



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
RÉPUBLIQUE ALGERIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE  
جامعة باجي مختار-عنابة  
UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR – ANNABA

FACULTÉ DES SCIENCES  
DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE

THÈSE EN VUE DE L'OBTENTION D'UN DIPLÔME DE DOCTORAT

Spécialité : Toxicologie Environnementale

Intitulé

**Contribution à l'étude de la qualité des  
eaux d'irrigation des régions Est.  
« Cas de Annaba et El Tarf »**

Présentée par : M<sup>lle</sup> YOUNI Amira

**Membres de Jury :**

|                          |                       |                                 |
|--------------------------|-----------------------|---------------------------------|
| Pr. SBARTAI Hana         | Président             | Université Badji Mokhtar Annaba |
| Pr. SOUIKI SOUMATI Lynda | Directeur de Thèse    | Université 8 Mai 1945 Guelma    |
| Pr. BERREBBAH Houria     | Co-Directeur de Thèse | Université Badji Mokhtar Annaba |
| Dr. DJEKOUN Mohamed      | Examineur             | Université 8 Mai 1945 Guelma    |
| Pr. CHAGRA Ali           | Examineur             | Université Badji Mokhtar Annaba |

Année universitaire : 2019/2020

# REMERCIEMENTS

Je n'aurais pas pu compléter cette thèse sans l'aide et le soutien de plusieurs personnes. Tout d'abord je tiens à remercier Monsieur **DJEBAR Mohamed Réda** directeur du laboratoire de Toxicologie Cellulaire, de m'avoir accueillie dans son équipe. Il a une mine d'idées et travailler à son contact fait évoluer en tant que jeune chercheur.

Je tiens à remercier particulièrement ma directrice de thèse Madame **SOUIKI SOUMATI Lynda**, Professeur à l'Université de Guelma. Sa haute compétence, ses qualités humaines et ses conseils judicieux ont été pour moi une source inestimable de réconfort et d'encouragement pour l'accomplissement de ce travail. Je la remercie pour avoir dirigé mes recherches et pour la confiance et l'autonomie qu'elle m'a accordée durant cette thèse. Qu'elle soit assurée pour tout cela de ma profonde reconnaissance et de mon profond respect.

Je remercie sincèrement Madame **BERREBBAH DJEBAR Houria**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar Annaba pour avoir accepté de co-diriger ma thèse. Sa rigueur scientifique, sa passion pour la recherche et ses qualités humaines ont grandement contribué à l'aboutissement de ce travail. Qu'elle trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.

Je souhaite remercier particulièrement Madame **ZERGUINE Karima**, Maître de conférences à l'Université de Guelma pour sa précieuse contribution à ce travail de recherche. J'ai eu le privilège de bénéficier tant de sa rigueur que de sa richesse scientifique et de sa grande expérience dans le domaine écologique pour mener à terme cette thèse. Je la remercie pour son appui, son soutien et sa persévérance.

Je remercie Madame **SBARTAI Hana**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar Annaba pour l'honneur qu'elle m'a fait d'avoir acceptée la présidence du jury de ma thèse.

J'exprime également toute ma gratitude à Monsieur **DJEKOUN Mohamed**, Maître de conférences à l'Université de Guelma et à Monsieur **CHAGRA Ali**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar Annaba, qui m'ont fait l'honneur d'accepter d'évaluer mon travail.

J'aimerais remercier docteur **HOUILIA Ahmed**, pour sa patience, son aide précieuse, et surtout son amour. Merci d'être à mes côtés.

Mes remerciements vont ensuite à ma famille, ma mère, mon père et ma sœur pour leurs encouragements, leur soutien de tous les instants et leur tendresse. Mes chers parents, merci d'avoir repris l'étang familial et d'essayer de le gérer dans les meilleures conditions possibles.

Enfin, je ne manquerai pas de remercier mes collègues et amies du Laboratoire de Toxicologie Cellulaire **CHIHEB Lynda, BENOSMANE Medina, FARFAR Khadidja, BENSaid Marwa, CHERAITIA Souaad, BELAID Chahra, YAHIAOUI Amina et BOURAIYOU Chiraz**. Je suis très reconnaissante pour leur soutien, leur disponibilité et leur bonne humeur.

Un grand merci à toutes les personnes que j'aurais pu oublier et qui ont contribué de près ou de loin à l'aboutissement de ce travail.

# **D**ÉDICACE

Je dédie ce travail

À mon cher père **ABDERRAHMEN** et À ma chère mère **HACINA** pour leurs encouragements et le soutien sans faille qu'ils m'ont toujours apporté, et ce, plus particulièrement dans les moments difficiles.

À mon mari **AHMED** qui m'a beaucoup aidé et soutenu.

À ma très chère sœur **LAMIA**.

À mes frères **MOHAMED CHERIF**, **BADREDDINE** et **MABROUK**.

À ma cousine **SAFA YASMINE**.

À mes neveux et mes nièces : **MOHCEN**, **ISHAK**, **KHADIDJA**, **GHADIR**,  
**ASMA**, **LAMIS** et **SERINE**.

À ma belle mère, À mes beaux frères et mes belles sœurs.

À mes meilleures amies **ACHRAF** et **KHADIDJA**.

...**JE VOUS AIME**

## RÉSUMÉ

Dans les régions Est de l'Algérie, la réutilisation des eaux usées est une pratique réelle. Elle se fait cependant à partir d'eaux usées rejetées, sans traitement, dans les oueds. Le recours à ces eaux polluées soulève de nombreux problèmes sanitaires et environnementaux.

L'objectif de ce travail porte dans un premier lieu, sur la caractérisation de la qualité des eaux de surface des oueds Boukhmira (Site1) (El Tarf), Meboudja (Site2) et Seybouse (Site3) (Annaba) utilisées en irrigation, en suivant l'évolution saisonnière des indicateurs physico-chimiques et bactériologiques. Dans un second lieu, nous nous sommes orientés vers l'évaluation du degré de contamination métallique des différents compartiments des sites étudiés à savoir : les eaux, les sédiments et les larves de Chironomidae en prenant en considération les déformations morphologiques. Et enfin, nous avons testé les capacités épuratrices de *Mentha aquatica* L. et évalué sa tolérance, par le suivi des principaux biomarqueurs du stress oxydant.

Les résultats obtenus dans la première approche indiquent que les eaux des oueds utilisées se caractérisent par de faibles teneurs en Oxygène dissous, des valeurs élevées en MES, DBO<sub>5</sub>, DCO, ammoniums et en orthophosphates. Ainsi qu'une pollution microbiologique remarquée par une charge importante de germes totaux, Coliformes totaux, Coliformes fécaux et de Streptocoques fécaux, rendant ces eaux inappropriées pour un usage agricole.

Lors de la deuxième approche, les résultats ont mis en évidence une contamination métallique notamment dans les sédiments, les valeurs les plus élevées ont été trouvées dans oued Meboujda et oued Seybouse. Ainsi, les trois sites présentent des incidences de déformation élevées (plus de 33 %). Cette étude a mis en évidence une relation étroite entre les concentrations en métaux lourds dans les eaux, les sédiments et l'ampleur des déformations chez les larves de *Chironomus* sp. Les essais de phytoépuration sur *Mentha aquatica* L. ont mis en évidence de bons rendements avec des abattements de l'ordre de 92,59% pour les MES, 79,12% et de 85,63% pour la DCO et la DBO<sub>5</sub> respectivement. L'élimination des nutriments est relativement satisfaisante 87,79% pour les PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> et 30,76% pour les nitrates. D'un autre côté, la présence de la menthe aquatique dans le système assure une élimination presque totale de la charge bactérienne. En effet, *Mentha aquatica* L. est une espèce tolérante au stress causé par les eaux usées, elle développe des systèmes de défense qui font intervenir des mécanismes enzymatiques (CAT, APX, GPX et GST) et d'autres non-enzymatiques (GSH), pour réguler les concentrations des ERO.

**Mots clés :** eaux usées, irrigation, Chironomidae, phytoépuration, *Mentha aquatica* L.

## ABSTRACT

In the eastern regions of Algeria, the reuse of wastewater is a real practice. However, it is made from wastewater discharged, without treatment, into the wadis. The use of this polluted water raises many health and environmental problems.

The objective of this work relates firstly, to the characterization of the surface water quality of the Boukhmira (Site1) (El Tarf), Meboudja (Site2) and Seybouse (Site3) (Annaba) wadis used in irrigation, following the seasonal evolution of indicators physicochemical and bacteriological. Secondly, we focused on the assessment of the degree of metallic contamination of the different compartments of the sites studied, namely: the waters, sediments and larvae of Chironomidae, taking into account the morphological deformations. And finally, we tested the purifying capacities of *Mentha aquatica* L. and evaluated its tolerance, by monitoring the main biomarkers of oxidative stress.

The results obtained in the first approach indicate that the waters of the wadis used are characterized by low contents of dissolved oxygen, high contents of TSS, BOD<sub>5</sub>, COD, ammoniums and orthophosphates. As well as microbiological pollution noticed by a large load of total germs, total Coliforms, faecal Coliforms and faecal Streptococci, these waters are unsuitable for agricultural use.

During the second approach, the results revealed metallic contamination, especially in the sediments, the highest values were found in the Oued Meboujda and Oued Seybouse. Thus, the three sites have high deformities incidences, more than 33%. This study reflected the relationships between heavy metal concentrations in sediments and deformities of Chironomidae larvae. The phyto-purification system at *Mentha aquatica* L. works overall well with reductions in the order of 92,59% for MES, 79,12% and 85,63% for COD and BOD<sub>5</sub> respectively. The elimination of nutrients is relatively satisfactory 87,79% for PO<sub>4</sub>-3 and 30,76% for nitrates. On the other hand, the presence of aquatic mint in the system ensures an almost total elimination of the bacterial load. Indeed, *Mentha aquatica* L. is a species tolerant to stress caused by wastewater, it develops defense systems which involve enzymatic mechanisms (CAT, APX, GPX and GST) and other non-enzymatic (GSH), to regulate the concentrations of ERO.

**Keywords:** wastewater, irrigation, Chironomidae, phytoremediation, *Mentha aquatica* L.

# ملخص

تعتبر إعادة استخدام المياه المستعملة في المناطق الشرقية من الجزائر ممارسة فعلية. إلا أن تصريف هاته المياه في الوديان يتم دون معالجة. الشيء الذي أثار الكثير من المشاكل الصحية والبيئية

إن الهدف من هذا العمل بدايةً يقوم على تحديد نوعية المياه السطحية لأودية بوخميرا (الموقع 1) ، مبعوجة (الموقع 2) وسيبوس (الموقع 3) والمستخدمة في الريّ متتبعين في ذلك التطور الموسميّ للمؤشرات الفيزيائية والبكتريولوجية. ثانياً ، قمنا بالتركيز على تقييم درجة التلوث المعدني للمكونات المختلفة للمواقع التي شملتها دراستنا؛ المياه، الرواسب و يرقات الهاموش من فصيلة (*Chironomidae*)، أخذين بالاعتبار التثوّات المورفولوجية. ختاماً، قمنا باختبار قدرات التنقية لدى نبات (*حبق النهر* أو *نعنع الماء*) *Mentha aquatica L.* وتقييم آلية تحملها، من خلال مراقبة المؤشرات الحيوية الرئيسية للإجهاد التأكسدي..

النتائج التي تم الحصول عليها في النهج الأول تدلّ على أنّ مياه الوديان المستعملة تتميز بانخفاض مستويات الأكسجين المذاب في حين سجلنا مستويات مرتفعة لل *MES*, *DCO*, *DBO<sub>5</sub>*, الامونيوم , وحمض الفوسفوريك الأرتثوي. زد إلى ذلك تلوث ميكروبيولوجي ملاحظ مع كمية مرتفعة من عدد الجراثيم الكلي، بكتيريا القولون العادية، بكتيريا القولون البرازية، العقديات البرازية مما يجعل هاته المياه غير مناسبة للإستعمال الفلاحي.

خلال النهج الثاني ، كشفت النتائج عن وجود تلوث معدني سيما في الرسوبيات ، حيث تم العثور على أعلى القيم في وادي مبعوجة وواد سيبوس. ضف إلى ذلك ، فإن المواقع الثلاثة لديها حالات تشوه عالية ( أكثر من 33 %). تعكس هذه الدراسة العلاقات الضيقة بين تركيزات المعادن الثقيلة في الرواسب ومدى تشوه يرقات الهاموش. إختبارات تنقية المياه باستعمال النباتات على *Mentha aquatica L.* أعطت مردوداً جيّداً مع خفض في حدود 92.59% بالنسبة للمواد المعلقة , 79.12% و 85.63% بالنسبة لل *DCO* و *DBO<sub>5</sub>*تتاليا. عزل المواد الغذائية كان مُرضٍ بنسبة 87.79% فيما يخص الفوسفات و 30.76% بالنسبة للنترات. من جانب آخر، وجود *حبق النهر* في المنظومة يضمن التخلّص الشبه كلي لمجموع البكتيريا. في الواقع، نبتة *Mentha aquatica L.* لديها خاصية تحمل للإجهاد المتأني من المياه المستعملة. فقد طوّرت منظومات دفاعية استوجبت تدخل ميكانيزمات انزيمية (*GST*, *GPX*, *APX*, *CAT*) و أخرى غير إنزيمية (*GSH*) لتعديل تراكيز *ERO* .

**الكلمات المفتاحية:** المياه المستعملة ، الريّ، يرقات الهاموش، تنقية المياه باستعمال النباتات، حبق النهر.

| <b>SOMMAIRE</b>  |  | <b>Pages</b> |
|--|--|--------------|
| Liste des figures  |  |              |
| Liste des tableaux   |  |              |
| Liste des abréviations   |  |              |
| Introduction générale  |  | <b>01</b>    |
| <b>CHAPITRE I : DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE « ANNABA ET EL TARF »</b>   |  |              |
| Introduction   |  | <b>04</b>    |
| 1. Objectif  |  | <b>04</b>    |
| 2. Situation géographique  |  | <b>05</b>    |
| 3. Aperçu Socio-économique   |  | <b>05</b>    |
| 3.1. Population  |  | <b>05</b>    |
| 3.2. Industrie   |  | <b>05</b>    |
| 3.3. Agriculture   |  | <b>07</b>    |
| 4. Hydrologie  |  | <b>07</b>    |
| 4.1. Les eaux superficielles   |  | <b>07</b>    |
| 4.2. Les eaux souterraines   |  | <b>09</b>    |
| 5. Climatologie de la zone d'étude   |  | <b>09</b>    |
| 5.1. Les précipitations  |  | <b>11</b>    |
| 5.2. La Température  |  | <b>11</b>    |
| Conclusion   |  | <b>11</b>    |
| <b>CHAPITRE II : ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DES OUEDS " BOUKHMIRA, MEBOUDJA ET SEYBOUSE" DESTINEES A L'IRRIGATION</b> |  |              |
| Introduction   |  | <b>14</b>    |
| 1. Réutilisation des eaux usées en agriculture dans le monde   |  | <b>15</b>    |
| 2. Réutilisation des eaux usées en agriculture en Algérie  |  | <b>15</b>    |
| 3. Risques liés à la réutilisation des eaux usées en agriculture   |  | <b>17</b>    |
| 3.1. Risques chimiques   |  | <b>17</b>    |
| 3.2. Risques liés à la présence d'Agents Pathogènes  |  | <b>19</b>    |
| 4. Objectif du travail   |  | <b>21</b>    |
| 5. Matériel et méthodes  |  | <b>22</b>    |
| 5.1. Les sites d'étude   |  | <b>22</b>    |
| 5.2. Echantillonnage   |  | <b>22</b>    |
| 5.3. Méthodes d'analyses   |  | <b>22</b>    |
| 5.4. Analyse statistique   |  | <b>26</b>    |
| 6. Résultats   |  | <b>27</b>    |
| 6.1. Evolution des paramètres physico-chimiques  |  | <b>27</b>    |
| 6.1.1. Température   |  | <b>27</b>    |
| 6.1.2. pH  |  | <b>27</b>    |
| 6.1.3. Conductivité électrique   |  | <b>27</b>    |
| 6.1.4. Oxygène dissous   |  | <b>29</b>    |

|   |    |
|---|----|
| 6.1.5. Matières en suspension (MES)   | 29 |
| 6.1.6. Nitrates (NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )   | 29 |
| 6.1.7. Nitrites (NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )   | 31 |
| 6.1.8. Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )   | 31 |
| 6.1.9. Orthophosphates (PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup> )   | 31 |
| 6.1.10. Demande biologique en oxygène (DBO <sub>5</sub> )   | 33 |
| 6.1.11. Demande chimique en oxygène (DCO)   | 33 |
| 6.1.12. Métaux lourds   | 35 |
| 6.2. Evolution des paramètres bactériologiques  | 36 |
| 6.2.1. Germes totaux  | 36 |
| 6.2.2. Coliformes totaux  | 36 |
| 6.2.3. Coliformes fécaux  | 36 |
| 6.2.4. Streptocoques fécaux   | 36 |
| 6.3. Analyse en composantes principales   | 38 |
| 7. Discussion   | 41 |
| Conclusion  | 46 |
| <b>CHAPITRE III : UTILISATION DES LARVES DE CHIRONOMIDAE (DIPTERA) COMME BIOINDICATEUR DE LA QUALITÉ DES ÉCOSYSTEMES AQUATIQUES</b> |    |
| Introduction  | 47 |
| 1. Distribution et biodisponibilité des contaminants dans le milieu aquatique   | 48 |
| 1.1. Les ETM dans la colonne d'eau  | 48 |
| 1.2. Les ETM dans les sédiments   | 49 |
| 1.3. Interactions entre les métaux traces et les organismes aquatiques  | 49 |
| 2. Utilisations des biomoniteurs pour évaluer la biodisponibilité des contaminants  | 52 |
| 3. Les Chironomidae   | 53 |
| 3.1. Classification   | 53 |
| 3.2. Cycle de vie   | 53 |
| 3.3. Déformations morphologiques chez les Chironomidae  | 55 |
| 3.4. L'organisme modèle retenu : <i>Chironomus</i> sp.  | 57 |
| 4. Objectif du travail  | 57 |
| 5. Matériel et méthodes   | 59 |
| 5.1. Matériel biologique  | 59 |
| 5.2. Méthodes d'étude   | 60 |
| 5.2.1. Choix des sites  | 60 |
| 5.2.2. Echantillonnage  | 60 |
| 5.2.3. Identification des Chironomidae  | 61 |
| 5.2.4. Analyse des métaux lourds dans les trois compartiments   | 61 |
| 5.2.4.1. Mesures des ETM dans la colonne d'eau  | 61 |
| 5.2.4.2. Mesures des ETM dans les sédiments   | 62 |
| 5.2.4.3. Mesures des ETM chez les larves de Chironomidae  | 62 |
| 5.2.5. Analyse des déformations morphologiques  | 62 |
| 5.3. Analyse statistique  | 65 |
| 6. Résultats  | 66 |
| 6.1. Concentrations en métaux lourds dans les trois compartiments   | 66 |
| 6.1.1. Concentrations en ETM dans les eaux  | 66 |
| 6.1.2. Concentrations en ETM dans les sédiments   | 66 |
| 6.1.3. Concentrations en ETM chez les tissus larvaires  | 68 |
| 6.2. Déformations chez les larves de <i>Chironomus</i> sp.  | 69 |

|   |     |
|---|-----|
| 6.2.1. Types de déformations  | 69  |
| 6.2.2. Taux de déformations au niveau des trois sites d'étude   | 76  |
| 6.3. Analyse en Composantes Principales (ACP)   | 76  |
| 6.4. Corrélation de Pearson   | 81  |
| 7. Discussion   | 82  |
| Conclusion  | 86  |
| <b>CHAPITRE IV : ESSAI DE PHYTOÉPURATION DES EAUX USÉES</b>   |     |
| Introduction  | 87  |
| 1. Traitements des eaux usées par phytoépuration  | 88  |
| 2. Fonctionnement des marais filtrants artificiels  | 88  |
| 3. Processus en jeu pour l'épuration des eaux usées dans les marais filtrants artificiels                 | 89  |
| 3.1. Le rôle du substrat  | 89  |
| 3.2. Le rôle des microorganismes  | 90  |
| 3.3. Rôle des plantes   | 91  |
| 4. Objectif du travail  | 93  |
| 5. Matériel et méthodes   | 94  |
| 5.1. Matériel végétal   | 94  |
| 5.2. Echantillonnage de l'eau   | 95  |
| 5.3. Mise en place du dispositif expérimental   | 95  |
| 5.4. Méthodes d'analyses des eaux   | 97  |
| 6. Résultats  | 98  |
| 6.1. Variations des paramètres physicochimiques   | 98  |
| 6.1.1. Température  | 98  |
| 6.1.2. pH   | 98  |
| 6.1.3. Oxygène dissous  | 98  |
| 6.1.4. Conductivité électrique  | 98  |
| 6.1.5. Matières en suspension   | 100 |
| 6.1.6. Nitrates   | 100 |
| 6.1.7. Orthophosphates  | 100 |
| 6.1.8. Demande biologique en oxygène  | 102 |
| 6.1.9. Demande chimique en oxygène  | 102 |
| 6.2. Variations des paramètres bactériologiques   | 104 |
| 6.2.1. Coliformes totaux  | 104 |
| 6.2.2. Coliformes fécaux  | 104 |
| 6.2.3. Streptocoques fécaux   | 104 |
| 7. Discussion   | 106 |
| Conclusion  | 109 |
| <b>CHAPITRE V : ÉTUDE DU STRESS OXYDATIF INDUIT PAR LES EAUX USÉES<br/>CHEZ <i>MENTHA AQUATICA</i> L.</b> |     |
| Introduction  | 111 |
| 1. Le stress oxydant chez les végétaux  | 112 |
| 2. Les mécanismes de défense contre les ERO chez les végétaux   | 114 |
| 2.1. Les mécanismes de détoxification enzymatique   | 114 |
| 2.1.1. La superoxyde dismutase (SOD)  | 114 |
| 2.1.2. La catalase (CAT)  | 116 |
| 2.1.3. La glutathion peroxydase (GPX)   | 116 |

|   |     |
|---|-----|
| 2.1.4. Les enzymes du cycle ascorbate-glutathion                        | 116 |
| 2.1.5. L'ascorbate peroxydase (APX)                                     | 116 |
| 2.1.6. La Glutathion-S-transférase (GST)                                | 117 |
| 2.2. Les mécanismes de détoxification non-enzymatiques                  | 117 |
| 2.2.1. L'Ascorbate  | 117 |
| 2.2.2. Le Glutathion  | 118 |
| 3. Objectif du travail  | 118 |
| 4. Matériel et méthodes   | 119 |
| 4.1. Matériel   | 119 |
| 4.2. Méthodes   | 119 |
| 4.2.1. Dosage des teneurs en protéines totales                          | 119 |
| 4.2.2. Dosage de peroxyde d'hydrogène (H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> )  | 119 |
| 4.2.3. Détermination des activités enzymatiques antioxydantes           | 120 |
| 4.2.3.1. Mesure de l'activité Catalase (CAT)                            | 120 |
| 4.2.3.2. Mesure de l'activité Ascorbate-Peroxydase (APX)                | 120 |
| 4.2.3.3. Mesure de l'activité Gaïacol Peroxydase (GPX)                  | 120 |
| 4.2.3.4. Mesure de l'activité Glutathion-S-Transférase (GST)            | 121 |
| 4.2.4. Détermination des activités non enzymatiques antioxydantes       | 122 |
| 4.2.4.1. Dosage des teneurs en Glutathion (GSH)                         | 122 |
| 4.2.5. Etude du métabolisme respiratoire                                | 123 |
| 4.2.6. Etude du métabolisme photosynthétique                            | 124 |
| 4.3. Etude statistique  | 124 |
| 5. Résultats  | 125 |
| 5.1. Evolution des teneurs en protéines totales après épuration         | 125 |
| 5.2. Evolution de la production de peroxyde d'hydrogène après épuration | 125 |
| 5.3. Evolution des activités enzymatiques antioxydantes après épuration | 125 |
| 5.3.1. Catalase   | 125 |
| 5.3.2. Ascorbate peroxydase   | 125 |
| 5.3.3. Gaïacol peroxydase   | 128 |
| 5.3.4. Glutathion S-Transférase   | 128 |
| 5.4. Evolution des teneurs en glutathion après épuration                | 128 |
| 5.5. Evolution du métabolisme respiratoire après épuration              | 130 |
| 5.6. Evolution du métabolisme photosynthétique après épuration          | 130 |
| 6. Discussion   | 132 |
| Conclusion  | 137 |
| Conclusion générale   | 138 |
| Références bibliographiques   | 141 |
| Annexes   | 167 |

