

**BIO-SURVEILLANCE DES METAUX LOURDS  
(PB, ZN, CU) A LA SORTIE DE LA STATION  
D'EPURATION DE TIARET (ALGERIE) AU  
MOYEN DES VEGETAUX AQUATIQUES:  
PLANTE *LEMNA MINOR*, ALGUE *SPYROGYRA  
LINK SP* ET BROYOPHYTE *FONTINALIS  
ANTIPYRETICA***

***Chafaa Meriem***

***Maatoug M'hamed***

Laboratoire d'Agro-biotechnologie et de Nutrition en Zones Semi-arides.  
Faculté Des Sciences de la Nature et de la Vie,  
Université de Tiaret, Algérie

***Roman Tandlich***

Faculté de Pharmacie, Université de Rhodes, Afrique Du Sud

***Hellal Benchaben***

Faculté des Sciences De la Nature et de la Vie,  
Université Djillali Liabès, Algérie

***Ait Hammou Mohamed***

Laboratoire d'Agro-biotechnologie et de Nutrition en Zones Semi-arides.  
Faculté Des Sciences de la Nature et de la Vie,  
Université de 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). 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*) et  $16,78 \pm 12,37$  ug/g (*Lemna minor*).

The highest values were observed for copper and zinc accumulated by these plants for copper are:  $275,93 \pm 235,20 \mu\text{g/g}$ ,  $416,52 \pm 285,88 \mu\text{g/g}$  and  $213,92 \pm 137,07 \mu\text{g/g}$  respectively. By against, the concentrations recorded for zinc are  $917,04 \pm 654,40 \mu\text{g/g}$ ,  $1040,48 \pm 848,34 \mu\text{g/g}$  and  $545 \pm 368,76 \mu\text{g/g}$  respectively.

It therefore appears that a "bio-station" equipped sentinel plants sentinel can be an efficient and economical complementary device for continuously monitoring contamination waste water from treatment plants prior to their arrival at the dams.

---

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

---

### Résumé

Un dispositif original 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. 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  $29,17 \pm 25,66 \mu\text{g/g}$  (*Spyrogyra link sp*),  $48,43 \pm 39,07 \mu\text{g/g}$  (*Fontinalis antipyretica*) et  $16,78 \pm 12,37 \mu\text{g/g}$  (*Lemna minor*). Les plus grandes valeurs sont observées pour le Cu et Zn avec, respectivement,  $275,93 \pm 235,20 \mu\text{g/g}$ ,  $416,52 \pm 285,88 \mu\text{g/g}$  et  $213,92 \pm 137,07 \mu\text{g/g}$  pour le cas de Cu. Par contre le Zn enregistre les concentrations suivantes :  $917,04 \pm 654,40 \mu\text{g/g}$ ,  $1040,48 \pm 848,34 \mu\text{g/g}$  et  $545 \pm 368,76 \mu\text{g/g}$  respectivement. 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, Algérie

---

### Introduction

La qualité des milieux aquatiques fait l'objet d'une surveillance continue de la part des agences de l'eau et des services de l'état algérienne

(ADE, ONA, ABHS, DHW). 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).

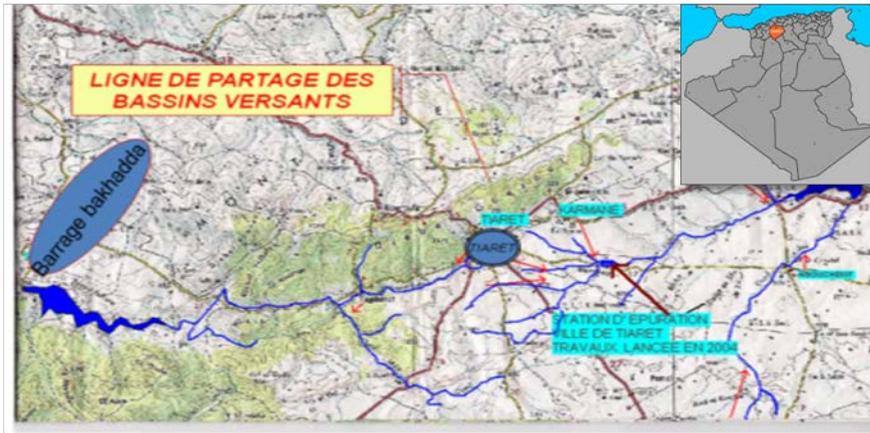
Les rejets industriels et urbains, sources potentielles de pollution et d'altération de la qualité des cours d'eau sont également soumis à une réglementation concernant certains paramètres. Par contre, ils font rarement appel à des méthodes de bioindications. Or les qualités exceptionnelles des végétaux 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). Selon Ramade (2007) 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. 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.

