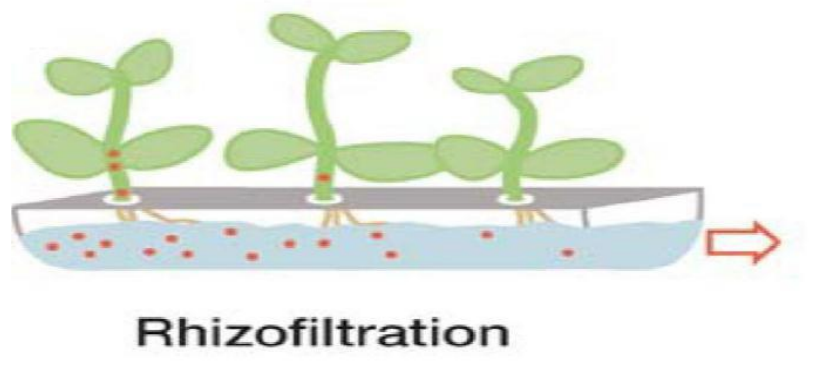


Figure .14. La rhizofiltration (Pilon-Smits, 2005).

III.2.3.3. Phytostabilisation

Dans la phytostabilisation, les plantes réduisent la mobilité et la biodisponibilité des contaminants dans le sol ou la rhizosphère, par immobilisation chimique (précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage) ou prévention des mouvements latéraux ou en profondeur via l'érosion ou le lessivage. La phytostabilisation empêche ainsi la dispersion des contaminants dans les eaux de surface et souterraines (McGrath, 1998).

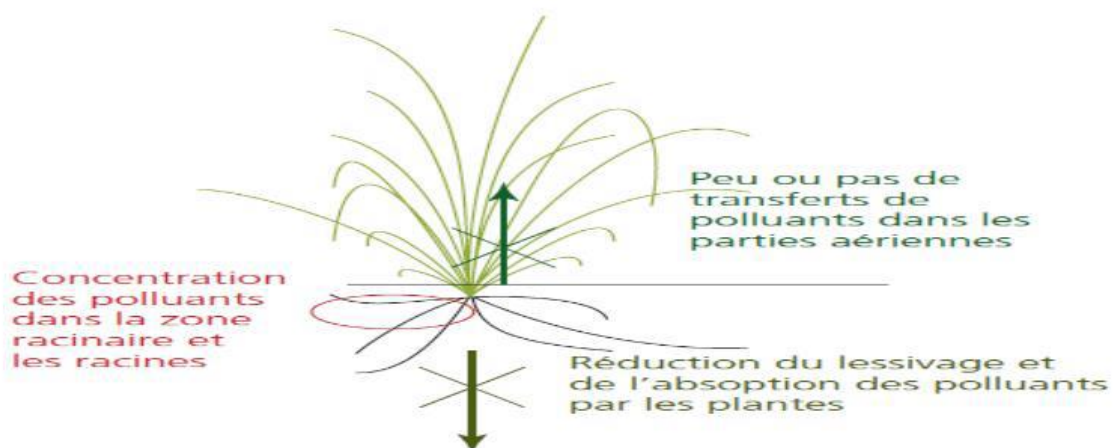


Figure .15. Fonctionnement de la phytostabilisation (Bert et al. 2012).

III.2.3.4. Phytodégradation

La phytodégradation (ou phytotransformation) repose sur l'effet rhizosphère qui stimule la dégradation des composés organiques des sols. Cette décomposition est réalisée grâce à des enzymes variées, internes ou sécrétées par la plante (Chaudhry *et al.*, 1998 ; Ann Peer *et al.*, 2005).

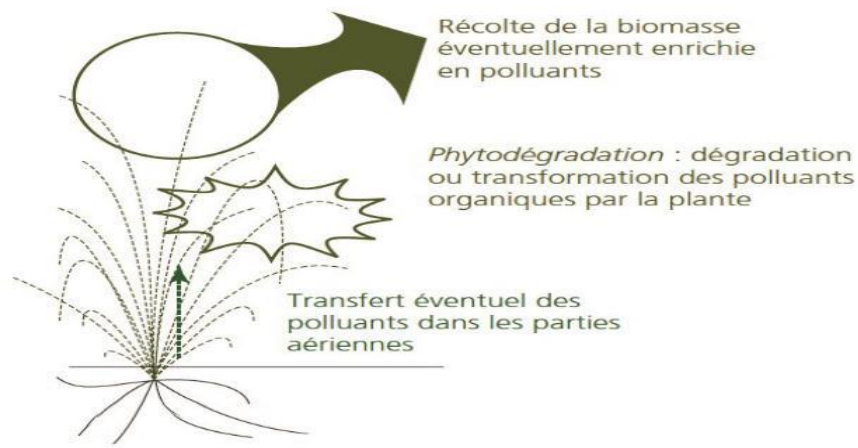


Figure .16. Fonctionnement de la phytodégradation. (Bert *et al.*, 2012)

III.2.3.5. Rhizodégradation

La rhizodégradation, aussi appelée phytostimulation, dans laquelle la décontamination s'opère dans le sol. Dans la rhizodégradation, la décontamination est effectuée dans la rhizosphère par les micro-organismes dont la croissance et l'activité sont stimulées par les plantes (Pilon-Smits, 2005).



Figure .17. Fonctionnement de la rhizodégradation (Bert *et al.*, 2012)

III.2.3.6. Phytovolatilisation

Cette technique utilise les plantes pour extraire les métaux lourds puis les éliminer par évapotranspiration via les stomates des feuilles ou les tiges. Parmi les métaux lourds, seuls le mercure et le sélénium sont adaptés à cette technique (Fig 18). La possibilité d'y inclure l'arsenic n'est pas à écarter. Une fois volatilisés, les polluants se dispersent dans l'atmosphère à des concentrations qui normalement ne représentent plus un danger pour l'homme (Tab 2). La phytovolatilisation présente également l'avantage de ne pas nécessiter de récolte de la biomasse puisque les contaminants sont dispersés dans l'atmosphère (**Pilon-Smits, 2005 ; Anonyme, 2009 ; Dechamp et Meerts, 2003 ; Bert et Deram, 1999**).

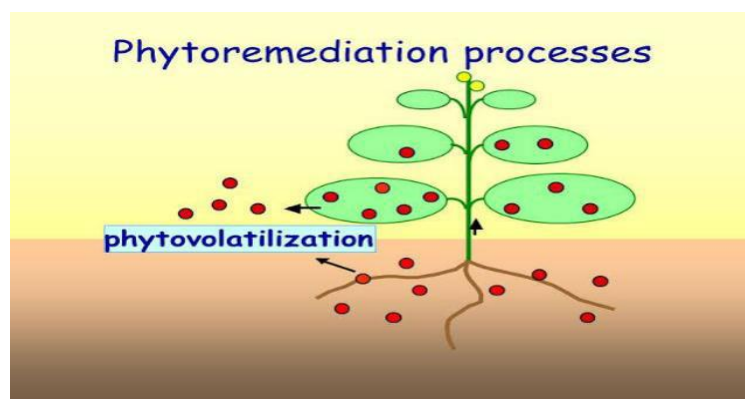


Figure .18. Le processus de la Phytovolatilization (**Pilon-Smits, 2005**)

Tableau .2. : Caractéristiques de différents procédés utilisés en phytoremédiation

Procédés de la phytoremédiation	Rhizofiltration	Phytostabilisation	Phytoextraction	Phytovolatilisation	Phytodégradation
Mécanismes	Accumulation, adsorption, précipitation	Complexation, adsorption, précipitation	Accumulation et Hyperaccumulation	Volatilisation	Dégradation rhizosphérique
Type de polluant	Inorganique	Inorganique	Inorganique	Organiques / inorganiques (As, Hg, Se)	Organiques (solvants chlorés, herbicides)
Substrats traités	Milieus aqueux	Sols, sédiments, boues	Sols, sédiments, boues	Sols, sédiments, boues	Eaux, sols, sédiments, boues
Plantes utilisées	<i>H. annuus, B. juncea, N.tabacum, Zea mays</i>	Plantes exclusives (<i>Agrostis tenuis</i>)	Hyperaccumulatrice ou accumulatrice à forte biomasse	Plantes modifiées génétiquement	Tout type de plante hébergeant des rhizobactéries
Avantages	Utilisation <i>in situ</i> et <i>ex situ</i>	Limite le risque de lixiviation et d'érosion Solution rapide	Utilisation <i>in situ</i> Adaptée aux pollutions diffuse	Dilution de la pollution dans l'air Pas de traitement des Déchets végétaux	Pas de traitement des déchets végétaux
Inconvénients	Dépend du système racinaire	Dépend du système racinaire Nécessite une Surveillance N'élimine pas le polluant du sol	Dépend du système racinaire Retraitement des déchets produits	Le risque d'exposition atmosphérique n'a pas été quantifié Utilisation d'OGM	Limité à des polluants facilement dégradables Dépend des rhizobactéries associées
Références	(Dushenkov <i>et al.</i> , 1995)	(Cunningham et Berti, 2000)	(Garbisu et Alkorta, 2001 ; McGrath et Zhao, 2003)	(Chaney <i>et al.</i> , 1997)	(Black, 1995)

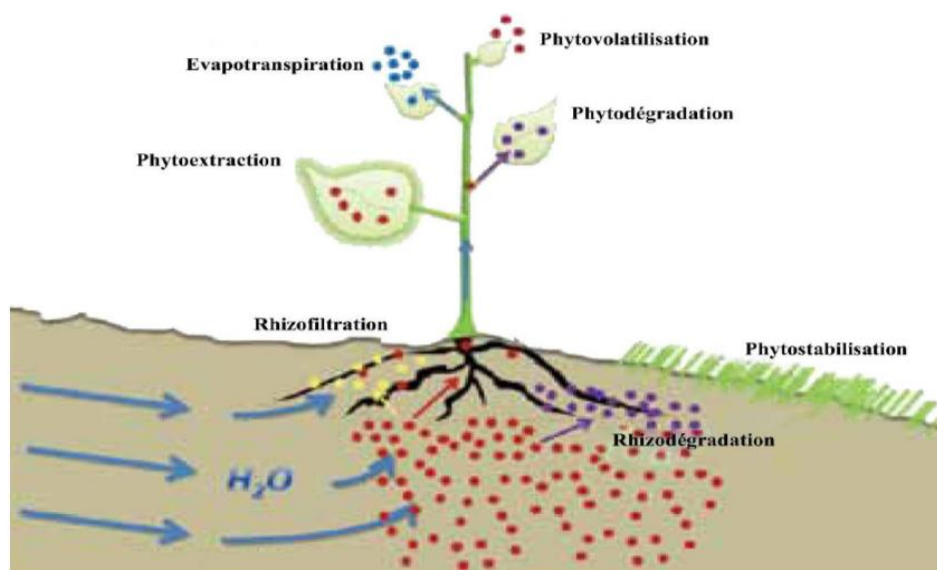


Figure .19. Techniques de la phytoremédiation (Hettiarachchi *et al.*, 2012).

Tableau .03. Avantages et inconvénients de la phytoremédiation (Cunningham *et al.*, 1995 ; Henry, 2000).

Avantages
<ul style="list-style-type: none"> - Utilisé pour une grande diversité de polluants organiques/inorganiques. - Application <i>in situ/ex situ</i>. - Diminution des perturbations pour le sol par rapport aux techniques conventionnelles. - Réduit la quantité de déchets à stocker jusqu'à 95%. - Diminution de la dispersion dans l'eau (lixiviation) et l'air. - Méthode peu coûteuse en moyen humain et matériel. - Facile à mettre en œuvre. - Ecologiquement adaptée et esthétique. - Limite l'érosion, maintien ou améliore la structure des sols. - Impact positif sur la fertilité et la biodiversité des sols.
Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> - Restreint à des sites pollués peu profonds limités à 1 m dans les sols. - Durée de remédiation longue. - Restreint aux sites de faible contamination. - Traitement des déchets potentiellement dangereux. - Dépend des conditions climatiques.

III.2.4. Types des plantes utilisées dans la phytoremédiation

Tous les végétaux absorbent des éléments minéraux. Cependant, certains présentent la particularité de prélever en grande quantité un élément donné (Baker *et al.* 2000).

Il existe deux catégories de plantes susceptibles d'intervenir dans les processus de phytoremédiation.

III.2.4.1. Les métallophytes

D'une part, il y a les plantes dites «tolérantes aux métaux» appelées plantes **métallicoles**. Ces plantes sont potentiellement utiles pour la phytostabilisation et la phytovolatilisation ainsi que pour l'étude des mécanismes de tolérance mais leur capacité d'accumulation des métaux dans les parties aériennes est faible (0.005 à 0.05% de la matière sèche). Elles présentent donc peu d'intérêt pour la phytoextraction (Baker *et al.*, 1997).

III.2.4.2. Les hyperaccumultrices

En revanche, il existe des plantes dites « **hyperaccumultrices** » (Brooks, 1998) qui sont capables de stocker dans les tiges et les feuilles de 10 à 500 fois plus d'éléments métalliques que les autres espèces végétales.

- 10 µg de Hg/g de MS (matière sèche).
- 100 µg de Cd/g de MS.
- 1000 µg de As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Se/g de MS.

- 10 000 µg de Mn, Zn/g de MS.

III.2.5. Exemples des plantes utilisées dans la phytoremédiation✓ *Typha latifolia* :

S'est avéré un efficace bio accumulateur du zinc, des concentrations de 1400 mg.kg⁻¹ dans les racines de plantes croissant sur des sédiments ayant une teneur de 10 mg.kg⁻¹ ont été relevées (**Ramade, 1997**).

✓ *Eichhorniacrassipes* :

Une hydrophyte flottante, est une plante très prometteuse pouvant accumuler de nombreux métaux lourds suite à l'absorption d'eau (**Liao et Chang, 2004**).

✓ *Populus* :

Constitue l'une des espèces les plus efficaces en termes de dépollution des eaux par volatilisation (**Lazarine et Lazarine, 2011**).

✓ *Le Phragmites australis* :

Sont capables de retenir 99% de chrome issu des tanneries locales. Cette espèce accumule également le zinc, plomb et le cadmium (**Lazarine et Lazarine, 2011**).

Chapitre IV

Les plantes sont d'abord considérées comme des machines biochimiques, qui puisent leur énergie et les molécules inorganiques simples dans leur environnement physique et qui utilisent cette énergie et ces molécules pour élaborer des structures chimiques complexes. Les processus qui permettent aux plantes de mener à bien ces activités résultent d'une multitude de réactions chimiques. En d'autres termes, tout ce qui fait une plante et tout ce que fait une plante est fondée sur des processus physico-chimiques. La physiologie végétale nous raconte comment les plantes utilisent l'énergie solaire pour assimiler le carbone et comment elles convertissent ce carbone en leur propre substance. Elle nous apprend comment les plantes prélèvent et répartissent les nutriments et l'eau. Elle nous dit comment les plantes croissent et se développent, comment elles répondent à leur environnement, comment elles réagissent aux stress et comment elles se reproduisent. En bref, la physiologie végétale nous apprend comment les plantes fonctionnent. La tâche du physiologiste végétaliste est d'expliquer le fonctionnement des plantes en se référant aux lois physico-chimiques connues (**Hopkins WG., 2003**).

IV.1. Les réponses des plantes aux stress

Les plantes peuvent répondre aux stress de diverses façons. Les plantes peuvent éviter les effets de stress en accomplissant leur croissance durant les périodes de moindre stress ou bien elles ne peuvent pas le supporter auquel cas elles peuvent subir des lésions. Ou bien, des modifications spécifiques de leur métabolisme leur permettent d'éviter ou de tolérer les effets de stress. (**Hopkins WG., 2003**).

IV.1.1. Définition du stress

La définition stress chez les plantes avec des significations différentes en biologie, qui convergent principalement en attribuant le stress à n'importe quel facteur environnemental défavorable pour une plante (**Levitte, 1980**). La capacité d'une plante à survivre à un facteur défavorable est appelée la résistance ou la tolérance au stress. En considèrent que le stress a une signification relative, avec un contrôle comme état de référence, ils considèrent le stress comme déviation du contrôle à une contrainte. Le stress correspond à toute condition de l'environnement ou combinaison de condition qui empêche la plante de réaliser l'expression de son potentiel génétique pour la croissance, le développement et la reproduction (**Cronic 2007**).

