

N° d'ordre.....

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



UNIVERSITÉ DJILLALI LIABES DE SIDI BEL ABBES
FACULTÉ DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE
Département des Sciences de l'Environnement

THESE DE DOCTORAT EN SCIENCES

Présentée par :

Mme CHAFAA Meriem

Spécialité : Sciences de l'Environnement

Option : Environnement

Intitulée

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*

Soutenue le 14/06/2015

Devant l'honorable jury composé de :

Président de jury : Pr BENYAHIA Mohamed..... (Professeur, UDL/SBA)

Examineurs : Dr AMIRAT Mokhtar (M.C.A, Univ. Tiaret)

: Dr REZZOUG Waffa (M.C.A, Univ. Tiaret)

Directeur de thèse : Pr MAATOUG M'hamed (Professeur, Univ. Tiaret)

Co Directeur de thèse : Pr HELLAL Benchaben..... (Professeur, UDL/SBA)

Année universitaire 2014 – 2015

Remerciements

Tout d'abord, tout louange à Dieu qui nous a fourni le courage, la capacité et la patience pour réaliser ce modeste projet avec toutes ses difficultés et ses obstacles. Au terme de ce travail, je tiens à exprimer mes sincères gratitude et remerciements à tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin à l'élaboration de la présente étude et qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à ma formation scientifique.

Toutes mes reconnaissances à mes chers parents qui n'ont jamais cessé de m'encourager et me soutenir tout au long de cette étude.

*C'est avec un grand plaisir que je saisis, l'occasion offerte par l'achèvement de ma thèse de doctorat pour remercier vivement, en premier lieu, mon Directeur de recherche **Monsieur MAATOUG M'hamed** professeur à l'université de Tiaret qui a dirigé ce travail pas à pas , avec beaucoup d'attention , de patience et d'intérêt, et qui m'a fait bénéficier durant ces années de ses conseils et de sa très grande compétence. Je tiens également à lui exprimer toute ma reconnaissance pour la confiance qu'il m'a témoignée au cours de cette recherche.*

*J'adresse également mes remerciements à mon co-directeur **Mr HELLAL Ben Chaaben**, professeur à l'université de Sidi bel abbesse.*

*Je tiens à remercier vivement **Mr BENYAHIA Mohamed**, professeur à l'université de Sidi bel abbesse, qui me fait l'honneur de sa présence en tant que président de jury, ainsi que **Madame REZZOUG Waffa** maitre de conférences A et **Mr AMIRAT Mokhtar**, maitre de conférences A à l'université de Tiaret, qui m'ont honoré en acceptant d'examiner mon travail.*

Je remercie très sincèrement tout le personnel de la station d'épuration de Tiaret (STEP), ainsi que le personnel de la faculté des Sciences de la Nature et de la Vie , de l'université de Tiaret.

Nous nous excusons d'avoir oublier certaines personnes qui ont collaboré directement ou indirectement à notre formation et la réalisation de ce modeste travail.

En fin que chacun trouve dans ce mémoire l'expression de notre louable confiance.

Dédicace

A la mémoire de mon frère CHAFAA ZAKARIA

اللهم أرحم أخِي وأغفر له، اللهم سدد خطاه، وطيب ثراه واجعل الجنة مثواه اللهم وسع مدخله وأكرم نزله واغفر له يا أرحم الراحمين، اللهم أبد له دارا خيرا من داره وأهلا خيرا من أهله.

اللهم آتنا الصبر والسلوان

يا رب يا رحمان

*J'implore DIEU tout puissant pour qu'il t'accorde sa
miséricorde et t'accueille dans son vaste paradis.*

Ta soeur qui ne se remettra jamais de ta perte

Je dédie ce travail de doctorat, à mes parents ;

Mon mari, mon fils ;

à mes frères ;

à ma belle-famille ;

et à toutes mes amies.

Meriem

Table des matières

Liste des abréviations

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction générale 1

PARTIE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE01: Généralités sur pollution des eaux

1. Généralités sur pollution des eaux	6
1.1. Définition	6
1.2. Paramètres de la pollution de l'eau	6
1.2.1. La température.....	6
1.2.2. Le pH.....	6
1.2.3. Conductivité électrique CE	7
1.2.4. Matières en suspension MES	7
1.2.5. Demande biologique en oxygène DBO.....	7
1.2.6. Demande chimique en oxygène DCO	7
1.3. Différents types de pollution.....	7
1.3.1. Pollution physique	7
1.3.1.1. Pollution par chaleur	7
1.3.1.2. Pollution par matière en suspension MES	8
1.3.1.3. Pollution par radioactivité.....	8
1.3.2. Pollution chimique	8
1.3.2.1. Pollution par les métaux lourds.....	8
1.3.2.2. Pollution par le phosphore	8
1.3.3. Pollution organique	8
1.3.4. Pollution microbiologique	9
1.4. Effet de la pollution de l'eau	9
1.4.1. Effet sanitaire	9
1.4.2. Effets écologiques	9

CHAPITRE 02: Les eaux usées : nature, caractéristiques et risques

2. Les eaux usées : nature, caractéristiques et risques	11
2.1. Définition	12
2.2. Origine des eaux usées	12

2.2.1. Les rejets domestiques.....	12
2.2.2. Les eaux agricoles.....	13
2.2.3. Les eaux de ruissellement	13
2.2.4. Les rejets industriels.....	13
2.3. Composition des eaux usées	14
2.3.1. Les microorganismes.....	15
2.3.1.1. Les bactéries.....	15
2.3.1.2. Les virus.....	16
2.3.1.3. Les protozoaires	17
2.3.1.4. Les helminthes.....	18
2.3.2. Eléments traces et métaux lourds.....	18
2.3.3. Substances nutritives	20
2.3.4. Autres paramètres caractéristiques	21
2.3.4.1. Matière en suspension et matière organique.....	21
2.3.4.2. Eléments toxiques organiques	21
2.3.4.3. Salinité.....	22
2.4. Réutilisation des eaux usées.....	22
2.4.1. Modes de réutilisation des eaux usées traitées.....	23
2.4.1.1. Agriculture et Aquaculture.....	23
2.4.1.2. Secteur industriel	24
2.4.1.3. Milieu urbain et périurbain	24
2.5. Risques associés à la réutilisation des eaux usées	25
2.5.1. Risque sanitaire	25
2.5.2. Risques environnementaux.....	25
2.5.2.1. La salinisation du sol.....	25
2.5.2.2. Accumulation de métaux dans le sol.....	26
2.5.2.3. Effet de l'irrigation par les EU sur les propriétés physico-chimiques du sol.....	27
2.5.2.4. Effet de l'irrigation par les EU sur les plantes cultivées	27
2.5.2.5. Impact de l'irrigation par les EU sur la nappe phréatique.....	28

CHAPITRE 03:Etude des métaux lourds

3. Etude des métaux lourds	29
3.1. Définition des métaux lourds	29
3.2. Caractéristiques des métaux lourds	29
3.3. Origine des métaux lourds.....	31
3.4. Principales propriétés physico-chimiques des métaux lourds	33
3.4.1. Solubilité.....	33
3.4.2. Stabilité.....	34

3.4.3. Volatilité	34
3.5. Les sels métalliques	34
3.6. Rejets des métaux lourds dans l'eau	35
3.6.1. Eau et métaux lourds.....	35
3.6.2. Difficultés d'analyse.....	36
3.6.2.1. Difficultés de mesure	36
3.6.2.2. Difficultés d'analyse	36
3.6.2.2.1. Solubilité.....	36
3.6.2.2.2. Lieux d'accumulation.....	37
3.6.2.2.3. Biodisponibilité et changement de forme du contaminant	38

CHAPITRE 04: Métaux lourds dans la plante

4. Métaux lourds dans la plante.....	39
4.1. Les facteurs régissant la disponibilité des métaux lourds et leur dynamique	39
4.1.1. Facteurs liés aux végétaux.....	39
4.1.1.1. Variabilité des espèces	39
4.1.1.2. Rétention et niveau d'accumulation des métaux lourds dans le végétal	39
4.1.1.3. Age de la plante et variations saisonnières.....	40
4.2. Accumulation des métaux lourds dans la plante	40
4.2.1. Absorption racinaire.....	41
4.2.2. Translocation	41
4.2.3. Accumulation.....	42
4.3. Toxicité et tolérance	42
4.3.1. La paroi cellulaire des racines.....	42
4.3.2. Prise en charge des métaux dans le cytosol.....	43
4.3.2.1. Phytochélatines	43
4.3.2.2. Acides organiques	44
4.4. Dépôts métalliques : localisation et composition	44
4.5. Effets des métaux lourds	45
4.5.1. Impact sur l'environnement et la santé	45
4.5.2. Impact sur la vie aquatique	45

CHAPITRE 05 : Bio surveillance végétale

5. Biosurveillance végétale.....	48
5.1. Définition	48
5.1.1. La bio-surveillance sensible ou la bio-indication à effets éco-toxicologiques	48
5.1.2. La bio-surveillance accumulative	49
5.2. Végétaux utilisés en bio-surveillance	50
5.3. Application des méthodes de bio-surveillance	51

5.4. Stratégie de mise en œuvre de la bio-surveillance	51
5.4.1. Biosurveillance passive.....	51
5.4.2. Biosurveillance active	52
5.5. Intérêts et limites pratiques des méthodes de bio-surveillance végétale	53
5.5.1. Intérêts	53
5.5.2. Limites	54
5.6. Avantages et inconvénients de la bio-surveillance	54
5.6.1. Avantages	54
5.6.2. Inconvénients	54

CHAPITRE 06: Généralités sur les plantes étudiées

6. Généralités sur les plantes étudiées	55
6.1. Lentille d'eau (<i>Lemna minor</i>).....	55
6.1.1. Définition.....	55
6.1.2. Taxonomie de l'espèce.....	55
6.1.3. Ecologie et culture de l'espèce.....	56
6.2. Spyrogyre (<i>Spirogyre link sp</i>)	57
6.2.1. Definition.....	57
6.2.2. Taxonomie de l'espèce	58
6.2.3. Ecologie et culture de l'espèce.....	58
6.2.4. Distribution actuelle et biotope	58
6.3. Bryophytes (<i>Fontinalis antipyretica</i>)	59
6.3.1. Définition.....	59
6.3.2. Taxonomie de l'espèce.....	60
6.3.3. Ecologie des bryophytes.....	60
6.3.3.1.L'humidité	60
6.3.3.2. La lumière	60
6.3.3.3. La nature physique du substrat.....	60
6.3.3.4. Le pH.....	61

PARTIE II : ETUDE EXPERIMENTALE

CHAPITRE 01 : Zone d'étude

1 .Zone d'étude	62
1.1. Situation géographique	62
1.2. Aperçu pédologique	63
1.3. Aperçu géomorphologique.....	63
1.4. Aperçu hydrographique.....	64

1.4.1. Réseau hydrographique	64
1.4.2. Réseau d'assainissement.....	65
1.5. Aperçu climatologique.....	66
1.6. Présentation de la station d'épuration de Tiaret	67
1.6.1. Situation géographique de la station d'épuration des eaux usées de Tiaret.....	67
1.6.2. Caractéristiques générales de la station d'épuration	69
1.6.3. Avantages du procédé.....	70
1.7. Barrage de Dahmouni.....	70
1.7.1. Les affluents	70
1.7.2. Caractéristiques du barrage	71
1.7.3. Utilisation des eaux du barrage en domaine agricole.....	71

CHAPITRE 02: Origine du matériel expérimental

2. Origine du matériel expérimental	73
2.1. Description de la bio-station	73
2.2. Choix des plantes.....	73
2.3. Choix des métaux	74
2.3.1. Le plomb (Pb)	74
2.3.2. Le Zinc (Zn) et le Cuivre (Cu).....	75

CHAPITRE 03 : Mise en place du protocole expérimental

3. Mise en place du protocole expérimental.....	76
3.1. Implantation	76
3.2. Prélèvement des échantillons	77
3.3. Préparation des solutions et extraction des éléments métalliques.....	77
3.3.1. Déshydratation des plantes.....	77
3.3.2. Broyage.....	77
3.3.3. Minéralisation et mise en solution	77
3.4. Les analyses statistiques.....	78

CHAPITRE 04 : Résultats et discussion

4. Résultats et discussion	80
4.1. Développement des végétaux dans la bio-station	80
4.2. Teneurs en éléments traces métalliques (Pb, Cu et Zn) dans les échantillons	80
4.3. Variation d'accumulation des espèces bio-indicatrices	82
4.3.1. Cas du plomb.....	83
4.3.2. Cas du Zinc.....	83
4.3.3. Cas du cuivre	84
4.4. Discussion	84
4.4.1. Cas des algues.....	85

4.4.2. Cas des plantes aquatiques (la lentille d'eau)	86
4.4.3. Cas des bryophytes.....	87
4.5. Evolution des concentrations des métaux lourds en fonction de la date du prélèvement	90

Conclusion.....	93
------------------------	-----------

Références bibliographiques

Liste des abréviations

% : Pourcentage

°C : Degré Celsius

ADE : Algérie Des Eaux

AEP : Alimentation en eau potable

AEI : Alimentation en Eau Industrielle

ANRH : Agence Nationale des Ressources Hydrauliques

As : arsenic

Ba : Baryum

CE : Conductivité électrique

CEC : capacité d'échange cationique

Cd : Cadmium

Cl : Chlorure

cm : centimètre

Co : cobalt

Cu : Cuivre

Cr : Chrome

Cs : Césium

DBO : demande biologique en oxygène

DCO : demande chimique en oxygène

DREW : Direction des ressources en eau de la Wilaya de Tiaret

dS : deci siemens

EH : équivalents-habitants

ENSM : école nationale supérieure des mines

ETM : éléments en traces métalliques

EU : eau usée

EUT : eau usée traitée

FAO : Food and Agriculture Organization

Fe : fer

g : gramme

ha : Hectare

Hg : mercure

HgS : sulfure de mercure

HPA : hydrocarbures polycycliques aromatiques

HPC : Haut Plateaux Centre

j : jour

K : potassium

kg : kilogramme

Km : kilomètre

km² : Kilomètre carré

l : litre

l/s : litre par seconde

M :mole

m : mètre

m³ : mètre cube

MADR : Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural

ME : élément métallique

MES : Matière en suspension

mg : milligramme

mg.L⁻¹ : Milli gramme par litre

mg.Kg⁻¹ : Milli gramme par kilogramme

ml: millilitre

mm : millimètre

Mn : manganèse

Mo : molybdène

MO : matière organique

MS : Matière sèche

m/s : mètre par seconde

N : Azote

NGA : Nord Geographique Algerien

Ni : nickel

NO₃ : Nitrate

OH : Hydroxyde

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ONA : Office Nationale d'Assainissement

P : phosphore

P : précipitation

Pb : Plomb

PCB : Polychlorobiphényle

pH : Potentiel hydrogène

ppm : partie par million

RS : résidu sec

S : Soufre

SAR : ratio du Sodium Absorbable

Se : Selicium

SO² : dioxyde de soufre

SO₄: Sulfate

STEP: Station d'épuration

T : Température

V : Volume

Zn : Zinc

µs : Micro Siemens

µg : micro gramme

Liste des tableaux

Tableau 1 : Les principales bactéries pathogènes des eaux usées et leurs effets pathogènes

Tableau 2 : Les principaux virus des eaux usées et leurs effets pathogènes

Tableau 3 : Limites recommandées en éléments traces (mgL^{-1}) dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation

Tableau 4 : Métaux lourds dans la classification périodique

Tableau 5 : Sources des métaux

Tableau 6 : Le rapport entre le flux lié à l'activité humaine et le flux naturel

Tableau 07 : Etat des métaux dans l'eau

Tableau 8 : Effets de quelques éléments métalliques

Tableau 9: Comparaison entre la bio-surveillance passive et bio-surveillance active

Tableau10 : Données climatiques relatives à la région de Tiaret

Tableau 11 : Teneurs en Pb, en Zn et en Cu par les trois végétaux

Liste des figures

Figure 1 : Intégration des eaux usées traitées dans le cycle général des ressources en eau

Figure 2 : Schéma du circuit des eaux usées

Figure 3 : Cycle géochimique simplifié des métaux

Figure .4: Schéma de *Lemna minor*

Figure .5: Photos de *Lemna minor*

Figure .6: Schéma de *Spyrogyra link sp*

Figure .7: Photos de *Spyrogyra link sp*

Figure .8: Photos de *Fontinalis antipyretica*

Figure 9 : Délimitation administrative de la wilaya de Tiaret

Figure 10 : Situation hydrographique de la wilaya de Tiaret

Figure11: Schéma directeur des principaux collecteurs de la ville de Tiaret

Figure 12 : Situation géographique de la station d'épuration de Tiaret

Figure 13: Vue générale de la station d'épuration de Tiaret

Figure 14 : Maquette de la STEP de la Ville de Tiaret

Figure 15 : Les principaux collecteurs des eaux usées de la ville de Tiaret vers la station d'épuration

Figure 16: schéma représentatif de l'implantation de la bio-station dans la station d'épuration de Tiaret

Figure 17 : Spectromètre d'absorption atomique à flamme (FAAS)

Figure 18 : Les différentes étapes d'analyse de minéralisation et de dosage des métaux lourds dans les plantes

Figure 19 : Variations des teneurs en Pb pour les trois espèces

Figure 20: Variations des teneurs en Zn pour les trois espèces

Figure 21: Variations des teneurs en Cu pour les trois espèces

Figure 22 : Evolution des concentrations du plomb, du zinc et de cuivre en fonction de la date de prélèvement

Résumé

Un dispositif expérimental a été mis au point et validé pour surveiller la qualité des eaux de rejet des stations d'épuration d'Ain bouchakif de Tiaret (Algérie) au moyen de végétaux aquatiques durant la période de Mars 2012 à Aout 2012, dont le but était l'étude de la possibilité de détection de végétaux bio-indicateurs d'accumulation des métaux lourds dans les eaux usées épurées . Ce dispositif ou « bio-station » a fourni des premiers résultats particulièrement intéressants : les végétaux bioindicateurs choisis, *Lemna minor*, *Spyrogyra link sp* et *Fontinalis antipyretica*, ont pu d'une part se développer dans les eaux de rejet en accumulant nettement les métaux lourds ; d'autre part permettre la détection de ces micropolluants, même lorsqu'ils étaient indétectables dans l'eau.

Les résultats obtenus, durant cette étude, ont permis de révéler une forte contamination des eaux usées épurées par les métaux lourds notamment plomb, zinc et cuivre, dont les valeurs enregistrées pour le Pb sont $29,17 \pm 25,66$ ug/g (*Spyrogyra link sp*), $48,43 \pm 39,07$ ug/g (*Fontinalis antipyretica*) et $16,78 \pm 12,37$ ug/g (*Lemna minor*). Les plus grandes valeurs sont observées pour le Cu et Zn avec, respectivement, $275,93 \pm 235,20$ ug/g, $416,52 \pm 285,88$ ug/g et $213,92 \pm 137,07$ ug/g pour le cas de Cu. Par contre le Zn enregistre les concentrations suivantes : $917,04 \pm 654,40$ ug/g , $1040,48 \pm 848,34$ ug/g et $545 \pm 368,76$ g/g respectivement.

Nous avons constaté que les teneurs en Pb, Zn et Cu s'évaluent en fonction de la date de prélèvement. Pour le cas de *Fontinalis antipyretica*, les concentrations du plomb mesurées pendant 10 jours de prélèvements sont comprises entre 2,54 ug/g et 15,63 ug/g, alors qu'elles enregistrent son maximum de 112,10 ug/g dans le dernier jour de prélèvement ; si on les compare avec celles de la *Spyrogyra link sp* et *Lemna minor*, elles dépassent largement ses valeurs enregistrées qui sont de l'ordre de 87.59 ug/g et 34.67 ug/g respectivement. De même les concentrations du zinc enregistrées pour *Spyrogyra link sp* durant la même période se situent entre 91.77 ug/g et 322.70 ug/g ou elle peut atteindre sa valeur maximale qui est de l'ordre de 2387.14 ug/g, ainsi que *Lemna minor* enregistre son maximum de 1287.49 ug/g pour cette même période, ces valeurs sont inférieures de celle enregistrée par *Fontinalis antipyretica* qui est de 2482,51 ug/g. Pour le cas du Cu, *Fontinalis antipyretica* enregistre une valeur oscillant entre 58,76 ug/g et 197,12 ug/g et qui atteint son maximum de 897,07 ug/g dans le dernier jour de prélèvement, cette valeur dépasse celles enregistrées par *Lemna minor* et *Spyrogyra link sp*.

Il apparaît donc qu'une « bio-station » équipée de végétaux sentinelles peut être un dispositif complémentaire performant et économique pour surveiller en continu la contamination des eaux de rejet des stations d'épuration avant leur arrivée aux barrages.

Mots clés : Bio-station, *Lemna minor*, *Spyrogyra link sp*, *Fontinalis antipyretica*, accumulation, métaux lourds, bio-surveillance, Tiaret, Algérie.

Abstract

An original device has been developed and validated to monitor water quality with aquatic plants at the exit of wastewater treatment with plants in Ain bouchakif in Tiaret (Algeria) during the period from March 2012 to August 2012 . whose aim was to study the possibility of detecting bio-indicator plants accumulation of heavy metals in treated wastewater . This device or « bio-station » has provided first particularly interesting results: the selected bio-indicator plants (*Lemna minor* ,*Spyrogyra link sp* and *Fontinalis antipyretica*) are able on one hand to grow in the effluents with a significant accumulation of heavy metals, and on the other hand to detect these micro-pollutants even when they are undetectable in effluents.

The results obtained during this study, have revealed severe contamination of purified wastewater with heavy metals specially lead, zinc and copper, the values recorded for Pb are $29,17 \pm 25,66$ ug/g (*Spyrogyra link sp*), $48,43 \pm 39,07$ ug/g (*Fontinalis antipyretica*) and $16,78 \pm 12,37$ ug/g (*Lemna minor*). The highest values were observed for copper and zinc accumulated by these plants for copper are: $275,93 \pm 235,20$ µg/g, $416,52 \pm 285,88$ ug/g and $213,92 \pm 137,07$ ug/g respectively. By against, the concentrations recorded for zinc are $917,04 \pm 654,40$ ug/g , $1040,48 \pm 848,34$ ug/g and $545 \pm 368,76$ g/g respectively.

We have found that the Pb concentrations, Zn and Cu change as a function of the date of levy. For the case of *Fontinalis antipyretica* the concentrations of lead measured for 10 days of levies are between 2, 54 ug/g and 15, 63 ug/g, whereas they record its maximum 112.10 ug / g in the last day of levying ; if compared with those of the *Spyrogyra link sp* and *Lemna minor*, they far exceed his recorded values which is of the order of 87.59 ug / g and 34.67 ug / g, respectively. Similarly zinc concentrations registered for *Spyrogyra link sp* during the same period are between 91.77 ug / g and 322.70 ug / g or it can reach its maximum value of 2387.14 ug / g as well as *Lemna minor* registers its maximum 1287.49 ug / g for the same period, these values are lower than that recorded by *Fontinalis antipyretica* which is 2482.51 ug / g. For the case of Cu, *Fontinalis antipyretica* records worth between 58.76 ug / g and 197.12 ug / g and who has reached its maximum of 897.07 ug / g in the last day of levy, this value exceeds those recorded by *Lemna minor* and *Spyrogyra link sp*.

It therefore appears that a "bio-station" equipped sentinel plants can be an efficient and economic complementary device to continuously monitoring contamination of treated wastewater from sewage treatment plants before before their arrived at the dam.

Keywords: *Bio-station*, *Lemna minor*, *Spyrogyra link sp*, *Fontinalis antipyretica*, accumulation, heavy metals, bio-monitoring, Tiaret , Algeria.

ملخص:

تهدف هذه الدراسة إلى وضع جهاز جديد من أجل مراقبة نوعية مياه تفرغ محطة تطهير عين بوشقيف بتيارت الجزائر، يعتمد هذا الجهاز الذي يسمى " محطة حيوية" على استعمال نباتات مائية، طحالب خضراء و حزازيات ذات مؤشر حيوي على تجميع وتخزين المعادن الثقيلة السامة (نحاس، رصاص، زنك) في أنسجتها.

من خلال النتائج الأولية والتي تبين خاصية اختيار هذه الكائنات وقدرتها على النمو والتأقلم مع نوعية هذه المياه من جهة، ومن جهة أخرى، تجميع المعادن الثقيلة السامة وقدرتها على الكشف عن هذه الجزيئات الملوثة حتى ولو كانت متواجدة بكمية ضئيلة يصعب الكشف عنها في هذه المياه.

وقد كشفت النتائج المتحصل عليها في هذه الدراسة تلوث شديد لمياه التفرغ بالمعادن الثقيلة السامة خاصة الرصاص،الزنك و (الطحالب الخضراء) g/g النحاس، حيث جمعت و خزنت هذه الكائنات القيم التالية: بالنسبة للرصاص $25.66 \pm 29.17 \mu$ بالنسبة للنباتات المائية. أما القيم العظمى قد سجلت على مستوى g/g و $12.37 \pm 16.78 \mu$ الحزازيات ($39.07 \pm 48.43 g/g$) بالنسبة g/g و $137.07 \pm 213.92 \mu g/g$ ، $285.88 \pm 416.25 g/g$ النحاس و الزنك على الترتيب التالي: $235.20 \pm 275.93 \mu$ و g/g ، $848.34 \pm 1040.48 g/g$ للنحاس. أما في حالة الزنك فلقد تم تسجيل القيم التالية: $654.40 \pm 917.04 \mu$ على التوالي. $368.76 \pm 545.00 g/g \mu$

لقد وجدنا أن تركيز الرصاص،الزنك و النحاس يتغير بدلالة تاريخ أخذ العينة؛ قد لوحظ أن نسبة الرصاص المخزن من $112.10 \mu g/$ ()، حيث بلغت أقصاها g/g و $15.63 g/g \mu$ طرف الحزازيات خلال مدة تقدر ب 10 أيام تتراوح ما بين 2.54μ و $g/ 87.59 \mu$ (في آخر يوم الأخير من أخذ العينات، و التي تفوق بنسبة عالية القيم المسجلة من طرف الطحالب الخضراء g) وبالمثل فإن تركيز الزنك المخزن من طرف الطحالب الخضراء و في نفس الفترة قدر ب: $91.77 g/ 34.67 \mu$ (النباتات المائية)، كما أن النباتات المائية سجلت أقصى قيمة و القدرة ب: $1287.49 g/g$ حيث بلغ اقصاه $2387.14 g/g \mu$ و $322.70 \mu g/g$ ، اما في g/g ، حيث كانت هذه التراكيز منخفضة بالنسبة للقيمة المسجلة من طرف الحزازيات و المقدر ب: $2482.51 \mu g/g$ من طرف الحزازيات و التي بلغت أقصاها $897.07 g/g \mu$ و $197.12 g/g \mu$ ما يخص النحاس فلقد تم امتصاص $58.76 \mu g/g$ في آخر يوم من احد العينة، هذا التركيز فاق بنسبة عالية القيم الممتصة من طرف النباتات المائية و الطحالب الخضراء.

وبالتالي يبدو أن أداء هذه المحطة الحيوية المجهزة بهذه النباتات، إضافي واقتصادي للمراقبة المستمرة ومعرفة مكونات مياه تفرغ محطة التطهير قبل وصولها إلى سد الدحموني.

الكلمات الجوهريّة: محطة حيوية، نباتات مائية، طحالب خضراء، حزازيات، تخزين، معادن ثقيلة، مراقبة حيوية، تيارت، الجزائر.

Introduction générale

Introduction générale

Pollution, environnement, écologie, ces termes relativement récents de notre vocabulaire, font aujourd'hui grand bruit. Ils traduisent une réelle prise de conscience de notre société, toutes instances confondues, des risques et des dangers que le développement technologique fait courir au milieu naturel qui nous entoure, à notre cadre de vie, et, d'une façon plus générale, à notre planète terre. Depuis une cinquantaine d'années, les phénomènes de pollution ont pris une importance de plus en plus grande au plan environnemental sanitaire, économique et politique.

Le terme pollution désigne l'ensemble des rejets de composés toxiques que l'homme libère dans l'écosphère, mais aussi les substances qui sont vraiment dangereuses pour les organismes en exerçant une influence perturbatrice sur l'environnement et conduisent à son altération. Les milieux considérés sont : l'air (la pollution atmosphérique), l'eau (la pollution des nappes souterraines, des cours d'eau, des lacs et des mers) et les sols (pollution souvent constituée d'anciens dépôts de déchets).

Inhérentes au développement des activités humaines, les sources potentielles de pollution des eaux se sont multipliées au cours du dernier siècle. Les métaux lourds, plus particulièrement le plomb, le zinc et le cuivre, font partie des cas de pollution représentant un problème environnemental majeur. Ils peuvent migrer dans les eaux souterraines, s'accumuler dans la chaîne alimentaire et présenter des risques pour la santé humaine.

Avec l'augmentation de la population et l'évolution des modes de vie, des besoins de plus en plus importants en eau se font sentir d'où le recours au recyclage des eaux usées non seulement à l'alimentation en eau potable des humains et des animaux mais aussi pour l'agriculture et l'industrie. (FAO, 2007). Hamoda (2004), signale que parmi les domaines de réutilisation possible des eaux usées, l'irrigation constitue le secteur le plus intéressant. En fait, l'agriculture consomme plus 70 % des ressources en eaux notamment dans les pays en voie de développement.

Par ailleurs, le contenu de ces eaux en éléments nutritifs, notamment en azote, potassium et phosphore, permet de diminuer les frais de fertilisation des sols. L'utilisation des eaux usées peut également prévenir l'eutrophisation et évite la croissance des algues dans les zones de rejets, telles les lacs et étangs. Si cette ressource constitue une valeur hydrique et un potentiel

d'apport de matières fertilisantes, elle peut être également une source de pollution. Son contenu en éléments traces organiques et métalliques et en pathogènes ainsi que sa teneur élevée en azote peuvent présenter un risque pour l'environnement et la santé humaine.

Parmi les principaux polluants générés par les activités industrielles et l'agriculture, les métaux lourds (Cu, Pb, Cr, Cd, Zn ...) posent effectivement des problèmes particulièrement préoccupants. Ces éléments, par nature non biodégradables, présentent une forte écotoxicité et pourraient être impliqués dans de nombreuses pathologies (atteintes du système nerveux central, du foie, des reins, mais aussi cancers et malformations embryonnaires. (Aschieri, 1999 ; Miquel, 2001)

Ainsi, pour reprendre les termes d'un récent rapport de l'Office Parlementaire des Choix Scientifiques et Technologiques Français, « si les métaux lourds ont fait la civilisation, ils peuvent aussi la défaire ». 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 (2003), 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.

Parmi les outils de surveillance figurent en bonne place les bioindicateurs informant sur la qualité globale du milieu, parmi lesquels on peut citer l'indice biologique global normalisé (IBGN) ou l'indice diatomique (IBD) (Rouane-Hacene, 2013), et les végétaux bioindicateurs d'accumulation tels que les bryophytes et les algues (AH-peng, 2003; Ramade, 2007).

Or les qualités exceptionnelles ces végétaux bioindicateurs et plus précisément des végétaux d'accumulation pourraient être mises à profit pour compléter la surveillance au droit des rejets, notamment pour ce qui concerne les polluants traces tels que les métaux lourds, les micropolluants organiques, les produits phytosanitaires, etc.... En effet, le recours à ces plantes est particulièrement intéressant car, grâce à leurs grandes capacités d'accumulation ou BCF (bioconcentration factor), ces plantes présentent l'avantage de pouvoir pister, en dehors d'effets phytotoxiques, des polluants dont les principales caractéristiques sont souvent leur fugacité (pollution accidentelle) et/ou des teneurs difficilement détectables dans le vecteur principal de la pollution, l'eau (AH-peng, 2003).

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. (Ramade, 2007 ; Garrec et Van Haluwyn, 2002 ; Garrec, 2007). De plus, les analyses effectuées directement sur l'eau de ce type de polluants ont un coût élevé pour une efficacité parfois aléatoire, alors qu'analyser ces mêmes polluants par l'intermédiaire des végétaux bioindicateurs d'accumulation, pourrait à la fois fournir une information plus pertinente avec un coût avantageux.

Objectif du travail

L'exploitation des eaux usées comme ressource complémentaire en eau et en fertilisants est largement répandue à travers le monde. Dans les pays à climat aride et semi-aride, tels que l'Algérie les eaux usées peuvent constituer un apport en eau non négligeable pour palier le déficit hydrique croissant et récurrent.

Néanmoins, la réutilisation des eaux usées et/ou leur déversement dans la nature, à l'état brut, peut s'accompagner de risques sanitaires et environnementaux et, dans bien de cas, un traitement approprié s'avère indispensable. Les systèmes de traitement intensifs ne peuvent être employés systématiquement pour des raisons de coût et de complexité de mise en œuvre.

Actuellement, des procédés biologiques prometteurs tel que la biosurveillance ont été établis dans certaines régions. Des travaux de recherches ont montré que certaines algues, bryophytes et plantes aquatiques possèdent un potentiel non négligeable dans la réduction des nutriments (phosphates, nitrates,...) et la sorption des métaux lourds (Pb, Zn, Cu, Cd...), surtout dans les effluents n'en contenant que de faibles concentrations.

C'est dans cette perspective que s'inscrit l'objectif de ce travail qui contribue à l'étude d'un nouveau dispositif de bio-surveillance de la qualité de l'eau par des végétaux aquatiques à la sortie de la station d'épuration de Tiaret, dont l'objectif était : d'une part étudier l'emploi et les possibilités de détection de végétaux bio-indicateurs d'accumulation des métaux lourds, appelés aussi « végétaux sentinelles » installés directement dans les eaux de rejets de cette station d'épuration; et d'autre part de mettre au point un nouveau dispositif expérimental proposé par Jean-Pierre Garrec « bio-station » dont le but est de permettre à ces végétaux de pousser le plus normalement possible dans ces eaux.

D'après Garrec et Van Haluwyn (2002), la littérature scientifique n'a jamais mentionné de dispositifs similaires, consacrés uniquement à la surveillance directe des eaux de rejet des stations d'épuration.

Structure de la thèse

Cette thèse s'articule en deux parties, la première concerne **l'analyse bibliographique** qui rappelle le contexte de l'étude et se divise en six chapitres ; le premier décrit la pollution des eaux et ses différents types alors que le second s'attache à définir les eaux usées, identifier les polluants spécifiques de ces eaux, leur réutilisation ainsi qu'à présenter leur risque sanitaire et environnemental. Le troisième chapitre présente les caractéristiques générales des métaux lourds et leur rejet dans les eaux. Le chapitre quatre consiste à étudier ces métaux dans la plante (accumulation, toxicité et tolérance), le cinquième chapitre est consacré à l'étude des différentes applications et stratégie de bio-surveillance végétale et enfin le dernier chapitre décrit les différentes espèces végétales utilisées dans cette étude.

La seconde partie présente **l'étude expérimentale** qui inclut quatre chapitres dont le premier présente des informations relatives à la zone d'étude, l'origine du matériel expérimental serait identifiée au niveau du chapitre deux suivi de l'indication des différentes méthodes adoptées et la mise en place du protocole expérimental dans le troisième chapitre. La présentation et la discussion des résultats de l'étude sont évoquées dans le quatrième chapitre.

Enfin, nous concluons sur la qualité exceptionnelle et la capacité des végétaux bio-indicateurs et leur pouvoir d'accumulation des métaux lourds et nous présenterons les perspectives qu'ouvre ce travail pour des éventuelles extensions de cette pratique.

Synthèse bibliographique

Chapitre 01 : Généralités sur la pollution des eaux

1. Généralités sur pollution des eaux

L'importance de la pollution des eaux a cru considérablement depuis le début des années soixante dans l'ensemble du monde. Certes, dans les pays industrialisés, de vastes programmes ont permis de ralentir la progression de la contamination des eaux continentales, voire parfois de la faire régresser.

A l'opposer, les pollutions chimiques ont progressé, en particulier, celles dues aux métaux toxiques, aux fertilisants et aux pesticides. Cette pollution concerne de plus en plus non seulement les eaux superficielles mais plus particulièrement les nappes phréatiques.

1.1. Définition

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)

1.2. Paramètres de la pollution de l'eau

La connaissance de certains paramètres nous permet de connaître le degré de pollution d'une eau.

1.2.1. La température

D'après Rodier (1984), la température est un facteur important pour l'écosystème aquatique, elle a un effet sur certaines propriétés de l'eau telles que la densité, la viscosité, la solubilité des gaz et la vitesse des réactions chimiques et biochimiques.

L'OMS (1984), indique que la température de l'eau n'a pas d'incidence directe sur la santé de l'homme. Cependant une température supérieure à 15°C favorise le développement des microorganismes dans les canalisations en même temps qu'elle peut intensifier les odeurs et les saveurs.

1.2.2. Le pH

D'après Dupont (1981), il a été convenu d'appeler pH l'exposant changé de signe de la puissance de 10 qui représente la concentration en ions H⁺. Autrement dit, le pH est le cologarithme de la concentration en ions H⁺ de la solution. Si le pH est supérieur à 7, l'eau est alcaline et si le pH est inférieur à 7, l'eau est acide.

