

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Ibn Khaldoun –Tiaret-
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de la Nature et de la Vie



Mémoire en vue de l'obtention du diplôme de Master académique

Domaine: "Sciences de la Nature et de la Vie"

Filière: "Sciences Biologiques"

Spécialité: "Toxicologie et Sécurité sanitaire des aliments "

Présenté et soutenu publiquement par

M^{me} LAAREDJ Samia

*Etude de l'effet des différents rayonnements
(UV, Lumière visible) associés à la lentille
d'eau sur la purification des eaux.*

JURY:

-Président: Mr. DAHMANI.W

-Promoteur: M^{elle}. OMAR. Y

-Co-promoteur: Mr. BEZZERROUK. A

-Examineurs: Mme. CHAFAA. M

Grade

MAA

MCB

MCB

MCB

Année universitaire: 2016–2017

A mes parents,

A ma fille,

LINA

Remerciements

Ce travail de MASTER a été réalisé au sein de laboratoire de l'Ecologie végétale, Ecologie animale et laboratoire Sol et Eau, Faculté des sciences de la nature et de la vie, et au laboratoire de Génie physique de la Faculté de Science de la Matière .Université IBN KHALDOUN de Tiaret.

J'exprime ma profonde gratitude à ma directrice de mémoire Docteur Amina OMAR, qui m'a initié à la recherche. Elle a été pour moi un guide efficace et je lui dois beaucoup pour les précieux conseils qu'elle m'a donnés, en particulier lors de la lecture critique de mon manuscrit. Je lui adresse tous mes sincères respects pour son professionnalisme, sa disponibilité, sa patience et sa grande gentillesse.

Mes plus sincères remerciements vont également à Monsieur Mohammed Amine BEZZERROUK, Maitre de conférence à l'université IBN KHALDOUN de TIARET, qui en agissant à titre de co-directeur a fortement enrichit ma formation. Ses conseils et ses commentaires auront été fort utiles.

Je tiens à remercier Monsieur, DAHMANI.W, maitre assisant à l'université IBN KHALDOUN de TIARET pour l'intérêt qu'il a porté à mon travail et pour l'honneur qu'il m'a fait de présider le jury.

Je remercie beaucoup Mme. CHAFAA. M, Maitre de conférence à l'université IBN KHALDOUN de TIARET pour avoir m'honoré et faire partie de mon jury.

Je remercie chaleureusement maintenant tout mes collègues qui m'ont aidé chacun à sa manière et tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation et la finalisation de ce travail.

Je profite à exprimer un très vif merci à mes parents pour leurs encouragements qui ont permis la préparation de ce mémoire.

Enfin un grand merci à mon époux Monsieur Mohammed BOUSMAHA, Maitre de conférence à l'université IBN KHALDOUN de TIARET, pour son soutien quotidien et en particulier dans cette tâche.

*Table des
matières*

Table des Matières

Liste des Abréviations

Liste des Tableaux

Liste des Figures

<i>Introduction</i>	1
----------------------------------	----------

Synthèse bibliographique

Chapitre 01 : Pollution de l'eau

1. Généralités	4
2. Définition	4
3. Modes de pollution	5
3.1. La pollution accidentelle	5
3.2. La pollution diffuse	5
3.3. La pollution anthropique	5
4. Types de pollution	6
4.1. La pollution chimique	6
4.2. La pollution physique	6
4.3. La pollution microbiologique	7
5. Substances polluantes de l'eau	8
6. Pollution du système aquatique par les métaux traces	9
6.1. Généralités sur les éléments traces métalliques	9
6.2. Définition	9
6.3. Les polluants métalliques	12
6.4. Les effets biochimiques des métaux lourds	12
6.5. Contamination et biodisponibilité des métaux traces dans les écosystèmes aquatiques ...	14
6.6. Impact des éléments traces métalliques sur la santé humaine	14
6.7. Effet des éléments traces métalliques sur les végétaux	15

Chapitre 02 : Dépollution de l'eau

1. Généralités.....	16
2. Les principales méthodes de dépollution de l'eau	16
2.1. Méthodes physico-chimiques	16
2.1.1. Procédés classiques de dépollution de l'eau.....	16
2.1.1.1. Les procédés physiques	17
2.1.1.1.1. L'adsorption sur charbons actifs	17
2.1.1.1.2. Les technologies membranaires.....	17
2.1.1.2. Les procédés biologiques.....	17
2.1.1.3. Les procédés chimiques.....	18
2.1.1.3.1. Les méthodes de récupération.....	18
2.1.1.3.2. Les méthodes d'oxydation classiques.....	18
2.1.2. Les Procédés d'Oxydation Avancées (POA)	19
2.1.2.1. Généralités sur la photocatalyse	20
2.1.2.2. Traitement de l'eau par photocatalyse hétérogène.....	20
2.1.2.3. Les photocatalyseurs	22
2.1.2.4. Principe de la photocatalyse hétérogène.....	23
2.1.2.5. La photocatalyse et l'inactivation bactérienne.....	24
2.1.2.6. Désinfection solaire de l'eau (SODIS)	25
2.1.2.7. Avantages de la photocatalyse.....	26
2.1.2.8. Facteurs influençant la photocatalyse hétérogène.....	26
2.2. Méthodes biologiques : La bio-surveillance.....	27
2.2.1. Définition de la bio-surveillance.....	27
2.2.2. Tolérance et bioaccumulation des éléments traces métalliques chez les organismes aquatiques	30
2.2.3. Les végétaux utilisés en bio-surveillance	32
2.2.4. Avantages et inconvénients de la bio-surveillance.....	33
2.2.4.1. Avantages.....	33
2.2.4.2. Inconvénients.....	33

Etude expérimentale

Chapitre 01 : Zone d'étude

1. Cadre géographique	34
2. Cadre topographique	35
3. Cadre climatique.....	35
3.1. Pluviométrie.....	35
3.2. Température.....	37
4. Synthèse climatique	38
4.1. Le diagramme Ombrothermique.....	38
4.2. Quotient pluviométrique d'EMBERGER.....	39

Chapitre 02 : Mise en place du protocole expérimental

1. Dispositif expérimental.....	41
2. Le choix de la plante	42
2.1. Description de la plante utilisée (<i>Lemna minor</i>).....	43
2.2. Ecologie et culture de l'espèce.....	45
3. Le choix des métaux lourds	46
3.1. Le plomb (Pb)	46
3.2. Le zinc (Zn).....	46
3.3. Le cuivre (Cu).....	47
4. Implantation et description de la bio-station.....	48
5. Les prélèvements.....	48
6. Dosage des métaux lourds dans la plante.....	48
7. Dosage des métaux lourds dans l'eau	50
8. Méthode physico-chimique : <i>Photocatalyse par irradiation Ultra-Violet</i>	52
8.1. Généralités.....	52
8.2. Effets de photocatalyse sur les métaux lourds.....	53
8.3. Effets de photocatalyse sur les micro-organismes pathogènes	53
8.3.1. Les bactéries	53
8.3.2. Structure d'une bactérie	54
8.3.3. <i>Escherichia coli</i> : une bactérie commensale et un agent pathogène.....	55
8.4. Le choix du photocatalyseur : Le photocatalyseur SnO_2	56

8.4.1. Propriétés cristallographiques de l'oxyde d'étain	57
8.4.2. Propriétés optiques.....	57
8.4.3. Propriétés électriques	58
8.5. Dispositif expérimental de la photocatalyse	59
8.6. Analyses optiques	60
8.7. Analyses bactériologiques.....	60

Chapitre 03 : Résultats et discussion

1. Traitement biologique (bio-surveillance).....	61
1.1. Développement de <i>Lemna minor</i> dans les différentes eaux	61
1.2. Etude de la variabilité des concentrations des teneurs en éléments traces métalliques dans <i>Lemna minor</i> et les différentes eaux	62
2. Traitement physico-biologique (<i>La photocatalyse associée à la lentille d'eau</i>)	64
2.1. Effet de photocatalyse sur les métaux lourds.	64
2.1.1. Variation de l'absorbance de l'UV en fonction du temps de la photocatalyse sans et avec la lentille d'eaux et SnO ₂ pour les différents types d'eaux	64
2.1.1.1. L'eau de station d'épuration avant traitement (Eau usée).....	64
2.1.1.2. L'eau de station d'épuration après traitement (Eau épurée).	68
2.1.1.3. L'eau du barrage Dahmouni	70
2.2. Effet de photocatalyse sur l'activité microbienne.....	74
<i>Conclusion générale</i>	78

Références bibliographiques

Résumé

Liste des Abréviations

Mn : Manganèse.

Mo : Molybdéme.

Co : Cobalt.

U : Uranium.

Sb : Fluor.

Tl : Thalium.

Pu : Plutonium.

Cd : Cadmium.

Hg : Mercure.

Al : Aluminium.

As : Arsenic.

UV : Ultra Violet.

POA: Procédés d'Oxydation Avancées.

TiO₂ : Dioxyde de Titane.

SnO₂ : Dioxyde d'étain.

ZnO : Oxyde de zinc.

ZnS : Sulfure de zinc.

Liste des Tableaux

Tableau 01: Origines et natures de différentes sources de pollution du milieu aquatique (Anonyme, 2004).	8
Tableau 02 : Tableau périodique des éléments (Fourest, 1993 <i>in</i> Laatra et Chenini, 2013)...10	
Tableau 03 : Caractère essentiel et pouvoir toxique des éléments traces vis-à-vis des plantes et des animaux, dans l'environnement terrestre (Schwartz, 1997 ; Senesi <i>et al.</i> , 1999)	11
Tableau 04 : Normes des métaux lourds (WHO, 2004)	13
Tableau 05 : Différents procédés d'oxydation (Glaze <i>et al.</i> , 1987)	20
Tableau 06 : Energie de la bande gap de plusieurs photocatalyseurs (Bhantkhande <i>et al.</i> , 2001)	23
Tableau 07: Précipitations annuelles (2006-2016) de la ville de Tiaret (www.Tutiempo/climat/tiaret , consulté le 12/02/2017)	36
Tableau 08 : Températures annuelles (2006-2016) de la ville de Tiaret www.tutiempo/climat/Tiaret , consulté le 12/02/2017	37
Tableau 09 : La variation de l'absorption moyenne et le pourcentage d'absorption en fonction du temps d'irradiation de l'eau de station d'épuration avant traitement	66
Tableau 10 : La variation de l'absorption moyenne en fonction du temps d'irradiation de l'eau de station d'épuration après traitement	68
Tableau 11 : La variation de l'absorption moyenne en fonction du temps d'irradiation de l'eau de barrage Dahmuoni	71

Liste des Figures

Figure 01 : Schéma global représentant les étapes de la dégradation photocatalytique (Herrmann, 1999)	21
Figure 02 : Principe de la <i>photocatalyse</i> (Guillard <i>et al.</i> , 2012)	24
Figure 03: Carte de la situation géographique de la wilaya de Tiaret (ANDI, 2015)	34
Figure 04: Diagramme Ombrothermique de Gaussen pour la région de Tiaret (Données climatique du 1998 au 2014)	39
Figure 05: Diagramme d'EMBERGER.....	40
Figure 06: <i>Lemna Minor</i> (Dosnon-Olette <i>et al.</i> , 2011)	44
Figure 07 : Installation de la bio-station (Cliché Laaredj, 2017)	48
Figure 08 : Les différentes étapes d'analyse de minéralisation et de dosage des métaux lourds dans la plante.....	50
Figure 09: Les différentes étapes d'analyse de minéralisation et de dosage des métaux lourds dans les différentes eaux	51
Figure 10 : Spectre d'absorption du rayonnement ultra-violet (AFSSE, 2005).....	52
Figure 11: Structure d'une cellule bactérienne (Helali, 2012).	55
Figure 12: Image d' <i>Escherichia coli</i> (Helali, 2012)	56
Figure 13 : Maille élémentaire d'oxyde d'étain (structure de type Rutile) (Arefi-Khonsari <i>et al.</i> , 1998 ; Kissine <i>et al.</i> , 1999)	57
Figure 14 : Dispositif expérimental de la photocatalyse (Cliché Laaredj, 2017)	59
Figure 15 : Spectres d'absorption de l'eau de station d'épuration avant traitement pendant 4 heures d'irradiation par UV	64
Figure 16 : Spectres d'absorption de l'eau de station d'épuration avant traitement pour les différentes méthodes pendant 4 heures d'irradiation par UV	65
Figure 17 : l'absorption moyenne en fonction du temps d'irradiation de l'eau de station d'épuration avant traitement.....	67
Figure 18 : Spectres d'absorption de l'eau de station d'épuration après traitement pour les différentes méthodes pendant 4 heures d'irradiation par UV	69
Figure 19 : Spectres d'absorption de l'eau de barrage Dahmouni pendant 4 heures d'irradiation par UV	70

Figure 20 : Spectres d'absorption de l'eau de barrage Dahmouni pour les différentes méthodes pendant 4 heures d'irradiation par UV	72
Figure 21 : L'absorption moyenne en fonction du temps d'irradiation de l'eau de barrage Dahmouni.....	73
Figure 22 : Résultats bactériologiques des différentes eaux avant et après photocatalyse	74
Figure 23 : Schéma du mode d'attaque des radicaux sur une paroi bactérienne Gram - (Sunada <i>et al.</i> , 2003)	76

Introducción

INTRODUCTION

A l'heure actuelle et à l'échelle mondiale, on assiste à une intensification des activités industrielles et agricoles ainsi qu'à une augmentation rapide de la population et la croissance du niveau de vie. Ces activités ont introduit dans les hydrosystèmes (estuariers, nappes souterraines, cours d'eau, lacs, lagunes, océans...) des substances polluantes qui ont des répercussions néfastes sur l'environnement et par suite sur la santé humaine. En effet, quelques produits chimiques peuvent être à l'origine de la disparition de certaines espèces animales et/ou végétales et par conséquent, entraînent le dysfonctionnement de la chaîne trophique (Gold, 2002).

L'eau est le principal constituant des êtres vivants et l'élément indispensable à toute forme de vie. Sa disponibilité ainsi que son abondance jouent un rôle fondamental dans le développement et l'évolution des sociétés. Bien que l'eau soit la substance la plus présente de la terre, elle n'est constituée qu'à hauteur de 2,53% d'eau douce, le reste étant de l'eau de mer. Les 2/3 de cette eau douce sont en outre immobilisés dans les glaciers et les neiges (Burton et Pitt, 2002).

Dans la nature, l'eau « pure » n'existe pas. L'eau est si bon solvant, que même dans les régions les moins polluées, elle contient plusieurs polluants ; l'introduction des divers rejets traités ou non dans le milieu récepteur provoque la pollution de l'eau. Les toxicologues restent aujourd'hui loin de pouvoir prédire pour la majorité des polluants, à une concentration donnée quels seront les effets observés après un certain temps de séjour dans le milieu (Burton et Pitt, 2002).

Parmi ces polluants, on trouve les métaux lourds (Cu, Pb, Cr, Cd, Zn ...) qui peuvent être nocifs voire même mortels, quelques anions et quelques sels nutritifs tels que l'azote et le phosphore lorsqu'ils dépassent les seuils recommandés (Chebbo et *al.*, 1995 ; Burton et Pitt, 2002).

La lutte contre la pollution du milieu aquatique, nécessite non seulement une surveillance de la qualité des eaux industrielles mais aussi ceux issus du milieu urbain. Ces derniers en temps de pluie sont chargés en polluants dont les sources sont diffuses ou « non-point sources » (Chebbo et *al.*, 1995; Gromaire, 1998; Burton et Pitt, 2002).

Il est donc aujourd'hui indispensable, non seulement, de mieux connaître les effets de ces polluants sur les organismes vivants, mais aussi de mettre en œuvre des solutions durables, visant à limiter leurs risques. Malgré leur forte toxicité potentielle, la plupart des sites contaminés par des métaux lourds, présentent souvent une flore diversifiée tolérant apparemment bien de fortes teneurs en métaux.

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, mais aussi comme outil de réhabilitation des sites pollués.

Actuellement, la recherche s'oriente aux moyens de bio-surveillance des effets des polluants émis par les décharges dans l'eau, le sol, l'atmosphère et les écosystèmes environnants. Selon Garrec (2002), le recours aux organismes vivants présente l'intérêt d'observer la vie sous ses différentes formes et permet de servir, dans les conditions de perturbation, de signal d'alarme.

Le développement de la bio-indication ouvre ainsi la voie à une surveillance plus large et écologique intégrant les effets sur l'environnement grâce à des organismes sentinelles. (AH-peng, 2003 ; Garrec, 2002 ; Garrec, 2007 ; Ramade, 2007).

Il existe une recherche importante, en parallèle aux méthodes biologiques, pour le développement de procédés alternatif POA (procédé d'oxydation avancés). Parmi ces procédés, la photocatalyse, apparait comme une méthode de choix pour la dégradation de polluants organique dans l'eau. Le dioxyde de Titane (TiO_2) est, a l'heure actuelle, le plus intéressant des photocatalyseurs car il est non toxique, insoluble dans l'eau et stable sous irradiation.

En outre, comme cette technique est assurée par l'utilisation des irradiations UV, la lumière solaire peut être utilisée en tant que source gratuite des photons UV. Ce processus pourrait s'appliquer avec succès en Algérie, où la durée d'ensoleillement moyenne est d'environ 2500 heures par an (Herrmann, 2005).

Notre travail a pour but, d'étudier l'emploi de végétaux bio-indicateurs d'accumulation des métaux lourds, par l'utilisation de plantes aquatiques installées directement dans différents types d'eaux d'une part, d'autre part étudiée l'efficacité d'un

procédé photocatalytique par l'utilisation de photocatalyseur semi-conducteur tels que le dioxyde d'étain (SnO_2) pour traiter et purifier les eaux et aussi la possibilité d'améliorer le rendement de la purification des eaux.

Notre étude comporte deux parties:

La première partie présente une synthèse bibliographique qui contient deux chapitres ; le premier présente la pollution de l'eau, où certaines notions liées à la pollution des eaux sont défini et constituent un rappel sur les métaux lourds et leurs effets sur l'environnement et la santé humaine. Le deuxième chapitre est consacré à la purification de l'eau où les principales méthodes de dépollution sont décrites.

La deuxième partie concerne l'étude expérimentale, divisée en en trois chapitres. Le premier chapitre englobe des généralités sur la zone d'étude, le deuxième chapitre expose les caractéristiques des matériaux utilisés dans cette recherche, à savoir *Lemna Minor* et le photocatalyseur SnO_2 , ainsi que les techniques et les protocoles expérimentaux suivis lors de la réalisation de ce travail.

Les résultats sont illustrés dans le troisième chapitre de même que leurs interprétations.

Enfin, on a terminé l'étude par une conclusion générale qui synthétisera les principaux résultats.

Synthèse
bibliographique

Chapitre 01

Pollution de l'eau

1. Généralités

L'eau a toujours figuré au premier plan des ressources naturelles primordiales pour la vie de l'homme. Cependant, la raréfaction de cette ressource, la dégradation sans cesse accrue des écosystèmes aquatiques a pris, au cours des dernières décennies, une ampleur catastrophique est constituée une des dimensions environnementales les plus préoccupantes du XXI^{ème} siècle.

Une dégradation fortement liée, non seulement, aux pathogènes biologiques, mais également aux produits chimiques fabriqués par l'homme. Leur présence dans l'environnement, et plus particulièrement dans l'eau, est un phénomène sans précédent dans l'histoire de l'humanité par leur quantité et leur diversité. Ils sont responsables de cas de pollution de plus en plus importants et récurrents rendant très difficile voire impossible la préservation de la qualité des écosystèmes (Sally, 2009).

La contamination des eaux est un souci majeur pour la protection des écosystèmes et des ressources en eaux. Elle est l'objet de beaucoup d'études aussi bien au niveau des eaux superficielles que souterraines. Boschet (2002), conclut que la contamination par tous les intrants peut être de différentes sortes selon l'eau et son emplacement. Pour l'eau superficielle, elle peut être :

- Directe et volontaire par une utilisation normale des produits phytosanitaires et autres produits à des fins dans la vie courante (lutte anti-acridienne, utilisation des pesticides ou engrais dans l'agriculture, eaux usées des usines, etc...).
- Indirecte par ruissellement ou transfert des produits suite à leur épandage dans le milieu ou drainage des eaux usées.

2. Définition

Selon, le Petit Larousse de 1958, le terme « pollution », dans son sens actuel, est défini comme une profanation, une souillure ; ce n'est qu'avec le Robert de 1970 que « pollution » est associée à la notion de rendre malsain, dangereux.

D'après Ramade (2007) ; une définition plus pertinente de la pollution, peut s'énoncer de la façon suivante : « *Constitue, une pollution, toute modification anthropogénique d'un écosystème se traduisant par un changement de concentration des constituants chimiques naturels, ou résultant de l'introduction de substances chimiques artificielles ; toute perturbation du flux de l'énergie, de l'intensité des rayonnements, de la circulation naturelle provoquée par l'introduction d'espèces exotiques invasives* ».

La pollution de l'eau est une altération physique, chimique, biologique ou bactériologique qui rend son utilisation dangereuse et perturbe l'écosystème aquatique. Elle concerne les eaux superficielles (rivières, plans d'eau), et les eaux souterraines (Rodier, 1996). Cette pollution a pour origine principale l'activité humaine, les industries, l'agriculture et les charges de déchets domestiques ou industrielles (Debroise, 2000).

3. Mode de pollution

Toutes ces contaminations peuvent être classées en trois types de pollutions liés aux modes de propagation: les pollutions accidentelles, pollutions diffuses et pollutions anthropiques (Peter et *al.*, 2003).

3.1. La pollution accidentelle

Le plus souvent, les pollutions ponctuelles se trouvent liées aux grandes activités industrielles ou agricoles. Elles peuvent aussi résulter d'un accident de transport ou d'une catastrophe naturelle sur des usines ou stockages des produits qui vont engendrer cette pollution (Djilani, 2006).

3.2. La pollution diffuse

Cette pollution résulte de la propagation de l'agent responsable de la pollution par différents vecteurs de transport, qu'il soit utilisé de façon habituelle pour des usages courants ou non. Le lessivage des pesticides du sol et le transport des matières actives par le vent dans les zones parfois même inaccessibles (Djilani, 2006).

3.3. La pollution anthropique

La pollution peut être définie comme une conséquence d'une cause bien précise : la pollution agricole, la pollution urbaine et la pollution industrielle. Cette classification donne l'origine de la pollution qui pourra sous-entendre pour les spécialistes du domaine l'ensemble des intrants dans le milieu en fonction de la zone en question, du mode de vie de sa population et de son développement. Ainsi la pollution agricole est responsable de l'augmentation des nitrates dans les eaux de surfaces en grande partie. (Peter et *al.*, 2003 ; Davida et *al.*, 2003)

4. Types de pollution

La pollution engendrée peut être d'ordre physique (radioactivité, élévation de la température...), chimique (rejets agricoles, industriels et urbains) et microbiologique (rejets urbains, élevage...). On distingue trois types de pollution (Mohamed ben ali, 2014) :

4.1. La pollution chimique

La pollution chimique peut être chronique, accidentelle ou diffuse. Elle est due à l'entrée d'un élément (ou plusieurs) indésirable dans la composition chimique de l'eau initialement destinée à un usage bien précis (Djilani, 2006).

L'utilisation excessive d'engrais pour l'agriculture et l'élevage apporte une présence d'azote et de phosphore en quantité excessive dans les cours d'eau.

Eckenfelder (1982), signale que la présence du phosphore en quantité importante dans les eaux entraîne une prolifération des algues qui provoquent des phénomènes d'eutrophisation.

Les pesticides constituent un problème majeur pour l'environnement. On inclut dans les pesticides toutes les substances avec lesquelles on combat les animaux et végétaux nuisibles à l'homme et aux êtres vivants supérieurs (Karlsson, 2000).

Les polluants métalliques en zone urbaine sont présents en grande quantité quelle que soit leur source (Esteben et *al.*, 1986 in Lecoq et *al.*, 1996).

Selon Vigneau-Hermellin (2000), à l'état de traces, certains métaux comme le fer, le chrome ou le cobalt sont essentiels à la vie des organismes, mais ils deviennent toxiques en grande quantité.

4.2. La pollution physique

La pollution physique est liée aux facteurs influents sur l'état physique de l'eau tels que la température, le pH, la conductivité, le solide totale dissous, la présence des particules ou mousses et le changement de l'effet réfractaire de l'eau (Djilani, 2006).

➤ Pollution par chaleur

Ce type de pollution est causé par les rejets d'eaux chaudes provenant des systèmes de refroidissement des centrales électriques classiques ou nucléaires (Dupont, 1981).

L'augmentation de la température de l'eau, surtout de surface, contribue à réduire les teneurs en oxygène de l'eau et favorise le développement des microorganismes comme les algues, donc elle provoque des effets écotoxiques sur la vie aquatique (Castany, 1982).

➤ **Pollution par matière en suspension MES**

Selon Castany (1982), les MES proviennent des rejets urbains ainsi que l'érosion des sols. L'ONA (2008) ne déclare qu'un cours d'eau contenant 30 g/l de MES est considéré comme normale, dès que cette quantité dépasse les 70 g/l cette eau est considérée comme eau polluée.

➤ **Pollution par radioactivité**

Les risques de pollution radioactive sont liés à d'éventuels accidents. Cette pollution est susceptible de provenir des différentes opérations du cycle du combustible par extraction et traitement du minerai, fonctionnement des réacteurs, transport et traitement des combustibles usés ainsi que du conditionnement et du traitement des déchets (Debroise, 2000)

4.3. La pollution microbiologique

La pollution microbiologique résulte de la présence dans l'eau de microorganismes qui sont véhiculés par l'eau et sont responsables de beaucoup de maladies hydriques (Belhaj, 2001). L'eau peut contenir des micro-organismes pathogènes tels que les bactéries (comme *Salmonella*), les virus (hépatite A) et les protozoaires (*Toxoplasma*, *Cryptosporidium*) (Hartemann, 2004).

Le tableau 01 résume les différents types de pollution de l'eau ainsi que leurs origines.

Tableau 01 : Origines et natures de différentes sources de pollution du milieu aquatique (Anonyme, 2004).

Type de pollution	Nature	Origines
Physique	Rejets d'eau chaude	Centrales thermiques, nucléaires
	M.E.S. (matières en suspension)	Rejets urbains, érosion des sols
Chimique	Matière organique	Effluents domestiques, agricoles, agroalimentaires
	Fertilisants (nitrate, phosphate)	Agriculture, lessives
	Métaux (Cd, Pb, Hg, Al, As...)	Industrie, agriculture, déchets
	Pesticides (insecticides, herbicides, fongicides)	Industrie, agriculture
	Organochlorés (PCB, solvants)	Industries
	Composés organiques de synthèse	Industries
	Détergents	Effluents domestiques
	Hydrocarbures	Industrie pétrolière, transports
Biologique	Bactérie, virus, champignons	Effluents urbains, agricoles

5. Substances polluantes de l'eau

Un polluant pourrait être défini comme : «Une espèce d'origine naturelle ou anthropique, répondant à un des deux critères suivants :

- Une substance présente dans l'environnement en quantité suffisamment importante pour entraîner des effets indésirables sur les écosystèmes ou la santé humaine ;
- Une substance montrant des concentrations de plus d'un ordre de grandeur supérieures au «fond géochimique local ». Le fond géochimique est constitué par l'ensemble des teneurs dans le milieu naturel (sol ou sédiment) excluant les pollutions majeures (Olivier, 2015).

Selon Bliefert et Perraud (2001), les substances polluantes de l'eau sont celles qui la rendent impropre à la consommation ou qui dégradent certaines de ses propriétés. Parmi ces composés, outre certains composés biologiquement dégradables comme les substances nutritives, on compte aussi de nombreux polluants difficilement voire pas dégradables, par exemple ceux qui contiennent des huiles minérales, des résidus de pesticides, des métaux lourds.

6. Pollution du système aquatique par les éléments traces métalliques

Au cours de son cycle, l'eau peut donc se charger en éléments indésirables (polluants chimiques, organismes ...), qui contribuent à la dégradation des réserves d'eaux à travers les continents (Chouteau, 2004 ; Rio, 2006).