IV.1.2. Facteurs d'origine anthropique

La pollution peut être définie comme une modification défavorable du milieu naturel qui résulte en totalité ou en partie humaine, au travers d'effets directs ou indirect altérant des critères de réparation des flux d'énergie, des niveaux de radiation des constitutions physico – chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivants (**Baroult, 2000**).

IV.1.3. Réponses physiologiques des plantes aux stress**➤ La traduction physiologique des plantes aux stress de l'environnement**

Les stress de l'environnement se traduisent par 4 types de symptômes.

A. Altération de la croissance

La réponse la plus fréquente d'une plante soumise à une situation environnementale défavorable, consiste en une réduction de croissance, et en altérations de la morphogénèse (**Lepoivre, 2003**). Les conditions défavorables de l'environnement, ou la substance toxique, peuvent également entraîner des phénomènes d'hyperplasie (des choux brocolis exposés à de l'ozone forment des galles). Des anomalies de la morphogénèse, notamment des déformations foliaires, sont aussi observées suite à l'action du froid quant aux composant fluores ils déforment des feuilles des pommier et de poirier en leur donnant un aspect en forme de cuillère (**Cornic, 2007**).

B. Perturbation du cycle reproductif

La floraison et le développement des fruits après fécondation sont largement influencés par les facteurs physiques de l'environnement ; le plus important de ces facteurs est la photopériode qui contrôle spécifiquement pour chaque espèce, la synthèse des régulateurs de croissance repue pour l'induction de la floraison et l'initiation. Subséquente de pièces florales, Il existe aussi des exigences thermiques pour l'induction de la floraison. Certains arbres fruitiers doivent subir une période spécifique à basse température pour les bourgeons floraux se forment normalement, la chute prématurée des fleurs non fertilisées et des fruits en excès s'intensifiera lors de stress, de carence ou d'excès trophique, ou de pollution. Un excès de fumure azotée réduit le nombre de fleurs au bénéfice d'une production de biomasse végétale excédentaire (**Hassouna, 1999**).

C. Chlorose

La décoloration des parties vertes de la feuille représente une réponse fréquente aux conditions d'environnement défavorables, le limbe foliaire devient vert pâle, jaune ou même blanc. L'estimation de la respiration épuise rapidement les réserves disponibles de celle-ci interrompt ses synthèses, notamment celles des pigments, l'étiollement constitue un syndrome

(effilement des organes chlorose) résultat d'un déficit de lumière en conditions naturelles ou artificielles qui provoque un défaut de formation de pigments. La lumière étant indispensable pour activer et synthétiser la protochlorophylle, un excès de lumière entrainera par ailleurs une photo oxydation des pigments, suivre également de chlorose, les carences nutritionnelles causent aussi des chloroses notamment la carence en magnésium, composant de la molécule de chlorophylle (**Lepoivre, 2003 ; Cronic, 2007**).

D. Nécrose

Des nécroses résultent de la mort des cellules elles peuvent être induites par divers stress de l'environnement dont l'intensité dépasse le niveau de tolérance de la plante, et qu'induisent de réactions irréversible. La sensibilité envers les stress varie selon les organites cellulaires, les enzymes, les cellules, les tissus et les organes (**Lepoivre, 2003**). La coloration de surfaces nécrosées varie du jaune pâle au brun foncé en fonction de la formation de composés phénoliques. Cette production dépend du type, de cellule atteinte, de la rapidité d'action de stress et des conditions qui ont entraîné la mort cellulaire. Les nécroses les plus évidentes et les plus caractéristiques sont observé chez les feuilles, les nécrose de tige correspondent à la mort de cellules de l'écorce. Les tissus nécrosés sont souvent isolés par un tissu cicatriciel produit par les cellules non affecter par les tissu et son responsable de l'apparition du bourrelet cicatriciel (**Anonyme, 2008**).

IV.2. Les réponses physiologiques des plantes aux différents polluants du sol

IV.2.1. Les métaux lourds

IV.2.1.1. Définition

L'expression « métal lourd » désigne pour les chimistes des métaux de numéro atomique élevé, de densité supérieure à 5 g/cm (**Di Benedetto, 1997; Jeannot, 2001**), et formant des précipités insolubles avec les sulfures (**Schaud et feix, 2005**), ils sont également des bons conducteurs de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité (**Miquel, 2001**). Le cadmium, le manganèse, le cobalt, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel et le zinc sont les métaux les plus souvent rencontrés dans les sols (**Jeannot, 2001**). (**Le clech, 1998**) nous indique qu'ils sont en concentration dans les êtres vivants à moins de 1%.

IV.2.1.2. Origines

Tout comme les polluants organiques, la dissémination des éléments en traces dans l'environnement provient soit de processus naturels, soit des activités humaines (**Baize et Tercé coord, 2002; Laurant, 2005**).

✓ Origines naturelles

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans les roches mères (roches magmatiques, métamorphiques et sédimentaires). Tous les sols contiennent naturellement des éléments traces métalliques. L'activité volcanique et les feux de forêts sont d'autres sources naturelles des polluants métalliques rejetés dans l'atmosphère (**Laurant, 2005**). La présence des éléments traces métalliques dans les sols n'est pas indicatrice d'une pollution (**Burnol et al. 2006**).

✓ Origines anthropiques

Du fait de leurs propriétés physiques intéressantes (bons conducteurs de chaleur et d'électricité, caractéristiques de dureté, de malléabilité, possibilités d'alliages, propriétés catalytiques, etc.) les métaux sont très largement utilisés par l'homme. Cette utilisation n'a apporté aucun changement quant aux quantités de métaux présentes sur terre : l'activité humaine ne crée ni ne détruit des éléments métalliques. En revanche, elle modifie très significativement leur répartition et les formes chimiques sous lesquelles ils sont présents dans l'environnement. Les gisements et les filons métallifères sont exploités, parfois de très longue date. Mais l'activité minière peut être à l'origine d'une dispersion des métaux dans l'environnement. Le milieu aquatique, notamment, peut être contaminé via les eaux de ruissellement. Toutefois l'industrie est toujours responsable de la majorité des rejets directs dans le sol. Par ailleurs, le traitement des minerais et l'industrie métallurgique restent à l'origine d'émissions atmosphériques importantes (**Le goff, 2004**).

IV.2.1.3. Phytotoxicité des éléments traces et tolérance des plantes**IV .2.1.3.1. Phytotoxicité des ETM****➤ Effet des ETM sur la germination**

La germination et les plantules sont les stades physiologiques le plus sensible d'une plante et ils sont régulés par plusieurs interactions hormonales et facteurs environnementaux. De plus, ces stades sont plus sensibles à la pollution métallique en raison du manque de certains mécanismes de défense (**Liu et al., 2012**). Il est bien documenté que les processus de germination sont fortement perturbés par le stress de métal, cependant, il n'y a pas beaucoup d'explications sur le mécanisme moléculaire de l'inhibition de la germination des semences causée par le stress métallique (**Ahsan et al., 2007**).

➤ Effet des ETM sur la croissance et la nutrition minérale

L'effet toxique des ETM sur la croissance de la plante se manifeste par une réduction de la croissance des parties aériennes et des racines affectant ainsi dramatiquement la production

de la biomasse (Zorrig, 2011). Ces effets s'accompagnent très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement tel que la perturbation de l'équilibre de certaines hormones de croissance, notamment l'auxine, la perturbation de l'alimentation en éléments minéraux essentiels pour la croissance des plantes (Wang et al., 2009 ; Xu et al., 2012), ainsi qu'à des perturbations de la machinerie photosynthétique, notamment la structure des chloroplastes et la biosynthèse de la chlorophylle (He et al., 2008 ; Ran et al., 2014). Il est toutefois important de noter que les ETM n'affectent pas la croissance de toutes les plantes avec la même sévérité. En effet, certaines plantes dites hyperaccumulatrices comme *Arabidopsis halleri* et *Thlaspi caerulescens* sont capables de croître, se développer, et se reproduire à la présence des concentrations élevées d'ETM (Zorrig, 2011). Les effets néfastes des ETM pourraient aussi être liés à une altération de l'absorption et de la distribution des éléments minéraux indispensables pour le fonctionnement de la plante (Zorrig, 2011). Ceci peut être lié à la diminution de la transpiration et, en conséquence, limitation de l'absorption racinaire de la solution de sol. Des perturbations de la nutrition potassique en présence de cadmium ont été rapportées dans plusieurs études (Küpper et Kochian, 2010 ; Redondo-Gómez et al., 2010). Une perturbation dans la nutrition en Ca, Fe et Zn sous le stress du cadmium a été aussi observée chez *Brassica juncea* (Jiang et al. 2004).

➤ **Effet des ETM sur la photosynthèse**

La photosynthèse est le processus bioénergétique qui permet aux plantes de synthétiser de la matière organique en exploitant la lumière du soleil. La photosynthèse est diminuée en présence d'ETM par plusieurs mécanismes. Cela peut être le fait de la réduction de la biosynthèse de chlorophylles et de la modification du rapport chlorophylles a et b (Clijsters et Assche, 1985). Les modifications de l'accumulation de chlorophylle induite par les ETM dépendent fortement du stade de croissance et de la tolérance des plantes (Figure 11). Ainsi, en présence d'un excès de Cu, le niveau de chlorophylles augmentera chez un épinard Cu-tolérant et diminuera chez un épinard Cu-sensible. Certains ETM comme Pb, Cd et Zn sont des inhibiteurs du transfert d'électrons. Ils peuvent agir au niveau des photosystèmes (surtout le photosystème II), dès les premières étapes de la chaîne réactionnelle, en inhibant le transfert d'électrons. Ils agissent également sur les enzymes du système photosynthétique affectant les trois étapes clés du cycle de Calvin (carboxylation, réduction, régénération) (Singh, 2005).

➤ Effet des ETM sur le statut hydrique

Les plantes exposées à un excès d'ETM augmentent leur résistance stomatique et diminuent la transpiration, induisant un stress hydrique. Le Cd limite généralement la tolérance au stress hydrique des plantes causant une perte de turgescence et une diminution du potentiel hydrique foliaire (**Prasad, 2004**). La transpiration et la teneur relative en eau montrent également une diminution dans le cas de concentrations excessives en Pb, Cu et Zn dans les tournesols (**Kastori et al., 1992**), alors que le bilan hydrique du trèfle et de la luzerne ne semble pas affecté par la présence de Pb, malgré une importante fermeture stomatique (**Prasad, 2004**). Les ETM influencent également la relation plante-eau en inhibant la formation de poils racinaires, réduisant la capacité des plantes à explorer le sol pour l'absorption d'eau et de nutriments. Une autre conséquence de la présence d'ETM est l'augmentation de la résistance du flux hydrique dans le système racinaire. En effet, la perméabilité des membranes est réduite par un renforcement de la subérisation et de la lignification (**Menon, 2006**). Concernant le transfert de l'eau vers les parties aériennes, il est limité par la réduction du nombre et du diamètre des faisceaux vasculaires (**Pal et al., 2006**).

➤ Stress oxydatif

Lors du métabolisme aérobie des plantes, la réduction de l'oxygène par les cytochromes de la chaîne respiratoire s'accompagne inévitablement d'une production des molécules intermédiaires radicalaires, très réactifs connus sous le nom espèces réactives de l'oxygène (ROS). Les espèces réactives de l'oxygène sont de puissants agents oxydants capables d'altérer toute une série de cibles biologiques importantes, avec comme conséquence la modification des domaines fonctionnels des biomolécules: inhibition de l'activité enzymatique, perturbation du métabolisme (notamment la photosynthèse et la respiration), oxydation de protéines, altération des membranes cellulaires via l'induction de phénomènes de peroxydation lipidique, apparition de cassures au sein de l'ADN, pouvant conduire à la mort cellulaire (**Muschitz, 2009**). Cependant, les métaux qui n'existent que sous un seul état d'oxydation, comme le cadmium et le zinc peuvent induire une accumulation de ROS en perturbant certaines voies métaboliques ou en inactivant des enzymes du système anti-oxydant, contribuant ainsi à l'épuisement de la réserve cellulaire de molécules anti-oxydantes (**Muschitz, 2009**).

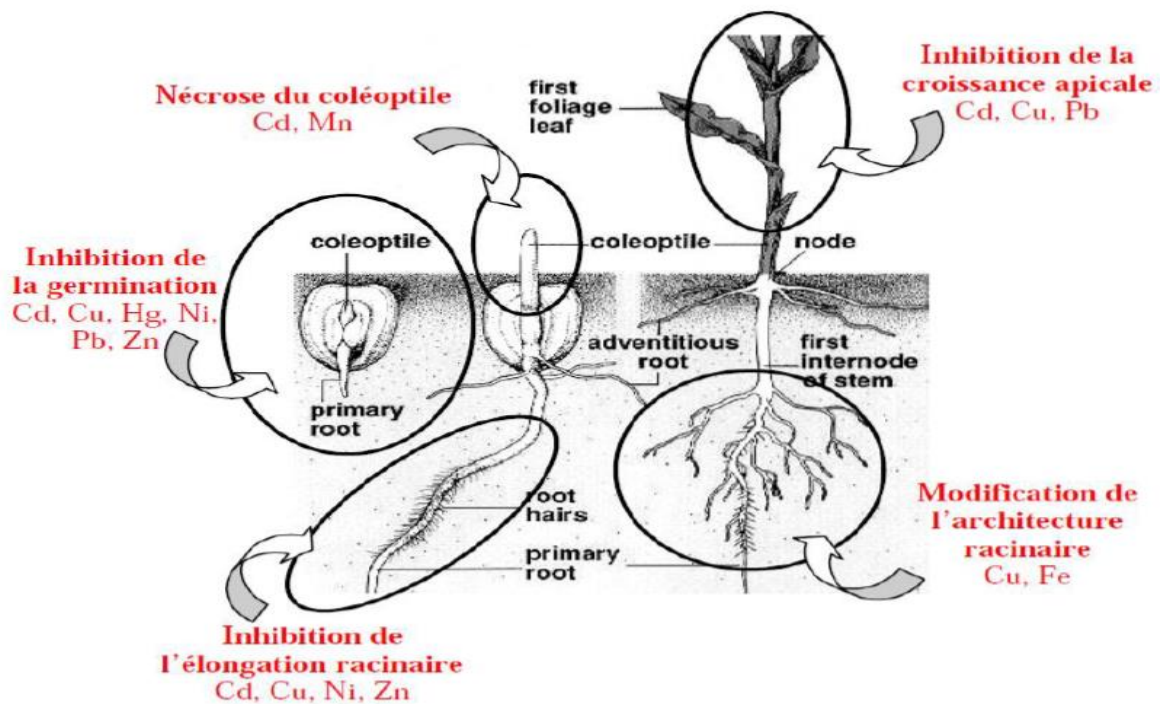


Figure .20. Possibles interactions métalliques lors du développement des plantes (Prasad, 1999).

IV .2.1.3.2. Mécanismes de tolérance

Certains végétaux, qualifiés d'hyperaccumulateurs, sont capables de stocker en très grandes quantités les métaux dans leurs parties aériennes (Montarges-Pelletier et al., 2008 ; Kraemer, 2010).

L'étude de ces plantes résistantes, par leurs capacités de détoxification, d'immobilisation ou d'absorption des métaux lourds, pourrait donc constituer un outil intéressant, non seulement pour estimer les risques de transfert potentiel des métaux lourds au sein de l'écosystème (Martin et al., 1996), mais aussi comme outil de réhabilitation des sols (Sbartai et al., 2012). Ces plantes utilisent alors des mécanismes spécifiques de défense pour éliminer les métaux ou pour les rendre moins ou non disponibles afin de réduire leurs toxicités. Le mécanisme est possible de considérer trois niveaux de contrôle de la toxicité des métaux chez les végétaux (Briat et Lebruit, 1999).

Le premier niveau concerne l'absorption et la distribution de l'ion métallique à travers la plante. Le deuxième met en jeu des systèmes de stockage et de détoxification.