Cette étude a pour but de présenter un nouveau dispositif expérimental de bio-surveillance; dont l'objectif est d'étudier l'emploi et les possibilités de trouver de végétaux bio-indicateurs d'accumulation des métaux lourds, appelés aussi « végétaux sentinelles » installés directement dans les eaux de rejets de la station d'épuration de tiaret ; et d'autre part de mettre au point un nouveau dispositif expérimental «bio-station» dont l'objet 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.

## Matériel et méthodes

### Présentation du site d'étude

La station de traitement des eaux usées (step), utilisée pour ce travail, est celle de Tiaret, cette dernière se situe au nord ouest d'Algérie. La step se localise dans la commune d'Ain bouchakif, à 6 km au sud de la ville de Tiaret (figure1).



**Figure.1.** Situation géographique de la station d'épuration

Elle 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 (figure.2), et traiter une capacité d'eau de l'ordre de 390.000 EH (équivalents-habitants), soit 38.000 m<sup>3</sup> des eaux usées traitées par jour. Ces eaux sont destinées à l'irrigation de 4000 hectares de cultures en amont et en aval du barrage Dahmouni à Tiaret.



**Figure.2.** Schéma directeur des principaux collecteurs de la ville de Tiaret vers la station d'épuration (step, 2007)

## **Dispositif 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 consiste en un bassin rectangulaire en polyéthylène renforcé de 1.20m x 0.80m x 1m, posé au ras du sol et approvisionné en eau (avec une capacité de 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 était 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)

## **Matériel végétal**

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). La bio-station a le rôle 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 (figure. 3).

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

Garrec (2007) a souligné que ces bio-stations utilisent les propriétés des végétaux aquatiques qui peuvent 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.