Les micropolluants présents dans l'environnement ont des origines très variées. Leur devenir environnemental ainsi que leur impact potentiel sur les différents écosystèmes sont très dépendant de leurs interactions avec le milieu environnant. Les principaux micropolluants impliqués dans les phénomènes de pollutions chimiques sont les éléments traces métalliques (Zaimeche, 2015).

6.1. Généralités sur les éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques, composés stables et hautement persistants, sont des contaminants de l'environnement; qui peuvent être accumulés et transférés aux organismes supérieurs des réseaux trophiques entraînant de sérieux problèmes écologiques et de santé publique (Croteau et *al.*, 2005 ; DeForest et *al.*, 2007).

6.2. Définition

D'un point de vue physique, le terme « métaux lourds » désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments), caractérisés par une forte masse volumique supérieure à 5 g.cm³ (Adriano, 2001 ; Huynh, 2009) (Tableau 02).

Tableau 02 : Tableau périodique des éléments (Fourest, 1993 in Laatra et Chenini, 2013)

Tableau périodique des éléments

Annotations du tableau :

- Electronégativité** (échelle de 1 à 4)
- Electrons (couches)** (1 à 7)
- Nombre atomique** (Z)
- Structure électronique** (ex: 1s² 2s² 2p⁶ 3s² 3p⁶ 4s² 3d¹⁰ 4p⁵)
- Masses atomiques relatives** (ex: 1,00794, 4,002602, 6,941, 9,012242)
- État de l'élément :**
 - S** : Solide à l'état naturel
 - N** : Gazeux à l'état naturel
 - Br** : Liquide à l'état naturel
 - Rf** : Artificiel (non-naturel)
- Couleur de fond :**
 - Bleu : Non-métal
 - Vert : Métal pauvre
 - Rose : Métal
 - Bleu : Gaz noble
 - Gris : Non renseigné

D'un autre point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques (Anne et Isabelle, 2005 ; Huynh, 2009) :

* Les métaux essentiels sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques (Loué, 1993). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du zinc (Zn), du fer (Fe).

* Les métaux toxiques ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd).

Les éléments métalliques peuvent être séparés en deux catégories, les éléments traces métalliques (ou ETM) et les éléments majeurs, dont il convient de préciser leur signification. Par définition, les éléments traces sont « les éléments minéraux constituants de la croûte terrestre, dont la concentration, pour chacun d'entre eux, est inférieure à 0,1% » (Baize, 1997) tels que le chrome, le nickel, le zinc, le cuivre, le plomb ou le cadmium. A l'inverse, les

éléments dits majeurs interviennent pour 99,4% dans le total des éléments chimiques sur terre et regroupent, entre autres, le fer et le manganèse. Les éléments traces sont les 68 éléments minéraux (Alloway, 1995).

Le tableau 03 résume l'appartenance des différents éléments métalliques étudiés aux catégories présentées ci-dessus, ainsi que leur potentialité toxique.

Tableau 03 : Caractère essentiel et pouvoir toxique des éléments traces vis-à-vis des plantes et des animaux, dans l'environnement terrestre (Schwartz, 1997 ; Senesi *et al.*, 1999).

Elément	Essentiel ou bénéfique pour		Toxique à forte concentration	
	plantes	animaux	Plantes	animaux
Cd	Non	Non	Oui	Oui
Cr	Non	Oui	Oui	Oui
Cu	Oui	Oui	Oui	Oui
Mn	Oui	Oui	Oui (pH<5)	
Ni	Oui	Oui	Oui	Oui
Pb	Non	Non	Oui	Oui
Zn	Oui	Oui	Oui	Oui

Le terme métaux lourds, implique aussi une notion de toxicité. Le terme « éléments traces métalliques » est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (Baker et Walker, 1989 ; Elder, 1988). Dans ce contexte, nous utiliserons le terme « métaux lourds » dans le sens de l'impact toxique sur les humains et les environnements (Huynh, 2009).

Une quantité importante de métaux lourds est introduite dans l'environnement par l'intermédiaire de sources naturelles et humaines. Cette contamination a plusieurs origines telles que la combustion de fossiles (charbon, pétrole), les gaz d'échappement des véhicules, l'incinération, l'activité minière, l'agriculture et les déchets liquides et solides. Mais elle peut également être d'origine naturelle via les volcans, l'activité des sources thermales, l'érosion, l'infiltration, etc (Picot et Proust, 1998 ; CERTU, 2004). Une fois en circulation, les métaux se distribuent dans tous les compartiments de la biosphère ; terre, air, et océan.

Ces derniers forment une famille de polluants très dangereux, puisqu'ils peuvent s'accumuler dans l'organisme où ils provoquent, à partir de certaines concentrations, des effets toxiques à court et/ou à long terme. Ils peuvent affecter le système nerveux, les fonctions rénales, hépatiques, respiratoires (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003 ; Begum, 2009 ; Rapport scal- air, 2010).

6.3. Les polluants métalliques

Aujourd'hui, les métaux lourds représentent un groupe d'éléments qui a simultanément un poids économique considérable, mais un potentiel polluant indéniable. Certains métaux et plus particulièrement ceux que l'on regroupe parmi les métaux lourds constituent une préoccupation majeure dans le domaine de l'environnement. Parmi ces éléments, on peut distinguer les éléments traces comme le chrome (Cr), le plomb (Pb), le cadmium (Cd) et le mercure (Hg) (Xia, 1996 ; Mohammed *et al.*, 2011).

La majorité de ces éléments est toxique à forte concentration, mais certains d'entre eux sont très toxiques même lorsqu'ils sont en traces comme les ions Pb^{2+} et Cr^{6+} (Sato *et al.*, 2002 ; Papanikolaou *et al.*, 2005). Par conséquent, il est recommandé de réduire ou d'éliminer totalement ces polluants des écosystèmes (Pagotto, 1999).

6.4. Les effets biochimiques des métaux lourds

Les métaux lourds ont des effets très différents sur le milieu vivant. Quelques-uns sont nécessaires pour les organismes ; ils sont dits « *essentiels* », bien qu'à des fortes concentrations, ils peuvent être nocifs pour les organismes. Parmi ces éléments qui sont essentiels (micronutriments), et dont l'absence entrave le fonctionnement ou empêche le développement d'un organisme, on trouve Fe, Mn, Zn et Cu pour les plantes et les animaux. Par ailleurs le Co, Cr et Se sont essentiels seulement pour les animaux, alors que Mo est un micronutriment pour les végétaux. Ces éléments constituent des enzymes et protéines qui sont très importantes dans les processus métaboliques des organismes (Alloway et Ayres, 1997).

Toutefois, si ces éléments essentiels se trouvent être en fortes concentrations, ils peuvent devenir toxiques pour les organismes ; c'est pourquoi il existe des guides pour la qualité des eaux et des sédiments.

Ces guides (Tableau 04) fixent également des limites sur la présence des autres métaux lourds qui ne sont pas considérés comme essentiels. La présence de ces métaux n'est pas rare

dans le milieu vivant (Freiberg *et al.*, 1979). Ces éléments qui ne présentent pas une fonction métabolique, sont connus comme « *non essentiels* » et généralement ont un seuil de concentration beaucoup plus bas pour devenir toxiques. Ces éléments non essentiels sont : As, Cd, Pb, U, Hg, Sb, Tl et Pu (Freiberg *et al.*, 1979 ; O.-P.-S, 1987 ; Alloway et Ayres, 1997 ; Ingersoll *et al.*, 2000).

Tableau 04: Normes des métaux lourds (WHO, 2004)

Composé toxique	Concentration Maximum	Rejets industriels
Mercure	1 µg/l	-
Argent	10 µg/l	-
Plomb	50 µg/l	0.5 mg/l si rejet > 5 g/j
Nickel	50 µg/l	0.5 mg/l si rejet > 5 g/j
Cuivre	50 µg/l	0.5 mg/l si rejet > 5 g/j
Zinc	5 mg/l	2 mg/l si rejet > 20 g/j
Chrome total	50 µg/l	0.5 mg/l si rejet > 5 g/j 0.1 mg/l si rejet > 1 g/j (CrVI)
Arsenic	50 µg/l	-

6.5. Contamination et biodisponibilité des métaux traces dans les écosystèmes aquatiques

Il est assez difficile de prévoir l'évolution des métaux lourds dans l'environnement car ils peuvent subir un grand nombre de transformations (oxydation, réduction...etc.). Cette évolution dépend fortement du milieu. En effet, la migration des métaux lourds vers la nappe phréatique est fonction de nombreux paramètres : La forme chimique initiale du métal, la perméabilité du sol et du sous-sol, et la teneur en matières organiques du sol.

Les principales sources de contamination de l'eau sont les suivantes : les eaux usées domestiques et industrielles, la production agricole, les polluants atmosphériques, les anciennes décharges, l'utilisation de substances dangereuses pour l'eau, la navigation (Marcheoiné, 1996).

La biodisponibilité est définie comme le degré avec lequel un contaminant dans une source potentielle est assimilé par un organisme (O' Donnel et *al.*, 1985; Newman et Jagoe, 1994; Gilbin, 2001). Elle met en jeu trois étapes principales (Campbell, 1995) : l'advection ou la diffusion depuis la solution vers la surface de la membrane; l'adsorption ou la complexation sur les sites de transport; le transport à travers la membrane pour une assimilation dans l'organisme.

La connaissance de la biodisponibilité d'un élément toxique dans un milieu donné est donc primordiale pour estimer l'exposition des organismes à ce toxique et son effet (toxicité, bioaccumulation, bioconcentration) (Town et Fillala, 2002).

6.6. Impact des éléments traces métalliques sur la santé humaine

Les métaux lourds sont des polluants engendrés par l'activité humaine qui ont un fort impact toxicologique. Les métaux toxiques sont nombreux, à titre d'exemple l'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure. Ils ont des impacts sur les végétaux, les produits de consommation courante (Pierre, 2000).

Les organes cibles des métaux lourds sont multiples: les ions métalliques se fixent sur les globules rouges (Pb, Cd, CH₃Hg). Les métaux s'accumulent dans le foie et les reins (organes très vascularisés), les dents et les os accumulent le plomb. D'autre part, les métaux solubles dans les lipides comme le plomb, tétra-éthyle ou le méthyl-mercure peuvent pénétrer dans le système nerveux central. Le danger est encore plus grand pour les enfants car chez eux la barrière hémato-encéphalique n'est pas entièrement développée (intoxication au plomb

possible). Par diffusion passive et grâce à leur solubilité dans les lipides, le cadmium, le plomb, le nickel, le méthyl-mercure (CH_3Hg), traversent le placenta et peuvent s'y concentrer (Pierre, 2000).

6.7. Effet des éléments traces métalliques sur les végétaux

➤ Phytoplancton

Les effets des métaux lourds sur les microalgues ont fait l'objet de nombreuses études. En effet, ces organismes ont la capacité de bioconcentrer les éléments traces métalliques. Toutes fois, les métaux lourds restent des substances toxiques pouvant avoir des effets indésirables sur les cellules algales. De plus, comme leur temps de régénération est court, les microalgues répondent rapidement à la présence de xénobiotiques, contrairement aux organismes supérieurs (Barthet, 2003).

➤ Plantes

La prise en charge des métaux dans les plantes est un phénomène complexe qui dépend principalement de l'espèce végétale et du métal. Du fait de multitudes molécules organiques qui interviennent dans ce processus, et de leur rôle qui n'est pas toujours clairement établi, il reste de nombreuses zones d'ombres dans la compréhension globale du mécanisme d'adaptation des plantes aux pollutions métalliques.

La précipitation des métaux dans différents compartiments de la cellule apparaît être le stade ultime du processus de détoxification des espèces tolérante et non tolérante. Les sites de stockage varient selon le métal (Panfili, 2004).

Dans les parties aériennes de certaines plantes tolérantes (par exemple *Arabidopsis halleri*), le zinc est associé à la silice dans l'apoplasme, le cytosol et dans le noyau des cellules. Le silicate de zinc serait une forme de transport du zinc jusqu'à la vacuole, ou il serait alors pris en charge par des acides organiques (Newmann et Zur-Neiden, 2001; Sarret et al., 2002).

La compartimentation du cadmium, du cuivre, et du plomb dans les vacuoles a été également observée. Des associations Cd/S ont été identifiées dans les cellules de *Lemna minor* (Van Steveninck et al., 1994). Les auteurs suggèrent la séquestration du cadmium dans les vacuoles par les phytochélatines.

Cependant, le cadmium, le cuivre, et surtout le plomb, se retrouvent plus fréquemment dans l'apoplasme (Mullins et *al.*, 1985; Vazquez et *al.*, 1992; Van Steveninck et *al.*, 1994).

Chapitre 02

Dépollution de l'eau

1. Généralités

Lorsqu'une eau est polluée et qu'une action de dépollution apparaît nécessaire, il s'agit de choisir la filière d'épuration la plus adaptée pour atteindre les objectifs de dépollution.

Le choix de la combinaison des méthodes de traitement doit prendre en compte de nombreux paramètres : nature et concentration du ou des polluant(s), leur toxicité, volume d'eau à traiter et type d'effluent, etc.

Le traitement efficace d'une eau usée nécessite, en effet, une bonne connaissance de sa quantité (flux), sa qualité (composition chimique) et des variations temporelles de sa composition. Bien évidemment, les considérations technologiques (taille des infrastructures, conception modulaire de l'installation et évolution possible de la technique vis-à-vis de la réglementation) et surtout économiques (frais d'investissement, coûts de la méthode, frais d'entretien et de maintenance) sont des facteurs importants dans le choix du procédé à mettre en œuvre (Bertrand, 2011).

2. Les principales méthodes de dépollution de l'eau

2.1. Méthodes physico-chimiques

2.1.1. Procédés classiques de dépollution de l'eau

Pour atteindre la qualité conforme à la réglementation à partir d'une eau brute, il est nécessaire de mettre en place des traitements efficaces et multiples. Ils forment une chaîne de traitement, plus ou moins sophistiquée qui doit être évolutive étant donné que les caractéristiques de l'eau à traiter ainsi que les exigences normatives sont susceptibles d'être modifiées.

Les méthodes utilisées sont classées selon 3 catégories principales : les procédés physiques, biologiques et chimiques (Hadou, 2010)

2.1.1.1. Les procédés physiques

Des opérations physiques ou mécaniques permettent un prétraitement de l'eau brute.

2.1.1.1.1. L'adsorption sur charbons actifs

L'adsorption sur charbons actifs est très répandue, Le charbon est dit actif après avoir subi diverses opérations telles que la pyrolyse. Ces opérations permettent de le rendre poreux et d'augmenter sa surface d'échange avec l'eau (Gergova et *al.*, 1992).

De nombreux adsorbants sont retenus par le charbon et sont ainsi transformés. Ses propriétés ont été largement utilisées pour la purification de l'air et la dépollution des eaux potables, en particulier pour le traitement des polluants organiques et inorganiques (Jayson et *al.*, 1982 ; Utrera-Hidalgo et *al.*, 1992).

2.1.1.1.2. Les technologies membranaires

Permettent la séparation de particules, de molécules ou d'ions entre deux phases. La membrane est constituée d'une couche mince (de dix à quelques centaines de microns), d'une matière permettant l'arrêt ou le passage sélectif de substances sous l'action d'une force motrice de transfert (Ravanchi et *al.*, 2009) .

La nature de la membrane varie et son application à la dépollution de l'eau en dépend fortement : il existe des membranes poreuses (microfiltration: pores de 0,05 à 10 µm, ultrafiltration: pores de 1 à 100 nm, nanofiltration: pores de 1 à 2 nm), des membranes denses (osmose inverse) ou encore des membranes échangeuses d'ions. Le procédé d'osmose inverse est utilisé pour le dessalement de l'eau de mer et la production d'eau ultra-pure (Heinz, 2004). Les autres procédés membranaires sont souvent couplés à d'autres techniques (biologiques, chimiques) de dépollution et sont utilisés en tant que pré ou post traitement (McAdam et Judd, 2006 ; Leiknes, 2009).

2.1.1.2. Les procédés biologiques

Les procédés d'épuration par voie biologique sont communément utilisés, en particulier pour le traitement des eaux résiduaires urbaines. Le traitement des contaminants repose sur l'utilisation de microorganismes qui dégradent les polluants organiques en composés moins toxiques ou les minéralisent en dioxyde de carbone, eau et sels inorganiques.

Par ce procédé, il a été rapporté dans la littérature de nombreux cas réussis de traitement d'eau contaminée par divers polluants chimiques (Min et *al.*, 2004 ; Ohlen et *al.*, 2005 ; Butler et *al.*, 2006).

Les principaux inconvénients des bioréacteurs sont l'apport d'énergie nécessaire et le pompage de l'eau à traiter.

Ces procédés ne sont pas toujours applicables sur les effluents industriels en raison des fortes concentrations de polluants, de la toxicité ou de la très faible biodégradabilité.

2.1.1.3. Les procédés chimiques

Les traitements chimiques peuvent être classés selon 2 groupes :

- Les méthodes de récupération qui consistent à précipiter, complexer ou coaguler
- Les méthodes d'oxydation.

2.1.1.3.1. Les méthodes de récupération

La clarification par «coagulation-floculation-décantation » est un des procédés les plus utilisés, il permet l'élimination des matières en suspension. Les matières colloïdales sont coagulées par un apport en sels minéraux (de fer ou d'aluminium). Il y a formation de floccs qui entraînent les particules coagulées. Le mode d'action des coagulants a fait l'objet d'un grand nombre de recherches destinées à améliorer le rendement d'élimination des composés organiques (Lefebvre et Legube, 1990 ; Franceschi, 2002)

La précipitation par ajout d'un agent chimique permet de rendre insoluble l'espèce chimique à traiter que l'on peut ensuite récupérer par filtration. Par exemple, le phosphore difficilement dégradable par voie biologique, est précipité sous forme de phosphate (PO₄³⁻) à l'aide de sels de fer ou d'aluminium (Metcalf et Eddy, 2003).

2.1.1.3.2. Les méthodes d'oxydation classiques

La chloration et l'ozonation constituent les 2 voies majeures d'oxydation classique. Elles sont surtout appliquées à la désinfection, étape commune à tous les traitements de l'eau. Le chlore et l'ozone agissent sur les métaux, les matières organiques et inactivent les bactéries.

La chloration

Le chlore est l'un des produits utilisés pour la désinfection de l'eau potable où il est employé essentiellement sous forme de chlore gazeux ou d'hypochlorite de sodium (eau de Javel). A l'intérieur de la cellule, le chlore bloque toute activité enzymatique, entraînant ainsi la mort cellulaire (Albrich et Hurst, 1982).

L'ozonation

L'ozone possède en outre la capacité de détruire les microorganismes, ce qui lui confère un grand intérêt en tant que désinfectant (Von Gunten, 2003).

2.1.2. Les Procédés d'Oxydation Avancées (POA)

L'effet des polluants sur la santé humaine et leur impact écologique ainsi que les législations sur la qualité de l'eau devenues de plus en plus strictes ces dernières années ont conduit au développement de nouvelles techniques de traitement des eaux tels que Procédés d'Oxydation Avancées (POA) (Helali, 2012).

Les Procédés d'Oxydation Avancées (POA) émergent comme une nouvelle technologie alternative et prometteuse dans le domaine de la dépollution des eaux usées (Robert et Malato, 2002). Ces POA sont basés sur la génération et l'utilisation d'un puissant oxydant, le radical hydroxyl ($\text{OH}\cdot$). Ce radical hydroxyl peut être produit par des procédés photochimiques et non photochimiques (Tableau 05).

Parmi ces procédés, la photocatalyse hétérogène est considérée comme la technique la plus efficace dont la production des radicaux hydroxyles $\text{OH}\cdot$ et par conséquent la plus appropriée dans le domaine de la dépollution des eaux usées (Carp et al., 2004 ; Nieto-Suárez et al., 2009).

Tableau 05: Différents procédés d'oxydation (Glaze et *al.*, 1987).

Procédés non photochimiques	Procédés photochimiques
Peroxonation(O_3/H_2O_2) procede Fenton Sonochimie Radiolyse ElectroFenton Oxydation electrochimique	UV/ H_2O_2 UV// H_2O_2/O_3 Photo Fenton Photocatalyse hétérogène Sonophotocatalyse Photolyse de l'eau (UV-V/ H_2O)

2.1.2.1. Généralités sur la photocatalyse

D'après l'IUPAC (Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée), la photocatalyse est le domaine de la catalyse qui fait intervenir la lumière comme moyen d'activation du catalyseur. Plus généralement il est possible de définir le concept de photocatalyse à travers les réactions chimiques dites *photocatalytiques* induites par l'absorption de photons (énergie lumineuse) par un photocatalyseur (Mehria et Mezouar, 2014).

Le traitement photocatalytique se présente donc comme une technologie de choix pour la dépollution et l'intégration de ces eaux usées, car il s'agit d'un système performant, simple et économique. Ces différentes caractéristiques attractives ont engendré un grand intérêt de la part des chercheurs pour la compréhension, l'optimisation et l'application industrielle de ce procédé (Helali, 2012).

2.1.2.2. Traitement de l'eau par photocatalyse hétérogène

Parmi les diverses applications de la photocatalyse, le traitement de l'eau utilisant ce type de procédé a fait l'objet de nombreuses publications et brevets ces dernières années. En catalyse classique, on distingue la catalyse homogène de celle dite hétérogène en fonction de l'état du catalyseur par rapport aux réactifs (catalyse homogène : réactifs et catalyseurs dans le même état physique ; catalyse hétérogène : catalyseur dans un état différent des réactifs - exemple : catalyseur solide et réactifs liquides). Dans le cas du traitement de l'eau par

photocatalyse hétérogène, les réactifs sont dissous dans la matrice aqueuse liquide et le photocatalyseur est un solide (Cazoir, 2011)

La photocatalyse hétérogène est un processus catalytique qui repose sur l'excitation d'un semi-conducteur par un rayonnement lumineux conduisant à l'accélération de la photoréaction en faisant intervenir des réactions entre les paires électron/trou et les produits organiques et inorganiques adsorbés sur la surface du semi-conducteur (Helali, 2012).

La réaction photocatalytique peut être décomposée en cinq étapes (Herrmann, 1999)

- 1 - Transfert de réactif de la phase fluide vers la surface du catalyseur.
- 2 - Adsorption de réactif sur la surface.
- 3 - Réactions en phase adsorbée.
- 4 - Désorption des produits intermédiaires et/ou finals.
- 5 - Transfert de ces produits de la région de surface dans la phase fluide.

Les étapes de la dégradation photocatalytique d'un polluant organique peuvent donc être représentées de manière globale par la figure 01.

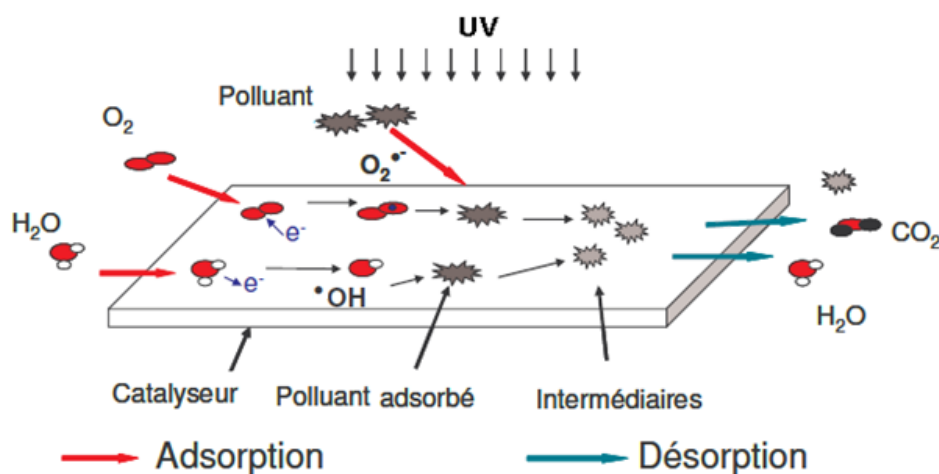


Figure 01 : Schéma global représentant les étapes de la dégradation photocatalytique (Herrmann, 1999)

2.1.2.3. Les photocatalyseurs

Depuis quelques années, des efforts importants ont été accomplis dans le domaine des couches minces d'oxydes semi-conducteurs transparents, notamment grâce à leurs propriétés structurales, électriques et optiques particulières. Ces matériaux revêtent une grande importance, du point de vue technologique, leurs champs d'application étant très vaste ; on les retrouve dans des domaines tels que l'électronique, l'optoélectronique, la conversion photothermique, la conversion photovoltaïque, etc...(Yi Hu et *al.*, 2004).

Dans les réactions de photocatalyse, les semi-conducteurs jouent le rôle de catalyseurs, et ne sont donc pas consommés dans la réaction globale. Ils sont appelés « photocatalyseurs ». Un bon photocatalyseur doit posséder les propriétés suivantes :

- Etre photoactif,
- Etre en mesure d'être excité en présence d'UV et/ou de lumière visible,
- Etre biologiquement et chimiquement inerte,
- Etre photostable (non photocorrosif),
- Etre peu couteux et non toxique.

Pour qu'un semi-conducteur soit photochimiquement actif, le potentiel redox, des trous photogénérés de la bande de valence, doit être suffisamment positif pour produire des radicaux OH•, pouvant oxyder le polluant organique ciblé et le potentiel redox des électrons de la bande de conduction doit être suffisamment négatif pour réduire l'oxygène adsorbé en surface, en anion superoxyde O₂⁻ (Bhantkhande et *al.*, 2001).

Plusieurs photocatalyseurs ont été testés comme TiO₂, ZnO, ZnS, WO₃, GaP, Fe₂O₃ et CdS (Herrmann et *al.*, 1989 ; Chatterjee et *al.*, 1994). CdS et GaP ont l'avantage d'absorber par rapport au TiO₂ une fraction plus importante du spectre solaire, mais malheureusement ils sont instables durant l'action photocatalytique.

Le TiO₂ au contraire, est le semi-conducteur le plus utilisé en photocatalyse hétérogène en raison de sa stabilité, son faible coût et sa grande efficacité à minéraliser les polluants organiques (Blake, 2000). Plusieurs auteurs ont trouvé une efficacité photocatalytique plus importante en présence du TiO₂ (Neppolian et *al.*, 1999 ; Herrmann et *al.*, 1999 ; Blake, 2000).

Le tableau ci-dessous donne l'énergie et la position de la bande gap de certains photocatalyseurs.

Tableau 06: Energie de la bande gap de plusieurs photocatalyseurs (Bhantkhande et *al.*, 2001).

<i>Photocatalyseur</i>	<i>Energie de la bande gap(eV)</i>	<i>Photocatalyseur</i>	<i>Energie de la bande gap(eV)</i>
Si	1,1	ZnO	3,2
TiO ₂ (rutile)	3,0	TiO ₂ (anatase)	3,2
WO ₃	2,7	CdS	2,4
ZnS	3,7	SrTiO ₃	3,4
SnO ₂	3,6	WSe ₂	1,2
Fe ₂ O ₃	2,2	α -Fe ₂ O ₃	3,1

2.1.2.4. Principe de la photocatalyse hétérogène

L'irradiation à l'aide d'une lampe artificielle (ou par le soleil) d'un semi-conducteur par les photons d'énergie égale ou supérieure au band gap ($> 3,2\text{eV}$ pour le TiO₂ par exemple), va provoquer l'éjection d'un électron de la bande de valence (BV) vers la bande de conduction (BC). Ce qui a pour conséquence de créer un trou h^+ dans la bande de valence

Ces trous ainsi formés sont des oxydants puissants, alors que les électrons qui ont été éjectés sur la bande de conduction sont de bons réducteurs. Dans la plupart des réactions de photocatalyse de molécules organiques, c'est le pouvoir oxydant des trous qui va permettre la dégradation des polluants soit directement, soit indirectement par l'intermédiaire des radicaux hydroxyles $^{\circ}\text{OH}$ qui sont formés à la surface du catalyseur (Didier, 2001).