L'OMS (1984), précise qu'un faible pH peut poser des problèmes de corrosion et un pH élevé entraîne des problèmes de goût et de consommation accrue de savon.

1.2.3. Conductivité électrique CE

Selon Rodier (1984), la conductivité électrique mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes, la plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électroniquement.

La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. (ONA, 2008)

A température ordinaire, la CE est comprise entre 150 et 750 μ s/cm, elle est favorable pour une vie normale dans un écosystème aquatique. Si cette valeur dépasse un certain seuil (environ 3000 μ s/cm), les conditions ne seront plus favorables à un équilibre écologique naturel. (Dégermont, 1978)

1.2.4. Matières en suspension MES

C'est l'ensemble des particules minérales et/ou organiques présentes dans une eau naturelle ou polluée. Les MES comportent souvent des particules de nature argilo-humique provenant de l'érosion des sols et d'autres constituants d'origine biologique. Elles représentent une cause essentielle de la turbidité de l'eau. (Castany, 1982)

D'après Desjardins (1988), les particules en suspension dans une eau de surface proviennent de l'érosion des terres et de la dissolution de substances organiques. A cet apport naturel, il faut ajouter les déversements d'eau d'égout domestique, industrielle et agricole.

1.2.5. Demande biologique en oxygène DBO

C'est la quantité d'oxygène exigée par les microorganismes pour dégrader la matière organique présente dans l'eau. (Rodier, 1996)

ONA (2008) déclare que la détermination de la DBO₅ se fait après cinq jours d'incubation à 20 °C dans un DBO mètre.

1.2.6. Demande chimique en oxygène DCO

C'est la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation de la majeure partie des composés et les sels minéraux oxydables. (Rodier, 1996)

Dupont (1981), définit la DCO comme étant la concentration en masse de l'oxygène équivalent à la quantité de bichromate de potassium consommé lors d'un traitement d'un échantillon d'eau dans des conditions définies.

1.3. Différents types de pollution

1.3.1. Pollution physique

1.3.1.1. Pollution par chaleur

Ce nouveau 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).

1.3.1.2. 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.

1.3.1.3. 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)

1.3.2. Pollution chimique

1.3.2.1. Pollution par les métaux lourds

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.

1.3.2.2. Pollution par le phosphore

Cette pollution provient des rejets domestiques, mais aussi des rejets industriels, des engrais, des eaux et boues résiduelles des stations d'épurations. (Vigneau-Hermellin, 2000)

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

1.3.3. Pollution organique

Cette forme de pollution résulte de diverses activités (urbaines, industrielles, artisanales et rurales). Selon Gousset (1973), les micropolluants organiques peuvent entraîner la modification des caractères organoleptiques de l'eau, ainsi que l'apparition des phénomènes toxiques.

1.3.4. Pollution microbiologique

La contamination microbiologique ou parasitaire est essentiellement liée aux rapports fécaux directs ou indirects introduit par les eaux d'égouts, dont les bactéries jouent un rôle de très bon témoin de cette pollution. (Debroise, 2000)

Selon Gaid (1984), la pollution microbiologique est grave, insidieuse dont elle présente un danger constant pour l'individu, elle se traduit par une forte contamination bactériologique. (Ramade, 1982)

1.4. Effet de la pollution de l'eau

1.4.1. Effet sanitaire

Selon la Commission Européenne (2001), plusieurs maladies d'origines bactériennes et virales sont transmises à l'homme en consommant une eau contenant des organismes pathogènes. Les principaux symptômes de toutes les maladies d'origine hydrique sont : diarrhées, ou rarement constipation ; fièvre ; crampes abdominales parfois violentes ; vomissements.

Les travailleurs de l'eau, et plus particulièrement les égoutiers, courent également des risques en ce qui concerne leur santé et leur vie parce qu'ils peuvent entrer en contact avec des gaz toxiques ou explosifs, ou avec des substances volatiles toxiques. Ils risquent par ailleurs d'être asphyxiés par manque d'oxygène. (Gousset, 1973)

D'après Vigneau- Hermellin (2000), deux métaux ont des effets particulièrement désastreux ; le mercure, qui bloque le site actif de la vitamine B₁₂, et le plomb est responsable du saturnisme.

OMS (1984) signale que le cadmium, présent dans les engrais dérivés des boues d'épuration, est susceptible d'être stocké par les plantes cultivées. La consommation ultérieure de ces végétaux contaminés peut provoquer des troubles digestifs sérieux et une atteinte du foie ou des reins.

1.4.2. Effets écologiques

C'est par les matières mises en suspension et en solution que l'eau (surtout dans les lacs et étangs) s'enrichit en éléments minéraux qui peuvent entraîner un développement trop important de phytoplancton. L'augmentation de la turbidité qui en découle limite la pénétration de la lumière (Desjardins 1988). Par apport de matières organiques, la couche de vase augmente et on observe une activité bactérienne de plus en plus intense avec appauvrissement en oxygène dans les eaux profondes (Le Louarn, 1982 *in* Grosclaude ,1999).

L'eutrophisation est un enrichissement des eaux en substances nutritives qui aboutit généralement à des modifications symptomatiques telles que la production accrue d'algues et

autres plantes aquatiques, dégradation de la pêche, détérioration de la qualité de l'eau ainsi que tous les usages qui en sont fait en général (Gaid ,1984).

Selon Kettab (1992), lorsque la quantité d'oxygène dissous dans une eau diminue, la vie animale commence à souffrir ; ce sont les poissons qui requièrent le plus haut taux d'oxygène dissous ; les invertébrés un niveau moyen ; les bactéries le moins. Parallèlement, la vie végétale disparaît.

Chapitre 02
***Les eaux usées : nature,
caractéristiques et risques***

Selon le même auteur, la réutilisation agricole constitue la principale filière de réutilisation des eaux usées à travers le monde. Cette réutilisation trouve sa motivation en trois points essentiels :

- la nécessité de réserver les eaux de bonne qualité à l'alimentation en eau potable ;
- la préservation des milieux naturels ;
- l'économie d'engrais chimiques en exploitant le pouvoir fertilisant de ces eaux.

La connaissance de la composition des eaux usées est une étape primordiale pour la prévention des risques inhérents à leurs diverses utilisations.

2.1. Définition

D'après Rodier (2005), une eau usée est une eau collectée dans un réseau d'égout, apparaît comme un liquide trouble, généralement grisâtre contenant des matières en suspension d'origine minérale et organique à des teneurs variables.

Selon Sriba (2006), l'eau usée est l'eau qui a été utilisée et qui doit être traitée avant d'être réintroduite vers d'autres sources d'eaux pour qu'elles ne causent pas de pollution. Les eaux usées proviennent essentiellement des activités domestiques et industrielles ainsi que des eaux souterraines et des précipitations. (Alatiri et *al.*, 2002)

Les eaux usées sont les eaux rejetées par les collectivités et les industries et qui sont acheminées par les égouts en station d'épuration afin d'être traitées. Après traitement, on les appelle des eaux usées épurées.

2.2. Origine des eaux usées

Les eaux usées urbaines proviennent essentiellement des activités domestiques et industrielles ainsi que des eaux souterraines et des précipitations (les réseaux étant généralement unitaires).

2.2.1. Les rejets domestiques

Selon Belaid (2010), les eaux usées d'origine domestique sont issues de l'utilisation de l'eau (potable dans la majorité des cas) par les particuliers pour satisfaire tous les usages ménagers. Lorsque les habitations sont en zone d'assainissement collectif, les eaux domestiques se retrouvent dans les égouts. On distingue généralement deux types d'eaux usées domestiques qui arrivent dans le réseau d'assainissement :

- les eaux de vanes, qui correspondent aux eaux de toilettes ;
- les eaux grises qui correspondent à tous les autres usages : lave-linge, lave-vaisselle, douche...etc.

2.2.2. Les eaux agricoles

D'après Bontoux (1993), l'agriculture est une source de pollution des eaux qui n'est pas du tout négligeable car elle apporte les engrais et les pesticides. Elle est la cause essentielle des pollutions diffuses.

Les épandages d'engrais nitrés et phosphatés, sous une forme ou en quantité, telle qu'ils ne seraient pas finalement retenus par le sol et assimilés par les plantes, conduisent à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau ou des retenues. Parmi les polluants d'origine agricole, il faut tenir compte aussi des détergents se dispersant lors des applications de traitement des cultures (Gomella et Guerree, 1978).

2.2.3. Les eaux de ruissellement

Bontoux (1993), a souligné que les eaux pluviales peuvent constituer une source de pollution importante des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...). En effet, dans les zones urbaines, les surfaces construites rendent les sols imperméables et ajoutent le risque d'inondation à celui de la pollution.

Belaid (2010) et Dupont (1981), signalent que les eaux de pluie qui ruissellent sur les surfaces imperméabilisées, en général en zone urbaine, sont collectées par un réseau qui peut-être le même que celui qui collecte les eaux usées, ou non. On distingue :

- les réseaux unitaires : un seul collecteur assure le transport des eaux usées et des eaux pluviales. La qualité et le volume des eaux qui arrivent alors à la station d'épuration sont très variables ;
- les réseaux séparatifs : deux réseaux sont mis en place, l'un pour collecter les eaux usées, l'autre pour les eaux de ruissellement.

2.2.4. Les rejets industriels

D'après Gaujous (1995), les eaux industrielles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir :

- des graisses (industries agroalimentaires, équarrissage) ;
- des hydrocarbures (raffineries) ;
- des métaux (traitements de surface, métallurgie) ;

- Des acides, des bases et divers produits chimiques (industries chimiques divers, tanneries) ;
- De l'eau chaude (circuit de refroidissement des centrales thermiques) ;
- Des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

Les rejets industriels peuvent donc suivre trois voies d'assainissement :

- soit elles sont directement rejetées dans le réseau domestique ;
- soit elles sont prétraitées puis rejetées dans le réseau domestique ;
- soit elles sont entièrement traitées sur place et rejetées dans le milieu naturel.

Dans le cas d'un rejet dans le réseau domestique, avec ou sans pré-traitement, les effluents industriels peuvent fortement modifier la composition des eaux usées, Le schéma des réseaux est représenté sur la figure 02.

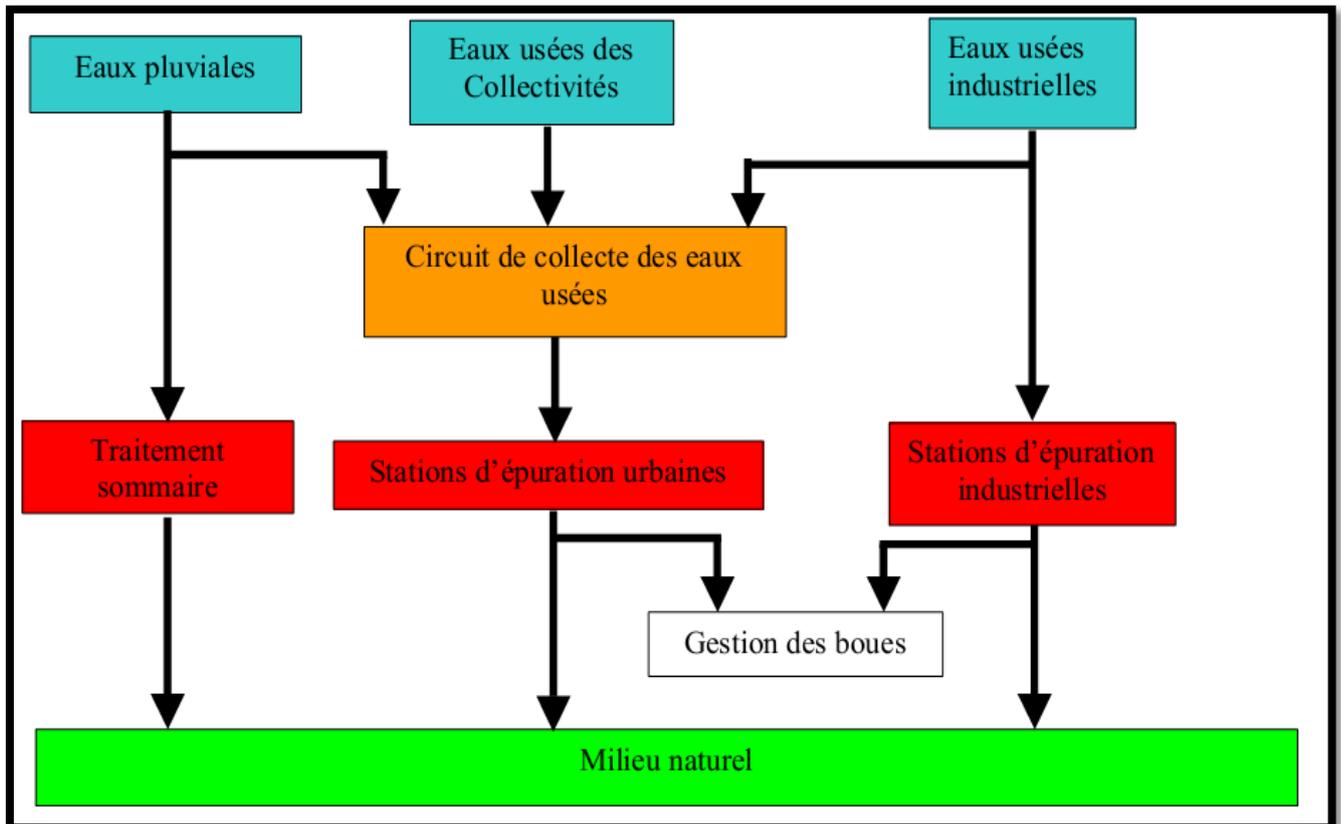


Figure 02 : Schéma du circuit des eaux usées

2.3. Composition des eaux usées

La connaissance de la composition des eaux usées est une étape primordiale pour la prévention des risques inhérents à leurs diverses utilisations.

Selon Lazarova (1998), la composition des eaux résiduaires urbaines brutes dépend de :

- l'activité humaine (eaux ménagères et eaux de vanes).
- la composition des eaux d'alimentation en eau potable et accessoirement de la nature des matériaux entrant dans la constitution des canalisations d'eau pour quelques constituants chimiques.
- la nature et de la quantité des effluents industriels éventuellement rejetés dans le réseau urbain.

Les eaux usées urbaines contiennent des matières solides, des substances dissoutes et des microorganismes. Ces derniers sont la cause des principales restrictions imposées à la réutilisation des eaux usées.

En effet, la réglementation distingue des niveaux de qualité pour les eaux usées épurées, déterminés essentiellement par les taux de concentration en microorganismes. Il est donc indispensable de connaître la composition des eaux usées afin de définir les domaines de réutilisation possibles et le niveau de restriction. (Gromaire et *al.*, 2001)

2.3.1. Les microorganismes

Les eaux usées contiennent tous les microorganismes excrétés avec les matières fécales. Cette flore entérique normale est accompagnée d'organismes pathogènes. L'ensemble de ces organismes peut être classé en quatre grands groupes : les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes.

2.3.1.1. Les bactéries

Les bactéries sont les microorganismes les plus communément rencontrés dans les eaux usées, Cauchi et *al* (1996) ; Toze (2006), déclarent que les eaux usées urbaines contiennent environ 10^6 à 10^7 bactéries par 100 ml dont la plupart sont proteus et entérobactéries, 10^3 à 10^4 streptocoques et 10^2 à 10^3 clostridiiums. Selon Ben Marzouk (2006), la concentration en bactéries pathogènes est de l'ordre de 10^4 germes.

Parmi les plus détectées sont retrouvées, les *salmonellas*, dont celles responsables de la typhoïde, des paratyphoïdes et des troubles intestinaux. Les coliformes thermotolérants sont des germes témoins de contamination fécale communément utilisés pour contrôler la qualité relative d'une eau. (Faby et Brissaud, 1997)

La voie de contamination majoritaire est l'ingestion, comme le montre le tableau 01 d'après Miquel (2003), les bactéries pathogènes d'origine hydrique sont responsables de la mort de 3 à 10 millions de personnes par an dans le monde.

Tableau 01 : Les principales bactéries pathogènes des eaux usées et leurs effets pathogènes. (D'après Miquel (2003), site Internet du ministère de la Santé du Canada « www.hc-sc.gc.ca » consulté le 23/04/2010).

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
<i>Salmonella</i>	Typhoïde, paratyphoïde Salmonellose	23 à 80 000	Ingestion
<i>Shigella</i>	Dysenterie bacillaire	10 à 10 000	Ingestion
<i>E. coli</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Yersinia</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Campylobacter</i>	Gastro-entérite		Ingestion
<i>Vibrio</i>	Choléra	37 000	Ingestion
<i>Leptospira</i>	Leptospirose	100 à 100 000	Cutanée, Inhalation, Ingestion
<i>Legionella</i>	Légionellose		Inhalation
<i>Mycobacterium</i>	Tuberculose		Inhalation

2.3.1.2. Les virus

Les virus sont des parasites intracellulaires qui ne peuvent se multiplier que dans une cellule *hôte*. D'après Devaux (1999), leur concentration dans les eaux usées urbaines est comprise entre 10^3 et 10^4 particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées restent difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous estimation de leur nombre réel.

Selon Gérin (2003), les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal. Parmi les virus entériques humains les plus nombreux il faut citer les entérovirus tel que le *poliovirus*, les rotavirus, les retrovirus, les adénovirus et le virus de l'Hépatite A (Tableau 02). Il semble que les virus soient plus résistants dans l'environnement que les bactéries. Aulicino et al (1996), ont constaté que, au cours de processus de traitement des eaux usées, les virus sont plus difficiles à éliminer que les bactéries classiques couramment utilisées comme indicateurs de la qualité bactériologique des eaux. De plus les auteurs ont détecté

plusieurs virus dans les milieux récepteurs recevant des effluents traités tels que les rivières et les étangs. D'autre part, Blanc et Nasser (1996), ont constaté que les virus sont plus persistants, à température ambiante, dans un sol irrigué par des EUT que certains autres bactériophages.

Tableau 02 : Les principaux virus des eaux usées et leurs effets pathogènes. (D'après Miquel (2003), site Internet du ministère de la Santé du Canada « www.hc-sc.gc.ca » consulté le 23/04/2010).

Agent pathogène	Symptômes, maladie	Nombre pour un litre d'eau usée	Voies de contamination principales
<i>Virus de l'hépatite A</i>	Hépatite A		Ingestion
<i>Virus de l'hépatite E</i>	Hépatite E		Ingestion
<i>Rotavirus</i>	Vomissement, diarrhée	400 à 85 000	Ingestion
<i>Virus de Norwalk</i>	Vomissement, diarrhée		Ingestion
<i>Adénovirus</i>	Maladie respiratoire, conjonctivite, vomissement, diarrhée		Ingestion
<i>Astrovirus</i>	Vomissement, diarrhée		Ingestion
<i>Calicivirus</i>	Vomissement, diarrhée		Ingestion
<i>Coronavirus</i>	Vomissement, diarrhée		Ingestion, inhalation
<i>Réovirus</i>	Affection respiratoire bénigne et, diarrhée		Ingestion
<i>Entérovirus</i>			
<i>Poliovirus</i>	Paralyse, méningite, fièvre	182 à 492 000	Ingestion

2.3.1.3. Les protozoaires

Sont des organismes unicellulaires, au cours de leur cycle vital, les protozoaires passent par une forme de résistance, les kystes, qui peuvent être véhiculés par les eaux résiduaires. Ces parasites sont très persistants, ainsi, selon les conditions du milieu, ces organismes peuvent survivre plusieurs semaines voir même plusieurs années (Campos, 2008).

Plusieurs protozoaires pathogènes ont été identifiés dans les eaux usées (Gennaccaro et al., 2003). Parmi les plus importants du point de vue sanitaire, il faut citer *Entamoeba histolytica*, responsable de la dysenterie amibienne, *Giardia lamblia* et *Cryptosporidium parvum* (Toze, 2006). En revanche, 10 à 30 kystes, est une dose suffisante pour causer des troubles sanitaires (Campos, 2008).

2.3.1.4. Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 103 œufs/l (Toze, 2006).

Campos (2008), déclare que les helminthes pathogènes rencontrés dans les eaux usées sont : *Ascaris lumbricades*, *Oxyuris vermicularis*, *Trichuris trichuria*, *Taenia saginata*.

L'analyse des risques sanitaires liés aux agents pathogènes susceptibles d'être transportés par les eaux usées est le fondement des recommandations proposées par l'Organisation Mondiale de la Santé en 1989 (OMS, 1989).

2.3.2. Éléments traces et métaux lourds

Les micro-polluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées. La voie de contamination principale, dans le cas d'une réutilisation des eaux usées épurées, est l'ingestion. C'est la contamination par voie indirecte qui est généralement préoccupante. Ainsi, certains micro-polluants, comme les métaux lourds ou les pesticides, peuvent s'accumuler dans les tissus des êtres vivants, et notamment dans les plantes cultivées. Il peut donc y avoir une contamination de la chaîne alimentaire et une concentration de ces polluants dans les organismes. La crispation actuelle de l'opinion publique à leur sujet, et le manque de connaissances sur leurs effets à long terme incite à analyser avec soin la nature et la présence de ces micro-polluants dans les eaux usées.

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux ; les plus abondants (de l'ordre de quelques µg/l) sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc...) sont présents à l'état de traces (Cauchi et al., 1996).

Selon Vilagines (2003), les éléments cités dans la littérature comme étant les plus dangereux sont le plomb (Pb), l'arsenic (As), le mercure (Hg), le cadmium (Cd) et le nickel (Ni).

En plus du fond géochimique, les milieux aquatiques sont enrichis en métaux par les activités humaines. Les métaux sont utilisés par l'homme comme matériaux mais également comme réactifs dans l'industrie (traitement de surface, intermédiaire réactionnel...) et l'agriculture (phytosanitaires). Les activités industrielles, ainsi que le trafic automobile émettent de fines particules métalliques dans l'atmosphère, principalement dans les zones urbaines. (Azimi et *al.*, 2005).

Les métaux ainsi disséminés se déposent dans les divers compartiments environnementaux tels que les plans d'eau et les sols. Les métaux déposés sur les sols peuvent cependant atteindre les cours d'eau par ruissellement au cours des événements pluvieux. (Campos, 2008)

Dans le cas du réseau unitaire de collecte des eaux usées, les eaux usées urbaines sont composées d'un mélange, d'eaux usées domestiques, d'eaux usées industrielles et d'eaux de ruissellement (Belaid, 2010). Les métaux contenus dans les eaux de ruissellement proviennent des dépôts atmosphériques mais également de la corrosion des surfaces de ruissellement (toitures, gouttières) (Gromaire et *al.*, 2001). En effet, la plupart des métaux dans les eaux de ruissellement sont majoritairement associés aux matières en suspension ou aux colloïdes (Haeber et Waller, 1987).

Dans les eaux industrielles, les métaux découlent directement de leur utilisation dans les procédés industriels. Ces eaux usées sont caractérisées par une importante variabilité de leur charge polluante. La charge en métaux des eaux domestiques est au contraire cyclique car elle découle de l'activité journalière des ménages (Belaid, 2010). Les métaux contenus dans les eaux domestiques ont pour origine, d'une part, la corrosion des canalisations d'eau potable et, d'autre part, de l'usage des métaux dans les activités domestiques et dans des produits ménagers. (Faby et Brissaud, 1988)

Dans certaines régions, les rejets miniers constituent, également, une source ponctuelle importante de métaux lourds (Braungardt et *al.*, 2003).

Les eaux usées urbaines sont une des principales voies d'apport de métaux vers les écosystèmes aquatiques (Buzier et *al.*, 2006). A l'entrée des stations d'épuration, une large partie des métaux contenus dans les eaux usées se trouve complexée avec la matière organique dissoute (Kunz et Jardin 2000). Les métaux qui peuvent être présents dans les eaux résiduaires sont : cadmium (Cd), cuivre (Cu), molybdène (Mo), nickel (Ni) et zinc (Zn), peuvent constituer un risque sanitaire significatif pour les humains et les animaux et peuvent également affecter, à long terme, les cultures irriguées par suite d'accumulation dans le sol (FAO, 2003).

Cependant, il faut noter que, sauf exception, telles la présence d'établissements industriels très polluants raccordés directement au réseau d'assainissement ou la réutilisation directe des eaux usées brutes, les concentrations en métaux lourds dans les eaux résiduaires traitées sont faibles et ne constituent pas un facteur limitant pour la réutilisation des eaux usées en irrigation (Toze, 2006). En effet, l'essentiel de ces métaux est retenu dans les boues des stations d'épuration lors du traitement des eaux usées (Faby et Brissaud, 1997).

2.3.3. Substances nutritives

Les nutriments se trouvent en grande quantité dans l'eau usée, et constituent un paramètre de qualité important pour la valorisation de ces eaux en agriculture et en gestion des paysages (Hamoda, 2004). Selon Belaid (2010), les éléments les plus fréquents dans les eaux usées sont l'azote, le phosphore et parfois le potassium, le zinc, le bore et le soufre. Ces éléments se trouvent en quantités appréciables, mais en proportions très variables que ce soit, dans les eaux usées épurées ou brutes. D'après Faby et Brissaud (1997), une lame d'eau résiduaire traitée de 100 mm peut apporter à l'hectare de terre agricole environ :

- de 16 à 62 kg d'azote
- de 2 à 69 kg de potassium
- de 4 à 24 kg de phosphore
- de 18 à 208 kg de calcium
- de 9 à 100 kg de magnésium
- de 27 à 182 kg de sodium

D'autres macro- et micronutriments peuvent également être présents dans les eaux usées. En outre, la présence de matière organique sous différentes formes dans l'eau usée (solides en suspension, éléments colloïdaux et matières dissoutes) peut, par son effet à long terme sur la fertilité du sol, contribuer également à la stabilité structurale du sol (FAO, 2003).

Cette matière organique présente dans l'eau usée influe sur la biodisponibilité des macro- et des micronutriments qui sont essentiels à la nutrition des plantes (Toze, 2006), y-compris sur ceux se trouvant originellement dans le sol. Cependant, la valeur nutritive de l'eau usée peut excéder les besoins de la plante et constituer alors une source potentielle de pollution des eaux de nappe (Hamouda, 2004). Elle peut également poser des problèmes de développement végétatif excessif, en retardant la maturité ou en réduisant la qualité des cultures irriguées. (Belaid, 2010)

Il est donc nécessaire de considérer les nutriments présents dans l'effluent traité en tant qu'élément du programme global de fertilisation des cultures irriguées. À cet égard, en usage

agricole, l'analyse d'eau usée est requise au moins une fois au début de la saison culturale (FAO, 2003).

Le potentiel de fertilisation de l'eau usée traitée due à la présence de nutriments est un atout pour les cultures mais peut également être une source de pollution pour l'environnement, en fonction principale de la gestion des eaux usées appliquées par les agriculteurs. Dans ce cadre, la FAO (2003) a promulgué de nouvelles mesures : il est recommandé de surveiller $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, P et K, pour trois raisons principales :

- l'estimation des engrais additionnels à fournir pour optimiser le rendement et la qualité des cultures ;
- le choix du système agricole approprié pour la meilleure efficacité d'utilisation des nutriments et de l'eau ;
- la protection des eaux de surface et souterraine de la pollution par $\text{NO}_3\text{-N}$.

2.3.4. Autres paramètres caractéristiques

2.3.4.1. Matière en suspension et matière organique

Les matières en suspension (MES) sont, en majeure partie, de nature biodégradable. La plus grande part des microorganismes pathogènes contenus dans les eaux usées, est associée aux MES (FAO, 2003). D'après Devaux (1999), les particules en suspension peuvent, par définition, être éliminées par décantation. C'est une étape simple et efficace pour réduire la charge organique et la teneur en germes pathogènes des eaux usées. Toutefois, un traitement beaucoup plus poussé est généralement requis pour faire face aux risques sanitaires.

La présence de matière organique dans les eaux usées ne constitue pas, sauf cas très particulier, un obstacle à la réutilisation de ces eaux. Bien au contraire, elle contribue à la fertilité des sols (Belaid, 2010). Cependant, plusieurs expériences montrent que le maintien d'une concentration importante en matière organique dans les eaux usées gênent considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes (FAO, 2007).

De plus, les concentrations significatives en matière organique peuvent aussi entraîner des odeurs désagréables, notamment s'il arrive que les eaux stagnent en surface. Enfin, une présence excessive de matières en suspension peut entraîner des difficultés de transport et de distribution des effluents ainsi que l'obturation des systèmes d'irrigation. (Hamoda, 2004)

2.3.4.2. Eléments toxiques organiques

Bezel et Zhuikova (2007) signalent que les eaux usées contiennent des composés chimiques toxiques très persistants et qui ont une grande lipophilicité. Parmi ces composés, on peut citer les hydrocarbures polycycliques aromatiques, les alkyl-phénols, chlorophénols,

phtalates, les pesticides et les résidus pharmaceutiques actifs. Certains composés ont un pouvoir de perturber le système endocrinien tel que les hydrocarbures polycycliques aromatiques (HPA) et les alkylphénols.

En effet plusieurs environnements aquatiques ont été pollués par ces composés en plus des autres substances pharmaceutiques dont la principale source est les eaux usées. Il s'est avéré que les stations d'épuration sont des sources potentielles de ces produits toxiques. (Faby et Brissaud, 1988)

Cependant, les faibles concentrations de ces composés dans les eaux usées limitent le risque d'exposition lors de leur réutilisation pour l'irrigation (Toze, 2006). De plus, En raison de la faible solubilité de ces éléments organiques, ils se retrouvent concentrés dans les boues plutôt que dans les eaux résiduaires (FAO, 2003).

2.3.4.3. Salinité

Selon Hamoda, (2004), la salinité d'une eau correspond à sa concentration en sels dissous dans leur ensemble, elle est exprimée soit par la valeur de la conductivité électrique (CE) ou par le résidu sec (RS). La CE de l'eau, peut être estimée à partir de la concentration en RS exprimé en g/l, en utilisant à titre indicatif les relations approximatives suivantes :

- $RS (g/l) = 0,64 \times CE (dS/m)$ lorsque $CE < 5 dS/m$.
- $RS (g/l) = 0,80 \times CE (dS/m)$ lorsque $CE > 5 dS/m$.

D'une manière générale, la concentration en sels de l'eau usée excède celle de l'eau du réseau d'alimentation en eau potable (Faby et Brissaud, 1997). Lorsque les eaux usées sont valorisées en irrigation, d'autres paramètres entre en considération notamment le SAR (ratio du Sodium Absorbable) qui exprime l'activité relative des ions de sodium dans les réactions d'échange dans les sols. Cet indice mesure la concentration relative du sodium par rapport au calcium et au magnésium échangeables (Belaid, 2010). Généralement, le SAR et la CE de l'eau destinée pour l'irrigation, sont utilisés en combinaison afin d'évaluer le risque potentiel de salinisation des sols. (Cauchi et al., 1996)

2.4. Réutilisation des eaux usées

La FAO (2003) a fixé, selon la durée de réutilisation, des limites concernant les éléments traces dans les eaux usées traitées destinées à l'irrigation (Tableau 03).

Tableau 03 : Limites recommandées en éléments traces (mgL⁻¹) dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (d'après la FAO, 2003).

Eléments	Utilisation à long terme	Utilisation à court terme
Aluminium	0,5	20
Arsenic	0,1	2
Béryllium	0,1	0,5
Cadmium	0,01	0,05
Bore	0,75	2
Chrome	0,1	1
Cobalt	0,05	5
Cuivre	0,2	5
Fluor	1	15
Fer	5	20
Plomb	5	10
Lithium	2,5	2,5
Manganèse	0,2	10
Molybdène	0,01	0,05
Nickel	0,2	2
Sélénium	0,02	0,02
Vanadium	0,1	1
Zinc	2	10

2.4.1. Modes de réutilisation des eaux usées traitées

La réutilisation des eaux usées est répandue dans le monde entier avec plusieurs types de valorisation. Il existe des milliers de projets utilisant des eaux usées mais dans la plupart des cas, les eaux usées sont utilisées à l'état brut ou après un traitement minimal, et pratiquement aucune mesure n'est prise pour protéger la santé (OMS, 1989).

2.4.1.1. Agriculture et Aquaculture

La majorité des projets de réutilisation des eaux usées concerne des utilisations agricoles. La réutilisation pour l'irrigation est essentiellement présente dans les pays réputés agricoles mais dont les ressources hydriques sont faibles, comme le bassin méditerranéen, le Sud des Etats- Unis. Les plus grands projets de réutilisation ont été développés dans les régions de

l'Ouest et de l'Est des Etats-Unis, l'espace méditerranéen, l'Australie, l'Afrique du Sud et dans les zones semi-arides de l'Amérique du Sud et de l'Asie du Sud (Lazarova, 1998).

D'après Belaid (2010), la production commerciale du poisson dans des étangs avec les EUT est une pratique courante en Asie du sud et en Chine. Quand les poissons sont pêchés dans ces étangs et sont destinés à la consommation humaine, la qualité du traitement des eaux doit être minutieusement évaluée (qualité chimique et microbiologique) afin d'éviter la bioaccumulation de contaminants toxiques à travers la chaîne alimentaire (OMS, 1989). Ainsi, les recommandations de l'OMS (1989), exigent un nombre de coliformes totaux de 103 germes/100ml et l'absence d'œufs de nématode.

2.4.1.2. Secteur industriel

La réutilisation industrielle des eaux usées et le recyclage interne sont désormais une réalité technique et économique. Pour certains pays, l'eau recyclée fournit 85 % des besoins globaux en eau pour l'industrie (OMS, 1989). Selon Belaid (2010), les plus grands secteurs consommateurs de l'eau sont les centrales thermiques et nucléaires (eau de refroidissement) et les papeteries. La qualité de l'eau réutilisée est réglementée et dépend du type d'application ou de production industrielle. Lazarova (1998), déclare qu'aux Etats-Unis, par exemple, le volume des eaux résiduelles réutilisées en industrie est d'environ 790 000 m³/j, dont 68 % pour le refroidissement.

2.4.1.3. Milieu urbain et périurbain

Les usages urbains et périurbains des eaux usées ayant subi un traitement se développent rapidement et deviennent un élément fondamental de la politique de gestion intégrée de l'eau dans les grandes agglomérations. Les bénéfices obtenus sont importants. Il faut noter en premier, la réduction de la demande en eau potable qui peut atteindre 10-15 %, voir 40 % dans les zones résidentielles avec beaucoup d'espaces verts (Miller, 1990).

D'après Vilagines (2003), les usages les plus courants sont l'irrigation d'espaces verts (parcs, terrains sportifs), l'aménagement paysager (cascades, fontaines, plans d'eau), le lavage des rues ou des véhicules et la protection contre l'incendie. Les normes qui régissent la qualité des eaux usées destinées à de tels usages sont très sévères et voisines de celles en vigueur pour l'eau potable. Dans ce cas, les filières de traitement se rapprochent de celles de la production d'une eau potable (Puil, 1998).

La principale motivation concernant la recharge de nappe est la dégradation de sa qualité physico-chimique et/ou la diminution de sa capacité. Ce mode de réutilisation a lieu essentiellement dans des zones arides qui doivent faire face à des problèmes d'assèchement de

nappes, ou dans des zones côtières où les nappes sont envahies par l'eau de mer. (Hamoda, 2004)

2.5. Risques associés à la réutilisation des eaux usées

2.5.1. Risque sanitaire

Dans le cas de l'agriculture, il est prouvé depuis longtemps que les micro-organismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes (Sheikh et al., 1999). Les micro-organismes se retrouvent donc à la surface des plantes et sur le sol. Les feuilles et la plante créent un environnement frais, humide et à l'abri du soleil. Il peut donc y avoir une contamination pendant la croissance des plantes ou la récolte. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes (Asano, 1998).

Le mode d'irrigation a une influence directe sur le risque, ainsi, l'irrigation souterraine ou gravitaire peut nuire à la qualité des eaux souterraines et de surface. Des contaminations directes peuvent avoir lieu lors de la maintenance du système d'irrigation (Faby et Brissaud, 1988). L'irrigation par aspersion crée des aérosols contaminants qui peuvent être transportés sur de longues distances. Alors que l'irrigation gravitaire à la raie et par inondation expose les travailleurs à des hauts risques sanitaires, notamment lorsque le travail de la terre se fait sans protection (Devaux, 1999). Les nouvelles recommandations de l'OMS ont prévu des niveaux de risque selon la technique d'irrigation et les types des cultures (OMS, 2006).

2.5.2. Risques environnementaux

2.5.2.1. La salinisation du sol

La salinisation du sol par une eau d'irrigation résulte des effets combinés de plusieurs facteurs (climat, caractéristiques du sol, topographie du terrain, techniques culturales, conduite des irrigations...etc.). En effet, chaque facteur va contribuer, selon son état, à l'accentuation ou à l'atténuation de la salinisation du sol.

La qualité d'une eau d'irrigation est estimée en prévoyant son influence sur les propriétés du sol et en considérant la tolérance des cultures pratiquées à la salure. Une eau est dite "de bonne qualité" lorsqu'elle n'entraîne ni la salinisation du sol irrigué (CE du sol > 4 mS/cm), ni sa désagrégation (taux de sodium échangeable ESP du sol $> 15\%$). (Vilagines, 2003)

Les effets d'une eau d'irrigation sur le sol sont jugés à travers la concentration totale de cette eau en sels solubles et par son rapport de sodium absorbable (SAR). Une grande quantité d'ions sodium dans l'eau affecte la perméabilité des sols et pose des problèmes d'infiltration (FAO, 2003).