## LISTE DES FIGURES

| N° | Titres   | Page |
|----|--|------|
| 01 | Limite géographique de la région d'Annaba-El Tarf  | 06   |
| 02 | Le réseau hydrographique dans la région d'Annaba-El Tarf   | 08   |
| 03 | Extension des différents aquifères dans les plaines de Annaba-El Tarf  | 10   |
| 04 | Précipitations moyennes mensuelles (2006-2016)<br>(Station météorologique « les Salines », située à l'aéroport d'Annaba)   | 12   |
| 05 | Diagramme des superficies irriguées dans le monde avec des eaux non épurées ou diluées (haut) et des eaux épurées (bas)  | 16   |
| 06 | Localisation des trois sites d'étude (Site1 : Oued Boukhmira, Site2 : Oued Meboudja, Site3 : Oued Seybouse)  | 23   |
| 07 | Les sites d'étude  | 24   |
| 08 | Variation Spatio-temporelle de la température durant la période d'étude au niveau des trois sites  | 28   |
| 09 | Variation Spatio-temporelle du pH durant la période d'étude au niveau des trois sites  | 28   |
| 10 | Variation Spatio-temporelle de la conductivité électrique durant la période d'étude au niveau des trois sites  | 28   |
| 11 | Variation Spatio-temporelle de l'oxygène dissous durant la période d'étude au niveau des trois sites   | 30   |
| 12 | Variation Spatio-temporelle des matières en suspension durant la période d'étude au niveau des trois sites   | 30   |
| 13 | Variation Spatio-temporelle des nitrates durant la période d'étude au niveau des trois sites   | 30   |
| 14 | Variation Spatio-temporelle des nitrites durant la période d'étude au niveau des trois sites   | 32   |
| 15 | Variation Spatio-temporelle des ammoniums durant la période d'étude au niveau des trois sites  | 32   |
| 16 | Variation Spatio-temporelle des Orthophosphates durant la période d'étude au niveau des trois sites  | 32   |
| 17 | Variation Spatio-temporelle de la DBO <sub>5</sub> durant la période d'étude au niveau des trois sites   | 34   |
| 18 | Variation Spatio-temporelle de la DCO durant la période d'étude au niveau des trois sites  | 34   |
| 19 | Résultats de l'ACP   | 40   |
| 20 | Schéma de la spéciation des métaux et des interactions entre les différentes formes chimiques ainsi qu'avec le biote   | 50   |
| 21 | Schéma des différents transferts dans les milieux aquatiques   | 51   |
| 22 | Cycle de vie du chironome<br>(a) imago, (b) ponte, (c) larve, (d) nymphe   | 54   |
| 23 | Morphologie simplifiée des larves de chironome   | 56   |
| 24 | Vue ventrale de la capsule céphalique du chironome et détails des pièces buccales (a) capsule céphalique, (b) prémandibule, (c) mandibule, (d) antenne, (e) mentum, (f) pecten epipharynge | 56   |
| 25 | Larve de <i>Chironomus</i> (Diptera, Chironomidae)   | 59   |

|    |  |     |
|----|--|-----|
| 26 | Mentum normal du genre <i>Chironomus</i> sp.   | 63  |
| 27 | Mandibule normal du genre <i>Chironomus</i> sp.  | 63  |
| 28 | Représentation schématique de la démarche méthodologique   | 64  |
| 29 | Types de déformations affectant le mentum des larves de <i>Chironomus</i> sp. (400×). Les flèches indiquent les anomalies observées  | 72  |
| 30 | Types de déformations affectant les mandibules des larves de <i>Chironomus</i> sp. (400×). Les flèches indiquent les anomalies observées   | 75  |
| 31 | Pourcentage de déformations du mentum affectant les larves de <i>Chironomus</i> sp. dans les trois sites d'étude (n représente l'effectif sur lequel a été déterminée les pourcentages de déformations)      | 77  |
| 32 | Pourcentage de déformations des mandibules affectant les larves de <i>Chironomus</i> sp. dans les trois sites d'étude (n représente l'effectif sur lequel a été déterminée les pourcentages de déformations) | 77  |
| 33 | Cercle de corrélation de l'ACP   | 79  |
| 34 | Graphique des observations de l'ACP  | 80  |
| 35 | Processus mis en œuvre par les plantes et contribuant à la phytoépuration  | 92  |
| 36 | Menthe aquatique ( <i>Mentha aquatica</i> L.)  | 94  |
| 37 | Disposition des substrats dans les bacs d'épuration  | 95  |
| 38 | Les substrats utilisés   | 96  |
| 39 | Dispositif expérimental  | 96  |
| 40 | Les principaux stress environnementaux   | 113 |
| 41 | Résumé des mécanismes antioxydants des plantes intervenant dans la défense contre les ERO produits lors de stress biotiques et abiotiques  | 115 |
| 42 | Evolution des teneurs en protéines totales au niveau des racines et des feuilles de <i>Mentha aquatica</i> L. (m ± SD; n = 4)  | 126 |
| 43 | Evolution de la production de peroxyde d'hydrogène au niveau des feuilles et des racines de <i>Mentha aquatica</i> L. (m ± SD; n = 4)  | 126 |
| 44 | Variation de l'activité catalase au niveau des racines et des feuilles de <i>Mentha aquatica</i> L. (m ± SD; n = 4)  | 127 |
| 45 | Variation de l'activité ascorbate-péroxydase au niveau des racines et des feuilles de <i>Mentha aquatica</i> L. (m ± SD; n = 4)  | 127 |
| 46 | Variation de l'activité gaïacol-péroxydase au niveau des racines et des feuilles de <i>Mentha aquatica</i> L. (m ± SD; n = 4)  | 129 |
| 47 | Variation de l'activité glutathion -S-Transférase au niveau des racines et des feuilles de <i>Mentha aquatica</i> L. (m ± SD; n = 4)   | 129 |
| 48 | Evolution des teneurs en glutathion au niveau des racines et des feuilles de <i>Mentha aquatica</i> L. (m ± SD; n = 4)   | 129 |
| 49 | Evolution de l'activité respiratoire au niveau des racines de <i>Mentha aquatica</i> L.  | 131 |
| 50 | Evolution de l'activité photosynthétique au niveau des feuilles de <i>Mentha aquatica</i> L.   | 131 |

## LISTE DES TABLEAUX

| N° | Titres   | Page |
|----|--|------|
| 01 | Températures moyennes mensuelles (°C) (2006-2016)<br>(Station météorologique « les Salines », située à l'aéroport d'Annaba)  | 12   |
| 02 | Classification de la biodisponibilité des métaux   | 18   |
| 03 | Mortalité mondiale et AVCI découlant de certaines maladies en lien avec l'utilisation des<br>eaux usées en agriculture   | 20   |
| 04 | Méthodes d'analyses des indicateurs de pollution physico-chimiques et bactériologiques   | 25   |
| 05 | Paramètres de biodégradabilité de la matière organique   | 34   |
| 06 | Variation des métaux lourds (Fer Total, Zinc) au niveau des trois sites durant la période<br>d'étude   | 35   |
| 07 | Résultats des analyses bactériologiques au niveau des trois sites durant la période<br>d'étude   | 37   |
| 08 | Concentrations moyennes en métaux lourds dans la colonne d'eau au niveau des trois<br>sites d'étude  | 67   |
| 09 | Concentrations moyennes en métaux lourds dans les sédiments au niveau des trois sites<br>d'étude   | 67   |
| 10 | Concentrations moyennes en métaux lourds dans les tissus larvaires au niveau des trois<br>sites d'étude  | 68   |
| 11 | Corrélation de Pearson entre les métaux lourds dans l'eau, les sédiments, les tissus<br>larvaires et les déformations morphologiques des larves (mentum et mandibules) | 81   |
| 12 | Evolution de la température, du pH, et de l'oxygène dissous des eaux durant notre<br>expérimentation   | 99   |
| 13 | Evolution de la conductivité des eaux durant notre expérimentation   | 99   |
| 14 | Evolution des MES dans les eaux durant notre expérimentation   | 101  |
| 15 | Evolution des nitrates dans les eaux durant notre expérimentation  | 101  |
| 16 | Evolution des Orthophosphates dans les eaux durant notre expérimentation   | 101  |
| 17 | Evolution de la DBO <sub>5</sub> dans les eaux durant notre expérimentation  | 103  |
| 18 | Evolution de la DCO dans les eaux durant notre expérimentation   | 103  |
| 19 | Evolution des Coliformes totaux dans les eaux durant notre expérimentation   | 105  |
| 20 | Evolution des Coliformes fécaux dans les eaux durant notre expérimentation   | 105  |
| 21 | Evolution des Streptocoques fécaux dans les eaux durant notre expérimentation  | 105  |
| 22 | Les principales réactions catalysées par les antioxydants enzymatiques   | 115  |

# LISTE DES ABRÉVIATIONS

## A

**ACP** : Analyse en Composantes Principales.

**Al** : Aluminium.

**APX**: Ascorbate peroxydase.

## C

**CAT** : Catalase.

**Cd** : Cadmium.

**CE**: Conductivité électrique.

**CCE** : Conseil de la Communauté Européenne.

## D

**DBO<sub>5</sub>** : Demande biologique de l'Oxygène.

**DCO**: Demande chimique de l'Oxygène.

**DSA** : Direction des Services Agricoles

## E

**ERO** : espèce réactive de l'oxygène.

**EUB** : Eaux usées brutes.

**EUE** : Eaux usées épurées.

**ETM** : Elément trace métallique.

## F

**FAO** : Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture.

**Fe**: Fer.

## G

**GPX**: Glutathion peroxydase.

**GSH**: Glutathion.

**GST**: Glutathion-S-Transférase.

## H

**H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>**: Peroxyde d'hydrogène.

**M**

**MES**: Matière en suspension.

**Mn** : Manganèse.

**MO**: Matière oxydable.

**O**

**OMS** : Organisation Mondiale de la santé.

**P**

**PC**: Phytochélatine.

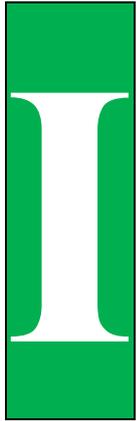
**R**

**ROS**: Reactive Oxygen Species.

**U.**

**UFC**: Unité Formant Colonie.

**USEPA**: United States Environment Protection Agency.



# *INTRODUCTION GÉNÉRALE*

### Introduction générale

L'eau est une ressource primordiale pour l'économie des pays industrialisés ou en développement par le rôle qu'elle joue dans la production d'énergie, de nourriture et plus généralement dans les activités industrielles. L'irrigation des cultures représente à elle seule plus de 70 % de la consommation mondiale (**Berndes, 2002**) et l'industrie pèse près de 20 % (**Aquastat, 2016**). Ainsi, l'accès à l'eau est un enjeu stratégique car il conditionne le développement économique d'un pays. Du point de vue environnemental, les pressions exercées sur le milieu hydrique s'accroissent dans la mesure où les activités agricoles, industrielles ou urbaines entraînent le déversement de nombreux polluants dans les eaux de surfaces et les eaux souterraines (**Bruno, 2016**).

L'Algérie a connu ces derniers temps une explosion démographique considérable, menant à l'augmentation de l'utilisation des eaux ainsi que la production des eaux usées. Les volumes croissants de ces eaux usées, menacent la qualité de l'environnement et dégradent l'équilibre des milieux naturels (**Bensaid, 2018**). Plusieurs types de polluants sont transportés par l'eau (hydrocarbures, métaux lourds, matières organiques...) avec pour conséquence, la contamination de l'homme et son environnement.

Fait encore plus alarmant, les milieux aquatiques contiennent un très grand nombre de contaminants à l'état de traces, dont on ignore les potentiels effets croisés et cumulés de ces mélanges de contaminants sur les organismes vivants (**Munaron et al., 2013**). Ainsi, certains dysfonctionnements dans ces écosystèmes aquatiques littoraux (déclins de populations, développement de tumeurs, apparition de maladies) restent encore difficiles à expliquer, mais pourraient être la conséquence de l'exposition à long terme à un grand nombre de contaminants (tels que les éléments traces métalliques et métalloïdes et micropolluants organiques) présents à faibles doses dans les eaux (**Galgany et al., 2009 ; Munaron et al., 2013 ; Rigaud et al., 2012**).

Les sédiments sont un élément essentiel car ils constituent des sites privilégiés pour l'accumulation des éléments polluants, *via* les dépôts des matières en suspension (MES) qui se comportent comme de véritables "pièges" au sein de la colonne d'eau. Par ailleurs, les sédiments abritent une faune qui assure des fonctions essentielles (ex : décomposeurs) au bon fonctionnement écologique des milieux aquatiques. Pour ces organismes les sédiments représentent une source d'exposition aux polluants et jouent un rôle important dans leur

contamination (**Durand, 2012**), d'où l'intérêt de surveiller, évaluer et protéger le compartiment sédimentaire.

Les macroinvertébrés des cours d'eau vivent en contact étroit avec les sédiments et les changements fonctionnels et structurels dans leurs communautés reflètent le niveau de dégradation de la qualité de l'environnement. Ils sont ainsi des bioindicateurs efficaces. En outre, certains taxons présentent des phénomènes d'accumulation de substances ou de développement de malformations morphologiques en relation avec les contaminants toxiques les plus communs comme les métaux lourds, mais aussi les pesticides, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les polychlorobiphényles (**Matteo, 2015**).

L'utilisation de « marais artificiels » (constructed wetlands) pour traiter les eaux usées est une approche d'ingénierie écologique largement admise à travers le monde (**Brix, 1993 ; Mitsch et Jørgensen, 2004 ; Vymazal, 2009**). Cette technique, qui rentre dans le champ de la phytoépuration, consiste à reproduire et potentialiser à échelle réduite les processus d'épuration qui ont lieu dans les zones humides naturelles et qui reposent sur l'action conjointe des plantes, des microorganismes et du sol (**Vymazal, 2005**). Dans ce sens, l'alternative du procédé de la phytoépuration des eaux usées offre une opportunité certaine de par ses intérêts multiples, notamment sa simplicité de gestion et son coût raisonnable (**Lamy, 2005**).

Les eaux de surface de la région de Annaba-El Tarf (Nord-est Algérien) reçoivent de nombreux rejets d'origine urbaine, industrielle et agricole sans traitement préalable. La pénurie des ressources en eau et les difficultés de sa mobilisation d'une part et les coûts extravagants de l'eau conventionnelle d'autre part, ont poussé les agriculteurs de cette région à l'utilisation de ces cours d'eau pour l'arrosage de leurs cultures. Cependant, l'utilisation des eaux polluées présente un risque pour l'environnement et la santé humaine.

Malheureusement, peu d'études ont été effectuées directement sur le terrain. Une approche fondée uniquement sur des paramètres chimiques peut ne pas être suffisante pour une bonne évaluation des effets sur les macroinvertébrés benthiques. C'est dans l'optique d'approfondir les connaissances et de caractériser les impacts liés aux contaminants et les effets de leur toxicité sur les organismes des écosystèmes aquatiques que ce travail de thèse s'inscrit, et enfin notre but étant d'apporter une solution alternative et durable pour répondre à la problématique de l'assainissement des eaux usées en testant les capacités épuratrices d'une

macrophyte *Mentha aquatica* L. dans un système de phytoépuration afin de limiter les impacts des eaux usées sur les ressources en eau, la biodiversité et la santé humaine.

Notre travail de thèse est structuré en cinq chapitres :

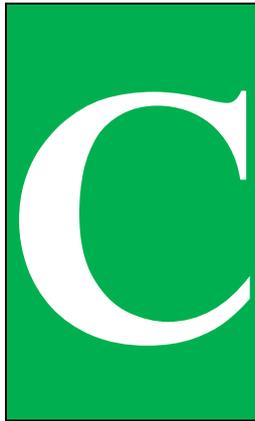
**Le premier chapitre** est essentiellement consacré à la présentation géographique, hydrologique et climatologique des régions d'étude Annaba et El Tarf.

**Le deuxième chapitre** concerne la caractérisation de la qualité des eaux de oued Boukhmira (Site1), oued Meboudja (Site2) et oued Seybouse (Site3) utilisées en irrigation tout en suivant l'évolution saisonnière des paramètres physicochimiques et bactériologiques.

**Le troisième chapitre** développe la problématique liée aux contaminants (Métaux lourds) présents dans les écosystèmes aquatiques, en mettant l'accent sur leur toxicité vis-à-vis les Chironomidae. Cet axe de recherche, nous a mené à utiliser cette famille de Diptères dans la bioévaluation des milieux aquatiques en prenant en considération les déformations morphologiques.

**Le quatrième chapitre** présente un essai de phytoépuration des eaux usées. Une plante aquatique (*Mentha aquatica* L.) est choisie et testée en vue d'évaluer la pertinence de cette solution d'épuration.

**Le cinquième chapitre** décrit la capacité de *Mentha aquatica* L. à tolérer le stress oxydatif induit par les eaux usées à travers le suivi d'un ensemble de paramètres biochimiques, énergétiques, et de biomarqueurs non enzymatiques et enzymatiques les plus impliqués dans les mécanismes de défense antioxydants contre ce stress.



## ***HAPITRE I***

### **DESCRIPTION DE LA ZONE D'ÉTUDE « ANNABA ET EL TARF »**

---

## Introduction

Le développement socio-économique d'un pays, d'une région, est un objectif principal de tout gouvernant; hélas, cela affecte inévitablement les ressources d'eau tant sur la qualité du fait de la pollution domestique et industrielle que sur la quantité puisque la consommation augmente de façon vertigineuse. Il est désormais largement admis que la mise en place d'un développement durable exige de mettre en équation des préoccupations sociales et économiques avec des préoccupations environnementales en tenant compte du facteur essentiel et limite, à savoir l'eau (**Kettab et al., 2008**).

L'Algérie est un pays au climat essentiellement aride à semi-aride, où les précipitations sont faibles et irrégulières, et les ressources en eau sont très limitées (**MRE, 2001**). La croissance démographique, la fréquence d'apparition des épisodes de sécheresse, la croissance économique ont entraîné l'augmentation des besoins en eau et une pression accrue sur les ressources en eau conventionnelles (**MRE, 2001**).

La région d'étude (Annaba-El Tarf) est située à 600 Km à l'Est de la capital Alger. Les ressources hydriques actuelles de la wilaya d'Annaba dépendent de celles provenant principalement de la wilaya d'El Tarf. Dans cette dernière les ressources sont particulièrement abondantes mais confrontées à une situation préoccupante du fait de sa vulnérabilité à la pollution et du développement économique et social importants. Ceux-ci entraînent une suite de problèmes de gestion au sens large : pertes, gaspillages, dégradations et manque de protection de la ressource. Plus des perturbations du volume des ressources en eau, de nature quantitative, se surajoutent des modifications de nature qualitative qui altèrent la qualité de la ressource en eau souterraine et superficielle (**Bounab, 2017**).

### 1. Objectif

La région littorale (Annaba-El Tarf) représente une région idéale pour aborder différents sujets de recherche, vu sa complexité écologique et sa particularité climatique, c'est la région la plus arrosée en Algérie, elle est classée parmi les zones humides. Dans ce premier chapitre, nous nous bornerons donc, à présenter les caractéristiques géographiques, hydrologiques et climatologiques de la région d'étude.

## 2. Situation géographique

La région littorale d'Annaba et El Tarf est située dans l'extrême Nord-est Algérien. Elle constitue 12 Daïras et 36 Communes, répartie respectivement sur des superficies de 2998 Km<sup>2</sup>, 1412 Km<sup>2</sup>. Elle est limitée au Nord, par la mer méditerranée, au Sud par les wilayas de Guelma et Souk Ahras, à l'Est par la frontière Algéro-Tunisienne et à l'Ouest par la wilaya de Skikda. De par sa position favorable et privilégiée, elle est ouverte à tous les milieux (figure 1):

- La mer Méditerranée au Nord, lui conférant un espace littoral de plus de 100 km.
- Les plaines sub-littorales au Sud, notamment la grande plaine d'Annaba, et les plaines de Bou-Namoussa et de Kébir Est.
- La frontière tunisienne à l'Est, lien terrestre pour des échanges internationaux.
- Le lac Fetzara à l'Ouest.

Du point de vue géographique, cette région littorale est intégrée en totalité au grand domaine méditerranéen, ce qui caractérise son climat, son type de relief et sa végétation.

## 3. Aperçu Socio-économique

### 3.1. Population

La population totale de la wilaya d'Annaba est estimée à 609,500 habitants, soit une densité de 429 habitants / km<sup>2</sup> tandis que la population de la wilaya d'El Tarf est estimée à 446,619 habitants avec une densité de 153 habitants par Km<sup>2</sup> en 2015.

### 3.2. Industrie

L'activité industrielle dans la région est très développée dominée par un pôle très important à l'échelle nationale et internationale. Dans le bassin versant de l'oued Meboudja trois zones industrielles sont implantées :

- La zone industrielle d'El Hadjar, dans laquelle figure le complexe sidérurgique « Sider ».
- La zone industrielle de Chaïba, qui abrite des entreprises dont l'activité est liée à la mécanique, au ciment, au verre, au papier, au bois et produits ferreux de récupération.

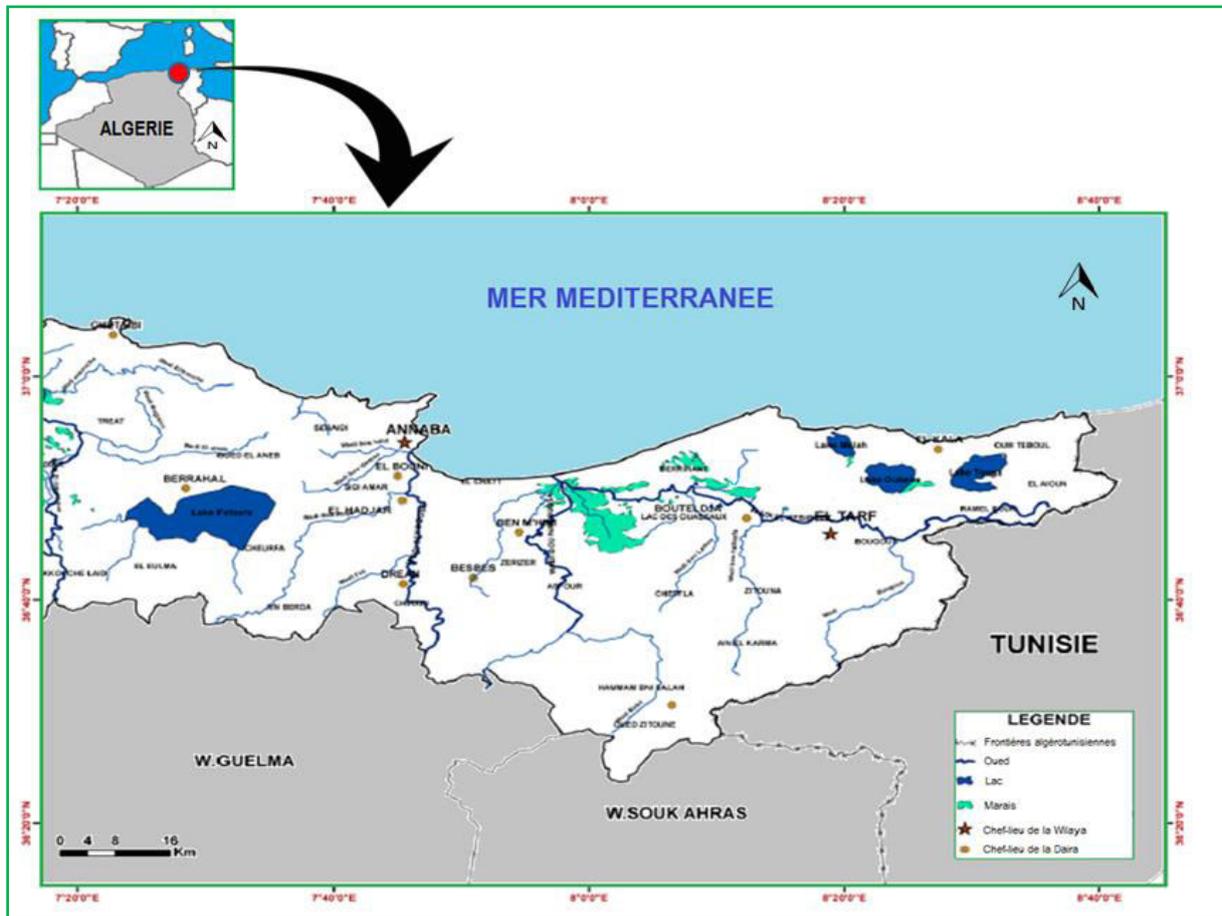


Figure 1: Limite géographique de la région d'Annaba-El Tarf (Bounab, 2006, modifiée).

- La zone industrielle de Pont Bouchet où l'industrie comporte des unités de fabrication de matière plastique, de réparation mécanique, de produits médicaux.

Dans la zone drainée par l'oued Seybouse, nous rencontrons deux zones industrielles l'une implantée au Sud de l'Oued; elle comprend deux petites unités de production de tomate et l'autre au Nord de l'oued; elle est représentée par la zone industrielle de l'Allélick qui comprend l'usine de fabrication de lait et dérivés (ORELait) et l'usine de fabrication d'équipement métallique (Ferrovia) (**Belabed, 2010**); vers la wilaya d'El Tarf se localisent des petites et moyennes unités industrielles agroalimentaires caractérisées par le concentré de tomate.

### 3.3. Agriculture

L'agriculture représente le secteur le plus consommateur d'eau dans la région hydrographique Annaba et El Tarf. La région d'étude est caractérisée par une vocation agricole avec une très grande variété de cultures : maraîchères, industrielles, fourragères et la céréaliculture associée à l'élevage de bovin. Dans la plaine de la Seybouse et principalement la plaine d'El Hadjar ; il existe une activité agricole intense (Tomate, céréales etc.) (**DSA, 2015**).

## 4. Hydrologie

### 4.1. Les eaux superficielles

La région est drainée par un réseau hydrographique très dense dont les principaux oueds sont (figure 2) :

- **Oued Bounamoussa et Oued kébir** : Ces deux grands cours d'eau rejoignent la mer à l'embouchure sous le nom de la Mafragh.
- **Oued Boukhmira** : L'oued prend naissance dans la plaine Bordj Samar, traverse El Kous (commune d'El Chat) et se termine dans la mer Méditerranée après un parcours de 12 km environ. Il draine un bassin d'une superficie de 495 km<sup>2</sup>.
- **Oued Seybouse** : C'est le second oued après Chélif, il se situe au Nord-est de l'Algérie et s'étend vers le Sud jusqu'à la fin de l'Atlas Saharien d'où il prend naissance dans les hautes plaines de Heracta et des Sellaoua sur une hauteur de 800 à



1000 m, se dirige vers le Nord pour se termine dans la plaine littorale d'Annaba et se jette finalement dans la mer méditerranée. Cet oued présente l'axe de drainage d'un bassin versant de 6471 km<sup>2</sup> et s'étend sur une distance de 240 km passant par les territoires de la wilaya de Souk Ahras, Guelma, Annaba et El Taref. Il se déverse dans la mer avec une moyenne de 416 000 à 5 000 000 m<sup>3</sup>/an (**Lekoui, 2010**).