Enfin, le troisième consiste en la mise en place de processus réduisant le stress oxydatif engendré par la forte concentration intracellulaire des ions métalliques (Briat et Lebruit, 1999).

a) Absorption et le transport

A ce jour, peu de données existent sur la caractérisation moléculaire de transporteurs membranaires d'ions métalliques chez les plantes. Les principales études ont été réalisées sur l'absorption du fer (**Grusak, 1995**).

Un transporteur de fer ferreux (Fe^{2+}) a été caractérisé chez *Arabidopsis thaliana* mais des études physiologiques indiqueraient que ce système n'est pas spécifique d'un métal donné. D'autre part, il est aussi démontré que la carence en fer ou en cuivre de certains sols activent l'expression de gènes codant des transporteurs (**Eide et al., 1996**). Ceux-ci peuvent alors véhiculer d'autres métaux présents dans le sol à des concentrations toxiques (**Briat et Lebruit, 1999**).

b) Stockage et la détoxification

Une fois les ions métalliques absorbés et distribués dans les cellules de la plante, ceux-ci sont pris en charge par diverses molécules pour être stockés sous des formes non toxiques. Des protéines spécifiques comme les ferritines (**Harrison et Arosio, 1996**) et les metallothionéines (**Hamer, 1986 ; Hasegawa et al., 1997 ; Robinson et al., 1993**), Prenant en charge le cuivre et le zinc dans le cytoplasme, assurent une partie de ce stockage intracellulaire des métaux. D'autres molécules, les phytochélatines, sont des peptides synthétisés enzymatiquement à partir du glutathion et jouent un rôle essentiel dans l'homéostasie des ions métalliques chélatants dans le cytoplasme des métaux comme le cadmium, le zinc, et le cuivre (**Reuser, 1995 ; Schmoggr et al., 2000 ; Zenk, 1996**). Enfin, des transporteurs tonoplastiques ATP-dépendant véhiculent ces complexes dans les vacuoles où ils sont stockés (**Kupper et al., 1999 ; Martinoia et al., 1993**).

c) Réponse au stress oxydatif

En réponse au stress oxydant, les cellules peuvent synthétiser des enzymes antioxydantes comme la superoxyde-dismutase (SOD), les catalases et les peroxydases mais également des métabolites aux propriétés antioxydantes comme les phénols et le glutathion et les terpènes. Les phénols, en plus d'être capables de chélater les ETM, peuvent inhiber la peroxydation des lipides en piégeant les radicaux alkoxy (**Michalak, 2006**).

d) Chélation et la compartimentation cellulaire**- Chélation**

La présence intracellulaire de ligands organiques, qui assurent une complexation et donc la détoxification de nombreux ions métalliques constitue à l'heure actuelle un aspect

fondamental de la résistance aux métaux lourds. Chez les végétaux, quatre groupes principaux de ligands intracellulaires ont été caractérisés (**Remon, 2006**).

➤ **Métallothionéines (MTs)**

Les métallothionéines sont des protéines caractérisées par leur richesse en cations métalliques (essentiellement Cu et/ou Zn) et par leur forte proportion de résidus cystéines (**Shah et Nongkynrih, 2007**). Les MTs des plantes sont supposées jouer un rôle important en maintenant l'homéostasie des métaux de transition essentiels, la désintoxication des métaux toxiques (**Margoshes et Vallee, 1957**). Alternativement, les métallothionéines peuvent fonctionner comme antioxydants (**Dietz et al., 1999**) et probablement intervenir dans la réparation de la membrane plasmique (**Salt et al., 1998**). Chez *Arabidopsis thaliana*, il a été démontré que la présence de cuivre stimule la biosynthèse de MT et que la variation écotypique de la tolérance à ce métal est corrélée au taux de transcription des gènes MT (**Pourrut, 2008 ; Remon, 2006**).

➤ **Phytochélatines (PC)**

Les phytochélatines sont de petits polypeptides intracellulaires possédant la séquence d'acides aminés (γ -Glu-Cys) n-Gly, où $n = 2-11$, et une très grande affinité pour les métaux grâce à leurs fonctions thiol (SH) et carboxyle (COOH) (**Remon, 2006**). Ils sont produits par les plantes, les champignons et les algues à partir du glutathion (GSH), thiol prédominant dans les cellules de tout organisme, en réponse à une augmentation de la concentration en métaux dans leur environnement. Des études précédentes ont indiqué que les ions métalliques Cu^{2+} , Hg^{2+} , CH_3Hg^+ , Pb^{2+} et Zn^{2+} , tous inducteurs de la synthèse de phytochélatines (**Patra et al., 2000**).

➤ **Acides organiques**

Les acides organiques représentent un autre groupe de chélateurs naturels. Sous cette dénomination sont classées des molécules diverses tels que des acides dicarboxyliques (acides fumarique, malique, oxalique) ou des acides tricarboxyliques (comme l'acide citrique). Toutes ces petites molécules sont clairement impliquées dans les phénomènes d'accumulation. On observe souvent une stimulation de leur synthèse en présence de métaux lourds, ce qui laisse penser qu'elles assurent le transport xylémien des ions métalliques depuis les racines vers les parties aériennes de la plante (**Ma et al., 1997**). De même, une synthèse accrue de malate a été observée chez une population tolérante de *Festuca rubra* développant sur des dépôts riches en Cu et Zn (**Harrington et al., 1996**).

➤ Acides aminés

Les acides aminés libres, comme la proline, l'histidine et la cystéine, s'accumulent lors d'un stress métallique et pourraient être eux aussi impliqués dans la chélation de divers métaux lourds, notamment du zinc et du nickel (**Briat et Lebrun, 1999 ; Bert, 2000**). Chez *Alyssum lesbiacum* et *Thlaspi caerulescens* (Brassicacées), la forte production d'histidine au niveau racinaire permet de former rapidement des complexes avec le Ni absorbé et ainsi d'acheminer le métal vers les parties aériennes (**Richau et al., 2009**).

- Compartimentation cellulaire

Une des hypothèses les plus fréquentes pouvant expliquer le phénomène de tolérance serait attribuée à la compartimentation accrue des métaux lourds sous forme ionique dans la vacuole, grâce à plusieurs familles de transporteurs protéiques. Par exemple, un transporteur tonoplastique appartenant à la famille des protéines GTP a été identifié chez un écotype de *Silene vulgaris* tolérant au zinc. Le transport de zinc sous forme ionique dans les vacuoles dépend de la présence de magnésium et de GTP et permet la détoxification du zinc plus rapidement que chez l'écotype sensible (**Chardonnens et al., 1999**).

Chez *Rauvolfia serpentina*, le cadmium forme, avec les phytochélatines, des complexes de faible masse moléculaire (Low Molecular Weight (LMW)), qui s'agrègent les uns aux autres par des ponts sulfures pour former des complexes de masse moléculaire élevée (High Molecular Weight (HMW)). Les HMW pourraient alors être transportés par un complexe protéique spécifique dans la vacuole. Le pH vacuolaire provoquerait alors la dissociation du complexe, et les ions seraient pris en charge par les acides organiques présents, tels que le malate, le citrate ou encore l'oxalate (**Sanita di Toppi et Gabbrielli, 1999**).

e) Autres systèmes de défense au stress métallique

D'autres mécanismes agissant contre les effets néfastes des métaux lourds peuvent être mis en œuvre chez les plantes :

• Transporteurs membranaires

Les transporteurs membranaires de type pompe ATPasique, spécifiques du cadmium seraient présents chez *A. thaliana* et réaliseraient un efflux actif des ions métalliques à l'extérieur des cellules (**Briat et Lebrun, 1999**).

• Accumulation des métaux dans les feuilles âgées

L'accumulation des métaux dans les feuilles âgées juste avant leur abscission diminuerait ainsi les concentrations métalliques dans la plante. En général, la concentration dans les feuilles augmente avec l'âge. Chez *Armeria maritima subsp. halleri*, dans les feuilles

marron (les plus âgées), les concentrations en Cu, Cd, Zn et Pb sont 3 à 8 fois celles des jeunes feuilles (Dahmani-Muller, 1999). Cette observation suggère un transport interne depuis des feuilles vertes, encore actives d'un point de vue photosynthétique, vers les feuilles qui sont sur le point de tomber, préservant ainsi la photosynthèse tout en détoxiquant la plante. Une accumulation de Cd a été également observée dans les trichomes de plusieurs espèces (Salt et al., 1995).

- **Protéines de choc thermique (Hsp)**

Les protéines de choc thermique (Hsp), déjà réputées pour leur implication dans le stress lié à un choc thermique, seraient également responsables de la tolérance aux métaux toxiques (Memon et al., 2001 ; Hall, 2002 ; Timperio et al., 2008). En effet, des stress très variés, ayant en commun de dénaturation des protéines (stress protéotoxique), sont capables d'induire cette réponse de type « choc thermique ». L'induction des Hsp par le stress protéotoxique permet à la cellule de réparer les dommages protéiques ainsi occasionnés par resolubilisation des agrégats, renaturation des polypeptides ou, si cela est impossible, par l'engagement des protéines dénaturées vers les voies de dégradation (Banzet et al., 1998). Ainsi, les résultats obtenus sur des cellules de tomate ont établi que l'action d'H₂O₂ induisait la synthèse de protéines de choc thermique (Banzet et al., 1998). De la même façon, dans les cellules de *Lycopersicon peruvianum* exposées à 1mM de cadmium, des quantités significatives d'Hsp ont été relevées au niveau du plasmalemme, de la membrane mitochondriale et du réticulum endoplasmique, sièges de multiples dégâts du stress oxydant provoqué par les métaux lourds (Neumann et al., 1994).

- **Biosynthèse d'éthylène**

La biosynthèse d'éthylène dans les racines et les feuilles est provoquée par certains métaux, comme le cadmium. L'éthylène serait alors un messenger stimulant la lignification capable de limiter les flux de métaux dans les systèmes vasculaires et accélérant la réponse anti-oxydante par induction de l'activité ascorbate peroxydase, ainsi que la synthèse de métallothionéines (Sanita di Toppi et Gabrielli, 1999).

f) Principaux antioxydants non enzymatiques

- **Composées phénoliques (les polyphénols)**

Les composés phénoliques sont des métabolites secondaires possédant un ou plusieurs cycles benzéniques portant une ou plusieurs fonctions hydroxyles (Ignat et al., 2011). Ces composés sont synthétisés par les plantes aussi bien au cours du développement normal que dans les conditions de stress (Macheix et al., 2005). Ils participent aux réactions de défense

face à différents stress biotiques ou abiotiques. Chez la plante ils sont impliqués dans le développement, la reproduction, la croissance cellulaire, la différenciation, l'organogenèse, la floraison et la lignification (**Balasundram et al., 2006**). En outre, la teneur des végétaux en composés phénoliques est très variable en fonction de nombreux paramètres génétiques, physiologiques et environnementaux (**Faller et Fialho, 2010**).

- **Localisation et rôle des antioxydants dans la plante**

Les composés phénoliques sont présents partout dans les racines, les tiges, les fleurs, les feuilles de tous les végétaux (**Middleton et al., 2000**).

A l'échelle de la cellule, les composés phénoliques sont principalement répartis dans deux compartiments : les vacuoles et la paroi. Dans les vacuoles, les polyphénols sont conjugués, avec des sucres ou des acides organiques, ce qui permet d'augmenter leur solubilité et de limiter leur toxicité pour la cellule. Au niveau de la paroi, on trouve surtout de la lignine et des flavonoïdes liés aux structures pariétales. Les composés phénoliques sont synthétisés dans le cytosol. Une partie des enzymes impliquées dans la biosynthèse des phénylpropanoïdes est liée aux membranes du réticulum endoplasmique, où elles sont organisées en métabolons (**Winkel, 2004 ; Macheix et al, 2005**).

D'autres organites du cytoplasme, comme des vésicules golgiennes ou des chloroplastes, peuvent participer à la biosynthèse des composés phénoliques mais ce ne sont pas des lieux d'accumulation (**Macheix et al, 2005**).

Au sein même des feuilles la répartition des composés est variable, par exemple les anthocyanes et les flavonoïdes sont majoritairement présents dans l'épiderme (**Tomas-Barberan et Espin, 2001 ; Cheynier et Sarni-Manchado, 2006**). Les composés phénoliques interviennent dans un grand nombre de processus physiologiques chez la plante et dans les interactions avec leur environnement, leur structure leur conférant des fonctions très spécifiques (**Desjardin, 2008**).

- **Propriétés des composés phénoliques**

Parmi les antioxydants naturels ; les composés phénoliques, et plus particulièrement les acides phénoliques et les flavonoïdes, suscitent un intérêt grandissant. Ce sont des composés, naturels, qui permettent de ralentir le phénomène d'oxydation qui favorisent le vieillissement cellulaire en interrompant le passage du stress oxydatif et interceptant le « message » de l'apoptose (mort cellulaire programmé) (**Macheix et al., 2005**).

○ Flavonoïdes

Les flavonoïdes représentent la majorité des composés phénoliques qui sont caractérisés par leur faible poids moléculaire. Ils sont parmi les métabolites secondaires les plus réactifs dans les plantes. Ils se trouvent généralement dans les feuilles, les parties florales et les pollens (Olsen et al., 2010).

Elles sont considérées comme des pigments quasi universels des végétaux qui peuvent participer dans les processus photosynthétiques (Mukohata et al., 1978), dans la régulation de gène et dans le métabolisme de croissance (Havsteen, 2002). Actuellement, environ de 4000 composés flavoniques sont connus (Edenharder et Grünhage, 2003), les flavonoïdes peuvent être divisés en différentes classes : anthocyanidines ; flavonoles ; isoflavonoles ; flavones ; isoflavones ; flavanes ; isoflavanes ; flavanols ; isoflavanols ; flavanones ; isoflavanones ; auronnes (Havsteen, 2002 ; Edenharder et Grünhage, 2003). La propriété des flavonoïdes la mieux décrite est leur activité antioxydante et leur capacité à piéger les radicaux libres : radicaux hydroxyles (OH•), anions superoxydes (O₂•-) et radicaux peroxy lipidiques. Ils inactivent et stabilisent les radicaux libres grâce à leur groupement hydroxyle (C3-OH) fortement réactif. Ils sont également capables de chélater les ions métalliques (Ghedira, 2005). Des travaux ont montré que les niveaux des flavonoïdes augmentaient dans les cas de stress biotique et abiotique, tels que le stress hydrique, la toxicité aux métaux et la privation de nutriments (Winkel-Shirley, 2002).

○ Phénols simples et les acides phénoliques

Le terme d'acide phénol peut s'appliquer à tous les composés organiques possédant au moins une fonction carboxylique et un hydroxyle phénolique (Ribéreau-Gayon, 1968).

Les acides phénols et ces dérivés possédant les activités antioxydantes et antiradicalaires sont l'acide caféique, l'acide gallique et l'acide chlorogénique (Bossokpi, 2002). Pour l'acide caféique, il se montre très efficace contre les virus, bactéries et champignons (Cowan, 1999). Alors, l'acide gallique présente une très grande activité antioxydante (Smith et Kramer, 1999). Il peut aussi à une faible concentration, prévenir les dommages oxydatifs d'ADN cellulaire (Lee et al., 2005).

IV.2.2 Les hydrocarbures**IV.2.2.1. Définition**

Les hydrocarbures, au sens chimique du terme, sont des composés organiques ne contenant que du carbone et de l'hydrogène, associé en molécule d'une grande diversité (Boccard, 2006).

Ils regroupent différents produits pétrolier (pétrole brute, pétrole raffiné, kérosène, essence, fuel, lubrifiants, huiles à moteurs. (Lemière et al., 2001).

IV.2.2.2. Origine

Les hydrocarbures présents dans les sols proviennent généralement d'une pollution pétrolière (production, raffinage, transport et utilisation des hydrocarbures) ou issue de la pétrochimie, d'usines à gaz, de l'industrie chimique de base, la fabrication de caoutchouc, ou les industries mécaniques (Jeannot, 2001).

Tableau .04. Propriétés physico-chimiques des 16 HAP EPA (d'après MacKay et al., 1991).

ND : non disponible; Kow : coefficient de partage octanol-eau; Koc : coefficient d'adsorption Aux matières organiques.