Le choix du domaine de la réutilisation des eaux usées dépend essentiellement, de la qualité de l'effluent, des types de cultures, du système d'irrigation et des conditions

édaphiques du sol. Ainsi, la connaissance de la qualité physico-chimique de ces eaux usées est fondamentale afin de prévoir les éventuels impacts sur le milieu récepteur. En effet, lors de la réutilisation pour l'irrigation agricole, leur qualité est déterminée essentiellement par la salinité et surtout le contenu en ion sodium (Toze, 2006).

2.5.2.2. Accumulation de métaux dans le sol

Bien que la concentration en métaux dans les eaux usées surtout traitées soit faible, l'irrigation peut, à terme, entraîner l'accumulation de ces éléments dans le sol. (Garrett ,2000)

Bien entendu, les métaux acheminés vers le sol par les eaux usées, ne sont pas tous sous une forme assimilable ou biodisponible. En effet la forme chimique des métaux va dépendre des conditions intrinsèques du sol tels que le pH, la matière organique, le taux d'argile, la CEC. (Mapanda et *al.*, 2005)

L'accumulation d'éléments métalliques (EM) suite à l'irrigation avec des eaux usées brutes est souvent constatée. Ainsi, Mapanda et *al* (2005), ont constaté que les teneurs trouvées dans les horizons de surface sont largement supérieures à celles trouvées dans les horizons de subsurface et dans le sol témoin.

Flores et *al* (1997), ont étudié l'effet de l'épandage d'eaux usées brutes sur des terres agricoles, ils ont constaté une importante accumulation des métaux lourds dans le sol, essentiellement dans les horizons de surface, avec des teneurs variant entre 36 et 131 mg/kg pour le Pb, 1,28 et 5 mg/ kg pour le Cd, 10,5 et 86,5 mg/kg pour le Cu et entre 154 et 235 mg/kg pour le Zn.

Les teneurs en métaux diminuent en fonction de la profondeur dans le sol. Ce phénomène est attribué par plusieurs auteurs, au taux de MO et de carbonates plus important en surface, ainsi qu'au pH élevé du sol. L'ensemble de ces facteurs a réduit la mobilité des métaux, issus des EU, dans le sol (Masséna, 2001)

Toutefois, il faut préciser que l'augmentation des teneurs des métaux dans les sols irrigués par les EU, est une fonction de la durée de l'irrigation, l'effet du temps reste difficile à évaluer, car souvent les concentrations en métaux des effluents sont variables et méconnues. Dans ce cadre, (Garrett ,2000) a constaté une importante accumulation des métaux lourds dans les horizons A et B des sols agricoles suite à l'épandage des EU depuis plus d'un siècle. D'après les auteurs, ces teneurs élevées sont dues à des accumulations au cours des années avec une augmentation des concentrations en métaux dans les effluents, notamment en Cr et en Zn (Belaid, 2010).

2.5.2.3. Effet de l'irrigation par les EU sur les propriétés physico-chimiques du sol

Bien évidemment, l'irrigation avec les eaux usées, affecte avec le temps certains paramètres du sol. Ainsi, une légère diminution du pH est observée dans certains sols basiques. (Abbas et *al.*, 2006). Cette diminution est expliquée par un lessivage par les eaux d'irrigation des calcaires actifs qui sont responsables de l'alcalinité du sol (Puil, 1998). Les eaux usées, à travers leur pouvoir fertilisant, entraînent également une augmentation du taux de la MO et des éléments nutritifs du sol. Toutefois, ces éléments nutritifs stimulent l'activité microbologique du sol (Flores et *al.*, 1997), ce qui favorise la minéralisation de la MO entraînant du même coup la diminution de la CEC du sol (Masséna, 2001). Magesan et *al.* (2000), signalent également que, suite à l'irrigation par les EU, cette intensification de l'activité microbologique du sol diminue la conductivité hydraulique du sol du fait de la formation de bio-films bactériens qui colmatent la porosité du sol.

2.5.2.4. Effet de l'irrigation par les EU sur les plantes cultivées

Du fait de leur teneur en éléments nutritifs et de leur richesse en oligoéléments, les eaux usées lorsqu'elles sont réutilisées pour l'irrigation, entraînent une amélioration des rendements des plantes cultivées. Dans ce cadre, Fars et *al.* (2003) ; Mohammad Rusan et *al.* (2007) ont constaté une augmentation de la biomasse d'une plante fourragère lorsqu'elle est irriguée par une eau usée soit brute soit traitée. Ainsi, Fars et *al.* (2003) indiquent que les rendements enregistrés par rapport à un témoin dépassent les 110 %, pour les plantes irriguées par les deux types d'eau.

De même, l'irrigation par les EU entraîne un enrichissement important du tissu des plantes cultivées en oligoéléments (Fars et *al.*, 2003). Les éléments traces qui sont généralement immobilisés dans les couches supérieures du sol peuvent provoqués, à long terme, des risques pour le développement des plantes. En effet, certains éléments traces (le bore, le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre et le molybdène), peu nombreux, sont reconnus nécessaires au développement des végétaux en très faibles quantités (Faby et Brissaud, 1997).

L'irrigation, à partir des eaux usées, va apporter ces éléments, mais aussi d'autres oligo-éléments, non indispensables à la plante tels que le plomb, le mercure, le cadmium, le brome, le fluor, l'aluminium, le nickel, le chrome, le sélénium et l'étain. La biodisponibilité des ces éléments dans le sol peut engendrer leur accumulation dans les tissus des plantes et dans certains cas, les teneurs en ces éléments peuvent atteindre des seuils de phytotoxicité (Belaid, 2010).

2.5.2.5. Impact de l'irrigation par les EU sur la nappe phréatique

L'irrigation ou l'épandage des eaux usées sur des surfaces agricoles est l'une des techniques de recharge artificielle des nappes phréatiques couramment utilisée en région aride ou semi-aride (Asano et Cotruvo, 2004 *in* Belaid, 2010). Dans ce contexte, Ben Marzouk (2006), a constaté une remontée continue du niveau de la nappe phréatique suite à la pratique de l'irrigation par des eaux usées traitées qui peut atteindre 10 m.

Kallel et Bouzid (2002) *in* Belaid (2010), ont constaté une augmentation de la salinité et de la concentration en éléments fertilisants (N et P) des eaux de la nappe suite à l'irrigation par les EUT.

Zekri et *al.*, (1995) *in* Belaid (2010), ont signalé trois effets, de l'irrigation par les EUT sur la nappe phréatique :

- une augmentation de la salinité qui a passé de 2,3 à 4 mS/cm après 20 ans d'irrigation ;
- une contamination microbiologique liée à la proximité de la nappe de la surface du sol ;
- une pollution par les métaux lourds.

Chapitre 03

Etude des métaux lourds

3. Etude des métaux lourds

L'histoire des métaux lourds n'a pas été écrite. Et pourtant, ils paraissent étroitement liés à la civilisation. L'or, l'argent, le cuivre ont permis de fabriquer les premières pièces de monnaie. Sans métaux lourds, il n'y aurait pas eu de distribution d'eau potable à Rome par les canalisations en plomb. Ni peintures, car les peintures anciennes ont résisté au temps grâce aux métaux incorporés aux pigments (le « jaune de Naples », à base de plomb, le « vermillon de mercure »...). L'homme a utilisé les métaux lourds et continue à les utiliser, parfois avec excès, souvent avec inconscience, ou pire, en toute conscience. Si les métaux lourds ont fait la civilisation, ils peuvent aussi la défaire, car les métaux lourds sont aussi des toxiques puissants.

3.1. Définition des métaux lourds

Selon Mamère et Narbonne (2001), les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser :

D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être également définis comme :

- tout métal ayant une densité supérieure à 5 ;
- tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium ($Z=11$) ;
- tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques .

Certains chercheurs utilisent des définitions plus spécifiques encore. Le géologue considérera comme métal lourd tout métal réagissant avec la pyrimidine (C_6H_5N).

Dans le traitement des déchets liquides, les métaux lourds indésirables auxquels on s'intéresse principalement sont : l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le mercure (Hg), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le sélénium (Se), le zinc (Zn).

Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité sont généralement : l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'étain (Sn), le zinc (Zn), etc.

3.2. Caractéristiques des métaux lourds

D'après Picot (1996), un métal est une matière, issue le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, dotée d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant ainsi aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisables dans l'industrie, l'orfèvrerie.

Miquel (2001), appelle en général métaux lourds les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes caractérisés par une masse volumique élevée,

supérieure à 5 grammes par cm³, de numéro atomique élevé et présentant un danger pour l'environnement et/ou pour l'homme. (Aschieri, 1999 ; CERTU, 2004)

Tableau 04: Métaux lourds dans la classification périodique (CERTU, 2004).

¹ H																	² He
³ Li	⁵ Be											⁵ B	⁶ C	⁷ N	⁸ O	⁹ F	¹⁰ Ne
¹¹ N	¹² Mg											¹³ Al	¹⁴ Si	¹⁵ P	¹⁶ S	¹⁷ Cl	¹⁸ Ar
¹⁹ K	²⁰ Ca	²¹ Sc	²² Ti	²³ V	²⁴ Cr	²⁵ Mn	²⁶ Fe	²⁷ Co	²⁸ Ni	²⁹ Cu	³⁰ Zn	³¹ Ga	³² Ge	³³ As	³⁴ Se	³⁵ Br	³⁶ Kr
³⁷ Rb	³⁸ Sr	³⁹ Y	⁴⁰ Zr	⁴¹ Nb	⁴² Mo	⁴³ Tc	⁴⁴ Ru	⁴⁵ Rh	⁴⁶ Pd	⁴⁷ Ag	⁴⁸ Cd	⁴⁹ In	⁵⁰ Sn	⁵¹ Sb	⁵² Te	⁵³ I	⁵⁴ Xe
⁵⁵ Cs	⁵⁶ Ba	⁵⁷ La	⁵⁸ Ce	⁵⁹ Pr	⁶⁰ Nd	⁶¹ Pm	⁶² Sm	⁶³ Eu	⁶⁴ Gd	⁶⁵ Tb	⁶⁶ Dy	⁶⁷ Ho	⁶⁸ Er	⁶⁹ Tm	⁷⁰ Yb	⁷¹ Lu	
			⁷² Hf	⁷³ Ta	⁷⁴ W	⁷⁵ Re	⁷⁶ Os	⁷⁷ Ir	⁷⁸ Pt	⁷⁹ Au	⁸⁰ Hg	⁸¹ Tl	⁸² Pb	⁸³ Bi	⁸⁴ Po	⁸⁵ At	⁸⁶ Rn
⁸⁷ Fr	⁸⁸ Ra	⁸⁹ Ac	⁹⁰ Th	⁹¹ Pa	⁹² U	⁹³ Np	⁹⁴ Pu	⁹⁵ Am	⁹⁶ Cm	⁹⁷ Bk	⁹⁸ Cf	⁹⁹ Es	¹⁰⁰ Fm	¹⁰¹ Md	¹⁰² Nm	¹⁰³ Lr	

- Métalloïdes
- Métaux lourds

La classification en métaux lourds est d'ailleurs souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds » comme le zinc, tandis que certains éléments toxiques ne sont pas tous des métaux (l'arsenic par exemple). Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation éléments en traces métalliques « ETM » ou par extension éléments traces. (Mamère et Narbonne ,2001)

Parmi les métaux lourds, on distingue principalement trois d'entre eux qui sont pris en considération : le mercure, le plomb et le cadmium. Pourquoi distinguer ces trois métaux ? Il y a, d'une part, une raison historique (Benedetto, 1997). Les premiers biochimistes ont distingué ces trois métaux en raison de leur affinité avec le soufre qui permettait d'identifier les protéines qui précipitent lourdement, ou donnent facilement des sels comme les sels de mercure ou sels de plomb. Dans son tableau de classification des éléments chimiques, réalisé à partir de la masse atomique et du nombre d'électrons des éléments, le chimiste Russe Mendeleïev, en 1869, reprend la distinction (Miquel, 2001).

D'après Picot et Proust (1998), ces trois métaux ont aussi quelques caractéristiques physicochimiques communes :

- ils ne se détruisent pas, ils se transportent, changent de forme chimique ;
- ils ont une conductivité électrique élevée, qui explique leur utilisation dans de nombreuses industries ;
- ils présentent une certaine toxicité pour l'homme, entraînant notamment des lésions neurologiques plus ou moins graves. Tandis que tous les autres ont une utilité dans le processus biologique, certains métaux (les oligoéléments) sont même indispensables à la vie (le fer, le cuivre, le nickel, le chrome...), les trois métaux cités sont des éléments uniquement toxiques.

Selon Picot (1996), le mercure, le plomb et le cadmium se rencontrent couramment dans l'environnement et dans les organismes vivants en faible concentration, il est préférable de classer ces métaux sous la dénomination d'éléments traces toxiques.

3.3. Origine des métaux lourds

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, 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), il y a donc des sources de contamination naturelles. Une fois en circulation, les métaux se distribuent dans tous les compartiments de la biosphère ; terre, air, et océan.

Le tableau 05 présente quelques exemples de sources industrielles et agricoles d'où peuvent provenir les métaux présents dans l'environnement.

Tableau 05 : Sources des métaux lourds (Belaid, 2010).

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni,
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides, conservateurs)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

Selon Miquel (2001), les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles. On dit que les métaux sont présents " en traces ". Ils sont aussi " la trace " du passé géologique et de l'activité de l'homme.

Le tableau 06 montre le rapport entre le flux lié à l'activité humaine et le flux naturel. D'autre part, le cadmium, l'arsenic, et surtout le mercure et le plomb sont introduits dans l'environnement, de façon quasi exclusive par l'homme. (ENSM, 1997)

Tableau 06 : le rapport entre le flux lié à l'activité humaine et le flux naturel (ENSM, 1997).

Elément	Flux lié à l'homme / Flux naturel (%)
Chrome	161
Cadmium	1 897
Arsenic	2 786
Mercure	27 500
Plomb	34 583

La figure 03 montre le cycle des métaux dans l'environnement. Les principaux phénomènes naturels conduisant à la dissémination des métaux dans les compartiments environnementaux sont l'activité volcanique et l'érosion des roches (Doelsch *et al.*, 2006).

Dans le cas de l'activité volcanique, bien que la majeure partie de ces métaux retombe dans un rayon de 100 km, une partie significative atteint la stratosphère et se dissémine alors sur l'ensemble du globe terrestre (Garrett, 2000). Ainsi, par l'intermédiaire du compartiment atmosphérique, ils pourront ultérieurement atteindre les milieux aquatiques. D'autre part, l'altération chimique des roches permet une mise en circulation naturelle des métaux sous forme dissoute. (Baize et Sterckeman, 2001; Horckmans *et al.*, 2005)

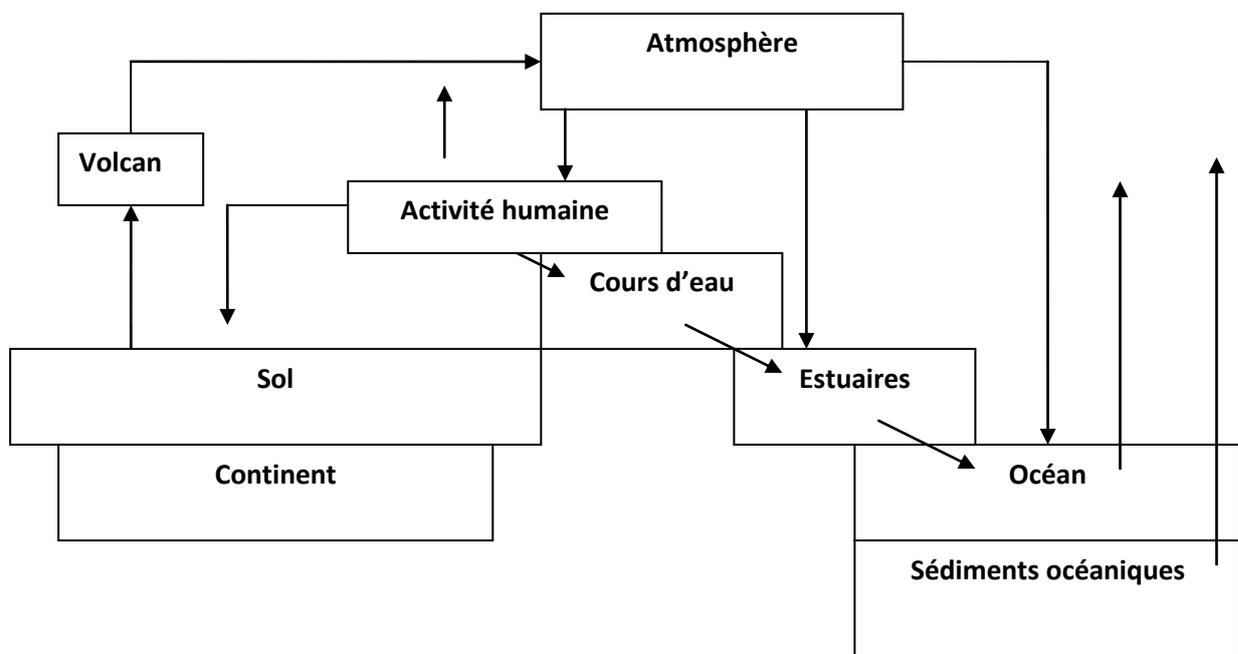


Figure 03 : Cycle géochimique simplifié des métaux (Miquel, 2003).

3.4. Principales propriétés physico-chimiques des métaux lourds

3.4.1. Solubilité

La solubilité dans l'eau indique la tendance à la mobilisation du métal par lessivage ou par ruissellement. La solubilité dépend de l'élément, des conditions chimiques de la phase aqueuse (pH, potentiel d'oxydoréduction, concentrations en ligands) et des phases solides environnantes. (CERTU, 2004)

La solubilité d'un élément peut varier selon sa spéciation, c'est-à-dire sa répartition entre différents états de valence, qui représente un paramètre essentiel notamment pour l'arsenic et le chrome. (Miquel, 2001)

3.4.2. Stabilité

D'après CERTU (2004), contrairement aux contaminants organiques, les éléments métalliques sont indéfiniment stables en tant que tels et ne se dégradent pas dans l'environnement.

3.4.3. Volatilité

La volatilité influe sur la libération par évaporation naturelle des polluants infiltrés dans les sols. D'une façon générale, les métaux sont à considérés comme non volatils à l'exception du mercure. (Juste, 1988)

3.5. Les sels métalliques

Les métaux sont utilisés sous forme solide (métallique) en alliage, lorsqu'ils se combinent avec un autre métal, ou en sels, lorsque le métal est combiné avec certains éléments non métalliques. (Miquel, 2001)

Selon Vincent et *al* (2001), leur formation découle d'une attaque oxydante : le métal est oxydé en ion positif (cation) et se combine alors avec un ion négatif (anion) pour donner un sel. Les exemples sont très nombreux, en voici quelques uns :

- l'attaque du fer métallique par l'oxygène en présence d'eau acidifiée donne un sel de fer. Si l'acide est l'acide chlorhydrique (HCl), le sel de fer que l'on pourra déposer par évaporation est du chlorure ferrique ;
- l'attaque du mercure métallique (Hg) par du soufre (S) à chaud donne du sulfure de mercure (HgS).

De nouveaux sels peuvent être formés par des réactions d'échange chimique entre un sel et un autre sel ou un acide ; par exemple, du chlorure de plomb mis en solution avec de l'acide sulfurique donnera naissance à du sulfate de plomb. (Benedetto, 1997)

D'après Picot et Proust (1998), les anions pouvant former des sels avec les métaux, les plus courants sont listés ci-après :

- Chlorure (Cl) de sodium ; mercurique, d'aluminium
- Sulfate (SO₄)
- Sulfure (S) de plomb, d'arsenic
- Nitrate (NO₃)
- Oxyde (O) de fer, de plomb
- Hydroxyde (OH)

La plupart des sels sont solubles, et c'est sous cette forme que les métaux contaminent l'environnement et en particulier l'alimentation. Quand le métal est associé au sulfure, il

forme un sel insoluble, et c'est sous cette forme qu'il se trouve dans les gisements. Il peut alors être exploité. L'extraction dégage cependant du dioxyde de soufre (SO₂), responsable de pollutions acides. (Miquel, 2001)

3.6. Rejets des métaux lourds dans l'eau

3.6.1. Eau et métaux lourds

L'industrie a souvent privilégié les sites à proximité des fleuves pour trois raisons : pour le transport de matières premières, pour l'alimentation en eau, qui permet de refroidir les installations, et pour les possibilités de rejet des effluents industriels (Vincent et *al.*, 2001).

Pendant des dizaines d'années, les fleuves ont hérité des rejets industriels et des eaux résiduaires industrielles, déchets liquides résultant de l'extraction ou de la transformation de matières premières, et de toutes les formes d'activité de production (Wehr et Whitton, 1983).

Même si les principaux établissements industriels se sont dotés de stations d'épuration spécifiques, l'essentiel des rejets sont des rejets directs parfois appelés « rejets naturels » (Zenk, 1996). En effet, l'eau des fleuves, des rivières, des canaux, de la mer a longtemps été l'exutoire qui permettait d'évacuer ces déchets.

Les éléments traces, présents sous une forme particulière dans les sols apparaissent sous l'effet de l'érosion. Le ruissellement sur les surfaces imperméables (sols, chaussée) ainsi que les sources anthropiques s'ajoutent à ces sources naturelles liées à l'érosion (Roeck et *al.*, 1991). L'eau est évidemment un élément particulièrement important pour les polluants en général et les métaux lourds en particulier car l'eau va entraîner des réactions chimiques liées à l'acidité, l'alcalinité, la température, l'oxygénation (Mouvet et *al.*, 1986).

D'après Colin (1984), les métaux lourds rencontrés dans les boues d'épuration proviennent essentiellement des eaux usées, sans ignorer que les rejets aux égouts de divers produits plastiques ménagers peuvent en constituer une importante source.

D'après ce même auteur, les éléments métalliques présents dans les eaux usées peuvent provenir d'impuretés dans les réactifs utilisés pour leur traitement.

Selon Lithner et *al* (1995), les milieux aquatiques sont très sensibles aux éléments en traces par la coexistence de deux phénomènes de bioaccumulation et de biomagnification : les éléments en traces se concentrent au fur et à mesure ; des absorptions dans la chaîne alimentaire (eau ⇒ plancton ⇒ poisson herbivore ⇒ poisson carnivore ⇒ homme...).

Les métaux lourds sont des micropolluants de nature à entraîner les nuisances même quand ils sont rejetés en quantités très faibles (leur toxicité se développe par bioaccumulation). D'ailleurs, de petites quantités en proportion (mesurées en microgrammes

par litre) sont souvent compensées par un effet volume compte tenu de l'importance des débits d'eau. (Zenk, 1996)

L'industrie est responsable de la quasi totalité des rejets de métaux lourds dans l'eau, la nécessité de réduire ces rejets n'est plus discutée.

3.6.2. Difficultés d'analyse des métaux lourds

D'après Gallissot (1988), l'analyse des rejets de métaux lourds dans les eaux se heurte cependant à deux difficultés.

3.6.2.1. Difficultés de mesure

Les métaux lourds dans les eaux sont encore peu étudiés, et sont beaucoup moins surveillés que l'azote et le phosphore (Garnier-Laplace, 2001). Miquel (2001), observe que dans l'ancien système de classement de la qualité des eaux (classement allant de 1 à 4, le niveau 1 étant le niveau le moins pollué, le niveau 3 correspondant à des eaux pouvant poser des problèmes quant à la survie des poissons et seulement utilisables pour les usages industriels), les métaux lourds n'étaient pas systématiquement pris en compte. Zenk (1996) signale que le nouveau système d'évaluation, dit seq-eau, en cours de constitution, permettra de disposer d'un système homogène sur tout le territoire, incluant cette fois les métaux lourds.

La deuxième difficulté est d'ordre technique. La mesure de la qualité des eaux stricto sensu ne permet pas toujours de déceler des contaminants en traces car ces derniers se retrouvent moins dans l'eau que dans les sédiments car ils ont tendance à s'adsorber (Miquel, 2001). C'est pourquoi les mesures s'orientent aujourd'hui vers les sédiments qui concentrent bien davantage que les eaux en mesurant les teneurs des sédiments avant et après le point de rejet présumé, ce qui permet d'évaluer la contamination et de déterminer la source avec certitude (Benedetto, 1997).

3.6.2.2. Difficultés d'analyse

D'après Miquel (2001), la présence et la mesure d'un contaminant est en elle-même insuffisante. Les variables déterminantes sont la solubilité du métal et sa faculté à être assimilé qui dépendent toutes deux de la forme chimique du métal et des conditions trouvées dans l'eau, ce qui permet de distinguer trois étapes d'analyse :

3.6.2.2.1. Solubilité

Le comportement d'un micro polluant est conditionné par sa forme physico chimique. Les éléments en trace vont être plus ou moins mobiles, plus ou moins solubles. Dans l'eau, les métaux sont présents sous forme d'oxydes ou de sels, selon les métaux d'origine (Miquel, 2001). Les composés de plomb sont peu solubles, sauf les chlorures. Le chlorure, le nitrate et le sulfate de cadmium sont solubles dans l'eau, tandis que les sulfures et l'oxyde de cadmium

sont pratiquement insolubles. Les composés insolubles sont de préférence absorbés par les sédiments, d'où la présence parfois très forte de cadmium dans les vases de certaines rivières, les lacs et les canaux. (Lazarova ,1998)

Le tableau qui suit indique les différentes formes sous lesquelles on retrouve les métaux dans les eaux.

Tableau 07 : Etat des métaux dans l'eau (ENSM, 1997).

Métal	Etat
Cadmium	Cd total <ul style="list-style-type: none"> → Cd en suspension. → Cd dissous <ul style="list-style-type: none"> → sous forme ionique libre. → sous forme complexée.
Aluminium	Al total <ul style="list-style-type: none"> → soluble. → Colloïdale. → insoluble.
Chrome	Cr total <ul style="list-style-type: none"> → Cr en suspension ($\text{Cr}(\text{OH})_3$). → Cr dissous <ul style="list-style-type: none"> → Cr (III). → Cr (VI).
Plomb	Pb total <ul style="list-style-type: none"> → Pb en suspension ((phosphate, carbonate, hydroxyde, sulfate). → Pb dissous (Pb^{+2}).
Cuivre	Cu total <ul style="list-style-type: none"> → Cu en suspension → Cu dissous <ul style="list-style-type: none"> → sous forme ionique Cu^{+2} essentiel mais possible de Cu^+. → sous forme complexés.
Nickel	Ni total <ul style="list-style-type: none"> → Ni en suspension ($\text{Ni}(\text{OH})_2$), cyanure de Ni, carbonate. → Ni dissous <ul style="list-style-type: none"> → Ni ionique Ni^{2+} → Ni complexée (cyanure, EDTA).

3.6.2.2.2. Lieux d'accumulation

Les éléments traces qui s'adsorbent préférentiellement sur les particules solides peuvent s'accumuler dans certaines zones favorables à la sédimentation ou à la concentration de particules, ces zones d'accumulation sont des sources potentielles de pollution (Kunz et Jardim, 2000). Les particules qui y sont stockées peuvent être remises en suspension à l'occasion de crues (Picot, 1996). Les rejets peuvent être sous forme particulaire dans l'eau

douce, mais ils peuvent être rendus solubles en présence d'eau saline. La concentration en cadmium des eaux de mer est deux fois plus faible que celle des eaux douces. (Miquel, 2001)

3.6.2.2.3. Biodisponibilité et changement de forme du contaminant

La fraction biodisponible étant la part de la concentration totale d'un polluant à être captée par un organisme vivant. (AH-peng, 2003)

L'exemple typique de ce phénomène concerne le mercure, le mercure déposé sur la couche sédimentaire est en général rejeté sous forme inorganique, mais il peut prendre une forme organique et se transforme en méthylmercure (qui est la forme la plus toxique pour l'homme) sous certaines conditions (Picot, 1996). C'est notamment le cas lorsque l'eau est stagnante, peu oxygénée et associée à des matières organiques en décomposition. (Miquel, 2001).

Chapitre 04
Métaux lourds dans la plante

4. Métaux lourds dans la plante

Certains éléments métalliques sont essentiels aux organismes vivants à des faibles concentrations. Mais, ils agissent à de fortes concentrations comme un facteur de stress qui entraîne une modification de la réaction physiologique. 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). Selon Remon (2006), 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 qui fait référence aux réactions permettant de limiter les effets néfastes des métaux dans l'organisme.

Ces différents aspects sont abordés dans ce chapitre de façon à comprendre la physiologie de la plante vis-à-vis des métaux lourds.

4.1. Les facteurs régissant la disponibilité des métaux lourds et leur dynamique

4.1.1. Facteurs liés aux végétaux

4.1.1.1. Variabilité des espèces

Selon Hinesley et *al.*, (1978), la répartition des métaux dans le végétal est variable selon l'espèce, la variété et l'organe considéré.

Des comportements divers apparaissent dans la contraction des liaisons avec les métaux afin de modifier ou de permettre leur diffusion dans les zones rhizosphériques. (Grignon et Touraine, 1981)

En fonction des interactions, Morel et *al* (1987) affirment que les légumes sont plus sensibles aux métaux que les herbes et les céréales et que le seuil de toxicité de ces métaux varie pour chaque plante, le seuil de toxicité varie également selon le métal par exemple le zinc, sa teneur totale varie de 50 à 100 ppm et sa teneur assimilable se situe entre 10 et 100 ppm.

4.1.1.2. Rétention et niveau d'accumulation des métaux lourds dans le végétal

De nombreuses études se sont concentrées ces dernières années sur l'accumulation des métaux lourds par les végétaux.

L'absorption des différents métaux se fait par les racines. Cette absorption varie selon les métaux et leur nature (Lepp, 1981). Ainsi Juste (1970) a montré que le Zn, Cu, Ni et Cd sont facilement absorbés par les racines alors que le Pb, Hg et Cr pénètrent difficilement même à des concentrations plus faibles.

La distribution des éléments métalliques se fait différemment selon les organes, ainsi les métaux lourds apportés au sol par épandage des déchets organiques se retrouvent dans les organes aériens des végétaux (Morel, 1987)

Selon Grignon et Touraine (1981), les fruits et les graines accumulent moins de métaux lourds que les feuilles, tiges et les racines. Le même auteur évoque le rôle du système racinaire qui, par suite de l'émission de substances complexantes ou d'acides, modifie l'état de solubilité des cations dans la rhizosphère.

4.1.1.3. Age de la plante et variations saisonnières

Parmi les facteurs évoqués pour expliquer les différents comportements des métaux dans la plante, Juste (1970) cite l'âge du végétal et les saisons de culture. Guckert et Morel (1984), déclarent que les tissus végétaux âgés contiennent plus de métaux que les tissus jeunes.

Selon les mêmes auteurs, la disponibilité des métaux lourds dans la plante diminue au cours du temps tout en manifestant l'activité saisonnières imputables à des microorganismes et du système racinaire.

Avec le temps, les métaux se reconvertissent en forme chimique peu réactives et non disponibles pour les plantes. (Morel, 1987)

Lepp (1981), signale que les métaux lourds sont conservés entièrement mais leur disponibilité est généralement diminuée pour les plantes. A long terme, la minéralisation de l'humus fait craindre une remise en circulation de ces éléments dans le sol et les milieux naturels. (Hinesley et *al.*, 1978)

4.2. Accumulation des métaux lourds dans la plante

Parmi l'ensemble des métaux lourds, une vingtaine d'entre eux sont indispensables aux processus physiologiques majeurs, en particulier la respiration, la photosynthèse ou l'assimilation des macronutriments comme l'azote, soufre...etc (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Selon Rengel (1999), nombreux de ces métaux, Cu, Zn, Ni, Fe, Co, Se et Ba sont aussi impliqués au niveau de processus moléculaires tels que le contrôle de l'expression des gènes, la biosynthèse des protéines, des acides nucléiques, des substances de croissance, de la chlorophylle et des métabolites secondaires ; le métabolisme lipidique ou la tolérance au stress.

En outre, certains éléments trace peuvent se présenter sous différents états d'oxydation par exemple ($\text{Cu}^{2+} + 2\text{e}^- \longrightarrow \text{Cu}$). Ils jouent ainsi un rôle d'accepteurs ou de donateurs d'électrons, très important dans les multiples systèmes enzymatiques mettant en jeu des réactions d'oxydoréduction (Chaignon, 2001). Pour autant, les métaux lourds n'ont pas tous une

fonction connue à ce jour dans le métabolisme de la plante, et malgré la grande diversité des besoins et des niveaux de tolérance aux métaux lourds chez les plantes, certains restent considérés comme des poisons cellulaires pour lesquels les doses admissibles sont très faibles. On retrouve parmi les plus toxiques, Hg, Cr, Ni, Pb et Cd. (Kabata-Pendias et Pendias, 2001)

4.2.1. Absorption racinaire

La voie principale d'absorption des métaux se fait par simple diffusion au travers de l'apoplaste du cortex racinaire et de l'endoderme (voie apoplastique). Le transport des éléments métalliques à travers la paroi cellulaire se fait passivement (non métabolique et donc dans le sens du gradient de concentration) par les pores du réseau de la cellulose, de l'hémicellulose et des glycoprotéines. Cependant, une partie des ions peut être adsorbés par les charges négatives de surface de l'acide polygalacturonique des pectines, qui agissent comme des échangeurs d'ions (Briat et Lebrun, 1999). Puis au niveau de l'endoderme, le transport peut devenir actif au niveau de la membrane plasmique des cellules de la bande de Caspary (voie symplastique), autorisant cette fois un transfert contre le gradient de concentration.

Cependant, les mécanismes exacts de l'absorption sont encore mal connus, en particulier pour certains éléments comme le Cu (Greger, 1999 ; Chaignon, 2001), et différent selon l'espèce métallique. On considère de nos jours que le plomb et le nickel sont absorbés passivement via certaines protéines de type porine, alors que le zinc et le cuivre sont absorbés activement par une protéine de transport sélective, nécessitant de l'énergie. (Kabata-Pendias et Pendias, 2001)

Par ailleurs, bien que le transport actif soit en principe spécifique, certains cations toxiques comme le Cs (césium), Cd, Pb ou Cr sont des compétiteurs potentiels vis-à-vis des cations essentiels. Par exemple, le cadmium semble être un compétiteur connu du calcium en empruntant les canaux calciques membranaires (Sanita di Toppi et Gabbrielli, 1999). 70% du Cd entrerait dans la racine par ce biais là (Greger, 1999).

4.2.2. Translocation

Par définition, la translocation est le transport des éléments dans le xylème de la plante vers les parties aériennes après leur absorption, elle peut nécessiter ou non la prise en charge des éléments par des agents complexants, tels que les acides organiques, les acides aminés et divers peptides : le fer est pris en charge par le citrate ; le zinc peut être transporté par un complexe anionique (Alloway, 1995) ; la majorité du cuivre et une partie du nickel sont chélatées par un acide polyamino polycarboxylique encore non identifié chez la tomate (Foy *et al.*, 1978) ; le cadmium est transporté sous forme libre (Greger, 1999).

Chez certaines espèces la translocation d'éléments toxiques est plus importante que chez d'autres, pouvant conduire à une accumulation des métaux dans les feuilles et les autres parties aériennes, sans que l'on sache avec rigueur si elle est due à un transport plus actif ou une absence d'immobilisation dans les racines (Foy et *al.*, 1978).

Le transport des éléments toxiques par le phloème est moins évident du fait que les cellules qui le constituent sont vivantes et forment un piège supplémentaire (Greger, 1999). Toutefois, chez certaines plantes, la nicotianamine, dérivée de la méthionine, pourrait être responsable du transport des métaux, Fe, Cu, Zn et Mn, dans la sève du phloème (Briat et Lebrun, 1999).

4.2.3. Accumulation

Certaines plantes accumulent des quantités inhabituelles d'éléments métalliques voir 100 mg/kg de matière sèche pour le Cd, 1000 mg/kg pour le Ni, le Cu, le Co ainsi que 10 000 mg/kg pour le Zn et le Mn. Ces espèces sont alors qualifiées de plante « hyperaccumulatrice » tel que *Alyssum bertolonii*, *Sebertia acuminata*, *Silene cobalticola*, *Thlaspi caerulescens*, *Brassica napus*, *Pteris vittata* (Brooks, 1998). Ainsi, plus de 400 espèces hyperaccumulatrices sont recensées, dont plus de 300 pour le nickel et seulement une pour le cadmium. A part une possible résistance à la sécheresse et aux herbivores (Boyd, 1998). Dans la cellule, les métaux ayant pénétré dans le cytoplasme sont pris en charge par diverses molécules afin de les stocker ou d'éviter tout dommage cellulaire.

4.3. Toxicité et tolérance

Le premier effet des métaux lourds observable chez les végétaux est une inhibition de la croissance. Celle-ci s'accompagne très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement : chlorose foliaire, importantes lésions nécrotiques, jaunissement progressif, repliement ou dessèchement du feuillage.