- **Oued Meboujda :** L'oued Meboudja est le dernier affluent de l'oued Seybouse, il assure la vidange du lac Fetzara (l'exutoire d'un bassin versant endoréique de 515 Km<sup>2</sup>) par un canal d'assèchement de 14 Km. L'oued Meboudja traverse la partie intercommunale de Sidi Amar, El-Hadjar et El-Bouni. Il reçoit aussi deux petits affluents de ruissellement pluvial l'oued Taiba et l'oued Rassoul (**Belabed, 2010**).

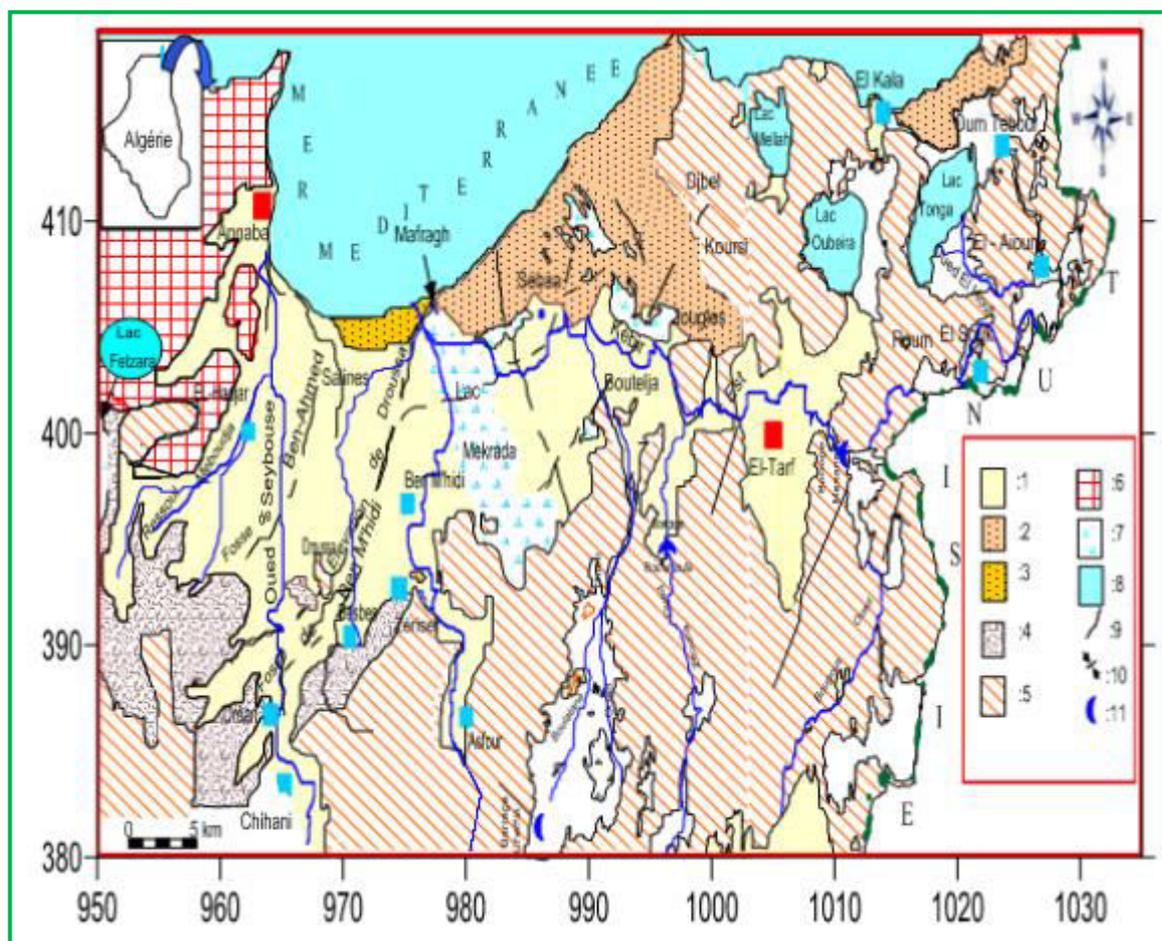
#### 4.2. Les eaux souterraines

La région d'étude se caractérise par la présence d'un important réservoir d'eau souterraine contenu dans les formations alluvionnaires (galets, graviers, sable avec parfois des intercalations argileuses) (figure 3). Les plaines de Annaba et El Tarf sont constituées par des sédiments mio-plio-quatérnaires qui comportent plusieurs horizons aquifères. Ces formations sont très variées tant par la dimension des grains que par la géométrie des couches attribuant aux matériaux des propriétés hydrauliques différentes dans l'espace. Dans le remplissage hétérogène on distingue 3 principales nappes; la nappe superficielle contenue dans les argiles sableuses, la nappe des graviers et la nappe des sables du massif dunaire de Bouteldja et le cordon dunaire ces deux dernières constitue la bordure Est du système. Ces nappes sont largement exploitées par de nombreux ouvrages de captage destinés à l'alimentation des populations et pour répondre aux besoins de l'industrie et de l'agriculture (**Bounab, 2017**).

Presque dans toute la région, le captage de la nappe superficielle se fait par les puits, surtout aux niveaux des agglomérations rurales éparses pour leurs besoins quotidiens. Il existe plus de 500 puits (**DSA, 2015**). Le nombre des forages destinés à l'alimentation en eau potable, l'irrigation et l'industrie est de l'ordre de 219 forages ce chiffre augmente avec les forages et les puits illicite (**DHW, 2010**).

#### 5. Climatologie de la zone d'étude

La zone d'étude est caractérisée par un climat de type méditerranéen marqué par un hiver



**Figure 3:** Extension des différents aquifères dans les plaines de Annaba-El Tarf d’après Gaud (1976, modifiée).

**1:** Nappe des formations superficielles ; **2:** Nappe des sables du massif dunaire; **3:** Nappe des sables du cordon dunaire ; **4:** Nappe des alluvions de haut niveau ; **5:** Grès et argiles du Numidien ; **6 :** Formations métamorphiques (nappe des cipolins) ; **7:** Marrécages ; **8:** Lacs , **9:** Failles ; **10:** Fosses. ; **11:** Barrages

doux et humide et un été chaud et sec et son régime se base ainsi sur les mesures d'éléments météorologiques et parmi les plus importants nous citons les précipitations et la température.

### **5.1. Les précipitations**

Les valeurs moyennes mensuelles des hauteurs pluviométriques sur une période d'observation de 10 ans (2006-2016) sont représentées dans la figure (4). Les précipitations moyennes enregistrées donnent un aperçu sur les variations mensuelles et pluriannuelles des précipitations dans la région d'étude. Nous observons que le mois le plus pluvieux est le mois de Février avec une moyenne 90,54 mm. Tandis que le mois de Juillet est le mois le moins pluvieux auquel on note une moyenne de 1,84 mm.

### **5.2. La température**

La température est un facteur climatique très important qui régit directement, en interaction avec les autres facteurs météorologiques (humidité, précipitation,...etc.) et biogéographiques, le développement de la végétation, le phénomène de l'évapotranspiration et ainsi que le déficit d'écoulement annuel et saisonnier.

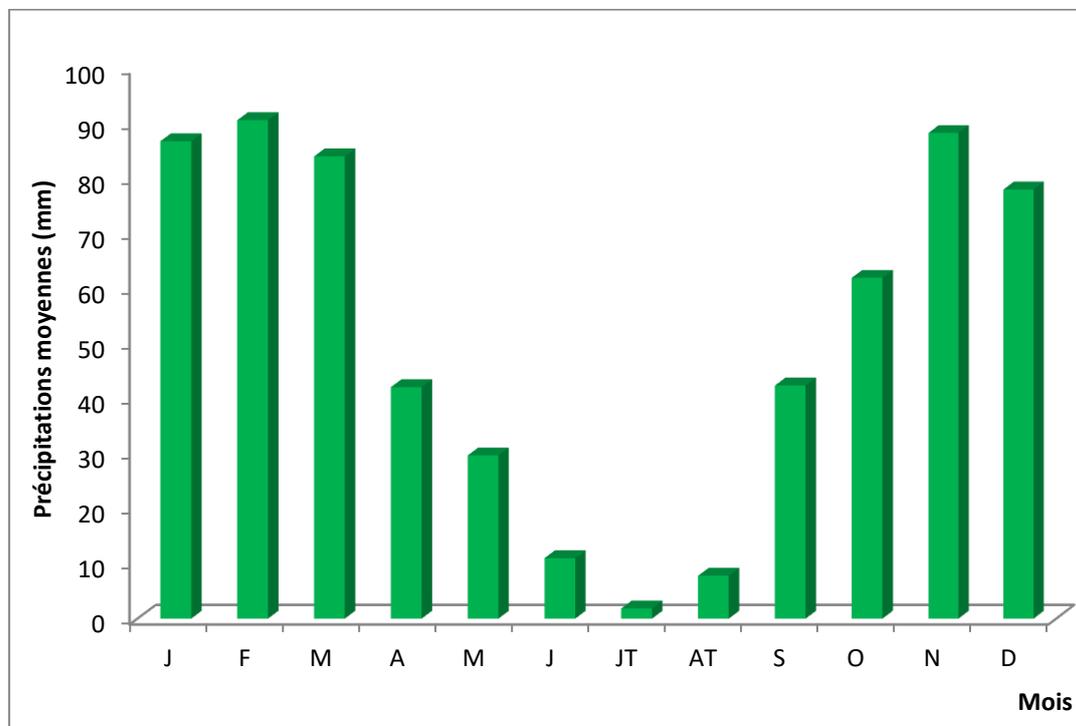
Les températures moyennes mensuelles mesurées dans la station de l'aéroport sur une période d'observations de 2006 au 2016 sont reportés dans le tableau (1).

Il ressort que la zone d'étude est caractérisée par un climat doux et humide en hiver, chaud et sec en été. Nous remarquons que le mois le plus chaud est le mois d'Août avec une température moyenne mensuelle de l'ordre de 25,76 °C, alors que le mois le plus froid est le mois de Février avec une température moyenne mensuelle de 10,91°C.

### **Conclusion**

L'ensemble de ce chapitre, nous a permis de déterminer les principales caractéristiques géographiques, hydrologiques et climatologiques de la région littorale Annaba-El Tarf.

La région d'étude compte parmi les régions les plus arrosées de l'Algérie. Nous avons constaté qu'il existe deux ressources potentielles en eau (les eaux de surface et les eaux souterraines) qui sont largement exploitées par de nombreux ouvrages de captage destinés à l'alimentation des populations et pour répondre aux besoins de l'industrie et de l'agriculture.



**Figure 4 :** Précipitations moyennes mensuelles (2006-2016)

(Station météorologique « les Salines », située à l'aéroport d'Annaba)

**Tableau 1 :** Températures moyennes mensuelles (°C) (2006-2016)

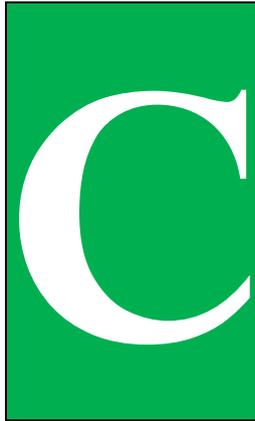
(Station météorologique « les Salines », située à l'aéroport d'Annaba)

| Mois<br>Station | Janvier | Février | Mars  | Avril | Mai   | Juin  | Juillet | Août  | Septembre | Octobre | Novembre | Décembre |
|-----------------|---------|---------|-------|-------|-------|-------|---------|-------|-----------|---------|----------|----------|
| Salines         | 11,45   | 10,91   | 13,02 | 15,57 | 18,47 | 22,28 | 25,37   | 25,76 | 23,58     | 20,50   | 16,02    | 13,70    |

Les eaux de surfaces sont très vulnérables à la pollution, vu l'absence de toute surveillance du versement direct des rejets urbains et industriels dans les oueds ainsi que leurs réutilisation en agriculture sans traitement préalable.

Les eaux souterraines présentent une potentialité importante, vu leur extension spatiale sur toute la plaine. La nappe superficielle est la plus exposée à la pollution, étant donné sa faible profondeur, l'existence de plusieurs zones industrielles et agricoles ainsi que les formations sablo-argileuses qui laissent différents polluants s'infiltrer vers les nappes.

La zone d'étude est soumise à un climat de type méditerranéen, doux et humide en hiver et chaud et sec en été, ce qui produit des modifications périodiques de la physicochimie des eaux par l'effet de dilution pendant les périodes pluvieuses et par l'effet de l'évaporation pendant les périodes sèches.



## ***CHAPITRE II***

**ÉVALUATION DE LA QUALITÉ DES EAUX DES OUEDS  
" BOUKHMIRA, MEBOUDJA ET SEYBOUSE" DESTINÉES  
À L'IRRIGATION**

## Introduction

L'eau constitue à l'heure actuelle la source naturelle la plus indispensable mais aussi la plus menacée par les activités humaines. L'agriculture, de façon générale, est une grande consommatrice d'eau. En Algérie, la réutilisation des eaux usées à des fins agricoles est une pratique qui se répand de plus en plus du fait de la rareté croissante des ressources en eau (**Hannachi et al., 2016**). Les exploitants agricoles sont amenés à utiliser différentes sources d'eaux pour l'arrosage de leurs cultures (**El Asslouj et al., 2007**). Sur certains sites, ils sont contraints d'utiliser des eaux usées non traitées, pouvant provenir *via* les oueds aussi bien des ménages que des industries. Ces eaux d'oued, qui constituent une ressource importante, engendrent cependant des nuisances dans les milieux récepteurs et des risques sanitaires pour les populations qui sont en contact permanent ou consommant les produits agricoles irrigués avec ces eaux (**Bouaroudj et al., 2014**).

Dans le Nord-est Algérien, l'oued Seybouse traverse les régions de Guelma, d'Annaba et d'El Tarf pour se déverser dans la mer méditerranéenne et participe en tant que source hydrique dans les activités économiques (agriculture, industrie et d'alimentation en eau potable) (**Chaoui et al., 2013**), ainsi l'oued Meboudja, un affluent majeur de la Seybouse, de nombreux travaux ont été consacrés à la pollution hydrique, il en ressort que les eaux des deux principaux oueds Seybouse et Meboudja (Annaba) sont soumises à une pollution minérale intensifiée par les rejets industriels (**Djabri et al., 2003 ; Harzouli et al., 2007**). Dans un autre travail, la surveillance des rejets vers la Meboudja, a montré une pollution inorganique caractérisée par une forte concentration de métaux lourds (**Chaoui et al., 2013**). Quant à l'oued Boukhmira (El Tarf) n'a pas à ce jour fait l'objet d'étude.

Les eaux usées charriées par oued Meboudja, oued Seybouse et oued Boukhmira sont composées des rejets industriels, agricoles et urbains des localités limitrophes. En conséquence, ces eaux ont des répercussions graves sur la santé publique et sur l'environnement lorsqu'elles s'intègrent aux sources d'eau utilisées pour l'irrigation dont la caractérisation de la composition de ces eaux usées est donc indispensable.

C'est dans ce contexte que s'inscrit notre thématique relative à l'évaluation de la qualité physicochimique et bactériologique et du niveau de contamination métallique des eaux de surface des oueds Boukhmira (Site 1), Meboudja (Site 2) et Seybouse (Site 3) utilisées à des fins d'irrigation, en s'appuyant sur l'évolution saisonnière. Le choix des sites repose sur leur

proximité des champs agricoles où les agriculteurs utilisent ces eaux comme une source d'irrigation dans les régions Annaba et El Tarf.

### 1. Réutilisation des eaux usées en agriculture dans le monde

AQUASTATS rapportait en 2012 que 261 millions d'hectares de terres agricoles ont été irriguées dans le monde. Il est approximativement estimé que près de 20 millions d'hectares l'ont été avec des eaux usées non traitées. La superficie des terres irriguées avec des eaux usées non traitées est par ailleurs estimée 10 fois plus grande que celle irriguée avec des eaux usées traitées (**Condom et Declecq, 2015**). L'organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) a également estimé en 2010 que 10 % de la population mondiale consommait des cultures produites avec des eaux usées. Ce chiffre monte jusqu'à 80 % au Viet Nam. La figure (5) met en évidence par pays, les surfaces irriguées avec des eaux usées traitées et des eaux usées non traitées. La Chine et l'Inde sont de loin les pays ayant la plus grande superficie de terres irriguées, mais ils sont aussi les principaux utilisateurs des eaux usées brutes non traitées ou diluées.

### 2. Réutilisation des eaux usées en agriculture en Algérie

La réutilisation des eaux usées brutes en agriculture, quoique interdite par la loi, est devenue une réalité. Cette pratique ne cesse de se développer en aval des centres urbains, des grandes et petites agglomérations (**Tamrabet, 2011**).

Les ressources en eau en Algérie sont limitées, vulnérables et inégalement réparties. Pour une population de 43 millions d'habitants, les ressources renouvelables en eau sont de 675 m<sup>3</sup>/an par habitant. Cette moyenne est très faible comparée à la moyenne des pays du Moyen Orient et de l'Afrique du Nord (MENA) qui est 1,250 m<sup>3</sup> ou à la moyenne mondiale qui est de 7,500 m<sup>3</sup>. Le seuil de la rareté de l'eau est de 1000 m<sup>3</sup>/an/habitant, de ce fait, l'Algérie est un pays où l'eau est rare (**Saghir et al., 2000; Tamrabet, 2011**). Dans ces conditions déficitaires en ressources en eau, le secteur de l'agriculture est le plus gros demandeur en eau (**Saidam, 2005**). Pour les villes côtières et les petites agglomérations, la réutilisation agricole des eaux usées épurées ne peut être économiquement intéressante que si elle est utilisée à proximité des stations d'épuration en aménageant de nouveaux périmètres. De même, on constate que près de 60% de ces eaux sont rejetées soit loin des périmètres agricoles et des barrages, soit vers la mer (**Tamrabet, 2011**).

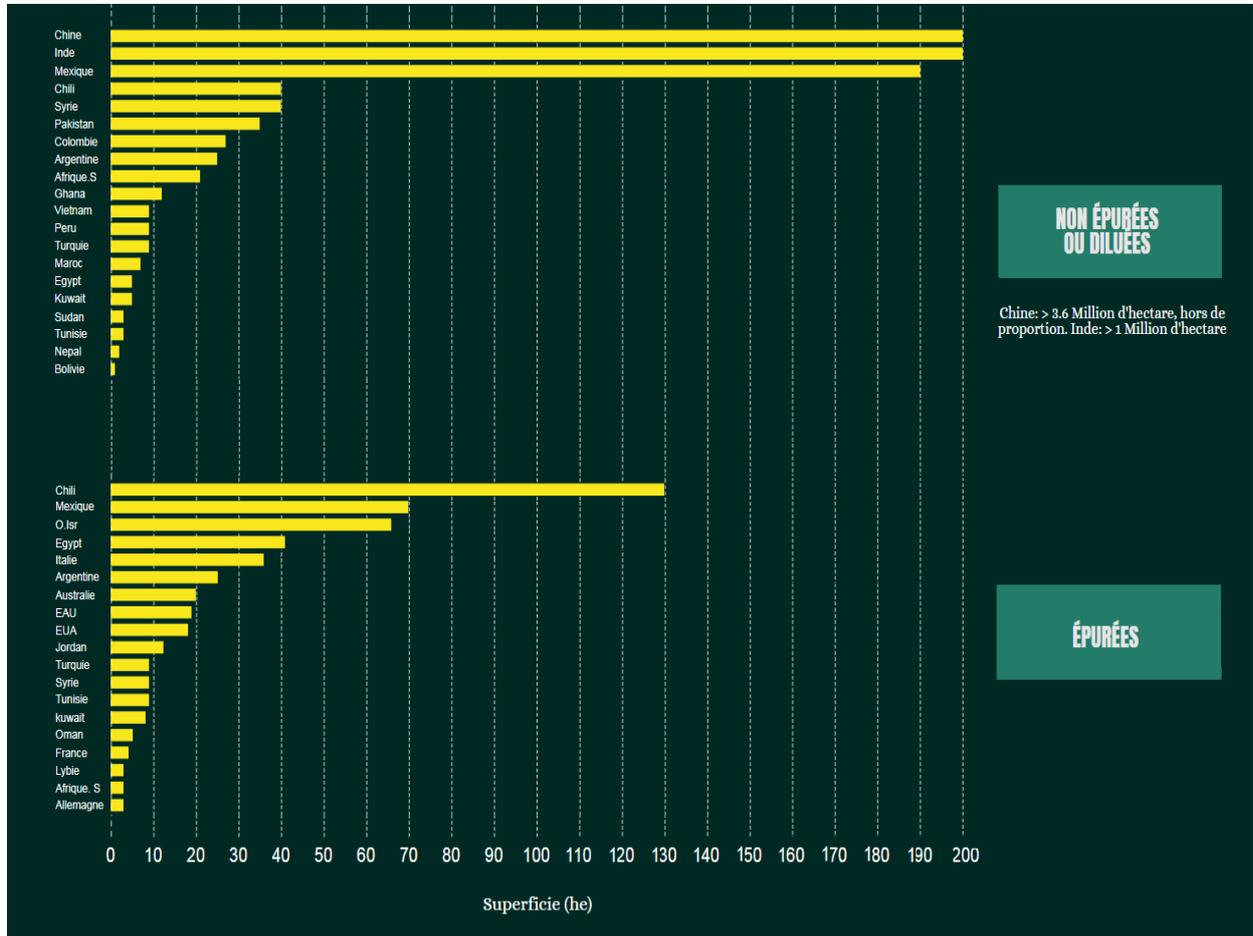


Figure 5 : Diagramme des superficies irriguées dans le monde avec des eaux non épurées ou diluées (haut) et des eaux épurées (bas) (Condom et Condom et Declecq, 2015, modifiée)

### 3. Risques liés à la réutilisation des eaux usées en agriculture

#### 3.1. Risques chimique

Les eaux d'irrigation polluées peuvent comporter un éventail d'éléments qui peuvent être des éléments fertilisants essentiels, des sels ou métaux et non-métaux indésirables à des concentrations toxiques, selon leur teneur et leur solubilité. Les concentrations élevées de constituants chimiques dont il faut s'occuper dans les milieux irrigués avec des eaux usées peuvent être grossièrement divisées selon **Pay et al. (2011)** en:

- **Métaux et métalloïdes**, notamment le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le zinc (Zn), le plomb (Pb), l'arsenic (As), le sélénium (Se), le mercure (Hg), le cuivre (Cu) et le manganèse (Mn).
- **Éléments nutritifs** comme l'azote (N), le phosphore (P), le potassium (K), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg), qui, en concentrations élevées, peuvent supprimer d'autres éléments nutritifs ou nuire à la croissance végétale et à la vie aquatique.
- **Sels et espèces ioniques spécifiques** comme le sodium (Na), le bore (B) et le chlorure (Cl).
- **Polluants organiques persistants (POP)** comme les pesticides et ce qu'on appelle les contaminants émergents, comme les produits pharmaceutiques résiduels, les composés perturbateurs endocriniens et les résidus actifs des produits d'hygiène personnelle.

Tous les métaux potentiellement toxiques sont naturellement présents dans l'environnement en quantités infimes et sont ingérés par le biais des aliments, de l'eau et de l'air. Le corps humain a la capacité de faire face à ces niveaux naturels. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a établi des directives sur la consommation admissible de différentes toxines (**OMS, 2006a**) et des consignes sur les valeurs dans l'eau d'irrigation (**OMS, 2006b**). Plusieurs de ces métaux et métalloïdes sont particulièrement préoccupants en raison de leurs effets nuisibles sur la productivité agricole, de même que sur l'environnement et la santé humaine. Dans une revue sur l'utilisation des eaux usées dans l'industrie de production horticole australienne, **Hamilton et al. (2005)** ont classé les métaux potentiellement phytotoxiques en quatre groupes selon leur rétention dans le sol, leur translocation dans les plantes, leur phytotoxicité et leur risque potentiel pour la chaîne alimentaire (tableau 2). Ils ont classé le cadmium, le cobalt, le sélénium et le molybdène comme posant le plus grand risque pour la santé humaine et animale parce qu'ils peuvent s'accumuler dans les cultures sans les

**Tableau 2:** Classification de la biodisponibilité des métaux d'après **Hamilton et al. (2005)**

| Groupe   | Métaux                  | Adsorption dans le sol                                     | Phytotoxicité   | Risque pour la chaîne alimentaire  |
|----------|-------------------------|--|---|--|
| <b>1</b> | Ag, Cr, Sn, Ti, Y et Zr | Faible solubilité et forte rétention dans le sol           | Faible  | Peu de risque, car ils ne sont pas incorporés par les plantes                          |
| <b>2</b> | As, Hg et Pb            | Matières colloïdales fortement adsorbées                   | Les racines des plantes, phytotoxiques à des concentrations élevées   | Ils posent des risques minimaux à la chaîne alimentaire des humains                    |
| <b>3</b> | B, Cu, Mn, Mo, Ni et Zn | Moins fortement adsorbés par le sol que les groupes 1 et 2 | Facilement incorporés par les plantes et phytotoxiques à des concentrations qui posent peu de risques pour la santé des humains                       | Théoriquement, la «barrière sol-plante » protège la chaîne alimentaire de ces éléments |
| <b>4</b> | Cd, Co, Mo et Se        | Adsorption inférieure aux autres métaux                    | Ils posent des risques pour la santé des humains ou des animaux à des concentrations dans le tissu végétal qui ne sont généralement pas phytotoxiques | Bioaccumulation à travers le sol, les plantes et la chaîne alimentaire                 |

endommager. En effet, les symptômes visibles de toxicité varient d'une plante à l'autre, même si elles contiennent des concentrations élevées de métaux et de métalloïdes toxiques (Clemens, 2001).