Figure 02 : Principe de la *photocatalyse* (Guillard et al., 2012)

2.1.2.5 La photocatalyse et l'inactivation bactérienne

L'inactivation photocatalytique des bactéries a été étudiée pour la première fois en 1985 par Matsunaga et al., en utilisant TiO₂-Pt comme photocatalyseur pour la destruction des cellules microbiennes dans l'eau (*E. coli*, *Lactobacillus*, *Acidophilus*, etc.). Depuis lors, la photocatalyse est largement utilisée pour l'inactivation des virus, des champignons, et des bactéries dont *E. coli* est l'organisme le plus étudié (Saito et al., 1992 ; Joyce et al., 1996 ; Salih, 2002 ; Sichel et al., 2007 ; Pigeot et al., 2011).

Horie et al., (1996) ont étudié l'inactivation photocatalytique d'*E.coli* et du *Saccharomyces cerevisiae* (levure) en utilisant différentes concentrations de TiO₂ (0 - 0,5 g/L). Ils ont trouvé que pour une concentration de TiO₂ variant de 0-0,1g/L, l'inactivation d'*E. coli* et de *S. cerevisiae* augmente avec la concentration. Pour des concentrations plus grandes que 0,1g/L, une diminution de l'inactivation est observée due à la diffusion et la réflexion de l'intensité lumineuse par le surplus des particules de TiO₂ dans le photoréacteur.

2.1.2.6 Désinfection solaire de l'eau (SODIS)

La désinfection solaire a été largement étudiée pour la purification des eaux. Il s'agit d'un procédé propre à énergie renouvelable. En effet, le soleil est une source d'énergie propre, abondante, inépuisable et gratuite, dont le spectre solaire (290 - 800 nm) est constitué des ondes ultra-violettes (UV), visibles et infra rouges.

Ce processus de désinfection solaire qui est connue sous le nom de SODIS (abréviation de Solar Water Disinfection), a été étudié pour la première fois en 1980 par Acra et *al* où ils ont utilisé des sacs de polyéthylène et des récipients en verre transparent et en plastique remplis avec de l'eau contaminée et exposés directement au soleil. Les résultats confirment l'efficacité et la faisabilité de la décontamination solaire de l'eau en petite quantité où un zéro coliforme/ml est atteint après environ une heure. Ils ont signalé que l'action germicide peut être due au rayonnement UV solaire dans la gamme de longueur d'onde (300-400 nm).

Plus tard, en 1990, Acra et *al* ont démontré que l'eau peut être décontaminée par le rayonnement solaire sur une grande échelle à l'aide des systèmes à flux continu. Depuis lors, la désinfection de l'eau à l'aide de la lumière solaire naturelle et artificielle est largement étudiée pour l'inactivation d'une large gamme de bactéries (*E. coli*, *streptococcus faecalis*, *Shigella dysenteriae*, *Cryptosporidium*, *Enterococcus faecalis*, *salmonelle*, *pseudomonas* et *coliform*) (Acra et *al.*, 1990 ; Reed, 1997).

En 1998, McGuigan et *al.*, ont étudié le rôle des mécanismes optiques et thermiques dans l'inactivation d'*E. coli* sous lumière solaire. Ils ont constaté que l'inactivation thermique était importante seulement à des températures d'eau supérieures à 45°C et montré que les UV-A (320-400 nm) et la lumière visible étaient majoritairement responsables de l'inactivation d'*E. coli* car les UVB (280-320 nm) sont filtrés par le PET- bouteille.

En 2008, Schmid et *al.*, ont étudié le risque pour la santé causé par la réutilisation des bouteilles en PET lors de la désinfection solaire de l'eau due à la migration des plastifiants et autres produits chimiques dans l'eau. Ils ont confirmé que la méthode SODIS ne constitue aucun risque pour la santé si elle est appliquée correctement.

Bolton et *al.*, 2008 ont montré que parmi les rayonnements UV solaires qui atteignent la surface terrestre, seulement les UV-B peuvent être absorbés par l'ADN et l'ARN, causant des

mutations qui inhibent la reproduction bactérienne.

SODIS est une méthode efficace et peu coûteuse qui est plus appropriée pour l'application dans les pays du tiers-monde pour améliorer la qualité de leur eau.

2.1.2.7 Avantages de la photocatalyse

La photocatalyse présente plusieurs avantages parmi lesquelles on peut citer :

- ✓ C'est une technologie destructive et non sélective
- ✓ Minéralisation totale possible: formation de H₂O et CO₂ et autres espèces
- ✓ Elle fonctionne à température et pression ambiante
- ✓ Catalyseur utilisé non toxique, actif sous différentes formes physiques, bon marché
- ✓ Elle est efficace pour de faibles concentrations en polluants
- ✓ Elle nécessite une faible consommation d'énergie (Hellali, 2012).

2.1.2.8 Facteurs influençant la photocatalyse hétérogène

Les principaux facteurs influençant la photocatalyse hétérogène sont :

- ✓ La concentration en catalyseur
- ✓ La concentration initiale du polluant
- ✓ Le pH
- ✓ Le flux lumineux
- ✓ La structure cristalline
- ✓ La taille des particules
- ✓ La composition aqueuse
- ✓ L'oxygène dissous
- ✓ La température
- ✓ Le débit. (Robert et *al.*, 2004 ; Paz ,2006 ; Piscopo et *al.*, 2001)

2.2. Méthodes biologiques : La bio-surveillance

La surveillance de la qualité de l'air, comme celle de l'eau, est généralement assurée par des réseaux de capteurs physico-chimiques donnant des valeurs numériques. Mais ces mesures directes d'éléments inorganiques comme organiques se heurtent rapidement (Garrec, 2007):

- à la faible représentativité de l'échantillon ;
- à des difficultés analytiques en raison de la présence fréquente de faibles teneurs ;
- aux coûts et à la maintenance des appareils de mesure physico-chimiques, comme aux coûts unitaires des analyses, parfois élevés ;
- au fait qu'il n'est pas possible d'associer facilement ces valeurs à des effets toxiques ou à des nuisances spécifiques qui se manifesteraient sur des êtres vivants.

Une alternative consiste alors à avoir recours à des techniques intégratives de mesure capables d'apprécier la contamination du milieu, c'est-à-dire à des méthodes basées directement sur l'observation et l'étude des réactions d'organismes vivants exposés aux épisodes de pollution. On parle dans ce cas de méthodes de bio-indication ou, plus précisément, de bio-surveillance.

En effet, la surveillance biologique ou bio-surveillance consiste à suivre les contaminants et leurs impacts dans un environnement, en étudiant les cibles principales de ces molécules néfastes dans les êtres vivants et les écosystèmes.

La bio-surveillance concerne toute utilisation d'un organisme sensible à son milieu environnant pouvant faire état de ce dernier, soit par prélèvement direct depuis le milieu (bio-surveillance passive), soit à travers la transplantation d'échantillons (bio-surveillance active).

2.2.1. Définition de la bio-surveillance

Garrec et Van Haluwyn (2002) ; Ramade (2007) ont défini la bio-surveillance et ont décrit les différents concepts qui y sont attachés. En effet la bio-surveillance est définie comme : « *l'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique, écologique) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution* ».

Le terme « bio-surveillance » est devenu très répandu, Salines et Boudet (2011) ont d'ailleurs récemment présenté les principales acceptations du mot bio-surveillance, en distinguant la bio-surveillance humaine et environnementale (cette dernière étant également nommée éco-surveillance).

Si les organismes vivants les plus divers peuvent être utilisés, les végétaux en sont les outils privilégiés. La diversité végétale offre un large panel d'organismes utilisables : Bryophytes, Lichens, Plantes supérieures qui sont employés spécifiquement ou non pour un grand nombre de polluants (ozone, oxydes d'azote, métaux lourds, HAP dioxines, pesticides ...) (Durif, Vandamme et Benard 2004 ; CERTU, 2004)

Il est vite apparu que l'utilisation d'organismes vivants en bio-surveillance de l'eau comme de l'air offrait de nombreux avantages, comme ceux :

- de bio-concentrer fortement les contaminants inorganiques comme organiques et de fournir une information intégrée dans le temps (détection des polluants très peu concentrés ou fugaces) ;
- de prendre en compte la situation réelle de la pollution aquatique et atmosphérique, c'est-à-dire d'accumuler sans distinction l'ensemble des polluants présents ;
- de donner des informations sur la contamination reçue par les organismes vivants dans des conditions naturelles (biodisponibilité des polluants, risques sanitaires potentiels, contamination des chaînes alimentaires) ;
- de détecter des pollutions nouvelles ou accidentelles non prises en compte par les systèmes de contrôle classiques ;
- d'avoir, en tant que matériel biologique, un fort impact psychologique pour sensibiliser les populations aux problèmes de la qualité de l'eau et de l'air.

Si l'on ajoute l'approche simple et rapide de ces méthodes originales, celles-ci, en fournissant des informations supplémentaires sur les risques biologiques, apparaissent maintenant comme des méthodes complémentaires et incontournables des méthodes physico-chimiques de surveillance de l'air comme de l'eau (Garrec, 2007).

Il devient donc important de définir, ici, les termes relatifs à la bio-surveillance, en s'efforçant de différencier les mécanismes biologiques (bioaccumulation et bioamplification) des outils de diagnostic environnemental (bio-intégration, bio-indication, bio-marquage et bio-accumulation) (Garrec et van Haluwyn, 2002) :

✓ **La bio-intégration**

Observation de changements structurels au niveau population/communauté en réponse à un stress environnemental sur la durée ; la bio-intégration peut être considérée comme de la bio-indication à un niveau supérieur.

✓ **La bio-indication**

La recherche de certaines espèces ou de certains groupes d'espèces qui renseignent, par leur présence (ou leur absence) et/ou leur abondance, sur la qualité du milieu, rassemblées sous le terme de bio-indicateurs.

Lagadic et al (1998) considèrent que les bio-indicateurs sont « *des espèces ou groupes d'espèces qui, par leur présence et/ou leur abondance, sont significatifs d'une ou de plusieurs propriétés de l'écosystème dont ils font partie* ».

Selon Philipps (1977) ; Hallawell (1986) in Ramade (2007) ; Chafaa (2015), un bio-indicateur devrait posséder plusieurs caractéristiques qui sont :

- ❖ L'espèce devrait être capable d'accumuler le polluant sans être tuée ni même sans que sa reproduction ne soit perturbée par les niveaux maximums des polluants observés dans l'environnement ;
- ❖ L'espèce devrait être sédentaire afin d'être sûr que les concentrations trouvées soient bien en rapport avec sa contamination dans le site géographique où elle a été prélevée ;
- ❖ L'espèce devrait être abondante dans l'ensemble de l'aire étudiée, et si possible avoir une distribution biogéographique étendue afin de favoriser les comparaisons entre zones distinctes ;
- ❖ L'espèce devrait être de taille suffisante pour fournir des tissus en quantité nécessaire pour analyse, ainsi que l'espèce devrait être facile à échantillonner ;
- ❖ Les espèces à forte longévité sont préférables, parce qu'elles permettent un échantillonnage sur plusieurs classes d'âges. Ces espèces subissent une exposition à un

contaminant pendant de longues périodes, ce qui par la suite permet de disposer de preuves expérimentales sur les effets à long terme.

✓ **Le bio-marqueur**

Utilisation de marqueurs aux niveaux de la biologie structurale ou fonctionnelle (enzyme, physiologie, génétique...) indiquant une influence du milieu environnant sur les fonctions biologiques.

Un bio-marqueur est un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant (Lagadic et *al.*, 1997a).

✓ **La bio-accumulation**

Les espèces bio-accumulatrices présentent, de par leur mode de vie et/ou leurs caractéristiques physiologiques et métaboliques, la capacité de bio-accumuler certains contaminants directement à partir du milieu ambiant ou par d'autres voies (ex nourriture) jusqu'à des niveaux nettement supérieurs au niveau de contamination du milieu physique (eau, sédiments, atmosphère, etc.). Deux processus sont responsables de la bioaccumulation de xénobiotiques dans les organismes : d'une part la bioconcentration qui est un transfert direct à partir du milieu environnant et d'autre part la bioamplification qui résulte du transfert de molécules chimiques par voie trophique [(Ramade, 1979 ; Amiard et Amiard-Triquet, 1980) in Lagadic et *al.*, 1998]. L'accumulation de certains polluants par les organismes bio accumulateurs facilite leur mise en évidence et leur quantification par des méthodes chimiques et/ou physiques en procédant à l'analyse d'échantillons de ces espèces. Les espèces bio-accumulatrices sont de ce fait employées fréquemment dans les systèmes de surveillance de la contamination de milieux naturels par les micropolluants, notamment au travers de réseaux de bio-surveillance (bio-monitoring).

D'après Durif ; Vandamme et Benard (2004), les bio-accumulateurs doivent répondre aux spécifications suivantes :

- ❖ Accumuler les polluants et ce, sans disparaître ;
 - ❖ Fournir suffisamment de tissus pour l'analyse ;
-

- ❖ Présenter une concentration tissulaire du polluant représentative du niveau de contamination de l'environnement ;
- ❖ Avoir un facteur de concentration suffisant pour pouvoir être analysé directement sans pré-concentration.

Il est utile de distinguer entre les plantes bio-indicatrices et bio-accumulatrices. Les premières sont des espèces qui, dans la présence de teneurs anormales en métaux, sont soumis à des changements morphologiques et/ou physiologiques en raison de conditions de stress; les deuxièmes sont des espèces où les concentrations en métaux sont plus élevées que ceux trouvées dans différentes espèces vivantes dans la même région (Witting, 1993).

Les espèces bio-indicatrices sont plus adaptées pour une utilisation dans la surveillance de l'environnement, lorsque les espèces bio-accumulatrices sont utilisées à des faibles concentrations de métaux dans les sols et les eaux (Aceto et *al.*, 2003).

2.2.2. Tolérance et bioaccumulation des éléments traces métalliques chez les organismes aquatiques

Certains éléments métalliques sont essentiels aux organismes vivants à de faibles concentrations. Mais, ils agissent à de fortes concentrations comme un facteur de stress qui entraîne une modification de la réaction physiologique (Remon et *al.*, 2005).

Le terme « *sensibilité* » décrit les effets du stress, qui peuvent aller jusqu'à la mort de la plante. Par opposition, le terme « *résistance* » fait référence à la réaction de la plante qui lui permet de survivre face au stress métallique et d'assurer sa descendance (Levitt, 1980).

Deux stratégies principales sont impliquées dans ce phénomène de résistance :

- **la stratégie d'évitement** par laquelle les plantes se protègent du stress métallique en limitant leur absorption.
- **La stratégie de tolérance** (synonyme de résistance) qui fait référence aux réactions permettant de limiter les effets néfastes des métaux dans l'organisme.

La bio-accumulation désigne la capacité des organismes aquatiques à concentrer et à accumuler les substances chimiques à partir du milieu (bioconcentration) et de la nourriture (bio-magnification), à des concentrations bien supérieures à celles où elles sont présentes dans le milieu (Ramade, 1992).

2.2.3. Végétaux utilisés en bio-surveillance

Dans les écosystèmes limniques (eaux douces continentales) et marins, diverses espèces végétales constituent d'excellents indicateurs de pollution utilisables pour le monitoring par leur fort potentiel de bioaccumulation.

D'après Ramade (2007) ; Chafaa (2015), les algues, les bryophytes, les phanérogames amphibies ou hydrophytiques présentent une forte aptitude à concentrer dans leurs tissus des éléments minéraux, composés organiques et métaux lourds.

Une algue rouge (Rhodophycées) *Lemanea sp*, fut identifiée dès les années 1920 comme étant une des rares espèces à pouvoir survivre dans le voisinage d'un cours d'eau recevant des décharges d'une mine de plomb dans le pays de Galles (Carpenter, 1924 *in* Ramade, 2007). Cette espèce présente une aptitude particulière à se développer dans les eaux contaminées par de fortes concentrations de métaux toxiques (Ramade, 2007). Elle a été observée dans des eaux renfermant jusqu'à 1,16 mg.L⁻¹ de zinc (Harding et Whitton, 1981 *in* Ramade, 2007).

Ramade (2007) ; AH-peng (2007) et Chafaa, (2015) déclarent que les mousses aquatiques des genres *Fontinalis*, *Amblystegium*, *Rhynchostegium*, *Platyhypnidium*, *Cindidotus*, constituent par leur fort potentiel de bioaccumulation, d'excellents bio-indicateurs en milieu dulçaicoles.

Empain et Lambinon (1975) ; Ampain (1976) ; Descy (1976) *in* Ramade (2007) furent les premiers à systématiser leur usage dans la mise en évidence de la pollution des eaux fluviales par les métaux lourds ainsi que dans leur monitoring.

L'aptitude de *Fontinalis antipyretica* et *Fontinalis squamosa* à bio-concentrer le zinc et autres métaux toxiques a été utilisée dès le milieu des années 1970. (AH-peng ,2003 ; Haslam, 1982 *in* Ramade, 2007 ; Chafaa, 2015)

Des recherches ultérieures ont également mis en évidence la capacité de *Fontinalis antipyretica* à bioaccumuler les PCB et autres contaminants organiques xénobiotiques (Mouvet, 1979 ; Mouvet 1984 ; Ramade, 2007 ; Chafaa, 2015).

D'après AH-peng (2003), la mise en évidence de la bioaccumulation de composés organiques par les bryophytes aquatiques est plus récente, datant de 1981. Empain (1973) *in*

AH-peng (2003) ; Chafaa, (2015) déclarent que les bryophytes aquatiques constituent les meilleures espèces de bio-surveillance des métaux traces dans l'eau.

Parmi les phanérogames aquatiques, *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 ont été relevées. (Ramade, 2007)

2.2.4. Avantages et inconvénients de la bio-surveillance

2.2.4.1. Avantages

Il est vite apparu que l'utilisation d'organismes vivants en bio-surveillance de l'air comme de l'eau offrait de nombreux avantages (Durif, Vandamme et Benard 2004), comme ceux :

- ❖ De bio-concentrer fortement les contaminants inorganiques comme organiques et de fournir une information intégrée dans le temps (détection des polluants très peu concentrés ou fugaces) ;
- ❖ De prendre en compte la situation réelle de la pollution atmosphérique ou aquatique, c'est-à-dire d'accumuler sans distinction l'ensemble des polluants présents ;
- ❖ De donner des informations sur la contamination reçue par les organismes vivants dans des conditions naturelles (biodisponibilité des polluants, risques sanitaires potentiels, contamination des chaînes alimentaires) ;
- ❖ De détecter des pollutions nouvelles ou accidentelles non prises en compte par les systèmes de contrôle classiques ;
- ❖ D'avoir, en tant que matériel biologique, un fort impact psychologique pour sensibiliser les populations aux problèmes de la qualité de l'air ou de l'eau.

2.2.4.2. Inconvénients

La bio-indication présente les inconvénients suivants (Durif, Vandamme et Benard 2004 ; Garrec, 2007) :

- ❖ Confusion avec d'autres stress biotiques ou abiotiques ;
- ❖ Difficulté de remonter aux concentrations dans l'air ;
- ❖ Les parties aériennes des plantes ne sont pas soumises en permanence à la pollution de l'air comme la perte de la végétation en hiver ;
- ❖ Temps de réponse élevé.

Etude

Expérimentale

Chapitre 01

Zone d'étude

1. Cadre géographique

Située au Nord Ouest du pays, la wilaya de Tiaret s'étend sur une superficie de 20.086,64 km².

Elle se caractérise par un territoire constitué de zones montagneuses au Nord, de hautes plaines au centre et l'espace steppique au Sud, ce qui lui permet d'être une zone de contact entre le Nord et le Sud (ANDI, 2015).

Délimitée par les coordonnées: Latitude: 35.35; Longitude: 1.43; elle s'étend sur une partie de l'Atlas tellien au Nord et sur les hauts plateaux au centre et au Sud, bornée par plusieurs wilayas (Fig. 03) à savoir:

La wilaya de Tissemsilt et Rélizaine au Nord;

La wilaya de Laghouat et El Bayadh au Sud;

La wilaya de Mascara et Saida à l'Ouest;

La wilaya de Djelfa à l'Est et Sud Est.

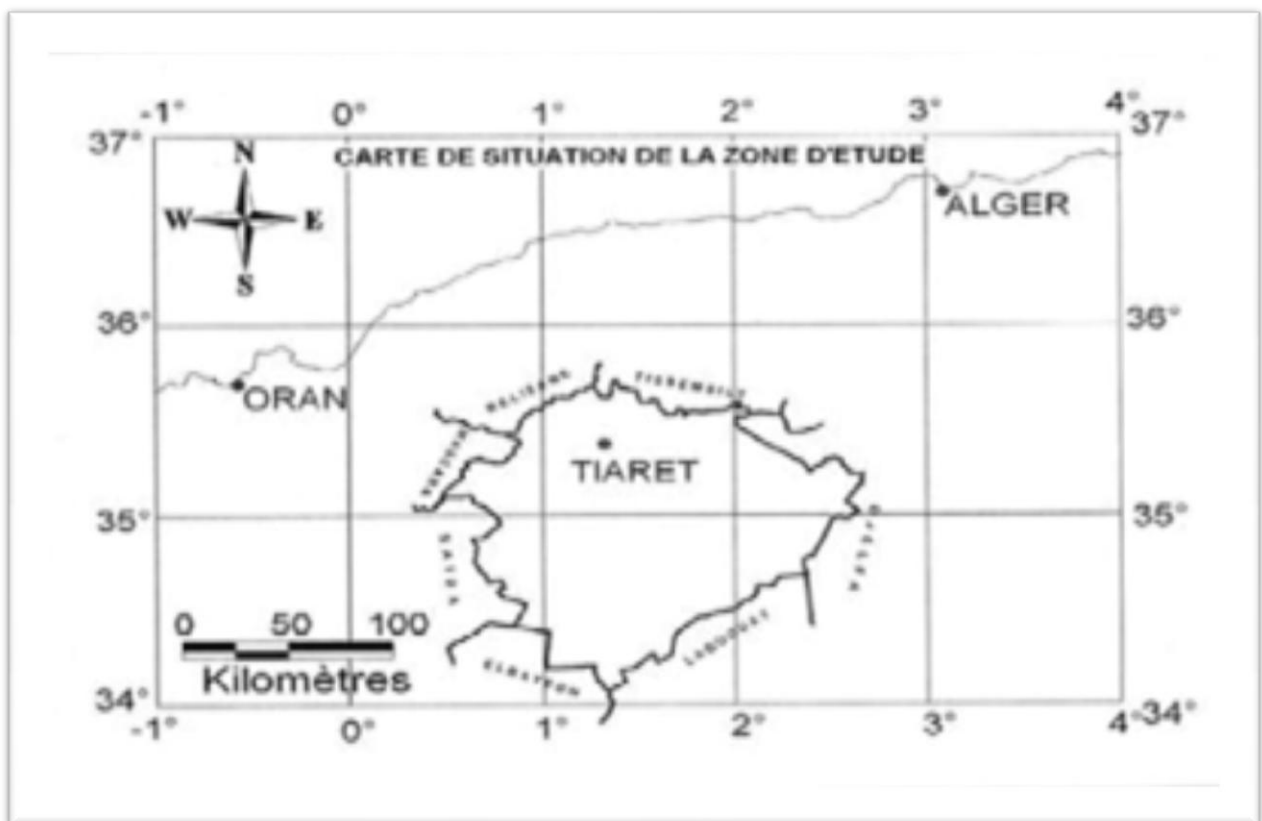


Figure 03: Carte de la situation géographique de la wilaya de Tiaret (ANDI, 2015)

2. Cadre topographique

Sur le plan topographique, la wilaya de Tiaret se caractérise par deux grands ensembles morphologiques, du Nord au Sud: l'Atlas Tellien et les hautes plaines; on distingue:

Une chaîne de piémont qui constitue le versant méridional de l'Ouarsenis ; le domaine tabulaire qui s'étend au pied de l'Ouarsenis appelé le plateau de Sersou.

Les monts de Frenda et les hauts plateaux qui représentent une vaste plaine regroupant la cuvette du chott Chergui à l'Ouest et le chaînon du Nord (ANDI, 2015).

3. Cadre climatique

Le cycle de l'eau et le climat sont étroitement liés. L'évolution du climat à une influence déterminante sur la variation de l'ensemble des réserves et les fluctuations des ressources en eau superficielles (barrages, cours d'eau, ...etc.) qui s'alimentent par ruissellement. Le climat intervient par sa composition hydrique (pluviométrie), qui régit fortement sur le régime des eaux souterraines et superficielles (Huneuf, 2000).

Pour identifier le climat de la zone d'étude .nous sommes réfères aux données climatiques fournit par l'ANRH (Agence National des Ressources Hydrauliques), et le site (www.Tutiempo/climat/tiaret,consulte le 12/02/2017)

La wilaya de Tiaret traverse, sur le plan climatologique, au cours de l'année deux périodes principales qui expriment le contraste important qui sévissent durant l'année, à savoir:

- * Un hiver rigoureux avec de fréquentes chutes de neige
- * Un été chaud et très sec

3.1. Pluviométrie

La wilaya de Tiaret se situe entre les isohyètes 350mm au Sud et 470mm au Nord. L'irrégularité saisonnière et la distribution annuelle des précipitations sont illustrées dans le tableau suivant.

Tableau 07: Précipitations annuelles (2006-2016) de la ville de Tiaret
(www.Tutiempo/climat/tiaret, consulté le 12/02/2017)

Ans	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	MOY
2006	40	74	17	41	77	3	4,07	7,6	213	11,9	6,61	39	534,1
2007	19	43	28	102	16	1	5,33	8,1	23,6	122	37,3	5,8	411,1
2008	19	21	24	17	60	15	1,02	1,8	31,7	66,8	56,4	68	381,7
2009	99	30	79	80	22	7	1,02	5,1	81,3	22,6	26,2	90	543,2
2010	52	136	68	14	42	6	0	35	7,11	38,6	46,8	28	473,5
2011	41	48	28	41	42	31	1,78	2	0	37,1	76,2	6,6	354,6
2012	12	36	39	107	15	1	0,51	5,1	12,2	49,5	98,8	20	396,1
2013	90	61	95	97	20	0	7,87	7,4	15,2	0	208	60	661,4
2014	61	57	98	4,3	7,9	59	0	2,8	110	33	56,1	62	551,1
2015	25	81	11	0,5	16	16	0	9,7	18	79,5	21,6	0	278,3
2016	22	43	32	102	16	2	5,33	8,1	23,6	122	37,3	5,8	419,1

Les précipitations de notre région se caractérisent par une irrégularité dans le temps et même dans l'espace, le totale de la pluviométrie calculée sur une période de 10 ans (2006-2016) est de l'ordre de 4585,42 mm

L'année le plus arrosée est 2013 de totale 661.4 mm, l'année le plus sèche est 2015 mm.de totale 278,3.

3.2. Température

Intervenant directement dans les processus biologiques et chimiques de la biosphère ainsi que dans l'activité humaine, la température représente l'un des facteurs essentiels du climat.

En effet une élévation importante de la température engendre une évaporation des oueds, des rivières, des mers, limitant ainsi la biodégradation, c'est un facteur caractérisant le type de climat et déterminant du régime d'humidité. La moyenne des températures est résumée dans le tableau suivant.