La tolérance aux métaux résulte principalement de processus internes de détoxification active des cations métalliques (Baker, 1981), qui demeurent à l'heure actuelle encore mal connus. Pour survivre, les espèces tolérantes ont dû développer des capacités physiologiques existantes ou en créer des nouvelles.

4.3.1. La paroi cellulaire des racines

La paroi des cellules racinaires est le premier obstacle à l'entrée des métaux dans la plante. Des études ont montré que pour *Agrostis tenuis* (Turner et Marshall, 1972) et *Deschampsia cespitosa* (Godbold et *al.*, 1983), le zinc pouvait être facilement séquestré par les parois cellulaires. Les métaux peuvent être liés aux acides uroniques des parois cellulaires, pour lesquels l'affinité décroît dans l'ordre : Pb > Cr > Cu > Zn (Ernst et *al.*, 1992) ; il est probable

que les groupements carboxyliques des acides uroniques soient responsables de la complexation des métaux (Kelley *et al.*, 1999). Les nombreux groupes fonctionnels qui tapissent (par exemple les groupements phosphates) offrent également des sites de coordinations potentiels pour les cations métalliques. Il s'agit là de processus de détoxification passifs liés à la composition chimique des tissus cellulaires.

Certains métaux et en particulier le cuivre, le cadmium et le mercure endommagent la paroi cellulaire en diminuant son étanchéité. Des espèces tolérantes (*Silène cucubalus*) se sont adaptées en résistant aux dommages infligés et ainsi limiter le passage des métaux dans la plante (De Vos *et al.*, 1991). Cette faculté n'est pas encore expliquée.

Le zinc a quant-à lui un effet inverse en protégeant les membranes cellulaires de l'oxydation. Même pour des teneurs élevées, il n'endommage pas les parois cellulaires (Meharg, 1993). Cet élément en excès affecte le fonctionnement de la plante en se substituant aux cations physiologique (Fe, Cu, Mn, ...) contenus dans certaines macromolécules (enzymes, métalloprotéines).

4.3.2. Prise en charge des métaux dans le cytosol

Les enzymes présentes dans le cytosol des espèces tolérantes sont aussi sensibles aux métaux que les espèces non-tolérantes. Pour éviter que les métaux n'altèrent les fonctions physiologiques des enzymes, leur concentration doit être contrôlée, tout en respectant l'homéostasie cellulaire (Devi et Prasad 1999). En effet, certains métaux comme le zinc sont des oligo-éléments indispensables au fonctionnement de la plante car ils entrent dans la composition des métalloprotéines. Un équilibre doit donc s'établir entre la prévention d'une entrée trop massive de métal et le maintien d'une concentration vitale pour la plante (concentration intermédiaire entre carence et toxicité). Deux types de molécules sont susceptibles de contribuer à la régulation de l'activité des métaux dans le cytosol : les phytochélatines et les acides organiques. (Dahmani-muller, 1999)

4.3.2.1. Phytochélatines

Les phytochélatines (ou metallopeptides) sont constituées par l'assemblage d'unités cystéineglutamate avec en terminaison de chaîne une unité glycine (glutamate-cystéine) n glycines, avec $n = 2$ à 11) (De Knecht *et al.*, 1992 *in* Remon ,2006). Les métaux seraient complexés par les groupes fonctionnels -SH présents sur les cystéines (Grill *et al.*, 1987 *in* Remon ,2006). La synthèse de phytochélatines est stimulée dans les cellules racinaires en présence de cadmium et, dans une moindre mesure, en présence de zinc et de cuivre (Devi et Prasad, 1999).

Toutefois, une étude récente a mis en évidence que les complexes formés avec le zinc ne sont pas stables (Leopold et *al.*, 1999 in Remon,2006). De plus, les espèces tolérantes ne produisent pas plus de ces substances que les espèces non tolérantes (Ernst et *al.*, 1992). Ainsi, bien que ces composés puissent jouer un rôle dans la détoxification de certains cations métalliques, ils ne semblent pas être les ligands principaux du zinc dans les cellules des espèces tolérantes (Ernst et *al.*, 1992).

4.3.2.2. Acides organiques

Les acides organiques permettent aux plantes de se procurer des nutriments dans le sol Ils semblent également impliqués dans les mécanismes de tolérance.

Généralement, la présence de métaux dans les espèces tolérantes et non tolérantes stimule la production d'acides organiques qui se retrouvent en grande quantité dans la plante, suggérant une relation entre l'accumulation d'acides organiques et la tolérance aux métaux (Godbold et *al.*, 1983). Par exemple, en présence de zinc et de cadmium, les teneurs en acides organiques, principalement le malate et le citrate, sont encore plus élevées pour les variétés tolérantes que pour les non-tolérantes d'une même espèce. (Panfili, 2004)

Ce phénomène a été mis en évidence pour de nombreuses espèces tolérantes, comme *Deschampsia caespitosa* (Qureshi et *al.*, 1986 in Panfili,2004), *Festuca rubra* et *Agrostis tenuis* (Harrington et *al.*, 1996 in Panfili,2004).

Le rôle exact des acides organiques dans le mécanisme de tolérance est difficile à établir dans la mesure où ces composés peuvent intervenir au niveau du cytosol, ou dans la compartimentation des métaux dans les vacuoles. Une étude réalisée sur *Deschampsia caespitosa* suggère une prise en charge du zinc dans le cytoplasme par le malate, et son accumulation dans les vacuoles en association avec le citrate (Godbold et *al.*, 1983). Plus récemment, Salt et *al* (1999) in Panfili (2004) ont proposé un mécanisme similaire pour l'espèce hyperaccumulatrice *Thlaspi caerulescens* dans laquelle les acides organiques assureraient à la fois le transport du zinc dans le cytoplasme, et le stockage dans les vacuoles.

4.4. Dépôts métalliques : localisation et composition

La précipitation des métaux dans différents compartiments de la cellule apparaît être le stade ultime du processus de détoxification des espèces tolérantes et non tolérantes. Les sites de stockage varient selon le métal. Pour de fortes concentrations, le zinc est généralement stocké préférentiellement dans les vacuoles et dans une moindre mesure dans l'apoplasme. Dans *Deschampsia caespitosa*, des globules cristallisés ont été observés dans les vacuoles des cellules racinaires de l'épiderme et du cortex (Mullins et *al.*, 1985). Ces grains ont été identifiés comme étant des phytates de zinc (Zn-myoinositol hexaphosphate) (Van Steveninck

et *al.*, 1987 in Panfili,2004). L'hyperaccumulatrice *Thlaspi caerulescens* stocke également le zinc dans cette partie des cellules. Selon Vazquez et *al* (1994) in Remon (2006) ce métal se trouverait dans les vacuoles en association avec du phosphore, alors qu'une étude plus récente met en évidence une association avec des acides organiques (Salt et *al.*, 1999). 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, où il serait alors pris en charge par des acides organiques (Neumann et Zur-Nieden, 2001 in Panfili ,2004).

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 in Panfili). Les auteurs suggèrent la séquestration du cadmium dans les vacuoles par des phytochélatines. Cependant, le cadmium, le cuivre, et surtout le plomb, se retrouvent plus fréquemment dans l'apoplasme (Mullins et *al.*, 1985).

4.5. Effets des métaux lourds

4.5.1. Impact sur l'environnement et la santé

Les effets toxiques des métaux dépendent de leur dose (à l'exception du plomb, cadmium et mercure toujours toxiques) et de leur forme chimique. Ces effets sont multiples chez les végétaux et les animaux, et se traduisent par exemple par une diminution de la fonction de reproduction (chrome), des baisses de croissance, de productivité ou de biodiversité (arsenic, cadmium, vanadium), une apparition de chloroses (nickel), ou encore des troubles neurologiques, digestifs, cardiovasculaires, ou rénaux (mercure) (Bargagli, 1998 ; Wright et Welbourg, 2002 in Rouane-Hacene, 2013).

Chez l'homme, comme chez les autres organismes vivants, la toxicité des métaux varie en fonction des éléments métalliques, de leur mode de pénétration dans l'organisme, et de leur forme chimique (spéciation). Citons par exemple le cas de l'arsenic qui est plus toxique sous forme libre qu'associé à des molécules organiques, le cas du chrome toxique essentiellement sous sa forme Cr VI, et celui du mercure plus toxique sous sa forme organométallique de méthylmercure. Une intoxication par du méthylmercure suite à une ingestion de poissons contaminés fut ainsi à l'origine d'une épidémie grave dans les années 1950 dans la baie de Minamata au Japon (Miquel, 2001).

4.5.2. Impact sur la vie aquatique

Quelques métaux lourds, comme Zn, Cu, Mn et Fe sont indispensables à la croissance et au bien-être des organismes vivants, y compris de l'homme. Mais des effets toxiques peuvent survenir lorsque ces organismes sont exposés à des niveaux de

concentrations supérieures à ceux qu'ils requièrent normalement. D'autres éléments, comme Pb et Cd, ne sont pas indispensables aux activités métaboliques et manifestent des propriétés toxiques. La contamination de l'environnement aquatique par des métaux peut avoir des effets toxiques aigus ou chroniques, sur la vie aquatique.

Loue (1986), signale que le rôle de ces éléments dans la vie des plantes est important, car ils interviennent dans plusieurs réactions cellulaires, ce sont donc des éléments essentiels ou oligo-éléments auxquels on peut attribuer un effet bénéfique seulement à de très faibles concentrations.

En revanche, leur quantité globale assimilée selon les conditions du milieu et en fonction de leur solubilité, peut provoquer un effet toxique en perturbant les systèmes chlorophylliens.

Les métaux peuvent être absorbés sous la forme inorganique ou sous la forme organique. Pour certains éléments, comme l'arsenic et le cuivre, la forme inorganique est la plus toxique. Pour d'autres, comme Hg et Pb, les formes organiques sont les plus toxiques. A de faibles concentrations, beaucoup de métaux lourds, dont Hg, Cd, Pb, As et Cu inhibent la photosynthèse et la croissance du phytoplancton. Les effets observés à des niveaux trophiques supérieurs se manifestent notamment par un retard du développement des embryons, des malformations et une moins bonne croissance des adultes chez les poissons, les mollusques et les crustacés (Rouane-Hacene, 2013).

A ce titre inductif, les conséquences de la contamination par les métaux lourds sont illustrées dans le tableau suivant :

Tableau 08 : Effets de quelques éléments métalliques (d'après Meinck, 1977).

Eléments	Effets de métaux lourds
Zinc	- Provoque une détérioration de l'appareil chlorophyllien et par la suite compromettent l'activité d'assimilation.
Plomb	- Empoisonne l'homme, une nette atténuation de la respiration. - Inhibe la décomposition des matières organiques.
Chrome	- Action toxique se manifeste par un dépérissement général de toutes parties du végétal et destruction graduelle de l'appareil chlorophyllien. - Cancer des voies respiratoires.
Nickel	- Empêche le développement des végétaux, ou même provoque la mort des plantes à des doses élevées. - Cancer des voies respiratoires.
cadmium	- Provoque la maladie d'ITAI-ITAI chez l'homme en combinaison avec le zinc se produit une addition anormale des effets toxiques. - en combinaison avec le cuivre, l'action toxique est potentialisée.

Chapitre 05
Bio surveillance végétale

5. Biosurveillance végétale

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 :

- 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 très 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 bioindication ou, plus précisément, de biosurveillance.

5.1. Définition

La biosurveillance se définit comme « l'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, physiologique tissulaire, morphologique et 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 ». (Garrec ,2007 ; Ramade, 2007)

Les végétaux sont les outils privilégiés car la diversité biologique offre un large panel d'organismes utilisables : bryophytes, lichens, et plantes supérieures qui sont employées spécifiquement pour un grands nombre de polluants (ozone, d'oxydes d'azote, métaux lourds. (Durif , Vandamme et Benard 2004 ; CERTU,2004)

Plusieurs concepts de surveillance sont traditionnellement distingués en biosurveillance selon les propriétés et les objectifs recherchés. (Anonyme, 2005 ; Garrec, 2007)

5.1.1. La bio-surveillance sensible ou la bio-indication à effets éco-toxicologiques

Selon Ruhling et Steinnes (1998), elle utilise des organismes qui répondent au stress causé par la pollution. La mesure de cette sensibilité définit trois concepts :

Ramade (2007) a donné la définition suivante, que le bio-marqueur se situe au niveau infra-individuel c'est-à-dire altérations moléculaires, biochimiques, cellulaires ou physiologique, comme la dégradation de l'activité enzymatique, modification de la

respiration, de la photosynthèse et des constituants cellulaires tels que la chlorophylle a et b, les protéines solubles.

Le bio-intégrateur qui se situe au niveau de la population et/ou de la communauté, variation densitaire, présence ou absence d'espèce (Piervittori et Maffei, 2001).

Le bio-indicateur qui se place au niveau individuel : altérations physiologiques, tissulaires ou morphologiques visibles, par exemple apparition de nécrose de plants de tabac exposés à l'ozone. (Sitanis et Karandinos, 2001)

Selon Philipps (1977) ; Hallawell (1986) in Ramade (2007), 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.

5.1.2. La bio-surveillance accumulative

D'après Conti et Cecchetti (2001) et Durif ; Vandamme et Benard (2004), elle utilise des organismes qui ont la capacité de stocker les polluants dans leurs tissus (bioaccumulateurs) suite à des mécanismes de fixation et / ou de transfert. Le bioaccumulateur sert comme une matrice de dosage de différents polluants. La bio-indication d'accumulation s'appuie sur la propriété des "bio-accumulateurs" en accumulant des polluants par dépôt ou absorption. (Anonyme, 2005)

D'après Durif ; Vandamme et Benard (2004), les bioaccumulateurs 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.

5.2. 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), 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) et AH-peng (2006) 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 bioconcentrer le zinc et autres métaux toxiques a été utilisée dès le milieu des années 1970. (AH-peng, 2003 ; Haslam, 1982 *in* Ramade, 2007)

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).

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) déclare 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 bioaccumulateur du zinc, des concentrations de 1400 mg.Kg⁻¹ dans les racines de plantes croissant sur des sédiments ont été relevées. (Ramade, 2007)

5.3. Application des méthodes de bio-surveillance

Grâce à leurs atouts, les méthodes de bio-surveillance végétale ont trouvé de nombreuses applications. Au cours de ces dernières années, ces méthodes se sont imposées comme des méthodes de plus en plus pertinentes pour surveiller, en particulier, les niveaux de micropolluants à forts risques sanitaires comme les HPA, les métaux lourds, les dioxines (Garrec et Van Haluwyn, 2002). La bio-surveillance végétale a pris une place grandissante dans le domaine du contrôle de la qualité de l'air et de l'eau (Hendrickson ,1962).

Selon Garrec (2007), les grandes fonctions de la bio-surveillance végétale jusqu'à présent ont été avant tout :

- la détection des polluants présents dans le milieu ;
- l'estimation des différents niveaux de pollution ;
- la délimitation (cartographie) des zones contaminées ;

5.4. Stratégie de mise en œuvre de la bio-surveillance

5.4.1. Biosurveillance passive

Appelée aussi méthode in situ, consiste à utiliser les organismes déjà présents sur le site (organismes indigènes) (AH-peng, 2003). Elle a l'avantage d'être rapide. En effet, les végétaux ayant déjà été exposés aux polluants, il ne reste plus qu'à les collecter et à les analyser. Ils doivent cependant avoir (Conti et Cecchetti 2001):

- une distribution spatiale et une abondance suffisante pour être représentatifs de la zone étudiée ;
- un mode de collecte facile.

La densité et la localisation des emplacements de prélèvement devront répondre aux objectifs de l'étude (Viskari ,1997). Les enquêtes à grande échelle couvrant de plus grands domaines exigeront évidemment plus d'emplacements que des études de sources ponctuelles d'émission.

Pour ces dernières, les sites d'échantillonnage sont fréquemment choisis le long de transects par apport à la source de la pollution.

Cependant, l'utilisation des espèces indigènes détermine souvent le nombre et la localisation des emplacements. (Durif, Vandamme et Benard , 2004)

5.4.2. Biosurveillance active

D'après (Hendrickson ,1962), C'est une méthode de transplants qui abouti à l'emploi des organismes dit transplantés. Elle peut être utilisée lorsque la méthode in situ n'est pas envisageable (absence d'organismes correspondant aux critères de l'étude). Cette méthode nécessite plus de temps.

En effet, il faut laisser le temps aux transplants (organismes provenant d'une zone saine) d'accumuler les polluants présents dans leur nouvel environnement, cette phase d'exposition pouvant être plus ou moins longue selon le type d'organismes choisi et le polluant étudié (Ceburnis et Valiulis, 1999).

La transplantation est une technique expérimentale où les organismes utilisés pour l'étude sont transférés d'un environnement non pollué (milieu dit sain, zone rurale...) vers un site pollué ou suspecté de l'être. Cette alternative à la méthode in situ permet de palier aux problèmes suivants (Durif, Vandamme et Benard 2004):

- l'absence d'espèces utilisables dans la zone d'étude (niveau de pollution trop élevé, absence d'habitats du fait de l'urbanisation ou de l'industrialisation) ;
- la mauvaise répartition des espèces qui ne permettent pas un échantillonnage représentatif de la zone d'étude.

L'avantage principal de la transplantation est de permettre un total contrôle du temps d'exposition. Pour exploiter les résultats obtenus par la méthode des transplants, les concentrations initiales en polluants (avant la phase d'exposition) doivent être déterminées (Garrec, 2007). Celles-ci sont souvent retranchées aux concentrations après exposition pour calculer les quantités d'éléments déposées pendant la période d'exposition (Conti et Cecchetti 2001).

Le tableau 09 résume les caractéristiques propres à chacune de stratégies (AH-peng, 2003):

Tableau 09: Comparaison entre la bio-surveillance passive et bio-surveillance active.

In situ	Transplants
Les résultats peuvent être obtenus en quelques jours.	Les temps d'exposition des transplants sont plus longs (plusieurs semaines).
Les résultats démontrent la pollution des années précédentes.	Les résultats illustrent la pollution pendant la période d'exposition.
Les niveaux accumulés sont habituellement au-dessus des limites de détection (temps d'exposition plus long).	Les concentrations accumulées peuvent être indétectable sur une période d'exposition trop courte.
Faible surveillance, peu de risque de vandalisme.	Risque potentiels de vandalisme.
Coûts liés aux transports vers les sites de prélèvement et aux analyses chimiques.	Coûts supplémentaires relatifs aux matériaux et au temps de préparation des transplants avant exposition.
Manque potentiel d'échantillons indigènes pour obtenir une couverture géographique suffisants.	La densité des points de prélèvement, le nombre de transplants et les conditions d'étude sont contrôlés.
Taux de dépôt de pollution difficiles à estimer.	Les taux de dépôt sont calculés à partir du temps d'exposition qui est contrôlé.
Les concentrations reflètent les influences d'autres facteurs tels que l'âge de la plante, la teneur en métal du substrat et la contamination locale.	Les concentrations de polluant dans les transplants peuvent être plus directement liées à la pollution atmosphérique.
Les plantes peuvent être soumises à un stress ou subir des changements de morphologie et physiologie, qui affectent l'absorption (exposition à certains polluants sur le long terme).	Les transplants sont originaires d'environnement propres.

5.5. Intérêts et limites pratiques des méthodes de bio-surveillance végétale

Dans la pratique, les méthodes de bio-surveillance végétale présentent les intérêts et les limites suivants (Garrec, 2007 ; Anonyme, 2005).

5.5.1. Intérêts

- faible coût d'investissement et faible infrastructure (pas de besoin d'électricité, par exemple) ;
- facilités d'entretien et de suivi, avec une faible technicité (intéressantes pour les pays en voie de développement, par exemple) ;
- possibilité de pouvoir multiplier les sites de mesure (pour la cartographie, par exemple) avec des facilités de redéploiement et d'extension ;
- possibilité de densifier, à faibles coûts, les réseaux de capteurs physico-chimiques déjà existants.

5.5.2. Limites

Garrec (2007) signale que les principales limites pratiques de ces méthodes sont avant tout liées au caractère biologique de celles-ci :

- une disponibilité non permanente des plantes en fonction du climat et du cycle de végétation ;
- des difficultés pour remonter aux concentrations en polluants dans les milieux ;
- des possibilités d'artéfacts avec d'autres stress biotiques ou abiotiques.

5.6. Avantages et inconvénients de la bio-surveillance

5.6.1. 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 bioconcentrer 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.

5.6.2. Inconvénients

La bioindication 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.

Chapitre 06

Généralités sur les plantes
étudiées

6. Généralités sur les plantes étudiées

6.1. Lentille d'eau (*Lemna minor*)

6.1.1. Définition

La signification du nom d'espèce, *minor* indique "petite" (allusion à la taille). Cette lentille d'eau est donc de petit diamètre.

Selon Muller (2004), C'est une plante monocotylédone aquatique aux minuscules feuilles ou frondes trilobées ou bombées (Figure 04) , abondante à la surface des eaux stagnantes. *Lemna minor* inclut des lentilles d'eau de la famille des lemnacées .

Petite plantule ovale de 2 à 3 mm, rarement 4 mm, vert clair face supérieure, plus foncée face inférieure, ayant l'aspect d'une petite feuille. Face inférieure plate ou très légèrement ondulée et portant une racine centrale (Docauer, 1983).

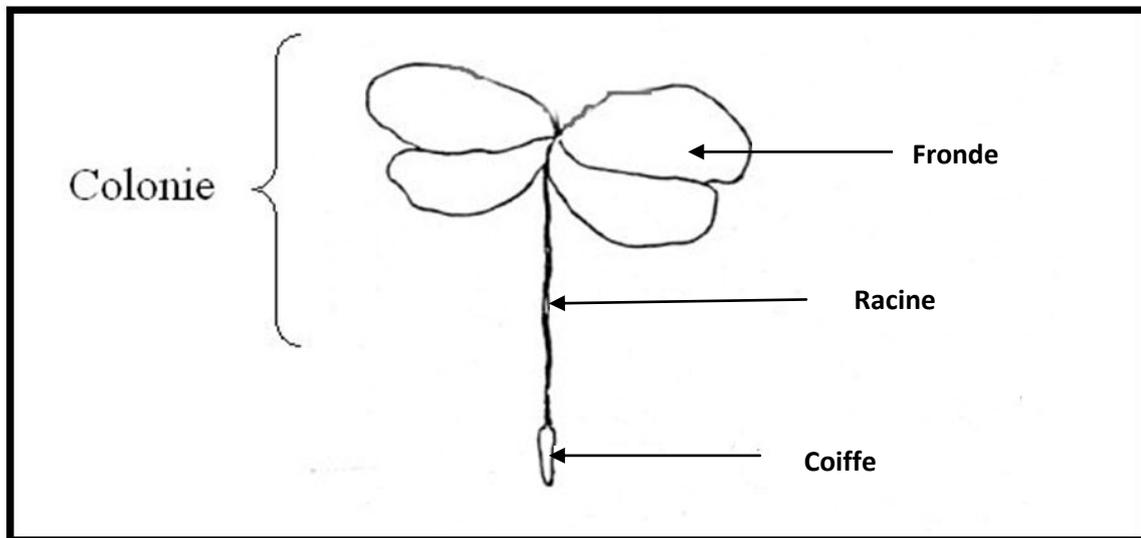


Figure 04: Schéma de *Lemna minor*

6.1.2. Taxonomie de l'espèce (Ater et al., 2006)

Règne : Plantae

Classe : Liliopsida

Ordre : Arales

Famille : Lemnaceae

Genre : Lemna

Espèce : *minor*

Nom commun : Lentille d'eau commune, Lentille d'eau mineure

Taux de croissance: Très rapide

6.1.3. 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) , ainsi que la petite plantule va rapidement produire une dynamique flottante tapis vert dans peu de temps. La reproduction végétative très active se produit par formation de frondes filles au point de fixation de la racine qui se détachent de la fronde mère (Figure 05).



Figure 05: Photos de *Lemna minor*

Enfin, certains poissons l'apprécient comme nourriture végétale, telles que les poissons rouges et carpes et d'autres. *L. minor* procure un sentiment de sécurité pour ces derniers, elle abaisse le taux de nitrate, et, avec ses racines pendantes, offre une atmosphère authentiquement naturelle (Wolff et Landolt, 1994).

Selon Toussaint et Bedouet (2005), des études sur *Lemna minor* ont été menées aux USA pour réduire les pollutions. Les scientifiques ont étudiés les capacités de ces plantes à absorber certains polluants entre autre les métaux lourds.

6.2. Spyrogyre (*Spyrogyre link sp*)

6.2.1. Définition

Les spirogyres ont l'aspect de masses « floconneuses » d'une couleur vert vif à sombre et au toucher visqueux, se développant à la surface de l'eau. Elles apparaissent à la surface en période de reproduction, en prenant une couleur brun jaunâtre. (Collectif, 1997).

D'après la figure 06 ces algues se présentent comme de fins filaments simples, non ramifiés. Leur caractéristique essentielle réside en la forme particulière des plastes pariétaux qui sont tordus en hélice (plastés rubanés) et possèdent plusieurs pyrénoides. Le nombre de plastés varie de 1 à 16 selon les espèces. Les parois cellulaires sont recouvertes d'une substance visqueuse qui leur confère un toucher gluant.

Certains auteurs ont identifié deux formes de filaments pour une même espèce en relation avec des exigences différentes en températures et en éclairément pour leur croissance.

Elles sont rarement fixées par leur base, mais dans le cas contraire peuvent posséder des rhizoïdes (Collectif, 1997).

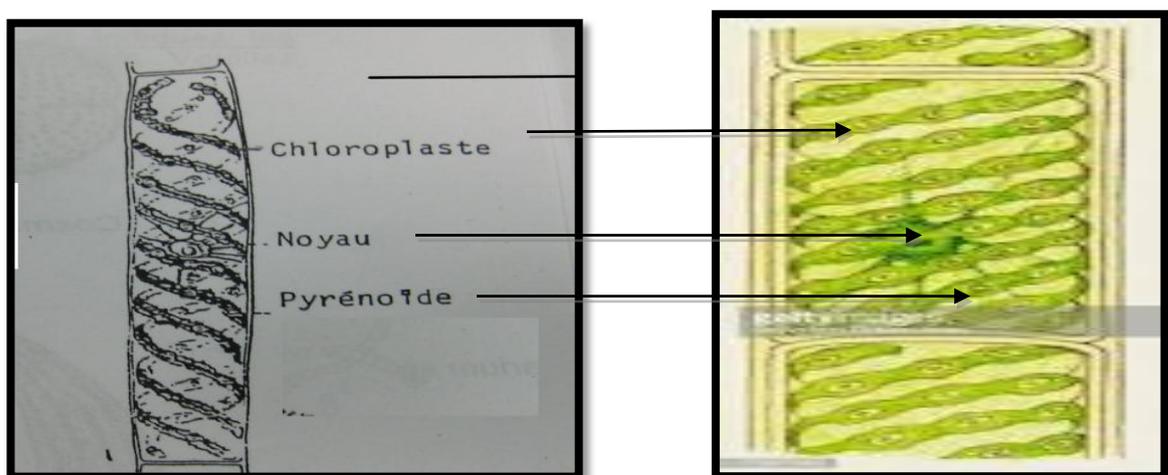


Figure 06: Schéma de *Spyrogyra link sp*

6.2.2. Taxonomie de l'espèce (Collectif, 1997)

Règne : Plantae

Division : Chlorophyta

Classe : Zygnematophyceae

Ordre : Zygnematales

Famille : Zygnemataceae

Genre : *Spirogyra*

Espèce : *Spyrogyra Link sp*

Nom commun : spirogyre

Le genre comporte 300 espèces, que l'on peut différencier selon différents critères végétatifs (nombre de plastes, cloisons) et de reproduction, notamment morphologie très variable et ornementée du zygote.

6.2.3. Ecologie et culture de l'espèce

Selon Fernand (1960), à la différence des autres groupes d'algues filamenteuses capables de produire des populations importantes, elles sont peu sensibles à l'ombrage (car plus transparente et conservant une activité photosynthétique significative si la température de l'eau reste élevée) mais sont cependant sensibles à l'auto-ombrage quand l'eau est encore fraîche (au printemps) avec alors des mortalités de sub-surface observées en fin de printemps.

Collectif (1997) Déclare, Si les teneurs de l'eau en phosphate ne semblent pas déterminantes, une corrélation a été détectée entre le taux de recouvrement par ces espèces et la teneur de l'eau en azote (pour des teneurs allant jusque 0,5 mg/l d'ammoniac. Gamme de teneur en nutriments assez large.

Bien que dotées d'une capacité inhabituellement élevée de photosynthèse (peut être grâce à leurs parois transparentes), les espèces de spirogyres ne produit jamais de biomasse aussi importante que les autres algues filamenteuses connues pour leur capacité à pulluler (Figure 07).

6.2.4. Distribution actuelle et biotope

Selon Collectif (1997), la répartition géographique des spirogyres reste encore peu connue. Il existe quelques références de développement de ces algues : dans les bassins Rhône-Méditerranée-Corse, Loire-Bretagne, Adour-Garonne, Rhin-Meuse et Seine-Normandie.

Le même auteur signale que, les spirogyres se développent au printemps, généralement dans les fossés, étangs et anses des eaux douces claires et calmes.

Elles résident généralement sans fixation dans la tranche d'eau ou au niveau des sédiments. Quelques espèces présentant des rhizoïdes sont fixées dans le courant (*Spirogyra fluviatilis*).



Figure 07: Photos de *Spirogyra link sp*

6.3. Bryophytes (*Fontinalis antipyretica*)

6.3.1. Définition

L'embranchement des bryophytes (du grec *bruos* : mousse et *phuton* : plante) comprend en grande majorité des végétaux chlorophylliens. Organismes de petite taille, elles ne possèdent ni racine, ni réel vaisseau conducteur (Figure 08). Les bryophytes sont des organismes généralement photo- autotrophes, elles colonisent tous les milieux terrestres et aquatiques à l'exception curieusement du milieu marin, où elles ne colonisent que les abords. (AH-peng, 2003)



Figure 08: Photos de *Fontinalis antipyretica*

6.3.2. Taxonomie de l'espèce (AH-peng, 2003)

Règne : Plantae

Division : Bryophyta

Classe : Bryopsida

Ordre : Hypnales

Famille : Fontinalaceae

Genre : *Fontinalis*

Espèce : *F. antipyretica*

6.3.3. Ecologie des bryophytes

6.3.3.1. L'humidité

D'une manière générale, la vie des bryophytes est très dépendante de l'eau et des mécanismes biologiques ou des dispositifs particuliers permettant son économie. Toute la plante a la capacité d'adsorber de l'eau et sa circulation au sein du végétal se réalise selon divers processus (capillarité externe, par capillarité interne au sein des cellules mortes, la structure des parois...). (AH-peng, 2003)

En règle générale, les bryophytes utilisent l'eau par toute leur surface quand celle-ci est disponible et peuvent survivre à des périodes plus ou moins longues de dessiccation.

6.3.3.2. La lumière

Les bryophytes, sauf rares exceptions, étant des végétaux chlorophylliens, autotrophes pour le carbone, la lumière solaire constitue pour elles le facteur énergétique fondamental. Chaque espèce possède ses propres exigences face à l'intensité d'éclairement, qui présente pour chacune d'elle, un minimum, un optimum et un maximum. Comme pour l'humidité, certaines espèces nécessitent une forte exposition lumineuse, comme les *Andreaea*, ou au contraire colonisent des milieux très ombragés (espèces lucifuges), supportant de très faibles éclaircissements comme *Schistostega Pennata* ou *Pseudotaxiphyllum elegans*. (Mouvet et al., 1986 ; Denayer, 2000)

6.3.3.3. La nature physique du substrat

Selon le même auteur, Les bryophytes se retrouvent sur différents types de substrats :

- sur des **roches** de diverses natures (calcaire, argile, sables, gneiss, granites, schistes, roches volcaniques...);
- sur les différentes sortes d'**humus** ; sur les écorces des arbres, sur les **feuilles** des végétaux supérieurs ;
- dans l'**eau libre** ; sur les supports artificiels (ciment, béton, tuiles etc.) ;

- sur les matériaux organiques en décomposition d'origine animale (bouse, cadavre, pelote de déjection...), telle que les *Splachneaceae*. Elles se fixent aux moindres aspérités par leurs rhizoïdes.

6.3.3.4. Le pH

AH-peng(2003) et Denayer (2000) signalent que les bryophytes trouvent dans leur support les ions minéraux nécessaires à leur nutrition. On distingue ainsi :

- pour des substrats riches en ions Ca^{2+} , la présence d'espèces calcicoles comme *Seligeria calcarea*;
- pour des substrats avec une dominance d'ions alcalins et alcalino-terreux, la présence d'espèces basophiles, par exemple *Thamnobryum alopecurum*;
- pour des substrats riches en ions H^+ , la présence d'espèces calcifuges ou acidophiles telles que *Grimmia patens*, *Racomitrium heterostichum*;
- pour des substrats riches en éléments métalliques (Cu, Pb, Mn...), comme par exemple le genre *Mielichhoferia* ;
- pour des substrats riches en éléments azotés, les espèces nitrophiles, notamment *Brachythecium rutabulum*.

Partie expérimentale

Chapitre 01

Zone d'étude

1 .Zone d'étude

1.1. Situation géographique

La région de Tiaret est située à l'Ouest du pays, elle s'étend sur une superficie de 20.086.64 km², c'est une région localisée dans les hauts plateaux de l'Algérie, à l'Ouest entre les chaînes Telliennes au Nord et la chaîne Atlassienne au Sud.

La willaya de Tiaret est caractérisée par un relief varié et une altitude comprise entre 800 et 1200m. C'est une région à vocation Sylvo-Agro-Pastoral, elle est délimitée par plusieurs wilayates (Figure 09) à savoir :

- Nord : Tissemsilt et Relizane
- Sud : Laghouat
- Ouest : Mascara et Saida
- Est : Djelfa et Médéa

Selon cette position, on peut dire que la région de Tiaret apparait comme étant un centre de liaison important entre plusieurs régions, et point de contact entre le Sud et le Nord.

Son étendue confère à son espace un caractère hétérogène :

- une zone montagneuse au Nord ;
- de hautes plaines au centre ;
- des espaces semi-arides au Sud.

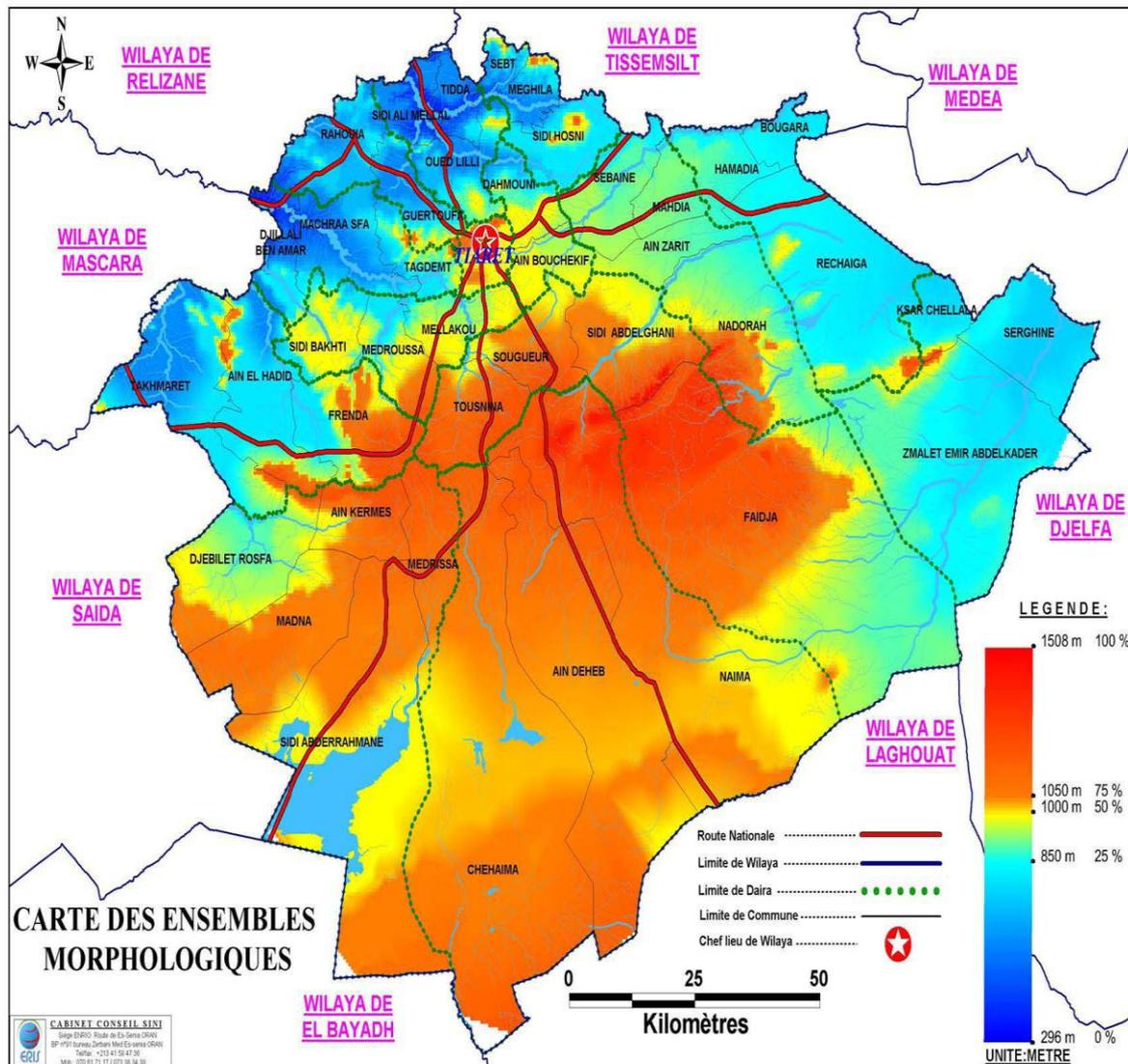


Figure 9 : Délimitation administrative de la wilaya de Tiaret
(Conservation des Forêts de Tiaret, 2009)

1.2. Aperçu pédologique

D'après un rapport de la Conservation Des Forêts de Tiaret (2009), on relève que les sols sont silico-calcaire moyennement profonds sur environ 130 ha, argileux sur 80 ha, et siliceux sur tout le reste. On les qualifie de frais et de bonne qualité dans les profondeurs, de qualité moyenne sur les versants et secs, superficiels et médiocres sur les crêtes.