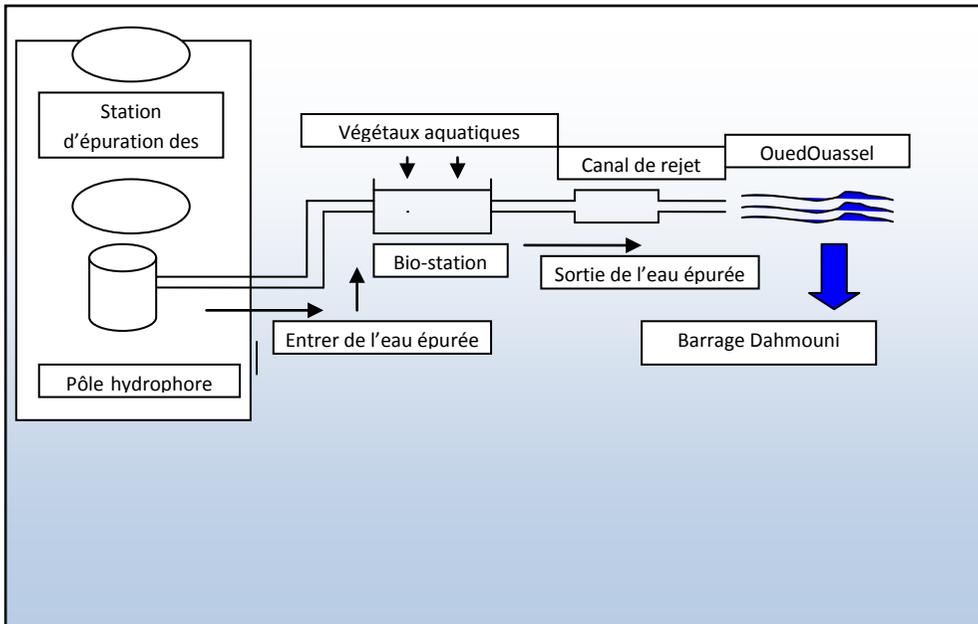


**Figure .3.** Les trois végétaux utilisés dans la biostation :

a. *Lemna minor* (lentille d'eau); b. *Spyrogyra link sp* (algue); c. *Fontinalis antipyretica* (bryophyte)

### Installation de la bio station

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 le barrage de Dahmouni à travers Oued Ouassel (figure.4).



**Figure .4.** Schéma représentatif de l'implantation de la bio-station dans la station d'épuration de Tiaret.

## **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).

## **Dosage des éléments (Pb, Zn et Cu)**

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) :

- *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.
- *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  $500^{\circ}\text{C}$ .
- *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  $\text{HNO}_3$ , l'acide fluorhydrique  $\text{HF}$  et l'acide perchlorique  $\text{ClHO}_4$ ) 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 spectrométrie d'absorption atomique en mode d'atomisation électrothermique (spectromètre perkin elmer 100).

## **Résultats et discussion**

### **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)

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

Le tableau 1 récapitule les différentes concentrations des éléments absorbés par *Lemna minor*, *Spyrogyra link sp* et *Fontinalis antipyretica* implantées dans la bio-station.

**Tab .1.** Teneurs en Pb, en Zn et en Cu par les trois végétaux.

		Pb(ug/g)	Zn(ug/g)	Cu(ug/g)
<i>Spyrogyra link sp</i>	Concentration initiale (n= 3)	1.40 ± 0.70	51.36 ± 26.95	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

Pour le cas du plomb, en analysant le tableau1, nous constatons une forte accumulation du Pb par *Spyrogyra link sp* et *Fontinalis antipyretica* avec des valeurs respectivement 29,17 ± 25,66 ug/g et 48,43 ± 39,07 ug/g, alors que *Lemna minor* a une valeur de 16,78 ± 12,37 ug/g. Ces valeurs dépassent largement celles de l'état initial qui sont de l'ordre de 1.40 ± 0.70 µg/g, 1.03 ± 0.01µg/g et de 0.39 ± 0.01 µg/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 ± 368,76 ug/g, *Fontinalis antipyretica* montre une teneur plus ou moins élevée, soit 1040,48 ± 848,34

ug/g, par apport à la *Spyrogyra link sp* qui a une teneur de  $917,04 \pm 654,40$  ug/g. La comparaison des valeurs initiales, nous constatons qu'elles sont supérieures à ces valeurs, qui présentent :  $46.15 \pm 0.26$  ug/g,  $50.52 \pm 0.78$  ug/g et de  $51.36 \pm 26.95$  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  $213,92 \pm 137,07$  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 :  $275,93 \pm 235,20$  ug/g et  $416,52 \pm 285,88$  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 0,2mg/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.

### 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.

### Cas du plomb

La figure 5 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  $48,43 \pm 39,07 \mu\text{g/g}$ ).