Tableau 08 : Températures annuelles (2006-2016) de la ville de Tiaret www.tutiempo/climat/Tiaret , consulté le 12/02/2017

Ans	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
2006	3,8	5,3	10	15,1	19,3	24,2	27,6	25,3	20,4	18,7	12,3	6,9
2007	6,7	8,8	7,9	11,2	16,1	22	27,4	26,2	22,1	15	8,9	5,8
2008	6,5	8,5	9,2	13,4	16,1	22,2	27,6	27,1	21,5	15,3	7,8	5
2009	5,5	6	9,9	9,4	17,9	23,9	28,7	26,2	19,2	16,3	11,7	8,9
2010	7,1	8,7	10,2	13,1	15	20,8	28,4	26,6	21,4	15,5	10,1	8,1
2011	6,6	5,7	9,3	14,5	17,4	22,1	26,2	27,9	22,7	15,9	10,3	6,2
2012	4,9	2,4	9,5	10,5	17,8	25,5	27,8	28,4	21,8	16,8	11,4	7,4
2013	6,2	5,1	9,4	11,8	13,8	20,2	25,8	25,6	21,3	20,2	8,6	6,2
2014	7,2	8	8,5	14,4	17,9	22	25,2	26,9	23,2	17,6	12	6,1
2015	5,2	4,7	9,3	15,6	19,8	21,8	28,5	27,2	21,2	16,7	10,1	7,7
2016	5,0	2,7	8,3	9,6	18,8	20,8	26,5	25,2	19,2	15	11,1	6

Le tableau 08 relatif aux températures moyennes annuelles fait ressortir les observations suivantes:

Le maximum des températures est enregistré durant le mois de Juillet durant les années 2009, 2010, 2003, 2012 et 2005 avec respectivement : 37,2°C, 36,9 °C; 36,8°C, 36,4 °C; 36,4°C.

Nous constatons pareillement que le mois de Janvier et Février de l'année 2005 sont les plus froids avec -3,2°C, -2,4°C, ainsi que le mois de Février qui à une température minimale de -3,2°C, suivit par le mois de Janvier de l'année 2000 et 2012 avec respectivement une température de -1,9°C ; 1,5°C, également l'année 2006 est froide durant les mois de Janvier et Février avec -0,8°C et -0,3°C.

4. Synthèse climatique

4.1. Le diagramme Ombrothermique

Le diagramme ombrothermique de Gaussen, nous permet de distinguer les différentes périodes climatiques au cours d'une année. L'échelle utilisée dans le diagramme consiste à doubler la valeur de la température par rapport à la pluviométrie ($p=2T$) (Ozenda, 1982).

Gaussen et Bagnouls considèrent que la saison sèche représente pour de nombreux pays la période critique de végétation, et par conséquent le facteur écologique principal d'après la loi des facteurs limitant (Ozenda, 1982).

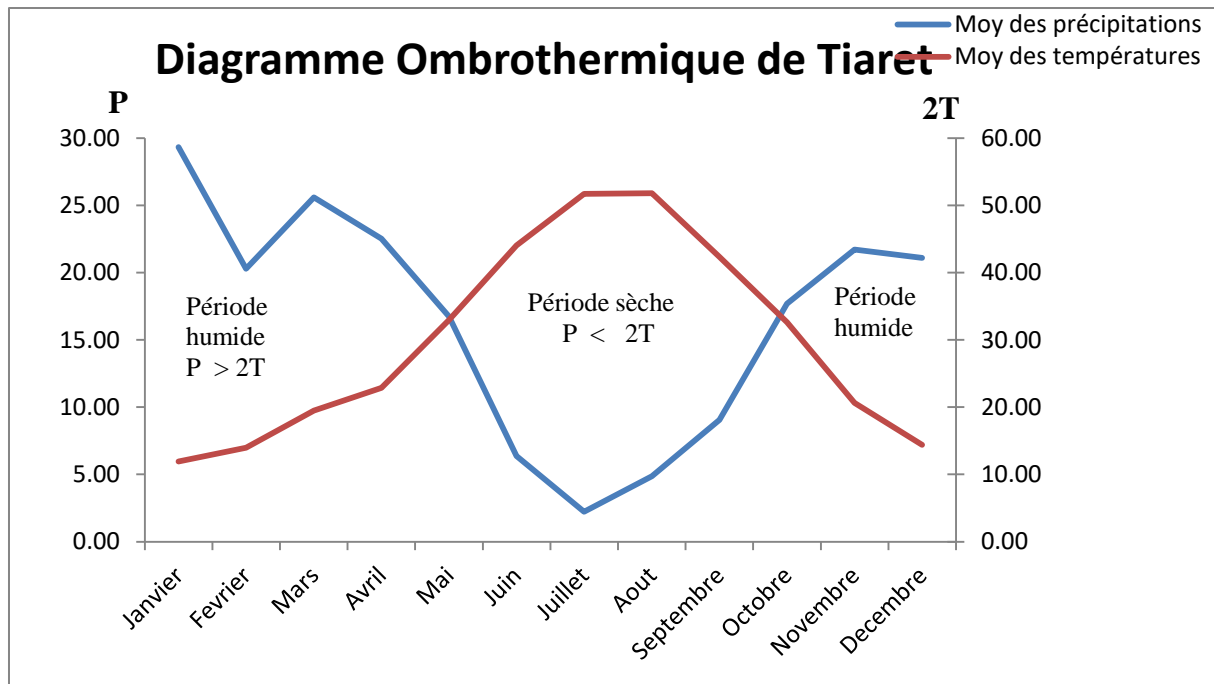


Figure 04: Diagramme Ombrothermique de Gausson pour la région de Tiaret (Données climatique du 1998 au 2014)

La détermination de la période sèche de la zone d'étude est déduite directement de la courbe Ombrothermique (Fig. 04) ; elle est de l'ordre de cinq mois, qui va de mi-Mai jusqu'à mi-octobre, le reste des mois de l'année, constitue la période humide.

4.2. Quotient pluviométrique d'EMBERGER

Les températures et les précipitations sont interférences. Elles caractérisent le type de climat régnant dans une région donnée. La mesure de cette interférence conduit à l'établissement des indices pluviométriques qui permettent la classification des différents climats (Dajoz, 1978 ; Ozenda, 1982 ; Ramade, 2003).

Le quotient pluviométrique d'EMBERGER est un indice pluviométrique propre à la région méditerranéenne (Ozenda, 1982 ; Ramade, 2003). Calculé par la formule suivante:

$$Q_2 = (2000 \times P) / (M^2 - m^2)$$

Où :

Q₂ : quotient pluviométrique;

P : précipitation annuelle en (mm);

M : moyenne des températures maximales du mois le plus chaud;

m : moyenne des températures minimales du mois le plus froid;

D'après ces données climatiques et d'après le calcul du quotient pluviométrique d'EMBERGER qui est égale à 39,72. On arrive à dire que la wilaya de Tiaret se situe dans l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais (Fig. 05).

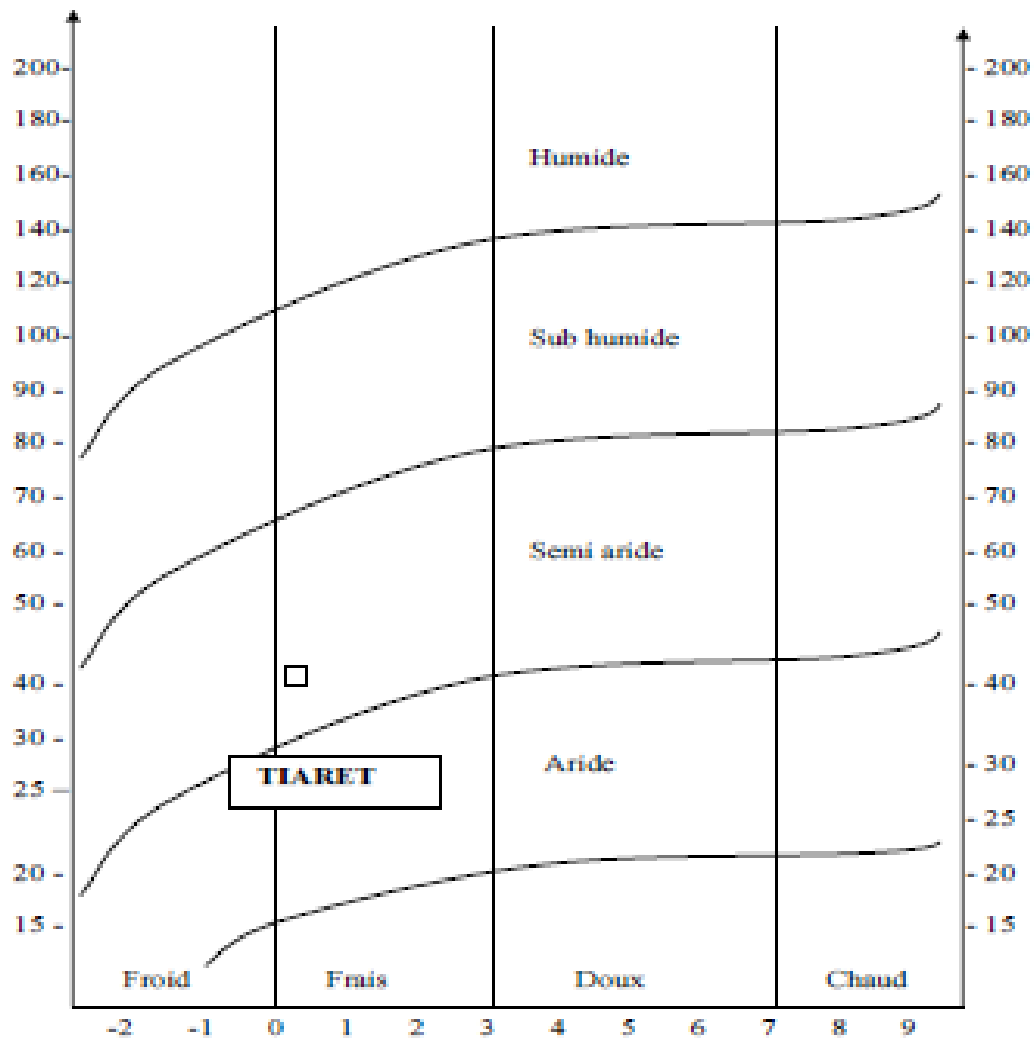


Figure 05: Diagramme d'EMBERGER

Chapitre 02

*Mise en place du protocole
expérimental*

Notre travail a pour but, d'étudier l'emploi de végétaux bio-indicateurs d'accumulation des éléments traces métalliques, par l'utilisation de plante aquatique, en l'occurrence *Lemna minor*, installée directement dans différents types d'eaux d'une part, d'autre part étudiée l'efficacité d'un procédé photocatalytique par l'utilisation de photocatalyseur semi-conducteur tels que le dioxyde d'étain (SnO_2) pour purifier les eaux.

1. Dispositif expérimental

Dans cette étude expérimentale nous avons utilisé deux méthodes pour aboutir aux objectifs escomptés. En premier lieu nous avons installé une plante dans la bio-station, il s'agit de la lentille d'eau (*Lemna minor*). Comme la bio-station est chargée de surveiller uniquement la qualité des eaux. Le choix de végétaux sentinelles a été avant tout guidé par leur pouvoir d'accumulation et par leur capacité à supporter ces eaux. Ces plantes ont été totalement immergées dans l'eau du bassin, près de la surface (Garrec, 2007).

Ces plantes font partie des plantes aquatiques généralement utilisées pour le traitement des eaux résiduelles domestiques ou industrielles du fait de leur performance dans l'élimination de la pollution carbonée et leurs capacités d'assimilation de l'azote ou du phosphore.

Puis nous avons intégré la photocatalyse qui est une méthode physique, basée sur l'exposition de l'eau au rayonnement ultra-violet « UV » en utilisant une lampe UV, sous la présence d'un photocatalyseur (SnO_2) (Herrmann, 2005).

Cette méthode a pour but dans notre travail, d'une part, de décomposer certaines substances polluantes présentes dans l'eau, qui sont nocives pour la santé humaine (métaux lourds), pour les transformer en composés oxydés (dioxyde de carbone et eau, par exemple), et désinfecter l'eau, d'autre part, par l'élimination d'une grande partie des micro-organismes pathogènes de cette dernière. (Matsunaga et *al.*, 1985 ; Herrmann, 1999).

Durant cette étude, nous avons utilisée trois types d'eau à analyser, pour voir l'efficacité de ces méthodes de traitements sur chaque type et pour faire une comparaison entre ces dernières.

2. Le choix de la plante

L'étude des perturbations écologiques peut être utilisée avec profit pour caractériser la nature et le degré de l'altération du milieu et des organismes, d'où le concept d'indicateur biologique qui s'impose. De par leur capacité d'assimilation, les plantes aquatiques jouent un rôle remarquable dans la bioaccumulation voire la biodégradation des polluants, notamment des polluants minéraux. Une de ces plantes, la lentille d'eau, s'avère être un organisme de choix pour l'étude de la bioaccumulation. À cause de sa petite taille, sa structure simple, sa multiplication rapide et sa vaste distribution géographique (Ater et *al.*, 2006 ; AH-peng, 2003 ; Zerhouni et *al.*, 2004 ; Chafaa, 2015 ; Bezzerrouk, 2016).

Selon Garrec (2007), ces bio-stations utilisent les propriétés des végétaux aquatiques de se développer et d'accumuler d'une façon continue les différents polluants présents. Elles permettent, en particulier, de détecter la présence de polluants indétectables dans l'eau par les méthodes physico-chimiques classiques.

De ce constat, il nous est apparu intéressant de choisir cette espèce qui est réputé d'être de bon bio-indicatrice. Dans cette étude expérimentale, l'espèce qui a été retenue et installée dans la bio-station est la lentille d'eau (Ater et *al.*, 2006 ; AH-peng, 2003 ; Zerhouni et *al.*, 2004).

Selon Hillman, (1961); Smith et Kwan, (1989); Les lenticules possèdent de nombreuses qualités propices aux essais toxicologiques en laboratoire et à l'évaluation de la qualité de l'eau des réseaux hydrographiques dulcicoles, notamment :

- ✓ une petite taille;
- ✓ une structure relativement simple;
- ✓ une croissance rapide;

Plusieurs caractéristiques les rendent irremplaçables pour les essais toxicologiques :

- ✓ Abondantes, facile à identifier et présentent une quantité adéquate de tissus pour les analyses (AH-peng, 2003);
- ✓ Tolérantes contre la majorité des contaminants étudiés (Pb, Zn et Cu) et par rapport aux variables physico-chimiques du milieu environnant (AH-peng, 2003);

- ✓ Des accumulateurs puissants des éléments traces avec une simple corrélation entre la concentration du métal dans les tissus du végétal et la moyenne de la concentration du métal dans le milieu (AH-peng, 2003).
- ✓ Leur multiplication végétative et leurs populations génétiquement homogènes permettent l'emploi de colonies clonales pour toutes les expériences et suppriment les effets dus à la variabilité génétique (Hillman, 1961; Bishop et Perry, 1981; Smith et Kwan, 1989);
- ✓ On peut désinfecter et cultiver les lenticules en milieu liquide de même que sur gélose, de façon autotrophe ou hétérotrophe (Hillman, 1961);
- ✓ Elles peuvent croître indéfiniment en laboratoire, et les conditions contrôlées de température, d'éclairage et de nutrition sont beaucoup plus faciles à maintenir que pour la plupart des autres angiospermes (Hillman, 1961; Wang, 1987);
- ✓ Les lenticules pouvant biomobiliser facilement un certain nombre d'éléments métalliques, elles constituent de bonnes candidates pour la surveillance de la qualité de l'eau (Jenner et Janssen-Mommen, 1989; Smith et Kwan, 1989);
- ✓ Contrairement aux solutions utilisées dans les essais toxicologiques avec des algues, les solutions sont renouvelables et l'on peut utiliser des échantillons d'eau usée ou d'eau réceptrice colorées ou troubles (Taraldsen et Norberg-King, 1990; Forrow, 1999).

2.1. Description de la plante utilisée (*Lemna minor*)

Lemna minor, appelée couramment lenticule mineure ou lentille d'eau, est une macrophyte aquatique vasculaire de petite taille appartenant à la famille des lemnacées. Les membres de cette famille sont des angiospermes monocotylédones flottant à la surface des eaux calmes ou juste au-dessous (Hillman, 1961).

C'est une plante monocotylédone, on en compte quatre genres (*Spirodela*, *Lemna*, *Wolffiella* et *Wolffia*) et, dans le genre *Lemna* (c-à-d. les lenticules), quarante espèces dans le monde entier (Wang, 1990 ; Muller, 2004). Les deux espèces ordinairement utilisées dans les essais toxicologiques, *L. minor* et *L. gibba* (OCDE, 1998, 2002).

L. minor est une petite plante coloniale possédant un seul thalle plat, arrondi à elliptique-obové, à l'aspect de feuille (tige discoïde). Chaque plante mesure de 2 à 4 mm de longueur et comprend un seul thalle ou, dans le cas d'une colonie, plusieurs thalles (3 à 5)

(Hillman, 1961; ITM, 1990). Le thalle est une structure complexe représentant à la fois la feuille et la tige (Hillman, 1961), son extrémité distale étant foliaire et son extrémité proximale étant axiale (Arber, 1963). Le thalle est constitué en grande partie de cellules chlorenchymateuses, séparées par d'importantes lacunes, remplies d'air ou d'autres gaz, qui le font flotter (Hillman, 1961).

L. minor est présente dans les eaux douces relativement dormantes (étangs, lacs, eaux stagnantes et cours d'eau calmes) et les estuaires des zones tropicales à tempérées (APHA et coll, 1992). C'est une espèce cosmopolite dont la répartition est presque mondiale (Godfrey et Wooten, 1979). Ses thalles croissent séparément ou en petites grappes (de 3 à 5), sont plats et largement obovales à presque ovales, atteignent de 2 à 4 mm de longueur, sont verts à vert lime et possèdent une radicule unique qui prend naissance au centre de la face inférieure de la feuille (Hillman, 1961; Godfrey et Wooten, 1979; Newmaster et coll, 1997).

La croissance végétative des Lemna se fait par bourgeonnement latéral; elle est plus rapide que celle des autres plantes vasculaires et à fleurs (Hillman, 1961; APHA et coll, 1992).

Leur reproduction est principalement asexuée. Les lentilles se reproduisent par division: elles se séparent en deux pour former deux plantes distinctes. C'est par ce mécanisme que les lentilles peuvent coloniser rapidement la surface des voies d'eau. Elles peuvent se reproduire par reproduction sexuée mais cette reproduction est rare et les fleurs ne sont pas facilement observables (Hillman, 1961; Apha et coll, 1992).



Figure 06: *Lemna Minor* (Dosnon-Olette et al., 2011)

2.2. Ecologie et culture de l'espèce

Répandue sur toute la surface du globe, y compris en altitude, sans exigences particulières à l'égard de la température ou de la lumière (Wolff et Landolt, 1994). D'après Cheng et al (1998), c'est une plante pérenne ne présentant aucune difficulté de culture surtout à la surface des eaux à fort taux de nitrates, riches en matières organiques ou bien éclairées.

Limna minor tolère des niveaux de pH inférieur à 4 et à des températures allant de 60 à 90 degrés Fahrenheit (Saint-Maxent, 2002).

Selon Perniel et al (1998), elle est considérée comme nuisible en raison de sa propension à recouvrir les plans d'eau privant ainsi les plantes immergées de toute lumière et gênant leur développement.

Les lentilles d'eau sont également de puissantes "pompes" à sels minéraux et ont par conséquent tendance à appauvrir le milieu au détriment des autres espèces (Muller 2004).

En hiver, cette usine flottante formera des feuilles qui contiennent plus d'amidon que les feuilles normales. Cette réponse est une adaptation pour survivre de longues périodes de froid ou de mauvaises conditions de croissance (Pelt et al., 1997 in chafaa, 2015), ainsi que la petite plantule va rapidement produire une dynamique flottante tapis vert dans peu de temps.

D'après Cross (2002), les lentilles d'eau, *Lemna minor*, font partie des plantes aquatiques généralement utilisées pour le traitement des eaux résiduelles domestiques ou industrielles du fait de leur performance dans l'élimination de la pollution carbonée et leurs capacités d'assimilation de l'azote ou du phosphore (Koné, 2002). Cependant, leur croissance rapide dans les conditions optimales (*i.e.* température, intensité lumineuse, ensoleillement, nutriments, pH, etc.) exige une gestion du tapis végétal formé sur le plan d'eau en vue d'assurer une bonne épuration des eaux usées (Lasfar et al., 2007).

3. Le choix des métaux lourds

3.1. Le plomb (Pb)

Le plomb est l'un des premiers métaux connus et qui fut utilisé par l'homme (Lessler, 1988). Selon OMS (2017), le plomb est une substance toxique sans seuil qui s'accumule dans l'organisme et a une incidence sur de multiples systèmes organiques.

Elle a des effets sanitaires graves chez l'homme. Une baisse des capacités cognitives, un retard du développement psychomoteur ou des troubles du comportement par exemple sont connus pour des intoxications supérieures à 100 micro-grammes de plomb par litre de sang. Mais des effets délétères sur le développement neurologique en particulier sur le quotient intellectuel sont aujourd'hui constatés pour des intoxications plus faibles.

L'intoxication par le plomb se fait principalement par voie digestive et par voie pulmonaire dans une moindre mesure. Les enfants et les femmes enceintes constituent des populations très exposées. Par leur comportement spontané main-bouche, les enfants de moins de 6 ans sont particulièrement exposés via la poussière contaminée par le plomb à l'intérieur des logements. Leur absorption digestive est approximativement trois fois à cinq fois plus élevée que celle des adultes. Enfin leur système nerveux central, touché par l'intoxication, est en plein développement et l'intoxication peut commencer dans la vie intra-utérine (Krupnick et al., 1990 ; Abbey et al., 1995 ; Burnett et al., 1999 ; Stieb et al., 2000 ; Maherou et al., 2013)..

3.2. Le zinc (Zn)

Le zinc est un élément essentiel pour la croissance et la survie du corps humains. Il est nécessaire pour des nombreux processus métaboliques, structurales et catalytiques.

En revanche des fortes concentrations en zinc affectent le métabolisme des lipoprotéines qui augmentent les risques cardiovasculaires des personnes (Foster et al., 2010). Il provoque aussi les maladies coronarienne, hématologiques et respiratoires (Gilmour et al., 2006). Il est aussi responsable de la dégradation de pancréas (Perez-Quintanilla et al., 2007). Son excès provoque des effets indésirables chez les enfants et les femmes enceintes (Johnson et al., 2011).

Même si les végétaux arrivent à se développer sur sols pollués en Zn, les végétaux ayant poussé dans des sites contaminés présentent des concentrations importantes, certaines dépassant des normes internationales de qualité alimentaire (Liu et *al.*, 2005). Le zinc possède également un effet toxique chez les animaux et chez l'homme, dans les poissons la dose létale est comprise entre 0,5 et 5 mg l⁻¹ en Zn (Moore et Ramamoorthy, 1984). A la dose de 150 et 650 mg, Zn est toxique chez l'homme, mais si cette dose descend au-dessous de 6 g, elle est létale (Emsley, 1991).

3.3. Le cuivre (Cu)

Le cuivre est un métal qui, comme le plomb, constitue historiquement l'un des matériaux les plus utilisés dans les canalisations. Ses propriétés mécaniques et sa facilité de mise en œuvre ont permis son utilisation dès l'antiquité et son développement avant l'arrivée des matériaux de synthèse.

Le cuivre, à très faible dose est un oligo-élément indispensable à la vie (Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997). Il est notamment nécessaire à la formation de l'hémoglobine et remplace même le fer pour le transport de l'oxygène chez une espèce d'arthropode, le limule, dont le sang est bleu (Alloway et Ayres, 1997).

Chez l'homme et les mammifères, régulés par le foie, le cuivre intervient dans la fonction immunitaire et contre le stress oxydant, son manque cause le syndrome de Menkès (Plumlee et Ziegler, 2003). Des études menées par des scientifiques montrent que des enfants exposés à long terme à des fortes concentrations de cuivre deviennent moins intelligents. Elles provoquent aussi la maladie de Wilson (Karl et *al.*, 2011 ; Chris M et *al.*, 2006). Cette maladie se manifeste quand l'organisme humain reçoit des quantités importantes de cuivre et que le foie devient incapable de stocker son excès qui s'accumule ensuite dans le cerveau et dans la cornée de l'œil.

4. Implantation et description de la bio-station

La bio-station a été installée dans le laboratoire de l'écologie végétale où on a utilisé trois types d'eau différents: eau de barrage Dahmouni, eau usée avant traitement, eau usée après traitement.



Figure 07 : Installation de la bio-station (Cliché Laaredj, 2017)

Le traitement par la lentille d'eau a été étudié dans un ensemble de 3 bassins en série contenant les trois types d'eau.

5. Les prélèvements

Les prélèvements ont été effectués sur la plante aquatique et l'eau, durant 02 mois à raison de deux fois par semaine. Avant de mettre la plante dans l'eau, un premier échantillon témoin de chaque type d'eau a été pris et analysé immédiatement.

6. Dosage des métaux lourds dans la plante

La méthode utilisée pour le dosage des métaux, est celle du dosage dans les feuilles de *Limna minor*. Au laboratoire, les feuilles prélevées, ont fait l'objet des opérations suivantes (Fig.08) (Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques « CERTU », 2004) :

- Les résidus de plantes et de particules de sol sont retirés manuellement. On aura besoin que des résidus de feuilles pour la suite du travail.

- Les parties récupérées sont ensuite mis dans des creusets en porcelaine toujours étiqueté. Ils seront ensuite mis dans l'étuve pendant 72h a une température de $105^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$ afin de les déshydratés.

- Ensuite vient l'étape du broyage est une opération qui consiste à diviser un solide, pour augmenter sa surface spécifique et donc sa réactivité lors de l'attaque par les acides. C'est une étape importante de préparation, elle est nécessaire pour l'obtention d'un échantillon homogène et pour avoir de bons rendements d'extraction. Nous avons utilisé le mortier en agate constitué de titane d'acier garantie sans métaux lourd pour éviter toutes contaminations.

- On procède à la pesé de 1g de chaque échantillon a l'aide de la balance électronique. La poudre obtenu est calciné dans un four dont la température est augmenté progressivement jusqu'à 500°C pendant 2h. La calcination a pour but de détruire la matière organique bien avant la minéralisation.

- La minéralisation permet le retour des éléments sous forme inorganique. Pour cette étape on utilise 3 acides à savoir : l'acide fluorhydrique « HF », l'acide perchlorique « ClHO_4 » et l'acide nitrique « HNO_3 ». Après on procède a la filtration de nos échantillons. Les tubes sont complétés par 100 ml d'eau distillée.

Le dosage des métaux est réalisé par spectrométrie d'absorption atomique à flamme en mode d'atomisation électrothermique (Spectromètre Perkin Elmer 100).