1.3. Aperçu géomorphologique

La géomorphologie de Tiaret est hétérogène, Le territoire de la wilaya est limité par le versant méridional du chaînon de l'atlas tellien (Ouarsenis) au nord, par l'atlas saharien

(Djebel Amour) au sud et par les monts de Frennda au sud-ouest. Le reste de la wilaya représente les hautes plaines limitées par la cuvette du Chott chergui au sud et les plateaux du Sersou au nord. (Conservation Des Forêts de Tiaret ,2009)

1.4. Aperçu hydrographique

1.4.1. Réseau hydrographique

Cette région est riche en couvert hydraulique, elle est couverte par deux grands bassins versants (Figure 10), à savoir : le Cheliff et les hauts plateaux oranais ; subdivisés en quatre sous bassins versants, drainés par 889 Km d'Oueds pérennes et 1049 Km de cours d'eau intermittents qui sont comme suit : Oued Touil, Oued Mina, Oued Tiguiguest, Oued Rhiou, Oued Souslem, Oued Mechti, Oued Abed, Oued Taht Et Tounkira. Par l'intérêt de ces Oueds, 3 barrages ont été réalisés qui sont : barrage Dahmouni, barrage Boughara et barrage Bakhadda. (Mekkakia, 2001)

D'après DHWT (2006), les ressources souterraines : sont réparties comme suit :

- Zone de Oued Touil 16,03 Millions de m³
- Zone de Chat Chergui 21,03 Millions de m³
- Zone de Sersou 46,00 Millions de m³
- Zone de Mina 4,55 Millions de m³
- Zone de Tiguiguest 2,45 Millions de m³
- Zone de Ouassel 2,48 Millions de m³
- Zone de Abed tahi 5,92 Millions de m³

Selon l'ADE (2004), le barrage Bekhadda, barrage Dahmouni et barrage Boughara représentent les ressources superficielles en eau de la région de Tiaret (Figure.10).

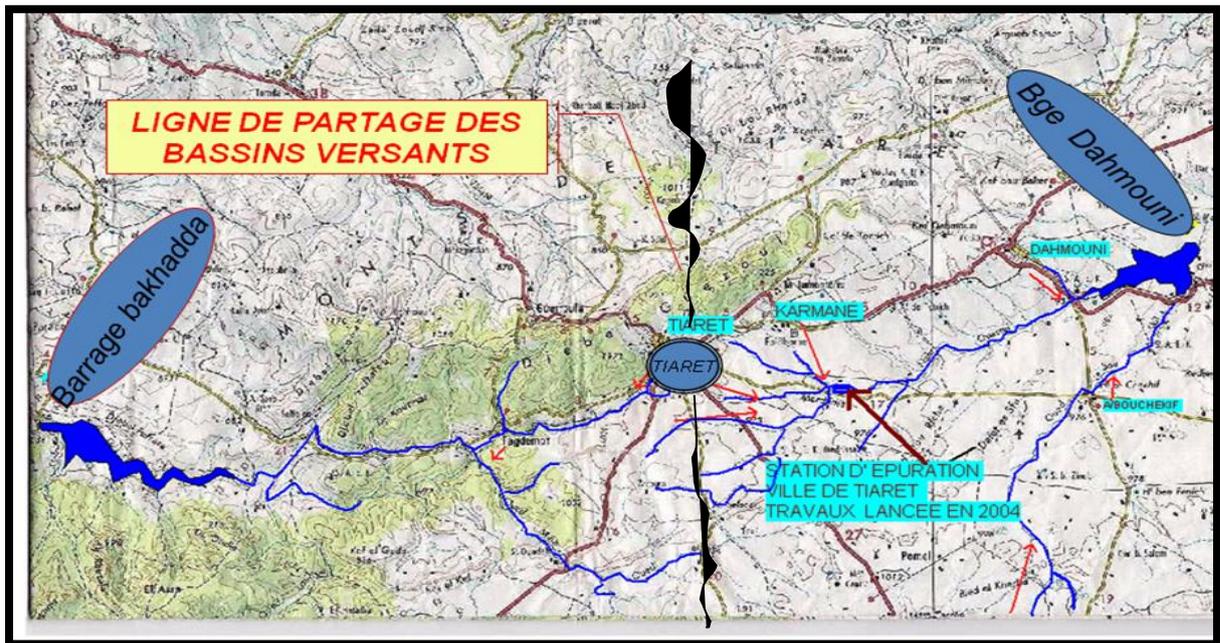


Figure 10 : Situation hydrographique de la wilaya de Tiaret (STEP, 2007).

1.4.2. Réseau d'assainissement

L'assainissement a pour objectif la collecte des eaux usées via un réseau d'égouttage et leur traitement dans une station d'épuration avant rejet dans le milieu naturel. Il ne s'agit en aucun cas de rendre l'eau potable mais bien d'éliminer le plus de polluants possible (essentiellement organiques) pour préserver les qualités du milieu récepteur.

En matière d'assainissement, Tiaret est assainie grâce à un réseau de type unitaire totalisant une longueur de 137 Km. (Mekkakia, 2001)

La collecte s'effectue par l'évacuation des eaux usées domestiques, et éventuellement industrielles ou pluviales dans les canalisations d'un réseau d'assainissement appelé aussi collecteurs (Figure 11) qui se fait en général par gravité, c'est-à-dire sous l'effet de leur poids. Il peut parfois s'effectuer par refoulement, sous pression ou sous dépression. Les canalisations sont en ciment, parfois en fonte ou en PVC, plus rarement en grès ou en acier. (ONA, 2008 ; STEP, 2007)

Lorsque la configuration du terrain ne permet pas un écoulement satisfaisant des eaux collectées, on a recours à différents procédés (pompage et station de relèvement) pour faciliter leur acheminement. (ONA, 2008)

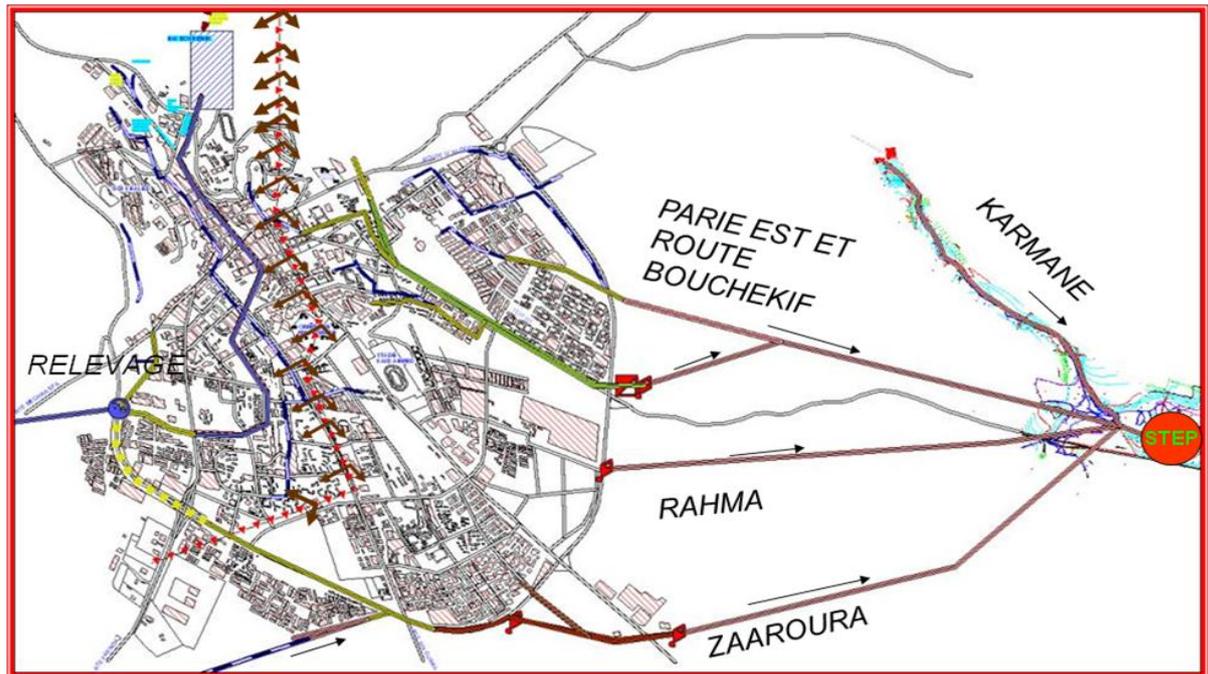


Figure 11: Schéma directeur des principaux collecteurs de la ville de Tiaret. (STEP, 2007)

1.5. Aperçu climatologique

Le climat de la région de Tiaret est de type semi-aride à hiver froid, les précipitations annuelles moyennes s'élèvent à plus 350 mm. Les températures connaissant de grandes fluctuations dans la région (en dessous de 0°C). Cette influence de la température freine quelque peu le processus d'alimentation des nappes souterraines qui en fait ne s'opère que sur une période assez courte (janvier à avril).

Les données climatiques de la région de la période 2006-2014 sont figurées sur le tableau 10.

Tableau 10 : Données climatiques relatives à la région de Tiaret (Source : Station météorologique d'AIN BOUCHEKIF, Wilaya de Tiaret, 2014,)

Année	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
T moyennes annuelles	15.8	14.8	15	15.4	15.5	15.3	14.2	14.6	15.8
PP totales annuelles	534.41	410.96	382.29	542.54	492.54	355.80	396.74	662.19	360.54

1.6. Présentation de la station d'épuration de Tiaret

Notre travail contribue à l'étude d'un nouvel dispositif expérimental muni de végétales sentinelles qui font l'objet de la détection et la surveillance de la pollution des eaux douces, la station d'épuration des eaux usées de Tiaret a fait l'objet de cette étude.

1.6.1. Situation géographique de la station d'épuration des eaux usées de Tiaret

La station de traitement des eaux usées de Tiaret (STEP) est localisée dans la commune d'Ain Bouchakif, à 6 Km de la ville de Tiaret (Figure 8), elle est accessible par une route qui débouche directement dans le chemin de wilaya : CWN 07 (Figure 12).

Cette zone est caractérisée par une activité agricole due à la présence de Oued Ouassel (Nouria) qui verse directement dans le barrage de Dahmouni.

Cette station d'épuration s'étale sur une superficie de 9.47 hectares, destinée au traitement des eaux usées provenant des communes de Tiaret, Sougueur, Dahmouni et Ain Bouchakif. Elle a pour objectif de traiter une capacité d'eau de l'ordre de 390.000 EH (équivalents-habitants), soient 38.000 m³ des eaux usées traitées par jour (Figure 14).



Figure 12 : Situation géographique de la station d'épuration de Tiaret (Image par Google earth).



Figure 13: Vue générale de la station d'épuration de Tiaret (Image par Google earth).

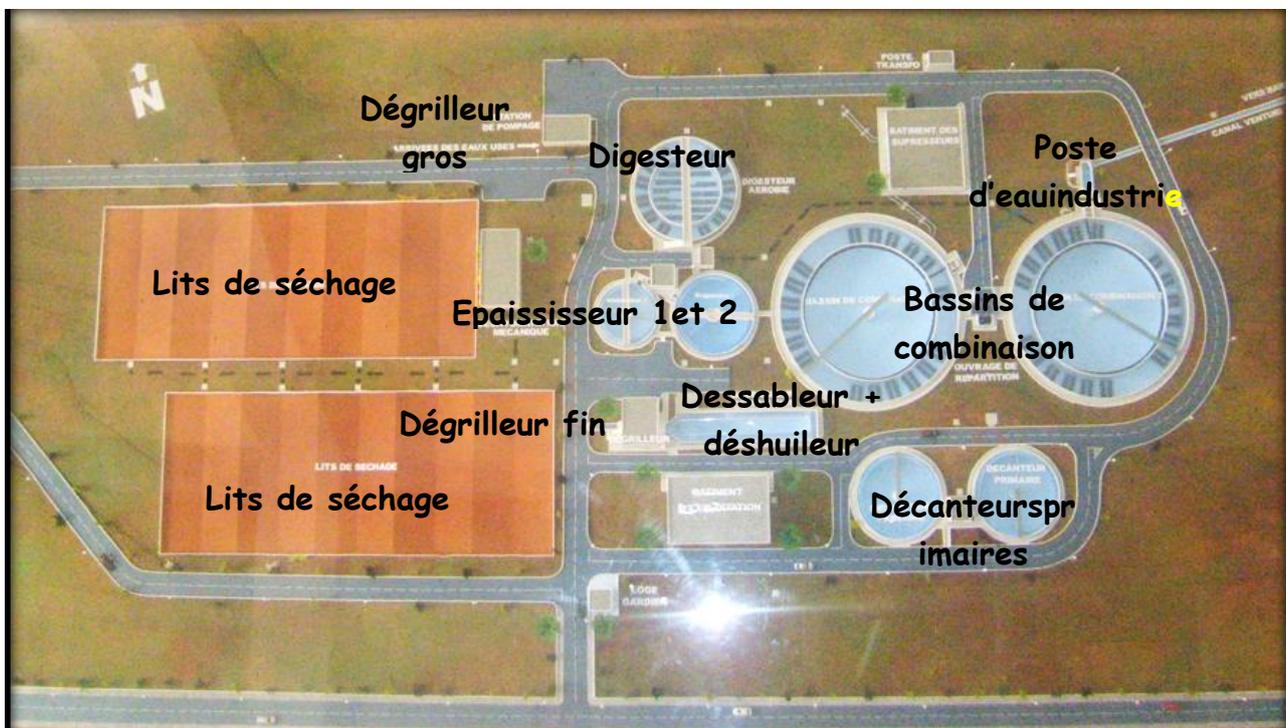


Figure 14 : Maquette de la STEP de la Ville de Tiaret

Les eaux usées de la ville de Tiaret sont acheminées vers la station d'épuration à travers différents collecteurs afin de les traiter, après leur épuration, ces eaux contribuent à la recharge et à l'alimentation du barrage Dahmouni (Figure 15)

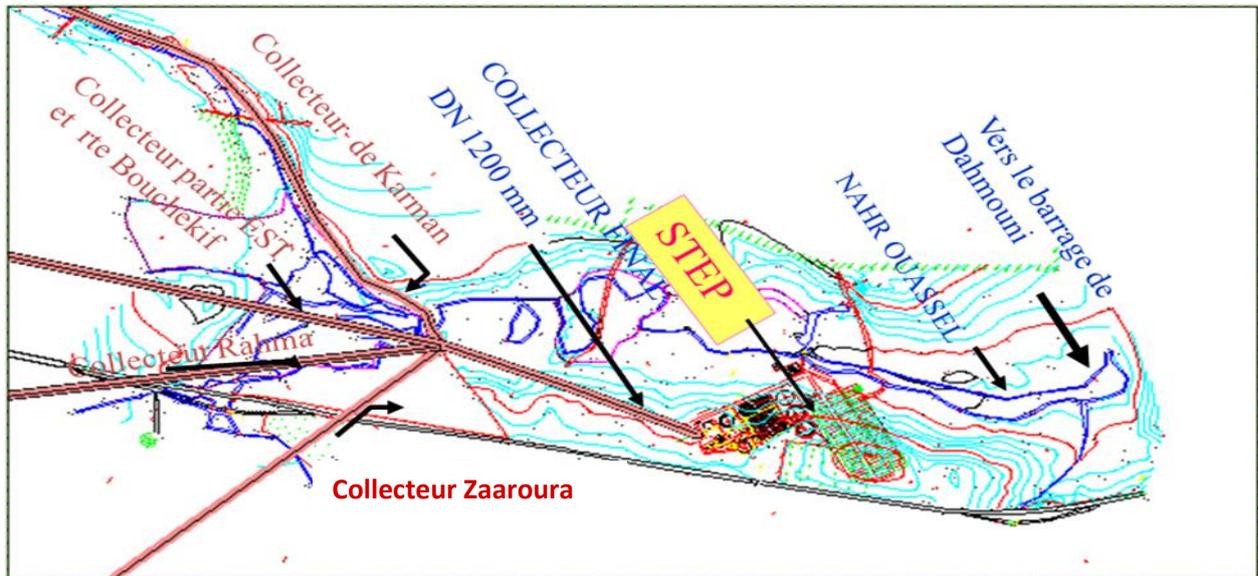


Figure 15 : Les principaux collecteurs des eaux usées de la ville de Tiaret vers la station d'épuration (STEP, 2007)

1.6.2. Caractéristiques générales de la station d'épuration

Cette station d'épuration est caractérisée par :

- Date d'inscription : 28.12.2002
- Capacité : 390.000 EH
- Procédé : boue activée par insufflation d'air à fines bulles
- Débit moyen : 38000 m³ /j
- Charge polluante :
 - DBO 5 de l'ordre de 21 060 Kg/j
 - DCO : 42 120 Kg/j
 - MES : 27 300 Kg/j
- Production de boue : 280 m³ /j
- Lancement officiel du traitement des eaux usées : 25.05.2008

Les équipements de la STEP de Tiaret sont fournis par une société Allemande LINDE – KCA.

La STEP de Tiaret comporte deux chaînes :

- Chaîne de traitement des eaux usées
- Chaîne de traitement des boues

1.6.3. Avantages du procédé

Cette station a pour objectifs:

- Technologie adoptée aux conditions climatiques de la région (hiver froid et été chaud).
- Réduction importante des matières organiques (94.4%).
- Economie en consommation d'énergie.
- Réduction importante des aérosols et des odeurs.
- Dépollution de Oued Nahr Ouassel, et réduction de l'eutrophisation de barrage Bakhadda et barrage Dahmouni.
- Revalorisation des eaux usées traitées pour les besoins de l'agriculture notamment céréaliculture et arboriculture.
- Revalorisation des boues séchées pour amendements des terrains agricoles avoisinant.

1.7. Barrage de Dahmouni

Le barrage a été réalisé sur le cours d'eau de Nahr Ouassel qui prend son origine à partir de l'Est de la ville de Tiaret et plus précisément Zaaroura.

Cet ouvrage a été réalisé en 1987 par une entreprise Italienne sous des études effectuées par un bureau d'étude Brésilien, et le suivi des travaux a été fait par une société Russe.

Le barrage de Dahmouni se localise à travers les coordonnées géographiques suivantes :

$$X = 397.20 \text{ m} \qquad Z = 929.50 \text{ m} \qquad Y = 237.00 \text{ m}$$

Selon la direction de l'hydraulique de la wilaya de Tiaret (DHWT, 2006) les sols sont silico-calcaire, argileux et siliceux moyennement profond, perméable, poreux (porosité variant entre 42,74 et 47,14%), d'une densité oscillant entre 1,93 et 1,44g /cm³ et ils sont à bon drainage interne

1.7.1. Les affluents

Les effluents du barrage Dahmouni sont :

- Oued Merdjidja (Sougueur - Tiaret).

- Oued Medrissa (Nord ouest - Ecole de police de Tiaret).
- Oued Bouchakif (Oued Malta's - Farcha) + Oued Safsaf.

1.7.2. Caractéristiques du barrage

Elles se résument comme suit :

- Capacité théorique : 42 millions m³
- Superficie du bassin versant : 425 km²
- Superficie du lac : 15 km²
- Côte de la retenue maximale : 927 NGA
- Côte de la retenue minimale : 924 NGA
- Volume régularisé : 11 millions m³

1.7.3. Utilisation des eaux du barrage en domaine agricole

Les eaux de cet ouvrage sont destinées à l'irrigation de 4000 hectares en aval et en amont du barrage des cultures suivantes :

- Maraîchère
- Arboriculture
- Céréaliculture

Le périmètre est scindé en trois parties qui sont :

Partie 1 : irrigation de 1214 ha en amont du barrage, rive gauche.

Partie 2 : irrigation de 1326 ha en amont du barrage, rive droite.

Partie 3 : irrigation de 1684 ha de la partie avale de l'Oued.

Ces eaux sont également destinées à l'alimentation en eau industrielle (AEI) du complexe de Fatia avec volume de $V = 15$ l/s.

Conclusion

D'après le Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural (MADR, 2006), la wilaya de Tiaret se caractérise par un climat semi aride à sub-humide. Ce climat est responsable d'un bilan hydrologique négatif puisque l'évaporation l'emporte sur les précipitations (déficit de l'ordre de 1000 mm). De plus, la température moyenne annuelle de l'air de la région s'élève à 15.7°C témoignant d'un indice d'insolation élevé de l'ordre de 72 %.

Tenant compte de l'ensemble de ces facteurs, le recours à l'irrigation est plus que nécessaire pour garantir les meilleurs rendements des cultures. Face à la rareté de ces ressources en eau ainsi qu'à la pression de la demande, l'option consiste à réutiliser les eaux usées traitées (EUT). Cette ressource abondante et régulière, constitue la stratégie la plus adéquate. Cependant, la qualité de ces eaux doit garantir à la fois la sécurité des exploitants et non détérioration de la qualité des sols. Les données sur la station d'épuration de Tiaret (STEP) montrent que la qualité des eaux traitées n'est que très partiellement connue avec de probables dysfonctionnements et des concentrations en éléments métalliques plutôt importantes pour Fe, Zn, Pb, Cu, Cr, Cd.

La wilaya de Tiaret avec une ressource souterraine très faible, inférieure à la ressource en eau de surface, et une importante consommation pour l'irrigation, ce qui conduit à un bilan négatif qui devra être comblé dans l'avenir par un développement de la mobilisation des eaux de surface et une forte restriction de l'irrigation à partir des eaux souterraines. Un transfert depuis la wilaya d'El Bayadh pourrait peut-être aider à l'équilibre. Cette wilaya doit être considérée comme déficitaire du point de vue de la ressource en eau. (Haut Plateaux Centre HPC, 2006)

La wilaya de Tiaret a une ressource souterraine très faible qui ne permet même pas de couvrir les besoins d'AEP. Cette ressource, qui sert aussi à l'irrigation, est actuellement surexploitée, il y a urgence d'en limiter l'exploitation.

Chapitre 02
Origine du matériel
expérimental

2. Origine du matériel expérimental

Dans cette étude, un dispositif expérimental appelé bio-station a été utilisé, afin d'estimer les concentrations de quelques métaux lourds (Pb, Zn, Cu) accumulés par des espèces aquatiques différentes.

2.1. Description de la bio-station

La bio-station est un bassin rectangulaire, fabriqué en polyéthylène renforcé de 1.20m x 0.80m x 1m, posé au ras du sol et approvisionné en eau (1000 L) de façon continue relié directement par un tuyau au pôle hydrophore (pôle principal de distribution des eaux usées épurées) , de l'autre coté de la bio-station un autre tuyau est installé permettant à l'eau de retourner directement dans le canal de rejet par simple gravité et qui sont acheminées vers Oued Ouassal , ce dernier verse ces eaux dans le barrage Dahmouni (Tiaret).

Les principaux paramètres physico-chimiques des eaux de rejet circulant dans la bio-station pendant les essais sont les suivants :

- Température moyenne : 22.38C° (minimum : 17.3C° et maximum 26.8 C°)
- pH moyen : 9.36 (minimum : 5.78 et maximum : 11.63)
- Conductivité électrique : 1819µS/cm (minimum : 1021 µS/cm et maximum : 2142 µS/cm)

2.2. Choix des plantes

L'étude des perturbations éco-biologiques 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 ce constat , il nous est apparu intéressant de choisir ces espèces qui sont réputés d'être de bon bioindicateurs . Dans cette étude expérimentale, Trois types de végétaux ont été retenus et installés dans la bio-station, il s'agit d'une bryophyte, une algue et la lentille d'eau (Ater et *al.*, 2006 ; AH-peng, 2003 ; Zerhouni et *al.*, 2004). Comme la bio-station est chargée de surveiller uniquement la qualité des eaux de rejet, et non pas le milieu aquatique récepteur de ces eaux, le choix des végétaux sentinelles a été avant tout guidé par leur pouvoir d'accumulation et par leur capacité à supporter ces eaux . Ainsi que ces bioindicateurs répondent à d'autres critères de sélections et qui sont :

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

- 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.

Ces plantes ont été totalement immergées dans l'eau du bassin, près de la surface.

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.

2.3. Choix des métaux

Le choix des métaux lourds a été motivé par leur grande persistance dans l'environnement, leur faculté à s'accumuler dans les tissus adipeux des organismes vivants et à se propager le long de la chaîne trophique, en plus de leur toxicité potentielle pour les écosystèmes et à la santé humaine, qui constitue une préoccupation mondiale.

2.3.1. Le plomb (Pb)

Le plomb est probablement le polluant le plus connu de l'opinion publique, d'une part, parce que son utilisation a été généralisée pendant très longtemps et d'autre part, parce qu'il représente un réel danger pour la santé publique (saturnisme, troubles psychiques).

De plus, on sait maintenant que son origine dans l'atmosphère ou dans les eaux superficielles est essentiellement anthropique. D'après Ramade (1982), les apports anthropiques de plomb sont dix fois supérieurs aux apports naturels (volcanisme, érosion, feux de végétation, embruns marins...).

Pour d'autres auteurs, 99,7% des émissions atmosphériques de plomb sont d'origine anthropique, et une grande part de ces émissions incombe à la circulation automobile, et notamment à la combustion de l'essence, à l'usure des freins, des pneus, des carrosseries (Rouane-Hacene, 2013).

Le plomb est un élément chimique toxique, cumulatif pour l'homme, la faune et la flore. Sa présence dans les eaux ou le sol ne peut être que néfaste. De plus, il est particulièrement connu pour ses capacités de bioaccumulation et de bioamplification tout au long de la chaîne alimentaire, ainsi que pour sa très forte rémanence.

Le cycle du plomb est un cycle ouvert, il y a une constante accumulation, notamment dans les sédiments marins (Ramade, 1982).

La toxicité du plomb vis-à-vis des plantes dépend de l'espèce considérée. L'excès de plomb dans les plantes induit des troubles physiologiques et biochimiques diminuant la photosynthèse et la transpiration induisant ainsi un retard de croissance.

La présence de plomb dans l'organisme peut provoquer des troubles tels que le saturnisme, des crises d'épilepsie, voire même des troubles nerveux et psychiques.

2.3.2. Le Zinc (Zn) et le Cuivre (Cu)

Tout élément est toxique quand il est absorbé en excès par rapport aux capacités d'assimilation de l'organisme. Cela est particulièrement vrai pour les éléments traces. Les éléments les plus souvent rencontrés comme phytotoxiques sont le cuivre, le manganèse, le nickel et le zinc (Semadi, 2010). En raison de la faible exposition humaine par ingestion directe, le nombre d'éléments traces pouvant potentiellement contaminer l'homme est limité.

Cauchi et *al* (1996) déclarent que les métaux lourds généralement trouvés dans les eaux usées sont le cuivre (Cu), zinc (Zn), plomb (Pb), cadmium (Cd) et le fer (Fe). Ces micropolluants sont issus des eaux usées domestiques ou des eaux industrielles, ainsi que le trafic automobile émettent de fines particules métalliques dans l'atmosphère principalement dans les zones urbaines (Azimi et *al.*, 2005), qui se déposent sur les sols et cependant peuvent atteindre les réseaux d'assainissement par ruissellement aux cours des événements pluvieux (Gomaire et *al.*, 2001).

Le comportement chimique du zinc est très différent de celui des autres polluants car le zinc est un oligo-élément. Mais devient toxiques à fortes concentrations. Une surconsommation de zinc chez les plantes entraîne divers symptômes tels qu'un ralentissement de la croissance, des malformations des feuilles et des tiges, et une chlorose (tâches sombres sur les feuilles) (Kabata-Pendias, 2001).

Pour les arbres fruitiers, la disposition des feuilles en rosettes à la suite d'une inhibition des entrenœuds. La croissance de ramification est ralentie et les jeunes pousses meurent. Les feuilles tombent précocement. En vigne, développement exagéré des gourmands, et les raisins restent petits.

Ainsi, une forte teneur en zinc dans un sol contaminé peut constituer un obstacle à sa revégétalisation. C'est la raison pour laquelle cette étude a été concentrée sur ce métal.

Chapitre 03
Mise en place du protocole
expérimental

3. Mise en place du protocole expérimentale

3.1. Implantation

La bio-station a été installée dans la station d'épuration de la commune d'Ain Bouchakif Wilaya de Tiaret, le long du canal de rejet des eaux usées traitées qui verse dans barrage Dahmouni à travers Oued Ouassel. (Figure 16)

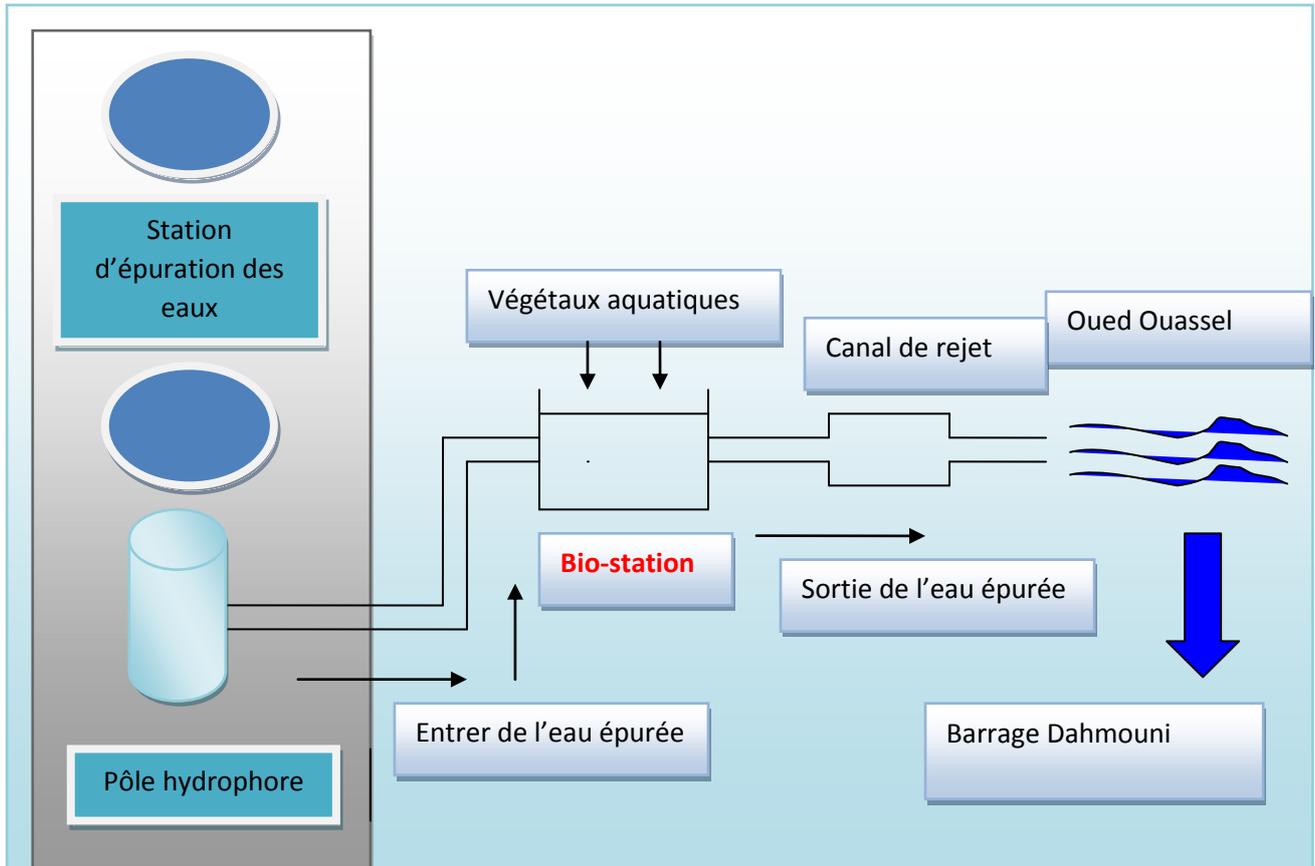


Figure 16 : schéma représentatif de l'implantation de la bio-station dans la station d'épuration de Tiare.

3.2. Prélèvement des échantillons

Les prélèvements ont été effectués directement sur les trois végétaux aquatiques immergés dans l'eau du bassin pendant la période d'étude (Mars 2012 à Aout 2012), à raison de deux prélèvements par semaine.

Sur ces prélèvements les analyses ont porté sur différents polluants métalliques (Pb, Zn et Cu).

3.3. Préparation des solutions et extraction des éléments métalliques

Les échantillons recueillies ont été placés dans des sacs en plastique, et à leur arrivés au laboratoire, ces espèces ont été rincées à l'eau distillée puis séchées et broyées suivant le protocole défini par CERTU (2004) :

3.3.1. Déshydratation des plantes : la méthode habituelle est la déshydratation en étuve à $105^{\circ}\pm 2^{\circ}\text{c}$ pendant 72 heures. Les échantillons déshydratés ont été pesés pour avoir le poids de matière sèche ms, soit de l'ordre de 0.2 à 0.3 g par fois 1g.

3.3.2. Broyage : cette étape est éminemment critique car elle peut être source de contaminations ou de pertes. Pour les végétaux, le broyeur utilisé est un mortier en agate. Les matériaux constituant le broyeur sont constitués de titane, d'aciers garantis sans « métaux lourds ». La poudre obtenue est calcinée dans un four dans des capsules en quartz dont la température est augmentée progressivement jusqu'à 500°c .

3.3.3. Minéralisation et mise en solution : la poudre fine obtenue, après calcination, est placée dans une solution acide et oxydante (0,5 ml de mélange d'acide nitrique HNO_3 , l'acide fluorhydrique HF et l'acide perchlorique ClHO_4) puis chauffée dans un bain-marie pendant 24 heure, jusqu'à la destruction complète de la matière organique. Les tubes qui ont été mis à ébullition sont complétés par 10 ml d'eau distillée. Cette méthode permet le dosage de l'ensemble des éléments traces métalliques.

Le dosage du plomb, zinc et cuivre est réalisé par spectrophotomètre d'absorption atomique à flamme « Perkin Elmer, Instrument Analyst 300, Atomic Adsorption spectrometer, Lamp : cathodique HCl » (Figure 17). La flamme produite est une flamme air / acétylène. Dans le cas de Cr, elle est réductrice et dans les autres cas, elle est oxydante.



Figure 17 : Spectromètre d'absorption atomique à flamme (FAAS)

3.4. Les analyses statistiques

Le traitement statistique des données a été effectué par logiciel Statistica version 8.0, au cours de ce traitement, une statistique descriptive a été faite pour estimer la variabilité des teneurs en cuivre, zinc et plomb dans les différents échantillons.

Ainsi les résultats obtenus ont subi une analyse exploratoire afin de déterminer les concentrations de chaque élément en fonction de la date de prélèvement des échantillons. La figure (18) représente les différentes étapes d'analyse de minéralisation et de dosage des métaux lourds dans les plantes.