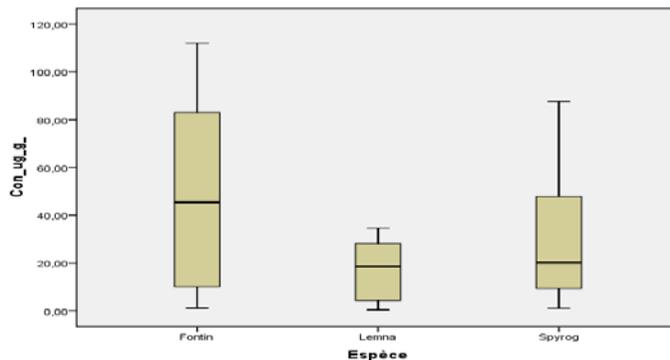
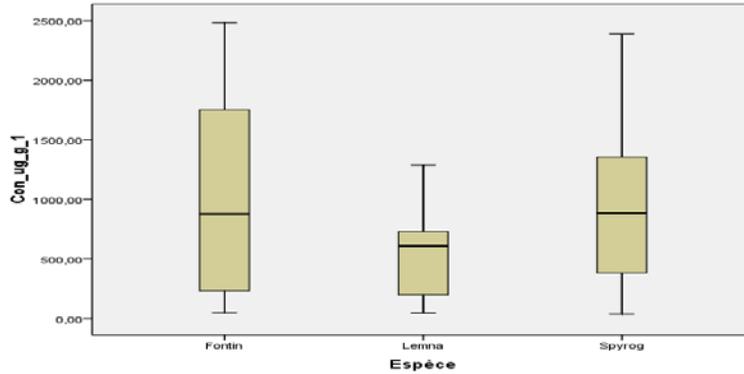


Figure 5. Variations des teneurs en Pb pour les trois espèces

### 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 6).

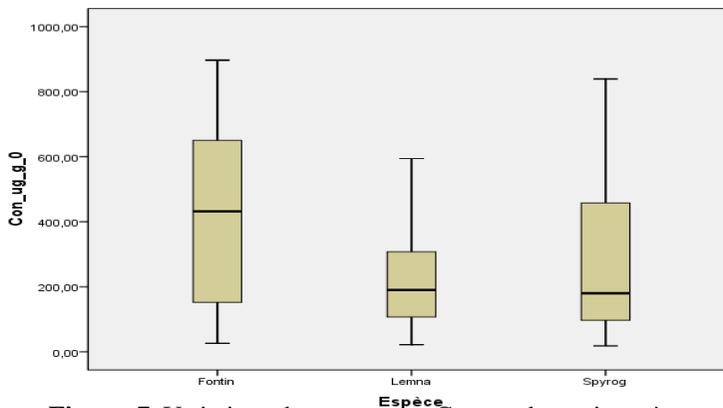


**Figure.6.** Variations des teneurs en Zn pour les trois espèces

### Cas du cuivre

Les concentrations en cuivre sont fluctuantes dans les trois espèces (figure7). 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  $416,52 \pm 285,88 \text{ug/g}$  de poids sec pour les bryophytes,  $275,93 \pm 235,20 \text{ug/g}$  de poids sec pour les algues et  $213,92 \pm 137,07 \text{ug/g}$  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 .7.** Variations des teneurs en Cu pour les trois espèces

## 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 :  $Zn > Cu > Pb > Hg$ . 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.

## 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  $159,332 \pm 27,1052 \mu\text{g/g}$  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.

## 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 concentrations obtenus pour le Zn et Cu varient entre  $607.97 \pm 80.31 \mu\text{g/g}$ ,  $240.28 \pm 36.25$  chez et  $19.40 \pm 2.29 \mu\text{g/g}$ , ces résultats 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  $1000 \mu\text{g mg}^{-1}$ , peuvent être considérées comme hyperaccumulatrices (Baker *et al.*, 1989).

### **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 et Bates, 1990), qui sont des sites de fixation pour les cations.