Composé	Nombre de cycles	Masse moléculaire	Solubilité dans l'eau (µg/l à 25°C)	Pression de vapeur (mPa à 25°C)	Log Kow	Log Koc	Demi-vie dans le sol (j)
Naphtalène	2	128,2	31000	10400	3,37	ND	70,8
Acénaphène	3	154,2	3800	300	3,92	3,67	ND
Acénaphylène	3	152,2	3930	890	4,06	3,50	229,2
Fluorène	3	166,2	1980	130	4,18	4,15	229,2
Phénanthrène	3	178,2	1210	20	4,50	4,28	229,2
Anthracène	3	178,2	75	1,25	4,45	4,24	229,2
Fluoranthène	4	202,3	250	64	5,20	4,65	708,3
Pyrène	4	202,3	130	0,9	4,88	4,81	708,3
Benzo(a)anthracène	4	228,3	13	0,0271	5,70	5,66	708,3
Chrysène	4	228,2	3,6	0,00057	5,61	4,89	708,3
Benzo(b)fluoranthène	5	252,3	1,5	0,0212	6,50	5,70	708,3
Benzo(k)fluoranthène	5	252,3	0,81	0,0207	6,80	5,92	708,3
Benzo(a)pyrène	5	252,3	0,38	0,00073	6,31	6,06	708,3
Indéno(123-cd)pyrène	6	276,3	0,26	0,000014	7,20	ND	ND
Benzo(ghi)pérylène	6	276,3	0,05	0,0000026	ND	ND	ND
Dibenzo(ah)anthracène	5	278,4	0,6	0,000013	6,50	6,06	708,3

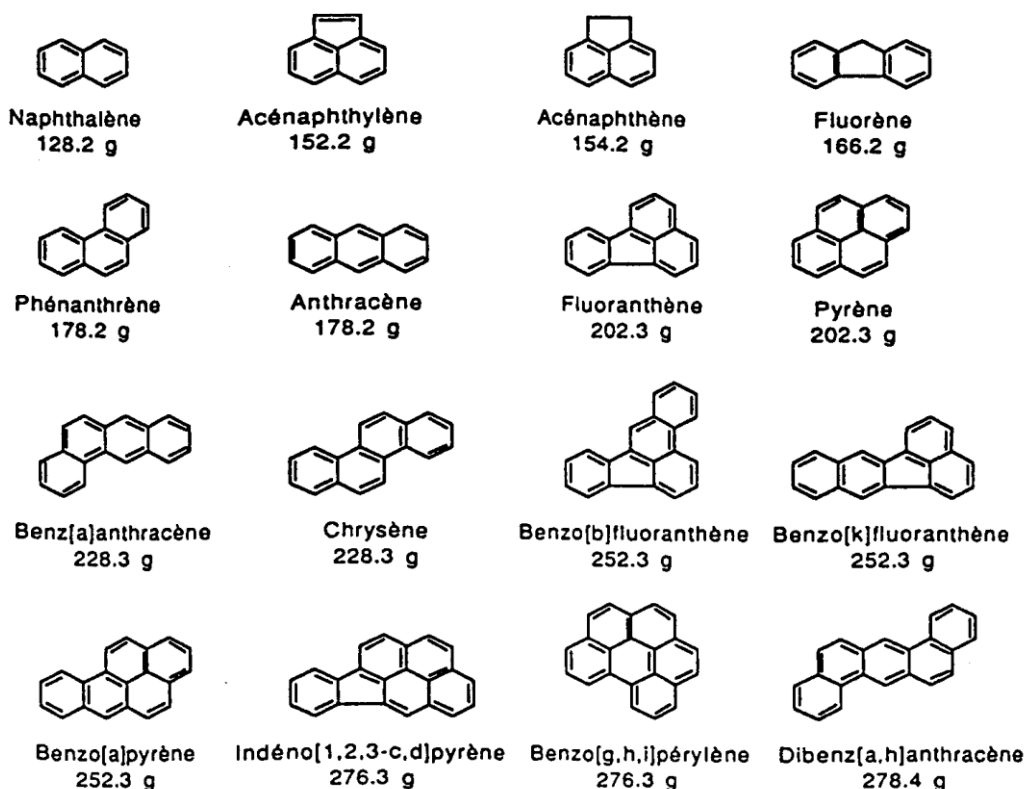


Figure .21. Formule chimique et masse moléculaire des 16 HAP sélectionnés par l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (EPA) comme polluants prioritaires pour leur Étude et leur élimination de l'environnement.

IV.2.2.3. Pollution du sol par les hydrocarbures

La cause principale de pollution par les hydrocarbures dans les milieux continentaux provient des combustions incomplètes des charbons et des fuels (**Ramade, 2000**). Ainsi à des rejets, volontaires ou non, de produits pétroliers. Elle relève à la fois de la pollution chimique et de pollution organique. On distingue :

- Les hydrocarbures aromatiques : benzène, toluène, xylène, etc...., ont bas point d'ébullition, ils sont des poisons violents. Les doses toxiques vont de 10 à 90 ppm pour le benzène et Seulement de 4 à 5 ppm pour le naphthalène.

- Les hydrocarbures paraffiniques, ont un point d'ébullition plus élevé, comme le kérosène et certains lubrifiants, ils sont moins toxiques mais et perturbent divers mécanismes biologiques par blocage des organes sensoriels.

- Les hydrocarbures oléfiniques, abondants dans les produits raffinés et dont l'action est comparable à celle des paraffines (**Koller, 2004**).

- Généralement la présence dans la couverture pédologique, de polluants tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), liée à des activités industrielles passé ou

actuelles est préoccupante, en raison de leur toxicité et de leur persistance (Gérard et al., 2005).

En fin, les hydrocarbures aliphatiques provenant des pétroles bruts et du gasoil sont les principaux polluants environnementaux des sols (Mackenzi et Ball, 2000).

IV.2.2.4. Phytotoxicité d'hydrocarbures et tolérance des plantes

➤ Phytotoxicité d'hydrocarbures

Les hydrocarbures inhibent le développement et la multiplication de certains végétaux d'où le terme de « phytotoxicité » des hydrocarbures. Cette phytotoxicité se manifeste par une inhibition de la germination des graines. La dégradation des hydrocarbures provoque une immobilisation de l'azote contenu dans le sol, ce qui induit une réduction de la croissance des plantes et des rendements (Koller, 2004). Les HAPs agissent également en pénétrant dans la plante, en diminuant l'efficacité d'utilisation de l'eau et des nutriments et en inhibant l'activité photosynthétique et la chaîne de transport d'électrons (Calabrese et Blain, 2009).

Plusieurs études ont démontré que la présence d'agents toxiques dans le milieu de croissance d'une plante menait à une diminution de la biomasse des racines, à une diminution de la longueur/taille des racines, des tiges, et des feuilles et une sénescence prématurée des feuilles (Morris et al. 2000).

IV.2.2.5. Réponse de la plante à la présence de HAP

IV.2.2.5.1. Influence des HAP sur le fonctionnement des plantes

Les interactions entre les HAP et la plante sont à l'heure actuelle mal connues. On a ainsi peu d'information sur leur absorption et leur transfert au sein de la plante mais également sur leurs mécanismes d'action toxiques.

Absorption et transfert des HAP

Les HAP ont la capacité de s'adsorber à la surface des racines, avant d'être absorbés activement ou passivement (Zhan et al., 2012). La majorité des HAP sont absorbés passivement par diffusion à travers la membrane plasmique (Collins et al., 2006). Leur absorption est dépendante de la nature du composé, et notamment de son K_{ow} et de la composition en lipides de la racine. Dans le cas d'un transport passif, les HAP semblent être transportés à travers la membrane plasmique depuis la solution du sol via des aquaglycoporines (Zhan et al., 2012). Un transport actif a également été mis en évidence, il semblerait que ce transport se fasse via un symport H^+/HAP , une protéine transmembranaire permettant l'influx de 2 molécules différentes (Zhan et al., 2013, 2010). Ce transporteur permettrait l'influx d'un HAP et d'un proton et son action serait facilitée par l'existence d'un

gradient électrochimique existant de part et d'autre de la membrane plasmique dû aux protons H^+ .

Tout comme pour les ETM, le transport des HAP dans la plante peut se faire par voie apoplasmiques ou symplasmique jusqu'au xylème mais ces mécanismes sont encore peu connus (Wild et al., 2005; Zhan et al., 2010). Leur transport est dépendant de leur solubilité avec les membranes plasmiques riches en lipides mais également de leur K_{ow} (Macfarlane, 1995). En effet, ce sont les molécules qui ont un K_{ow} compris entre 2 et 4 qui sont le plus susceptibles d'être transloquées dans les parties aériennes (Duarte-Davidson & Jones, 1996).

IV.2.2.5.2. Influence des HAP sur la morphologie de la plante

L'impact des HAP sur le fonctionnement de la plante se traduit par des modifications de leur morphologie, de leur développement et de leur fonctionnement. Visuellement, les symptômes sont une chlorose des feuilles et l'apparition de tâches blanc qui évoluent vers des lésions nécrotiques (Fig 22) (Alkio et al., 2005).



Figure .22. Feuille d'*A. thaliana* exposée au PHE (1.5 mM) pendant 34 jours (Alkio et al., 2005).

La présence de HAP provoque une inhibition de la germination ainsi qu'une réduction de la croissance des racines et du système aérien. Des plants de concombre exposés à 300 μM de phénanthrène (PHE) souffrent d'une diminution de la biomasse sèche du système aérien de 50 %. En revanche, cette diminution est moins importante (-25 %) pour les racines (Ahammed et al., 2012). Cette diminution, plus importante dans le système aérien que racinaire, peut être mesurée grâce au ratio R/S (Root/Shoot) qui est le rapport entre la biomasse racinaire sur la biomasse aérienne. Et en présence de PHE ce rapport augmente indiquant une modification de l'allocation de la biomasse végétale en faveur des racines par rapport aux parties aériennes (Dupuy et al., 2016). La présence de HAP provoque également

des modifications morphologiques des racines telles que la diminution du nombre de poils racinaires, réduisant ainsi la surface d'échange avec le sol qui peut alors induire des retards dans le développement de la plante (Alkio et al., 2005). La biomasse des racines diminue mais celles-ci s'épaississent tandis que leur longueur diminue (Alkio et al., 2005; Kummerová et al., 2013; Liu et al., 2009a).

IV.2.2.6. Impact des HAP sur le fonctionnement de la plante

A. Les mécanismes de toxicité des HAP

Les mécanismes de toxicité des HAP envers les plantes sont pour l'instant assez mal compris. La toxicité dépend du type de HAP et de l'espèce de plante (Baek et al., 2004; Wittig et al., 2003). Les HAP entraînent essentiellement une diminution de la photosynthèse et l'induction d'un stress oxydatif (Liu et al., 2009b; Oguntimehin et al., 2008).

La production de molécules ROS est ainsi commune à différents stress abiotiques, comme l'exposition aux ETM décrite précédemment. Elle cause par exemple des dommages par peroxydation au niveau des lipides (Liu et al., 2009b). En grande quantité, la production de ROS peut aussi conduire à la mise en place par la plante de « réponses hypersensibles » qui se matérialisent par une brûlure localisée des tissus résultant d'une accumulation d'H₂O₂. Ces zones nécrotiques permettraient d'endiguer localement la propagation des polluants dans la plante (Lamb & Dixon, 1997).

B. Mécanismes de détoxification des HAP

La plante dispose de mécanismes permettant de détoxifier les HAP en dégradant le polluant ou en le séquestrant. Ainsi, elle peut augmenter la polarité du polluant organique afin de le déplacer, par liaison notamment avec le glucose ou le glutathion. Les complexes sont ensuite séquestrés dans les vacuoles (McCutcheon & Schnoor, 2004; Shimabukuro, 1985). Certaines plantes, notamment le blé, la laitue, le soja et la tomate, peuvent métaboliser des HAP comme le fluoranthène et le benz[a]pyrène (Kolb & Harms, 2000; Sandermann et al., 1984). Les métabolites formés sont conjugués à des molécules de glucose, d'acide glucuronique et d'autres composants cellulaires. Ces métabolites issus de la dégradation des HAP sont également retrouvés chez des plantes non-exposées au polluant.

IV.2.2.7. Stimulation du développement de végétaux par les HAP

Les HAP semblent dans certains cas stimuler la croissance et induire une augmentation du rendement des plantes inférieures et supérieures (Graf, 1965; Graf & Nowak, 1966). Ainsi, les travaux de Graf (1965) ont montré qu'après arrosage journalier de cultures par une solution aqueuse de benzo[a]pyrène à la concentration de 10 µg l⁻¹, le rendement de plants de

chourave (*Brassica* spp.) augmente de 20% par rapport au témoin, celui du chou-fleur (*Brassica* spp.) de 20%, celui du riz (*Secale cereale* L.) de 300% et celui du tabac (*Nicotiana tabacum* L.) de 100%.

L'effet stimulateur de ces HAP semble d'autant plus élevé que le potentiel carcinogène des molécules est élevé. Ainsi, le dibenz [a,h] anthracène, dont le potentiel carcinogène est supérieur à celui du benzo[a]anthracène, a un effet de stimulation supérieur sur des plants de tabac (**Graf, 1965**).

Ces résultats suggèrent que les HAP de haut poids moléculaire comme le benzo[a]pyrène, de par leur mode d'action, pourraient être des stimulateurs de croissance comme les auxines, en constituer les précurseurs, ou bien perturber leur synthèse. Les HAP et certaines hormones végétales comme les gibbérellines présentent de plus une parenté structurale. Cette parenté se situe au niveau de la répartition des noyaux aromatiques.

IV.2.2.8. Toxicité photo-induite des HAP sur les végétaux

Les HAP sont émis dans l'atmosphère à partir de multiples sources de combustion, l'utilisation de combustibles fossiles en particulier (**Laflamme & Hites, 1978; Larsson & Sahlberg, 1981; Ockenden et al., 1998; Bryselbout et al., 1999, 2000; Kipopoulou et al., 1999**). Que ce soit dans la phase gazeuse ou la phase particulaire, ces HAP sont à l'origine de la contamination des végétaux par le dépôt sous forme sèche ou humide (**Sabljić et al., 1990; Keymeulen et al., 1991**). L'effet de splash (projection de particules de sol) dû aux précipitations peut de plus entraîner leur contamination par des particules de sol (**Dreicer et al., 1984**).

Ces HAP, qui sont présents aux niveaux des organes aériens, réagissent avec les radiations solaires pour donner des photoproduits très réactifs et très souvent phytotoxiques (**Greenberg et al., 1993, 1997; Huang et al., 1996; Ren et al., 1996**). Les orbitales 1t des noyaux aromatiques absorbent les radiations ultraviolettes de type A (320-400 nm) et B (290-320 nm). En présence d'oxygène, cette photo induction des HAP produit des radicaux libres, dont l'oxygène libre. Ces espèces très réactives initient des réactions radicalaires en chaîne mettant en jeu les HAP et de nombreuses espèces chimiques présentes dans l'atmosphère, comme les oxydes d'azote. Ces réactions forment une multitude d'espèces chimiques réactives et toxiques, au nombre desquelles des dérivés oxydés, hydroxylés, nitrés et halogénés des HAP. (**Huang et al. (1993, 1996) Et (Ren et al. (1996)** ont par exemple étudié la photo induction de la toxicité de l'anthracène, du phénanthrène, du fluoranthène, du pyrène, du benzo[a]anthracène et du benzo[a]pyrène vaporisés sur les feuilles de colza (*Brassica napus*).

Les HAP vaporisés sur les feuilles et ayant subi une photo induction provoquent des chloroses sur le point d'application. L'intensité de la chlorose est fonction de la quantité appliquée et de la fréquence d'application (**Huang et al., 1993, 1996; Ren et al., 1996**).