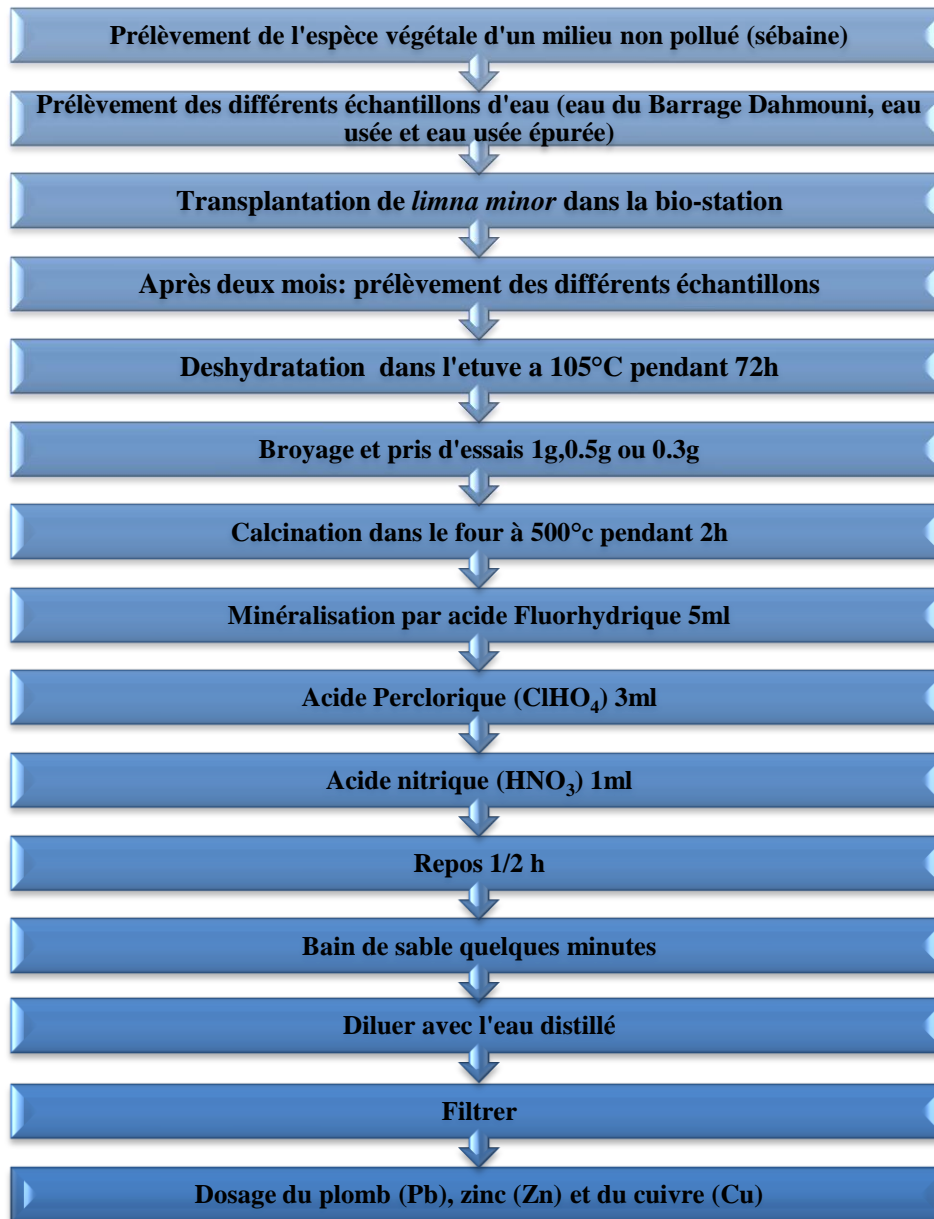


Figure 08 : Les différentes étapes d'analyse de minéralisation et de dosage des métaux lourds dans la plante

7. Dosage des métaux lourds dans l'eau

L'eau ramené des différents sites, a subi différent traitement afin de pouvoir déterminer la teneurs des éléments traces métalliques. En effet au laboratoire les étapes suivies sont (Moali, 2011):

On ajoute 5ml d'acide nitrique à 100ml d'échantillon puis on procède a une évaporation jusqu'à 15ml.

Ensuite on ajoute 2ml HNO_3 et 1ml H_2O_2 et on procède a une évaporation jusqu'à 5ml.

Après on procède a la filtration de nos échantillons. Les tubes sont complétés par 100 ml d'eau distillée.

Des échantillons témoins sont prélevés au début de l'expérimentation.

Les différentes étapes suivies sont illustrées dans la figure ci-dessous.

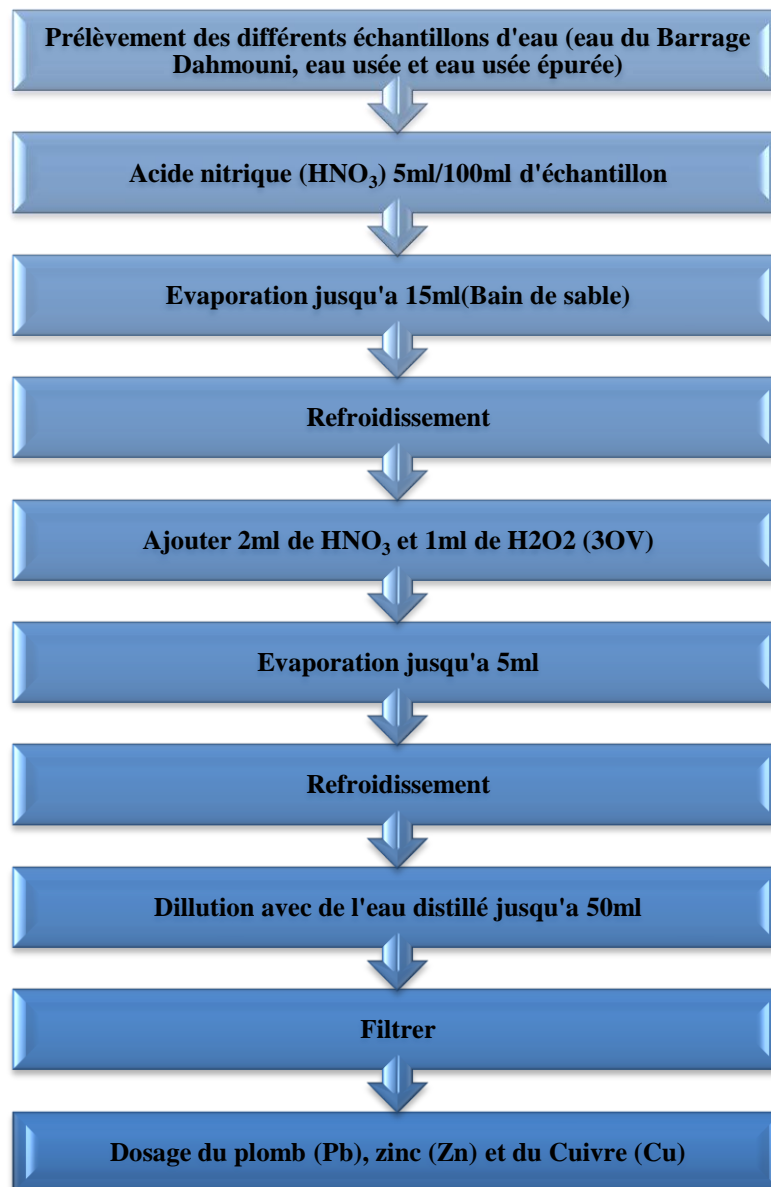


Figure 09: Les différentes étapes d'analyse de minéralisation et de dosage des métaux lourds dans les différentes eaux

8. Méthode physico-chimique : *Photocatalyse par irradiation Ultra-Violet*

8.1. Généralités

La désinfection des eaux par le rayonnement UV a été abordée dès 1910, ce n'est qu'à partir des années 70 qu'elle s'est effectivement développée, actuellement elle est très répandue dans de nombreux pays du monde, elle est considérée comme la meilleure alternative.

Il s'agit donc d'une technologie éprouvée, les domaines d'application s'élargissent au-delà du traitement des eaux usées à des utilisations comme la stérilisation des produits agro-alimentaires et à l'industrie pharmaceutique (Anis Ben Messaoud, 2009).

✓ Principe de fonctionnement par UV

Le rayon ultraviolet appelé couramment UV est un rayonnement électromagnétique qui se déplace par ondes dans toutes les directions à partir de la source émettrice (lampe), le spectre lumineux de rayonnement UV est situé entre celui de rayons X et la lumière visible; Le rayonnement UV se situe dans l'intervalle de longueurs d'ondes compris entre 100 et 400 nm et peut être émis par des sources naturelles (rayonnement solaire) ou artificielles. (AFSSE, 2005).

Le spectre de la lumière UV se divise en 3 bandes :

- spectre UV-A : de 320 à 400 nm
- spectre UV-B : de 280 à 320 nm
- spectre UV-C : de 100 à 280 nm

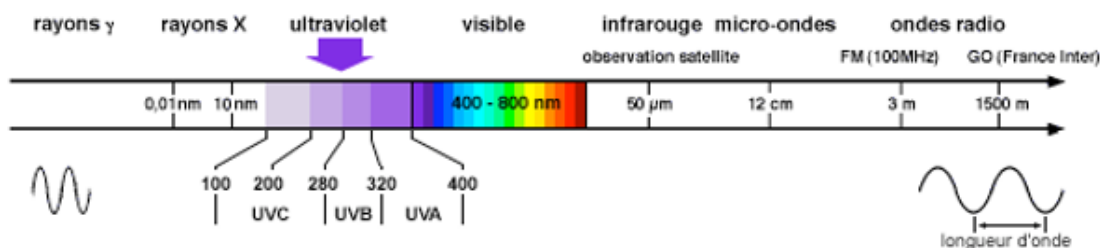


Figure 10 : Spectre d'absorption du rayonnement ultra-violet (AFSSE, 2005).

8.2. Effets de photocatalyse sur les métaux lourds

La photocatalyse est un phénomène au cours duquel une substance appelée «photocatalyseur» accélère une réaction chimique sous l'action de la lumière naturelle (solaire) ou artificielle (lampe ultraviolets généralement). Elle s'apparente au processus chimique de la photosynthèse : le photocatalyseur utilise l'énergie lumineuse, l'eau et l'oxygène de l'air, engendrant ainsi la formation de radicaux très réactifs. Ces derniers sont capables de décomposer certaines substances organiques et inorganiques présentes dans l'eau, parfois nocives (métaux lourds), et de les transformer en composés oxydés (dioxyde de carbone et eau, par exemple). Lors de cette réaction chimique, le photocatalyseur n'est ni consommé ni altéré, ce qui permet au processus de continuer dans le temps (EPF, 2010).

8.3. Effets de photocatalyse sur les micro-organismes pathogènes

L'eau d'alimentation peut contenir une grande quantité de micro-organismes inoffensifs mais également pathogènes (streptocoques fécaux, coliformes fécaux, légionnelles...). Pour que l'eau soit potable, il est nécessaire d'enlever complètement ces bactéries.

Le processus de désinfection le plus utilisé est la chloration. Toutefois, en raison de la présence de la matière organique naturelle dans l'eau, des sous-produits cancérigènes peuvent être générés lors de la désinfection (Lawrance et *al.*, 1984). D'autres processus fréquemment utilisés permis ces processus l'irradiation par des lampes UV germicides.

Selon Chantal et *al* (2011), La désinfection (de l'eau ou de l'air) par *photocatalyse* (élimination de micro-organismes tels que bactéries, virus, champignons) est un domaine très exploré dans de nombreux laboratoires de recherche, même si la compréhension des mécanismes d'action contre les micro-organismes doit encore être approfondie.

8.3.1. Les bactéries

Les bactéries sont des micro-organismes monocellulaires sans noyau (procaryote), elles sont microscopiques, leur dimension est de l'ordre du micromètre (0,5-5µm). Les bactéries peuvent être saprophytes ou parasites (Vaillant, 1974), parmi les plus communément rencontrées, on trouve les *Salmonelles* et les *Shigella* qui sont respectivement des entérobactéries mobiles et immobiles. *Escherichia Coli* est l'une des espèces bactérienne la plus souvent rencontrée en pathologie infectieuse humaine. Des germes témoins de contamination fécale sont communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau,

ce sont les coliformes thermotolérants, parmi ces germes on cite les coliformes fécaux, les streptocoques fécaux et les clostridium (OIE, 1997).

8.3.2. Structure d'une bactérie

Les bactéries sont délimitées par une membrane cytoplasmique et contiennent tous les éléments nécessaires à leur reproduction. Elles possèdent une paroi, parfois une capsule, et sont munies d'un ou plusieurs flagelles. Leur chromosome, une unique molécule d'ADN circulaire, est libre dans la cellule. En plus les bactéries comportent des ribosomes, des plasmides et des pilis (Helali, 2012). (Figure11)

- ✓ **La paroi cellulaire** : c'est une enveloppe rigide plus ou moins épaisse présente chez toutes les bactéries. Elle constitue le squelette externe et est responsable de la forme de la bactérie.
- ✓ **La capsule** : c'est une substance visqueuse, plus ou moins épaisse qui entoure la paroi cellulaire. Elle permet à la bactérie d'adhérer plus facilement aux autres êtres vivants tout en la protégeant de la phagocytose.
- ✓ **Le cytoplasme** : est un hydrogel colloïdal, constitué d'un milieu plus ou moins homogène contenant des ribosomes, des plasmides, des pigments, des vacuoles à gaz et des substances de réserves qui sont des stocks de nutriments sous forme de glycogène, amidon
- ✓ **Les flagelles** : sont des filaments longs et très fins servant au déplacement de plusieurs sortes de bactéries. Le nombre et la position des flagelles constituent un critère de classification des bactéries à flagelles.
- ✓ **Les pilis** : sont des filaments courts possédés par beaucoup de bactéries. Ils permettent aux bactéries de se fixer sur différentes surfaces pour qu'elles puissent se nourrir. De plus, les pilis sexuels servent à établir le transfert de matériel génétique au cours d'un processus nommé «conjugaison ».
- ✓ **Nucleoïde (appareil nucléaire)** : formé d'un seul chromosome sous forme de filament d'ADN non entouré par une membrane. Il constitue le matériel génétique de la bactérie.
- ✓ **Les plasmides** : les bactéries contiennent souvent un ou plusieurs plasmides, qui sont des molécules d'ADN. Ces plasmides peuvent conférer certains avantages aux bactéries, comme la résistance à des antibiotiques ou des facteurs de virulence.

- ✓ **Les ribosomes** : sont de très fines granulations servant à la synthèse des protéines bactériennes (Helali, 2012).

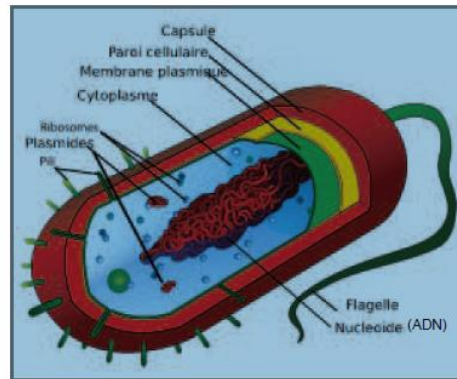


Figure 11: Structure d'une cellule bactérienne (Helali, 2012).

8.3.4. *Escherichia coli* : une bactérie commensale et un agent pathogène

Les *Escherichia coli* sont des bactéries pathogènes originaires du tractus digestif des ruminants qui peuvent contaminer certains aliments. Une fois ingérés, ils peuvent provoquer des pathologies graves. Elles font parties de la flore commensale de l'homme et des animaux à sang chaud (Euzéby, 2011).

Escherichia coli (*E. coli*) a été décrit pour la première fois en 1885 après avoir été isolé dans des selles de nourrissons par l'allemand Theodor Escherich. (Grimont, 1987).

C'est une bactérie à Gram négatif (Gram-) nommée aussi colibacille. Elle est en forme de bâtonnet qui fait partie de la famille des entérobactéries. C'est un type de coliforme fécal généralement commensal et est associé aux déchets animal ou humain. *E. coli* vit d'habitude dans l'intestin et est habituellement inoffensive. Plus de 95 % des souches d'*E. coli* ne sont pas dangereuses et nous en avons besoin pour vivre (Helali, 2012).

Cependant, certaines souches d'*E. coli* peuvent être pathogènes entraînant alors de diarrhées, des gastro-entérites, infections urinaires, méningites, ou septicémies. Des souches d'*E. coli* peuvent causer parfois la mort, si elles parviennent à franchir les lignes de défense naturelles de l'organisme (Helali, 2012).

E. coli se réplique très rapidement à 37°C, toutes les 20 minutes, ce qui permet de multiplier facilement de l'ADN ou des protéines d'intérêt. *E. coli* est l'organisme le plus étudié à l'échelle du laboratoire à cause de sa plus haute résistance à l'effet bactéricide du soleil relativement aux autres bactéries (Acra et al., 1984).

Donc à cause de sa forte résistance, *E. coli* est utilisé comme indicateur de contamination fécale récente dans les réseaux de distribution d'eau potable, c'est donc un bon indicateur de la présence de pathogènes entériques; constituant un risque pour la santé humaine. (Vernozy et *al.*, 2003 ; Texier , 2008)

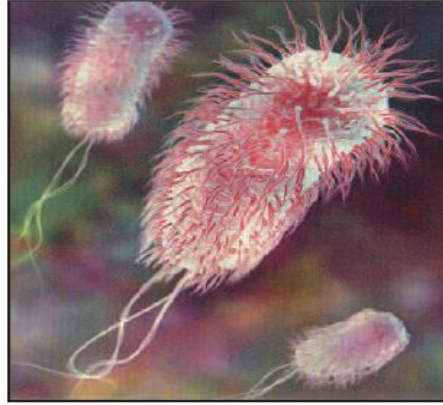


Figure 12: Image d'*Escherichia coli* (Helali, 2012).

8.4. Le choix de photocatalyseur : Le photocatalyseur SnO_2

Un semi-conducteur est caractérisé par l'existence dans son diagramme d'énergie d'une bande interdite notée E_g (également appelée "gap") séparant la bande de conduction et la bande de valence et selon les propriétés de cette bande interdite.

Le SnO_2 attire beaucoup d'attention grâce à sa simple fabrication, sa réponse rapide. Avec ces propriétés électriques et optiques de haute qualité, il est utilisé dans le domaine photovoltaïque, matériaux électrodes, les écrans plats et les détecteurs à gaz.

Le dioxyde d'étain est un meilleur photocatalyseur. Toutefois, les recherches actuelles ont montré que il est parmi les matériaux les plus intéressants du fait de sa forte activité photocatalytique, de sa stabilité dans les conditions d'utilisation, de la non toxicité et de son prix bas (Bezzrouk, 2016).

8.4.1. Propriétés cristallographiques de l'oxyde d'étain

L'oxyde d'étain présente un écart à la stoechiométrie du fait de l'existence des lacunes d'oxygène au sein de la maille. La formule chimique de ce composé se présente sous forme SnO_2 ou bien SnO . (Arefi-Khonsari et al 1998; Kissine 1999)

Présent à l'état naturel, le dioxyde d'étain, sous forme cassitérite, cristallise sous la structure tétragonale de type rutile (Fig. 13). La maille est constituée de deux atomes d'étain placés aux sommets d'un triangle équilatéral et de quatre atomes d'oxygène placés aux sommets d'un octaèdre régulier (Arefi-Khonsari et *al.*, 1998 ; Kissine et *al.*, 1999)

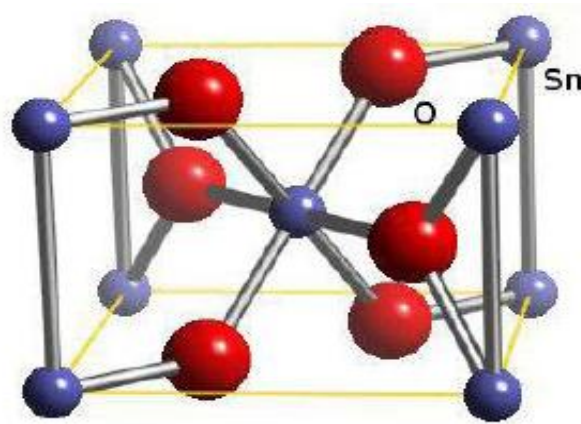


Figure 13 : Maille élémentaire d'oxyde d'étain (structure de type Rutile).
(Arefi-Khonsari et *al.*, 1998 ; Kissine et *al.*, 1999)

8.4.2. Propriétés optiques

L'oxyde d'étain présente une forte absorption dans le domaine de l'ultraviolet et une forte réflexion dans le domaine de l'infrarouge. Cependant, dans toute la gamme spectrale du visible, les couches minces d'oxyde d'étain présentent une forte transmission.

L'étude de la courbe de transmission, dans le domaine de l'UV-Visible, d'une couche mince en fonction de la longueur d'onde permet de définir trois paramètres importants : l'indice de réfraction du film, l'épaisseur et l'énergie de gap (Swanepoel, 1983; Peng et *al.*, 1994 ; Hartridge et *al.*, 1998).

8.4.3. Propriétés électriques

Les propriétés électriques du SnO_2 caractéristiques sont la résistivité des films, la densité de porteurs de charge et leur mobilité.

L'oxyde d'étain SnO_2 est un semi-conducteur avec un gap de 3.6 eV. À température ambiante, ce semi-conducteur intrinsèque est pratiquement isolant (SnO_2 stoechiométrique) mais une fois il est loin de la stoechiométrie il devient relativement un bon conducteur (non stoechiométrique), ce cas est appelé dopage intrinsèque c'est les vacances d'oxygène qui génèrent des électrons dans la bande de conduction (Swanepoel, 1983; Peng et *al.*, 1994 ; Hartridge et *al.*, 1998).

8.5. Dispositif expérimental de la photocatalyse

Le dispositif expérimental est constitué d'une chambre équipée de deux lampes UV exposées sur :

1. trois béchers portant les types d'eau, et trois béchers portant les types d'eau avec la lentille d'eau ;
2. et trois béchers portant l'eau et le photocatalyseur SnO_2 , ainsi que trois autres béchers portant l'eau, le photocatalyseur SnO_2 et la lentille d'eau.

Ce dispositif expérimental a pour but de :

- ✓ Définir le rôle de *lemna minor* dans la photocatalyse ;
- ✓ Déterminer le rôle de photocatalyseur SnO_2 dans l'opération ;

La longueur d'onde centrale des lampes UV est de 254-366 nm. Ces lampes sont refroidies par un ventilateur afin d'éviter le facteur de la température sur nos échantillons (Fig. 14).

Les prélèvements ont été effectués chaque 1 heure pendant une durée de 4 heures d'irradiation avec UV pour chaque type d'eau.



Figure 14 : Dispositif expérimental de la photocatalyse (Cliché Laaredj, 2017)

8.6. Analyses optiques

Les échantillons sont passés sur un spectrophotomètre UV-Visible où les mesures de l'absorbance nous donnent une idée sur le dosage des métaux lourds avant et après traitement par photocatalyse.

Les analyses optiques ont été faites dans laboratoire de géniephysique de la faculté de science de la matière de l'université Ibn Khaldoun de Tiaret.

8.7. Analyses bactériologiques

Les échantillons prélevés ont subi immédiatement une analyse bactériologique afin de déterminer les espèces trouvés dans l'eau avant et après traitement. Les analyses de bactériologie ont été effectuées par laboratoire de l'ADE (Algérienne Des Eaux).

Chapitre 03

Résultats et Discussion

1. Traitement biologique (bio-surveillance)

1.1. Développement de *Lemna minor* dans les différentes eaux

Durant notre expérimentation, nous avons constaté que la lentille d'eau (*Lemna minor*) a une faible croissance tout au long de l'étude, dans les trois types d'eau. Cela est dû probablement aux basses températures enregistrées durant la réalisation de l'expérimentation.

En effet, la température basse n'est pas suffisante et favorable pour la croissance et le développement de *Lemna minor* puisque la période d'étude s'étale du mois de Mars jusqu'au mois d'Avril.

D'après Leng et al (1995), La croissance des lentilles d'eau est régie par l'ensemble des facteurs biotiques et abiotiques de l'environnement où elles évoluent. Toutefois, la température et l'ensoleillement semblent y jouer un rôle plus important que celui des concentrations des nutriments. En conditions optimales, leur biomasse peut doubler en deux jours (Porath et al., 1979), elles peuvent croître rapidement jusqu'au quasi-épuisement des nutriments (Leng et al., 1995) et elles sont capables d'accumuler les métaux avec des facteurs de 10^5 par rapport à la teneur normale dans la plante (Iqbal, 1999).

Les lentilles d'eau utilisées dans le traitement des eaux usées sont capables de se reproduire à des températures allant de 5 à 30°C (Oron et Willers, 1989) avec un optimum situé entre 23 et 31°C dépendamment de l'espèce (Iqbal, 1999 ; Boniardi et al., 1999).

Cependant, elles subissent un stress entre 31 et +35°C (Iqbal, 1999) et une forte inhibition de la photosynthèse à 45°C (Filbin et Hough, 1985). Dans les régions où la température peut descendre en dessous de zéro pour une partie de l'année, elles coulent au fond du plan d'eau et demeurent inactives sous une forme appelée turion jusqu'à ce que les conditions redeviennent plus propices à leur croissance (Iqbal, 1999).

Selon Saint-Maxent (2002), cette plante tolère un niveau de pH inférieur à 4 et même supérieur à 8 et des températures allant de 16 à 32 °C.

1.2. Etude de la variabilité des concentrations des teneurs en éléments traces métalliques dans *Lemna minor* et les différentes eaux

Nous n'avons pas pu déterminer les teneurs en éléments traces métalliques, à cause des difficultés rencontrés lors du dosage.

Cependant, l'efficacité et la capacité de *Lemna minor* à accumuler les éléments traces métalliques n'est plus à démontrer (Mo *et al.*, 1989; Zayed *et al.*, 1998; Chafaa, 2015; Bezzerrouk, 2016).

En effet, Bezzerrouk (2016), trouvé que les plus fortes teneurs en plomb accumulées par *lemna minor* sont remarquées dans les eaux usées avec en moyenne $31 \pm 22\mu\text{g/g}$ et un maximum de $65\mu\text{g/g}$. Les teneurs du plomb, dans *lemna minor* plongée dans l'eau usée épurée et l'eau du barrage Dahmouni sont respectivement en moyenne de $26 \pm 11,40\mu\text{g/g}$ $20,80 \pm 11,18\mu\text{g/g}$ et un maximum de $40\mu\text{g/g}$.

Chafaa (2015), constaté que les teneurs en plomb dans *Lemna minor* ont une valeur de $16,78 \pm 12,37 \text{ ug/g}$ dans les usées épurées.

Les plus fortes teneurs en zinc accumulés par *lemna minor*, sont remarquées dans les eaux usées et les eaux épurées avec respectivement une moyenne $213,60 \pm 157,74\mu\text{g/g}$ et $193,60 \pm 134,77\mu\text{g/g}$.

Les teneurs en zinc, accumulées par *lemna minor*, contemplées l'eau du barrage Dahmouni sont $18,80 \pm 12,88 \mu\text{g/g}$ et un maximum de $40\mu\text{g/g}$ (Bezzerrouk, 2016).

D'après Chafaa (2015), *Lemna minor* semblait plus indiquée dans des applications de bio-surveillance et phytoremédiation que *Spyrogyra link sp*, *Fontinalis antipyretica*, en tenant compte sa tolérance et sa productivité en biomasse.

Les lentilles d'eau constituent un bon modèle expérimental vu leur croissance rapide et la facilité de culture et de récolte. En effet, elles ont été très utilisées pour l'évaluation de la toxicité des polluants, comme les huiles industrielles, les métaux lourds, les hydrocarbures et les pesticides (Ater *et al.*, 2006 ; Chafaa, 2015)

Chez les lentilles d'eau, l'effet des substances toxiques peut être estimé par différents paramètres comme le nombre des frondes, la biomasse et la surface foliaire (Tkalec *et al.*, 1998).

Mallick *et al* (1996), ont conclu que *L. minor* est plus efficace pour l'accumulation du Zn et du Cr que *Azolla pinnata* et *Lemna gibba*.

Cobb *et al* (2000), déclare que le plomb est absorbé passivement par les racines et est rapidement immobilisé dans les vacuoles des cellules racinaires ou retenu par les parois des cellules de l'endoderme. Son accumulation depuis le sol est assez limitée.

Selon Semadi, (2010) ; Chafaa (2015), il n'y a pratiquement aucune rétention de zinc dans les cires épicuticulaires d'où une grande circulation de ce métal dans la plante et un taux de migration élevé.

2. Traitement physico-biologique (*La photocatalyse associée à la lentille d'eau*)

La photocatalyse est un phénomène au cours duquel une substance appelée «photocatalyseur» accélère une réaction chimique sous l'action de la lumière naturelle (solaire) ou artificielle (lampe ultraviolets généralement). Elle s'apparente au processus chimique de la photosynthèse : le photocatalyseur. On utilise dans notre travail le dioxyde d'étain (SnO_2) comme photocatalyseur.

2.1. Effet de photocatalyse sur métaux lourds

2.1.1. Variation de l'absorbance de l'UV en fonction du temps de la photocatalyse sans et avec la lentille d'eaux et SnO_2 pour les différents types d'eaux

2.1.1.1. L'eau de station d'épuration avant traitement (Eau usée)

La figure (15) montre le spectre d'absorption de l'eau de station d'épuration ONA avant traitement pour 4 heures d'irradiation avec l'ultraviolet UV (photolyse direct) et au nombre d'un prélèvement chaque heure. La région du spectre choisie est entre 300 nm à 1100 nm.