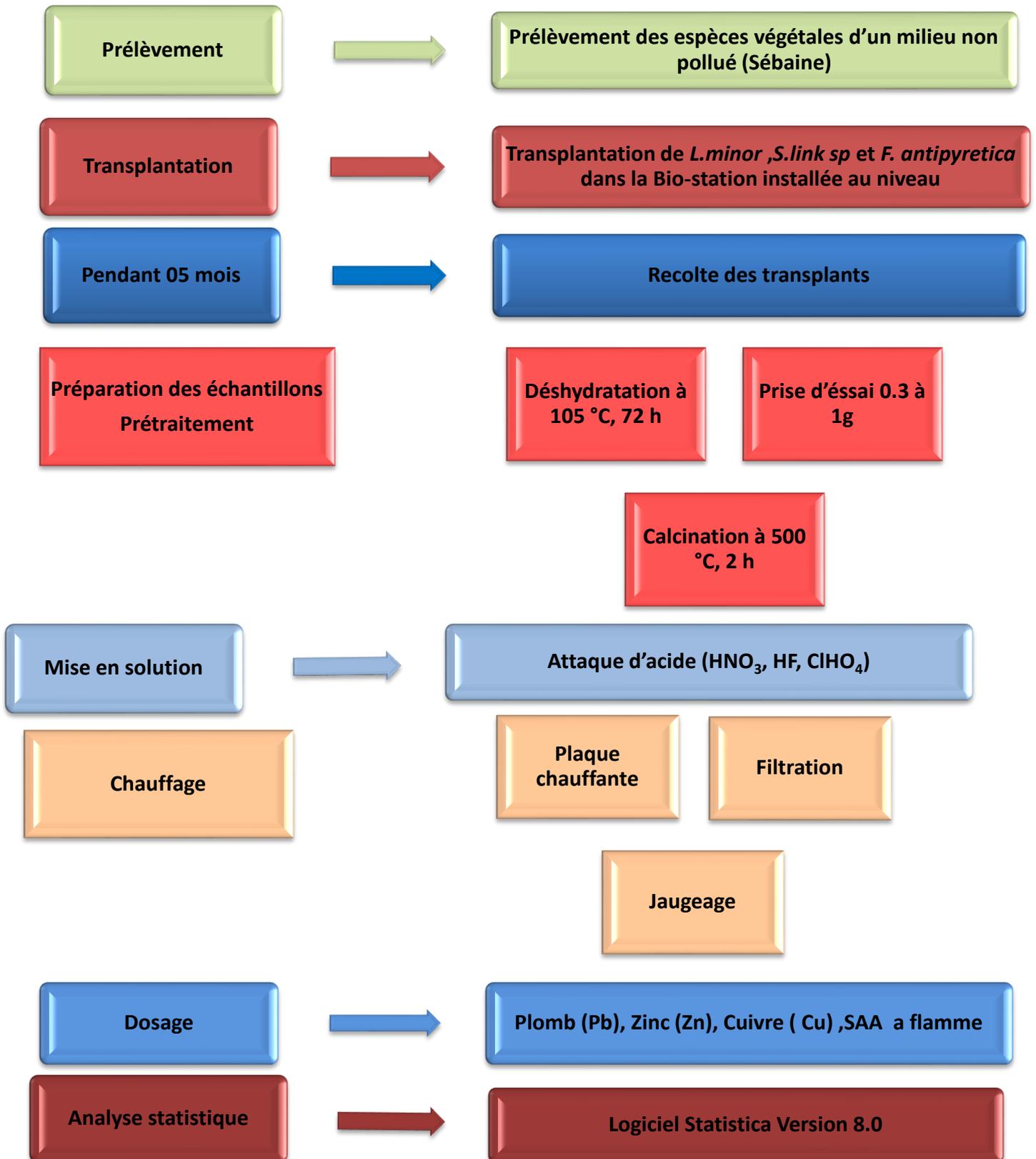


Figure 18 : Les différentes étapes d'analyse de minéralisation et de dosage des métaux lourds

Chapitre 04

Résultats et discussion

4. Résultats et discussion

4.1. Développement des végétaux dans la bio-station

Les bryophytes et les algues ont eu une croissance très faible, voir négligeable, tout au long de l'étude. Les conditions des eaux de rejet (température élevée, eau stagnante et chargée en matière en suspension dans la bio-station) apparaissent relativement peu favorables au bon développement de ces végétaux. L'utilisation sur une longue période de ces mousses et ces algues, sans renouvellement du matériel végétal, pourrait donc poser des problèmes.

En revanche, les lentilles d'eau possèdent une très bonne croissance tout au long de l'étude. En effet, les conditions de ces eaux de bio-station ne représentent aucun signe défavorable quand au développement de ces végétaux. D'après Cheng et al (1998), *Lemna minor* n'a aucune difficulté de culture surtout à la surface des eaux à fort taux de nitrates et riches en matières organiques. Cette plante tolère un niveau de pH inférieur à 4 et même supérieur à 8 et des températures allant de 16 à 32 °C (Saint-Maxent, 2002). Les lentilles d'eau ne possèdent aucune exigence particulière à l'égard de la température ou de la lumière. (Wolff et Landolt, 1994)

4.2. Teneurs en éléments traces métalliques (Pb, Cu et Zn) dans les échantillons

Le tableau 11 récapitule les différentes concentrations des éléments absorbés par *Lemna minor*, *Spyrogyra link sp* et *Fontinalis antipyretica* implantées dans la bio-station.

Tableau 11 : Teneurs en Pb, en Zn et en Cu par les trois végétaux

<i>Spyrogyra link sp</i>	Concentration initiale (n= 3)	Pb(ug/g) 1.40 ± 0.70	Zn(ug/g) 51.36 ± 26.95	Cu(ug/g) 29.78 ± 21.77
	Concentration finale (n=30)	29,17 ± 25,66	917,04 ± 654,40	275,93 ± 235,20
<i>Lemna minor</i>	Concentration initiale (n=3)	0.39 ± 0.01	46.15 ± 0.26	22.87 ± 0.78
	Concentration finale (n=33)	16,78 ± 12,37	545 ± 368,76	213,92 ± 137,07
<i>Fontinalis antipyretica</i>	Concentration initiale (n=3)	1.03 ± 0.01	50.52 ± 0.78	26.08 ± 0.09
	Concentration finale (n=27)	48,43 ± 39,07	1040,48 ± 848,34	416,52 ± 285,88

Comme il existe très peu de références relatives aux teneurs des micropolluants inorganiques dans ce type de végétaux et plus précisément la spirogyre et la lentille d'eau, on précise que les concentrations correspondant aux témoins (état initial) sont les concentrations de référence. Garrec (2007) signale que pour les bryophytes aquatiques, toute concentration dépassant $66\mu\text{g/g}$ pour le (Cu), $350\mu\text{g/g}$ pour le (Zn) et $27\mu\text{g/g}$ pour le (Pb) est considérée comme une pollution hydrique par ce métal.

Pour le cas du plomb, en analysant le tableau 8, nous constatons une forte accumulation du Pb par *Spyrogyra link sp* et *Fontinalis antipyretica* avec des valeurs respectivement $29,17 \pm 25,66\text{ ug/g}$ et $48,43 \pm 39,07\text{ ug/g}$, alors que *Lemna minor* a une valeur de $16,78 \pm 12,37\text{ ug/g}$. Ces valeurs dépassent largement celles de l'état initial qui sont de l'ordre de $1.40 \pm 0.70\text{ }\mu\text{g/g}$, $1.03 \pm 0.01\mu\text{g/g}$ et de $0.39 \pm 0.01\text{ }\mu\text{g/g}$.

L'examen de ce tableau permet également de constater une variabilité de la concentration du Zn dans tous les échantillons examinés ; *Lemna minor* présente une concentration en Zn de $545 \pm 368,76\text{ ug/g}$, *Fontinalis antipyretica* montre une teneur plus ou moins élevée, soit $1040,48 \pm 848,34\text{ ug/g}$, par rapport à la *Spyrogyra link sp* qui a une teneur de $917,04 \pm 654,40\text{ ug/g}$. La comparaison des valeurs initiales, nous constatons qu'elles sont supérieures à ces valeurs, qui présentent : $46.15 \pm 0.26\text{ ug/g}$, $50.52 \pm 0.78\text{ ug/g}$ et de $51.36 \pm 26.95\text{ ug/g}$, respectivement.

Pour le cas de cuivre et sur la base de ces prélèvements, nous remarquons que les trois végétaux sentinelles ont accumulé le Cu à des niveaux toutefois différents. En effet, *Lemna minor* présente une accumulation de $213,92 \pm 137,07\text{ ug/g}$, alors que les concentrations dans la *Spyrogyra link sp* et surtout la *Fontinalis antipyretica* sont beaucoup plus élevées que celles observées dans les lentilles, avec respectivement : $275,93 \pm 235,20\text{ ug/g}$ et $416,52 \pm 285,88\text{ ug/g}$; nous constatons que ces teneurs sont largement supérieures à celles observées sur les échantillons de références (tab 1 état initial), ce qui traduit la quasi-présence de contamination dans le milieu aquatique.

Les teneurs enregistrées en Zn présentes une faible variabilité comparativement aux teneurs enregistrées en Cu. Les concentrations du Pb, Zn et Cu dépassent largement le maximum recommandé pour les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (irrigation en continu et pour tout type de sol) qui est de 5mg/l , 2mg/l et de $0,2\text{mg/l}$ respectivement (FAO, 2003).

Cette étude pourrait nous indiquer une forte contamination de l'eau de rejet de la station d'épuration de Tiaret par ces métaux toxiques. Ces métaux peuvent provenir à la fois des eaux

usées domestiques. En effet, la migration de Pb, a été montrée par Mazlani et *al* (1994) à la sortie des drains situés à 1,2 m en dessous du système d'épuration « sur irrigation drainage » des eaux usées, alors que la migration de Cu, Cd et Mn a été montrée par le même auteur , à travers un sol argileux vers les eaux de la nappe située en-dessous de 3 m des bassins à boues activées de la station d'épuration des eaux usées domestiques en Palestine.

Nous constatons que le Pb est moins accumulé par ces plantes aquatiques, cela peut s'expliquer par sa fixation par le sol (Meinck et *al.*, 1977) durant son trajet vers la station d'épuration ; dont l'absorption du plomb peut être représentée par la CEC qui correspond à la quantité de cation maximale que le sol peut retenir, ainsi que l'augmentation de l'argile et la matière organique qui sont considérées comme des sites négatifs en attirant les ions positives du Pb d'où l'augmentation de la capacité d'adsorption.

Cauchi et *al* (1996) déclarent que les métaux lourds généralement trouvés dans les eaux usées sont le Cu, Zn, Pb, Cd et le Fe. Ces micropolluants sont issus des eaux usées domestiques ou des eaux industrielles, ainsi que le trafic automobile émettent de fines particules métalliques dans l'atmosphère principalement dans les zones urbaines qui se déposent sur les sols et cependant peuvent atteindre les réseaux d'assainissement par ruissellement aux cours des événements pluvieux (Azimi et *al.*, 2005).

D'après Colin (1984), les métaux lourds rencontrés dans les boues d'épuration proviennent essentiellement des eaux usées, sans ignorer que les rejets aux égouts de divers produits plastiques ménagers peuvent constituer une importante source, de même Faby et Brissaud (1997), confirme que l'essentiel de ces éléments en trace métallique (ETM) entre autre le Pb est retenus dans les boues des stations d'épuration lors du traitement des eaux usées.

4.3. Variation d'accumulation des espèces bio-indicatrices

L'examen de la variabilité d'accumulation du Pb, du Zn et de Cu, par un test ANOVA, pour l'ensemble de trois espèces bio-indicatrices, permet de constater une similitude des concentrations des métaux; les plus élevées étant celles du Zn suivies de celles du Cu puis du Pb.

4.3.1. Cas du plomb

La figure 19 révèle que le plomb ($p < 0,00$) a été accumulé par les trois végétaux avec des teneurs variant du simple (*L.minor* avec $16,78 \pm 12,37 \mu\text{g/g}$) au double (*S.link sp* avec $29,17 \pm 25,66 \mu\text{g/g}$) au triple (*F. Antipyretica* avec $48,43 \pm 39,07 \mu\text{g/g}$).

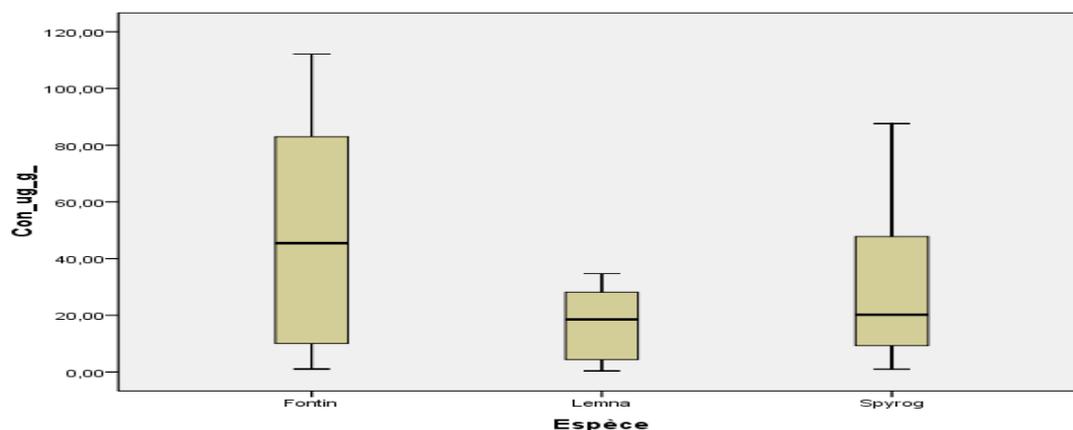


Figure 19 : Variations des teneurs en Pb pour les trois espèces

4.3.2. Cas du Zinc

Une faible concentration du Zn enregistrée par la lentille d'eau *Lemna minor* ($p < 0,00$), soit $545 \pm 368,76 \mu\text{g/g}$. Les concentrations dans la *Spyrogyra link sp* et *Fontinalis antipyretica* sont beaucoup plus élevées que celles observées dans *Lemna minor* avec respectivement $917,04 \pm 654,40 \mu\text{g/g}$ et $1040,48 \pm 848,34 \mu\text{g/g}$, ce qui montre une meilleure capacité d'accumulation de cet élément (Figure 20).

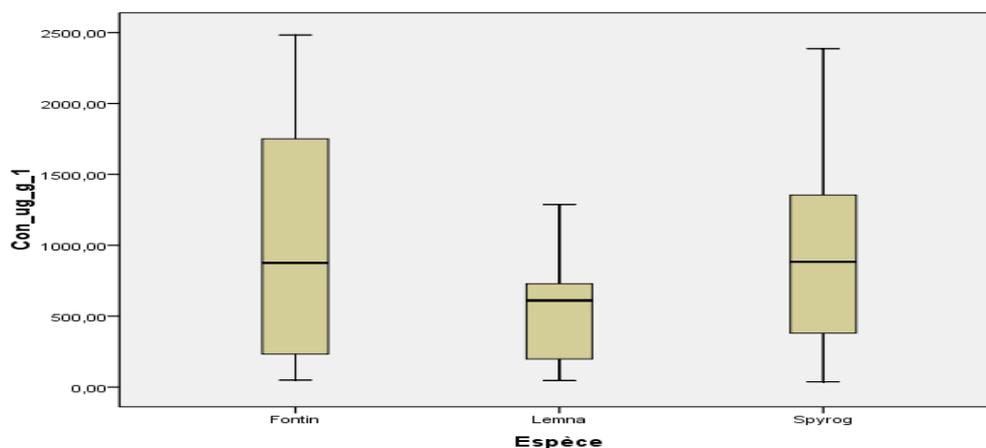


Figure 20 : Variations des teneurs en Zn pour les trois espèces

4.3.3. Cas du cuivre

Les concentrations en cuivre sont fluctuantes dans les trois espèces (Figure 21). Nous remarquons une accumulation plus importante dans les bryophytes et les algues que la lentille d'eau ($p < 0,00$). Garrec (2007) signale que l'utilisation de ces mousses et ces algues sur une longue période, sans renouvellement du matériel végétal, pourrait donc poser des problèmes.

Cependant, *Lemna minor* semblait plus indiquée dans des applications de biosurveillance et phytoremédiation que *Spyrogyra link sp*, *Fontinalis antipyretica*, en tenant compte sa tolérance et sa productivité en biomasse. Les potentialités de ces trois espèces pour des applications de ce type se justifient par des taux d'accumulation fort élevés, particulièrement le cuivre où il dépasse largement les $416,52 \pm 285,88 \mu\text{g/g}$ de poids sec pour les bryophytes, $275,93 \pm 235,20 \mu\text{g/g}$ de poids sec pour les algues et $213,92 \pm 137,07 \mu\text{g/g}$ de poids sec pour la lentille d'eau. Ces performances montrent un potentiel fort intéressant en comparaison à d'autres macrophytes comme la jacinthe d'eau par exemple.

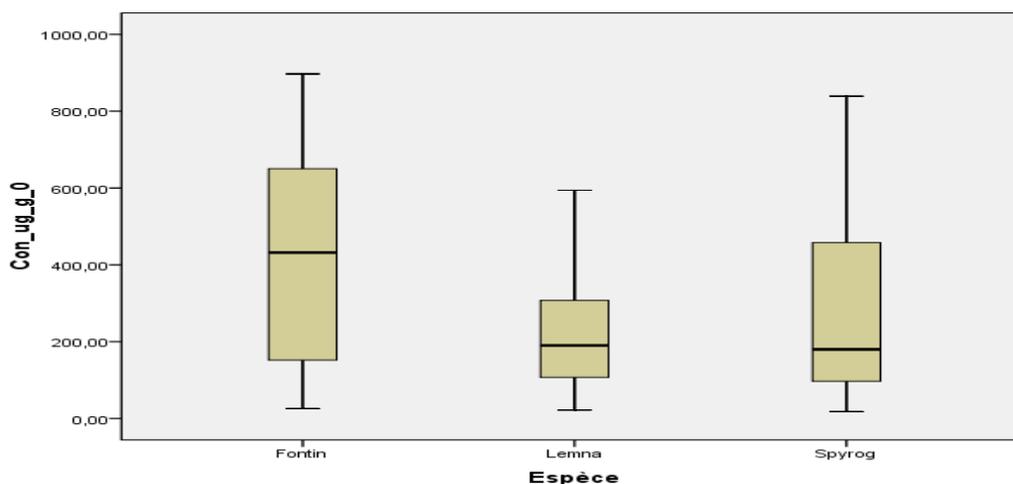


Figure 21 : Variations des teneurs en Cu pour les trois espèces

4.4. Discussion

Le classement décroissant des métaux trouvés dans cette étude a déjà été montrée par différents auteurs et pour différentes espèces. Chez plusieurs espèces de mousse (AH-peng, 2003), d'algue (kaimoussi et al., 1994), et de lentille d'eau (Ater et al.; 2006), l'ordre d'importance des teneurs métalliques est le suivant : $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Hg}$. Pour la même concentration dans le milieu, le Zn s'accumule plus rapidement que d'autres métaux lourds tels que le Cu et le Pb.

4.4.1. Cas des algues

D'après Mazlani et al (1994), la spirogyre accumule les métaux uniquement par voie directe à partir de l'eau. Cependant, les résultats pour le cuivre sont différents ; après 1 mois, la concentration augmente de $83,478 \pm 13,3268$ à $159,332 \pm 27,1052$ ug/g ps. Ceci pourrait être attribué soit à la forme biodisponible du cuivre dans cette bio-station soit au mécanisme d'accumulation de cet élément qui se fait différemment par rapport aux autres métaux. (Mazlani et al ,1994).

Plusieurs auteurs ont montré des fluctuations saisonnières des teneurs en métaux dans les algues vertes. Kaimoussi et al (1994), ont annoncé que les teneurs en Cu aussi bien que Zn et Ni dans *Ascophyllum nodosum* à öresund (en Suède) étaient à leur maximum à la mi-juillet. Drude de Lacerda (1985), ont constaté que les teneurs en Cd, Cu et Pb dans cinq algues marines (site de prélèvement au sud du Brésil) étaient généralement à leur maximum en été et à leur minimum en hiver.

Pour d'autres auteurs, la teneur des métaux lourds dans les algues vertes dépend de l'âge de celles-ci. En effet, Kaimoussi et al (1994), ont noté que les teneurs des métaux (Al, Co, Fe, Mn, Ni et Zn) dans les thalles les plus âgés dépassent celles des thalles en croissance (cas de *Fucus vesiculosus*).

Barnett et Aschcroft (1985) ont enregistré une augmentation de la teneur de Fe, Mn, Ni, Zn et Pb dans les thalles principaux, par comparaison à ceux en développement. Bryan et Hummerstone (1973) suggèrent que cette différence d'accumulation des métaux est due au nombre de sites de fixation, étant donné qu'au fur et à mesure que le thalle se développe, le nombre de site augmente.

Une étude a révélé clairement que spirogyra était en mesure d'éliminer 40% de zinc au bout de 28 jours lorsqu'elle est utilisée dans l'assainissement de l'eau contaminée par ce dernier qui se traduit par une forte accumulation dans ses cellules. (Rajful et al., 2001)

Rai (2001) a constaté une concentration plus élevée de métaux lourds a été accumulé par spirogyra, le taux le plus élevé de l'accumulation à été trouvé pour le Zn, Mg, Cu, et Cr . Spirogyra est capable d'accumuler et d'éliminer les métaux des plans d'eau pollués et conviennent à des fins de biosurveillance.

Muthukumaran et al (2005) ont démontré que la *Spirogyra* et *Oscillatoria* peut séquestrer les ETM à partir des eaux usées avec différent facteur de bioconcentration. Donc les algues agissent comme des indicateurs potentiels de conditions environnementales.

4.4.2. Cas des plantes aquatiques (la lentille d'eau)

Différentes études ont montré chez *Lemna minor* une accumulation élevée d'éléments traces (Mo *et al.*, 1989; Zayed *et al.*, 1998).

D'autre part, 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)

Chez les lentilles d'eau, l'effet des substance toxiques peut être estimé par différents paramètres comme le nombre des frondes, la biomasse et la surface foliaire (Tkalec *et al.*, 1998), en plus de leur large utilisation, présentent l'avantage d'être simples et compatibles avec un grand dispositif expérimental.

Les résultats obtenus confirment que *L. minor* pourrait être de bonnes accumulatrices de Cu, Zn et Pb comparativement aux autres espèces de macrophytes aquatiques. 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*.

Les teneurs accumulées en Zn, Cu et Pb en par *Spyrogyra link sp*, *Fontinalis antipyretica* sont supérieures à celles accumulées par *L. minor*. Cependant, si on tient compte de la production potentielle de biomasse chez les trois espèces, les potentialités de *L. minor* seraient largement supérieures. En effet, la production de biomasse est plus importante chez cette espèce.

D'autant plus que les espèces accumulant les métaux à des teneurs supérieures à 1000 µg mg⁻¹, peuvent être considérées comme hyperaccumulatrices (Baker *et al.*, 1989).

La plus grande fraction de l'élément zinc retenue par la plante se retrouve dans la partie « traitée » du limbe mais cet élément paraît plus mobile que le Cuivre. Contrairement à ce dernier, 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. (Semadi,2010)

Le zinc, comme le cuivre, est rapidement fixé par des disques cuticulaires avec et sans stomates. En général, la quantité de Zn fixée diminue après un rapide accroissement initial et elle semble ensuite se stabiliser. Il a été constaté que le zinc, contrairement au cuivre, peut être facilement entraîné par lavage à l'eau, lorsque celui-ci est prolongé au-delà de 5 minutes. Le cuivre et le zinc fixés sont en partie échangeables, le Cu est toutefois retenu plus fortement que le Zn. (Chamel et Gambonnet, 1979 *in* Semadi, 2010).

Le Zn apparaît comme un élément très peu mobile (Ferrandon Chamel *et al.*, 1986), ce qui confirme les observations de Chamel *et al.* (1982) *in* Semadi (2010). Il réagit avec les

différents métaux qui se trouvent dans l'atmosphère; ainsi, l'interaction Cd/Zn semble être antagoniste et peut participer à la réduction et à l'atténuation de la pollution de l'air due au Cd (Rahmoune *et al.*, 1995 in Semadi,2010).

4.4.3. Cas des bryophytes

De nombreuses études se sont succédées et ont mis en évidence la faculté des bryophytes à accumuler rapidement les polluants, particulièrement les métaux, et par conséquent à informer sur le niveau de contamination métallique des eaux.

Ainsi, les bryophytes, en accumulant les polluants au niveau de leurs parois et dans leurs cellules, vont les rendre plus facilement détectables dans l'environnement (Lopez et Carballeira, 1993). Mais le recours à ces organismes vivants, ne se restreint pas seulement à une mesure de pollution comme le font les analyses chimiques sur sédiments ou dans l'eau, cette méthode apporte des informations sur un potentiel de biodisponibilité du polluant dans l'écosystème.

Une étude a mis en évidence quelques propriétés importantes des bryophytes en tant que bio-indicateurs comme leur pouvoir d'accumulation élevé, leur résistance aux polluants toxiques et leur utilisation au cours de l'année (AH-peng, 2003). Leurs facteurs de bioaccumulation sont souvent les plus élevés de tous les compartiments de l'écosystème aquatique (Mouvet, 1986 in AH-peng, 2003) ; elles accumulent très rapidement (de quelques heures à quelques jours) un grand nombre de micropolluants et se décontaminent (pour les métaux) en quelques semaines à quelques mois (Claveri *et al.*, 1994), ce qui permet la détection des pollutions accidentelles. (Say *et al.*, 1981 in AH-peng, 2003).

De nombreux travaux ont mis en évidence les propriétés accumulatrices des mousses pour les éléments traces métalliques : plomb, manganèse, cadmium, chrome, zinc, mercure, cuivre ...etc. D'autres études ont montré la corrélation entre ces concentrations en éléments dans les eaux et les concentrations en métaux mesurées dans les mousses (Goncalves *et al.*, 1994).

Des études ont montré que les bryophytes possèdent une aptitude d'accumulation des etm rapide et importante, du fait que leur paroi cellulaire possède un grand nombre de groupements chimiques chargés négativement (groupes carboxyliques, polymères d'acides uroniques) contenant des protéines sulfurées, oxygénées et nitrogénées (Brown, 1982), qui sont des sites de fixation pour les cations.

Maurel-Kermarrec et al., (1983), signalent que *Fontinalis antipyretica* et *Rhynchostegium riparioides*, la fixation de plusieurs ETM s'effectue en quelques heures après le contact avec la solution, puis atteint un état stationnaire au bout de plusieurs jours.

Les résultats de cette expérience ainsi que ceux concernant la spirogyre, les bryophytes et la lentille d'eau peuvent donc être mis en relation avec la différence probable de spéciation des métaux dans ces eaux, pouvant expliquer une différence d'accumulation métallique chez ces trois espèces.

De nombreux travaux ont été réalisés sur l'utilisation des bryophytes aquatiques ainsi que les plantes aquatiques et les algues comme bio-indicateurs des pollutions métalliques, ils ont montré que ces organismes possèdent une aptitude d'accumulation des ETM rapide et importante.

Cette aptitude vient du fait que la paroi cellulaire de ce type de plante possède un grand nombre de groupements chimiques chargés négativement (groupes carboxyliques, polymères d'acides uroniques) contenant des protéines sulfurées, oxygénées et nitrogénées (Burton et Peterson 1979), qui sont des sites de fixation pour les cations. Des réactions d'échange se produisent par le remplacement d'un cation lié à un site immobile extracellulaire chargé négativement, par un autre cation. Les liaisons électrostatiques qui se forment sont non sélectives et réversibles, le phénomène est rapide et passif. Bien que leur surface se comporte ainsi comme une résine échangeuse d'ions (AH-peng, 2003).

Plus récemment, (Mouvet et Claveri, 1999) ont montré par une méthode d'élution séquentielle initialement mise en évidence par (Brown et Wells, 1988 *in* AH-peng, 2003), l'existence de trois localisations principales de l'accumulation du cuivre. Une fraction intercellulaire (Cu_{int}) localisée dans le fluide contenu dans les parois qui entourent les cellules, une fraction échangeable (Cu_{exch}) ou extracellulaire (Brown, 1982) qui correspond aux métaux liés aux sites d'échanges à la surface de la paroi et une fraction résiduelle ou intracellulaire (Brown, 1982) située à l'intérieur de la cellule (Cu_{res}). Une expérience au laboratoire menée sur *Rhynchostegium riparioides* a montré qu'à la fin de 21^{ème} jours d'exposition au cuivre (2,96 μ M Cu) la quantité de cuivre totale était répartie en 14% de Cu_{res} , 47% de Cu_{int} et 39% de Cu_{exch} . Pendant la phase d'élimination qui a suivi (14 jours, 0,14 μ M Cu), 60% du cuivre total a été éliminé, la répartition du métal restant est différente, 23% est situé à l'intérieur de la cellule Cu_{res} . La phase d'élimination a majoritairement concerné le Cu_{exch} et dans une moindre mesure le Cu_{int} (AH-peng, 2003).

L'existence de cette fraction résiduelle conduit à la notion « d'effet mémoire cellulaire », cette propriété confère à ces plantes la capacité de conserver une empreinte d'une pollution accidentelle, même lorsque celle-ci n'est plus détectable dans l'eau (Mouvet et *al.*, 1993).

Des chercheurs (Vazquez et *al.*, 1999 in AH-peng, 2003) émettent l'hypothèse que l'entrée d'ETM dans les différents compartiments intracellulaires et extracellulaires entraînent une perte d'éléments précédemment retenus dans ces compartiments (libération de K intracellulaire et de Mg extracellulaire), des phénomènes de compensation se mettant en place, mais globalement les données sur l'absorption intracellulaire des ETM et leur devenir dans la cellule restent peu nombreuses.

La physiologie des organismes : les cinétiques d'accumulation et de décontamination des polluants ainsi que la croissance des organismes sont des paramètres qui peuvent influencer les processus d'accumulation qui, eux-mêmes, dépendent des paramètres environnementaux (Siebert et *al.*, 1996 in AH-peng, 2003) ont étudié, pour un même site, les fluctuations biologiques entre trois plants de *Fontinalis antipyretica* qui ont été prélevés afin d'observer les différences d'accumulation des métaux. Le coefficient de variation le plus faible est de 13% pour le zinc et le plus fort est de 71% pour le plomb, et les résultats pour le cadmium et le cuivre sont situés entre ces deux valeurs. Ces résultats semblent être liés à des variations dans les phénomènes d'adsorption sur les parois cellulaires et/ou dans le cas d'eaux fortement oxygénées à une adsorption supplémentaire de précipités d'oxyhydroxydes de manganèse et de fer sur les feuilles, qui eux-mêmes absorbent les ETM. Ainsi, dans les phénomènes d'accumulation, la concentration du métal dans l'eau joue un rôle moindre par rapport à l'espèce utilisée (Vazquez et *al.*, 1999 in AH-peng, 2003).

La variabilité interespèces : en fonction des espèces, l'accumulation des polluants diffère. C'est pourquoi il est préférable d'utiliser une seule espèce dans le cadre d'études de surveillance). Par ailleurs, (Say et *al.*, 1981) pensent que le principal facteur contrôlant les proportions des ETM dans les fractions intra/extracellulaires reste l'espèce utilisée. Par exemple, des études ont montré que *Rhynchostegium riparioides* est plus sensible aux changements en concentrations métalliques et accumule les métaux plus fortement que *Fontinalis antipyretica* (AH-peng, 2003). En effet, *Ranunculus fluitans* accumule le (Cu) mieux que *Limna minor*, en revanche, le (Zn) est accumulé par *Limna minor* beaucoup plus que *Ranunculus fluitans*.

La différence de concentration des métaux accumulés, entre les trois espèces, est due d'une part aux surfaces collectrices des particules, et d'autre part aux particules du cuivre, du plomb et du zinc qui sont de nature différente.

D'autres facteurs peuvent être soupçonnés et méritent d'être recherchés tels que : l'effet de la température de l'eau, le pH, la conductivité électrique, MES, l'oxygène dissout.....etc.

4.5. Evolution des concentrations des métaux lourds en fonction de la date du prélèvement

Lors de cette expérimentation, nous avons déterminé les concentrations de chaque élément en fonction de la date de prélèvement des échantillons. Les résultats de cette évolution sont illustrés dans les figures suivantes :

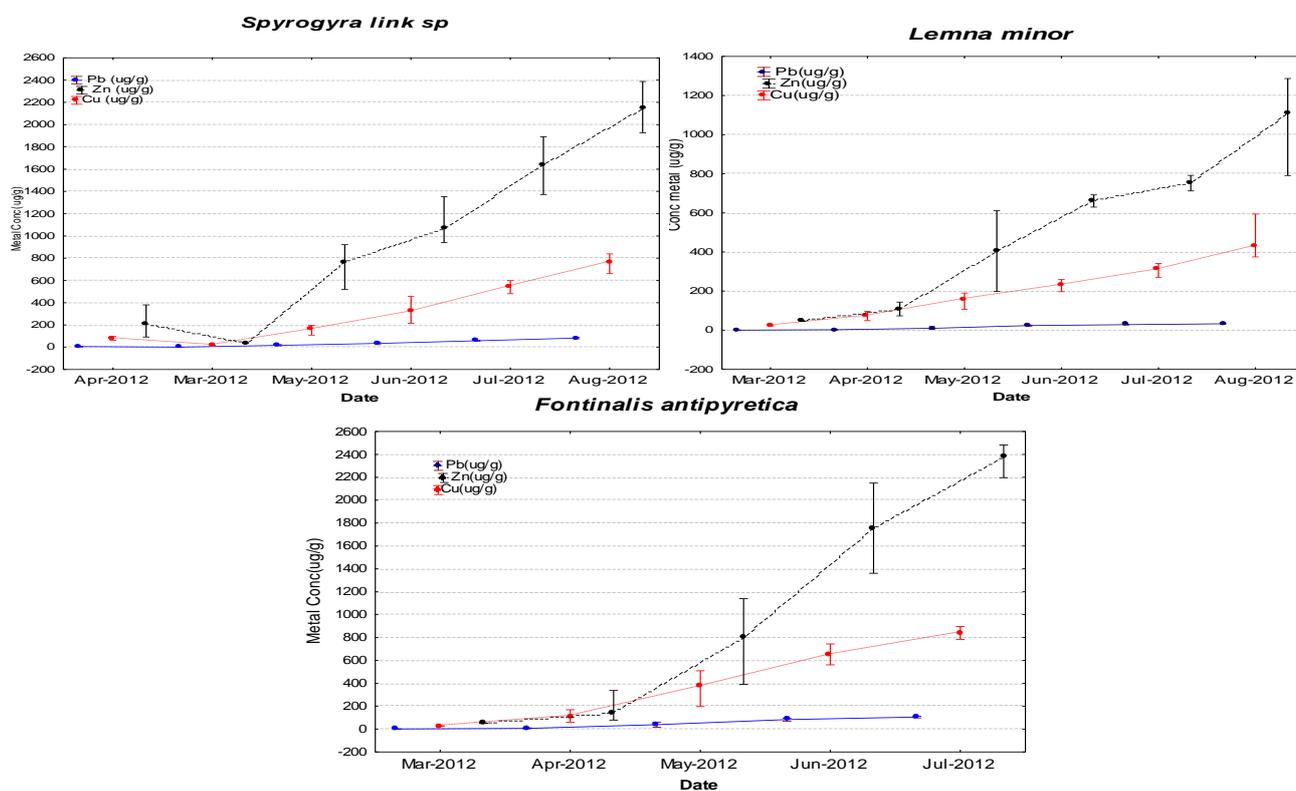


Figure 22 : Evolution des concentrations du plomb, du zinc et de cuivre en fonction de la date du prélèvement pour les trois espèces.

Nous constatons, en analysant ces courbes (Figure 22), que les teneurs en Pb, Zn et Cu s'évaluent en fonction de la date de prélèvement. Pour le cas de *Fontinalis antipyretica*, les concentrations du plomb mesurées pendant 10 jours de prélèvements sont comprises entre

2,54 ug/g et 15,63 ug/g, alors qu'elles enregistrent son maximum de 112,10 ug/g dans le dernier jour de prélèvement ; si on les compare avec celles de la *Spyrogyra link sp* et *Lemna minor*, elles dépassent largement ses valeurs enregistrées qui sont de l'ordre de 87.59 ug/g et 34.67 ug/g respectivement. De même les concentrations du zinc enregistrées pour *Spyrogyra link sp* durant la même période se situent entre 91.77 ug/g et 322.70 ug/g ou elle peut atteindre sa valeur maximale de 2387.14 ug/g, ainsi que *Lemna minor* enregistre son maximum de 1287.49 ug/g pour cette même période, ces valeurs sont inférieures de celle enregistrée par *Fontinalis antipyretica* 2482,51 ug/g. Pour le cas du Cu, *Fontinalis antipyretica* enregistre une valeur oscillant entre 58,76 ug/g et 197,12 ug/g et qui atteint son maximum de 897,07 ug/g dans le dernier jour de prélèvement, cette valeur dépasse celles enregistrées par *Lemna minor* et *Spyrogyra link sp*.

Des études ont montré que l'accumulation de plusieurs ETM s'effectue en quelques heures après le contact avec la solution, puis atteint un état stationnaire au bout d'un à trois jours, puis l'absorption reprend sa phase d'accumulation en fonction du temps (AH-peng, 2003).

Par ailleurs, il semblerait qu'une partie des ETM parvienne à franchir la barrière que représente la paroi pecto cellulosique des cellules. En 1969, trois processus successifs d'absorption intracellulaire du zinc chez *Fontinalis antipyretica* ont été montrés (Pickering et Puia, 1969 in AH-peng, 2003):

- Une première étape, très rapide, correspond à l'absorption du zinc dans l'espace libre de la membrane cellulaire après un processus d'adsorption, appelée fraction intercellulaire (Brown, 1982); elle n'est pas influencée par la température et la lumière.
- une seconde étape de 90 min environ représente la pénétration au travers de la zone externe du protoplasme, appelée fraction extracellulaire (Brown, 1982) ; elle est peu influencée par la lumière et la température.
- Une troisième étape, durant plusieurs jours, correspond à l'accumulation intracellulaire du zinc dans la vacuole sous forme soluble ou; elle est influencée par la température et la lumière, c'est la fraction intracellulaire (Brown, 1982).

Zerhouni et al (2004), signale que la cinétique de sorption des métaux lourds peut être interprétée suivant les courbes de modélisation de Freundlich et Langmuir, dans la mesure où

les métaux lourds adhèrent aux parois cellulaires, pour pénétrer ensuite dans les cellules algales sous forme d'ions.