La photosynthèse est momentanément inhibée suite au contact des feuilles avec des HAP photomodifiés. Les analyses fluorimétriques conduites sur la chlorophylle montrent que, suite au contact des cellules où se produit la photosynthèse avec les photoproduits des HAP, des modifications apparaissent au niveau des photo systèmes, tant au niveau de leur nombre que du transport d'électrons entre les deux types de photo systèmes (I et II). Ces modifications entraînent une baisse de production des assimilats qui se répercute sur la croissance. L'effet des photoproduits est principalement visible au niveau des feuilles mais également au niveau des racines, sans que l'on sache si celui-ci est dû au transport de ces molécules. Ainsi, l'application de HAP sur les feuilles du colza se traduit par une diminution de la croissance, quel que soit son âge, et par une inhibition de l'élongation racinaire dans les premiers stades de la germination. Une diminution de l'élongation et de la division cellulaire est observée au niveau des cellules des feuilles, mais aussi des racines.

Les HAP ayant subi l'action des radiations solaires avant d'être vaporisés sur les feuilles ont les mêmes effets que les HAP n'ayant pas subi cette action. Cependant, à dose égale, les effets sont deux fois plus marqués avec les molécules non modifiées (**Huang et al., 1996**). Les différents HAP ont de plus une action spécifique. Le benzo[a]pyrène a une très forte action inhibitrice sur la production de biomasse foliaire (jusqu'à 90 % d'inhibition par rapport au témoin) après photomodification mais n'est pas un bon photo sensibilisateur, au contraire du fluoranthène. La photomodification de celui-ci est lente mais les dommages causés aux membranes cellulaires sont importants. L'inhibition du nombre de racines et de leur longueur est par contre nulle, au contraire des autres HAP.

IV.2.2.9. Phytotoxicité des HAP purs

Une seule étude met en évidence une réduction de la croissance d'espèces végétales en présence de composés purs (**Wagner & Wagner-Hering, 1971**). Ces auteurs ont montré que le benzo[a]pyrène et le benzo[b]fluoranthène n'avait pas d'effet sur le riz, le blé de printemps et le maïs à des concentrations inférieures ou égales à 1,2 mg kg⁻¹ sol. A une concentration de benzo[b]fluoranthène de 6,25 mg kg⁻¹ sol, une inhibition de 11% de la masse des feuilles et des tiges produites est observée, mais les effets sur cette espèce ainsi que sur l'orge ne sont

vraiment significatifs qu'à une concentration de benzo[b]fluoranthène supérieure à 18 mg kg⁻¹ sol.

Les études de toxicité conduites par (Huzelbos et al. (1993) sur la laitue ont par ailleurs montré que la concentration provoquant 50% d'inhibition de la production de biomasse (CL₅₀) était supérieure à 100 µg g⁻¹ de sol pour le naphthalène et comprise entre 16 et 40 µg g⁻¹ de sol pour l'acénaphthène. En solution hydroponique, la CL₅₀ du naphthalène est comprise entre 4,8 et 34 mg l⁻¹ et celle de l'acénaphthène entre 0,1 et 0,32 mg l⁻¹. On en déduit que l'intensité de la phytotoxicité des HAP dépend de leur disponibilité, qui est totale en solution mais réduite en présence de sol.

IV.2.3. Les pesticides

IV.2.3.1. Définition

Le pesticide vient du mot anglais Pest qui signifie animal ou plante nuisible à la culture. Les pesticides ou produits phytosanitaires sont l'ensemble de substances chimiques, qui par leur effet peuvent détruire de façon totale ou partielle (Ould Kankou, 2004). Les plantes et les animaux qui sont nuisibles à l'homme, aux plantes et aux animaux qui lui sont utiles (Bliefert et Perraud, 2003).

IV.2.3.2. Origine

Les pesticides Dans les sols sont amenés par les activités agricoles, mais aussi des activités non agricoles, comme le désherbage des réseaux routiers et ferrés ou l'entretien des espaces verts et jardins. Les industries chimiques produisant ces composés et leurs stockages peuvent constituer des sources ponctuelles ou concentrées (Jeannot, 2001).

IV.2.3.3. Classement selon leur cible biologique

- ✓ Les insecticides utilisés contre les insectes nuisibles.
- ✓ Des acaricides qui détruisent les acariens.
- ✓ Des nématocides employés contre les nématodes phytoparasites.
- ✓ Hélicides qui détruisent les gastéropodes pulmonés nuisibles aux cultures (limaces par exemple).
- ✓ Rodenticides qui tuent les rongeurs.
- ✓ Fongicides utilisés contre les champignons phytopatogènes (ou vecteurs de mycoses animales ou humaines).
- ✓ Herbicides qui détruisent les plantes adventices des cultures et, de façon plus générale, toute végétation jugées indésirables, dont les défoliants qui sont plus spécialement actifs contre la végétation ligneuse (broussailles, arbres) (Ramade, 1998).

Et selon la composition chimique de celles-ci on distingue :

- Les organophosphorés.
- Les organochlorés.
- Les carbamates.
- Les pyréthriinoïdes de synthèse.

IV.2.3.4. Pollution du sol par les pesticides

Il reste que la pollution des sols par les pesticides est un phénomène quasi universel, les mécanismes de dispersion sont très nombreux et dépendent principalement du couvert végétal, des caractéristiques du sol, du fonctionnement hydrologique, et donc des substrats géologiques et des conditions climatiques pendant et après l'application, et de la composition des produits épandus ; alors qu'ils peuvent jouer un rôle important (**Aubertot et al. 2007**).

Le danger potentiel des pesticides pour l'environnement résulte de la forte écotoxicité de certaines de ces substances liées à une persistance dans les sols qui se compte en années voire en décennies (**Ramade, 2000**). La contamination des sols par les pesticides persistants et plus particulièrement par les insecticides organochlorés est devenue un phénomène cosmopolite (**Ramade, 2005**), mais aussi les produits de dégradation d'autres insecticides, de fongicides et même d'herbicide, peuvent également persister dans les sols. Tels sont le cas de certaines triazines dont l'usage systématique sur les cultures de maïs peut rendre aléatoire l'usage de ces sols contaminés à toute autre culture que cette plante.

IV.2.3.5. Réponse aux stress xénobiotiques chez les plantes sous contrainte de pollutions par des pesticides

Les plantes terrestres, de par leur caractère sessile, sont continuellement soumises à des fluctuations environnementales et à des stress biotiques et abiotiques. Les pollutions par les xénobiotiques, et en particulier par les pesticides, font partie intégrante de ces contraintes chimiques abiotiques. Les xénobiotiques peuvent en effet affecter la survie, le développement et la reproduction des plantes, et induire à plus grande échelle des changements dans les communautés végétales avec des impacts écologiques et agronomiques importants (**Helander et al., 2012**). Les xénobiotiques pénètrent dans les tissus végétaux en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques et des conditions d'exposition subies par les plantes. Les composés hydrophobes peuvent directement passer dans les cellules par diffusion passive au travers des membranes phospholipidiques. Les molécules plus polaires peuvent être absorbées de manière passive ou active *via* les flux d'eau, être transportées dans le xylème et le phloème

(Mench *et al.*, 2009;Schreiber, 2005), ou emprunter les systèmes de transport cellulaire (Fujita *et al.*, 2012).

Toutes les classes chimiques de xénobiotiques perturbent les processus physiologiques et biochimiques des plantes. En relation directe avec leur mode d'action, les herbicides présentent de très forts impacts de stress chimique sur les plantes. Cependant, les travaux menés sur les effets et la toxicité des pesticides aux niveaux cellulaire et moléculaire montrent que, quel que soit le type d'organisme initialement ciblé, les pesticides présentent des impacts physiologiques et moléculaires ou des propriétés cytotoxiques et génotoxiques pour une grande diversité d'organismes non-cibles (Zang *et al.*, 2000). Les fongicides de la famille des triazoles ont ainsi une action d'interférence avec les gibbérellines des plantes (Couée *et al.*,2013), et divers insecticides, en particulier les néonicotinoïdes, interagissent avec les mécanismes de réponse aux stress des plantes (Ford *et al.*,2010;Stamm *et al.*, 2012).Malgré la variété des pesticides et de leurs effets, les approches «omiques» (génomique, transcriptomique, protéomique, métabolomique), qui permettent l'analyse parallèle de nombreux paramètres biochimiques et moléculaires associés aux diverses fonctions de tolérance au stress et de détoxification, mettent en évidence des mécanismes de réponses communs à une grande diversité de xénobiotiques. Ces mécanismes font intervenir l'expression différentielle de gènes impliqués dans les défenses antioxydantes, dans la protection et la réparation des cellules, et dans les processus de métabolisation, de détoxification, de conjugaison et de transport des xénobiotiques (Ramel *et al.*, 2007, 2012;Serra *et al.*, 2013),et montrent de nombreuses interférences avec les voies de réponses aux stress abiotiques et biotiques (Ramel *et al.*, 2007;Serra *et al.*, 2013, 2015b;Stamm *et al.*, 2014;Weisman *et al.*, 2010). Ainsi, les modifications métaboliques provoquées par différents pesticides (Serra *et al.*, 2013, 2015b) touchent des métabolites primaires (sucrose, glucose, fructose) ou des métabolites de stress, tels que le pipécolate, qui sont directement impliqués dans les mécanismes de défense antimicrobienne des plantes (Bernsdorff *et al.*,2016).

L'effet des herbicides est lié le plus souvent à un mode d'action biochimique canonique défini par une cible cellulaire et une cascade de conséquences physiologiques (Grossmann, 2010). Les herbicides ciblent différents processus cellulaires, et peuvent *in fine* perturber la croissance et le développement (Calvet *et al.*, 2005;Couée *et al.*, 2013). Le fait que certains herbicides soient des analogues structuraux d'hormones végétales, comme le 2,4-D (acide 2,4-dichlorophénoxyacétique) et le dicamba analogues des auxines (Grossmann, 2010), ou le thidiazuron analogue des cytokinines (Couée *et al.*, 2013), implique que des effets

signalétiques ou régulateurs puissent être observés à de faibles concentrations (**Couée et al., 2013;Grossmann, 2010;Ramel et al., 2012**). Par ailleurs, de nombreux herbicides perturbent les métabolismes cellulaires, comme le glyphosate, l'asulame, ou l'atrazine, inhibant respectivement la synthèse d'acides aminés aromatiques, la synthèse d'acides foliques, et le fonctionnement photosynthétique. La perturbation directe de la photosynthèse par les herbicides est liée à des blocages des flux d'électrons entre les photosystèmes le long des membranes thylakoïdiennes. L'atrazine bloque ainsi le transfert d'électrons au cours de la phase de réduction photochimique de la photosynthèse en se fixant sur la protéine D1 des photosystèmes thylakoïdiens (**Ramel et al., 2007**). Cependant, la mort de la plante (Fig 23) ne provient pas de l'interruption du métabolisme carboné, mais des réactions de photo oxydations et de production d'espèces réactives de l'oxygène [Reactive Oxygen Species (ROS)]

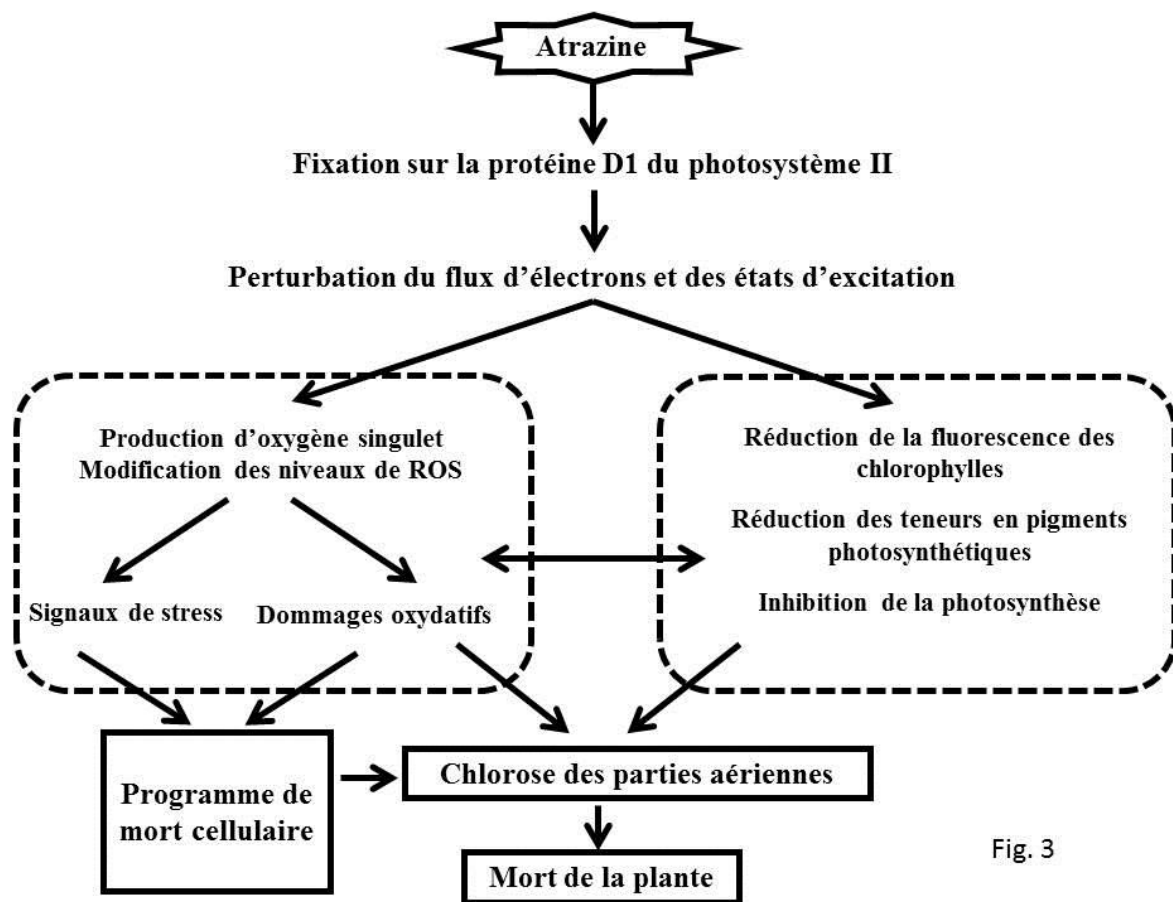


Fig. 3

Figure .23. Impact multifactoriel des herbicides sur la physiologie des plantes : exemple des mécanismes d'action de l'atrazine (d'après Ramel et al , 2007, 2012)

De manière générale, dans une large gamme de stress chimiques provoqués par des xénobiotiques de cibles variées, les organismes photosynthétiques subissent souvent un important stress oxydatif (Ramel et al. al., 2007 Mittler et al. al., 2011) lié à une surproduction de ROS . Les ROS possèdent une forte réactivité générant des cascades de réactions d'oxydation de molécules biologiques. Les ROS sont naturellement et continuellement produites chez les plantes par différentes voies métaboliques, comme la respiration ou la photosynthèse, et sont retrouvées au niveau des mitochondries, des chloroplastes, des peroxysomes, du réticulum endoplasmique et du cytoplasme. Les ROS jouent un rôle important dans l'homéostasie cellulaire, et la balance entre la production et la détoxification des ROS peut être considérée comme essentielle pour de nombreux processus cellulaires (Mittler et al. al., 2011). Les ROS sont de plus à l'origine d'un système de signalisation cellulaire, notamment en contexte de stress, pouvant induire des réponses adaptatives, y compris vis à vis des xénobiotiques (Ramel et al ., 2007, 2012 Mittler et al.al.,

2011 Noctor et al., 2014), mais leur action signalétique peut aussi induire des processus de mort cellulaire programmée (Mittler et al. al., 2011). En conditions de stress xénobiotique, la surproduction de ROS génère un stress oxydatif quand leur détoxification est moins performante ou inhibée. Les ROS perturbent alors le fonctionnement cellulaire du fait de leur action sur les protéines, sur les acides nucléiques et sur les lipides (Ramel et al. al., 2007). Dans le cas de l'atrazine (Fig 23), l'inhibition du transfert d'électrons au niveau des photosystèmes empêche le retour de la chlorophylle excitée par l'énergie lumineuse vers son état fondamental. La chlorophylle transfère son énergie d'excitation au dioxygène, produisant ainsi de l'oxygène singulet très réactif , qui, avec d'autres ROS associés, déclenche la peroxydation des lipides et la destruction des pigments photosynthétiques, ainsi que l'induction de programmes de mort cellulaire (fig 23) Cependant, les perturbations induites par les xénobiotiques sont généralement analysées chez des plantes soumises à un xénobiotique unique à forte concentration, et lorsqu'il s'agit de pesticides, à des concentrations de dose de traitement agricole. De plus, dans ce dernier cas, les modalités d'exposition expérimentale reflètent généralement les modalités de traitement agricole plutôt que les expositions diffuses au niveau des systèmes racinaires correspondant à des contaminations environnementales des sols.