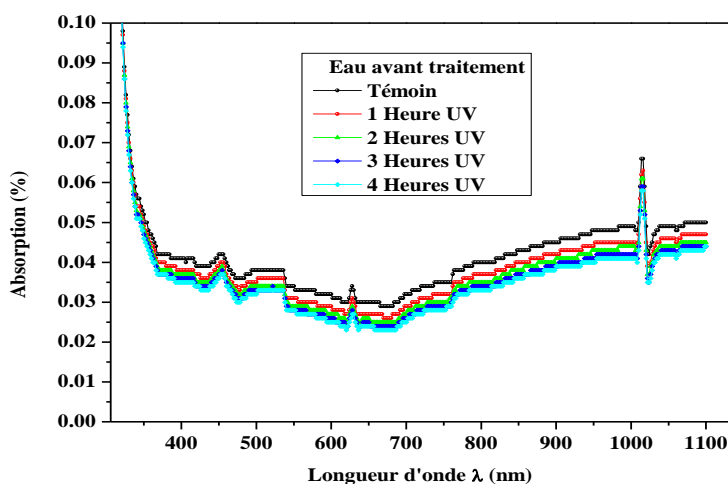


Figure 15 : Spectres d'absorption de l'eau de station d'épuration avant traitement pendant 4 heures d'irradiation par UV.

Une diminution de l'absorbance est remarquée pour les 4heures d'irradiation de l'échantillon causé principalement par la dégradation des molécules photodégradables. Cette diminution est plus large qui est environ de 7% dans la première heure, et un peu lente pour les heures suivantes : 11% pour la deuxième heure, 14% pour la troisième et 16% pour la quatrième ; ceci est due probablement à la séparation des polluants et des sels minéraux aux molécules d'eau, et que la dégradation des métaux apparait plus fort dans la première heure.

Afin de voir le rôle du rayonnement UV, du photocatalyseur, la lentille d'eau, et de l'ensemble sur la purification des eaux usées, on a irradié les échantillons par le rayonnement ultraviolet (UV) avec différentes méthodes pendant une durée de 4 heures :

1. Irradiation de l'eau seulement par un rayonnement UV.
2. Irradiation de l'eau par un rayonnement UV avec la présence du photocatalyseur (SnO_2).
3. Irradiation de l'eau par un rayonnement UV avec la présence de la lentille (*Lemna Menor*).
4. Irradiation de l'eau par un rayonnement UV avec la présence du photocatalyseur (SnO_2) et de la lentille d'eau (*Lemna Menor*) au même temps.

Le tracé sur la figure 16 représente les spectres d'absorption obtenus respectivement pour les différents temps d'exposition aux UV et les différentes méthodes de purification de l'eau de la station d'épuration de TIARET avant traitement.

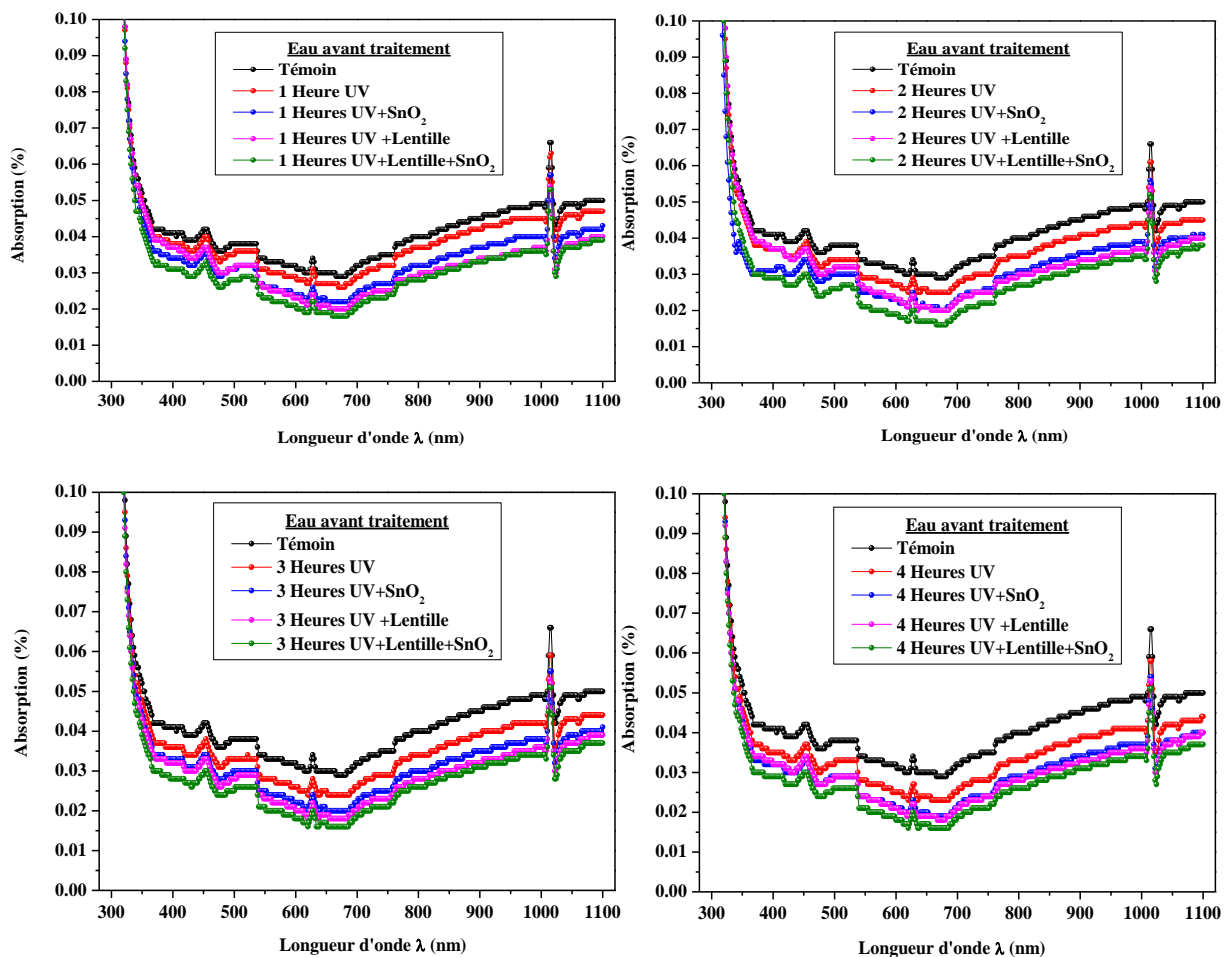


Figure 16 : Spectres d'absorption de l'eau de station d'épuration avant traitement pour les différentes méthodes pendant 4 heures d'irradiation par UV.

Pour exprimer le ratio entre une valeur totale qui représente l'absorption moyenne du témoin, et la valeur partielle qui représente la différence d'absorption entre l'échantillon traité et le témoin, la formule de base pour le calcul d'un pourcentage est la suivante :

$$x(\%) = \frac{X_{Témoin} - X_{Echantillon}}{X_{Echantillon}} \times 100$$

Le tableau suivant résume les résultats obtenus à partir des spectres d'absorption en fonction du temps d'exposition aux UV, aussi bien que les valeurs calculés du pourcentage d'absorption par rapport au témoin en fonction du temps d'irradiation de l'eau de station d'épuration avant traitement.

Tableau 09 : La variation de l'absorption moyenne et le pourcentage d'absorption en fonction du temps d'irradiation de l'eau de station d'épuration avant traitement.

<i>Eau avant traitement</i>	<i>Eau+UV</i>	<i>Eau+UV +SnO2</i>	<i>Eau +UV +lentille</i>	<i>Eau +UV +SnO2+lentille</i>
1 heure	0,0370	0,0323	0,0309	0,0287
	7%	19%	22%	28%
2 heures	0,0354	0,0307	0,0310	0,0270
	11%	23%	22%	32%
3 heures	0,0343	0,0304	0,0286	0,0265
	14%	23%	28%	33%
4 heures	0,0335	0,0296	0,0290	0,0265
	16%	25%	27%	33%
Témoin	0,0399			

Sur le tableau 09, on remarque que le taux d'absorption varie d'une valeur minimale de 7% pour la photolyse (UV seulement) jusqu'à une valeur considérable et importante de 33%. Nous remarquons aussi que le photocatalyseur a un effet presque similaire et semblable à la lentille d'eau, et la combinaison entre ces deux facteurs ont un effet très significatif par rapport chacun séparément.

La figure suivante représente la variation de l'absorption moyenne résumée sur le tableau en fonction du temps d'irradiation pour les 4 méthodes : la photolyse par UV, la

photocatalyse par UV+SnO₂, la biorestauration par l'addition de la lentille d'eau avec le SnO₂.

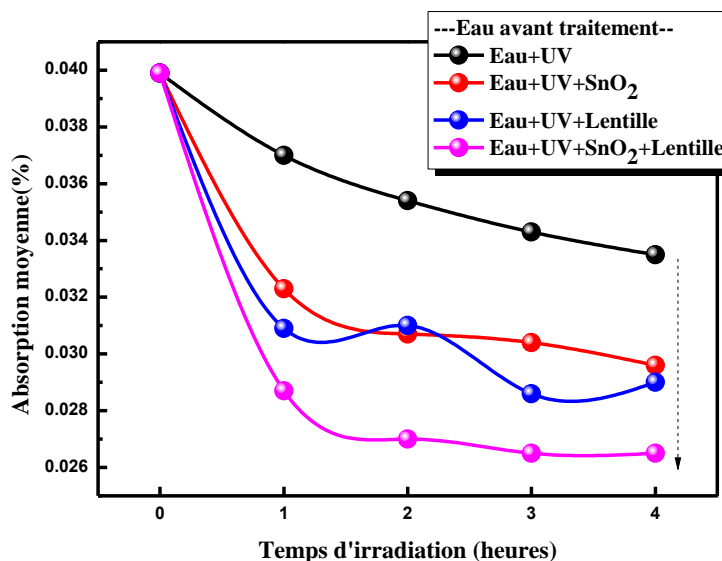


Figure 17 : l'absorption moyenne en fonction du temps d'irradiation de l'eau de station d'épuration avant traitement.

Une diminution remarquable de l'absorption due principalement à une augmentation de la cinétique de la dégradation des métaux lourds pour le deuxième graphe en rouge (eau +UV+SnO₂) par rapport au premier en noir (eau +UV). A partir de ce résultat, nous constatons que la présence du SnO₂ améliore le processus d'élimination des polluants.

Lorsque l'énergie d'un photon est supérieure ou égale la bande interdite de SnO₂, un électron est excité de la bande de valence à la bande de conduction avec une production simultanée d'un trou. Ces trous photogénérés peuvent être piégés par des groupes hydroxyle adsorbés sur la surface du photocatalyseur et produire des radicaux hydroxyles (OH[•]). Ces radicaux hydroxyles décomposent et minéralisent souvent les composés organométalliques (associés aux molécules d'eau) adsorbés qui contiennent des métaux toxiques lourds. Cette décomposition donne la naissance des éléments libres (polluants non liés aux molécules d'eau) qui sont observés par l'œil nu sous forme de composés flottants et précipitants au fond des tubes d'essai au cours de notre étude dans le laboratoire.

Pour le troisième graphe en bleu (eau +UV+lentille), nous remarquons aussi une diminution de l'absorption par rapport au premier (eau+UV) et similaire par rapport au deuxième (eau +UV+SnO₂). Cela indique que la lentille d'eau *Lemna minor* a accumulé les

métaux lourds existés dans l'eau (comme le Zn et le Pb). Différentes études ont montré chez *Lemna minor* une accumulation élevée d'éléments traces (Mo *et al.*, 1989; Zayed *et al.*, 1998).

Mallick *et al.*, (1996), ont conclu que *L. minor* est plus efficace pour l'accumulation du Zn et du Cr que *Azolla pinnata* et *Lemna gibba*.

Pour le dernier tracé (eau +UV+SnO₂+lentille), la photo-biodégradation est accélérée par rapport à celle de l'échantillon avec la lentille d'eau (Une diminution d'absorbance). Ce résultat indique clairement que la présence du photocatalyseur avec la lentille d'eau au même temps joue certainement un rôle important dans la purification de l'eau. la photocatalyse décompose les composés organométalliques (associés aux molécules d'eau) et la lentille d'eau accumule ces polluants. C'est un bon modèle expérimental pour la détoxification, la dépollution et l'épuration des eaux.

2.1.1.2. L'eau de station d'épuration après traitement (Eau épurée)

La figure 18 représente les spectres d'absorption obtenus respectivement pour les différents temps d'exposition aux UV et les différentes méthodes de purification de l'eau de la station d'épuration de TIARET après traitement.

A partir des spectres d'absorption représentés sur la figure 18, nous avons résumé les résultats obtenus sur le tableau suivant.

Tableau 10 : La variation de l'absorption moyenne en fonction du temps d'irradiation de l'eau de station d'épuration après traitement

<i>Eau Après traitement</i>	<i>Eau+UV</i>	<i>Eau+UV +SnO₂</i>	<i>Eau +UV +lentille</i>	<i>Eau +UV +SnO₂+lentille</i>
<i>1 heure</i>	0,030	0,0287	0,0325	0,0301
<i>2 heure</i>	0,0311	0,0287	0,0307	0,0287
<i>3 heure</i>	0,0312	0,0285	0,0311	0,0288
<i>4 heure</i>	0,0314	0,0285	0,0312	0,0303
<i>Témoin</i>	0,0302			

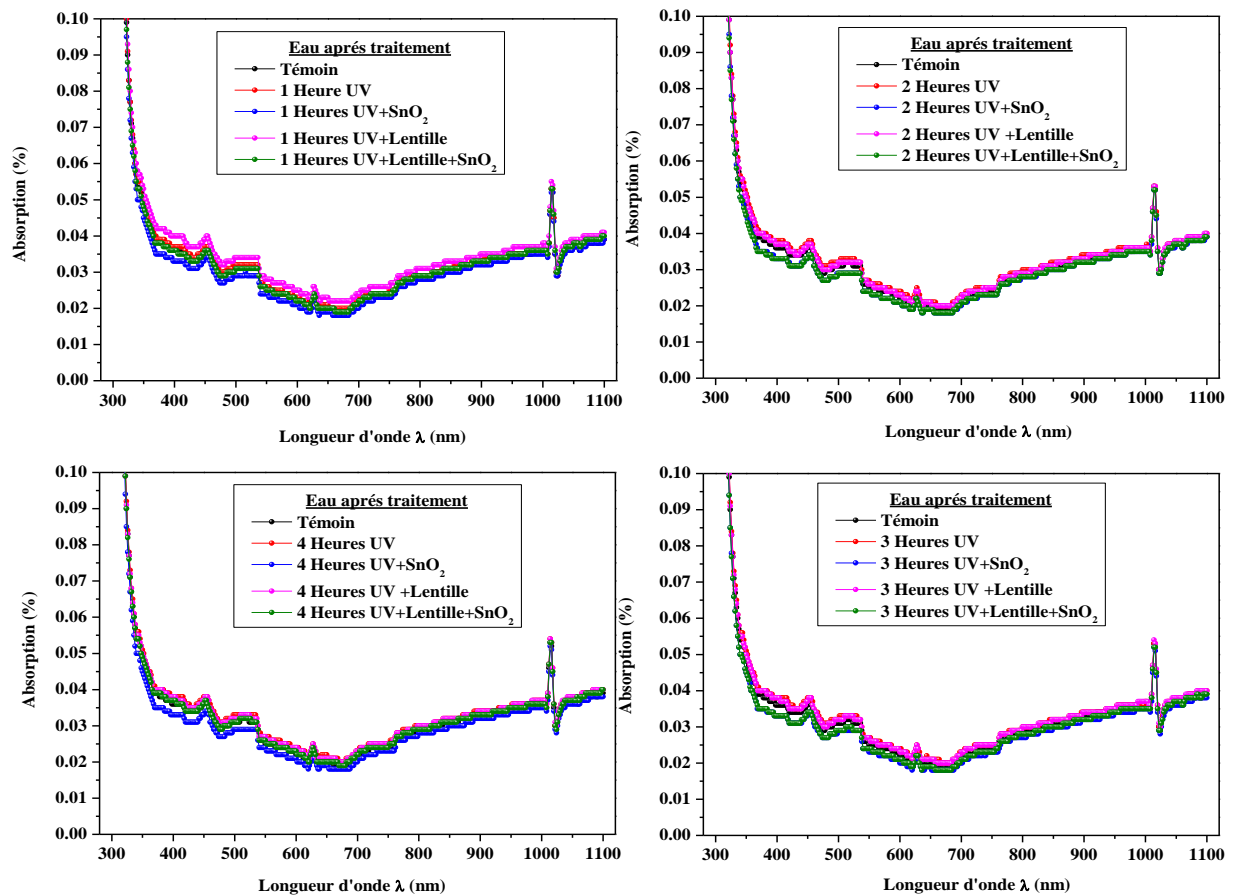


Figure 18 : Spectres d'absorption de l'eau de station d'épuration après traitement pour les différentes méthodes pendant 4 heures d'irradiation par UV.

Les eaux usées qui arrivent jusqu'à la station d'épuration contiennent des matières en suspensions (déchets divers, sables), des huiles, des matières organiques, et des substances minérales. Afin de nettoyer les eaux usées, plusieurs étapes sont nécessaires : un prétraitement (dégrillage et déshuilage), un traitement primaire et un traitement biologique.

La variation de l'absorbance est très faible dans ce type d'eau. Aucune tendance ne se remarque pour les différentes méthodes ce qui signifie qu'il y a pas un changement au niveau microscopiques des solutions, puisqu'il est déjà traité.

2.1.1.3. L'eau du barrage Dahmouni

La figure suivante montre le spectre d'absorption de l'eau de barrage Dahmouni sous l'effet de rayonnement UV. Nous constatons, en analysant ces courbes qu'il y a une diminution de l'absorption par rapport à l'état initial. Cela veut dire qu'il y a une amélioration du rendement de la purification de ce type d'eau comme l'autre type analysé précédemment (l'eau de station avant traitement).

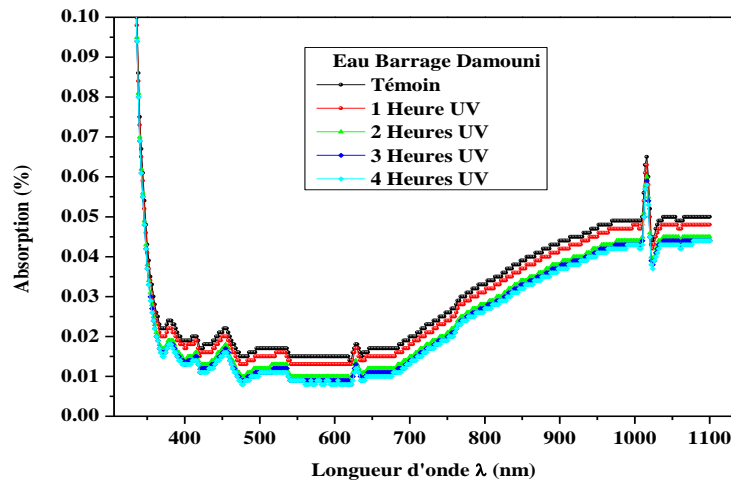


Figure 19 : Spectres d'absorption de l'eau de barrage Dahmouni pendant 4 heures d'irradiation par UV.

Tableau 11 : La variation de l'absorption moyenne en fonction du temps d'irradiation de l'eau de barrage Dahmouni.

Eau de barrage (Dahmouni)	Eau+UV	Eau+UV +SnO2	Eau +UV +lentille	Eau +UV +SnO2+lentille
1 heure	0,0279	0,0201	0,0220	0,0198
	7%	33%	26%	34%
2 heure	0,0247	0,0227	0,0214	0,0208
	17%	24%	28%	30%
3 heure	0,0235	0,0202	0,0212	0,0209
	21%	32%	29%	30%
4 heure	0,0235	0,0202	0,0212	0,0209
	21%	32%	29%	30%
Témoïn	0,0300			

Le tableau 11 résume les valeurs de l'absorption moyenne obtenues à partir des spectres d'absorption présentés sur la figure 20.

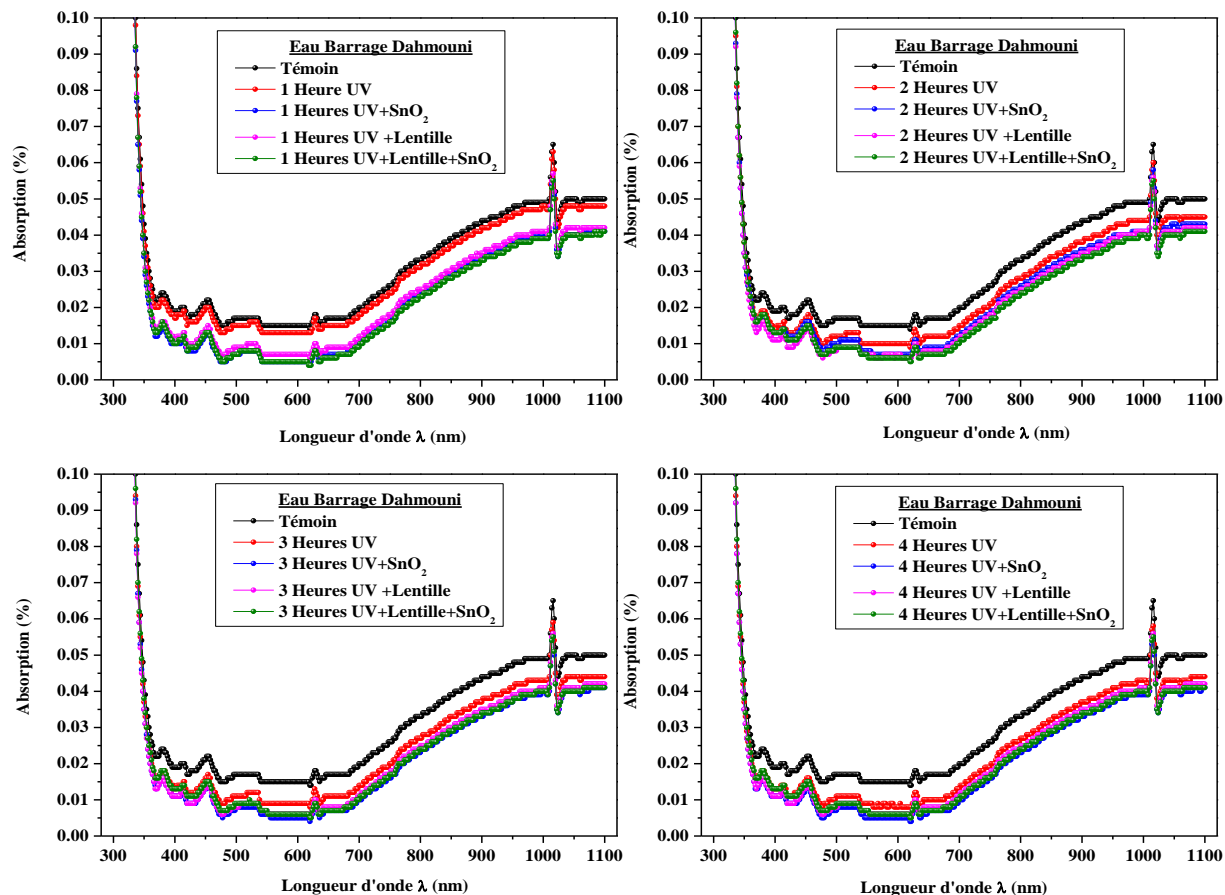


Figure 20 : Spectres d'absorption de l'eau de barrage Dahmouni pour les différentes méthodes pendant 4 heures d'irradiation par UV.

Le même phénomène de l'eau de la station épuration avant traitement a été observé sur l'eau de barrage (Fig. 21). Le taux d'absorption varie d'une valeur minimale de 7% pour la photolyse (UV seulement) jusqu'à une valeur de 30%. La diminution de l'absorption indique bien que le rôle du photocatalyseur et de la lentille d'eau ont une grande importance.

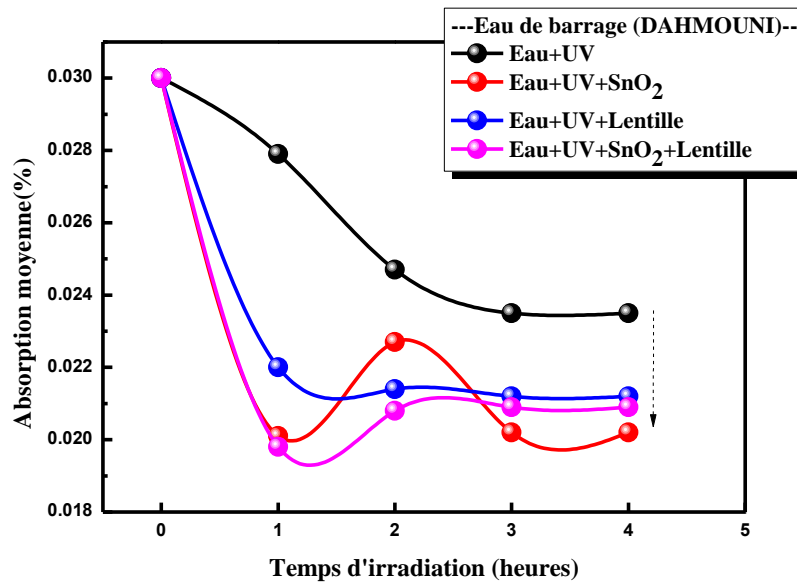


Figure 21 : L'absorption moyenne en fonction du temps d'irradiation de l'eau de barrage Dahmouni.

Le traitement des eaux par photocatalyse associé avec les lentilles d'eau pourrait être une réalité dans les pays à fort ensoleillement d'ici à une dizaine d'années. Cette technique est intéressante tant du point de vue technologique que du point de vue environnemental. En effet, cette technique peut être étendue à grande échelle pour traiter les rejets industriels ou domestiques ou pour la purification des eaux contaminées.

2.2. Effet de photocatalyse sur l'activité microbienne

Les résultats de l'effet de photocatalyse sur les bactéries sont illustrés dans la figure ci-dessous.

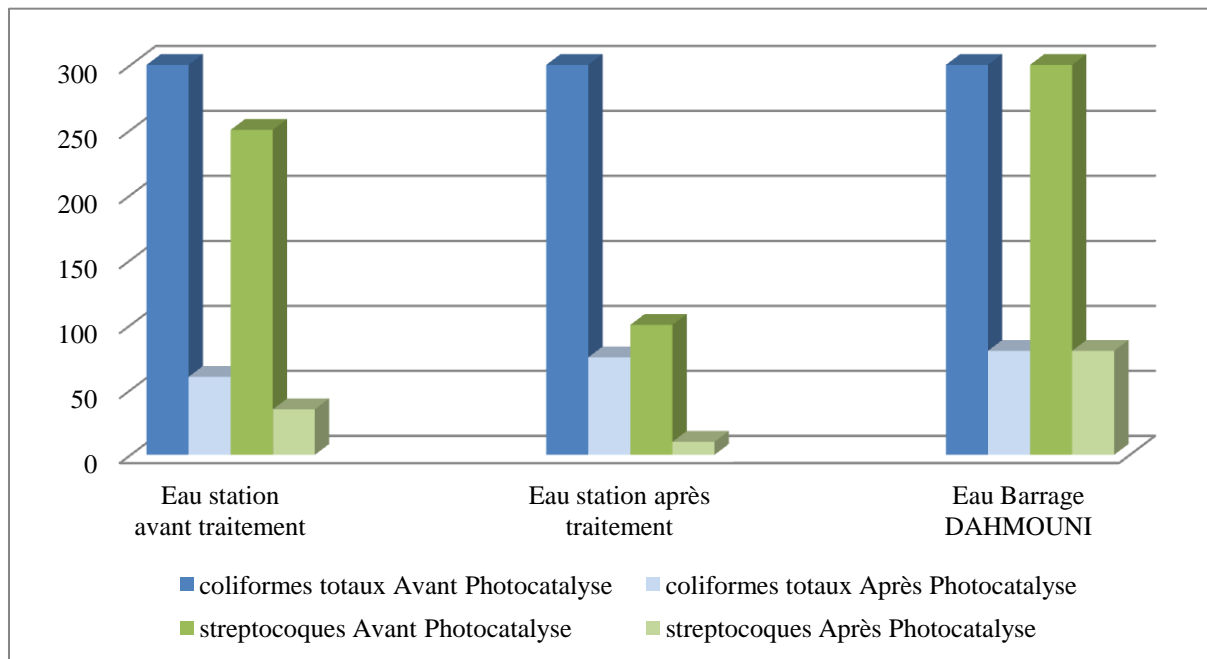


Figure 22 : Résultats bactériologiques des différentes eaux avant et après photocatalyse

L'analyse de la figure ci-dessus permet de constater l'effet remarquable de la photocatalyse sur les bactéries. En effet, nous remarquons le nombre des coliformes totaux dans les eaux de station d'épuration avant traitement est de 300 colonies par 100 ml d'eau, alors qu'après photocatalyse est devenu 60. Le nombre des coliformes dans l'eau de la station d'épuration après traitement et l'eau du barrage Dahmouni est de 300, par contre après l'exposition de ces eaux aux rayons UV le nombre est devenu respectivement 75, 60.