Les nouvelles directives de l'OMS considèrent aussi le cadmium comme particulièrement préoccupant en raison de ses niveaux élevés de toxicité et de bioaccumulation dans les cultures (OMS, 2006b).

Des métaux comme le cadmium, le mercure et le plomb n'ont pas de fonctions essentielles, mais ils sont nuisibles, même en petites quantités, pour les plantes, les animaux et les humains, et ils s'accumulent en raison de leur longue demi-vie biologique (Goethberg et al., 2002). D'autres métaux et métalloïdes, comme le manganèse, le zinc, le bore et le cuivre sont des oligo-éléments essentiels en petites concentrations, mais ils sont dangereux pour les cultures en concentrations élevées.

### 3.2. Risques liés à la présence d'Agents Pathogènes

Les eaux usées brutes sont une source majeure de contamination sanitaire. Les pratiques de réutilisation ont été et sont encore une des causes principales d'épidémies de diarrhées, de choléra, de typhoïde, et de shigellose, en Afrique et en Asie, avec de nombreuses personnes hospitalisées et de nombreux décès (OMS, 2006). Elles sont également un contributeur probable aux infections parasitaires et cutanées. Que cela soit par contact direct (cutané ou ingestion) avec l'eau et les aérosols issus de l'aspersion, ou indirect via la consommation des produits agricoles. Le tableau (3) donne des exemples du fardeau de certaines maladies potentiellement pertinentes à l'utilisation des eaux usées en agriculture. La plupart de ces maladies associées aux excréta se retrouvent chez les enfants qui vivent dans les pays pauvres. Le fardeau des maladies se mesure en années de vie corrigées de l'incapacité (AVCI). Dans l'ensemble, l'OMS estime que la diarrhée seule est responsable de près de 3% de tous les décès (Prüss-Ustün et Corvalan, 2006).

Il est prouvé depuis longtemps que les microorganismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes (Sheikh et al., 1999). Ils vivent donc à la surface des plantes et sur le sol où le microclimat leur est favorable. Les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes (Asano, 1998). La contamination a lieu pendant la croissance des plantes ou à la récolte. Des contaminations fécales par

**Tableau 3 :** Mortalité mondiale et AVCI découlant de certaines maladies en lien avec l'utilisation des eaux usées en agriculture (Prüss-Ustün et Corvalan, 2006; OMS, 2006)

| Maladie                      | Mortalité (décès/année) | Fardeau de la maladie (AVCI) | Commentaires  |
|------------------------------|-------------------------|------------------------------|---|
| <b>Diarrhée</b>              | 1 682 000               | 57 966 000                   | 99,7 % des décès ont lieu dans les pays en développement; 90 % des décès touchent les enfants; 94 % peuvent être attribués aux facteurs environnementaux.     |
| <b>Typhoïde</b>              | 600 000                 | N/D                          | On évalue qu'il y a 16 000 000 de cas par année.  |
| <b>Ascariidiose</b>          | 3 000                   | 1 817 000                    | On évalue qu'il y a 1,45 milliard d'infections, dont 350 millions comportent des effets nocifs.   |
| <b>Ankylostomiase</b>        | 3 000                   | 59 000                       | On évalue qu'il y a 1,3 milliard d'infections, dont 150 millions comportent des effets nocifs.  |
| <b>Filariose lymphatique</b> | 0                       | 3 791 000                    | Les moustiques vecteurs de la filariose ( <i>Culex</i> spp.) se reproduisent dans l'eau contaminée. Cela n'entraîne pas la mort, mais des incapacités graves. |
| <b>Hépatite A</b>            | N/D                     | N/D                          | On évalue qu'il y a 1,4 million de cas par année dans le monde. Des signes sérologiques d'infections antérieures varient de 15 % à près de 100 %.             |

N/D = non disponible.

l'intermédiaire de produits végétaux irrigués avec des eaux usées brutes ont été mises en évidence. **Froese (1998)** rapporte une corrélation entre une épidémie de la cyclosporiose (*Cyclospora cayentanensis*) et la consommation des framboises importées contaminées. **Devaux (1999)** recense quatre études traitant des risques posés par la consommation des végétaux irrigués par les eaux usées brutes. Des infections parasitaires dues aux ascaris, aux trichocéphales et aux bactéries ont été observées chez les consommateurs des produits végétaux infectés. Le risque de contamination est élevé dans le cas de la réutilisation des eaux usées brutes comparativement à l'utilisation des eaux usées épurées (**Devaux, 1999**).

#### 4. Objectif

Dans ce chapitre, notre travail a pour objectif d'évaluer la qualité des eaux de surface des oueds Boukhmira, Meboudja et Seybouse utilisées en irrigation tout en suivant l'évolution spatio-temporelle des indicateurs physicochimiques, bactériologiques et de certains métaux lourds, afin de montrer la nécessité de leur épuration avant toute réutilisation en agriculture.

## 5. Matériel et méthodes

### 5.1. Les sites d'étude

Les sites d'étude : Oued Boukhmira (Site1), Oued Meboudja (Site2) et Oued Seybouse (Site3) sont situés au Nord-est de la région Annaba-El Tarf (figure 6). Les rejets des eaux usées se font directement vers ces oueds.

Nous avons choisi ces sites en fonction de leur proximité aux zones agricoles, industrielles et urbaines. Notre zone d'étude est considérée comme étant un pôle de développement agricole, avec une très grande variété de cultures céréalières, maraîchères et arboricoles (figure 7). L'irrigation de ces cultures est assurée par le pompage direct des eaux des oueds sans traitement préalable.

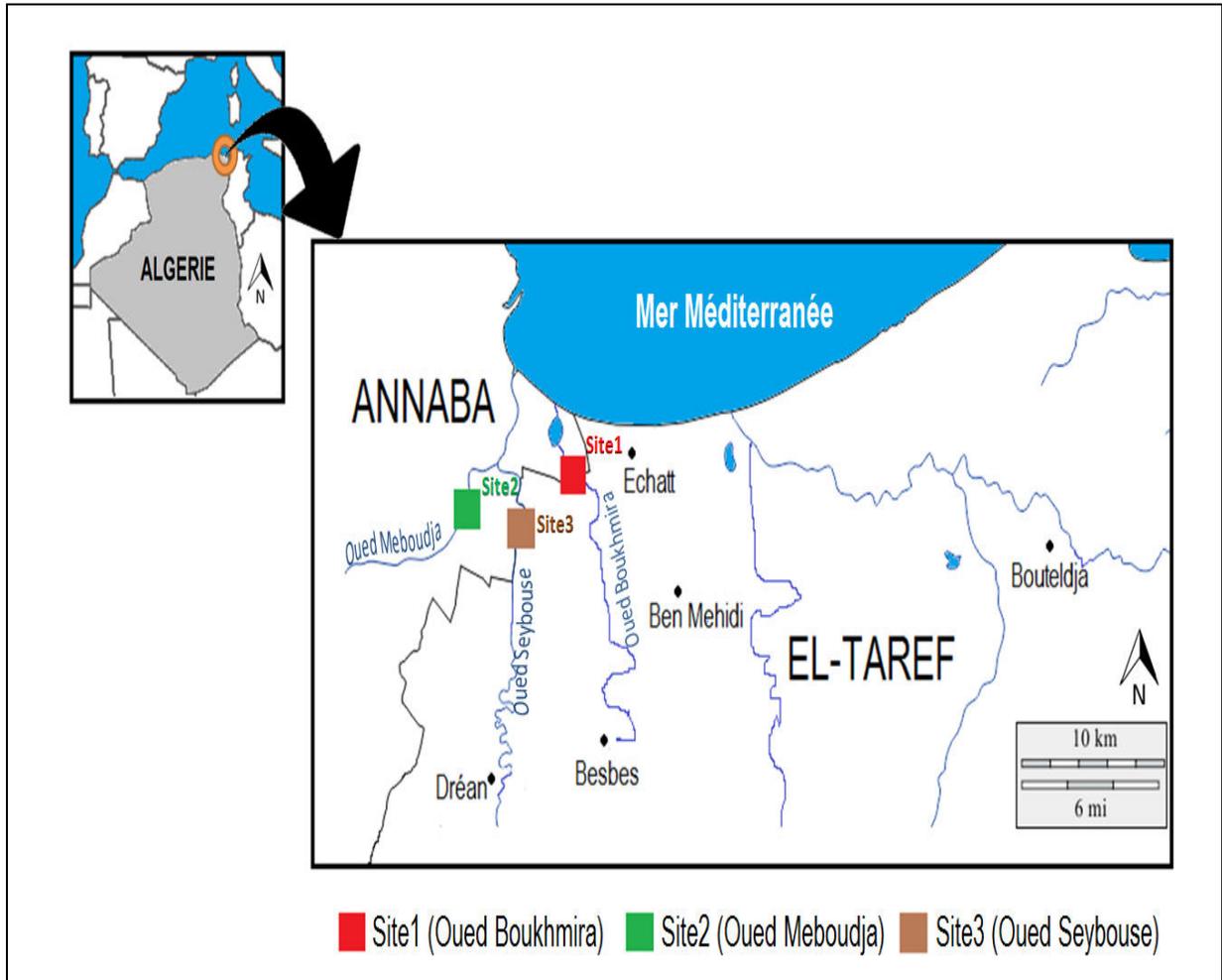
La population des trois sites compte respectivement : 29,897 habitants pour le site oued Boukhmira, 37,364 habitants pour le site oued Meboudja et 75,328 habitants pour le site oued Seybouse (Service communal-recensement 2016). Elle est concentrée généralement au niveau des communes et des hameaux.

### 5.2. Echantillonnage

Des prélèvements bimensuels des eaux d'irrigation sont effectués au niveau des trois sites durant un cycle annuel de Février jusqu'à Décembre 2016, afin de prendre en considération la variation saisonnière. Pour l'analyse physicochimique les échantillons d'eau sont collectés à une profondeur de 50 cm environ et mis dans des bouteilles en polyéthylène de 1,5 L soigneusement décontaminées. Concernant l'analyse bactériologique, les échantillons d'eau sont mis dans des flacons en verre stériles de 500 ml et conservés à 4°C dans une glacière d'après **Rodier (2009)**, puis acheminés au laboratoire dans un délai maximal de 24 heures.

### 5.3. Méthodes d'analyses

Les paramètres physicochimiques sont déterminés au niveau du laboratoire de l'Office National de l'Assainissement (ONA), les dosages des métaux lourds sont réalisés au sein du laboratoire central du complexe sidérurgique « SIDER » d'El Hadjar et les analyses bactériologiques sont effectuées au laboratoire central (SEATA) d'Annaba. Le tableau (4) regroupe les principaux paramètres et méthodes utilisés.



**Figure 6 :** Localisation des trois sites d'étude (Site 1 : Oued Boukhmira, Site 2 : Oued Meboudja, Site 3 : Oued Seybouse)



Site 1 : Oued Boukhmira



Site 2 : Oued Meboudja



Site 3 : Oued Seybouse

Figure 7 : Les sites d'étude

**Tableau 4:** Méthodes d'analyses des indicateurs de pollution physico-chimiques et bactériologiques

|                             | Paramètres  | Méthodes de détermination  | Références           |
|-----------------------------|---|--|----------------------|
| Paramètres physicochimiques | Température<br>pH<br>Conductivité<br>O <sub>2</sub> dissous | Appareil multiparamètre  | HQ40d<br>multi /NACH |
|                             | MES   | Spectrométrie (HACH : DR5000)  | NF T 90-105          |
|                             | DBO <sub>5</sub>  | Méthode respirométrique Manométrie   | NF T90-103           |
|                             | DCO   | Déterminée par oxydation catalysée par l'argent avec du dichromate de potassum et de l'acide sulfurique 2h/148°C                           | DIN / ISO 15705      |
|                             | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>                                | Méthode spectrométrique  | ISO 7150-1 :1984     |
|                             | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>                                | Les ions de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> réduits en nitrites dans un milieu acide/ Réaction avec l'acide sulfanilique et le 1-naphtylamine | DIN 38405-D9-2       |
|                             | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>                                | Méthode spectrométrique  | ISO 6777 : 1984      |
|                             | PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>                               | Méthode spectrométrique  | ISO 6878-1 :1998     |
| Métaux lourds               | Fe  | Méthode spectrométrique  | NF T90-017           |
|                             | Zn  | Méthode spectrométrique  | FD T90-112           |
| Paramètres bactériologiques | Germes totaux   | Méthode générale par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé   | ISO 6222 :1999       |
|                             | Coliformes totaux et fécaux                                 | Méthode générale par enrichissement en milieu liquide (N.P.P)  | ISO 9308-2:1990      |
|                             | Streptocoques fécaux  | Streptométrie par filtration sur membrane  | ISO 7899-2 :1984     |

#### 5.4. Analyse statistique

L'étude statistique est basée sur l'analyse de la variance à deux critères de classification (site, temps) en utilisant le test ANOVA grâce au logiciel MINITAB version 13,31. Ainsi qu'une Analyse en composantes principales (ACP) est effectuée en utilisant le logiciel statistique XLSTAT version 2014.5.03, dans le but d'établir une relation entre les différents paramètres physicochimiques et bactériologiques et pour mieux évaluer l'effet des activités anthropiques sur la qualité des eaux, cette méthode est largement utilisée pour interpréter les données hydrochimiques (**Chaouki et al., 2015 ; Lakhili et al., 2015**).

## 6. Résultats

### 6.1. Résultats des paramètres physico-chimiques

Les résultats sont regroupés dans les figures de (8) à (18)

#### 6.1.1. Température

La figure (8) illustre l'évolution spatio-temporelle de la température au niveau des trois sites. Durant la période d'étude la température varie légèrement entre les différents sites avec des valeurs extrêmes de 14 à 22,30°C pour site 1; de 15,30 à 24,10°C pour le site 2 et de 14,60 à 23,80°C au niveau de site 3. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,836$ ) entre les sites.

#### 6.1.2. pH

La variation spatio-temporelle du pH durant la période d'étude au niveau des trois sites est représentée dans la figure (9). Le pH des eaux des sites étudiés varie entre 7,14 et 7,80 avec une moyenne égale à  $7,58\pm 0,24$  pour le site 1; entre 7,25 à 7,95 avec une moyenne de  $7,64\pm 0,24$  pour le site 2 et entre 7,42 à 7,93 avec une moyenne de  $7,75\pm 0,2$  pour le site 3, de ce fait, le pH est légèrement neutre. Ces valeurs montrent une faible variation durant la période d'étude. Une légère réduction du pH est enregistrée au niveau des trois sites en mois d'Octobre. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,432$ ) d'un site à l'autre.

#### 6.1.3. Conductivité électrique

La figure (10) montre l'évolution spatio-temporelle de la conductivité électrique au niveau des trois sites durant la période d'étude. Les valeurs de la conductivité électrique des eaux montrent des fluctuations au niveau des sites étudiés, allant de 970 à 1400  $\mu\text{s/cm}$  au niveau du site 1 avec une moyenne égale à  $1216,33\pm 162,06$   $\mu\text{s/cm}$ ; de 1200 à 2650  $\mu\text{s/cm}$  au site 2 avec une valeur moyenne de  $1910,50\pm 658,16$   $\mu\text{s/cm}$ , et de 1279 à 2240  $\mu\text{s/cm}$  au niveau du site 3 avec une moyenne de  $2009,83\pm 366,51$   $\mu\text{s/cm}$ . Les résultats obtenus mettent en évidence une minéralisation importante notamment en mois de Juin au niveau des trois sites. La différence d'égalités des moyennes est significative ( $p=0,015$ ) entre les sites.

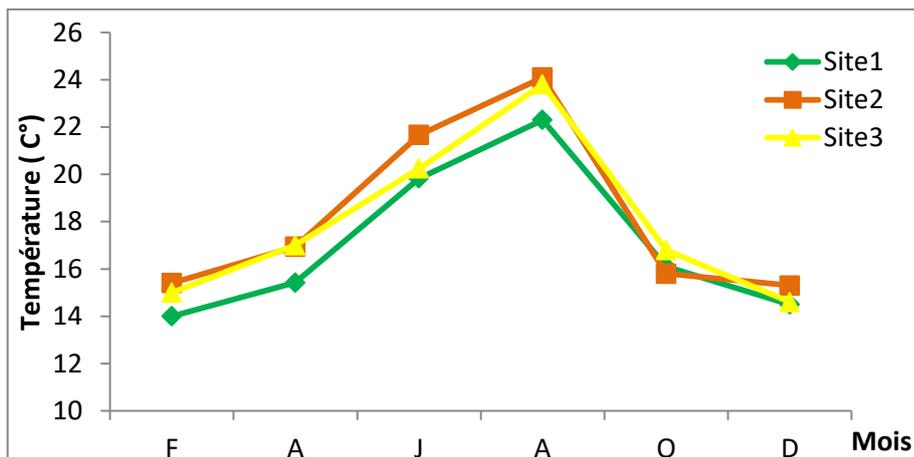


Figure 8 : Variation Spatio-temporelle de la température durant la période d'étude au niveau des trois sites

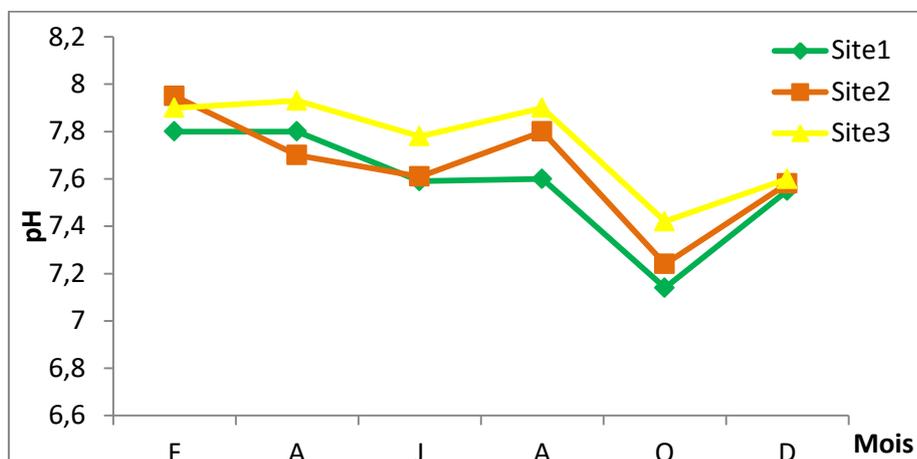


Figure 9 : Variation Spatio-temporelle du pH durant la période d'étude au niveau des trois sites

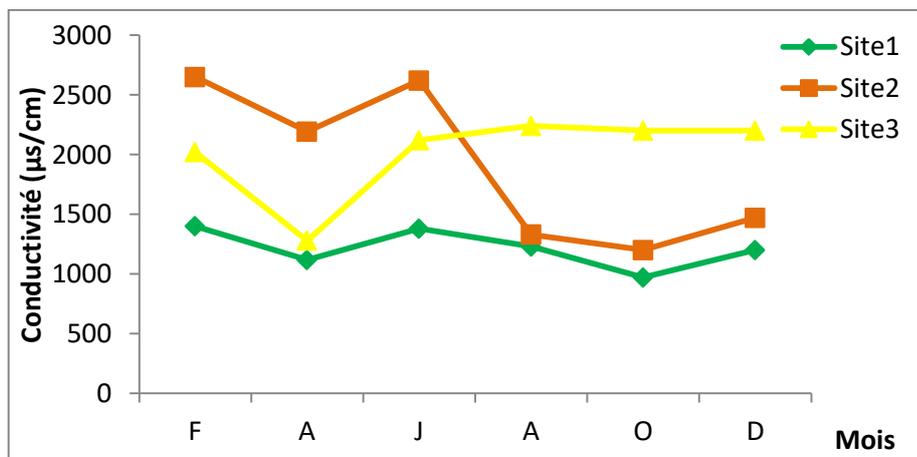


Figure 10 : Variation Spatio-temporelle de la conductivité électrique durant la période d'étude au niveau des trois sites

#### 6.1.4. Oxygène dissous

La figure (11) représente la variation Spatio-temporelle de l'oxygène dissous durant la période d'étude au niveau des trois sites. L'oxygène dissous de nos eaux enregistre des valeurs allant de 4,66 à 6,58 mg/l O<sub>2</sub> pour le site 1 avec une moyenne de  $5,89 \pm 0,64$  mg/l O<sub>2</sub>; de 0,77 à 5,14 mg/l O<sub>2</sub> pour le site 2 avec une valeur moyenne de  $2,90 \pm 1,77$  mg/l O<sub>2</sub>; et de 3,75 à 6,81 mg/l O<sub>2</sub> au niveau du site 3 avec une moyenne égale à  $5,46 \pm 1,11$  mg/l O<sub>2</sub>. À l'échelle saisonnière, les teneurs en oxygène dissous sont plus importantes en période pluvieuse qu'en période sèche. La différence d'égalités des moyennes est hautement significative ( $p=0,002$ ) entre les sites.

#### 6.1.5. Matières en suspension (MES)

La figure (12) montre l'évolution Spatio-temporelle des matières en suspension dans les trois sites durant la période d'étude. Les valeurs de celles-ci sont comprises entre 38 à 95 mg/l avec une moyenne de  $68,16 \pm 22,30$  mg/l au niveau du site1; entre 115 et 157 mg/l avec une valeur moyenne de  $134,50 \pm 17,22$  mg/l pour le site 2; et entre 93 et 145 mg/l avec une moyenne égale à  $116 \pm 21,34$  mg/l pour le site 3. Nous remarquons que les sites 2 et 3 présentent des concentrations en MES plus importantes que celles du site 1. La différence d'égalités des moyennes est très hautement significative ( $p=0,00$ ) d'un site à l'autre.

#### 6.1.6. Nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)

L'évolution spatio-temporelle des nitrates durant la période d'étude au niveau des trois sites est représentée dans la figure (13). Nos résultats indiquent des concentrations en nitrates de l'ordre de 0 à 3,05 mg/l au niveau du site 1 avec une moyenne de  $1,63 \pm 1,18$ ; de 0,17 à 1,95 mg/l pour le site 2 avec une moyenne de  $0,76 \pm 0,62$  mg/l; et de 0,88 à 19,89 mg/l avec une moyenne égale à  $7,40 \pm 8,64$  mg/l au niveau du site 3. Les concentrations les plus élevées sont enregistrées en mois d'Octobre et Décembre au niveau du site 3 qui sont respectivement de l'ordre de 17,01 mg/l et 19,89 mg/l. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,077$ ) entre les sites.

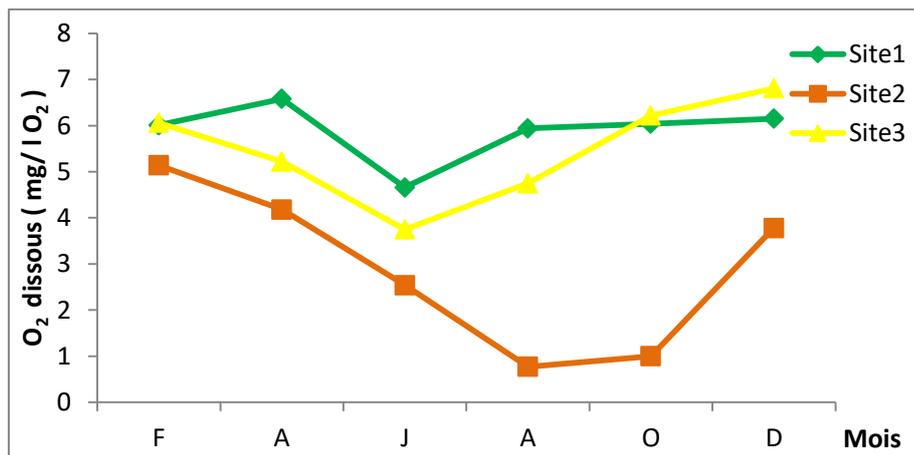


Figure 11 : Variation Spatio-temporelle de l'oxygène dissous durant la période d'étude au niveau des trois sites

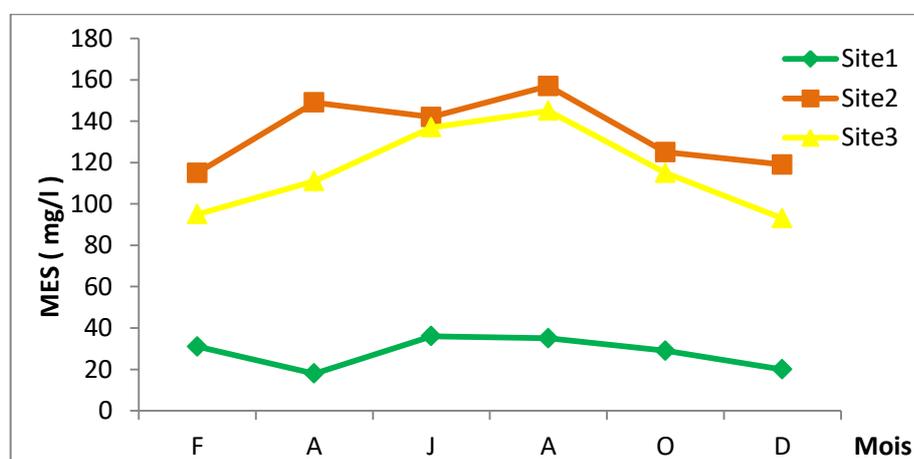


Figure 12 : Variation Spatio-temporelle des matières en suspension durant la période d'étude au niveau des trois sites

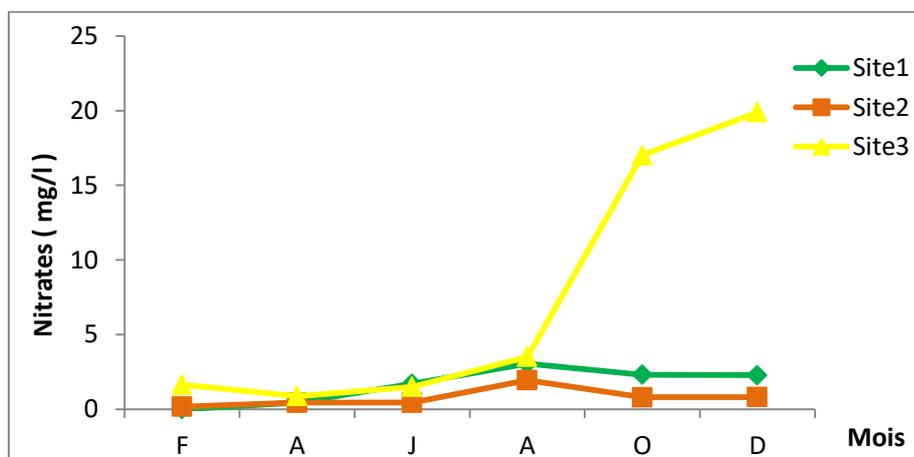


Figure 13 : Variation Spatio-temporelle des nitrates durant la période d'étude au niveau des trois sites

### 6.1.7. Nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )

La figure (14) met en évidence l'évolution spatio-temporelle des nitrites dans les trois sites durant la période d'étude. Les teneurs en nitrites atteignent des valeurs comprises entre 0,09 à 1,03 mg/l avec une moyenne de  $0,41 \pm 0,32$  mg/l au niveau du site 1; entre 0 et 1,18 mg/l avec une moyenne égale à  $0,46 \pm 0,43$  mg/l au site 2; et entre 0,30 et 0,98 mg/l avec une moyenne de  $0,66 \pm 0,25$  mg/l enregistrées au site 3. Nous remarquons d'après les résultats obtenus une augmentation des concentrations en nitrites en mois de Juin au niveau des trois sites. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,459$ ) entre les sites.