Conclusion

❖ Conclusion :

Dans notre thème on a étudié l'effet de la pollution du sol, c'est-à-dire la contamination des sols par des polluants organiques et inorganiques, sur les végétaux, pour cela on a orienté notre travail bibliographique pour reconnais les réponses physiologiques des plantes aux différents polluants du sol.

La présence des polluants du sol (les métaux lourds, les hydrocarbures et les pesticides) provoque des perturbations physiologiques au monde végétal, ces perturbations se traduisent par l'apparition des symptômes qui touchent toute la plante.

L'effet de ces polluants se traduit par des altérations de croissance, perturbation de cycle reproductif, chlorose, et nécrose...etc. et agissent sur les différentes plantes par des modifications comme : la photosynthèse, la respiration, l'évapotranspiration et les échanges etc.

Les facteurs de l'environnement sont essentiels pour la croissance des plantes, les écarts par rapport à la concentration de l'optimum se traduisent par des phénomènes anormaux, soit par déficience, soit par excès, soit par déséquilibre, apparitions des symptômes plus ou moins caractéristiques, des anomalies de croissance, de perturbation du métabolisme, et de retard de croissance.

Références
Bibliographiques

A

- Abdelkafi S., 1999.** Contribution à l'étude de l'évolution des MTH dans la région de Bejaia et analyse bactériologique de quelques eaux de boisson, mémoire de fin d'étude (D.E.U.A) en écobiologie, université A/Mira, Bejaia, p 65.
- Abdelly C., 2010.** Comparative study of Pb-phytoextraction potential in *Sesuvium portulacastrum* and *Brassica juncea*: tolerance and accumulation. *Journal of Hazardous Materials*. 183, 609-615.
- Ademe., 2010.** Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie ; [http://www2.ademe.fr/servi et/KB ase Show ? Sort = 1 & ci d=96& m=3 & cati d= 10157](http://www2.ademe.fr/servi%20et%20KB%20ase%20Show%20?%20Sort%20=%201%20&%20ci%20d%20=%2096&%20m%20=%203%20&%20cati%20d%20=%2010157).
- Aggoun A et Boukendoul M., 2012.** Enquête et évolution sur le niveau de pollution du barrage d'Ighil Emda par les pressions anthropiques. Mémoire de fin d'étude en environnement et santé publique. Université A/Mira, Bejaia p 45.
- Ahammed GJ, Wang MM, Zhou YH, Xia XJ, Mao WH, Shi K and Yu JQ., 2012.** The growth, photosynthesis and antioxidant defense responses of five vegetable crops to phenanthrene stress, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 80, p. 132-139.
- Ahsan N, Lee SH, Lee DG, Lee H, Lee SW, Bahk JD and Lee BH., 2007.** Physiological and protein profiles alternation of germinating rice seedlings exposed to acute cadmium toxicity. *C R Biologies*. 330,735–746.
- Aiteche T et Aiteche S., 2004.** Contribution à l'évaluation des rejets polluants au niveau de l'oued Soummam. Mémoire de fin d'étude en biologie appliquées, option Ecobiologie. Université A/mira de Bejaia, p50.
- Alain V et Botta A., 2007.** Toxicologie : les pesticides. 2eme éd. Université paris VII.
- Alkio M, Tabuchi TM, Wang X and Colon Carmona A., 2005.** Stress responses to polycyclic aromatic hydrocarbons in *Arabidopsis* include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms, *Journal of Experimental Botany*, vol. 56, n°421, p. 2983-2994.
- Ann Peer W, Baxter IR, Richards EL, Freeman JL and Murphy AS., 2005.** Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Topics Current Genetic*.14, 299-340.
- Anonyme., 2008.** Encyclopédie universelle , Ed LAROUSSE.
- Anonyme., 2008.** Jardin et conseils en jardin. La chlorose : www.auJardin.info.

Anonyme., 2009. « Technical / Régulatory Guidance, Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. » in www.itrcweb.org/Documents/PHYTO-3.pdf , consulté le 12/07/10.

Aubert G et Boulaine J., 1980. La Pédologie. Editions des presses universitaires de France, collection que sais-je n°352, Paris. 127 p.

Aubertot JN, Barbier JM, Capentier A, Gril JJ, Guichard L, Lucas P, Savary S et Voltz M., 2005. Pesticides, agriculture et environnement. Edition Quac, INRA.

B

Bacher MV., 2014. Le sol, CFPH- Lyon-Ecully, p 4.

Baek KH, Kim HS, Oh HM, Yoon BD, Kim J and Lee IS., 2004. Effects of crude oil, oil components, and bioremediation on plant growth, Journal of Environmental Science and Health, Part A, vol. 39, n°9, p. 2465-2472.

Baize D et Tercé M., 2002. Les éléments traces métalliques dans les sols. INRA, Paris, pp 56- 83.

Baker AJM, Morel JL et Schwartz C., 1997. Des plantes pour dépolluer les friches industrielles. Biofutur. 169, 30-33.

Baker AJM, Mc Grath SP, Reeves RD and Smith JAC., 2000. Métal hyper- accumulator plants: 164 are view of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted soils. In N Terry, G Banuelos, Phytoremediation of contaminated soil and water. Lewis Publishers CRC, Boca Raton. 85-107.

Balasundram N, Sundram K and Samman S., 2006. Phenolic Compounds in Plants and Agri- Industrial By-Products: Antioxidant activity, occurrence, and potential uses. Food Chemistry.99, 191-203.

Ballerini D., 1999. Traitements biologiques des sols. Technique de l'ingénieur, traité environnement.

Banzet N, Richaud C, Deveaux Y, Kazmaier M, Gagnon J and Triantaphylides C., 1998. Accumulation of small heat shock proteins, including mitochondrial HSP22, induced by oxidative stress and adaptative response in tomato cells. Plant Journal. 13, 519-527.

Baroult R., 2000. Écologie générale, structure et fonctionnement de la biosphère, 5 édition. DUNOD P.45-67.

Baziz Y., 2013. Impact des déchets solides de la zone industrielle de la wilaya de Bejaia sur l'environnement, Mémoire de fin d'étude master en science naturelle de l'environnement. Université A/mira, Bejaia, P 40.

Beliefert C et Perraud R., 2003. Chimie de l'environnement Air, Eau, sol. Edition Droupe De Beoeck. 343-391p.

- Bernsdorff F, Doring AC, Gruner K, Schuck S, Brautigam A and Zeier J., 2016.** Pipecolic acid orchestrates plant systemic acquired resistance and defense priming via salicylic acid-dependent and – independent pathways. *Plant Cell*, 28: 102-129.
- Bert V et Deram A., 1999.** Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds, France, Environnement et Développement alternatif.
- Bert V., 2000.** Tolérance aux métaux lourds et accumulation chez *Arabidopsis halleri*. Thèse de Doctorat, Université des Sciences et Technologies de Lille1, France, p 174.
- Bert V, Fontaine J, Hadj Sahraoui A et Leyval C., 2012.** Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués ; Etat de l'art et guide de mise en œuvre. EDP Science éd.s.l. Ademe.p.7.
- Binet P, Portal JM and Leyval C., 2000.** Dissipation of 3-6 ring polycyclic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass. *soil Biology & Biochemistry*
- Black H., 1995.** Absorbing possibilities: Phytoremediation. *Environ. Health Perspect.* 103, 1106-1108.
- Bocard C., 2006.** Marées noires et sols pollués par des hydrocarbures. Edition technip. Paris. 10-11 P.
- Bossokpi IPL., 2002.** Etude des activités biologiques de *Fagara zanthoxyloides* Lam (Rutaceae). Thèse de doctorat en pharmacie. Université de Bamako. p 9.
- Boussoufa L et Berkouki R., 2008.** Évaluation de la pollution du sol à proximité d'une décharge sauvage dans la région d'el kseur (Bejaia). Mémoire d'ingénieur en écologie et environnement. Université A/mira, Bejaia, pp 62.
- Briat JF and Lebrum M., 1999.** Plant responses to metal toxicity. *Plant Biology Pathology*.322, 43–54.
- Brooks RR, Lee J, Reeves RD and Jaffré T., 1977.** Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration.* 7, 49-57.
- Brooks RR, Chambers MF, Nicks LJ and Robinson BH., 1998.** « Phytomining », *Trends in Plant Science.* 3(9), 359-362.
- Bryselbout C, Henner P and Lichtfouse E., 1999.** Fossil fuel biomarkers in plant waxes as pollution parameters. *Sci. Tot. Environ.*, 222, 201-204.
- Bryselbout C, Henner P, Cars Ignol J and Lichtfouse E., 2000.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in highway plants and soils. Evidence for a local distillation effect. *Analisis*, 28 (4), 32-35.
- Burnol A, Duro L et Grive M., 2006.** Eléments traces métalliques, guide méthodologique,

recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude, INERIS.

C

Calabrese EJ and Blain RB., 2009. Hormesis and plant biology. Environmental Pollution. Vol.157. pp: 42- 48.

Camuzard JP., 2001.Le fonctionnement du système sol, Paris, pp 17.

Chaney RL, Malik M, Brown SL, Brewer EP, Angle JS and Baker AJM., 1997. Phytoremediation of soil metals. Current Opinion in Biotechnology. 8, 279-284.

Chardonens AN, Koevoets PLM, VanZanten A, Schat H and Verkleij JAC., 1999. Properties of enhanced tonoplast zinc transport in naturallyselected zinc tolerant *Silene vulgaris*. Plant Physiology. 120, 779-785.

Cheyrier V et Sarni Manchado P., 2006. Structures phénoliques et goût. Les polyphénols enagroalimentaire. Lavoisier. 398.

Chaudhry TM, Hayes WJ, Khan AG and Khoo CS., 1998. Phytoremediation - focusing on accumulator plants that remediate metal contaminated soils. Australian Journal of Ecotoxicology. 4, 37-51.

Chow et Patterson., 1996. Evaluation de l'exposition prénatale aux métaux lourds et organochlorés dans différentes régions du Québec méridional, rapport de recherche, ISBN2-9216396-65-4.

Clijsters H and Van Assche F., 1985. Inhibition of photosynthesis by heavy metals. PhotosynthesisResearch.7, 31-40.

Calvet R, Barriuso E, Bedos C, Benoit P, Charnay MP et Coquet Y., 2005. Les pesticides dans le sol: conséquences agronomiques et environnementales. Éditions France Agricole, Paris.

Colin F., 2000. Pollution localisée des sols et sous sols par les hydrocarbures et par les solvants chlorés, à l'initiative du comité de l'environnement de l'académie des sciences. Rapport N°44, édition TEC et DOC ; P4170.

Collins C, Fryer M and Grosso A., 2006. Plant Uptake of Non-Ionic Organic Chemicals, Environmental Science & Technology, vol. 40, n°1, p. 45-52.

Come JM et Ducreux J., 2001. Dépollution par injection de tensioactif d'un forage d'alimentation en eau potable contaminé par du fioul domestique. *L'Eau, l'industrie, les Nuisances*, 240 :41-47.

Cooper EM, Sims JT, Cunningham SD, Huang JW and Berti WR., 1999. Chelate assisted phytoextraction of lead from contaminated soil. *Journal of Environmental Quality*. 28, 1709- 1719.

Cornic G., 2007. Effet de la température sur la photosynthèse.

Couée I, Serra AA, Ramel F, Gouesbet G and Sulmon C., 2013. Physiology and toxicology of hormone disrupting chemicals in higher plants. *Plant Cell Rep.*, 32: 933-941.

Cowan MM. 1999. Plant products as antimicrobial agents. *Clinical Microbiology Reviews*. 12,564-582.

D

Dahmani muller H, Van Oort F, Gelie B and Balabane M., 1999. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter. *Environmental Pollution*.109, 18.

Deblay S., 2006. Fertilisation et amendements, educagri. Ed 2. Dijon. 131p.

Dechamp C et Meerts P., 2003. La phytoremediation : Panacee pour l'environnement ou menace pour la biodiversite. *Les Naturalistes belges* .82, 135-148.

Desjardin Y., 2008. Physiological and ecological functions and biosynthesis of health promoting compounds in fruit and vegetables. Improving the health-promoting properties of fruit and vegetable products. Tomas Barberan FA and Gil MI .Cambridge, UK. New York, USA, Wood head publishing limited CRC press. 201-247.

Di Binedetto M., 1997. Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation. École de de mine, sainte Etienne.

Dietz KJ, Baier M and Krämer U., 1999. Free radical and reactive oxygen species as mediators of heavy metals toxicity in plants. In: Prasad MNV, Hagemeyer J, eds. *Heavy metal stress in plants: from molecules to ecosystems*. Berlin: Springer-Verlag, 73-97.

Dreicer M., 1984. Rain splash as a mechanism for soil contamination of plants surfaces. *Health Phys.*, 46(1), 177-187.

Drouet Th., 2010. Pédologie, p81.

Duarte Davidson R and Jones KC., 1996. Screening the environmental fate of organic contaminants in sewage sludge applied to agricultural soils: II. The potential for transfers to plants and grazing animals, *Science of The Total Environment*, vol. 185, n°1, p. 59-70.

Dubourguier HC., 2000. From the laboratory to industrial scale: Composting of polluted soils from former coal industry and gas plants: future research needs, NATO Advanced research workshop the utilization of bioremediation to reduce soil contamination: problems and

solutions, Liblice castle, Czech Republic, June.14-19

Duchaufour P., 1979. Pédologie constituants et propriétés des sols. Ed Masson, Paris,p 455.

Duchaufour P., 1980.abrégés de pédologie. Ed. Masson. Paris.p 220.

Duchaufour P., 1984. Abrégé de pédologie. Ed. Masson. Paris.206p.

Duchaufour D., 2001. Introduction à la science du sol (sol, végétation environnement). Ed. Masson 6. Paris. 331p.

Dupuy J, Leglize P, Vincent Q, Zelko I, Mustin C, Ouvrard S and Sterckeman T., 2016. Effect and localization of phenanthrene in maize roots, Chemosphere, vol. 149, p. 130 -136.

Dushenkov V, Kumar Pban, Motto H, Raskin I., 1995. Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. Environmental Science Technology. 29, 1239- 45.

E

Edenharder R and Grünhage D., 2003. Free radical scavenging abilities of flavonoids as mechanism of protection against mutagenicity induced by tert-butyl hydro peroxide or cumene hydroperoxide in Salmonella typhimuriumTA102. Mutation Research. 540, 1–18.

Eide D, Broderius M, Fett J and Guerinot ML., 1996. A novel iron-regulated metal transporter from plants identified by functional expression in yeast. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 93, 5624-5628.

Elalaoui AC., 2007. Fertilisation minérale des cultures. Meknès, Maroc, pp 4.

EPA., 2000. Introduction to phytoremediation. Washington: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-99/107.

F

Faller ALK and Fialho E., 2010. Polyphenol content and antioxidant capacity in organic and conventional plant foods. Journal of Food Composition and Analysis. 23, 561–568.

Fedila Ouafa et Tibarious Sedda., 2016. Valorisation des margines par épandage agricole. Thèses de Master, université de Bejaïa, Algérie.

Ford KA, Casida JE, Chandran D, Gulevich AG, Okrent RA, Durkin KA, Sarpong R, Bunnelle EM and Wildermuth MC., 2010. Neonicotinoid insecticides induce salicylate-associated plant defense responses. Proc. Natl Acad. Sci.-USA, 107: 17527-17532.

Fujita M, Fujita Y, Iuchi S, Yamada K, Kobayashi Y, Urano K and Kobayashi M., 2012. Natural variation in a polyamine transporter determines paraquat tolerance in Arabidopsis. Proc. Natl Acad. Sci.-USA, 109: 6343-6347.