Le résultat est observé avec les streptocoques, effectivement, leur nombre est passé de 250 à 35 ; 100 à 10 ; 300 à 80 respectivement pour les eaux de station d'épuration avant et après traitement et barrage Dahmouni.

Selon Herrmann (2010), les Procédés d'Oxydation Avancée (POA) sont présentés comme étant des méthodes de traitements chimiques conçus pour éliminer les polluants organiques et/ou pour la désinfection d'agents pathogènes émergents.

D'après Hassen et al (2000) ; Swetha et al (2010), l'utilisation de la photocatalyse pour le traitement de l'eau présente un intérêt grandissant, puisque ce procédé permet aussi

bien l'élimination des composés chimiques que des microorganismes pathogènes. Seules les radiations UV à fortes irradiances peuvent induire la mort des microorganismes (les rayonnements UV-A ayant moins d'effets néfastes que les UV-C).

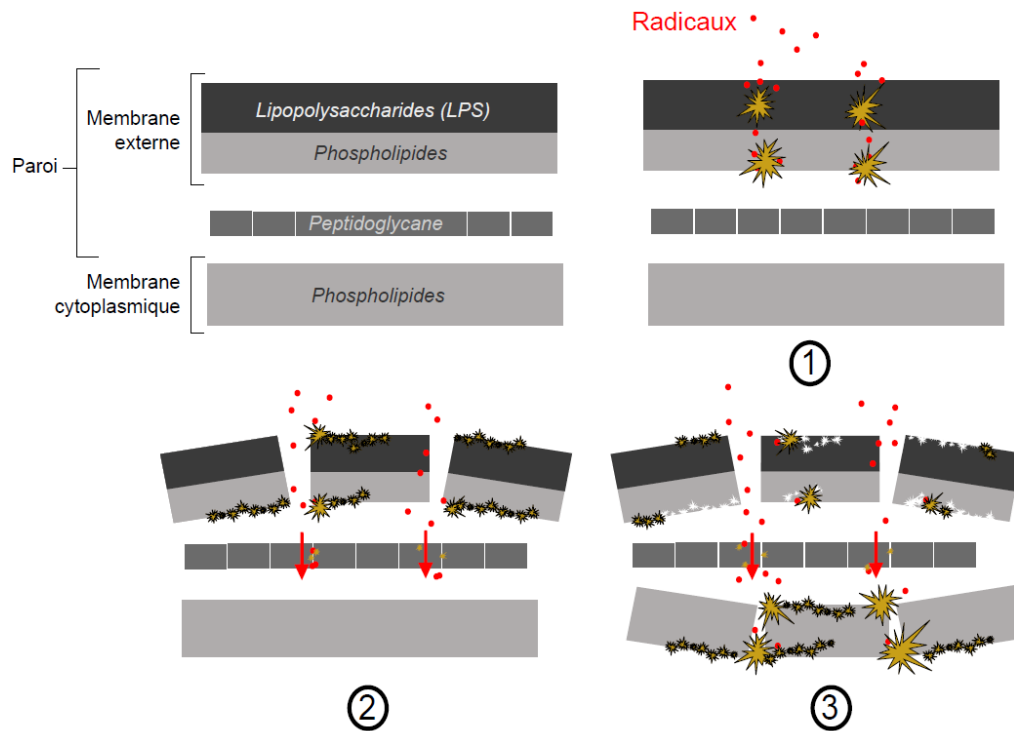
En 1995, Watts *et al.*, ont étudié l'inactivation des coliformes ajoutés artificiellement dans les effluents secondaires des eaux usées en présence de TiO₂. Environ 150 min ont été nécessaires pour induire une inactivation de 2 log pour les coliformes, afin de répondre aux exigences réglementaires et pouvoir réutiliser les effluents.

Ainsi dès 1985, Matsunaga *et al.* se sont intéressés à l'inactivation bactérienne en utilisant des particules de TiO₂ sous irradiation UV pendant 120 min avec une lampe aux halogénures métalliques, et ont montré qu'il était ainsi possible de tuer différentes espèces bactériennes et fongiques (*Lactobacillus acidophilus*, *Saccharomyces cerevisiae* et *E.coli*). Ces auteurs ont étudiés le mode d'action bactéricide de la photocatalyse depuis des travaux, dans lesquels ils suggèrent que la mort de la cellule est induite par l'oxydation des coenzymes A, conduisant à l'arrêt de la respiration cellulaire.

Il semblerait cependant aujourd'hui que l'action létale de la photocatalyse sur les microorganismes soit due aux multiples dommages que subissent la paroi cellulaire et la membrane cytoplasmique (Foster *et al.*, 2011).

Les travaux de Sunada *et al.* (1998, 2003) sur *E. coli* (Gram -) proposent un mécanisme d'attaque de la cellule en trois étapes, schématisées sur la figure (23) :

1. Attaque de la membrane externe: pas de perte de viabilité, augmentation de la perméabilité aux espèces réactives.
2. Pénétration des espèces réactives à travers la couche de peptidoglycane ;
3. Attaque de la membrane plasmique (phospholipides) par les espèces réactives :
 - Peroxydation des lipides membranaires et perte d'activité respiratoire
 - Désordre structurel et fonctionnel de la membrane plasmique, éventuelle fuite du matériel intracellulaire
 - Perte de viabilité de la cellule ; mort cellulaire.



- (1) attaque de la paroi cellulaire,
 (2) pénétration des espèces réactives à travers le peptidoglycane,
 (3) attaque de la membrane plasmique.

Figure 23 : Schéma du mode d'attaque des radicaux sur une paroi bactérienne.

(Sunada *et al.*, 2003).

En 1992, Saito *et al* ont expliqué la destruction des cellules bactériennes par la destruction de parois cellulaires suivantes une fuite rapide des ions de potassium de la bactérie et une libération lente de protéines et d'ARN.

En 1999, Blake *et al* ont reporté que si les particules de dioxyde de titane sont de petite taille, ils peuvent pénétrer dans la cellule ce qui cause son endommagement.

En 2000, Huang *et al* ont démontré que le dommage oxydatif est initialement dû à l'oxydation de la paroi de la cellule, où la surface photocatalytique de TiO_2 permet un premier contact avec les cellules intactes. Ensuite les dommages oxydatifs de la membrane cytoplasmique se produisent. L'action photocatalytique augmente progressivement la perméabilité cellulaire et permet par la suite la libération du contenu intracellulaire conduisant finalement à la mort. Ces auteurs ont également suggéré que les particules libres de TiO_2

pouvaient également pénétrer dans la membrane des cellules endommagées et attaquer les composants intracellulaires, ce qui peut accélérer la mort cellulaire.

Dans les années suivantes, plusieurs auteurs ont signalées que la modification de paroi cellulaire par UV/TiO₂ est la principale cause de l'inactivation bactérienne (Suwalsky et al., 2005 ; Pin-Ching et al., 1999).

*Conclusión
générale*

La purification des eaux fait partie d'un grand intérêt de nombreux pays dans le monde, d'une part pour la potabilisation de l'eau, d'autre part pour la décontamination et la désinfection des déchets liquides industriels et urbains et chargés en polluants chimiques et bactériologiques qui constituent un risque pour les êtres vivants en générale et la santé humaine précisément .

Ce mémoire, avait pour but d'évaluation deux techniques, la photo-catalyse hétérogène et la bio-surveillance comme alternative aux traitements traditionnels de l'eau pour la dégradation des éléments traces et la destruction des microorganismes.

La plante lentille d'eau (*Lemna minor*), a été choisie pour étudier la possibilité de purification des différents types d'eaux : l'eau du barrage Dahmouni, l'eau usée et l'eau usée épurée, en parallèle nous avons utilisé une méthode physique dite « la photocatalyse » pour purifier ces eaux.

Les éléments traces métalliques (Pb, Zn et le Cu) ont été choisis comme modèle de pollution chimique, et les coliformes totaux, les streptocoques comme modèle de pollution bactériologique.

Dans un premier temps, nous nous sommes intéressés à l'accumulation des éléments traces le Zn, le Cu et le Pb par la méthode biologique « la bio-surveillance » par l'utilisation de la plante aquatique *Lemna Minor* ;

Nous avons montré que :

- La plante aquatique (*Limna minor*) nécessite pour sa bonne croissance certains facteurs de l'environnement (la température et l'ensoleillement) ;
- La lentille d'eau (*Limna minor*) montre un potentiel d'accumulation très intéressant pour les métaux lourds (le cuivre, le zinc et pour le plomb).

D'après ces résultats nous avons constaté que la lentille d'eau (*Limna minor*) constitue un bon modèle expérimental pour le traitement des eaux résiduelles domestiques ou industrielles du fait de leur performance dans l'élimination de la pollution des eaux et leurs capacités d'assimilation les éléments traces .

Dans un second temps, nous avons étudié la dégradation photo-catalytique en présence et en absence de photo-catalyseur SnO₂ et la plante aquatique *Lemna minor* sous irradiation UV.

Dans cette partie, nous nous sommes intéressés à montrer :

- l'efficacité d'irradiation par l'UV en présence et en absence du photo-catalyseur SnO₂ ;
- l'effet de *Lemna minor* au cours du traitement photo-catalytique ;
- l'effet d'assimilation du photo-catalyseur SnO₂ et la lentille d'eau au cours d'un traitement photo-catalytique par l'irradiation par l'UV.

Nous avons montré que :

- Les vitesses de dégradation photo-catalytique de métaux lourds dans les trois types d'eau sont initialement rapides pendant la première heure ce qui signifie que la séparation des polluants et des sels minéraux aux molécules d'eau apparaît dans la première heure de photocatalyse.
- La présence du photocatalyseur (SnO₂ dans notre étude) améliore le processus de dégradation photo-catalytique par la décomposition des polluants métalliques en éléments libres non associés aux molécules d'eau qui se précipitent au fond.
- La présence de la lentille d'eau améliore aussi le phénomène de la photocatalyse ce qui montre que *Lemna minor* est un bon accumulateur des métaux lourds existés dans l'eau.
- La dégradation photo-catalytique optimale est à celle avec la présence du photo-catalyseur SnO₂ et la plante aquatique au même temps signifie que la lentille d'eau joue un rôle complémentaire par l'assimilation des composés libres précipités par le photocatalyseur SnO₂ .elle est donc considéré comme un produit intermédiaire lors de la dégradation des métaux lourds ;

On conclure que l'assimilation de la lentille d'eau et le photocatalyseur (la biorestauration) au cours de traitement photocatalytique a un rôle important dans la purification de l'eau.

Enfin, nous avons étudié l'inactivation bactérienne sous l'irradiation UV en présence du photo-catalyseur SnO₂ pendant une durée de 4 heures.

Nous avons montré :

- Une diminution de nombre des coliformes et des streptocoques dans les trois types d'eau par le traitement photocatalytique sous l'irradiation UV.

Ces résultats montrent que le procédé photocatalytique par l'irradiation UV est un moyen efficace dans la désinfection des eaux contaminées, dans lequel le photocatalyseur SnO₂ joue un rôle primordiale dans l'élimination de la flore microbienne.

Ce travail a montré d'une part l'efficacité du processus photo-catalytique vis-à-vis de l'élimination des polluants métalliques et l'inactivation bactériennes d'une eau usée, et d'autre part l'effet synergétique obtenu en appliquant le processus de la bio-surveillance sur la dégradation des métaux lourds.

Globalement, la présente étude démontre une stratégie économique et efficace pour éliminer à la fois une large partie des polluants organiques et les métaux lourds qui généralement coexistent dans les eaux usées réelles en tant qu'alternative aux plusieurs procédés du traitement successif.

Références

bibliographiques

1. **A. Acra, m. Jurdi, h. Mu, y. Karahagopian, z. Raffoul**, Water disinfection by solar radiation: Assessment and Application, International Development Research Centre 53 (1990) 65.
2. **A. Acra, Y. Karahagopian, Z. Raffoul, R. Dajani**, Disinfection of oral rehydration solutions by sunlight, *The Lancet* 316 (1980) 1257-1258.
3. **A. Hartridge, M. G. Krishna, et A. K. Bhattacharya, J.** Phys. Chem. Solids, 59(6/7), pp.859, 1998.
4. **A. Begum, S. Hari Krishna, I. Khan**, Analysis of Heavy metals in Water, Sediments and Fish samples of Madivala Lakes of Bangalore, Karnataka, *ChemTech*, 1, 2009, 245-249.
5. **Abbey D.E; lebowitz M.D; mills P.K.** Long-term ambient concentrations of particulates and oxidants and development of chronic disease in a cohort of nonsmoking California residents. *Inhalation Toxicology* (1995) 7: 19-34 p.
6. **Aceto, M; Abollino, O; Conca, R; Malandrino, M; Mentasti, E; Sarzanini, C.** The use of mosses as environmental metal pollution indicators. *Chemosphere* (2003) 50: 333–342.
7. **Adriano, D.C.** Trace Metals in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, *Springer-Verlag*, New York, (2001): 866 Second ed.
8. **(AFSSE) Agence Francaise de Sécurité Sanitaire Environnementale – Evaluation des risques liés à l’exposition aux ultraviolets – Mai 2005**
http://www.invs.sante.fr/publications/2005/uv/annexes_uv.pdf
9. **Ah-Peng C.** Mise au point d’un outil diagnostic basé sur l’utilisation de la mousse aquatique *Fontinalis antipyretica* Hedw. En culture pour l’estimation de la qualité des cours d’eau. Ingénierie de la santé et de l’Environnement. Université d Lille II. (2003) : 164pp + Annexes.
10. **Ah-Peng C.** Diversité, distribution et biogéographie des bryophytes des coulées de laves du Piton de la Fournaise (La Réunion). Ecology, environment. Université de la Réunion, (2007) : 338pp + Annexes.
11. **Alloway B.J., 1995.** Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, Glasgow, UK, 368 p.
12. **Alloway B.J., Ayres D.C. ,1997.** Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall, London, 394.

13. **Andi (Agence Nationale de Développement de l'Investissement), 2015.** Wilaya de Tiaret. Invest in Algeria. 16.
14. **Anne T. S ; Isabelle F. 2005.** Contamination des Sols : Transferts des Sols vers les Plantes. Ed. EDP sciences et ADEME, Angers cedex, 413 p.
15. **Anis Ben Messaoud (2009) :** Etude expérimentale et modélisation d'un procédé de Désinfection par rayonnement UV. Thèse. 211p. Tunisie.
16. **Apha, Awwa et Wef (American Public Health Association, American Water Works Association et Water Environment Federation), « Toxicity »,** partie 8000, p. 8–39 à 8–32, dans : Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18e éd., Washington, DC (1992).
17. **Arber, A.,** Water Plants: A Study of Aquatic Angiosperms, Wheldon and Wesley Ltd. and Hafner Publishing Co., New York, NY (1963).
18. **Ater, M., Ait Ali, N., Kasmi, H. 2006.** Tolérance et accumulation du cuivre et du chrome chez deux espèces de lentille d'eau. Journal of water science, 19(1) : pp 57-67.
19. **B. Min, P.J. Evans, A.K. Chu, B.E. Logan,** Perchlorate removal in sand and plastic media bioreactors. *Water Res.*, 38, 2004, 47–60.
20. **B. Neppolian, S. Sakthivel, B. Arabindoo, M. Palanichamy, V. Murugesan,** Degradation of textile dye by solar light using TiO₂ and ZnO photocatalysts. *J. Environ. Sci. Health., Part A 34 (1999)* 1829-1838.
21. **Baize D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans le sol (France). INRA, Paris, 408 p.
22. **Baker, A.J.M; Walker, P.L.** Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Heavy metal tolerance in plants - Evolutionary aspects. *Shaw, A. (Eds). CRC Press,* (1989): 155-177.
23. **Bertrand S., 2011.** Développement de la bio-adsorption pour décontaminer des effluents de rejets industriels : abattement chimique et gain environnemental. Ecologie, Environnement. Université de Franche-Comté. France.
24. **Bassi M., Corradi M.G., Realini M., 1990.** Effects of chromium (VI) on two freshwater plants, *Lemna minor* and *Pistia stratiotes*, I. Morphological observations. *Cytobios*, 62, 27-38.
25. **Bezzerrouk, O.H. 2016.** Purification des différents types d'eaux par méthodes biologiques et physico-chimiques. Mémoire Master. Université Ibn Khaldoun de Tiaret, 110p.

26. **Bezzrouk A., 2016** Elaboration et étude des propriétés microstructurales et optoélectroniques du dioxyde d'étain SnO₂ pur et dopé : Etude de premier principe et expérimentale. Thèse de doctorat. Université Sidi Bel Abbes.
27. **Bhantkhande et Pangarkar.** Photocatalytic degradation for environmental applications – a review, J. chem Technol Biotechnol 77(2001), 102-116.
28. **Bliefert C. and Perraud R. (2001).** "Chimie de l'environnement: Air, Eau, Sols, Déchets". Paris, Deboeck Université. 477 p.
29. **Boniardi N., Rota R., et Nano G. (199)** Effect of dissolved metals on the organic load removal efficiency of *Lemna Gibba* .Water Research .530-538.
30. **Boschet A.F., (2002)-** Ressources en eau et sante en Europe- Journal Européen d'Hydrologie, 33, 1, pp.33-39
31. **Bou M., Pipet N., Dutartre A., 2012.** Synthèse des études menées de 2006 à 2011 sur les lemnaées dans le Marais poitevin, IUT La Roche sur Yon, IIBSN, Irstea, p5.
32. **Burnett, R.T; Smith-Doiron M; Stieb D; Cakmak S; and Brook J.R.** Effects of particulate and gaseous air pollution on cardiorespiratory hospitalizations. *Arch Env Health* (1999): 54: 130–139 p.
33. **C.E. Lawrance, P.R. Taylor, B.J. Trock, A.A. Reilly,** Trihalomethanes in drinking water and human colorectal cancer. Journal of the National Cancer Institute 72 (1984) 563-571.
34. **C. Sichel, J.C. Tello, M. de Cara-Garcia, P. Fernández-Ibáñez,** Effect of UV solar Intensity and dose on the photocatalytic disinfection of bacteria and fungi, Catalysis today 129 (2007) 152-160.
35. **C.H. Peng et S. B. Desu,** J. Am. Ceram. Soc, 77, pp. 929, 1994.
36. **Callender, E., 2003.** Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67- 105.
37. **Castany, G.1982.** Hydrogéologie principe et méthodes. Paris : Dunod . pp 194 - 246.
38. **CERTU.** Comparaison de méthodes d'analyse des Éléments Traces Métalliques ETM et des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP sur les sols et les végétaux. *Centre d'Études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques.* (2004) : 120.
39. **Chafaa, M. 2015.** Bio--surveillance des métaux lourds ((Pb, Zn, Cu)) à la sortie de la station d'épuration de Tiaret ((Algérie)) au moyen des végétaux aquatiques :

plante *Lemna minor*, algue *Spyrogyre link sp* et bryophyte *Fontinalis antipyretica*.
Thèse doctorat. Université Djillali Liabes de Sidi Bel Abbes, 96p.

40. **Chantal, G ; Benoit, K ; Sylvie, L. 2011.** In La photocatalyse : dépollution de l'eau ou de l'air et matériaux autonettoyants. Techniques de l'Ingénieur. 1270p.
41. **Cheng, JiaYang, Stomp, A ., Classen, J ., Barker, J ., and Bergmann, B. 1998.** Nutrient removal from swine wastewater with growing duckweed. ASAE Annual International Meeting, Orlando, Florida, USA, 12-16 July, 1998. 10p.
42. **Chouteau C., 2004.** Développement d'un biocapteur conductimétrique bienzymatique à cellules algales. Chimie, Procédés, Environnement. N° d'ordre : 04-ISAL-0066, 179 p.
43. **Chris M., Lim Michael A., Cater Julian F.B.Sharon La Fontaine, 2006.** Copper-dependent interaction of glutaredoxin with the N termini of the copper-ATPase (ATP7A and ATP7B) defective in Menkes and Wilson diseases. *Biochemical and Biophysical Research Communications*, Volume 348, Issue 2, 22, 428-434.
44. **Cobb G.P., Sands K., Waters M., Wixson B.G. ; Dorward-King E. 2000.** Accumulation of heavy metals by vegetables grown in mine wastes. *Environ Toxicol Chem*, 19, 3, 600-607p.
45. **Cross, J. W. 2002.** The charms of duckweed, (Enligne), <http://www.mobot.org/jwcross/duckweed.htm>, page consultée entre novembre 2002 et septembre 2003.
46. **Croteau M.N; Luoma, S.N; Stewart, A.R..** Trophic transfer of metals along freshwater food webs: Evidence of cadmium biomagnification in nature. *Limnol. Oceanogr.* (2005) 50:1511–1519.
47. **D. Robert, S. Malato,** Solar photocatalysis: a clean process for water detoxification. *Sci. Total. Environ.*, 291 (2002) 85–97.
48. **D.A. Cazoir, 2011.** Traitement d'eaux huileuses par photocatalyse hétérogène : Application à la dépollution des eaux de cales. Diplôme de Doctorat. Chimie. Université Claude Bernard Lyon 1.
49. **D.M. Blake, 2000.** Bibliography of work on the photocatalytic removal of hazardous compounds from water and air, National Technical Information Service. USA.
50. **D.M. Blake, P.C. Maness, Z. Huang, E.J. Wolfrum, J. Huang, W.A. Jacoby,** Application of the Photocatalytic Chemistry of Titanium Dioxide to Disinfection and the Killing of Cancer Cells, *Separation & Purification Reviews* 28 (1999) 1-50.
51. **Dajoz, R. 1978.** Précis d'écologie. Paris : Bordas. 549P.

52. **Davidà. V., Pardos .M., Diserens .J., Ugazio .G., Thomas .R et Dominik. J, 2003.** Characterisation of bed sediments and suspension of the river Po (Italy) during normal and high flow conditions, *Water Research*, pp 2847-2864.
53. **Debroise, A. 2000.** Pollution agricole une gestion impossible. Lyonnaise des eaux. Paris, pp 42-68.
54. **DeForest D.K; Brix, K.V; Adams, W.J.** Assessing metal bioaccumulation in aquatic environments: The inverse relationship between bioaccumulation factors, trophic transfer factors and exposure concentration. *Aquatic Toxicology*, (2007) 84: 236–246.
55. **Deuxième Colloque International sur Chimie, Environnement et Développement Durable**, Faculté des Sciences de Rabat (20 et 21 Octobre 2011).62 (1996) 399–402.
56. **Dirilgen N., INEL Y., 1994.** Effects of zinc and cooper on growth and metal accumulation in duckweed *Lemna minor* L. *Bull. Environ. Contam. Tox.*, 35, 442-447.
57. **Djilani .C, 2006.** Analyse et traitement des eaux de rejets de l'unité VCM du complexe pétrochimique de Skikda, Mémoire de Magister. Université de Skikda.
58. **Dosnon-Ollette, R ; Couderchet, M ; Oturan, M ; Oturan, N ; Eullaffroy, P. 2011.** Potential use of *Lemna minor* for the phytoremediation of isoproturon and glyphosate. *International Journal of Phytoremediation*, 13(6). 601-602p.
59. **Dupont, A. 1981.** Hydrologie, captage et traitement des eaux. Paris : Eyrolles. 262p.
60. **Durif, M ., Vandamme, L ., Benard, A. 2004.** Utilisation d'une technique de biosurveillance pour évaluer les retombées de métaux lourds.61p.
61. **E. Lefebvre et B. Legube**, Coagulation par Fe(III) de substances humiques extraites d'eau de surface: effet du pH et de la concentration en substances humiques, *Wat. Res.*, 24, 1990, 591-606.
62. **E. Utrera-Hidalgo, C. Moreno-Castilla, J. Rivera-Utrilla, M. Ferro-Garcia and F. Carrasco-Marin, 1992.** Activated carbon columns as adsorbents of gallic acid from aqueous solutions: Effect of the presence of different electrolytes, *Carbon*, 30, pp 107-111.
63. **E.J. McAdam, S.J. Judd**, A review of membrane bioreactor potential for nitrate removal from drinking water, *Desalination*, 196, (1-3), 2006, 135-148.
64. **Eckenfelder, W.W .1982.** Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Paris : Lavoisier. 503p.

65. **Elder, J.F., 1988.** Metal Biogeochemistry in Surface-Water system- A review of Principles and Concepts.1013, United States Geological Survey.
66. **Emsley, J., 1991.** The elements. Oxford University Press-Clarendon Press, New York, 264 pp.
67. **(EPF) European federation of photocatalysis, 2010.** www.photocatalysis-federation .eu contact@efp-fep.com
68. **Euzéby, J. P. (2011).** Dictionnaire de Bactériologie Vétérinaire
69. **F. Arefi-Khonsari, F. Hellegouarc'h et J. Amouroux,** Journal of Vacuum Science and Technology, 16 (4), pp. 2240-2244, **1998.**
70. **F. Salih,** Enhancement of solar inactivation of *Escherichia coli* by titanium dioxide photocatalytic oxidation, Journal of Applied Microbiology 92 (**2002**) 920-926.
71. **Fergusson J.E., 1990.** The Heavy Elements : Chemistry, Environmental Impact and Health Effects. Pergamon Press, Oxford, 614.
72. **Filbin G.J. et Hough A.R. (1985)** .Photosynthesis, photorespiration and productivity in *Lemna Minor* L.Limnology .Oceanography, 322-334.
73. **Foster M., Petocz P., Samman S., 2010.** Effects of zinc on plasma lipoprotein cholesterol concentrations in humans :A meta-analysis of randomised controlled trials.Atherosclerosis 210,344-352.
74. **Freiberg, L., Nordberg, G.F. et Vouk, B., 1979.** Handbook on the toxicology of metals. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, New York, Oxford.
75. **G.G. Jayson, T.A. Lawless and D. Fairhurst,** The adsorption of organic and inorganic phosphates onto a new activated carbon adsorbent, *J. Colloid Interface Sci.*, **1982**, 397-410.
76. **G. Mougeot,** Infections à protozoaires et environnement, *Revue Française des Laboratoires*, 336, **2001**, 25-31.
77. **Garrec, J.P et Van Haluwyn .C. 2002.** Biosurveillance végétale de la qualité de l'air.Concepts, méthodes et applications. Éditions Tec & Doc, Lavoisier, Paris 118 p.
78. **Garrec, J.P.2007.**biosurveillance végétale de la pollution de l'air et de l'eau. Base documentaire.thechnique de l'ingénieur .62 p.
79. **Glimour P.S., Abraham Nyska ,Mette C. Schladweiler ,John K. McGee, J. Grace Wallenborn ,Judy H . Richards,Urmila P. Kodavanti. 2006.**Cardiovascular and blood coagulative effects of pulmonary zinc exposure.Toxicology and Applied Pharmacology 211 , 41-52 .