### 6.1.8. Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ )

La variation spatio-temporelle des ammoniums durant la période d'étude au niveau des trois sites est illustrée dans la figure (15). Les concentrations en ion ammonium sont comprises entre 1,30 à 3,72 mg/l au niveau du site1 avec une moyenne de  $1,83 \pm 0,93$  mg/l; de 1,03 à 17,43 mg/l avec une valeur moyenne de  $5,47 \pm 6,48$  mg/l mentionnées au site 2 ; et entre 1,60 à 2,10 mg/l avec une moyenne égale à  $1,42 \pm 0,40$  mg/l enregistrées au niveau du site 3. Nous observons une augmentation importante de la teneur en ammonium en mois d'Octobre au niveau du site 2. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,160$ ) entre les sites.

### 6.1.9. Orthophosphates ( $\text{PO}_4^{-3}$ )

La figure (16) illustre l'évolution bimensuelle des concentrations en orthophosphates dans les trois oueds. Cette figure montre que le site 2 est plus concentré par rapport aux sites 1 et 3 avec une teneur moyenne de 6,54 mg/l et des valeurs extrêmes de 2,82 à 9,94 mg/l. Les teneurs en orthophosphate sont en moyenne de 2,08 mg/l avec des valeurs extrêmes de 0,75 à 7,10 mg/l au niveau du site 1; et en moyenne de 1,59 mg/l avec des valeurs extrêmes de 0,37 à 4,05 mg/l signalée au niveau du site 3. Nous constatons que les concentrations en orthophosphates sont fortement élevées en mois d'Aout et ce pour les trois sites. La différence d'égalités des moyennes est hautement significative ( $p=0,003$ ) d'un site à l'autre.

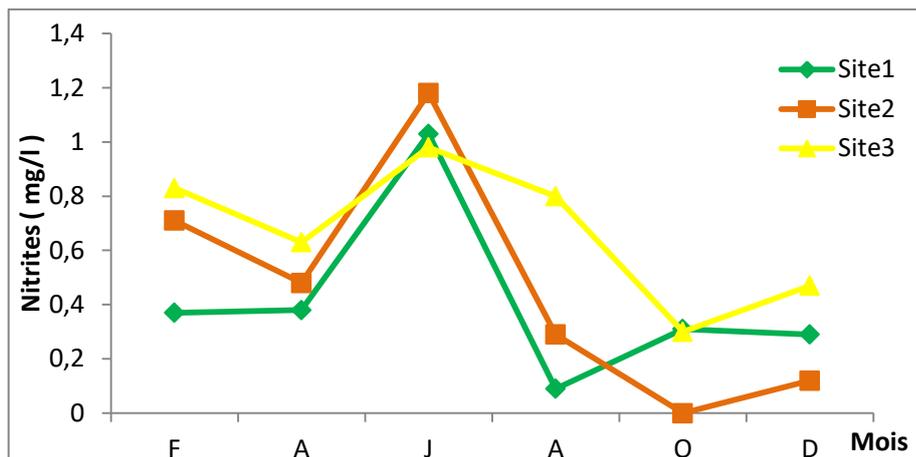


Figure 14. Variation Spatio-temporelle des nitrites durant la période d'étude au niveau des trois sites

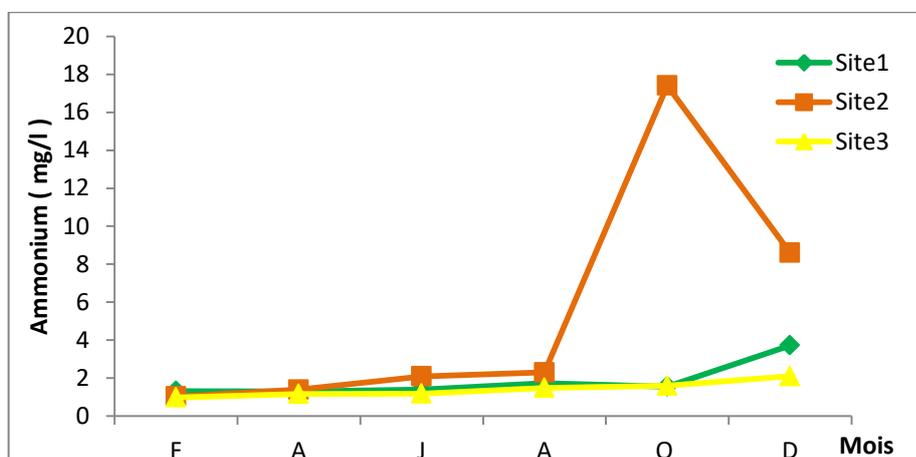


Figure 15 : Variation Spatio-temporelle des ammoniums durant la période d'étude au niveau des trois sites

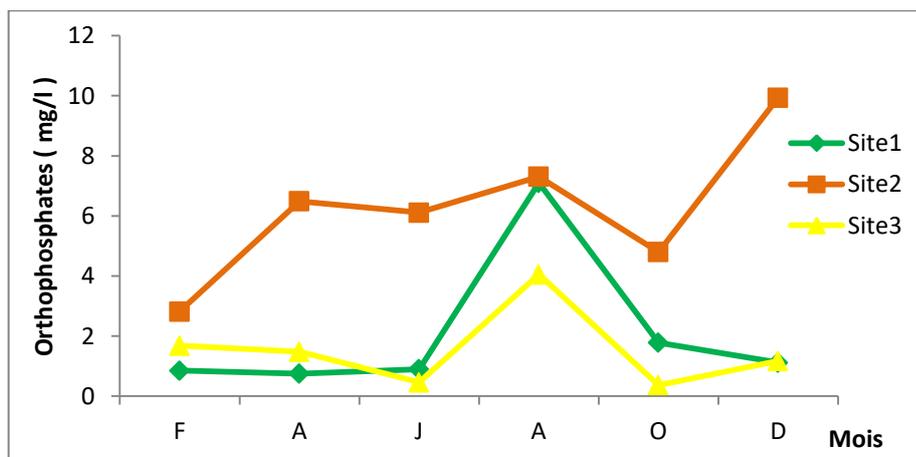


Figure 16 : Variation Spatio-temporelle des orthophosphates durant la période d'étude au niveau des trois sites

### 6.1.10. Demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La figure (17) représente l'évolution spatio-temporelle de la DBO<sub>5</sub> durant la période d'étude dans les trois sites. Les valeurs de la DBO<sub>5</sub> oscillent entre 12,90 à 22,40 mg/l d'O<sub>2</sub> au niveau du site 1 avec une moyenne de  $16,96 \pm 4,17$  mg/l d'O<sub>2</sub>; entre 23 à 52 mg/l au site 2 avec une moyenne égale à  $32,68 \pm 11,04$  mg/l d'O<sub>2</sub>; et entre 10 et 35 mg/l d'O<sub>2</sub> avec une valeur moyenne de  $20,51 \pm 8,81$  mg/l d'O<sub>2</sub> au site 3. Nous constatons que les valeurs de la DBO<sub>5</sub> sont plus importantes en saison sèche. La différence d'égalités des moyennes est significative ( $p=0,015$ ) entre les sites.

### 6.1.11. Demande chimique en oxygène (DCO)

La variation bimensuelle de la DCO au niveau des trois sites est illustrée dans la figure (18). L'évolution de cette dernière varie globalement entre 26,30 et 43,20 mg/l d'O<sub>2</sub> pour le site 1 avec une moyenne de  $34,08 \pm 6,90$  mg/l d'O<sub>2</sub>; entre 69,80 et 128 mg/l d'O<sub>2</sub> au niveau du site 2 avec une valeur moyenne de  $95,74 \pm 19,14$  mg/l d'O<sub>2</sub>; et entre 31,20 et 51,90 mg/l d'O<sub>2</sub> avec une moyenne égale à  $38,26 \pm 7,46$  mg/l d'O<sub>2</sub> pour le site 3. D'après nos résultats, les charges les plus élevées sont enregistrées au niveau du site 2 comparativement à celles du site 1 et 3. La différence d'égalités des moyennes est très hautement significative ( $p=0,00$ ) entre les sites.

- **Ratio DCO/DBO<sub>5</sub>, DBO<sub>5</sub>/DCO et la matière oxydable**

Le calcul des rapports DCO/DBO<sub>5</sub>, DBO<sub>5</sub>/DCO et l'estimation de la Matière Oxydable (MO) au niveau des trois sites est indiqué dans le tableau (5).

Nous remarquons que les rapports moyens annuels DBO<sub>5</sub>/DCO sont supérieurs à 0,3 au niveau des trois sites d'étude. Nous notons également que les eaux usées de nos sites présentent des indices de biodégradabilité DCO/DBO<sub>5</sub> variant de 2 à 2,92. Ces indices sont donc inférieurs à 3. Ainsi, la matière oxydable est marquée par des valeurs élevées au niveau des eaux usées étudiées.

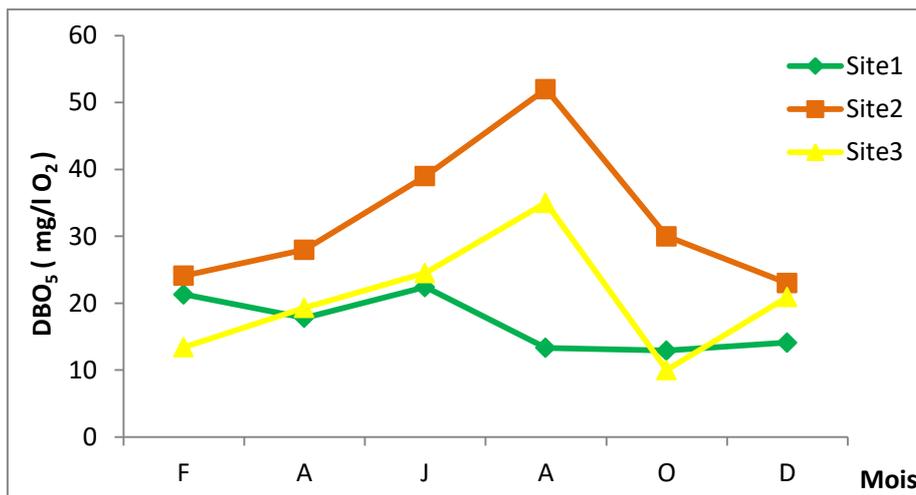


Figure 17 : Variation Spatio-temporelle de la DBO<sub>5</sub> durant la période d'étude au niveau des trois sites

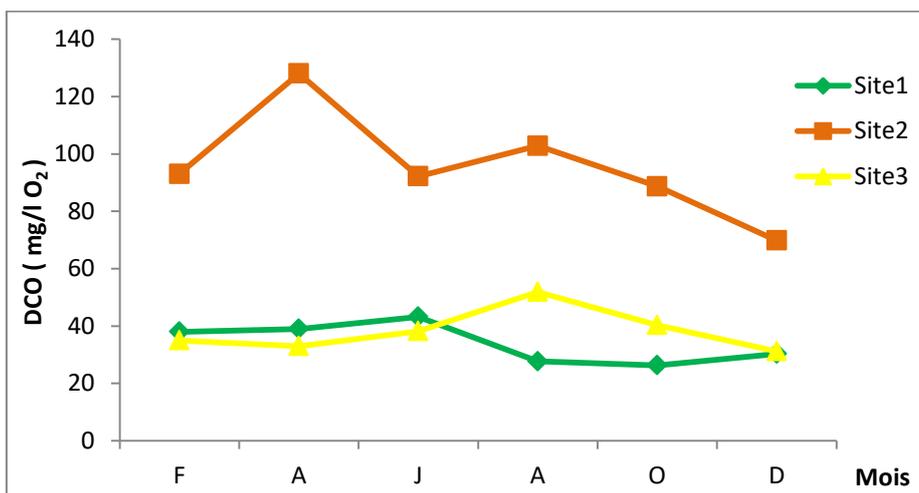


Figure 18 : Variation Spatio-temporelle de la DCO durant la période d'étude au niveau des trois sites

Tableau 5: Paramètres de biodégradabilité de la matière organique

| Sites \ Paramètres | DBO <sub>5</sub> /DCO | DCO/DBO <sub>5</sub> | Matière oxydable (MO)* mg/l |
|--------------------|-----------------------|----------------------|-----------------------------|
| Site 1             | 0,49                  | 2,00                 | 22,48                       |
| Site 2             | 0,34                  | 2,92                 | 53,7                        |
| Site 3             | 0,53                  | 1,89                 | 26,42                       |

\*MO = DCO + 2(DBO<sub>5</sub>) / 3 (Boeglin, 1999).

### 6.1.12. Métaux lourds

Les résultats mentionnés dans le tableau (6) représentent la variation des métaux lourds au niveau des trois sites durant la période d'étude. Les concentrations en Fer total fluctuent entre 0,39 à 1,07 mg/l pour le site 1 avec une moyenne de 0,72 mg/l, entre 0,67 à 1,32 mg/l avec une valeur moyenne de  $0,97 \pm 0,27$  mg/l au niveau du site 2 et entre 0,25 à 1,38 mg/l avec une moyenne de 0,81 mg/l pour le site 3. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,455$ ) entre les sites. En ce qui concerne le taux du Zinc, nous notons des concentrations faibles au niveau du site 1 et des valeurs moyennes plus élevées enregistrées au site 2 et 3. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,381$ ) entre les sites.

**Tableau 6:** Variation des métaux lourds (Fer Total, Zinc) au niveau des trois sites durant la période d'étude

| Paramètres \ Sites  | Moy $\pm$ ET (Min-Max)         |                                |                                |
|---|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
|   | Site 1                         | Site 2                         | Site 3                         |
| <b>Fer Total (mg/l)</b>   | 0,72 $\pm$ 0,30<br>(0,39-1,07) | 0,98 $\pm$ 0,27<br>(0,67-1,32) | 0,81 $\pm$ 0,45<br>(0,25-1,38) |
| <b>Zinc (mg/l)</b>  | 0,04 $\pm$ 0,03<br>(0,02-0,1)  | 0,11 $\pm$ 0,13<br>(0,01-0,35) | 0,10 $\pm$ 0,05<br>(0,03-0,15) |
| Moy : Moyenne ; ET : écart type ; Min : minimum ; Max : maximum |                                |                                |                                |

## 6.2. Résultats des paramètres bactériologiques

Les résultats des analyses bactériologiques des eaux des trois sites durant la période d'étude sont consignés dans le tableau (7).

### 6.2.1. Germes totaux

Nos résultats révèlent des charges moyennes en germes totaux très élevées qui sont de l'ordre de  $11,46 \times 10^5$  germes/100 ml au niveau du site 1, de  $19,48 \times 10^5$  germes/100 ml pour le site 2 et de  $12,40 \times 10^5$  germes/100 ml au niveau du site 3. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,116$ ) d'un site à l'autre.

### 6.2.2. Coliformes totaux

Les valeurs moyennes des Coliformes totaux sont de l'ordre de  $50,20 \times 10^3$  germes/100 ml mentionnée au niveau du site 1,  $68,25 \times 10^3$  germes/100 ml au niveau du site 2 et  $34,96 \times 10^3$  germes/100 ml pour le site 3. En termes de charge bactérienne, nous constatons que les sites 1 et 2 sont plus chargés que le site 3. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,542$ ) entre les sites.

### 6.2.3. Coliformes fécaux

D'après les résultats obtenus, les valeurs moyennes des Coliformes fécaux sont de l'ordre de  $10,28 \times 10^3$  germes/100 ml au niveau du site 1, de  $20,55 \times 10^3$  germes/100 ml indiquée au site 2 et de  $11,65 \times 10^3$  germes/100 ml au niveau du site 3. Nous remarquons que les charges de celles-ci sont plus élevées en mois d'Aout et Octobre par rapport au reste de l'année. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,473$ ) d'un site à l'autre.

### 6.2.4. Streptocoques fécaux

Durant la période d'étude les Streptocoques fécaux atteignent respectivement  $24,5 \times 10^2$  germes/100 ml au niveau le site 1,  $22,50 \times 10^2$  germes/100 ml au site 2 et  $9,33 \times 10^2$  germes/100 ml au site 3. Nous notons que les sites 1 et 2 présentent de fortes densités comparativement à celles du site 3. La différence d'égalités des moyennes est non significative ( $p=0,179$ ) entre les sites.

**Tableau 7** : Résultats des analyses bactériologiques au niveau des trois sites durant la période d'étude

| <b>Paramètres</b>  | <b>Moy ± ET<br/>(Min-Max)</b> |                           |                           |
|--|-------------------------------|---------------------------|---------------------------|
|  | <b>Site 1</b>                 | <b>Site 2</b>             | <b>Site 3</b>             |
| <b>Germes totaux<br/>(gm/100 ml) (<math>\times 10^5</math>)</b>        | 11,46±1,50<br>(10-14)         | 19,48±9,40<br>(7,8-31,1)  | 12,40±6,94<br>(2-20)      |
| <b>Colifomes totaux<br/>(gm/100 ml) (<math>\times 10^3</math>)</b>     | 50,20±50,68<br>(4,80-110)     | 68,25±59,91<br>(7,50-140) | 34,96±40,74<br>(4,80-110) |
| <b>Coliformes fécaux<br/>(gm/100 ml) (<math>\times 10^3</math>)</b>    | 10,28±9,26<br>(2,80-24)       | 20,55±21,62<br>(2-55)     | 11,98±11,73<br>(1,1-30)   |
| <b>Streptocoques fécaux<br/>(gm/100 ml) (<math>\times 10^2</math>)</b> | 24,50±16,05<br>(10-55)        | 22,50±16,54<br>(10-50)    | 9,33±10,03<br>(0-23)      |
| Moy, Moyenne ; ET, écart type ; Min, minimum ; Max, maximum            |                               |                           |                           |

### 6.3. Analyse en Composantes Principales

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) permet de décrire un jeu de données, de le résumer, ainsi d'étudier les liaisons linéaires entre les variables (corrélations). Une matrice de données brutes comportant 13 variables physico-chimiques et 4 variables bactériologiques a été utilisée sur les trois sites. Les résultats obtenus sont reportés dans la figure (19).

- Le cercle de corrélation (figure 19A) montre que l'axe F1 possède une variance de 50,21 % exprimée par la température, les matières en suspension, les nitrates, les ammoniums, les orthophosphates, le Fer total et le Zinc. Cet axe est dominé par les composés azotés et phosphorés et les métaux lourds qui proviennent de la pollution urbaine et agricole. La deuxième composante contribuant pour 19,34 % de la variance totale est corrélée positivement, à l'Oxygène dissous (OD) ce qui traduit la saisonnalité.
- La projection des variables bactériologiques sur le plan factoriel F1-F2 (figure 19B) montre que les coliformes totaux et les streptocoques fécaux sont corrélés positivement à l'axe F1 qui cumule 48,49 % d'inertie. La deuxième composante, avec la variabilité capturée de 40,86 % montre que les germes totaux et les Coliformes fécaux contribuent positivement à l'expression de cet axe. La présence de ces bactéries dans les eaux de l'oued Boukhmira utilisées comme eau d'irrigation prouvent qu'elles sont soumises à une influence anthropique.
- Dans le cercle de corrélation (figure 19C) la première composante (F1), contribuant avec 41,32% d'inertie, est définie par des paramètres caractérisant les nutriments azotés et phosphorés : les nitrates, les ammoniums et les orthophosphates, ainsi que le Fer Total. la deuxième composante (F2) représente seulement 29,83 % des informations, elle est déterminée par la température, le pH, la DBO<sub>5</sub>, la DCO, les matières en suspension, les nitrites, et le Zinc. Ces variables sont majoritairement dépendantes de l'activité anthropique, notamment humaine (**Elhatip et al., 2008; Omo-Irabor et al., 2008**).
- Dans le plan factoriel F1-F2 (figure 19D) décrit la surcharge de l'eau par les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux dans la première composante F1 avec une inertie de 47,84%. Les germes totaux contribuent

positivement à la deuxième composante F2, qui cumule seulement 23.88% de la variabilité capturée. Ces différents variables sont des indicateurs d'une pollution fécale et sont en grande partie d'origine humaine.

- La figure (19E) résume 71,99 % de l'information, l'axe F1 a une variance égale à 46,67 % est constitué par la température, le pH, la DBO<sub>5</sub>, La DCO, les matières en suspension, les nitrites, les Orthophosphates et le Zinc. Cet axe regroupe donc, la majorité des paramètres qui décrivent une pollution de type organique et une eutrophisation des milieux aquatiques (**Mounjid et al., 2014**). Tandis que l'Axe F2 représentant uniquement 25.32% d'inertie, elle est déterminée par la conductivité électrique, l'oxygène dissous, les nitrates, l'ammonium et le Fer total. Cette composante met en évidence des apports organiques et minéraux qui peuvent être liés aux activités industrielles, agricoles, et domestiques.
- L'espace des variables bactériologique du plan factoriel F1-F2 (figure 19F) montre que ce plan exprime 71,69 % de la variance exprimée. Le facteur F1, avec une variance de 49,66% est déterminé par les germes totaux, les coliformes totaux et les coliformes fécaux, le facteur F2 avec respectivement 22,03% de la variance exprimée par les Streptocoques fécaux. La présence de ces bactéries confirme l'influence des activités anthropiques sur les eaux de l'oued Seybouse.

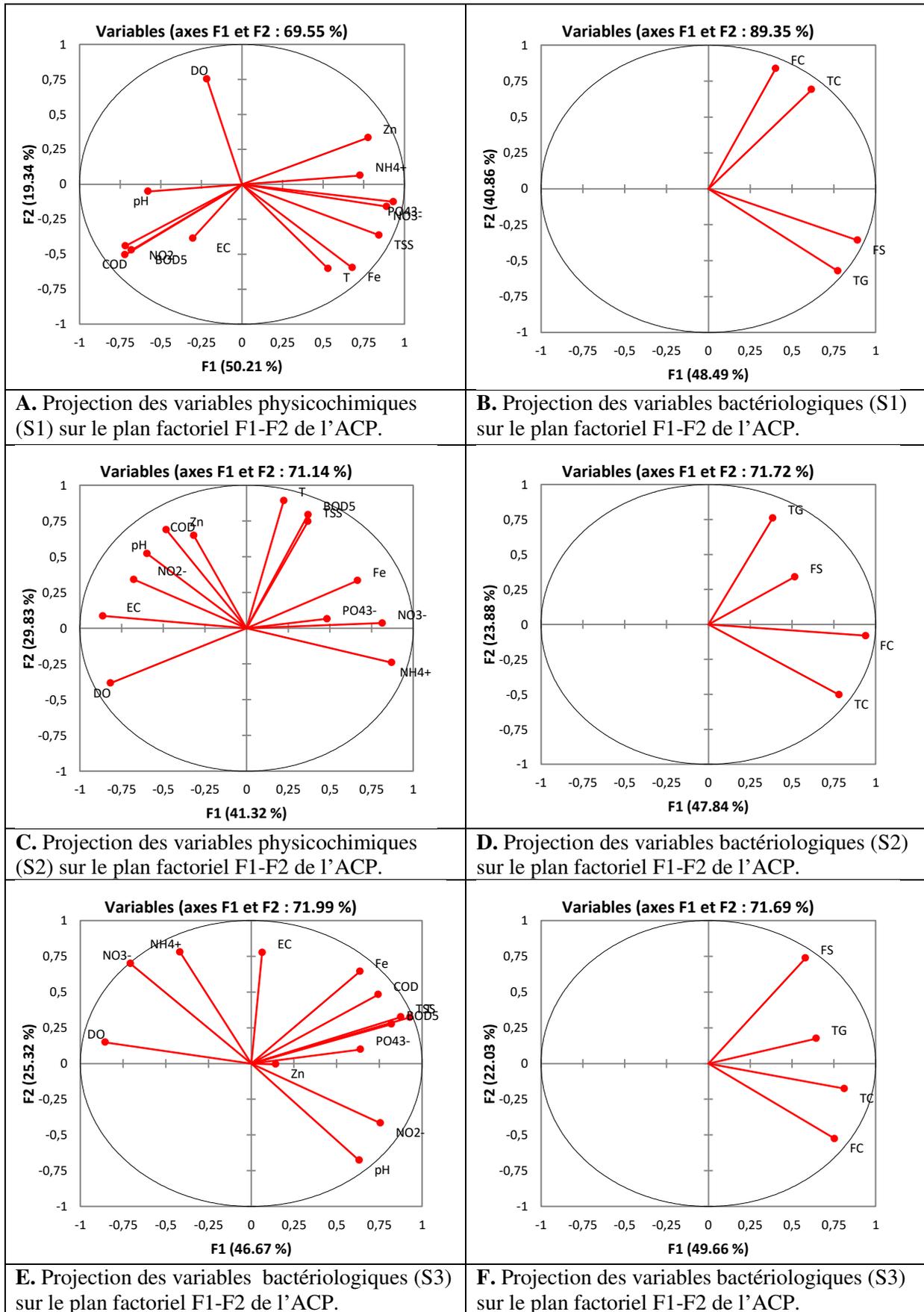


Figure 19 : Résultats de l'ACP

## 7. Discussion

Les eaux polluées utilisées à des fins d'irrigation peuvent avoir des effets nuisibles sur l'écosystème et sur la santé publique dont les niveaux admissibles de paramètres physicochimiques et bactériologiques dépendent de leur niveau de rétention dans le sol, de leur transfert dans les plantes, et leur phytotoxicité et leur risque potentiel dans la chaîne alimentaire.