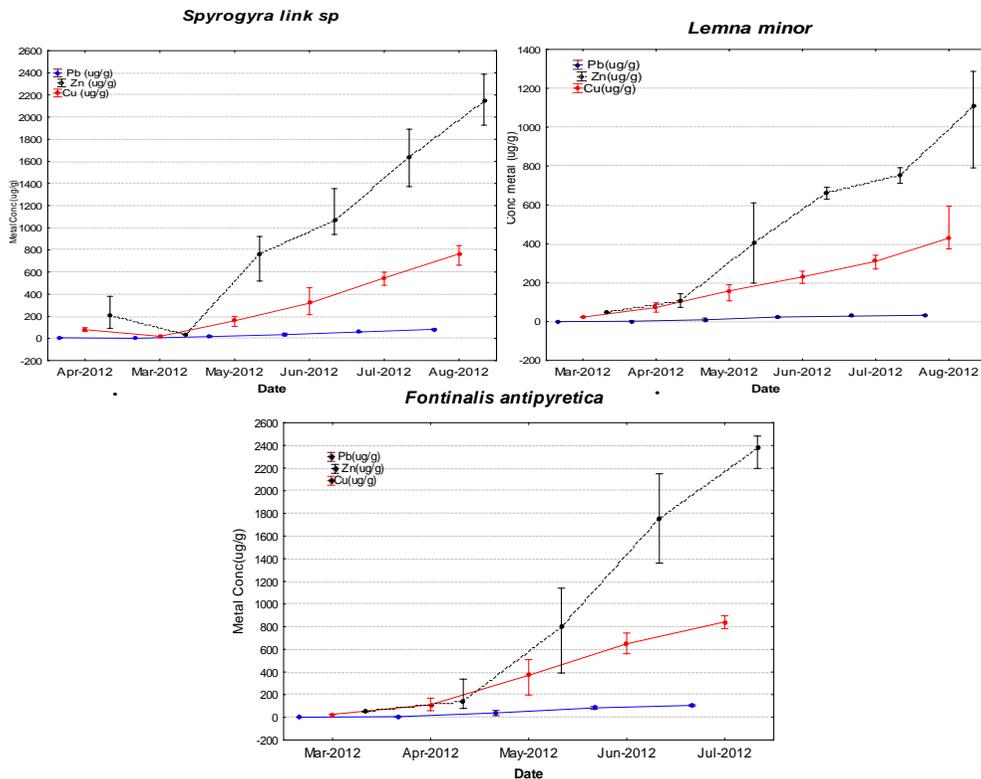
Maurel-Kermarrec *et al.*, (1983), signalent que *Fontinalis antipyretica* et *Rhynchostegium riparioides*, la fixation de plusieurs ETM s'effectue en quelques heures après le contact avec la solution, puis atteint un état stationnaire au bout de plusieurs jours.

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.

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.

### **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 .8.** 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 8), 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.

## Conclusion

Cette première série de recherche a pour but d'étudier la possibilité de l'emploi des bioindicateurs appelés aussi « végétaux sentinelles » placés directement dans les eaux de rejet d'une station d'épuration, pour surveiller la qualité de l'eau à la sortie de la station. La finalité est de disposer d'un outil de contrôle et de surveillance en continu de la qualité de ces eaux pour certains micropolluants inorganiques (Pb, Zn et Cu...).

L'étude nécessite la mise au point d'un nouveau dispositif expérimental, dont le but est de permettre aux végétaux employés, de séjourner d'une façon adéquate dans les eaux de rejet. La bio-station a fonctionné durant 5 mois, et il a été constaté que sur cette période les

végétaux aquatiques bioindicateurs retenus peuvent se maintenir et même se développer, malgré la particularité du milieu de ces eaux de rejet.

Un autre intérêt de 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 végétaux 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.

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.

### References:

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.

Ater M ., Aït Ali N et Kasmi H.,2006. Tolérance et accumulation du cuivre et du chrome chez deux espèces de lentilles d'eau : *Lemna minor* L. et *Lemna gibba* L. *Journal of Water Science*, 19(1), 57-67.

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), 223-239.

Baker A.J.M., Brooks R., Reeves R., 1989. Growing for gold and copper and zinc. *New Sci*. 1603, 44-48.

Barnett B.E., Ashcroft C.R., 1985. Heavy metals in *Fucus vesiculosus* in the Humber estuary. *Environ Pollut Ser. B* 9 ,193-213.

Becker E.W., 1983. Limitations of heavy métal removal from waste water by means of algae. *Wat. Res.* 17 (4), 459-466.

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

Brown D.H ., Bates J.W., 1990. Bryophytes and nutrient cycling. *Botanical Journal of Linnean Society*.104, 129-147

Bryan G.W., Hummerstone L.G., 1973.Brown seaweed as an indicator of heavy metals in estuaires of south-west England, *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 53 ,705-720.