- 80. Godfrey, R.K., et J.W. Wooten**, Aquatic and Wetland Plants of Southeastern United States, University of Georgia Press, Athens, GA (1979).
- 81. Gold C., (2002)**. « Etude des effets de la pollution métallique (Cd/Zn) sur la structure des communautés de diatomées périphtiques des cours d'eau, Approches expérimentales in situ et en laboratoire », Thèse de Doctorat, Université Bordeaux I.
- 82. Grimont, P. (1987)** .Taxonomie des Escherichia Méd Mal Infect, 6-10.
- 83. Guillard C, Kartheuser B, Lacombe S**.La photocatalyse: dépollution de l'eau ou de l'air et matériaux autonettoyants.In: *techniques de l'ingénieur*. 2012.
- 84. H. Karlsson, D. Muir, C.F. Teixeira, D.A. Burniston, W. M. J. Strachan, R.E. Hecky, J. M. Harve, A. Bootsma, N. P. Grift, K. A. Kidd, B. Rosenberg**, Persistent Chlorinated Pesticides in Air, Water, and Precipitation from the Lake Malawi Area, Southern Africa, *Environ. Sci. Technol.*, 34 (21), 2000, 4490–4495.
- 85. Hadou M**. Dégradation de dérivés de l'acide benzoïque par les procédés d'oxydation avancée en phase homogène et hétérogène : procédés Fenton, photo-Fenton et photocatalyse. Thèse de doctorat . Université Toulouse III - Paul Sabatier.2010.
- 86. Hartman W.A., Martin D.B., 1985**. Effect of four agricultural pesticides on *Daphnia pulex*, *Lemna minor* and *Potamogeton pectinatus*. *Bull. Environ. Contam. Tox.*, 35, 646-651.
- 87. Hillman, W.S.**, The Lemnaceae, or Duckweed. A Review of the Descriptive and Experimental Literature, *Bot. Rev.*, 27:221–287 (1961).
- 88. Huang X.D., Dixon D.G., Greenberg B.M., 1995**. Increased polycyclic aromatic hydrocarbon toxicity following their photomodification in natural sunlight. Dans : Impacts on Duckweed *Lemna gibba* L. G3. *Ecotox. Environ. Saf.*, 32, 194-200.
- 89. Huynh T.M. D**. Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ ver de terre/microflore tellurique. *Ocean, Atmosphere*. Thèse doctorat, Université Paris-Est, (2009) : 145 + Annexes.
- 90. Ingersoll, C.G., MacDonald, D.D., Wang, N., Crane, J.L., Field, L.J., Haverland, P.S., Kemble, N.E., Lindskoog, R.A., Severn, C. et Smorong, D.E., 2000**. Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines, U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Chicago.
- 91. Iqbal S. (1999)**.Duckweed Aquaculture. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, Sandec Report, 6/99.

92. **ITM (Institut de recherche environnementale appliquée)**, Method for Toxicity Test with the Floating Plant *Lemna minor*, Duckweed, rapport ITM 7, préparé par I. Björklund, E. Woode et S. Ullstrand, ITM, Solna (Suède) (1990).
93. **J. R. Bolton, C. Cotton**, The Ultraviolet Disinfection Handbook, American Water Works Association (2008).
94. **J.M. Albrich and J.K. Hurst**, Oxidative inactivation of *Escherichia coli* by hypochlorous acid, *FEBS Lett.*, 144, 1982, 157–161.
95. **J.M. Herrmann, C. Guillard, M. Arguello, A. Agüera, A. Tejedor, L. Piedra, A. Fernández-Alba**, Photocatalytic degradation of pesticide pirimiphos-methyl: Determination of the reaction pathway and identification of intermediate products by various analytical methods, *Catal. today*, 54 (1999) 353-367.
96. **J.M. Herrmann**, Heterogeneous photocatalysis: fundamentals and applications to the removal of various types of aqueous pollutants. *Catal. Today*, 53 (1999) 115-129.
97. **J.M. Herrmann**, Heterogeneous photocatalysis: State of the art and present applications. *Top. Catal.*, 34 (2005) 49-65.
98. **J.M. Herrmann, M.N. Mozzanega, P. Pichat**, Oxidation of oxalic acid in aqueous suspensions of semiconductors illuminated with UV or visible light. *J. Photochem.*, 22 (1983) 333-343.
99. **Jenner H.A., Janssen Mommen J.P.M.**, 1993. Duckweed *Lemna minor* as a tool for testing toxicity of coal residues and polluted sediments. *Arch. Environ. Contam. Tox.*, 25, 3-11.
100. **Johnson F.O., Gilbreath E.T., Ogden L., Graham T .C., Gorham S.**, 2011 .Reproductive and developmental toxicities of zinc supplemented rats .*Reproductive Toxicology* 31,134-143.
101. **K. Gergova, A. Galushko, N. Petrov, V. Minkova**, Investigation of the porous structure of activated carbons prepared by pyrolysis of agricultural by-products in a stream of water vapor, *Carbon*, 30, 1992, 721-727.
102. **K. Ohlen, Y.K. Chang, W. Hegemann, C.R. Yin, S.T. Lee**, Enhanced degradation of chlorinated ethylenes in groundwater from a paint contaminated site by two-stage fluidized bed reactor, *Chemosphere*, 58, 2005, 373–377.
103. **K.G. McGuigan, T.M. Joyce, R.M. Conroy, J.B. Gillespie, M. Elmore-Meegan**, Solar disinfection of drinking water contained in transparent plastic bottles: characterizing the bacterial inactivation process, *Journal of Applied Microbiology* 84 (1998) 1138- 1148.

- 104. Karl H. Summera, Josef Lichtmaneggra, Nathan Bandowb, Don W.Choib, Alan A. Dispiritob, Bernhard Michalke, 2011.** The biogenic methanobactin is an effective chelator for copper in a rat model for Wilson disease. *Journal of Trace Elements in medicine and Biology* 25, 36-41.
- 105. Koné, D. 2002.** Lagunage à microphytes et à macrophytes (*Pistia stratiotes*) en Afrique de l'Ouest et du Centre : état des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Thèse de doctorat : École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Environnement naturel -Architectural and Construction Faculty (Suisse).
- 106. Krupnick A.J; Harrington W; Ostro B.** Ambient Ozone and Acute Health Effects: Evidence from Daily Data. *J Environ Econ Manage* (1990) 18: 1-18 p.
- 107. L. Heinz.** “Hybrid systems in seawater desalination – practical design aspects, present status and development perspectives, *Desalination*, 164, **2004**, 1-18.
- 108. Laatra M ; Chenini H. 2013.** Etude comparative entre deux plantes (*Typha latifolia* et *Phragmites Australis*) à accumuler le zinc (Zn). Université Mohamed Khider – Biskra.
- 109. Lagadic L. T ; Caquet J.C ; Amiard. 1997a.** Biomarqueurs en écotoxicologie.Aspects
- 110. Lagadic, L ; Caquet, T ; Amiard, J-C ; Ramade, F. 1998.** Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l’environnement. Paris : TEC&DOC. 307p.
- 111. Lasfar S., Monette F., Millette L. et Azzouz A. 2007.** Intrinsic growth rate: a new approach to evaluate the effects of temperature, photoperiod and phosphorus-nitrogen concentrations on duckweed growth under controlled eutrophication. *Water Res*, 41. 2333-2340p.
- 112. Lecoz, C ., Tassin, B ., Thevenot, D.1996.** Transfert des polluants dans les hydrosystemes. Paris : GREF. Presses de l’école nationale des ponts et chaussées. pp 85-95.
- 113. Leng R.A., Stamboli J.H et Bell R. (1995).**Duckweed apotential high protein feed resource for domestic animals and fish. *Livestock Research for Rural Development*, 1-36.
- 114. Lessler MA.** Lead and lead poisoning from antiquity to modern times. *Othio J Sci* .1988 ; 3 :78-84 .

- 115. Liu, H., Probst, A. et Liao, B., 2005.** Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). *Science of The Total Environment*, 339(1-3): 153-166.
- 116. M. Franceschi, A Girou, A.M. Carro-Diaz, M.T. Maurette, E. Puech-Costes,** Optimisation of the coagulation–flocculation process of raw water by optimal design method, *Wat. Res.*, 36, **2002**, 3561–3572.
- 117. M. Nieto-Suárez, G. Palmisano, M. L. Ferrer, M. Concepción Gutiérrez, S. Yurdakal, V. Augugliaro, M. pagliaro, F. del Monte,** Self-assembled titania- silica-sepiolite based nanocomposites for water decontamination. *J. Math. Chem.*, 19 (**2009**) 2070–2075.
- 118. M. Pin-Ching, S. Sharon, M.B. Daniel, H. Zheng, J.W. Edward, A.J. William,** Bactericidal Activity of Photocatalytic TiO₂ Reaction: Toward an Understanding of Its Killing Mechanism, *Applied and Environmental Microbiology* 65 (**1999**) 4094–4098.
- 119. M. Ravanchi, T. Kaghazchi, A. Kargari,** Application of membrane separation processes in petrochemical industry: a review, *Desalination*, 235, **2009**, 199–244.
- 120. M. Suwalsky, C. Schneider, H.D. Mansilla, J. Kiwi,** Evidence for the hydration effect at the semiconductor phospholipid-bilayer interface by TiO₂ photocatalysis, *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 78 (**2005**) 253-258.
- 121. Maherou, J ; Norest, S ; Ferrer, L.** Les métaux lourds, quels risques pour la santé. ASEF « *Association Santé Environnement France* ». (2013).
- 122. Mallick, N; Sharden, D.U ; Rail, C. 1996.** Removal of heavy metals by two free floating aquatic macrophytes. *Biomed. Environ. Sci* , 9. 399-407p.
- 123. Marcheoine, A. 1996.** Transport, énergie, environnement : modes de vie et comportements. Note ADEME, paris.
- 124. Mathis B.J., Cummings T.F., Gower M., Taylor M., King C., 1980.** Dynamics of manganese cadmium and lead. Dans : Experimental power plant ponds. *Hydrobiologia.*, 67, 197-206.
- 125. Mehria A., Mezouar M., 2014.** Synthèse et caractérisation d'un pyrochlore Bi₂O₃-Sb₂O₃-CoO. Application de la photocatalyse pour la dépollution .Mémoire de Master. Chimie .Universite de Saida.
- 126. Metcalf and Eddy,** *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th ed., McGraw-Hill Co., New York, p. 186, **2003**.

127. **Mo S.C., Choi D.S., Robinson J.W., 1989.** Uptake of mercury from aqueous solution by duckweed, the effects of pH, copper and humic acid. *J. Environ. Sci. Health A*, 24, 135-146.
128. **Mohamed Ben Ali. R., 2014.** Evaluation de la pollution des eaux issue de la zone industrielle de Skikda. Mémoire de Magister .Université Constantine.
129. **Mohammed F., Bchitou R., Nachid N., Bouhaouss A., (2011).** Effects of phosphoric acid, cadmium and chromium on the growth of argan trees, *Phys.Chem. News* 57, 128-134.
130. **Mohan B.S., Hosetti B.B., 1997.** Potential phytotoxicity of lead and cadmium to *Lemna minor* grown in sewage stabilisation ponds. *Environ. Pollut.*, 2, 233-238.
131. **Moore, J.W. et Ramamoorthy, S., 1984.** Metals in Water, Sediment and Soil Systems. Springer-Verlag, New York, 125 pp.
132. **Mouvet, C., 1979.** Utilisation des bryophytes pour l'étude de la pollution des écosystèmes par les métaux lourds et les radioéléments. *Revue de Biologie et d'Ecologie méditerranéenne*, 6(3-4): 193-204.
133. **Mouvet, C., 1984.** Métaux lourds et mousses aquatiques. Spéciations physico-chimiques, bioaccumulation et toxicité, Université de Liège, Belgique, 157 pp.
134. **Muller, S. 2004.** Plantes invasives en France. Nancy : Publications scientifiques du Muséum. 168p
135. **Newmaster, S.G., A.G. Harris et L.J. Kershaw,** Wetland Plants of Ontario, Lone Pines Printing and Queen's Printer for Ontario, Edmonton (Alb.) (1997).
136. **O. Carp, C.L. Huisman, A. Reller,** Photoinduced reactivity of titanium dioxide. *Prog. Solid State Chem.*, 32 (2004) 33–177.
137. **O.-P.-S., 1987.** Guías para la Calidad del Agua Potable. Criterios relativos a la salud y otra información de base. Publicación científica 506. Organización Panamericana de la Salud, Washington, 350 pp.
138. **OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques),** OECD Lemna Growth Inhibition Test, version provisoire (juin 1998).
139. **OCDE (Organisation de coopération et de développement économiques),** OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Revised Proposal for a New Guideline 221, Lemna sp. Growth Inhibition Test, Ligne directrice provisoire 221 (juillet 2002).
140. **OIE,** Office international de l'eau. (1997).
141. **Olivier A. (2015);** Chimie pollution des eaux souterraines ; Ed .Lavoisier. Paris .P137

142. **ONA.2008.** La station d'épuration de la ville de Tiaret.13p + Annexes.
143. **Oron G. et Willers H. (1989).** Effects of wastes quality on treatment efficiency with duckweed. *Water Science and Technology* .639-645.
144. **Ozenda, 1982.** Les végétaux dans la biosphère. Ed Doin Paris 431p.
145. **P. Hartemann,** Contamination des eaux en milieu professionnel, EMC-Toxicologie Pathologie 1, **2004**, 63–78.
146. **P. Schmid, M. Kohler, R. Meierhofer, S. Luzi, M. Wegelin,** Does the reuse of PET bottles during solar water disinfection pose a health risk due to the migration of plasticisers and other chemicals into the water?, *Water Research* 42 (**2008**) 5054-5060.
147. **Pagotto C., 1999.** « Etude sur l'émission et le transfert dans les eaux et les sols les éléments traces métalliques et des hydrocarbures en domaine routier », Thèse de Doctorat, Université de Poitier.
148. **Papanikolaou N.C., Hatzidaki E.G., Belivanis S., Tzanakakis G.N. and Tsatsakis A.M., 2005** q<A. Lead toxicity update, A brief review. *Med. Sci. Monitoring*, 11, 329-336.
149. **Paz Y.,** Preferential photodegradation- why and how? *Comptes Rendus Chimie*, 9 (**2006**) 774-787
150. **Perniel, M ., Ruan, R.,and Martinez, B.1998.** Nutrient removal from a stormwater detention pond using duckweed. *Applied Engineering in Agriculture*. 14 (6): pp 605-609.
151. **Pérez-Quintanilla D.,Sanchez A., del Hierro I. ,Fajardo M., Sierra I.,2007.**Preparation,characterization, and Zn(2+) adoption behavior of chemically modified MCM-41 with 5-mercapto-1-methyltetrazole. *J Colloid Interface Sci*. 313(2),551-562.
152. **Peter T.J, Biggs S.J., Weir L.K. et Keating A.B, (2003).**Nitrate in ground waters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia- *Agriculture.photocatalytic oxidation*, *Journal of Applied Microbiology* 92 (**2002**) 920-926.
153. **Picot, A ; 1998. Proust, N.** Le mercure et ses composés, l'actualité chimique. pp 16-24.
154. **Pierre M. 2000.** Pollution Atmosphérique : Causes, Conséquences et Solutions. Ed. Ellipses, Paris, 213p.

- 155. Plumlee G.S. et Ziegler T.L., 2003.** The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In : B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Teatise on Geochemistry. Elsevier-PergamonOxford, pp. 264-310.
- 156. Porath D., Hepher B. et Koton A. (1979).**Duckweed as an aquatic crop : Evaluation of clones for aquaculture. Aquatic Botanic, 273-278.pp.859, **1998**.
- 157. Piscopo A., Robert D., Weber J.V.,** Applied Cata. B: Env. 35(**2001**) 117-114.
- 158. R. Butler, S. Ehrenberg, A.R. Godley, R. Lake, L. Lytton, E. Cartmell,** Remediation of bromate-contaminated groundwater in an ex situ fixed-film bioreactor, *Sci. Total Environ.*, 366, **2006**, 12–20.**R. Swanepoel, J.** Phys. E, Sci. Instrum. 16, pp. 1214, **1983**.
- 159. R.H. Reed,** Solar inactivation of faecal bacteria in water the critical role of oxygen, Letters in Applied Microbiology 24 (**1997**) 276-280.
- 160. Ramade F. 1992.** Précis d'Ecotoxicologie. Ed. Masson. Paris. 224 p.
- 161. Ramade F. 2003.** Eléments d'écologie. Ecologie fondamentale ; cours. Paris : Dunod.690p.
- 162. Ramade F., 2007.** Introduction à l'Eco-toxicologie Fondements et Applications. Ed.TEC/DOC., Lavoisier, Paris, 618 p.
- 163. Rio B., 2006.** L'eau et la vie. Edition du Dauphin, 217 p.
- 164. Robert D., Piscopo A., Weber J.V.,** Selective solar photodégradation of organopollutant mixtures in water. Solar Energy, 77 (**2004**) 553-558.
- 165. Rodier, J. 1996.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Tome I. Paris : Dunod. 655p.
- 166. S. Chatterjee, S. Sarkar, S.N. Bhattacharyya,** Photodegradation of phenol by visible light in the presence of colloidal Fe₂O₃. J. Photochem. Photobiol., A 81 (**1994**) 199-203.
- 167. S. Helali.** Application de la photocatalyse pour la dégradation des polluants chimiques et bactériologiques dans l'eau en utilisant des catalyseurs irradiés par des photons de lumière naturelle ou artificielle (UV-A /UV-B). Thèse de doctorat . Université Claude Bernard - Lyon I, **2012**. Français.
- 168. S. Pigeot-Rémy, F. Simonet, E. Errazuriz-Cerda, J.C. Lazzaroni, D. Atlan, C. Guillard,** Photocatalysis and disinfection of water: Identification of potential bacterial targets, Applied Catalysis B: Environmental 104 (**2011**) 390-398.

- 169. Saint-Maxent T. 2002.** Les espèces animales et végétales susceptibles de proliférer dans les milieux aquatiques et subaquatiques. Fiches synthèse espèces végétales. 143p.
- 170. Salines G ; Boudet C.** Biosurveillance, écosurveillance. *Environnement Risque Santé* **2011** ; 10 : 417-8.
- 171. Sally Z., 2009.** Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Hydrologie. Ecole des Ponts ParisTech. Français.
- 172. Satoh M., Koyama H., Kaji T., Kito H., Tohyama C., (2002).** Perspectives on cadmium toxicity research, *Tohoku Journal of Experimental Medicine*, 196, 23-32. *Sci. 9*, 130-136.
- 173. Scal-Air.** Actualités : L'information sur la qualité de l'air. (2010) N° 7 juillet – décembre.
- 174. Seidl M .et Mouchel J.M., 2003 .** Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement. Centre d'enseignement et de recherche Eau /Ville Environnement, Centre conjoint de l'ENGREF, de l'ENPC et de l'UPVM.
- 175. Semadi, F .2010.** Faisabilité du traitement des eaux d'un Oued chargé en éléments traces métalliques (ETM) par filtres plantés de macrophytes *Phragmites australis* : cas de l'oued Meboudja, Annaba, Algérie. Thèse de doctorat, université de Annaba, 230 p.
- 176. Stieb, D.M; Beveridge, R.C; Brook J.R; Smith-Doiron, M; Burnett, R.T; Dales, R.E; Beaulieu, S; Mamedov, A.** Air pollution, aeroallergens and cardiorespiratory emergency department visits in Saint John, Canada. *J Exposure Anal Env Epidemiol*: (2000) 10:461–477 p.
- 177. T. Leiknes,** The effect of coupling coagulation and flocculation with membrane filtration in water treatment: A review, *Journal of Environmental Sciences*, 21, 1, **2009**, 8-12.
- 178. T. Matsunaga, R. Tomoda, T. Nakajima, H. Wake,** Photoelectrochemical sterilization of microbial cells by semiconductor powders, *FEMS Microbiology Letters* 29 (**1985**) 211-214.
- 179. T. Matsunaga, R. Tomoda, T. Nakajima, N. Nakamura, T. Komine,** Continuous-Sterilization System That Uses Photoconductor Powders, *Applied and Environmental Microbiology* 54 (**1988**) 1330.

- 180. T. Saito, T. Iwase, J. Horie, T. Morioka**, Mode of photocatalytic bactericidal action of powdered semiconductor TiO₂ on mutans streptococci, *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology* 14 (1992) 369-379.
- 181. T.M. Joyce, K.G. Mcguigan, M. Elmore-Meegan, R.M. Conroy**, Inactivation of fecal bacteria in drinking water by solar energy, *Applied and Environmental Microbiology* 62 (1996) 399–402.
- 182. Texier S. (2008)**. Dispersion et survie des populations de bactéries fécales bovines dans le sol des écosystèmes pâturés subalpins : conséquences sur le transfert bactérien dans les bassins versants. Thèse de doctorat. Université de Savoie. 170 p. + annexes.
- 183. Tkalec M., Vidakovic Cifrek Z., Regula I., 1998**. The effect of oil industry «high density brines» on duckweed *Lemna minor* L. *Chemosphere.*, 13, 2703-2715. today 129 (2007) 152-160.
- 184. Town R.M., Fillala M., 2002**. Implication of natural organic matter binding heterogeneity on understanding lead (II) complexation in aquatic systems. *The science of total environment*, Vol. 300, p. 143-154.
- 185. U. Von Gunten**, Ozonation of drinking water : part (II).Disinfection and by-product formation in presence of bromide, iodide or chlorine, *Water Res.*, 2003, 37, 1469-1487.
- 186. V. Kissine, S. Voroshilov et V. Sysoev**, *Sensors and Actuators*, B 55, pp. 55, 1999.
- 187. VaillanT.**, Perfectionnement et nouveautés pour l'épuration des eaux résiduaires, Editions Eyrolles, collection de BCE OM. (1974) 412.
- 188. Vernozy-Rozand C., Roze S., 2003**. Bilan des connaissances relatives aux *Escherichia coli* producteurs de Shiga-toxines (STEC). Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments. (A.F.S.S.A.). Maisons-Alfort. FRA.Pages 2Op
- 189. Vigneau-Hermellin, M. 2000**. Fleuves et rivières, l'état des lieux. Lyonnaise des eaux. Paris. pp 32-46.
- 190. W.H. Glaze**, Drinking water treatment with ozoneeeeeeee, *Environmental Science & Technology* 21 (1987) 224-230.
- 191. Wang W., 1986**. Toxicity tests of aquatic pollutants by using common Duckweed. *Environ. Pollut. B*, 11, 1-14.
- 192. Wang, W.**, « Literature Review on Duckweed Toxicity Testing », *Environmental Research*, 52:7–22 (1990).
- 193. Who, 2004**. Guidelines for drinking-water quality, third edition – Chemical fact Sheets.

194. **Witting, R.** General aspects of biomonitoring heavy metals by plants. In: Markert, B.(Ed), *Plants as Biomonitors*. VCH, Weinheim, Germany, (1993): 3-27.
195. **Wolff, P. and Landolt, E. 1994.** Spread of *Lemna turionifera* (Lemnaceae), the red duckweed, in Poland. *Fragmenta Floristica and Geobotanica*.39 (2): pp 439-451.
196. **World Health Organization, *Guidelines for drinking-water quality*, 2004**, 3rd ed., vol. 1 recommendations, Geneva, p. 366.
197. **World Health Organization, *Guidelines for drinking-water quality*, 2006**, first addendum to 3rd ed. vol. 1 recommendations, Geneva. p. 68.
198. **Xia Y.M., (1996).** Trace Elements in Health and Diseases. *Biomed Environ*
199. **Y. Horie, D.A. David, M. Taya, S. Tone,** Effects of Light Intensity and Titanium Dioxide Concentration on Photocatalytic Sterilization Rates of Microbial Cells, *Industrial & Engineering Chemistry Research* 35 (1996) 3920-3926.
200. **Yi Hu, S. –H. Hou. 2004.** *Materials Chemistry and Physics*, 86. 21-25p.
201. **Z. Huang, P.C. Maness, D.M. Blake, E.J. Wolfrum, S.L. Smolinski, W.A. Jacoby,** Bactericidal mode of titanium dioxide photocatalysis, *Journal of Photochemistry and photobiology A: Chemistry* 130 (2000) 163-170.
202. **Zaimeche S., 2015 .**Contribution à l'étude de l'action d'agents polluants sur des végétaux bioindicateurs ; Doctorat en Sciences: Eco toxicologie. Université de Constantine.
203. **Zayed A., Gowthaman S., Terry N., 1998.** Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. *J. Environ. Qual.*, 27, 715-721.
204. **Zerhouni, R.A ; Bouya, D ; C. Ronneau ; Cara, J. 2004.** «Étude de l'absorption des phosphates, azote, chrome et cadmium par trois algues vertes isolées à partir d'effluents urbains». *Revue des sciences de l'eau/ Journal of Water Science*, vol. 17, n° 3. 317-328p.
205. **Zgheib S., (2009).** « Flux Et Sources Des Polluants Prioritaires Dans Les Eaux Urbaines En Lien Avec L'usage Du Territoire », Thèse de Doctorat de l'école Nationale des Ponts et Chaussées.

Biblio net

Webmaster1 : *World weather- Local weather Forecast* (page consultée le 12/02/2017).

Adresse URL : [http : // www.tutempo.net](http://www.tutempo.net)

Résumé

Résumé

L'objectif principal de ce travail est d'étudier d'une part, l'emploi de végétaux bio-indicateurs d'accumulation des métaux lourds, par l'utilisation de la plante aquatique *Lemna minor* installée directement dans trois différents types d'eau (eau usée ; eau épurée et eau de Barrage DAHMOUNI). Les résultats montrent la capacité d'accumuler les polluants tels que le Plomb, le Zinc et le Cuivre par la plante aquatique *Lemna minor*.

D'autre part, nous avons étudié l'effet d'un procédé photo-catalytique sous l'irradiation UV par l'utilisation de photo-catalyseur semi-conducteur : le dioxyde d'étain (SnO_2) pour potabiliser et désinfecter des eaux. Cette partie détermine l'efficacité de ce processus photo-catalytique vis-à-vis de l'élimination des polluants et l'inactivation bactériennes d'une eau usée.

Mots clés : Bio-surveillance, Lentille d'eau, métaux lourds, Bactéries, Photo-catalyse, Dioxyde d'étain (SnO_2), Irradiation UV.

Abstract

The aim of this work is to study on the one hand, the use of bio-indicators of heavy metal accumulation by the use of the *Lemna minor* aquatic plant directly installed in three different types of water (waste water; purified water and DAHMOUNI dam water).

The results show the ability to accumulate pollutants such as Lead, Zinc and Copper by the aquatic plant *Lemna minor* in the different types of water used in this study.

On the other hand, we have studied the effect of a photocatalytic process under UV irradiation by the use of semiconductor photocatalyst: tin dioxide (SnO_2) to potabilize and disinfect water. This part determines the efficiency of the photocatalytic process with regard to the elimination of pollutants and the bacterial inactivation of waste water.

Key-words: Bio-surveillance, Water lentils, heavy metals, Bacteria, Photocatalysis, Tin dioxide (SnO_2), UV irradiation.

ملخص:

الهدف من هذا العمل هو من جهة، دراسة عمل نباتات المؤشرات البيولوجية في تراكم المعادن الثقيلة وذلك باستعمال النبتة البحرية "ليمنا مينور" المثبتة مباشرة في ثلاثة انواع مختلفة من المياه (ماء مستخدم، ماء نقي، وماء سد الدحموني). النتائج تبين قدرة تراكم الملوثات خاصة الرصاص، الزنك والنحاس بواسطة النبتة البحرية "ليمنا مينور".

من جهة اخرى، درسنا فعالية عملية التحفيز الضوئي تحت الاشعاع مافوق البنفسجي باستعمال المحفز النصف ناقل ثنائي أكسيد القصدير من اجل تطهير وتعقيم المياه. هذا الجزء يحدد فعالية عملية التحفيز الضوئي بالنسبة لإزالة الملوثات وتثبيط البكتيريا الموجودة في مياه الصرف الصحي.

الكلمات المفتاحية: الرصد الحيوي، عدسة الماء، المعادن الثقيلة، التحفيز الضوئي، ثنائي أكسيد القصدير، الاشعاع مافوق البنفسجي.