La température de l'eau, est un facteur écologique qui entraîne d'importantes répercussions écologiques (**Leynaud, 1968**), durant la période d'étude les valeurs de température sont inférieures à 30°C, considérée comme valeur limite indicative pour les eaux usées destinées à l'irrigation des cultures (**J.O.R.A, 2012**) et pour les rejets directs dans le milieu récepteur (**J.O.R.A, 2006**), La variation de la température est conditionnée, essentiellement, par la température des rejets domestiques et industriels d'une part et des conditions météorologiques d'autre part. La température de l'eau suit celle de l'air, vu que la différence entre les températures des deux milieux est en moyenne de 2 à 3°C. Nos résultats concordent avec ceux rapportés par **Derradji et al. (2015)**.

Le potentiel d'Hydrogène conditionne un grand nombre d'équilibre physicochimique et dépend de multiples facteurs, dont l'origine de l'eau, les apports agricoles, les rejets des agglomérations et des industries. Les valeurs moyennes du pH obtenues dans les eaux des sites étudiés sont proches de la neutralité et sont conformes aux normes algériennes de la qualité des eaux usées destinées à l'irrigation (**J.O.R.A, 2012**), elles se trouvent également dans l'intervalle (6,5-8,4) recommandées par la FAO. Ces observations concordent avec les travaux de **Guerraiche (2017)** et **Kahoul et al. (2014)**.

La conductivité électrique traduit le degré de minéralisation globale, et renseigne sur le taux de salinité (**Lakhili et al., 2015**). L'évolution de cette dernière a montré que les eaux des trois sites sont salines et fortement minéralisées selon **Rodier (2009)** (Conductivité de 1000 à 3000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  : eau saline). Une salinité importante des eaux d'irrigation engendre des effets indésirables tant sur les propriétés physiques du sol que sur la croissance et les rendements des cultures (**Ayers et al., 1994**). Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés par **Reggam et al. (2015)**.

L'oxygène dissous ( $O_2$ ) est très important par le fait qu'il conditionne l'état de plusieurs sels minéraux, la dégradation de la matière organique et la vie des animaux aquatiques (**HCEFLCD, 2007**). D'après les résultats obtenus, nous avons remarqué que le site 2 se caractérise par des faibles teneurs en  $O_2$  dissous (inférieures à 5 mg/l  $O_2$ ), qui ne répondent pas à la norme algérienne. Ce déficit en oxygène dissous serait dû aux fortes charges organiques générées par les rejets. En effet la présence des quantités importantes de matières organiques dans les eaux souvent d'origine anthropique, peut provoquer un déficit d'oxygène dissous dans le milieu aquatique. Cela est lié probablement à la consommation de l'oxygène du milieu par les microorganismes qui dégradent des matières organiques (**Hull et al., 2008**).

Les matières en suspension représentent l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans les eaux. Elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, de régime d'écoulement des eaux, de la nature des rejets, etc. (**Rodier, 2009**). Les teneurs les plus élevées en MES sont observées au niveau des trois sites en saison d'étiage, Ce résultat est lié souvent à la charge importante en matières organiques et minérales. La présence des matières en suspension dans les affluents en quantité dépassant la norme recommandée par l'OMS (30 mg/l) peut entraîner le colmatage du sol dont les conséquences sont néfastes pour les cultures (**Abouelouafa et al., 2002**). Les valeurs moyennes obtenues sont proches de celles données par **Ounoki et al. (2014)**, et restent inférieures à celles trouvées par **Souiki et al. (2008)**.

Les ions nitrates ( $NO_3^-$ ) représentent la forme la plus soluble de l'azote, sa présence dans les eaux de surface est liée à l'utilisation intensive des produits fertilisants (chimiques ou organiques) (**Debieche, 2002; Lgourna et al., 2014**). La comparaison des teneurs en nitrates enregistrés au niveau des trois sites avec la norme algérienne de qualité des eaux destinées à l'irrigation montre qu'elles sont inférieures à 30 mg/l (**J.O.R.A, 2012**). Nos résultats sont similaires à ceux reportés par **Abboudi et al. (2014)**, par contre ils sont inférieurs à ceux publiés par **Pardeep Singh et al. (2015)**.

Selon **Debieche (2002)** les nitrites ou l'azote nitreux, représentent la forme du passage entre les nitrates et l'ammonium, c'est une forme moins oxygénée, moins stable et toxique. Les concentrations moyennes en nitrites au niveau des trois sites restent inférieures à la valeur limite (1 mg/l) fixée par l'OMS (**OMS, 1989**). Ces faibles concentrations sont donc la résultante de la transformation rapide de cet élément instable par les bactéries de milieu en

nitrites (El Khokh *et al.*, 2011; Souiki *et al.*, 2008). Nos résultats sont plus ou moins comparables à ceux publiés par Chaib *et al.* (2011), et sont faibles à ceux obtenus par Haddad *et al.* (2014).

L'ammonium constitue le produit de la réduction finale des substances organiques azotées et de la matière inorganique dans les eaux et les sols. Il provient également de l'excrétion des organismes vivants et de la réduction et la biodégradation des déchets, sans négliger les apports d'origine domestique, industrielle et agricole (Dimane *et al.*, 2017). D'après nos résultats, la teneur en ammonium dans le site 2 en mois d'octobre est fortement élevée, elle représente ainsi un indice de pollution récente (Dussart, 1992; Peirce, 1997). Nous constatons également que la valeur moyenne du site 2 est supérieure à la norme de la qualité des eaux d'irrigation recommandées par la FAO qui exige des teneurs inférieures à 2 mg/l, quant aux sites 1 et 2 se situent dans la gamme des eaux d'irrigation (FAO, 1985; OMS, 1989). Selon Debieche (2002) le transfert de la forme ammonium vers les nitrites et les nitrites se fait par oxydation, cette réaction est rapide en présence de l'oxygène. La forte teneur en CO<sub>2</sub> et la faible teneur en oxygène accroissent la concentration en ammonium dans l'eau. Nos résultats sont supérieurs à ceux trouvés par Mehanned *et al.* (2014).

L'évolution bimensuelle des orthophosphates dans les trois oueds a mis en évidence des concentrations qui dépassent le seuil de 2 mg/l, norme des rejets dans le milieu récepteur prescrite par (J.O.R.A, 2006), ces concentrations sont aussi largement supérieures à celles fixées par la FAO concernant les eaux destinées à l'irrigation (F.A.O, 1985). La variabilité des teneurs en orthophosphates peut s'expliquer, spatialement, d'une part par les rejets additionnels des agglomérations et unités industrielles avoisinantes et d'autre part par le lessivage des terres agricoles traitées par les engrais. Les valeurs obtenues sont inférieures à celles publiées par Messai *et al.* (2016), en revanche elles sont supérieures à celles trouvées au Sud-est côtier de la Côte d'Ivoire par Eblin *et al.* (2014).

Le suivi des paramètres DBO<sub>5</sub> et DCO permet d'évaluer la quantité en matière organique présente dans l'eau. Les valeurs moyennes en DBO<sub>5</sub> enregistrées au site 1 et 3 sont conformes à la norme algérienne en revanche la charge observée au site 2 est supérieure à 30 mg/l considérée comme valeur limite préconisée par J.O.R.A (2012). Nos valeurs sont inférieures à celles rencontrés dans l'eau d'une rivière à Gongo (Akatumbila *et al.*, 2016), par contre elles sont supérieures à celles trouvées par khan *et al.* (2016) en Inde. Nous remarquons une

pollution excessive en DCO dans le site 2 dépassant largement les valeurs guides des eaux d'irrigation 90 mg O<sub>2</sub>/l (**J.O.R.A, 2012**). Nos résultats sont inférieurs à ceux trouvés dans les eaux usées de la ville d'Azilal au Maroc **Idriss et al. (2015)**, et supérieurs à ceux rencontrés dans les eaux de surface par **Mekaoussi (2014)**.

Pour une meilleure appréciation de l'origine des eaux usées étudiées, Le calcul des rapports DCO/DBO<sub>5</sub>, DBO<sub>5</sub>/DCO et l'estimation de la Matière Oxydable (MO) présentent des intérêts très importants afin de proposer un mode de traitement convenable. Les rapports DCO/DBO<sub>5</sub> sont inférieurs à 3, ce qui indique que les eaux des oueds étudiées reçoivent des eaux usées urbaines à dominance domestique et facilement biodégradables (**Rodier, 2009**).

Afin de caractériser une pollution industrielle, le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO donne des indications très intéressantes sur l'origine d'une pollution des eaux et ses possibilités de traitement. Les eaux étudiées présentent des indices de biodégradabilité DBO<sub>5</sub>/DCO élevés qui sont supérieurs à 0,3, ce qui confirme que ces eaux sont fortement chargées en matières organiques. Ce résultat obtenu est confirmé par l'estimation de la Matière Oxydable. Les rapports obtenus sont similaires à ceux reportés par **Abbou et al. (2014)** dans les eaux d'irrigation au Maroc ; **Derradji et al. (2015)** ont enregistré également un rapport DCO/DBO<sub>5</sub> inférieur à 3 dans les eaux usées.

De multiples activités anthropiques sont responsables de la pollution métallique des eaux. Le taux du Fer présente des fluctuations plus prononcées au niveau du site 2 se qui peut être traduit par les rejets industriels (Complexe sidérurgique d'El Hadjar) déversés dans l'oued Meboudja. Les concentrations obtenues sont proches à celles trouvées par **Boughrira et al. (2014)** dans la même région, ainsi sont nettement supérieures à celles reportées par **Fouad et al. (2014)** à Casablanca (Maroc). En ce qui concerne le taux du Zinc, nous notons des concentrations faibles au niveau du site 1 et des valeurs moyennes plus élevées enregistrées au niveau du site 2 et 3. Nos résultats révèlent des concentrations des éléments traces métalliques qui répondent aux exigences de la qualité des eaux destinées à l'irrigation, restant inférieures à la valeur limite du journal officiel (**J.O.R.A, 2012**). Mais la présence de ces métaux même à de faibles concentrations dans les eaux peut avoir des conséquences néfastes sur le plan écologique et sanitaire (**OMS, 2013**). Les plus faibles teneurs ont été enregistrées en période crue, ceci peut s'expliquer par l'effet de la dilution suite aux apports d'eau de pluie. Ces résultats concordent avec ceux trouvés par **Fouad et al. (2014)**.

L'utilisation des eaux usées pour l'irrigation peut être à l'origine de la contamination des légumes, des agriculteurs ou des consommateurs (**Mara et al., 1991; Niang, 1996**). En effet, nous nous sommes intéressés au suivi des paramètres bactériologiques. La variation spatio-temporelle des bactéries indicatrices de la contamination d'origine fécale montre des fluctuations pendant la période d'étude.

Le dénombrement des germes aérobies mésophiles ou germes totaux est utilisé comme indicateur de pollution. Nos résultats ont mis en évidence une densité assez élevée de germes totaux au niveau des trois sites, ceci est peut être traduit par le fait que les eaux usées urbaines contiennent beaucoup de nutriments (macronutriments N, P, K, Ca, Mg et micronutriments Fe, Zn, Cu, Mn...) qui sont fortement utilisés par les populations bactériennes (**Thomas, 1995**). L'augmentation des germes totaux en mois de Juin et d'Août peut être expliquée par l'élévation de la température qui est un facteur de prolifération des bactéries indicatrices de pollution (**Souiki, 2008**).

Quant aux coliformes totaux, ils sont utilisés depuis très longtemps comme indicateurs de la qualité microbienne parce qu'ils peuvent être indirectement associés à une pollution d'origine fécale (**Kouame, 2013**). La charge des Coliformes totaux dans les eaux usées étudiées est plus importante dans les eaux des sites 2 et 3 que celle dans les eaux du site 1. La diminution des coliformes totaux pendant le temps de pluie est dû vraisemblablement aux effets de la dilution.

La présence des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux dans les eaux indiquent une pollution d'origine fécale. Selon **Rodier (1984)** ces bactéries sont communément utilisées pour identifier une pollution d'origine fécale. D'après nos résultats, les eaux étudiées sont inaptes pour une utilisation en agriculture vu que les valeurs moyennes des coliformes fécaux dépassent largement la valeur limite 1000 UFC/100ml fixée par la norme algérienne des eaux destinées à l'irrigation (**J.O.R.A, 2012**). Ces teneurs bactériennes restent supérieures à celles signalées par **Labar et al. (2014)** et **Dimane et al. (2017)**. Concernant les Streptocoques fécaux, les moyennes de celles-ci sont supérieures à la norme préconisée par l'organisation mondiale de la santé à 1000 UFC/100ml (**OMS, 1989**). Cette densité importante est probablement due à l'utilisation des matières fécales des animaux comme engrais dans les aires cultivées au bord des oueds et ainsi que le rejet des eaux usées de plusieurs unités d'habitation dans les sites étudiés peut également être une source importante de streptocoques

et coliformes fécaux dans les eaux usées qui participent à la contamination des milieux aquatiques.

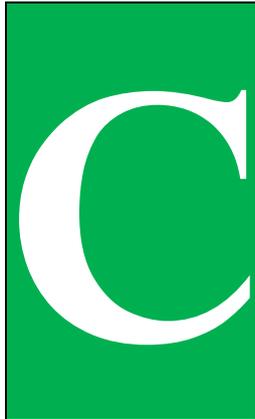
Les résultats bactériologiques obtenus, confirment comme ceux de plusieurs auteurs, la présence d'une source importante de pollution et qui est à l'origine de l'instauration de milieux propices au développement bactérien. Ils réaffirment également l'intervention humaine dans la détérioration des ressources et richesses naturelles notamment par les rejets urbains domestiques et industriels non traités (**Lalami et al., 2014**). Les charges bactériennes de nos eaux sont inférieures à celles enregistrées par **Derradji et al. (2014)** ; **Abbou et al. (2014)** et supérieures à celles trouvées par **Derwich et al. (2008)**.

Compte tenu des résultats trouvés dans cette étude, la qualité sanitaire des eaux de surface des Oued Boukhmira, Meboudja et Boukhmira est loin d'être acceptable pour l'irrigation des cultures.

### **Conclusion**

La caractérisation des paramètres physicochimiques et bactériologiques des eaux des oueds Boukhmira, Meboudja et Seybouse situées dans le Nord-est Algérien nous a permis de dégager un ensemble de renseignements quant à leur réutilisation en agriculture.

Nos résultats ont révélé que les eaux des oueds étudiées se caractérisent par de faibles teneurs en oxygène dissous, des valeurs élevées en MES, DBO<sub>5</sub>, en DCO, ammoniums et en orthophosphates ainsi qu'une présence importante de germes totaux, coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux. Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> indique que les eaux des oueds étudiées reçoivent des eaux usées urbaines à dominance domestique et facilement biodégradables. Les indices DBO<sub>5</sub>/DCO confirment que ces eaux présentent une charge organique élevée. Il ressort que la quasi-totalité des paramètres analysés ne sont pas conformes aux normes nationales (J.O.R.A) et internationales (OMS, FAO) de la qualité des eaux destinées à l'irrigation. L'analyse en composantes principales (ACP) des dix-sept variables étudiées a permis d'extraire une perception globale des faits et donc d'obtenir une typologie sites / variables. De ce fait, les eaux étudiées reçoivent des eaux usées domestiques et industrielles des régions avoisinantes et des eaux d'infiltration des plaines agricoles, et ne doivent pas être réutilisées directement à l'état brut, il est nécessaire d'envisager un traitement préalable pour améliorer leur qualité selon les normes requises.



## ***HAPITRE III***

**UTILISATION DES LARVES DE CHIRONOMIDAE  
(DIPTERA) COMME BIOINDICATEUR DE LA QUALITÉ  
DES ÉCOSYSTEMES AQUATIQUES**

## Introduction

Les écosystèmes d'eau douce subissent des dégradations, principalement dû aux rejets domestiques, agricoles et industriels, qui peuvent avoir des impacts sérieux sur les organismes aquatiques (**Thani et al., 2017**). L'analyse des anomalies morphologiques affectant les macroinvertébrés benthiques, en particulier les Chironomidae, constitue un moyen privilégié pour la biosurveillance des écosystèmes aquatiques (**Cranston, 2007**). Ainsi, les larves de Chironomidae sont considérées comme étant des organismes idéaux aux biotests, puisqu'elles sont exposées à des substances toxiques dans l'eau et les sédiments. Elles représentent de bons indicateurs pour les études écotoxicologiques en raison de leur cycle de vie relativement court et parce qu'elles sont principalement des brouteurs (**Beneberu et al., 2014**). Pendant l'alimentation, ces larves peuvent métaboliser différents types des contaminants dans l'eau et les sédiments. Ces contaminants peuvent induire des malformations dans certaines parties du corps, en premier lieu dans les pièces buccales (**Al-Shami et al., 2010**).

En Algérie, à l'instar de la majorité des pays africains, la surveillance de la santé des écosystèmes aquatiques repose uniquement sur la mesure des variables physico-chimiques. Celles-ci peuvent indiquer les quantités des polluants dans l'environnement à des points d'une grille spatiale et à des intervalles de temps précis, mais elles ne peuvent pas être suffisantes pour évaluer les effets aigus ou chroniques des contaminants sur les organismes aquatiques. Ainsi, les méthodes physicochimiques sont souvent limitées par des seuils de détection et pourtant, l'exposition à de faibles concentrations de métaux lourds peut provoquer des effets biologiques tels que les variations morphologiques au niveau individuel et/ou populationnel (**Ochieng et al., 2008; Arimoro, 2011; Arimoro et al., 2015**).

La nécessité d'évaluer les effets sub-létaux des polluants a conduit à l'utilisation de déformations morphologiques dans la biosurveillance des écosystèmes d'eau douce (**Odume et al., 2012**). Ces déformations morphologiques chez les Chironomidae sont considérées à la fois comme un signal d'alerte précoce de la pollution aquatique et comme critère d'évaluation lié aux caractéristiques écologiques telles que l'alimentation et le développement (**Janssens de Bisthoven et al., 1998**).

Des recherches sur la déformation des Chironomidae ont été effectuées dans de nombreux pays: au Danemark (**Vermeulen et al., 1988**); en Belgique (**Meregalli et al., 2000; Vermeulen et al., 2000; Bervoets et al., 2004**); au Canada (**Liber et al., 2007; Baird et al.,**

2007); en Géorgie (**Banning, 2010**); en Italie (**Di Veroli et al., 2010**) ; en Malaisie (**Al-Shami et al., 2011a**); en Argentine (**Cortelezzi et al., 2011**); en France (**Arambourou et al., 2012**); et en Allemagne (**Galluba et al., 2012**). Mais en Algérie, les recherches sur les malformations des Chironomidae n'ont pas encore fait l'objet d'étude. L'observation des variations de forme de la pièce buccale chez les larves de Chironomidae constitue un indicateur d'un stress toxique exercé sur le milieu aquatique. Ceci est particulièrement important parce que les déformations morphologiques ont été utilisées au niveau international pour évaluer les effets toxiques dans les cours d'eau engendrés par des polluants, y compris les métaux (**Martinez et al., 2002; Odume et al., 2012**).

L'objectif de cette partie est d'évaluer les déformations de la capsule céphalique chez les Chironomidae qui constituent des bons indicateurs d'un stress toxique exercé dans le milieu naturel, et de fournir des informations de base sur l'utilisation des déformations du mentum et des mandibules chez les larves de *Chironomus* sp. comme outil de biosurveillance des ressources en eau douce en Algérie. Pour cela, nous nous sommes intéressées à quantifier et caractériser les anomalies morphologiques affectant les larves de Chironomidae dans trois sites fortement anthropisés (Oued Boukhmira, Oued Meboudja et Oued Seybouse) situés dans le Nord-est Algérien. Parallèlement, Nous avons déterminé les concentrations en éléments traces métalliques (ETM) dans les eaux, les sédiments, ainsi que dans les tissus larvaires de chaque site étudié, ceci afin de tenter d'établir un lien entre présence des métaux et pourcentage déformations observées.

## 1. Distribution et biodisponibilité des contaminants dans le milieu aquatique

Les systèmes fluviaux sont récepteurs de nombreux polluants et les sédiments ont un rôle important dans l'accumulation de contaminants. Les processus d'additivité, de synergie, d'antagonisme et de transformation des substances toxiques dans les sédiments sont des phénomènes qui affectent la toxicité totale. Les métaux lourds sont parmi les polluants les plus fréquents avec un impact écologique important en raison de leur toxicité, leur persistance et leur non-dégradabilité dans l'environnement. Des concentrations élevées de métaux dans les écosystèmes d'eau douce révèlent généralement la présence de sources anthropiques de pollution (effluents industriels, mines, usines de raffinage, ruissellement des terres agricoles, eaux usées domestiques et dépôts atmosphériques) (**Matteo, 2015**).

### 1.1. Les ETM dans la colonne d'eau

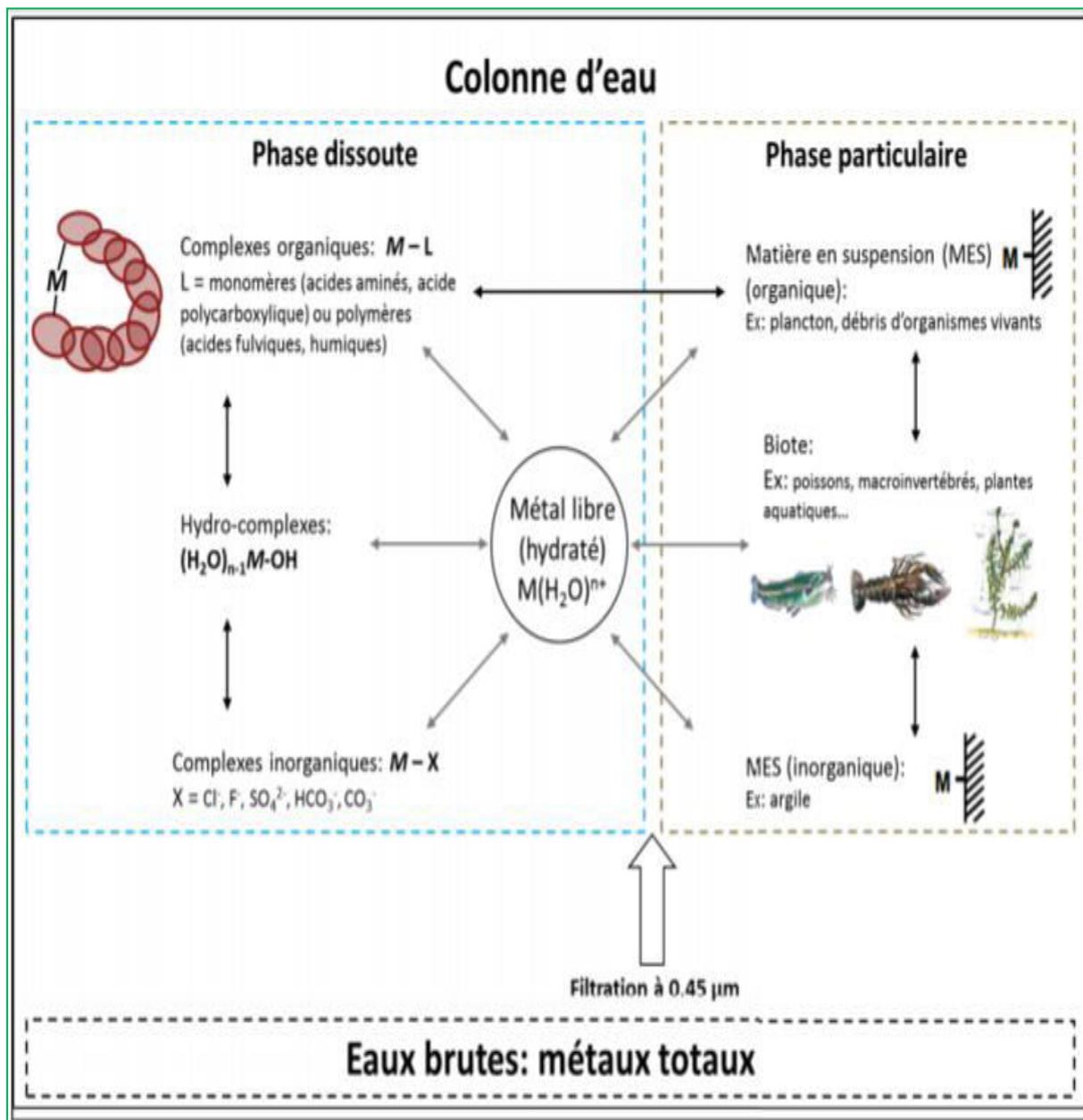
Au sein du compartiment aquatique, les ETM sont retrouvés aussi bien dans les eaux de surface que dans les eaux profondes (**Ribera et al., 1996**). Les ETM arrivant dans la colonne d'eau sont transportés sous formes dissoutes, colloïdales et particulaires (**Guéguen et al., 2003**). Cette distinction arbitraire est obtenue par filtration des eaux brutes à 0.45 µm (elle peut être de 0.22 µm chez certains auteurs). Au sein de la fraction dissoute, le métal est présent sous différentes formes chimiques : ions métalliques libres, complexes organiques simples et polymères, complexes inorganiques et hydroxo-complexes (figure 20). Chaque forme chimique a une capacité spécifique d'interaction avec le biote. La spéciation d'un métal sera différente selon l'élément considéré et la répartition de ce dernier au sein de la colonne d'eau va être conditionnée par les caractéristiques physicochimiques du milieu telles que le pH, la température, la présence de ligands comme la matière organique dissoute (MOD) (**Buffle et al., 2009**).