La vitesse d'absorption augmente très rapidement au début de l'expérience et diminue par la suite en montrant un palier de saturation. Becker (1983), a montré que, dans le cas des algues, la saturation par les métaux lourds est atteinte rapidement : un temps d'exposition de quelques heures est suffisant pour évaluer l'efficacité de prélèvement des cellules algales.

Les micro-algues éliminent les métaux lourds directement à partir de l'eau par deux mécanismes majeurs, selon Barnett et Ashcroft (1985), l'adsorption de ces métaux par les cellules algales est un processus complexe comprenant deux phases :

- La première est une absorption dépendante du métabolisme dans leurs cellules c'est-à-dire l'adsorption des métaux sur des groupements à la surface des cellules (liaison physico-chimique) ;
- La seconde est une biosorption qui est un procédé d'adsorption non actif, dans lequel les ions métalliques sont transportés à travers la membrane cellulaire dans les cellules des algues.

*Conclusion générale et
perspectives*

Conclusion

L'objet de l'étude était de tester et valider l'emploi de bioindicateurs appelés aussi « végétaux sentinelles » placés directement dans les eaux de rejet d'une station d'épuration. La finalité était de disposer d'un outil de contrôle et de surveillance en continu de la qualité de ces eaux pour certains micropolluants inorganiques (métaux lourds).

L'étude a d'abord nécessité la mise au point d'un nouveau dispositif expérimental créé spécialement pour celle-ci : la bio-station, dont le but est de permettre aux bioindicateurs végétaux employés, de séjourner d'une façon adéquat dans les eaux de rejet. La bio-station a fonctionné durant 5 mois en période estivale, et il a été constaté que sur cette période les végétaux aquatiques bioindicateurs retenus peuvent se maintenir et même se développer pour certains, malgré la particularité du milieu de ces eaux de rejet. Cependant l'étude d'un certain nombre de paramètres doit être encore approfondie, par exemple le maintien des végétaux sur plusieurs années (en incluant les périodes estivales comme les périodes hivernales), l'optimisation des prélèvements de végétaux, la possibilité de surveillance d'autres micropolluants et les capacités d'accumulation d'autres végétaux aquatiques.

Concernant l'intérêt conceptuel d'un tel dispositif est de permettre la détection et le suivi en continu des micropollutions, le dispositif a fourni un début de réponse particulièrement intéressant et surtout cohérent. En effet nous avons pu déjà montré à partir de cette étude, que la présence d'un polluant détecté dans les eaux de rejet se traduit toujours par une accumulation dans les végétales sentinelles.

Les résultats obtenus, durant cette étude ont permis de révéler une présence du plomb dont les valeurs enregistrés sont $29,17 \pm 25,66$ ug/g pour *Spyrogyra link sp* , de $16,78 \pm 12,37$ ug/g pour *Lemna minor* et de $48,43 \pm 39,07$ ug/g accumulé par *Fontinalis antipyretica* . Pour le Zn, *Spyrogyra link sp* enregistre une valeur de $917,04 \pm 654,40$ ug/g , les concentrations trouvées dans *Lemna minor* sont de l'ordre $545 \pm 368,76$ g/g ; par contre *Fontinalis antipyretica* enregistre une valeur de $1040,48 \pm 848,34$ ug/g , pour le Cu , les concentrations accumulées par *Spyrogyra link sp*, *Lemna minor* et *Fontinalis antipyretica* sont de l'ordre de $275,93 \pm 235,20$ ug/g, $213,92 \pm 137,07$ ug/g et $416,52 \pm 285,88$ ug/g respectivement .

Ce type de résultat n'est pas forcément surprenant lorsque l'on rappelle que les prélèvements sont effectués à la sortie de la station d'épuration avant le rejet en rivière.

Cette recherche a permis de révéler une présence de plomb, zinc et cuivre dans les eaux de rejet de la station et qui sont observés sur les bryophytes et confirmés par les analyses des

autres végétaux (algue et plante aquatique). Ce type de résultat n'est pas forcément surprenant lorsque l'on rappelle que les prélèvements sont effectués à la sortie de la station d'épuration de Tiaret avant leur rejet au barrage Dahmouni.

D'après nos résultats, il est possible de classer par ordre décroissant la capacité de bioaccumulation des espèces utilisées dans cette étude en fonction de la nature du métal, de la manière suivante $Zn > Cu > Pb >$.

Les variations d'accumulation du Pb sont moins marquées, ce qui permet de révéler que ce dernier n'est pas le métal lourd le plus étudié dans les interactions plantes / métaux lourds. Ceci est notamment dû au fait que ce métal a une forte capacité de liaison avec les particules du sol lors de son trajet vers la station d'épuration par ruissellement, il est donc plus difficilement extractible par les plantes.

L'utilisation des micro-algues comme les algues vertes, les bryophytes et les plantes aquatiques dans le traitement et la surveillance des eaux usées est une méthode biologique qui peut être intégrée dans divers procédés. Le principal avantage de cette méthode est la sorption des métaux lourds lorsqu'ils s'y trouvent à de faibles teneurs (Aziz *et al.*, 1992).

Tenant compte de la tolérance, de la capacité d'accumulation et de la productivité en biomasse, *L. minor* montre des potentialités réelles pour d'éventuelles applications dans les technologies de phytoremédiation, et spécialement la rhizofiltration des eaux usées contaminées par du cuivre, zinc et du chrome.

Les premiers résultats laissent aussi entrevoir que le pouvoir d'accumulation du même végétal semble supérieur dans les eaux de rejet comparativement à celui trouvé dans son milieu naturel. Ceci est vraisemblablement lié aux caractéristiques particulières de ces eaux : température élevée, et de la physiologie de la plante elle-même et sa capacité d'absorption.

Ces observations rendent les végétaux bio-indicateurs utilisés très intéressants et justifient leur qualificatif de « sentinelle ». Pour peu que les valeurs de référence existent, il est alors possible de suivre au cours de l'année, grâce à ces végétaux, l'évolution de la contamination des eaux de rejet par un effort d'échantillonnage et d'analyse à faible coût par rapport aux efforts techniques et financiers qu'il faudrait fournir si les analyses se focalisaient uniquement sur les eaux. Tout ceci montre bien que les « bio-stations » doivent être considérées maintenant comme des dispositifs complémentaires performants et économiques pour surveiller la qualité des eaux de rejet.

Enfin il faut signaler que ces bio-stations avec leurs végétaux, une fois équipées de panneaux pédagogiques, peuvent être de formidables outils de communication et de transfert d'informations auprès du public pour tous les problèmes liés à la qualité de l'eau que nous utilisons et/ou que nous buvons.

Perspective

Les préoccupations liées à la santé et à l'environnement sont croissantes dans un pays comme l'Algérie. Le développement des programmes de bio-surveillance demeure nécessaire pour compléter les outils de veille sanitaire. Ces outils de bio-surveillance sont, en effet, devenus indispensables pour orienter la politique publique en matière de gestion des risques sur l'environnement. Or les études de bio - surveillance sont encore trop ponctuelles et limitées pour répondre à l'ensemble des besoins.

Les bryophytes, les algues et les plantes aquatiques peuvent constituer des réseaux d'espaces végétales bio-indicatrices de la pollution de l'eau, dont l'utilisation se révèle être une méthode particulièrement simple, souple, économique et performante pour établir dans l'espace et dans le temps le degré de la pollution. L'identification de la pollution au sein d'organismes sensibles permet également de détecter la contamination de l'eau avant que celle-ci n'affecte sévèrement le biotope marin et la santé humaine.

Le développement industriel et socio-économique de l'Algérie n'a pas toujours tenu compte de son impact sur la qualité de l'environnement et sur la conservation des milieux et des ressources naturelles. Dans ce contexte, il serait important :

- de créer un réseau de biosurveillance de la qualité de l'eau au sein des stations d'épuration,
- de créer un réseau de recherche multidisciplinaire dans un contexte de développement durable,
- de déterminer l'impact de certains micro-polluants dont les concentrations dans l'eau sont difficiles à quantifier directement (méthodes physico-chimiques),
- de sensibiliser le public du danger de la pollution (à travers des grilles de qualité et d'interprétation des concentrations métalliques dans les bryophytes par les Agences de l'Eau, de la publication d'indices de pollution, etc.),
- d'échanger d'expériences dans le domaine de la biosurveillance végétale de la pollution atmosphérique,
- de former des chercheurs qualifiés dans ce domaine,

- d'envisager et de développer des moyens financiers pour favoriser le développement de cette méthode de biosurveillance,
- de développer des outils techniques pour l'évaluation de l'état de santé du bioindicateur.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

A

- Abbas, S.T., Sarfraz ,M., Mehdi, S.M., Hassan, G. , Obaid-Ur-Rehman . 2006.** Accumulation des oligo-éléments dans les plantes irriguées avec de l'eau contaminée; Soil & Tillage Research. 94 : pp 503–509.
- AH-peng, C. 2003.**Mise au point d'un outil diagnostique basé sur l'utilisation de la mousse aquatique *Fontinalis antipyretica* Hedw en culture pour l'estimation de la qualité des cours d'eau. Thèse de doctorat, université de Lille II, Lille , 187 p + Annexes.
- Alatiri, R .,Rezgui, F. Aniba., B. H. 2002.**Réutilisation des eaux usées. Thèse doctorat, Université, Rabat, Maroc: 222 p + Annexes.
- Allani, A. 1993.**Epuration des eaux résiduaires urbaines par lagunage aéré et désinfection par rayonnements ultraviolets. Thèse doctorat, Université, Paris VII : 232 p.
- Alloway, B.J. 1995.** Les processus du sol et le comportement des métaux lourds. London: Chapman & Hall. pp 11-35.
- Anonyme. 2005.** La biosurveillance. Rapport d'air d'Alaska. N°08 : pp 1-5.
- Asano, T. 1998.** Récupération et réutilisation des eaux usées. Bibliothèque de gestion de l'eau de qualité. 1475 p.
- Aschieri, A.1999.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport N° 2979, Assemblée nationale. N° 261 du Sénat.289p.
- 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.
- Aulicino, E .A ., Mastrantonio, A ., Orsini, E. Bellucci, C ., Muscillo, M ., Larosa G. 1996.**Les virus entériques dans l'usine de traitement des eaux usées à Rome. La pollution de l'air, eau et sol. 91: pp 327-334.
- Aveyron, P.2010.**Pollution de l'eau l'envahissement des renoncules d'eau à Milan.36p.
- Azimi, S ., Rocher, V ., Muller, M ., Moilleron, R ., Thevenot, D.R. 2005.**Sources de distribution et variabilité des hydrocarbures et des métaux dans les dépôts atmosphériques dans la zone urbaine de Paris. Science of the Total Environment. 337(1-3): pp 223-239.

B

- Baize, D; Sterckeman, T. 2001.** La nécessité de la connaissance de l'arrière-plan pedogeochemique naturelles pour l'évaluation de la contamination des sols par les éléments traces. The Science of The Total Environment. 264 (1-2): pp 127– 139.
- Baker, A. J. M. 1981.** Accumulateurs et expultateurs - Stratégie et réponses des plantes aux métaux lourds. J. of Plant Nutrition. 3(1-4) : 643-654.
- Barnett B.E., Ashcroft C.R., 1985.** Heavy metals in *Fucus vesiculosus* in the Humber estuary. Environ Pollut Ser. B 9 : pp 193-213.
- Belaid, N. 2010.** Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse doctorat. Université Limoges, France, 236 p + Annexes.
- Benedetto, M.DI. 1997.** les métaux lourds .Dossier SAM. ENSM. Saint Etienne. 49p.
- Ben Marzouk, M. 2006.** Recharge artificielle suite à l'irrigation par les eaux usées traitées.

Raport CRDA de Sfax. 36 p.

Bezel, V. S., Zhuikova, T. V. 2007. Pollution chimique : Transfert des éléments chimiques à la phytomasse épigée de plantes herbacées. *Russian Journal of Ecology*. 38 (04) :pp 589-624.

Blanc, R; Nasser, A. 1996. Effet de la qualité des effluents et de la température sur la persistance des virus dans le sol. *Water Science and Technology*. 33 (10-11): pp 237-242.

Bontoux, A. 1993-introduction a l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson. Edition technique et documentation lavoisier, 166p.

Boyd, R.S. 1998. Hyper accumulation une stratégie de défense. Ed : CABI, Wallingford. pp 181-200.

Braungardt, C.B., Achterberg, E.P., Elbaz-Poulichet, F., Morley, N.H. 2003. Géochimie des métaux dans un système de mines pollués estuariens en Espagne. *Applied Geochemistry*. 18(11): pp 1757-1771.

Briat, J.F. Lebrun, M. 1999. Réponses des plantes à la toxicité des métaux. *Biologie Végétal et pathologie*. 322 : pp 43-54.

Brooks, R.R. 1998. Biogéochimie et hyperaccumulateurs (Plantes hyperaccumulatrices des métaux lourds). Editions: CABI, Wallingford . pp 95-118.

Brown, D.H., 1982. Mineral nutrition. In: A.J.E. Bryophyte Ecology. Academic Press, London, pp. 383-443.

Burton, M.A.S. et Peterson, P.J. 1979. Metal accumulation by aquatic bryophytes from polluted mine streams. *Environmental Pollution*. 19(1): 39-46.

Buzier, R., Tusseau-Vuillemin, M.H., Mouchel, J.M. 2006. Evaluation de la DGT en tant qu'outil de spéciation des métaux dans les eaux. *Science of the Total Environment*. 358: pp 277-285.

C

Campos, C. 2008. Nouvelles perspectives sur le contrôle microbiologique de l'eau pour la réutilisation des eaux usées. Dessalement. 218 : pp 34-42.

Castany, G. 1982. Hydrogéologie principe et méthodes. Paris : Dunod . pp 194 - 246.

Cauchi, H et al., 1996. La réutilisation des eaux usées après épuration. *Techniques, Sciences et Méthodes*. 2(47) : pp 81-118.

Ceburnis, D et Valiulis, D. 1999. Investigation of absolute metal uptake efficiency from precipitation in moss. *The Science of the Total Environment*. 226 (2-3) : pp 247 – 253.

CERTU . 2004. Comparaison de méthodes d'analyse des Éléments Traces Métalliques ETM et des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP sur les sols et les végétaux. *Environnement / Eau et sols* N° 01 80 00695 .103p.

Chaignon, V. 2001. Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse : Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement : Système Terre, Université d'Aix-Marseille . 183 p.

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.

Colin, F. 1984. Caractérisation et typologie des boues résiduaires en vue de leur utilisation agricole. Institut de recherche hydraulique de Nancy. 120p.

Collectif, A. 1997. Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France. Synthèse bibliographique, 199 p.

Commission Européenne. 2001. La protection de la qualité des eaux. Office international de l'eau. 2p.

Conti, M.E. et Cecchetti, G.2001. La bio-surveillance par les lichens. Environmental pollution. 114 (3) : pp471-492.

D

Dahmani-muller, H; Van Oort, F., Gelie, B., Balabane, M. 1999. Stratégies d'absorption des métaux lourds par trois espèces de plantes poussant près d'une fonderie de métaux. Environmental Pollution 109 :pp 1-8.

Debroise, A. 2000. Pollution agricole une gestion impossible. Lyonnaise des eaux. Paris, pp 42-68.

Dégremont. 1978. Mémento technique de l'eau. Paris : Technique et documentation. 604p.

Denayer, F O.2000. Ecotoxicité des éléments traces métalliques chez les bryophytes. Thèse de doctorat, université de Metz, Metz, 204 p + Annexes.

Desjardins, R. 1988. Le traitement des eaux. Montréal : Ecole polytechnique. 304p.

Devaux, I.1999. Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réutilisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise, Thèse magister, université Joseph Fourier, Grenoble, 257 p + Annexes.

Devi, S.R ; Prasad, M.N.V., 1999. Altération des lipides membranaire des plantes exposées aux métaux lourds. Berlin: Springer-Verlag. pp 99-116.

De Vos, C.H.R et al., 1991. La diminution du glutathion due à une synthèse phyto-chélatine chez *Silene cucubalus*. Plant Physiology 98: pp853-858.

Docauer, D.1983. A nutrient basis for the distribution of the Lemnaceae. Dissertations Abstracts International. Sciences and Engineering. Vol. 44 (6) : pp1705-1706.

Doelsch, E., Saint, H., Virginie, M., De Kerchove, V.2006. Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (La Réunion). Journal of Geochemical Exploration. 88(1-3): pp 194-197.

Dupont, A. 1981. Hydrologie, captage et traitement des eaux. Paris : Eyrolles. 262p.

Durif, M ., Vandamme, L ., Benard, A. 2004. Utilisation d'une technique de biosurveillance pour évaluer les retombées de métaux lourds.61p.

E

Eckenfelder, W.W .1982. Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Paris : Lavoisier. 503p.

ENSM .Les métaux lourds .N°607 du 26 Mars 1997. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne. pp11-26.

Ernst, W. H. O ., Verkleij, J. A. C ., et Schat H.1992. Metal tolerance in plants. *Acta Bot Neerl.* 41(3): pp229-248.

F

Faby, J.A ., Brissaud, F. 1988. Utilisation des eaux épurées pour l'irrigation .Document technique FNDAE. N° 11.39p.

Faby, J.A ., Brissaud, F. 1997.L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau. 76 p.

- FAO. 2003.** L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. 73p.
- FAO .2007.** Agriculture et rareté de l'eau: une approche programmatique pour l'efficacité de l'utilisation de l'eau et la productivité agricole. COAG/2007/7, Rome, 15p.
- Fars, S ., Boussehaj, K ., Nejmeddine, A ., Ouazzani, N ., Laghmari, A ., Bouadili, A. 2003.** Réutilisation d'une eau résiduaire brute et purée en agriculture: Disponibilité de l'azote et trois métaux lourds (Cu, Cd et Cr). Séminaire internationale: Réutilisation des eaux usées traitées et des sous-produits de l'épuration: optimisation, valorisation et durabilité, Tunis, Tunisie.
- Fernand. M, 1960.** Encyclopédie de la Pléiade. Gallimard. pp 160-1532
- Flores, L; Blas, G; Hernandez, G; Alcalá, R.1997.** Distribution et extraction séquentielle de certains métaux lourds dans des sols irrigués par les eaux usées traitées en Mexique. Water, Air and Soil Pollution. 98:pp 105-117.
- Foy, C.D ., Chaney, R.L ., White, M.C.1978.** La Physiologie de la toxicité des métaux dans les plantes. Physiologie végétale et biologie moléculaire. 29: pp511-566.

G

- Gaid, A. 1984.** Epuration biologique des eaux usées urbaines, Tome I. Alger : Office des Publications Universitaires.260 p.
- Gallissot, B. 1988.** Mise en évidence du potentiel bioaccumulateur des bryophytes aquatiques vis-à-vis des PCB et des pesticides organochlorés. Université de Metz. 273 p.
- Garnier - Laplace, J ., Adam, C. 2001.** Radioécologie: concepts de base et analyse écotoxicologique des rejets de radionucléides sur les écosystèmes aquatiques continentaux.DEA National de Toxicologie- option toxicologie de l'environnement, Paris 28p.
- Garrec, J.P. et Van Haluwyn, C .2002.** Biosurveillance végétale de la qualité de l'air . Paris : Edition Tec & Doc.118 p.
- Garrec, J.P.2007.**biosurveillance végétale de la pollution de l'air et de l'eau. Base documentaire.thechnique de l'ingénieur .62 p.
- Garrett R.G. 2006.** Les sources naturelles de métaux dans l'environnement. Human and Ecological Risk Assessment. 6(6): pp 945-963.
- Gaujous, D.1995.** La pollution des milieux aquatiques ; aide-mémoire .Ed. Techniques et documentations. Lavoisier. Paris, 220p.
- Gennaccaro, A.L ., McLaughlin, M.R ., Quintero-Betancourt, W ., Huffman, D.E ., Rose ,J.B. 2003.** Infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in final reclaimed effluent. Microbiol .N°69 : pp 4983–4984.
- Gérin, M et al., 2003.** Environnement et santé publique, fondements et pratiques. Canada : Tech&Doc. pp 78-95.
- Godbold, D. L ., Horst, W. J ., Marschner, H ., Collins, J. C ., et Thurman, D. A. 1983.** La croissance des racines et absorption du Zn. Z. Pflanzenphysiol. 112 : pp 315-324.
- Gomella ,A et Gueres, A.1978.** Le traitement des eaux publiques industrielles et privées ,Edition/ Eyrolles paris, 262p
- Goncalves, E ., Soares, H ., Boaventura, R ., Machado, A ., Dasilva, J. 1994.** Seasonal variations of heavy metals in sediments and aquatic mosses from the Cavado river basin (Portugal). *The Science of the Total Environment*. 142(3): pp 143-156.
- Gousset, P. 1973.** Législation des nuisances. Paris : Dunod. 191p.

- Greger, M. 1999.** Biodisponibilité et bioconcentration des métaux dans les plantes. Stress par les métaux lourds dans les plantes de la molécule aux écosystèmes. Berlin: Springer- Verlag. pp 1-27.
- Grignon, C., Touraine, B. 1981.** Les fonctions de transport de la racine, les fonctions de prélèvement. *Physiologie végétale*. 19:443-462.
- Gromaire, M.C., Garnaud, S., Saad, M., Chebbo, G. 2001.** Contribution à l'étude de différentes sources de pollution des eaux de pluie s'écoulant dans les égouts combinés. Thèse magistère, Université Limoge, France, 305 p.
- Grosclaude, G. 1999.** L'eau usages et polluants. Tome II. Paris : INRA. 210p.
- Guckert, A., Morel, J.L. 1984.** Rétention des métaux lourds dans les systèmes plante-sol. Séminaire. Nancy. 9-10 Mai: pp 13-27.

H

- Haerber, R.H., Waller, D.H. 1987.** Qualité de l'eau de pluie des systèmes de collecte des eaux dans les Caraïbes orientales. 3ème Conférence internationale du système des eaux de pluie, Janvier 1987.
- Hamoda, M.F. 2004.** Stratégie et potentiel de réutilisation des eaux dans le sud des pays méditerranéens. *Desalination*. 165 :pp 31-41.
- Hendrickson, E.R. 1962.** Air sampling. *Air pollution*. 1: pp 389-433.
- Hiensly, T.D. et al., 1978.** Zinc and Cd accumulation by corn inberds grown on sludge amend soil. *Agronomy Journal*. 70 : pp 425-439.
- Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J., Maquil, R. 2005.** Concentration en elements trace dans les sols: cas Grand-Duché de Luxembourg. *Catena*. 59 (3) : pp 279-304.

J

- Juste, C. 1970.** Actions toxiques des oligo-elements. *Science Agro*. 21 (6) : pp 549-571.
- Juste, C. 1988.** Appreciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Bull. Science du sol*. 26(2) : pp 103-112.

K

- Kabata-Pendias, A., Pendias. H. 2001.** Les oligo-éléments dans le sol et dans la plante. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.
- Kelley, C., Mielke, R. E., Dimaquibo, D., Curtis, A. J., et Dewitt, J. G. 1999.** L'adsorption de l'UE sur la racine de jacinthe d'eau. *Environ. Sci. Technol*. 33 : pp 1439-1443.
- Kettab, A. 1992.** Traitement des eaux potables. Alger : Office des Publications universitaires. 151p.
- Klein, J.P. 2004.** Les écosystèmes aquatiques et leur végétation. *Lorraine Atlas*. 2 : pp53-69.
- Kunz, A., Jardim, W.F. 2000.** Complexation et l'adsorption du cuivre dans les eaux d'égouts. *Water Res*. 34: pp 2061-2068.

L

- Lazarova, V. 1998.** La réutilisation des eaux usées : un enjeu de l'an 2000. L'eau, l'industrie, et les nuisances. 212 : pp 39-46.
- Lecoq, 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.

Lepp, N.W.1981. Effect of heavy metal pollution on plant, effects of trace metal on plant function. Vol.1. Applied science publishers.352p.

Levitt, J. 1980. Les réponses des plantes aux stress environnementaux. Volume II: l'eau, radiation, sel et d'autres contraintes. Presse Academique, New York.

Lithner, G., Holm, K., Borg, H.1995. Les facteurs de bioconcentration des métaux dans les eaux humiques à différents pH dans la zone Ronnskar (Suède) . Water, Air, and Soil Pollution. 85(2): pp 785-790.

Loue, A.1986. Les oligo-éléments en agriculture .Paris : Agri.Nathan.336p.

M

MADR, 2006. Elaboration d'un schéma d'aménagement et de développement durable de la région hauts plateaux ouest à l'horizon 2025. Rapport de mission 1 Etat des lieux et analyse des tendances. 78p.

Magesan, G.N., Williamson, J.C., Yeates, G.W., Lloyd-Jones, A.R. 2000. Wastewater ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. Bioresource Technology. 71: pp 21-27.

Mamère, N ; Narbonne, J.F. 2001. Les métaux lourds Toxiques. France : Ramsay Edition. 205 p.

Mapanda, F., Mangwayana, E.N., Nyamangara, J., Giller , K.E.2005. L'effet de l'irrigation à long terme des eaux usées sur le sol et la vegetation, Zimbabwe. Agriculture, Ecosystems and Environment., 107: pp 151–165.

Masséna, P. A. 2001. Valorisation des eaux usées en irrigation localisée. Office international de l'eau, 14 p.

Meharg, A.A.1993. Le rôle de la membrane plasmique face aux métaux lourds chez les angiospermes. *Physiologia Plantarum* 88: pp 191-198.

Mekkakia, M.2001. Pollution des eaux du sous bassin versant de l'Oued Mina. Thèse magistère, université Ibn khaldoun, Tiaret, 134p.

Meinck, S.F ., Soode, H ., Chutter, H.1977. Les eaux résiduaires .Paris : Masson. 833 p.

Miller, K. 1990. US Water Reuse: current status and future trends, Water Environment Technology.

Miquel, M.G.2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport N° 2979 assemblée nationale, N° 261 sénat .365p.

Miquel, G. 2003.La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Tome I. 198 p.

Mohammad Rusan, M.J., Hinnawi, S ., Rousan, L. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. Desalination. 215 : pp 143–152.

Morel, J.L. et al. 1987. Dynamique des métaux lourds dans la rhizosphère. Revue d'écologie et de biologie du sol. 24(3): pp 484-492.

Mouvet, C.1979. Utilisation des bryophytes aquatiques pour l'étude de la pollution des cours d'eaux par les métaux lourds et les radioéléments. Revue de Biologie et d' Ecologie méditerranéenne . 6(3-4): pp 193-204.

Mouvet, C., 1984. Mousses aquatiques et micropollution. Agence de bassin Rhône Méditerranée Corse. Laboratoire d'Ecologie. Université de Metz, France.

Mouvet, C., Pattee, E., Cordebar, C.1986. Utilisation des mousses aquatiques pour l'identification et la localisation précise de sources de pollution métallique multiforme. Acta Oecologia, Oecologia Applicata, 7: pp 77-91.

Muller, S. 2004. Plantes invasives en France. Nancy : Publications scientifiques du Muséum. 168p.

Mullins, M., Hardwick, K ., et Thurman, D. A. 1985. Heavy metal location by analytical electron microscopy in conventionally fixed and freeze-substituted roots of metal tolerant and nontolerant ecotypes. Proc. Int. Conf. Heavy Metals in the environment, pp 43-46.

Muthukumar M., Raghavan BG., Subrahmanian VV., and Sivasubrahmaniyan, V .2005. Bioremediation of industrial effluents using microalgae. India Hydrobiology. (7): pp 105 -122.

O

OMS.1984. Guide pratique pour l'eau potable et l'assainissement rural et suburbain. 68 p.

OMS .1989. L'utilisation des eaux usées en agriculture et aquiculture : recommandation a visées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé, Genève.

OMS. 2006. Directives de l'OMS pour l'utilisation sécuritaire des eaux usées. Volume II, eaux usées en agriculture, 222p.

ONA.2008. La station d'épuration de la ville de Tiaret.13 p + Annexes.

P

Panfili.F.2004. Etude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé, induit par phytostabilisation. Thèse doctorat, université de Provence - Aix-Marseille I, 229 p + Annexes.

Pelt J.M ., Müller S .,Dutartre A ., Barbe J. 1997. GIS Macrophytes des eaux continentales. Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France. Synthèse bibliographique. 199p.

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.

Picot, A.1996. Plomb, cadmium et mercure dans l'alimentation : évaluation et gestion du risques .Paris : Lavoisier. 8p.

Picot, A ; 1998. Proust, N. Le mercure et ses composés, l'actualité chimique. pp 16-24 .

Piervittori, R et Maffei, S .2001 . Importance des espèces indicatrices dans la biosurveillance de la pollution atmosphérique. Cryptogamie et mycologie. 114 (3) : pp 471- 492.

Puil, C. 1998, La réutilisation des eaux usées urbaines après épuration. Mémoire D.U.E.S.S. Eau et Environnement, D.E.P. Université, Picardie, Amiens, 62 p.

R

Rai . JP .2001. Algal Adaptation to Environmental Stresses Physiological, Biochemical and Molecular Mechanisms. Berlin Springer. (14): pp 255-296.

Rajfur, Malgorzata . , Klos , Andrzejj . et Waclawek , Maria . 2011. L'utilisation des algues dans évaluation de la grande pollution Turawa Lake (Pologne) .Environ. Sci .Santé, partie A. 46 : pp 1401-1408.

Ramade, F. 1982. Éléments d'écologie. Paris : Mc Graw-Hill.152p.

Ramade, F.2007. Introduction à l'écotoxicologie. Paris : Lavoisier.618p

- Remon, E.2006.** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques (vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution). Thèse Doctorat, Université Jean Monnet, Saint-Etienne, France, 166 p + Annexes.
- Rengel, Z. 1999.** Les métaux lourds comme éléments nutritifs essentiels (stress par les métaux lourds dans les plantes). Berlin : Springer-Verlag. pp 231- 251.
- Rodier, J. 1984.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer Paris : Dunod.1362 p.
- Rodier, J. 1996.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Tome I. Paris : Dunod. 655p.
- Rodier, J. 2005.**L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer. Paris : 8^{eme} édition .535 p.
- Roeck, U ., Trémolières, M., Exinger, A., Carbiener, R.1991.** Les mousses aquatiques, bioindicateurs du niveau de pollution chimique. Utilisation des mousses aquatiques dans une étude sur le transfert du mercure en tant que descripteur du fonctionnement hydrologique (échanges cours d'eau - nappe) en plaine d'Alsace. Hydroécologie Appliquée. 3(2): pp 241-256.
- Rouane-Hacene , O.2013.** Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb, Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*. Thèse de doctorat, Université d'Oran, 249 p+ Annexes.
- Ruhling, A and Steinnes, E.** Atmospheric heavy metal deposition in Europe1995-1996. Copenhagen. Nord 1998 :15.

S

- Salt, D. E ., Prince, R. C ., Baker, A. J. M ., Raskin, I ., et Pickering, I. J.1999.** Zinc ligands in the metal hyperaccumulator *Thlaspi Caerulescens* as determined using X-ray absorption spectroscopy. Environ. Sci. Technol. 33 : pp713-717.
- Saint-Maxent T. 2002.** Les espèces animales et végétales susceptibles de proliférer dans les milieux aquatiques et subaquatiques. Fiches synthèse espèces végétales. 143p.
- Sanita Di Toppi, L ., Gabbrielli, R.1999.** Réponse des plantes supérieures au cadmium. Botanique Experimentale de l'Environnement. 1 41: pp 105-130.
- Say, P.J ., Harding, J.P.C ., Whitton, B.A. 1981.** Aquatic mosses as monitor of heavy metal contamination in the river Etherow, Great Britain. Environmental pollution. 2: pp 285-307.
- 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.
- Sheikh, B., Cooper, R.C Israel, K.E.1999.** Evaluation hygiène de l'eau recyclée pour l'irrigation des les cultures. Water Science and Technology. 40 (4-5): pp 261-267.
- Sitanis, C.J.et Karandinos, M. G.2001.** Enregistrement instrumental et la surveillance de l'ozone ambiant dans la région de la Grèce .Chemosphere. 44 : pp 813-821.
- Sriba, A. 2006.**Epuration des eaux usées .Rapport, génie chimie industriel. 24 p.
- STEP. 2007.** La station d'épuration des eaux usées de Tiaret. Rapport d'exploitation. 38p.

T

Toussaint, B .Bedouet, F.2005.les espèces végétales invasives des milieux aquatiques et humides du bassin Artois Picardie. 40 p.

Toze, S.2006. Réutilisation des eaux usées, avantages et risques. Gestion de l'eau agricole N° 80 : pp 147–159.

Turner, R. G. et Marshall C.1972. L'accumulation du zinc par des fractions subcellulaires de racines d'*Agrostis tenuis* Sibth. *New Phytol.* 71 : pp 671-676.

V

Vigneau-Hermellin, M. 2000. Fleuves et rivières, l'état des lieux. Lyonnaise des eaux. Paris. pp 32-46.

Vilagines R. 2003. Eau, environnement et santé publique, introduction à l'hydrologie. Paris: Tec & Doc. 198 p.

Vincent, C.D., Lawlor, A.J., Tipping, E.2001. Accumulation of Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd and Pb by the bryophyte *Scapania undulata* in three upland waters of different pH. *Environmental Pollution.* 114(1): pp 93-100.

Viskari, E.L. 1997. Airborne pollutants along a roadside, assesement using snow analyses and moss bags. *Environmental Pollution.* 97 (1-2) : pp153-160.

W

Wehr, J.D., Whitton, B.A. 1983. Accumulation of heavy metals by aquatic mosses *Rhynchosygium riparioides*. *Hydrobiologia.* 100: pp 261-284.

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.

Z

Zenk, M.H. 1996. Heavy metal detoxification in higher plants. *Plants ecology.* 179: pp 21-30.

Biblio-net:

Webmaster 4: Santé Canada (Page consultée le 23/04/2010)

URL: <http://www.hc-sc.gc.ca>.