G

Garbisu C and Alkorta I., 2001. Phytoextraction: A cost effective plant-based technology for

theremoval of metals from the environment. *Bioresource Technology*.77(3), 229-236.

Ghadbane N., 2003. Les eaux usées urbaines. Mémoire de magister en gestion écologique de l'environnement urbain. Université Mohamed Boudiaf, Msila, p145.

Ghedira K., 2005. Les flavonoïdes: structure, propriétés biologiques, rôle prophylactique et emplois en thérapeutique. *Phytotherapy*. 3, 162-169.

Ghosh M and Spingh SP., 2005. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Applied Ecology and Environmental Research*. 3, 1-18.

Girard M, Walter C, Remy C, Bertherlin J et Morel JL., 2005. Sol et environnement. Edition DUNOD, Paris. 799p.

Gobat JM, Aragno M et Matthey W., 1998. Le sol vivant : Bases de pédologie, biologie des sols. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, Collection « Gérer l'Environnement », 14. 592 p

Gobat JM, Aragno M et Matthey W., 2003. Le sol vivant, bases de pédologie biologie des sols, Ed P.P.U.R. France. 568p.

Graf Von W., 1965. On the natural occurrence and importance of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons. *Median. KUn.*, 60, 561.

Graf Von W und Nowak W., 1966. Wachstumsforderung bei niederen und höheren pflanzen durch kanzerogene polyzyklische aromate. *Arch. Hyg.* , 150 (4), 49-59.

Greenberg BM, Huang XD, Dixon DG, Ren L, Mc Conkey B and Duxbury CL., 1993. Quantitative structure activity relationships for the photo induced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to plants-A preliminary model. In *environmental toxicology and risk assessment*, 2, AS TM STP, J.W. Gorsuch, FJ. Dwyer, C.G. Ingersoll, T.W. La Point Eds, 369-378, American Society for Testing and Materials, Philadelphia.

Grossmann K., 2010. Auxin herbicides: current status of mechanism and mode of action. *Pest Manag. Sci.*, 66: 113- 120 .

Grusak MA., 1995. Whole-root iron (III)-reductase activity throughout the life cycle of iron grown *Pisum sativum* L. (Fabaceae): relevance to the iron nutrition of developing seeds. *Planta*. 197, 111–117.

H

Hall JL., 2002. Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *Journal of Experimental Botany*. 366, 1-11.

Harrington CF, Roberts DJ and Nickless G., 1996. The effect of cadmium, zinc and copper on growth, tolerance index, metal uptake, and production of malic acid, in two strains of the grass *Festuca rubra*. *Canadian Journal of Botany*. 74,1742-1752.

- Harrison PM and Arosio P. 1996.** The ferritins: molecular properties, iron storage function and cellular regulation. *Biochimica et Biophysica Acta*. 1275, 161-203.
- Hamer DH., 1986.** Methallothionein. *Annual Review of Biochemistry*. 55, 913-951.
- Hammi K., 2011.** Inventaire des émissions polluantes au niveau de la vallée de la Soummam. Mémoire de fin d'étude master en science naturelle de l'environnement. Université A/Mira, Bejaia, pp 65.
- Hanna K., Lassabatère L and Bechet B .,2009.** Zinc and lead transfer in a contaminated roadside soil: experimental study and modeling. *Journal of hazardous materials*, 161(2), 1499-1505.
- Hasegawa I, Terada E, Sunairi M, Wakita H, Shinmachi F, Noguchi A, Nakajima M, Yakasi J, Ando T, Fujita K, Mae T, Matsumoto H, Mori S and Sekja J., 1997.** Genetic improvement of heavy metal tolerance in plants by transfer of the yeast metallothionein gene (CUPI). *Plant nutrition for sustainable food production and environment*. *Plant Soil*. 196, 277- 281.
- Havsteen BH., 2002.** The biochemistry and medical significance of the flavonoids. *Pharmacol Therapeutics*. 96 (2-3), 67-202.
- He JY, Ren YF, Zhu C, Yan YP and Jiang DA., 2008.** Effect of Cd on growth, photosynthetic gas exchange, and chlorophyll fluorescence of wild and Cd-sensitive mutant rice. *Photosynthetica*. 46, 466-470.
- Helander M., Saloniemi I and Saikkonen K., 2012.** Glyphosate in northern ecosystems. *Trends Plant Sci.*, 17: 569- 574.
- Heller R , Estnault R et Lance C.1998.** *Physiologie Végétale .1- Nutrition*. Ed. Masson. Paris. Millan Barcelone. Mexico. p130.
- Henry JR., 2000.** An overview of the phytoremediation of lead and mercury. *National Network of environmental management studies (NMES)*.
- Hettiarachchi G M, Nelson NO, Agudelo-Arbelaez S C, Mulisa YA and Lemunyon J L., 2012.** *Phytoremediation: protecting the environment with plants*. Kansas State University.
- Hopkins W.G., 2003.** *Physiologie végétale 2^{ème} Edition*. De bock & lancier S.a , p 118 – 464.
- Hopkins WG., 2003 a.** *Physiologie Végétale*. Traduction de la 2 édition américaine par Serge R. Ed. de Boeck, p. 1.
- Hopkins WG., 2003 b.** *Physiologie Végétale*. Traduction de la 2 édition américaine par Serge R. Ed. de Boeck, p. 452.
- Huang XD, Dixon DG and Greenberg BM., 1993.** Impacts of UV radiation and photo modification on the toxicity of PAHs to the higher plant *Lemna gibba* (duckweed). *Environ. Toxicol. Chem.*, 12, 1067-1077.

Huang XD, Zeiler LF, Dixon DG and Greenberg BM., 1996. Photo induced toxicity of PAHs to the foliar regions of Brassica napus (canola) and Cucumis sativus (Cucumber) in simulated solar radiation. *Ecotox. Environ. Sa!*, 35, 190-197.

Hulzebos EM, Adema DMM, Dirven-van Breemen EM, Henzen L, Van Dis WA, Herbold HA, Hoekstra JA, Baerselman R and Van Gestel CAM., 1993. Phytotoxicity studies with *Lactuca sativa* in soil and nutrient solution. *Environ. Toxicol. Chem.*, 12, 1079-1094.

I

Ignat I, Volf I and Popa VI., 2011. A critical review of methods for characterisation of polyphenolic compounds in fruits and vegetables. *Food Chemistry*. 126, 1821-1835.

Ineris., 2006. Recommandation pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines.

Ivanov B and, Schat H., 2009. Chelation by histidine inhibits the vacuolar sequestration of nickel in roots of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *New Phytologist*. 183, 106-116.

J

Jeannot R., Lemièrre B et Chiron S., 2001. Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. Édition BRGM, 76P.

Jemal F et Ghorbal H., 2002. Phytoremédiation. *Revue H. T. E.* N° 122.

Jiang XJ, Luo YM, Liu Q, Liu SL and Zhao QG., 2004. Effects of Cadmium on Nutrient Uptake and Translocation by Indian Mustard. *Environmental geochemistry and health*. 26, 319-324.

Jullien D., 1997. La recherche des polluants dans les sols. Paris. pp 3-4.

K

Kadri S et Aissou I., 2011. Contribution à l'étude de l'impact sur la santé publique des activités industrielles au niveau du bassin versant de l'oued Soummam-région de Bejaia. Mémoire de master II en environnement et santé publique. Université A/Mira, Bejaia, p 57.

Kastori R, Petrovic M and Petrovic N., 1992. Effect of excess lead, cadmium, copper and zinc on water relations in sunflower. *Journal of Plant Nutrition*. 15, 2427-2439.

Katia Bellagh., 2017. Valorisation d'un sol urbain dans le domaine routier : Mobilité des polluants dans les sols traités et/ou compactés. Thèse doctorat, Université Paris – est, pp 64-70.

Keymeulen R., Van Langenhove H and Schamp N., 1991. Determination of monocyclic aromatic hydrocarbons in plant cuticles by gas chromatography-mass spectrometry. *J Chromatogr.*, 541, 83-88.

Khedim I., 2019. Phytoremédiation par l'Atriplex planté dans des sols enrichis en cuivre, zinc, plomb et cadmium. Thèse doctorat. Mostaganem, Algérie.

Kipopoulou AM, Manoli E and Samara C., 1999. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area. *Environ. Pollut.*, 106 (3),369-380.
KOHL S.D., RICE J.A (1998) The binding of contaminants to humin : a mass balance. *Chemosphere*, 36 (2), 251-261.

Kolb M and Harms A H., 2000. Metabolism of fluoranthene in different plant cell cultures and intact plants, *Environmental Toxicology and Chemistry*, vol. 19, n°5, p. 1304-1310.

Koller E., 2004. Traitement des pollutions industrielles. Eau. Air. Déchets. Sols. Boues. Edt Dunod, Paris. Série Environnement et sécurité. L'usine nouvelle. 424p.

Koller E., 2004. Traitement des pollutions industrielles : eau. Air. Déchets. Sols. Boues. 3eme édition. Paris : DUNOD. Chap. 6, ordures ménagères et déchets industriels, p 352.

Kraemer U., 2010. Metal Hyper accumulation in Plants, *Annual Review of Plant Biology*. 61, 517-534.

Kummerova M, Zezulka Š, Babula P and Vanova L., 2013. Root response in *Pisum sativum* and *Zea mays* under fluoranthene stress: Morphological and anatomical traits, *Chemosphere*, vol. 90, n°2, p. 665-673.

Küpper H and Kochian LV., 2010. Transcriptional regulation of metal transport genes and mineral nutrition during acclimatization to cadmium and zinc in the Cd/Zn hyperaccumulator, *Thlaspi caerulescens* (Ganges population). *New Phytologist*. 185, 114-129.

Küpper H, Zhao FJ and McGrath SP., 1999. Cellular compartmentation of zinc in leaves of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiology*. 119, 305-311.

L

Laflamme RE and Hites RA., 1978. The global distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 42, 289-303.

Lamb C and Dixon RA., 1997. The Oxidative Burst in Plant Disease Resistance, *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, vol. 48, n°1, p. 251-275.

Larsson B and Sahlberg G., 1981. Polycyclic aromatic hydrocarbons in lettuce. Influence of a highway and aluminium smelter. In *Polynuclear Aromatic Hydrocarbons; Physical and Biological Chemistry*, Sixth Int. Symp. On PAR, Cooke, Dennis Fisher Eds, Battelle Columbus Lab. Press, Columbus, Ohio 417-426.

Laurent C, Feid C et Laurent F., 2005. Contamination des sols : Transferts des sols vers les animaux. ADEME édition, Courtaboeuf.

Lazarin A et Lazarin G., 2011. Plantes aquatiques, eau pure. Éditions sang de la terre. 126p

Le Clech B., 1998. Environnement et agriculture. Edition synthèse agricole. Bordeaux.

- Lecompte P., 1995.** Les sites pollués, traitement des sols et des eaux souterraines, Edition Lavoisier, TEC &DOC, P,198.
- Le Goff F et Bonnomet V., 2004.** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique, 20, avenue de Ségur- 75302 PARIS.
- Lee KW, Hur HJ and Lee CY., 2005.** Ant proliferative effects of dietary phenolic substances and hydrogen peroxide. Journal of Agricultural and Food Chemistry. p53, 1990-1995.
- Lemière B, Seguin J, Leguern C et Guyennet D., 2001.** Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes. Document du BRGM. Edition BRGM, France.
- Lemière B , Seguin J , le Guern C , Guyonnet D , Baranger Ph , Damzndrail D et Conil P .,2001.** Guide sur comportement des polluants dans les sols et les nappes. BRGM/RP-50662-FR, p18.
- Lepoivre p .,2003.** Phytopathologic. Bocek universitaire. P:13,39.
- Liao SW and Chang WL., 2004.** Heavy metal phytoremediation by water hyacinth at constructed wetlands in Taiwan. Journal of Aquatic Plant Management 42: 60-68.
- Liénard A., 2012.** Pédologie III : Notions de base 2. Université de Liège – Gembloux Agro-Bio Tech – Unité de Science du Sol. p100.
- Liste H and Alexander M., 2000.** Plants-promoted pyrene degradation in soil. Chemosphere 40 ,7-10.
- Liu H, Weisman D, Ye Y, Cui B, Huang Y, Colon-carmona A and Wang Z., 2009a.** An oxidative stress response to polycyclic aromatic hydrocarbon exposure is rapid and complex in Arabidopsis thaliana, Plant Science, vol. 176, n°3, p. 375-382.
- Liu H, Weisman D, Ye Y, Cui B, Huang Y, Colon-carmona A and Wang Z., 2009b.** an oxidative stress response to polycyclic aromatic hydrocarbon exposure is rapid and complex in Arabidopsis thaliana, Plant Science, vol. 176, n°3, p. 375-382.
- Liu S, Yang C, Xie W, Xia C and Fan P., 2012.** The effects of cadmium on germination and seedling growth of Suaeda salsa. Procedia Environ. Sci. 16, 293-298.

M

- Ma LQ and Rao GN. 1997.** Chemical fractionation of cadmium, copper, nickel, and zinc in contaminated soils. Journal of Environmental Quality. 26(1), 259-264.
- Macfarlane JC., 1995.** Plant transport of organic chemicals, In : Plant Contamination - Modelling and Simulation of Organic Chemical Processes Lewis Publishers: Boca Raton.
- Mackay D and Shin WY., 1991.** Illustrated Handbook of physical-chemical properties and environmental fate of organic chemicals, II, Lewis, Chelsea, Mich Publishers.
- Mackenzi A et Ball AS., 2000.** Ecologie. Berti édition, Paris, p332-342.

- Macheix JJ, Fleuriet A and Jay-Allemand C., 2005.** Les composés phénoliques des végétaux : un exemple de métabolites secondaires d'importance économique. Ed. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 4-5.
- Margoshes M and Vallee B., 1957.** A cadmium protein from equine kidney cortex. *Journal of the American Chemical Society.* 79 (17), 4813–4814.
- Martin HW, Young TR, Kaplan DI, Simon L and Adriano DC., 1996.** Evaluation of three herbaceous index plant species for bioavailability of soil cadmium, chromium, nickel and vanadium. *Plant and Soil.* 182, 199-207.
- Martinoia E, Grill E, Tommasini R, Kreuz K and Amrhein N., 1993.** ATP-dependent glutathione S conjugate 'export' pump in the vacuolar membrane of plants. *Nature.* 364, 247-249.
- Mccutcheon SC and Schnoor JL., 2004.** Overview of phytotransformation and control of wastes, In: *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*, Steven C. McCutcheon, Jerald L. Schnoor John Wiley & Son, vol. 19, p. 358.
- McGrath S., 1998.** Phytoextraction for soil remediation. In *Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*, Brooks, R., Ed. CAB International: New York, 261-288.
- McGrath SP and Zhao FJ., 2003.** Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology.*14, 277-282.
- Memon AR, Aktoprakligil D, Özdemir A and Vertii A., 2001.** Heavy metal accumulation and detoxification mechanisms in plants. *Turkish Journal of Botany.*25, 111-121.
- Mench M, Schwitzgébel JP, Schroder P, Bert V, Gawonski S and Gupta S., 2009.** Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Env. Sci. Pollut. Res. Int.*, 16: 876-900.
- Menon MM., 2006.** Influence of soil pollution by heavy metals on the water relations of young forest ecosystems. *Swiss federal institute of technology.*
- Michalak A., 2006.** Phenolic compounds and their antioxidant activity in plants growing under heavy metal stress. *Polish Journal of Environmental Studies.*15, 523–30.
- Middleton E, Kandaswami C and Theoharides TC., 2000.** The effects of plant flavonoids on mammalian cells: implications for inflammation, heart disease and cancer. *Pharmacological Reviews.* 52, 673-839.
- Minguzzi C y Vergnano O., 1948.** Il contenuto di nichel nelli ceneri di *Alyssum bertlonii* Desv. *Atti della Societa Toscana di Science Naturali.*55, 49-77.

Miquel G., 2001. Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et sur la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques.

Mittler R, Vanderauwera S, Suzuki N, Miller G, Tognetti VB, Vandepoele K, Gollery M, Shulae V and Van Breusegem F., 2011. ROS signaling: the new wave? Trends Plant Sci., 16: 300-309.