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

Certu., 2004. Comparaison de méthodes d'analyse des Éléments Traces Métalliques ETM et des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP sur les sols et les végétaux .120p.

Cheng., A et al., 1998. Nutrient removal from swine wastewater with growing duckweed. ASAE Annual International Meeting.Orlando. Florida. USA. 12-16. 10p.

Claveri B., Morhain E., Mouvet C., 1994. A methodology for the assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss *Rhynchostegium riparioides*. *Chemosphere* .28(11), 2001-2010.

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

Drude de Lacerda V.L., Teixeira, J.R.D. Guimaraes S.,1985. Seasonal variation of heavy metals in seaweeds from Conceição de Jacarei (R.J.), Brasil. *Bot.* 28,339-343.

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.

- Garrec J.P., 2007. La biosurveillance végétale de la pollution de l'air et de l'eau. Base documentaire. Technique de l'ingénieur. 62 p.
- Garrec J.P., Van haluwyn C., 2002. La biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Concepts, méthodes et applications. Ed. TEC & DOC, Lavoisier Paris, 117 p.
- 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), 143-156.
- Kaimoussi A., Mouzdahir A., Abdelkbir S., 2004. Variations saisonnières des teneurs en métaux (Cd, Cu, Fe, Mn et Zn) chez l'algue *Ulva lactuca* prélevée au niveau du littoral de la ville d'El Jadida (Maroc). *Plant biology and pathology*. 327, 361–369
- Lopez J., Carballeira A., 1993. Interspecific differences in metal bioaccumulation and plant-water concentration ratios in five aquatic bryophytes. *Hydrobiologia*. 263(2), 95-107.
- Mallick N., Sharden D.U., Rail C., 1996. Removal of heavy metals by two free floating aquatic macrophytes. *Biomed. Environ. Sci* .9, 399-407.
- Maurel-Kermarrec A., Pally M., Foulquier L., Hébrard, J.P., 1983. Cinétique de la fixation d'un mélange de césium 137, de chrome 51, de cobalt 6, de manganèse 54 et de sodium 22 par *Platyhypnidium riparoides* (Hedw.). *Bryologie et Lichénologie* .4(4), 299-313.
- Mazlani A et al., 1994. Etude de la contamination par les métaux lourds du champ d'épandage des eaux usées de la ville de Marrakech (Maroc). *Journal of Water Science*. 7(1), 55-68.
- Meinck S.F., Soode H., Chutter., H.1977. Les eaux résiduaires .Paris, Masson. 833 p.
- MO S.C., Choi D.S., Robinson J.W., 1989. Uptake of mercury from aqueous solution by duckweed, the effects of pH, copper and humic acid. *Journal of Enviro Sci Health A*.24, 135-146.
- Ramade F., 2007. Introduction à l'écotoxicologue. Paris, Lavoisier.618p
- 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.
- Saint-Maxent T., 2002. Les espèces animales et végétales susceptibles de proliférer dans les milieux aquatiques et subaquatiques. Fiches synthèse espèces végétales. 143p.
- STEP., 2007. La station d'épuration des eaux usées de Tiaret. Rapport d'exploitation .38p.

Tkalec M., Vidakovic Cifrek Z., Regula I., 1998. The effect of oil industry «high density brines» on duckweed *Lemna minor* L. *Chemosphere*. 13, 2703-2715.

Wolff P., Landolt E., 1994. Spread of *Lemna turionifera* (Lemnaceae), the red duckweed, in Poland. *Fragmenta Floristica et Geobotanica*.39 (2), 439-451.

Zayed A., Gowthaman S., Terry N., 1998. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed. *J. Environ. Qual.*27, 715-721.

Zerhouni R. A., Bouya D ., Ronneau C., Cara J., 2004. Étude de l'absorption des phosphates, azote, chrome et cadmium par trois algues vertes isolées à partir d'effluents urbains. *Journal of Water Science*.17(3), 317-328.