Annexe

Tableau 01 : Fiche Technique de la STEP (2015)

		Projekt-Nr. / No. de projet 0089 2219 / TIARET	Dok.-Nr. / No. de document P CE 0002	Ausgabe Edition 01	Seite Page 3	von sur 21
2	DONNEES DE BASE					
2.1	Quantité et Qualité des Eaux Usées					
		Quantité et Qualité des Eaux Usées				
	Paramètres	Unité	Horizon 2015 (Phase I)	Horizon 2030 (Phase II)		
	<u>Charge hydraulique</u>					
	Charge nominale	E.H.	390.000	473.000		
	Débit moyen de temps sec	m ³ /j	38.000	56.760		
		m ³ /h	1.583	2.365		
	Débit journalière maximum	m ³ /h	2.533	3.784		
	Débit de pointe par temps de pluie (2,5 fois le débit moyen de temps sec)	m ³ /h	3.958	5.913		
	<u>Teneur en nutriments</u>					
	Demande chimique en oxygène (DCO)	mg/l	1.108	900		
	Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	mg/l	554	450		
	Rapport DCO/DBO ₅	-	2,0	2,0		
	Teneur en matières en suspension (MES)	mg/l	718	583		
	Teneur en azote ammoniacale (NH ₄ -N)	mg/l	100-150	100-150		
	Teneur en phosphore total	mg/l	15-20	15-20		
	<u>Charges polluante</u>					
	Charge journalière en DCO	kg/j	42.120	51.085		
	Charge journalière en DBO ₅	kg/j	21.060	25.542		
	Charge journalière en MES	kg/j	27.300	33.111		
	Charge journalière en MES réduite *)	kg/j	27.480	28.475		
	*) Note: Pour le dimensionnement du traitement biologique, la charge des matières en suspension a été réduite par 14 % parce que selon des résultats d'analyses des eaux usées les charges des matières organiques sont relativement faibles (50-60 %).					
	• Production de boue: 380 M ³ /j					



Annexes

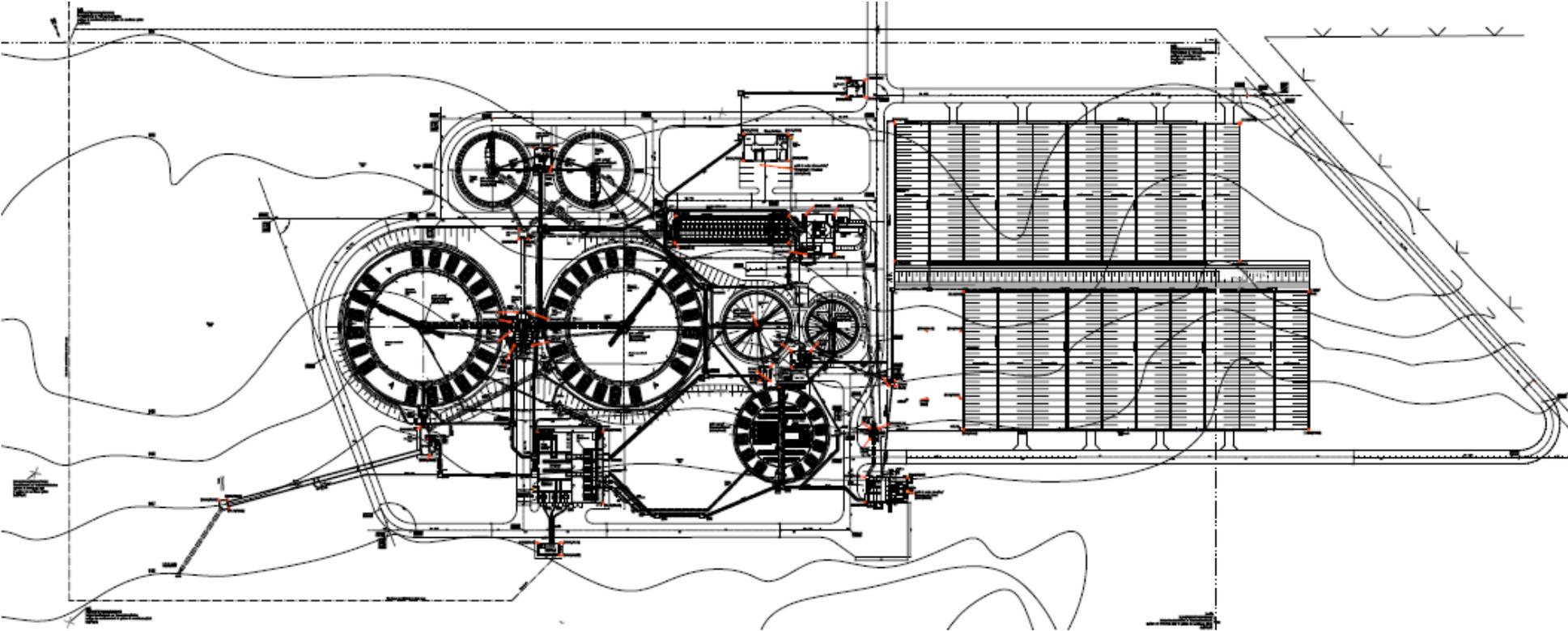




Figure 01 : Station de relevage des eaux brutes

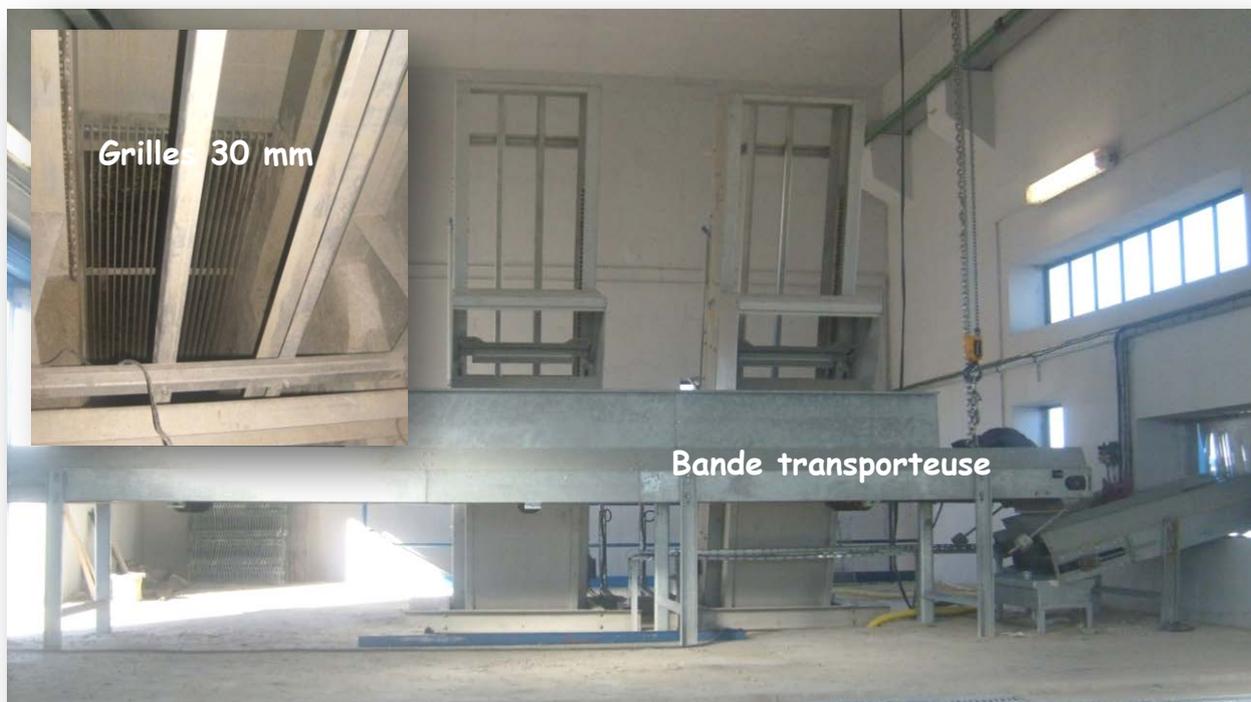


Figure 02 : Dégrilleur grossier

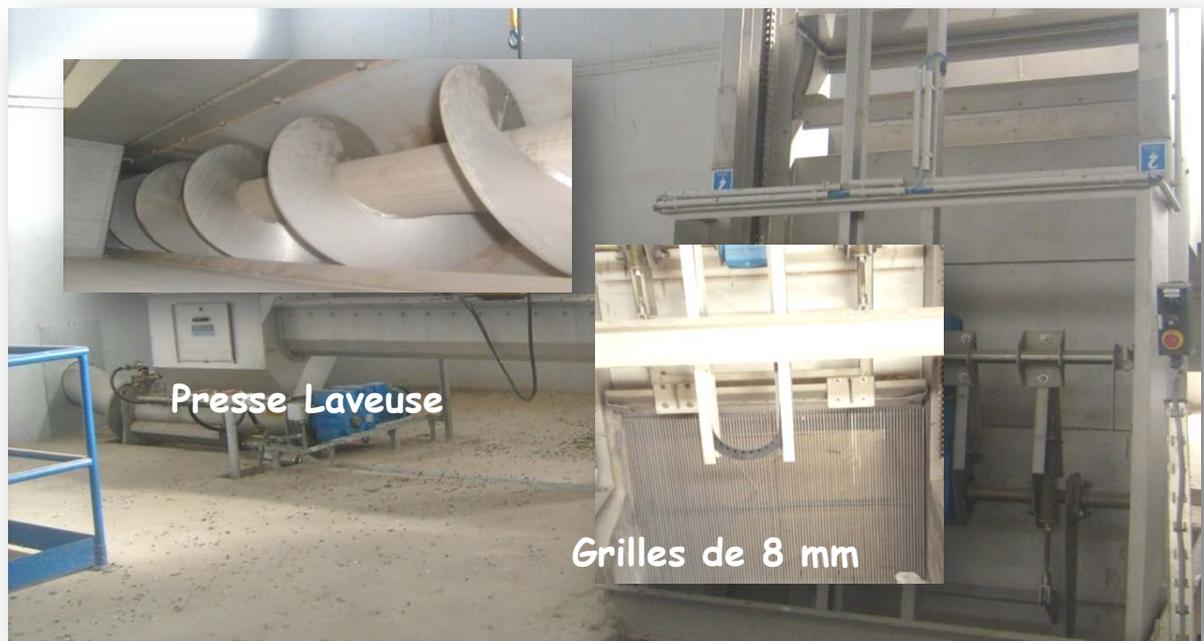


Figure 03 : Dégrileur fin



Figure 04 : Déshuilleur- Déssableur



Figure 05 : Décanteur Primaire

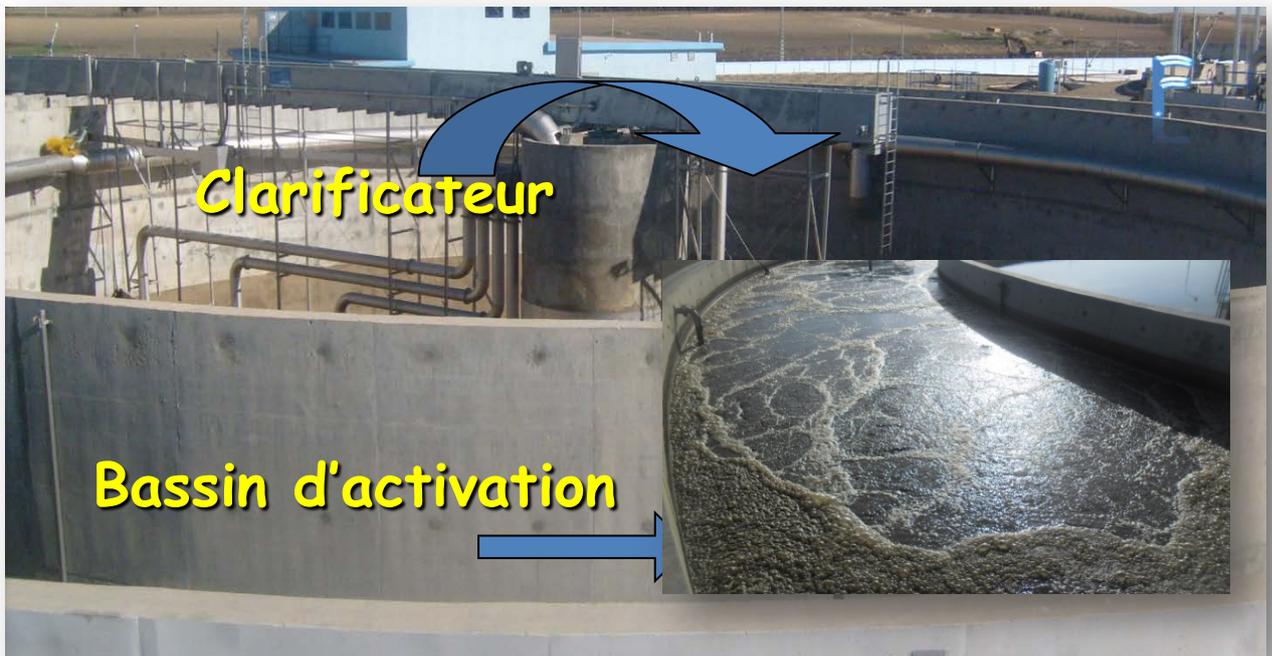


Figure 06 : Bassin Biologique combiné



Figure 07 : Compartiment de distribution



Figure 08 : Epaisseurs I et II



Figure 09 : Digesteur Aérobie



Figure 10 : Lits de séchages



Figure 11 : Préleveurs automatiques à l'entrée et sortie de la STEP



Figure 12 : Le laboratoire d'analyses physico-chimiques des eaux et boues.

Annexes

Données d'exploitation pour l'année 2012 Bilan de l'Auto-Surveillance:

Mois	Débit moyen Traité (m3/j)	Paramètres de l'auto- surveillance	MES (kg/j)	DBO5 (kg/j)	DCO (kg/j)	N-NH4 (kg/j)	NTK (kg/j)	N-NO2 (kg/j)	N-NO3 (kg/j)	Pt (kg/j)	T (°C)	pH
Janvier	11756	Entrée STEP (Eau brute)	619	273	567	48	02	0,38	9,31	3,38	12,7	7,69
		Sortie STEP (Eau épurée)	14,5	07	71	5,85	01	0,56	48	1,36	12,93	7,43
Février	11759	Entrée STEP (Eau brute)	240	195	480	51	05	0,3	7	2,83	11	7,67
		Sortie STEP (Eau épurée)	12	18,5	130	14	0,76	0,31	13	2,44	10,5	7,64
Mars	15400	Entrée STEP (Eau brute)	276	229	522	40	3,5	0,32	7,29	2,82	13	7,69
		Sortie STEP (Eau épurée)	12	36	179	21	05	0,24	14	1,41	14	7,62
Avril	19354,27	Entrée STEP (Eau brute)	367,1	120,1	282,5	23,09	46,25	0,75	35,62	3,23	13,03	7,61
		Sortie STEP (Eau épurée)	9,24	9,28	91	6,45	6,05	0,41	51,76	0,91	13,93	7,36
Mai	18835,21	Entrée STEP (Eau brute)	244,2	188,0	431,7	33,47	80,42	0,45	6,81	3,94	17,07	7,84
		Sortie STEP (Eau épurée)	16,20	13,44	107,9	15,99	31,67	0,42	33,02	1,48	18,50	7,59
Juin	21121,77	Entrée STEP (Eau brute)	316,71	280,28	578,59	44,19	119	0,23	1,31	4,42	20,48	7,87
		Sortie STEP (Eau épurée)	14,74	18,6	134,56	28,72	56	0,31	25,38	1,65	22,08	7,55
Juillet	21 272,77	Entrée STEP (Eau brute)	305,19	296,12	667,24	46,79	87,5	0,37	1,33	7,41	22,77	7,88
		Sortie STEP (Eau épurée)	24	20	129	12,70	27,50	0,26	26,72	4,31	24,74	7,41
Aout	19704,07	Entrée STEP (Eau brute)	320,74	327,31	684,63	43,81	125	0,14	0,15	7,63	23,7	7,87
		Sortie STEP (Eau épurée)	16,68	19,90	104,81	16,39	44	0,18	37,27	4,52	25,87	7,33
Septembre	22868,21	Entrée STEP (Eau brute)	351	314	575	45	77	0,20	1,64	19	22	7,97
		Sortie STEP (Eau épurée)	19	14	110	13	37	0,35	29	9	24	7,92
Octobre	22454,86	Entrée STEP (Eau brute)	526	293	562	40	96	0,40	0,87	12,48	19,52	8,14
		Sortie STEP (Eau épurée)	16	11	74	13	36	0,37	27	8,5	21,94	7,93
Novembre	16548,56	Entrée STEP (Eau brute)	329	200	433	31,41	111,8	0,41	4,24	6,22	15,55	7,92
		Sortie STEP (Eau épurée)	16	5,94	52,7	5,12	43,50	0,36	30,41	5,09	17,26	7,95
Décembre	24390,13	Entrée STEP (Eau brute)	316	143	349	24,28	74,38	0,37	3,05	9,73	11,75	8,08
		Sortie STEP (Eau épurée)	21	13	85	9,21	35	24,07	0,39	5,30	14,32	7,99
Total	225464,85	Entrée STEP (Eau brute)	350,91	78,52	511,06	39,25	69	0,36	6,55	6,83	26,41	7,85
		Sortie STEP (Eau épurée)	15,95	15,55	105,74	13,45	20,96	2,32	28	3,93	18,34	7,64
Moyen Annuel	225464,85	Entrée STEP (Eau brute)	350,91	78,52	511,06	39,25	69	0,36	6,55	6,83	26,41	7,85
		Sortie STEP (Eau épurée)	15,95	15,55	105,74	13,45	20,96	2,32	28	3,93	18,34	7,64

Tableau02: Paramètres de pollution mesurés à l'entrée et à la sortie de la STEP

Annexes

Rendements épuratoires

	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Aout	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre
Débit moyen Traité (m3/j)	11756	11759	15400	19354.27	18835.21	21121,77	21272.77	19704,07	22868.21	22454,86	16548,56	24390,13
Charge en MES (Kg/j) à l'entrée STEP	619	240	276	367,1	244.2	316,71	305.19	320,74	351	526	329	316
Charge en MES (kg/j) à la sortie STEP	14,5	12	12	9,24	16.2	14,74	24	16,68	19	16	16	21
Charge de pollution éliminée MES	604.5	228	264	357.86	228	301.97	281.19	304.06	332	510	313	295
MES Rendements Épuratoires %	97.66	95.00	95.65	97.48	93.37	95.35	92.14	94.80	94.59	96.96	95.14	93.35
Charge en DBO5 (Kg/j) à l'entrée STEP	273	195	229	120.1	188	280.28	296.12	327.31	314	293	200	143
Charge en DBO5 (kg/j)à la sortie STEP	7	18.5	36	9.28	13.44	18.6	20	19.9	14	11	5.94	13
DBO5 Charge de pollution éliminée	266	176.5	193	110.82	174.56	261.68	276.12	307.41	300	282	194.06	130
DBO5 Rendements Épuratoires %	97.44	90.51	84.28	92.27	92.85	93.36	93.25	93.92	95.54	96.25	97.03	90.91
Charge en DCO (Kg/j) à l'entrée STEP	567	480	522	282.5	431.7	578.59	667.24	684.63	575	562	433	349
Charge en DCO (kg/j)Charge sortie STEP	71	130	179	91	107.9	134.56	129	104.81	110	74	52.7	85
DCO Charge de pollution éliminée	496	350	343	191.5	323.8	444.03	538.24	579.82	465	488	380.3	264
DCO Rendements Épuratoires %	87.48	72.92	65.71	67.79	75.01	76.74	80.67	84.69	80.87	86.83	87.83	75.64
Charge en N-NH4 (kg/j) à l'entrée	48	51	40	23,09	33.47	44,19	46.79	43,81	45	40	31,41	24,28
Charge en N-NH4 (kg/j) à la sortie	5,85	14	21	6,45	15.99	28,72	12.7	16,39	13	13	5,12	9,21
Charge éliminée de l'N-NH4	42.15	37	19	16.64	17.48	15.47	34.09	27.42	32	27	26.29	15.07
Rendement épuratoire %	87.81	72.55	47.50	72.07	52.23	35.01	72.86	62.59	71.11	67.50	83.70	62.07
Charge en P total (kg/j) à l'entrée	3.38	2.83	2.82	3.23	3.94	4.42	7.41	7.63	19	12.48	6.22	9.73
Charge en P total (kg/j) à la sortie	1.36	2.44	1.41	0.91	1.48	1.65	4.31	4.52	9	8.5	5.09	5.3
Charge éliminée de P total	2.02	0.39	1.41	2.32	2.46	2.77	3.1	3.11	10	3.98	1.13	4.43
Rendement épuratoire %	59.76	13.78	50.00	71.83	62.44	62.67	41.84	40.76	52.63	31.89	18.17	45.53

Tableau 03 : Rendements épuratoires en MES, DBO et DCO

Evolution des charges en MES, DBO et DCO à l'entrée et sortie de la STEP

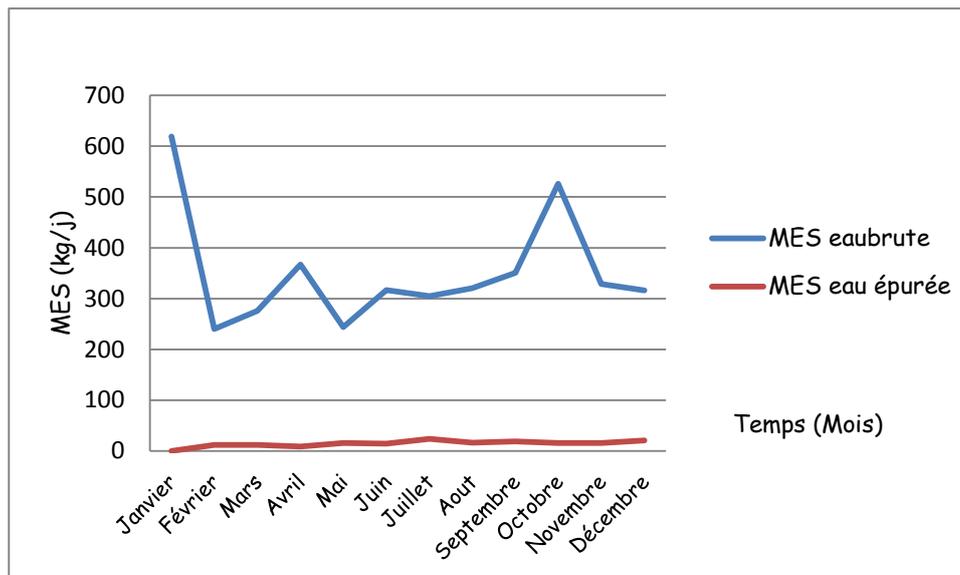


Figure 13 : Evolution des charges de pollution en MES

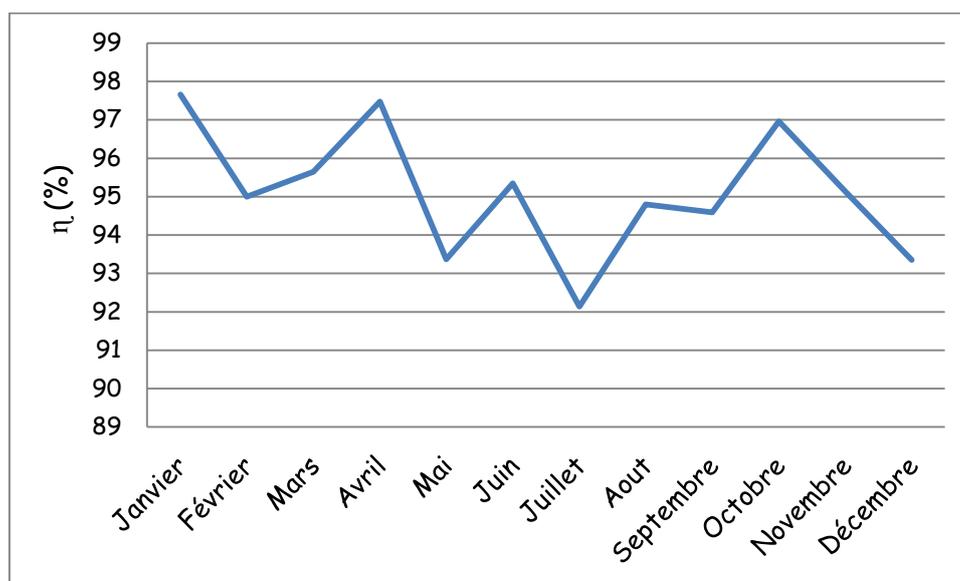


Figure 14 : Rendement d'élimination des MES

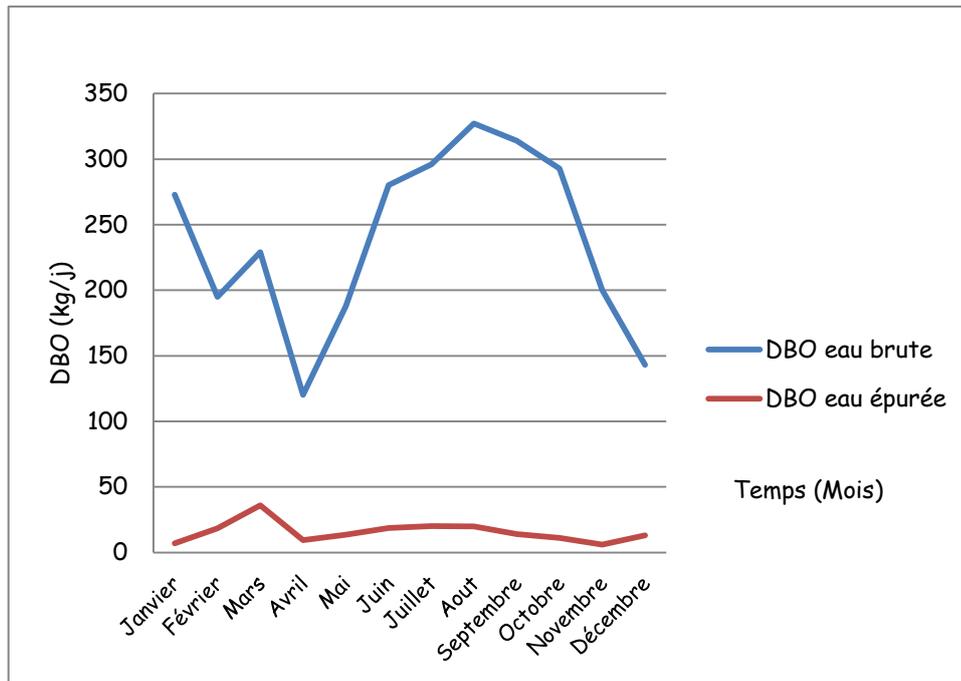


Figure 15 : Evolution des charges de pollution en DBO

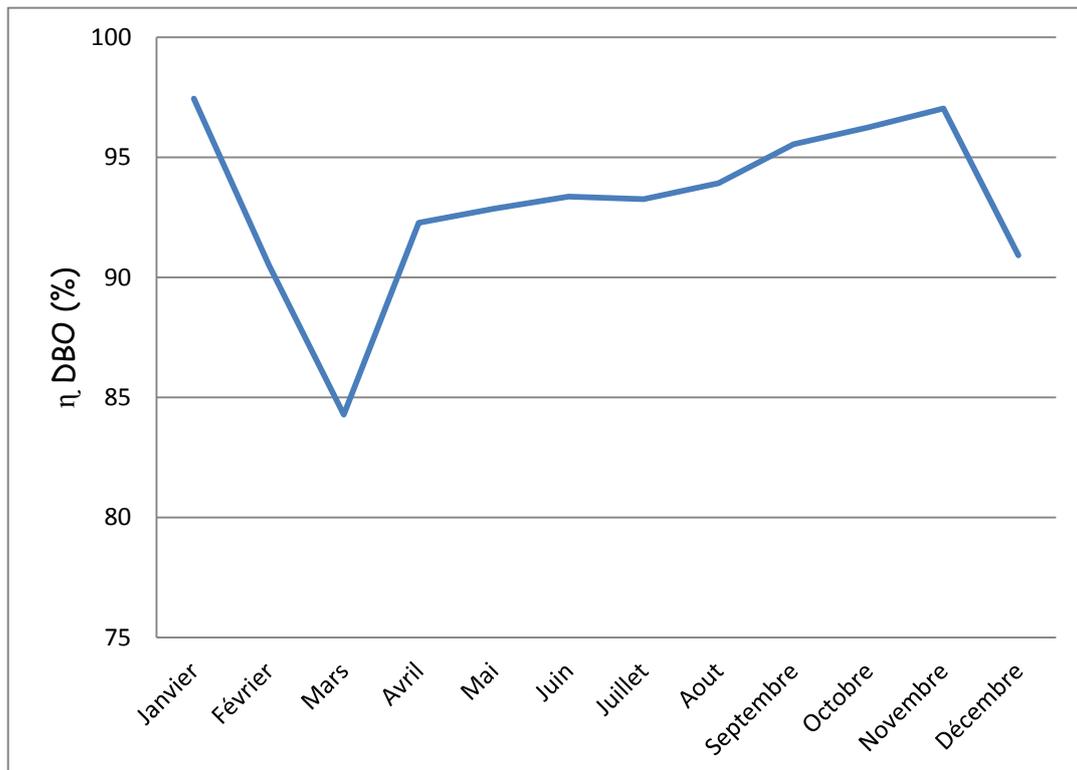


Figure 16: Rendement d'élimination de la DBO

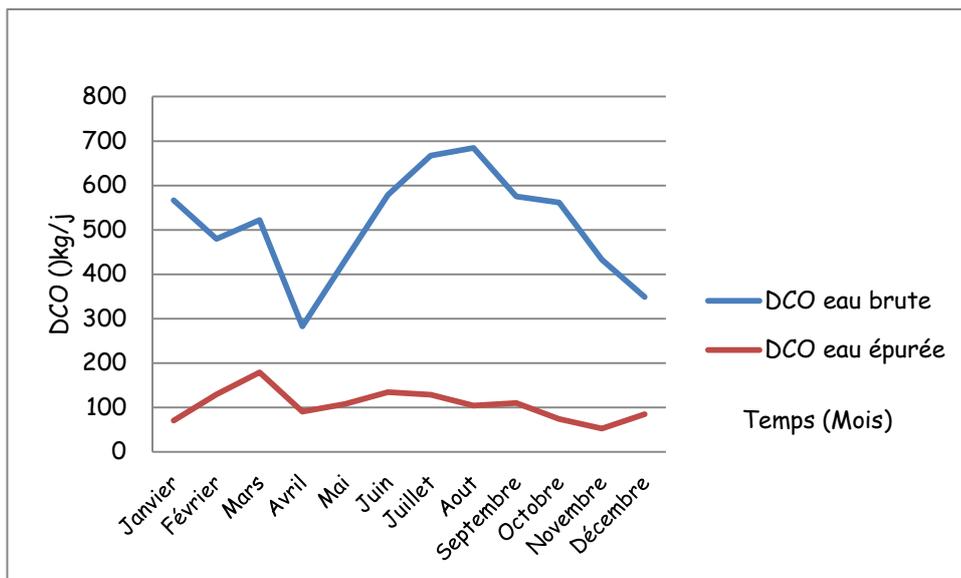


Figure 17 : Evolution des charges de pollution en DCO

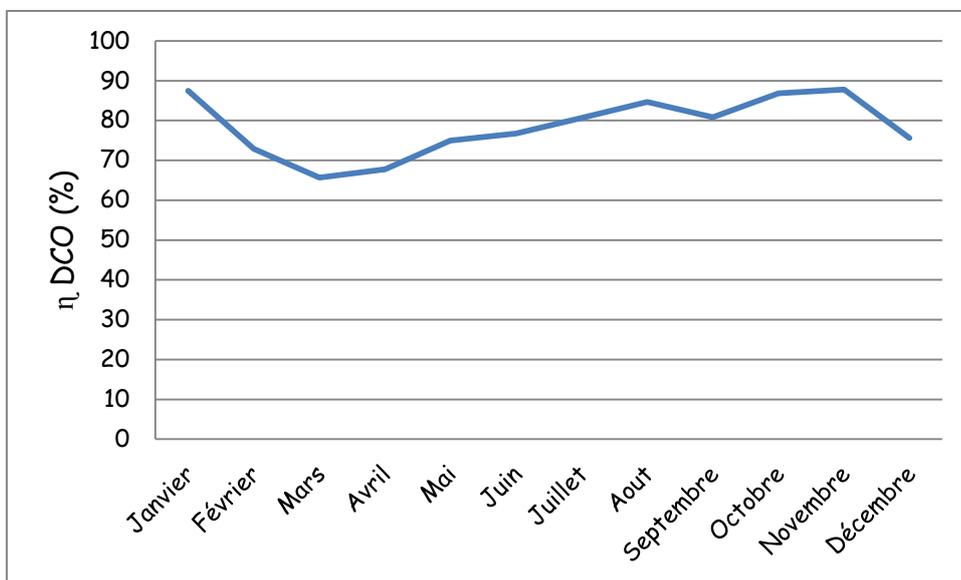


Figure 18 : Rendement d'élimination de la DCO

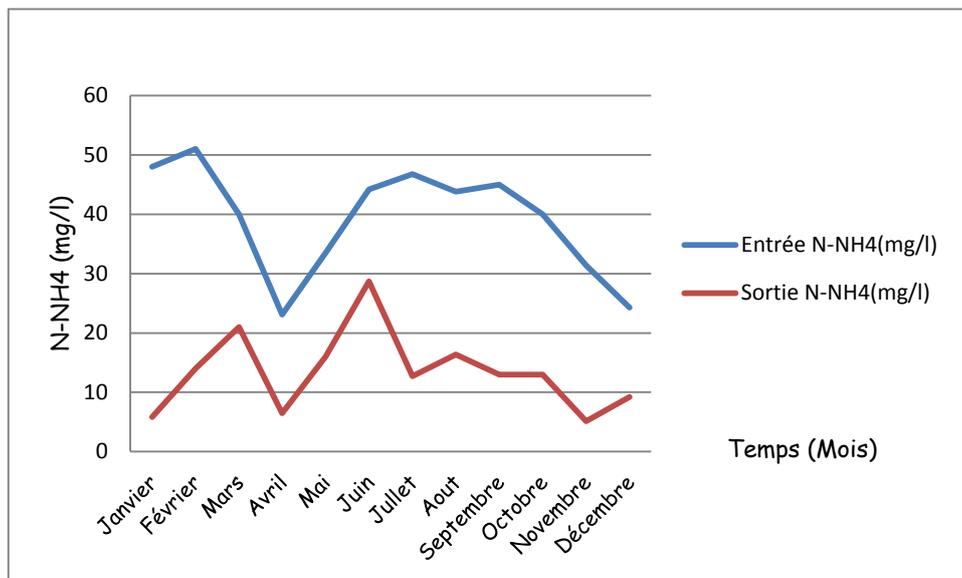


Figure 19: Evolution des charges de pollution en N-NH4

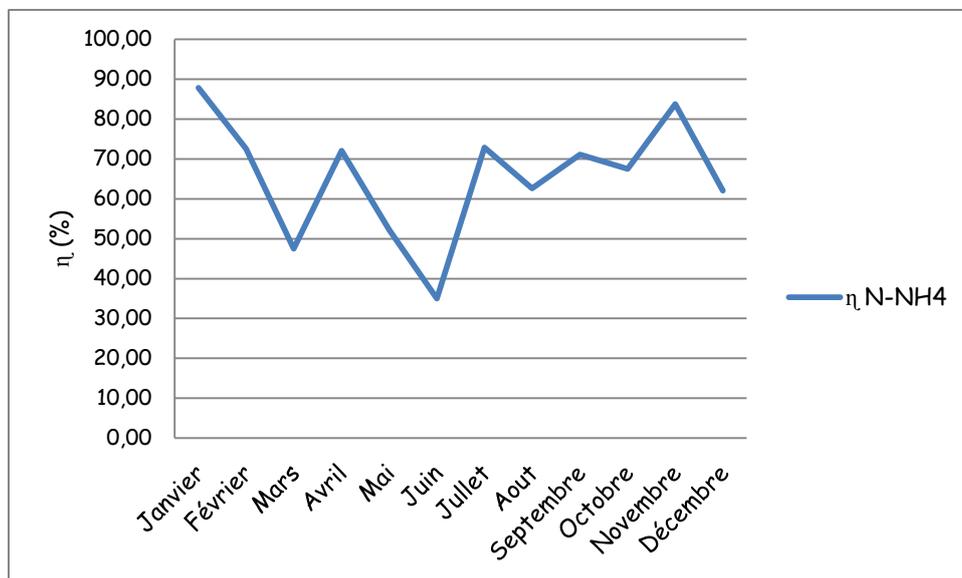


Figure 20 : Rendement d'élimination du N-NH4

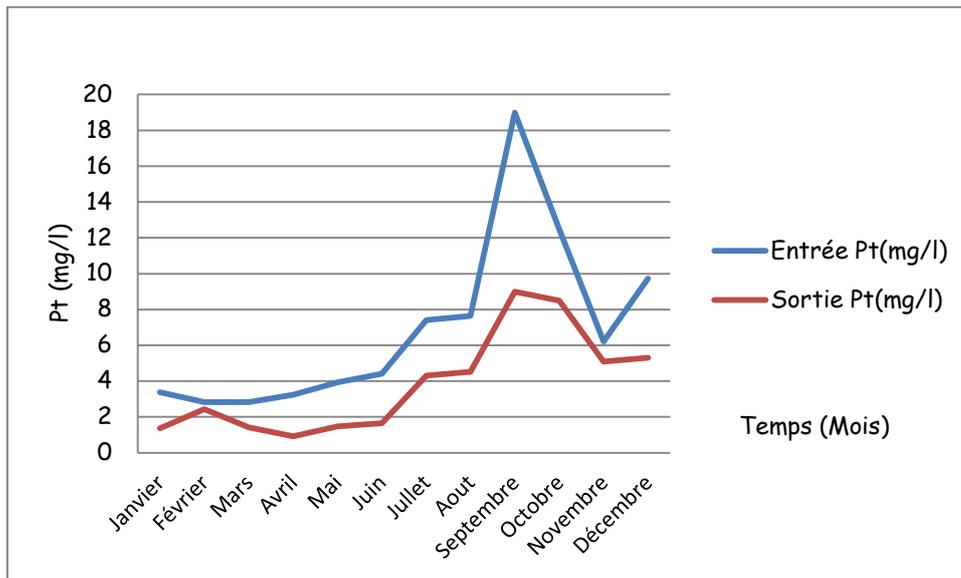


Figure 21 : Evolution des charges de pollution en Pt

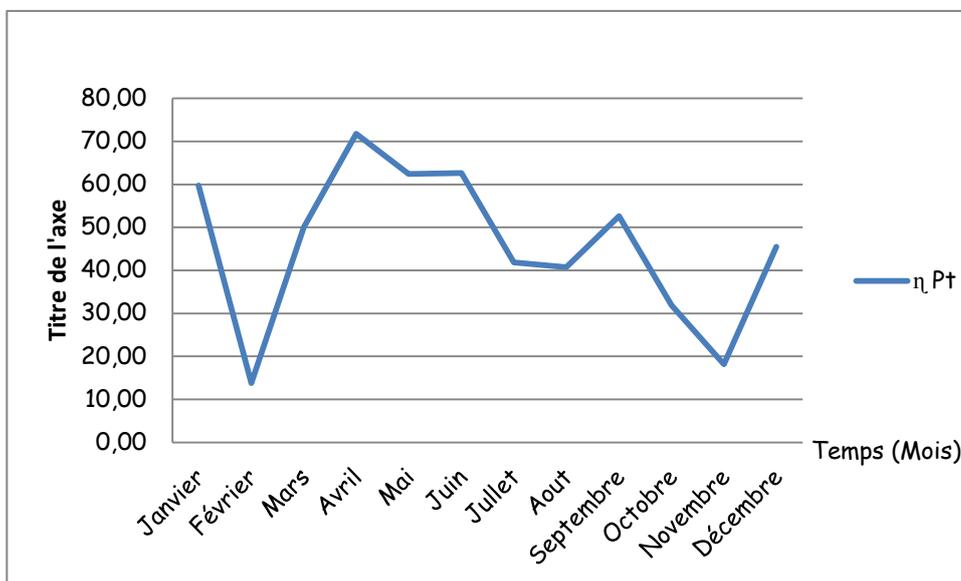


Figure 22 : Rendement d'élimination du Pt