### 1.2. Les ETM dans les sédiments

Dans les sédiments, les métaux lourds peuvent avoir différentes mobilités, interactions et biodisponibilités (**Matteo, 2015**). Les ETM associés aux particules ont une forte tendance à se déposer à la surface des sédiments et s'enfouir au cours du temps formant ainsi des stocks de polluants, potentiellement toxiques pour l'environnement. Ce stockage n'est pas définitif, les sédiments pouvant en effet se comporter comme source endogène de contamination suite à des changements des conditions environnementales (remise en suspension, évolution des paramètres physico-chimiques des sédiments et de la colonne d'eau) (**Di Palma et al., 2007 ; Banks et al., 2012**). Les trois grands processus intervenant dans la remobilisation de ces stocks sédimentaires sont : l'érosion, la diffusion interstitielle et la bioturbation (figure 21). Le compartiment sédimentaire n'est pas donc isolé du reste de l'écosystème et l'on peut s'interroger sur le rôle des sédiments pollués qui pourraient se comporter comme une source de contaminants pour le milieu aquatique par diffusion des métaux sédimentaires vers la colonne d'eau. Ce rôle de puits (**Spencer et al., 2002**) et de source de contamination (**MacFarlane et al., 2000**) fait que ce compartiment occupe une place de choix dans l'étude des ETM dans les hydrosphères (**Sprovieri et al., 2007**).

### 1.3. Interactions entre les métaux traces et les organismes aquatiques

Les ETM peuvent interagir avec les organismes et être accumulés dans leurs tissus. Dans le milieu aquatique, il existe deux voies d'internalisation : la voie dissoute (contact avec le métal



**Figure 20** : Schéma de la spéciation des métaux et des interactions entre les différentes formes chimiques ainsi qu'avec le biote (Buffle, 1988)

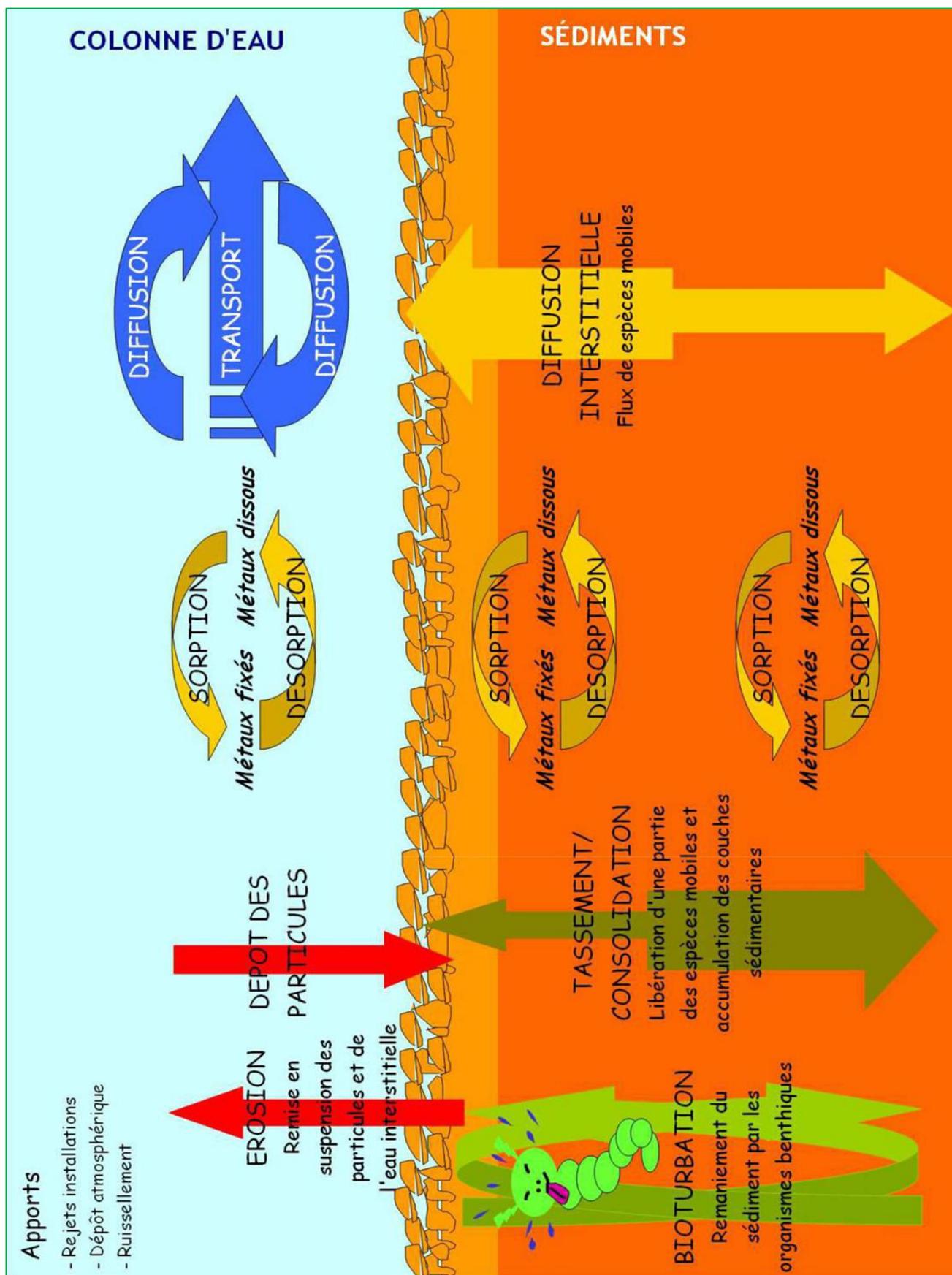


Figure 21: Schéma des différents transferts dans les milieux aquatiques (Devallois, 2009)

en solution) et la voie trophique (ingestion de nourriture contaminée) (Urien, 2015). L'entrée du contaminant dans les organismes aquatiques s'effectue soit à partir de la forme dissoute (Luoma, 1983) ou de la forme particulaire du métal (Luoma, 1983; Munger *et al.*, 1997). Le taux d'entrée d'un métal dans un organisme est grandement influencé par les conditions physico-chimiques du milieu. Ainsi, le pH (Campbell *et al.*, 1985; Yan *et al.*, 1990), la matière organique (Playle *et al.*, 1993; Tipping, 1994), la présence d'autres métaux traces (Simkiss *et al.*, 1989; 1995) et les composantes responsables de la dureté (Wright 1977; Stephenson *et al.*, 1989) et de la salinité de l'eau (Sunda *et al.*, 1978) peuvent accroître ou réduire l'accumulation de métal chez un organisme. Bien que certains métaux (Cu, Zn, Fe, Mn) soient essentiels lors de réactions enzymatiques et de processus physiologiques particuliers, tous les métaux s'avèrent potentiellement toxiques à des concentrations élevées (Luoma, 1983; Langston *et al.*, 1995). Une fois bioaccumulés, ces métaux peuvent occasionner des problèmes tant au niveau de la locomotion (Cd: Ephemeroptera) (Gerhardt, 1990), du développement (Cd, Cu, Zn et Pb: Diptera Chironomidae) (Anderson *et al.*, 1980); (Cu: Diptera Chironomidae) (Kosalwat, 1987a), de la morphologie (Cu: Diptera Chironomidae) (Kosalwat, 1987b) et de la reproduction (Cd: Diptera Chironomidae) (Williams *et al.*, 1987). Ces effets toxiques surviennent lorsque les quantités de métal qui entrent dans l'organisme surpassent les capacités biochimiques de l'organisme à métaboliser ces métaux (Rare, 1992).

## 2. Utilisation de biomoniteurs pour évaluer la biodisponibilité des contaminants

Les biomoniteurs, ou sentinelles, sont des organismes qui permettent d'évaluer l'exposition des êtres vivants aux contaminants (Meregalli *et al.*, 2001). Tout organisme qui vit dans les sédiments a le potentiel d'être utilisé comme biomoniteur de contaminants dans les sédiments (Proulx *et al.*, 2012). Cependant, pour être de bons biomoniteurs de la contamination des sédiments, les organismes doivent accumuler les contaminants provenant des sédiments dans leurs tissus. Un organisme dont les concentrations internes d'un contaminant restent constantes n'est pas un bon biomoniteur de ce contaminant. Une corrélation entre les concentrations d'un contaminant chez un organisme benthique et celles dans les sédiments permet de démontrer l'efficacité de l'organisme en tant que biomoniteur des sédiments (Proulx, 2014).

Un taxon utilisé comme biomoniteur doit :

- Avoir une large distribution géographique;
- Etre abondant, facile à échantillonner, de bonne taille (pour pouvoir mesurer les contaminants) et robuste (pour survivre à l'échantillonnage);
- Etre sédentaire et donc représentatif du site d'échantillonnage;
- Etre tolérant à une grande gamme de conditions physico-chimiques;
- Etre tolérant aux contaminants;
- Etre facile à identifier.

### 3. Les Chironomidae

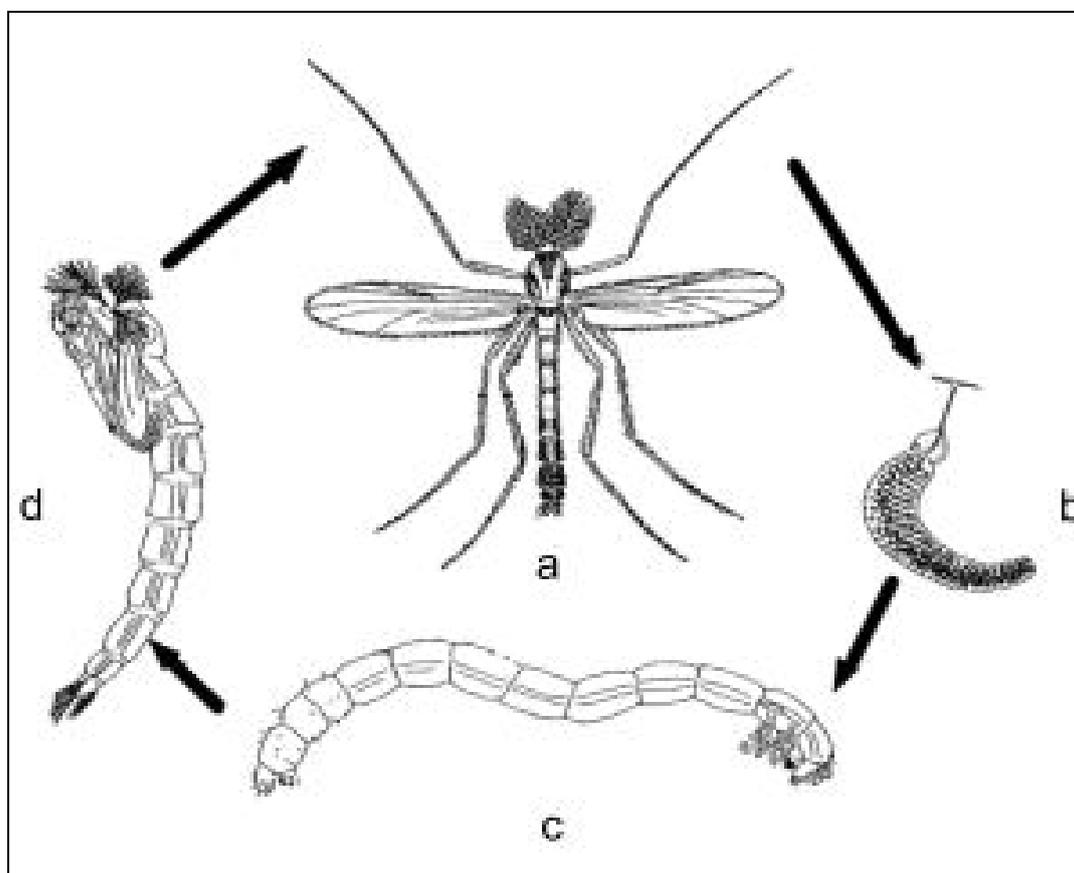
Les Chironomidae sont un groupe de diptères holométaboles : les formes larvaire et adulte diffèrent radicalement. En effet, les larves de chironome évoluent dans les sédiments des cours d'eau, elles sont communément appelées « vers de vase rouges », alors que les adultes sont des mouches non piqueuses qui évoluent en milieu aérien. Les chironomes sont présents dans de très nombreux écosystèmes. La famille des Chironomidae est le groupe d'insecte le plus ubiquiste et le plus abondant parmi les insectes dulçaquicoles (**Griffiths, 1992**). Les chironomes sont une composante majeure des réseaux trophiques, étant des consommateurs primaires importants (les larves benthiques broutent la surface des sédiments) mais également la proie de nombreuses espèces : oiseaux, poissons, amphibiens, ainsi que d'autres invertébrés aquatiques (**Agathe, 2015**).

#### 3.1. Classification

Les Chironomidae sont une famille d'insectes appartenant à l'ordre des Diptera. Ils sont divisés en sous-familles (**Wiederholm, 1983**) : les Tanypodinae, les Chironominae, les Orthocladinae, les Diamesinae, les Podonominae, les Buchonomyiinae et les Telmatogetoninae. L'organisme que nous avons étudié appartient à la sous famille des Chironominae, à la tribu des Chironomini, au genre *Chironomus*.

#### 3.2. Cycle de vie

Les Chironominae sont des insectes holométaboles. Ils présentent un cycle larvaire aquatique qui peut durer de plusieurs jours à plusieurs mois, en fonction entre autres de la température de l'eau et de la quantité de nourriture disponible (**Péry, 2006**) et un cycle adulte aérien de quelques jours, qui permet la dissémination de l'espèce (figure 22). Le stade



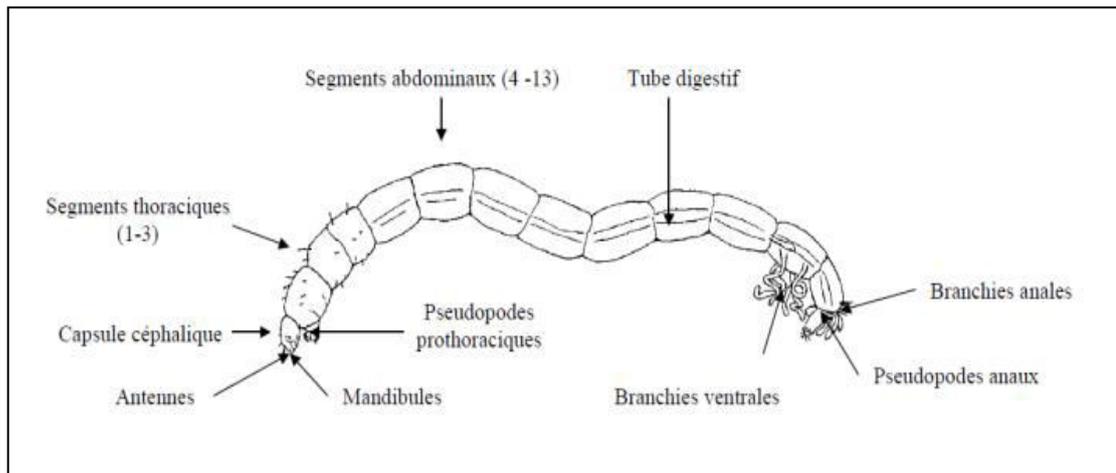
**Figure 22 :** Cycle de vie du chironome  
(a) imago, (b) ponte, (c) larve, (d) nymphe, d'après **Bonnet (2000)**

nymphal assure le passage du stade larvaire au stade adulte. L'imago (adulte) s'extrait de l'enveloppe nymphale, appelée exuvie. Le mâle émerge avant la femelle ; phénomène qui a été largement observé chez les insectes (**Wiklund, 1977**). Après fécondation, la femelle dépose une ponte à la surface de l'eau. Cette ponte contient entre 265 et 722 œufs qui éclosent après quelques jours (**Strenzke, 1959**). Le cycle larvaire se décompose en quatre stades. La larve (figure 23) croît par mues successives. La largeur de la capsule céphalique permet de déterminer le stade larvaire auquel appartient l'organisme (**Watts et Pascoe, 2000**). A partir du 3ème stade, le chironome acquiert de l'hémoglobine qui assure le transport de l'oxygène et lui confère une couleur rouge. C'est l'un des rares insectes à posséder cette protéine qui lui permet de vivre dans des environnements pauvres en oxygène.

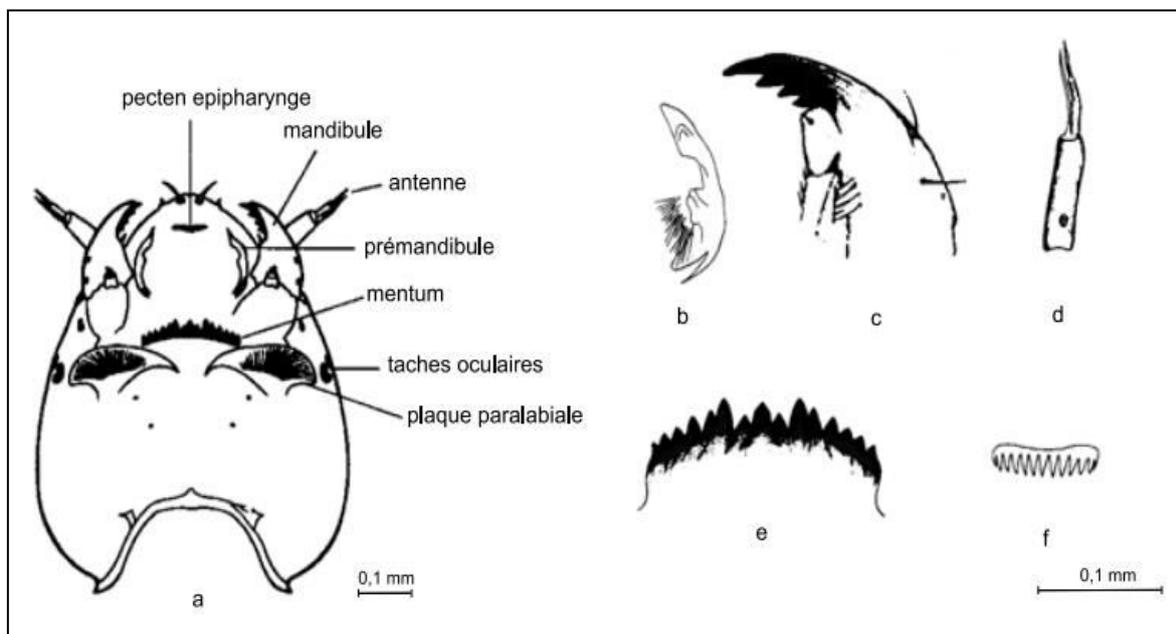
### 3.3. Déformations morphologiques chez les Chironomidae

Les déformations morphologiques des larves de Chironomidae constituent un indicateur biologique prometteur pour l'estimation de la contamination des sédiments. Certaines anomalies présentent des effets sub-létaux et peuvent être considérées comme des signaux d'alarme, prévoyant la dégradation de l'environnement par une pollution chimique (**Jeyasingham et Ling, 2000**). Les déformations de la capsules céphalique sont utilisées car cette structure présente beaucoup d'avantages : elle est facile à préparer pour l'observation et peut être une représentation de la santé de l'environnement à travers le temps (**Jeyasingham et Ling, 1997**). En effet, l'existence de capsules céphaliques fossilisées dans d'anciens sédiments permet d'obtenir des données sur l'écologie et la pollution passée (**Janssens de Bisthoven, 1999**). Ceci pourrait permettre d'estimer le potentiel écologique d'un cours d'eau.

La relative simplicité, le coût réduit et la sensibilité de cette méthode utilisant les déformations morphologiques des larves de chironomes sont autant d'avantages qui généralisent son utilisation à travers le monde (**Jeyasingham et Ling, 2000**). En effet, les organismes sont largement répandus et semblent répondre de manière significative à une contamination des sédiments. De plus, la majeure partie du matériel employé pour leur récolte et leur observation est utilisée couramment dans le domaine de l'hydrobiologie (filet, benne, loupe binoculaire, microscope). La figure (24) illustre les structures de la capsule céphalique. Les structures susceptibles d'être déformées sont : le mentum, les mandibules et les antennes.



**Figure 23:** Morphologie simplifiée des larves de chironome, d'après **Tachet *et al.* (2000)**



**Figure 24 :** Vue ventrale de la capsule céphalique du chironome et détails des pièces buccales (a) capsule céphalique, (b) prémandibule , (c) mandibule , (d) antenne , (e) mentum , (f) pecten epipharynge d'après **Vermeulen (1995)** et **Epler (2001)**

### 3.4. L'organisme modèle retenu : *Chironomus* sp.

Ce travail a porté sur les larves du genre *Chironomus* sp., et ce pour plusieurs raisons. Certaines espèces comme *Chironomus riparius* ou *Chironomus dilutus* sont déjà largement utilisés dans des approches écotoxicologiques (Diepens et al., 2013). La sédentarisation des larves permet une bonne représentativité du milieu où elles vivent puisqu'elles sont en contact avec les sédiments tout au long de leurs stades larvaires (2 à 4) et de pupes (Dias et al., 2008). Elles sont distribuées mondialement et on les retrouve autant dans les étendues d'eau contaminées que non contaminées (Armitage et al., 1995). Les espèces de *Chironomus* sont souvent abondantes, faciles à échantillonner et de bonnes tailles. En étant d'importantes sources de nourriture pour d'autres invertébrés et des poissons, elles peuvent être aussi des sources de contamination pour leurs prédateurs (Dubois et al., 2009 ; Dumas et al., 2008). Des tests ont été développées pour mesurer différents traits biologiques comme par exemple la survie (Crane et al., 2000), l'activité comportementale (Janssens de Bisthoven et al., 2004), les déformation du mentum (Meregalli et al., 2000), la croissance (Sibley et al., 1999 ; Ferrari et al., 2014), l'alimentation (Soares et al., 2005) et l'émergence (Leppänen et al., 2006 ; Ferrari et al., 2017), mais également pour mesurer la bioaccumulation des métaux (Bervoets et al., 2004 ; Ferrari et al., 2014) et des contaminants organiques comme les Perfluorooctanesulfoniques (PFOS) (Babut et al., 2016) et les Polychlorobiphényles (PCB) (Casado-Martinez et al., 2016). Par ailleurs, des larves de *Chironomus riparius* encagées *in situ* ont été également utilisées avec succès pour prédire la concentration de substances prioritaires de la directive 2013/39/UE dans les poissons à l'aide de facteurs d'amplification trophique (TMF) (Babut et al., 2016).

## 4. Objectif du travail

L'objectif de ce chapitre n'est pas de faire une étude exhaustive de l'état de contamination métallique des sites étudiés, mais plutôt de tester la praticité d'utiliser les déformations morphologiques chez les larves de Chironomidae comme outil de biosurveillance des écosystèmes aquatiques en Algérie. Pour ce faire, nous avons subdivisé ce chapitre en cinq sous-objectifs suivants :

- **Séparation et identification des larves de Chironomidae :** La séparation et l'identification des larves de Chironomidae sont problématiques, car les larves de certaines espèces sont identiques morphologiquement, nous avons donc axé une partie importante de

nos travaux sur la séparation et l'identification des larves récoltées au niveau des trois sites étudiés.