Montarges-Pelletier E, Chardot V, Echevarria G, Michot LJ, Bauer A and Morel JL., 2008. Identification of nickel chelators in three hyperaccumulating plants: An X-ray spectroscopic study, Phytochemistry. 69, 1695-1709.

Morel R., 1989. Les sols cultivés. Ed. Lavoisier. Paris. 373p.

Morris K, Mackerness SAH, Page T., 2000. Salicylic acid has a role in regulating gene expression during leaf senescence. The Plant Journal. Vol. 23. pp: 677–685.

Mukohata Y, Nakabayashi S and Higashida M., 1978. Quercetin, an energy transfers inhibitor in photophosphorylation. FEBS Lett. 85, 215– 218.

Muschitz A., 2009. Réponses physiologiques des végétaux supérieurs aux stress métalliques. Caractérisation du rôle des parois cellulaires dans les stratégies défensives des cellules de tomate (*Solanum lycopersicum* Mill.) face aux éléments traces métalliques). Thèse de doctorat. Artois.

N

Neumann D, Lichtenberger O, Gunther D, Tschiersch K and Nover L., 1994. Heat shockproteins induce heavy-metal tolerance in higher plants. Planta. 194, 360-367.

Ngo C et Regent A., 2008. Déchets, effluents et pollution : impact sur l'environnement et la santé. 2eme édition. Paris : DUNOD. Chap.6 ; air, sol, air, pp 91.

Noctor G, Lelarge-Trouverie C and Mhamdi A., 2014. The metabolomics of oxidative stress. Phytochem., 112: 33-53.

O

Ockenden WA, Steinnes E, Parker C and Jones KC., 1998. Observations on persistent organic pollutants in plants: implications for their use as passive air samplers and for POP cycling. Environ. Sei. Technol., 32,2721-2726.

Oguntimehin I, Nakatani N and Sakugawa H., 2008. Phytotoxicities of fluoranthene and phenanthrene deposited on needle surfaces of the evergreen conifer, Japanese red pine (*Pinus densiflora* Sieb. et Zucc.), Environmental Pollution, vol. 154, n°2, p. 264-271.

Olsen B, and al., 2010. YODA: software to facilitate high-throughput analysis of chronological life span, growth rate, and survival in budding yeast. BMC Bioinformatics.11, 141.

Ould kankou A., 2004. Vulnérabilité des eaux et des sols de la rive droite du fleuve Sénégal en Mauritanie. Thèse doctorat, l'université de Limoges.

P

Pal M, Horvath E, Janda T, Paldi E and Szalai G., 2006. Physiological changes and defence mechanisms induced by cadmium stress in maize. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 169, 239-246.

Patra J, Baisakhi B, Mohapatro MK and Panda BB., 2000. Aluminium triggers genotoxic adaptation to methyl mercuric chloride and ethyl methane sulfonate, but not to maleic hydrazide in plant cells in vivo. *Mutation Research - Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 465, 1–9.

Pilon-Smits E., 2005. Phytoremediation, in: *Annual Review of Plant Biology*. 15-39.

Pourrut Bertrand., 2008. Implication du stress oxydatif dans la toxicité du plomb sur une plante modèle. Thèse doctorat université de Toulouse.

Prasad MNV., 2004. *Heavy Metal Stress in Plants*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.

Prasad MNV., 1999. *Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg. p 462.

R

Ramade F., 1997. *Ecotoxicologie*. Masson. Paris. 205 p.

Ramade F., 1998. *Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau*. Ediscience international, Paris, pp432-438.

Ramade F., 2000. *Dictionnaire encyclopédique des pollutions, les polluants de l'environnement à l'homme*, Ediscience international, Paris.

Ramade F., 2003. *Éléments d'écologie : Ecologie fondamentale*. Edition Dunod. Paris 712p.

Ramade F., 2005. *Éléments d'écologie : écologie appliquée*. 6ème édition, Dunod, Paris.

Ramel F, Sulmon C, Cabello-Hurtado F, Tacconat L, Martin-Magniette ML, Renou JP, El Amrani A, Couée I, and Gouesbet G., 2007. Genome-wide interacting effects of sucrose and herbicide-mediated stress in *Arabidopsis thaliana*: novel insights into atrazine toxicity and sucrose-induced tolerance. *BMC Genomics*: 8, 450.

Ramel F, Sulmon C, Serra AA, Gouesbet G and Couée I., 2012. Xenobiotic sensing and signalling in higher plants. *J. Exp. Bot.*, 63: 3999-4014.

Ran X, Liu R, Xu S, Bai F, Xu J, Yang Y, Shi J and Wu Z., 2014. Assessment of growth rate, chlorophyll a fluorescence, lipid peroxidation and antioxidant enzyme activity in

Aphanizomenon flos-aquae, Pediastrum simplex and Synedra acus exposed to cadmium. *Ecotoxicology*. 24, 468-77.

Redondo-Gómez S, Mateos-Naranjo E and Andrades-Moreno L., 2010. Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a halophytic Cd-hyperaccumulator, *Arthrocnemum macrostachyum*. *Journal of Hazardous Materials*. 184, 299–307.

Remon E., 2006. Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat de l'Université de Jean Monnet. p157.

Ren L, Zeiler LF, Dixon DO, Oreenbero BM., 1996. Photoinduced effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on *Brassica napus* (canola) during germination and early seedling development. *Ecotoxicol. Environ. Sci.*, 33, 73-80.

Reuser WE., 1995. Phytochelatins and related peptides: structure, biosynthesis and function. *Plant Physiology*. 86, 1141-1149.

Ribereau-Gayon P., 1968. Les composés phénoliques des végétaux. Dunod, Paris, 202p.

Richau KH, Kozhevnikova AD, Seregin IV, Vooijs R, Koevoets PLM, Smith JAC, Sanità di Toppi L and Gabbrielli R., 1999. Response to cadmium in higher plants, *Journal of Environmental and Experimental Botany*. 41, 105-130.

Robinson NJ, Tommcy AM, Kuske C and Jackson PJ., 1993. Plant metallothioneins. *Biochemical Journal*. 295, 1-10.

S

Sabljić A and Ousten H., 1990. Modeling plant uptake of airborne organic chemicals. 1. Plant cuticle/water partitioning and molecular connectivity. *Environ. Sci. Technol.*, 24, 1321-1326.

Sanderman H, Scheel D and Trenck TH V D., 1984. Use of plant cell cultures to study the metabolism of environmental chemicals, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 8, n°2, p. 167-182.

Salt DE, Prince RC, Pickering IJ and Raskin I., 1995. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard. *Plant Physiology*. 109, 1427-1433.

Salt DE, Smith RD and Raskin I., 1998. Phytoremediation, *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*. 49, 643-668.

Sbartai, Hana, Med Reda Djebar, Ibtissem Sbartai, Houria Berrabbah., 2012. Bioaccumulation du Cd et du Zn chez les plants de tomates (*Lycopersicon esculentum* L.). *Comptes Rendus Biologies*. 335 (9), 585–593.

- Schaub A et Feix L, 2005.** Contamination des sols vers les plantes. EDP Sciences, ADEM, pp10-15.
- Schmogcr MEV, Ovcn M and Grizi E., 2000.** Detoxification of arsenic by phytochelatins in plants. *Plant Physiology*.122, 793-80.
- Schreiber L., 2005.** Polar paths of diffusion across plant cuticles: new evidence for an old hypothesis. *Ann. Bot.*, 95: 1069-1073.
- Serra AA, Nuttens A, Larvor V, Renault D, Couée I, Sulmon C and Gouesbet G., 2013.** Low environmentally relevant levels of bioactive xenobiotics and associated degradation products cause cryptic perturbations of metabolism and molecular stress responses in *Arabidopsis thaliana*. *J. Exp. Bot.*, 64: 2753-2766.
- Serra AA, Couée I, Renault D, Gouesbet G and Sulmon C., 2015.** Metabolic profiling of *Lolium perenne* shows functional integration of metabolic responses to diverse subtoxic conditions of chemical stress. *J. Exp. Bot.*, 66: 1801-1816.
- Shah K and Nongkynrih JM., 2007.** Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biologia Plantarum*. 51, 618-634.
- Shimabukuro RH., 1985.** Detoxication of Herbicides, In: *Weed Physiology* S. O. Duke, vol. Vol II : *Herbicide Physiology*, , p. 215-240.
- Singh A, Chan J, Chern JJ and Choi KW., 2005.** Genetic interaction of *Lobe* with its modifiers in dorsoventrally patterning and growth of the *Drosophila* eye. *Genetics*. 171(1); 169-183.
- Smith DS and Kramer JR., 1999.** Fluorescence analysis for multi-site aluminum binding to natural organic matter. *Environment International*. 25,295-306.
- Stamm MD, Enders LS, Donze-reiner TJ, Baxendale FP, Siegfried BD and Heng-Moss T., 2014.** Transcriptional response of soybean to thiamethoxam seed treatment in the presence and absence of drought stress. *BMC Genomics*, 15: 1055.
- Susarla S, Medina VF and McCutcheon SC., 2002.** Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*. 18, 647-658.
- Sutherzan S., 2001.** *Natural and Enhanced Remediation Systems*. CRC Press, 6 août 2001 - p440.

T

- Timperio AM, Egidi MG and Zolla L., 2008.** Proteomics applied on plant abiotic stresses: role of heat shock proteins (HSP). *Journal of Proteomics*, 71, 391-411.
- Tomas-Barberan FA and Espin JC., 2001.** Phenolic compounds and related enzymes as determinants of quality in fruits and vegetables. *Journal of the Science of Food and agriculture*. 81, 853-876.

V

Vassilev A, Schwitzguébel JP, Thewys T, Van der Lelie D and Vangronsveld J., 2007. The use of plants for remediation of metal-contaminated soils. *The Scientific World Journal*. 4, 9-34.

W

Wagner KH, Wagner-Hering E., 1971. The cycle of cancer-causing substances-polycyclic aromatic hydrocarbons-in plants and humans. *Protectio Vitae*, 6, 260.

Wang HC, Wu JS, Chia JC, Yang CC, Wu YJ and Juang RH., 2009. Phytochelatin synthase is regulated by protein phosphorylation at a threonine residue near its catalytic site. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 57, 7348-7355.

Weisman D, Alkio M and Colon-carmona A., 2010. Transcriptional responses to polycyclic aromatic hydrocarbon-induced stress in *Arabidopsis thaliana* reveal the involvement of hormone and defense signalling pathways. *BMC Plant Biol*.

West CC et Harwell JH., 1992. Surfactants and subsurface remediation, *Environ.Sci. Technol*. 36(12) ,2324-2330.

Wild E, Dent J, Thomas GO and Jones KC., 2005. Direct Observation of Organic Contaminant Uptake, Storage, and Metabolism within Plant Roots, *Environmental Science & Technology*, vol. 39, n°10, p. 3695-3702.

Winkel BSJ., 2004. Metabolic channeling in plants. *Annual Review of Plant Biology*. 55, 85-107.

Winkel-Shirley B., 2002. Biosynthesis of flavonoids and effects of stress. *Current Opinion in Plant Biology*. 5, 218–223.

Wittig R , Ballach HJ and Kuhn A., 2003. Exposure of the Roots of *Populus nigra* L. cv. Loenen to PAHs and its Effect on growth and water balance, *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 10, n°4, p . 235.

X

Xu Q, Min H, Cai S, Fu Y, Sha S, Xie K and Du K., 2012. Subcellular distribution and toxicity of cadmium in *Potamogeton crispus* L. *Chemosphere*. 89, 114-120.

Z

Zaier H, Ghnaya T, Lakhdar A, Baioui R, Ghabriche R, Mnasri M, Sghair S, Lutts S et Abdelly C., 2010. Comparative study of Pb-phytoextraction potential in *Sesuvium portulacastrum* and *Brassica juncea*: tolerance and accumulation. *Journal of Hazardous Materials*. 183, 609-615.

Zang Y, Zhong Y, Luo Y and Kong ZM., 2000. Genotoxicity of two novel pesticides for the earthworm *Eisenia fetida*. *Env. Poll.*, 108: 271-278.

- Zenk MH .,1996.** Heavy metal detoxification in higher plants. a review *Gene*. 7;179(1),21-30.
- Zhan XH, Ma, Ha, Zhou, LX, Liang JR, Jiang, Th and Xu GH., 2010.** Accumulation of phenanthrene by roots of intact wheat (*Triticum acstivnmL.*) seedlings: passive or active uptake, *BMC Plant Biology*, vol. 10, n°1, p. 52.
- Zhan, X, Zhang X, Yin X, MA, H, Liang J, Zhou L and Xu G., 2012.** H + /phenanthrene symporter and aquaglyceroporin are implicated in phenanthrene uptake by wheat (*Triticum aestivum L.*) roots, *Journal of Environmental Quality*, vol. 41, n°1, p. 188-196.
- Zhan X, Liang X, Jiang T and Xu G., 2013.** Interaction of phenanthrene and potassium uptake by wheat roots: a mechanistic model, *BMC Plant Biology*, vol. 13, n°1, p. 168.
- Zorrig W., 2011.** Recherche des déterminants contrôlant l'accumulation du cadmium chez la laitue "Lactuca sativa." Montpellier, SupAgro.

Annexes

Tableau 1 : Classification périodique des éléments

Bloc S												Bloc p										
H		<div style="display: flex; align-items: center; justify-content: center;"> <div style="width: 15px; height: 15px; background-color: #cccccc; margin-right: 5px;"></div> Métaux lourds de densité > 5 </div>																				He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne					
Na	Mg	Bloc d										Al	Si	P	S	Cl	Ar					
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr					
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Te	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe					
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn					
Fr	Ra	Ac	Bloc f																			
Lanthanides			Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu						
Transuraniens			Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Cf	Bk	Es	Fm	Md	No	Lr						

Tableau 2 : Contenu des roches en éléments traces (en mg / kg)

Eléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches Basiques	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches argilo- sableuses	grès	carbonates
Cd	0,13-0,22	0,13	0,009-0,20	0,22-0,30	0,05	0,035
Co	35-50	1,0-10	1-7	11-20	0,3-10	0,1-3,0
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Hg			0,08	0,18-0,40	0,04-0,10	0,04-0,05
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Mo	1,0-1,5	0,6-1,0	1-2	0,7-2,6	0,2-0,8	0,16-0,40
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
V	200-250	30-100	40-90	100-130	10-60	10-45
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

Tableau 3 : Résumé des articles portant sur la phytoremédiation

Espèces	Auteurs	Inorganique	Organique
<i>Alnus crispa</i>	(Fessenden et Sutherland, 1979)	Cu	NA
	(Nguyen et al., 2017)	Ag, Cu, Pb, Zn, Ni, Se	NA
<i>Acer saccharinum</i>	(Marmioli et al., 1999)	Cr	NA
	(Nkongolo et al., 2017)	Cu, Fe, Mn, Ni, Mn	NA
	(Siwik et al., 2010)	Hg	NA
<i>Cornus stolonifera</i>	(Heale et Ormrod, 1982)	Ni, Cu	NA
	(Nguyen et al., 2017)	Ag, Cu, Pb, Zn, Ni, Se	NA
<i>Physocarpus opulifolius</i>	(Moi, 2016)	As, Mo, Sb	NA
	(Gorelova et Frontasyeva, 2017)	Mn, Fe, Ni, Zn, Cu, Cd, Pb	NA
<i>Rhus typhina</i>	(Lu et al., 2010)	Pb	NA
	(Shufeng et Yujian, 2012; Xin-Chun, 2010)	Pb, Zi	NA
		Cd	NA
<i>Salix bebbiana</i>	(Mansfield et al., 2014)	Cu, Zn, Pb	NA
	(Meiman et al., 2012)	Cd, Cu, Pb, Zn	NA
<i>Sambucus canadensis</i>	NA	NA	NA
<i>Salix eriocephala</i>	(Beauchamp et al., 2018)	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	NA
	(Ebbs et al., 2003)	CN	NA
	(Grenier et al., 2015)	Cd, Cu	HAP,BPC,C10-C50
	(Mosseler et Major, 2017)	Fe, Al, S	NA
	(Puckett et al., 2012)	As, P	NA
<i>Viburnum trilobum</i>	NA	NA	NA