- **Détermination des concentrations d'éléments traces métalliques dans les 3 compartiments (eaux, sédiments et tissus larvaires) :** Le 2<sup>ème</sup> objectif de ce chapitre est de déterminer les concentrations en métaux lourds dans la colonne d'eau, la phase sédimentaire et les tissus larvaires.
- **Evaluation du potentiel d'utiliser les larves de Chironomidae comme biomoniteurs de la biodisponibilité des éléments traces dans les sédiments en comparant les concentrations de ces éléments traces chez les larves à celles dans les sédiments et dans l'eau :** Puisque les larves de Chironomidae sont des organismes benthiques, notre hypothèse était que leurs concentrations d'éléments traces allaient généralement refléter celles dans les sédiments que celles dans la colonne d'eau.
- **Evaluer si l'observation des déformations de la capsule céphalique des larves de *Chironomus* sp. (Diptera; Chironomidae) constitue un bon indicateur d'un stress toxique exercé dans le milieu naturel :** Le 4<sup>ème</sup> objectif est donc d'étudier les malformations du mentum et des mandibules des larves de l'insecte *Chironomus* sp. (Diptera; Chironomidae) provenant des trois sites d'étude, comme critère d'évaluation de toxicité pour caractériser les effets de la contamination par les métaux lourds dans les eaux et les sédiments.
- **Démontrer le lien entre la contamination aux métaux lourds des sédiments, la colonne d'eau, leur bioaccumulation dans les tissus larvaires (Diptera; Chironomidae) et les altérations morphologiques des larves de *Chironomus* sp.**

## 5. Matériel et méthodes

### 5.1. Matériel biologique

Le matériel biologique utilisé est la larve de Chironomidae du 4<sup>ème</sup> Stade larvaire (Diptera, Chironomidae), il appartient à la sous famille des Chironominae, à la tribu des Chironomini, au genre *Chironomus*. Connue également sous le nom de "vers de vase" (figure 25). Sa position taxonomique selon **Meigen (1803)** est la suivante :

|                      |                   |
|----------------------|-------------------|
| <b>Règne</b>         | Animalia          |
| <b>Embranchement</b> | Arthropoda        |
| <b>Sous-embr.</b>    | Hexapoda          |
| <b>Classe</b>        | Insecta           |
| <b>Sous-classe</b>   | Pterygota         |
| <b>Infra-classe</b>  | Neoptera          |
| <b>Ordre</b>         | Diptera           |
| <b>Sous-ordre</b>    | Nematocera        |
| <b>Infra-ordre</b>   | Culicomorpha      |
| <b>Famille</b>       | Chironomidae      |
| <b>Sous-famille</b>  | Chironominae      |
| <b>Tribu</b>         | Chironomini       |
| <b>Genre</b>         | <i>Chironomus</i> |



**Figure 25:** Larve de *Chironomus* (Diptera, Chironomidae)

## 5.2. Méthodes d'étude

### 5.2.1. Choix des sites

Les sites échantillonnés sont les mêmes sites d'étude (Chapitre II) qui appartiennent à la même région (Nord-est Algérien) pour réaliser notre étude écologique. Nous avons sélectionné les sites sur la base de plusieurs paramètres et critères :

- Les trois sites partagent des conditions climatiques semblables.
- Accessibilité à ces sites (sécurité, végétation peu dense).
- Présence des larves de Chironomidae.
- Les sites échantillonnés sont des cours d'eau qui ne partagent pas les mêmes caractéristiques : substrat, conductivité, débit et vitesse du courant...etc.

### 5.2.2. Echantillonnage

L'échantillonnage est effectué par temps sec (Août-Septembre 2017).

#### a. Échantillonnage de l'eau

Les échantillons d'eau sont recueillis dans des bouteilles en polyéthylène de 500 ml, puis fermés hermétiquement et conservés dans une glacière à 4°C. Puis Les conditions de conservation sont rigoureusement respectées selon la méthode de **Rodier (2009)**.

#### b. Récolte des sédiments

Les sédiments sont collectés à la pelle à sédiment à une profondeur de 3 à 5 cm. Les échantillons prélevés (500g) sont transportés dans des sacs en polyéthylène en glacière puis conservés dans un réfrigérateur à une température de 4°C jusqu'à leur traitement (séchage, broyage, tamisage) dans les 24 heures qui suivent (**AFNOR, 1986**).

#### c. Échantillonnage et préparation des Chironomidae

La technique de récolte repose sur l'utilisation d'un filet entomologique, de 0,3 mm de vide de maille, l'échantillonnage s'étalait sur une surface de 10 m<sup>2</sup>, dix coups de filet sont effectués en bordure des berges ainsi qu'au fond, de façon à avoir un échantillon homogène et représentatif (**Zerguine, 2010**). Les échantillons sont tamisés à 500 µm sur le terrain, ceci afin

de ne récupérer que le 4<sup>ème</sup> stade larvaire, dernier stade avant le stade nymphal. Un litre de sédiments est récolté pour chaque site, afin de compléter le tri en laboratoire pour obtenir un nombre d'individus suffisant, les organismes sont triés sous loupe binoculaire dans des boîtes de Pétri en utilisant des pinces et pinceaux. Les larves de Chironomidae sont conservées immédiatement dans du formaldéhyde à 5% pour l'évaluation éventuelle de déformations, et celles pour l'analyse ultérieure des métaux lourds sont dépurées dans l'eau de chaque site pendant 2 à 3 jours afin de les laisser se vider de leurs contenus intestinaux. Les larves extraites sont ensuite tamisées à 500 µm et rincées dans deux bains d'eau déminéralisées, puis congelés à -20°C jusqu'à l'analyse.

### 5.2.3. Identification des Chironomidae

Le montage consiste à cuire les larves de Chironomidae directement sur la flamme d'un bec Bénédict dans la solution de KOH (10%) pendant 1 à 3 minutes. Il permet l'élimination des tissus musculaires tout en conservant les parties sclérotisées de l'exosquelette. Les organismes sont ensuite rincés pendant 3 à 10 minutes dans un bain d'eau déminéralisée. Ce rinçage est suivi d'un bain de 10 minutes d'acide acétique glacial. Enfin, avant montage, les organismes sont placés dans un dernier bain de propanol à 95% pendant 3 à 10 minutes. Cette étape permet de chasser l'eau, d'éclaircir et de faciliter l'inclusion dans un milieu de montage (Zerguine, 2010). Les larves sont ensuite décapitées, les capsules sont placées entre lame et lamelle face ventrale vers le haut, dans un liquide de montage (Baume de Canada), pour une meilleure visualisation. L'identification est réalisée en laboratoire sous une loupe binoculaire grâce à des clés de détermination (Vergon *et al.*, 1993 ; Epler, 2001).

### 5.2.4. Analyse des ETM dans les trois compartiments

#### 7.2.4.1. Mesures des ETM dans la colonne d'eau

Les échantillons d'eau sont filtrés sur un filtre en nitrocellulose d'une porosité de 0,45 µm. Puis ils sont stabilisés par ajout d'HNO<sub>3</sub> (pH<2) et conservés à l'obscurité à 4°C jusqu'à l'analyse. Les dosages en Plomb, Cadmium, Fer, Manganèse et en Aluminium sont réalisés par absorption atomique four (Perkin Elmer 3100). Les méthodes utilisées sont approuvées par l'USEPA (United States Environmental Protection Agency) (Méthodes : 8317, 8008, 8034, 8012) (Rodier *et al.*, 2005).

#### 5.2.4.2. Mesures des ETM dans les sédiments

Les sédiments sont séchés à 105°C pendant 24 heures. Puis, 0.5 g de poids sec (PS) est digéré dans un mélange d'HCL, d'HNO<sub>3</sub> et d'H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. L'H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> permet de compléter l'attaque de la matière organique. Ensuite, diluée avec de l'eau déminéralisée jusqu'à un volume de 100 ml. La détermination en Cadmium et Plomb est effectuée par spectrométrie d'absorption atomique four (Perkin Elmer 3110) selon la méthode de **Pinta et al. (1980)**.

#### 5.2.4.3. Mesures des ETM chez les larves de Chironomidae

Les larves de Chironomidae sont séchées pendant 24 heures à 30°C. Puis une masse de 0,5 g est digérée de la même manière que les sédiments. La solution est ensuite chauffée à 125°C pendant deux heures. Puis, diluée par ajout d'eau déminéralisée. Les concentrations en Cadmium et Plomb dans les tissus larvaires ont été déterminées par spectrométrie d'absorption atomique four (Perkin Elmer 3110) selon la méthode **UNEP/IAEA/1984**.

Les limites de quantification des ETM dans l'eau, les sédiments et les tissus larvaires sont données en annexe 2.

#### 5.2.5. Analyse des déformations morphologiques

Les capsules céphaliques des larves de Chironomidae sont examinées pour la recherche des malformations. Le mentum et les mandibules sont examinés au microscope (Leica) à différents grossissements, ensuite chaque déformation morphologique est prise en photo. Un mentum normal du genre *Chironomus* sp. (figure 26) est constitué de dent médiane tripartite (une large dent entourée de deux dents plus petites), puis deux dents latérales internes plus large et enfin quatre dents externes plus minces (**Epler, 2001; Cranston, 2004**). Les mentum sont considérés comme déformés s'ils présentent des dents aplaties ou des dents manquantes, y compris des espaces, ou sont asymétriques ou de forme anormale. Chez *Chironomus* sp. Les mandibules ont une unique et grosse dent apicale, 3 dents subapicales internes et une seule dent apicale dorsale externe (figure 27). Les mandibules sont classées comme déformés lorsqu'elles consistent en une dent surnuméraire, en l'absence d'une dent (trou), en une asymétrie importante ou en une forme anormale (**Bird, 1997**).

Les malformations sont recensées et comptabilisées, les pourcentages de déformation sont ensuite calculés pour chaque échantillon avec la formule suivante qui a été adapté par Dermott (1991) :

$$\text{Déformation \%} = \left( \frac{\text{Nombre de larves déformées}}{\text{Nombre total de larves examinées}} \right) \times 100$$

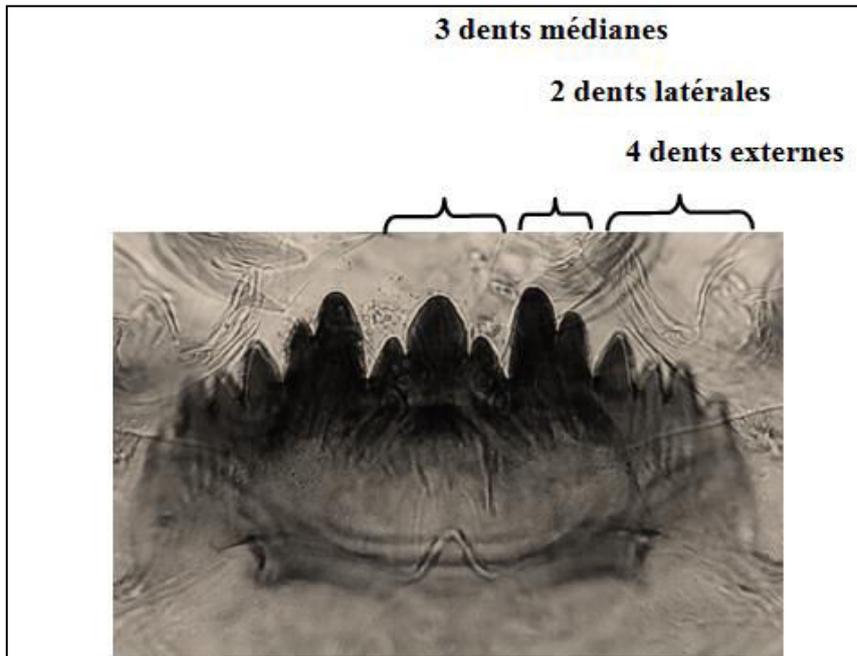


Figure 26: Mentum normal du genre *Chironomus* sp.

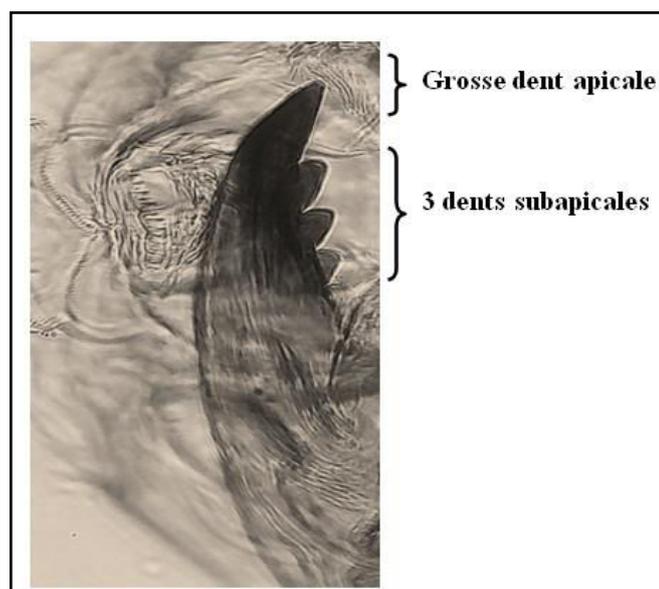


Figure 27: Mandibule normal du genre *Chironomus* sp.

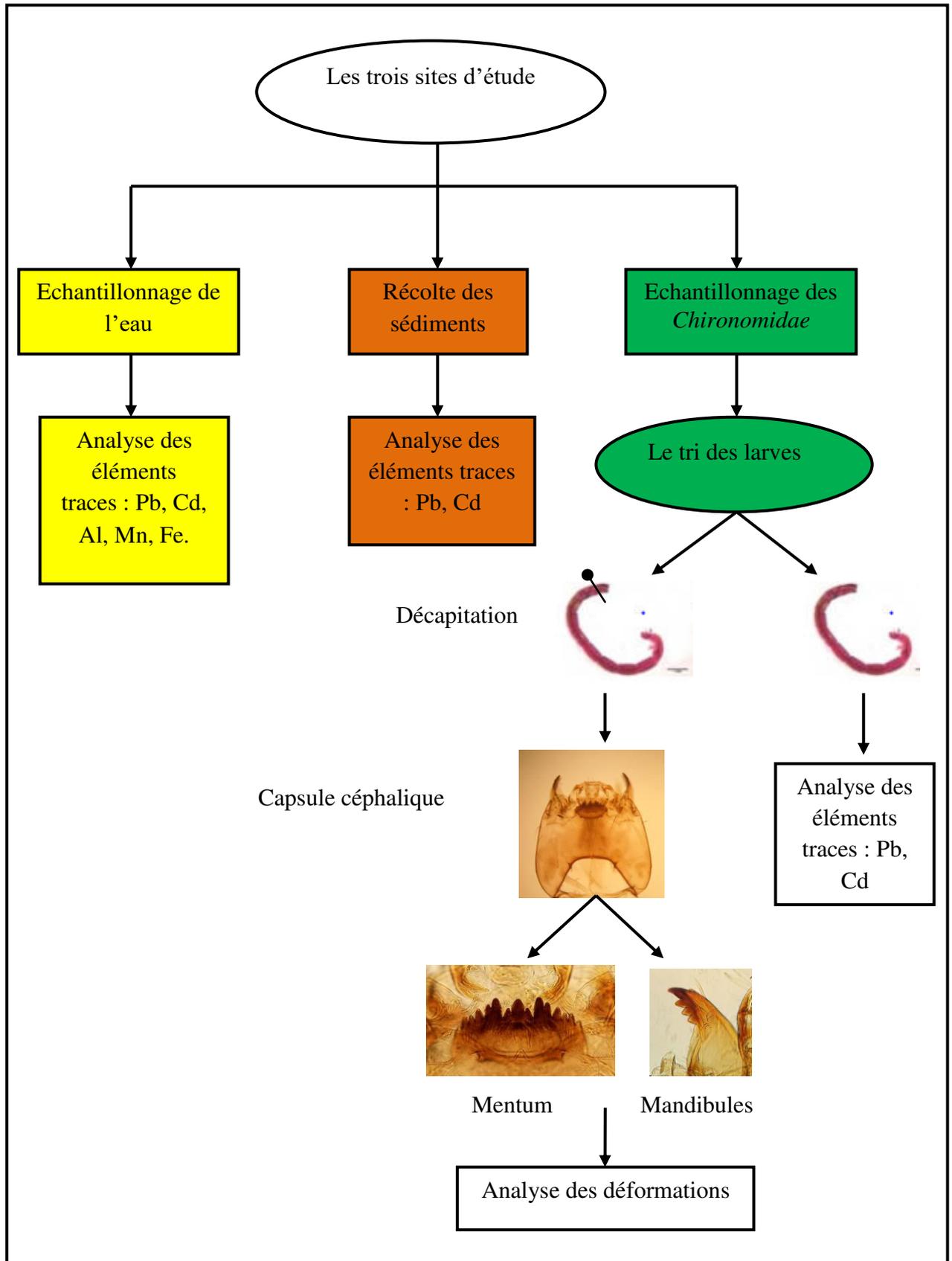


Figure 28: Représentation schématique de la démarche méthodologique

### 5.3. Analyse statistique

Un test ANOVA est utilisé grâce au logiciel Minitab (Version 13.0) pour déterminer les différences significatives des concentrations des éléments traces métallique (ETM) entre les compartiments (eau, sédiment, tissu larvaire).

Les déformations morphologiques du mentum et des mandibules sont calculées séparément pour chaque site et exprimées en tant que pourcentage d'individus déformés par rapport au nombre total des larves examinées.

Une analyse en composante principale (ACP) et un test de corrélation de Pearson sont effectués également grâce au logiciel XLSTAT (Version 2014.5.03), afin d'établir la corrélation entre les métaux lourds dans l'eau, les sédiments, les tissus larvaires et les altérations morphologiques des larves (mentum et mandibules).

## 6. Résultats

### 6.1. Concentrations en métaux lourds dans les trois compartiments

Les résultats des métaux lourds dans les différents compartiments sont exprimés en moyenne  $\pm$  écart-type dans le tableau (8) et (9).

#### 6.1.1. Concentrations en ETM dans les eaux

Les résultats du dosage de cinq métaux lourds (Cadmium, Plomb, Fer, Manganèse et Aluminium) contenus dans la colonne d'eau sont affichés dans le tableau (8)

Nous constatons que les concentrations en ETM varient dans les eaux étudiées, la concentration moyenne en Cadmium la plus élevée dans les eaux est enregistrée au niveau du site 1 avec une moyenne de  $0,14 \pm 0,02$  mg/l.

En ce qui concerne les concentrations en Plomb les valeurs moyennes sont de l'ordre de  $0,94 \pm 0,02$  mg/l au niveau du site 1,  $1,92 \pm 0,03$  mg/l au site 2 et de  $1,75 \pm 0,04$  mg/l au site 3.

Les concentrations en Fer dosées dans l'eau varient de  $1,14 \pm 0,02$  mg/l au niveau du site 1,  $3,29 \pm 0,16$  mg/l au site 2 et de  $1,32 \pm 0,06$  mg/l au niveau du site 3.

Pour ce qui est des teneurs en Manganèse, la concentration la plus élevée est mentionnée au niveau du site 2 avec une valeur moyenne de  $0,64 \pm 0,05$  mg/l, alors que le site 1 est caractérisé par la concentration la plus faible avec une moyenne de  $0,23 \pm 0,01$  mg/l.

Concernant les concentrations en Aluminium, les valeurs moyennes obtenues sont respectivement de l'ordre de  $0,35 \pm 0,02$  mg/l au niveau du site 1, de  $0,59 \pm 0,01$  mg/l au site 2 et de  $0,37 \pm 0,03$  mg/l mentionnée au site 3.

#### 6.1.2. Concentrations en ETM dans les sédiments

Les concentrations moyennes en Cadmium et Plomb de chaque site étudié dans le compartiment sédimentaire sont regroupées dans le tableau (9)

D'après ce tableau, la concentration maximale en Cd enregistrée dans les sédiments du site 2 est estimée à  $5,52 \pm 0,17$  mg/kg de poids sec (PS) et la concentration minimale est de  $2,88 \pm 0,04$  mg/kg de PS relevée au niveau du site 3. Quant aux teneurs en Pb, la concentration

**Tableau 8 :** Concentrations moyennes en métaux lourds dans la colonne d'eau au niveau des trois sites d'étude

| Sites         | Concentrations             |                            |                            |                            |                            |
|---------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|
|               | $C_{\text{eau}}$ (mg/l)    |                            |                            |                            |                            |
|               | Cd                         | Pb                         | Fe                         | Mn                         | Al                         |
| <b>Site 1</b> | 0,14 ± 0,02<br>(0,11-0,16) | 0,94 ± 0,02<br>(0,92-0,96) | 1,14 ± 0,02<br>(1,12-1,17) | 0,23 ± 0,01<br>(0,22-0,25) | 0,35 ± 0,02<br>(0,34-0,37) |
| <b>Site 2</b> | 0,09 ± 0,00<br>(0,09-0,10) | 1,92 ± 0,03<br>(1,90-1,97) | 3,29 ± 0,16<br>(3,14-3,47) | 0,64 ± 0,05<br>(0,58-0,69) | 0,59 ± 0,01<br>(0,58-0,61) |
| <b>Site 3</b> | 0,07 ± 0,00<br>(0,07-0,08) | 1,75 ± 0,04<br>(1,72-1,80) | 1,32 ± 0,06<br>(1,27-1,39) | 0,42 ± 0,03<br>(0,38-0,45) | 0,37 ± 0,03<br>(0,36-0,39) |

**Tableau 9:** Concentrations moyennes en métaux lourds dans les sédiments au niveau des trois sites d'étude

| Sites         | Concentrations                    |                                   |
|---------------|-----------------------------------|-----------------------------------|
|               | $C_{\text{sédiments}}$ (mg/kg PS) |                                   |
|               | Cd                                | Pb                                |
| <b>Site 1</b> | 3,63 ± 0,09<br>(3,56-3,74)        | 67,12 ± 3,00<br>(64,03-70,04)     |
| <b>Site 2</b> | 5,52 ± 0,17<br>(5,41-5,72)        | 845,28 ± 7,31<br>(840,04-583,64)  |
| <b>Site 3</b> | 2,88 ± 0,04<br>(2,84-2,93)        | 635,80 ± 11,87<br>(623,82-647,56) |

moyenne dans le sédiment provenant du site 1 atteint  $67,125 \pm 3,00$  mg/kg de PS, alors que les sédiments du site 2 et du site 3 présentent des concentrations plus importantes qui sont de l'ordre de  $845,28 \pm 7,31$  mg/kg de PS et de  $635,8 \pm 11,87$  mg/kg de PS respectivement.

### 6.1.3. Concentrations en ETM dans les tissus larvaires

Le tableau (10) met en évidence les concentrations moyennes en métaux lourds relevées dans les larves de Chironomidae au niveau des trois sites.

Les résultats nous révèlent que les concentrations en Cd mesurées dans les tissus larvaires provenant du site 3 sont faibles avec une moyenne de  $0,64 \pm 0,06$  mg/kg de PS par comparaison à celles mesurées dans les larves du site 1 et 2 qui sont de l'ordre de  $0,89 \pm 0,00$  mg/kg de PS et de  $1,07 \pm 0,03$  mg/kg de PS respectivement. Ainsi les concentrations tissulaires en Pb des larves provenant du site 2 ( $2,43 \pm 0,04$  mg/kg PS) et du site 3 ( $2,34 \pm 0,02$  mg/kg PS) sont deux fois plus importantes que celles relevées dans les organismes ayant crû dans le sédiment du site 1 ( $1,09 \pm 0,08$  mg/kg PS).

La différence d'égalités des moyennes dans les trois compartiments est très hautement significative ( $P=0,00$ ) et ceci pour les trois sites.

**Tableau 10:** Concentrations moyennes en métaux lourds dans les tissus larvaires au niveau des trois sites d'étude

| Sites  | Concentrations                 |                                |
|--------|--------------------------------|--------------------------------|
|        | $C_{\text{Larves}}$ (mg/kg PS) |                                |
|        | Cd                             | Pb                             |
| Site 1 | $0,89 \pm 0,00$<br>(0,89-0,90) | $1,09 \pm 0,08$<br>(1,01-1,17) |
| Site 2 | $1,07 \pm 0,03$<br>(1,04-1,11) | $2,43 \pm 0,04$<br>(2,39-2,48) |
| Site 3 | $0,64 \pm 0,06$<br>(0,58-0,70) | $2,34 \pm 0,02$<br>(2,32-3,37) |

## 6.2. Déformations chez les larves de *Chironomus* sp.

Les déformations morphologiques ont été déterminées sur la sous-famille des Chironominae. Seuls les individus appartenant au genre *Chironomus* sp. ont été prises en compte.

### 6.2.1. Types de déformations

- **Mentum**

La figure (29) démontre les différents types de déformations du mentum observées au niveau des trois sites.

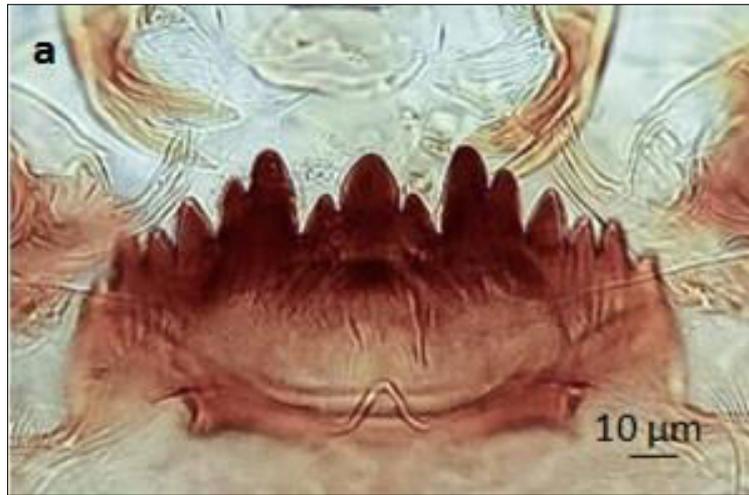
L'observation microscopique des mentums a révélé l'apparition d'un nombre important de malformations qui sont représentées dans les figures de (29b) à (29i). La forme normale du mentum est représentée dans la figure (29a).

Cinq types de déformations du mentum ont été pris en compte ; certains individus présentent une asymétrie de la forme, une ou plusieurs dents absentes, ceci est très bien illustré dans la figure (29b) qui représente un mentum avec 2<sup>ème</sup> dent latérale manquante.

La figure (29c) illustre clairement le manque de la 1<sup>ère</sup> dent externe. L'absence de plusieurs dents est parfaitement visible sur la figure (29d).

Dans certains cas, nous observons des mentums avec dents médianes fendues (figure 29e) et nous constatons les moins fréquemment l'apparition d'une dent supplémentaire (figure 29f).

Nous remarquons que les anomalies morphologiques les plus fréquemment observées sont caractérisées par la présence des mentums avec de déformations multiples (Figure 29 g, h, i); le mentum représenté dans la figure (29g) se caractérise par des dents médianes fendues, l'absence d'une dent latérale ainsi que la 4<sup>ème</sup> dent externe. Les malformations observées dans la figure (29h) consistent en des dents médianes fendues, deux dents latérales manquantes, fusion de dents ainsi que l'absence de la 4<sup>ème</sup> dent externe. La figure (29i) illustre parfaitement le manque d'une dent médiane et de deux dents latérales ainsi que l'absence de la 4<sup>ème</sup> dent externe à droite et de la de la 3<sup>ème</sup> et la 4<sup>ème</sup> dent externe à gauche.



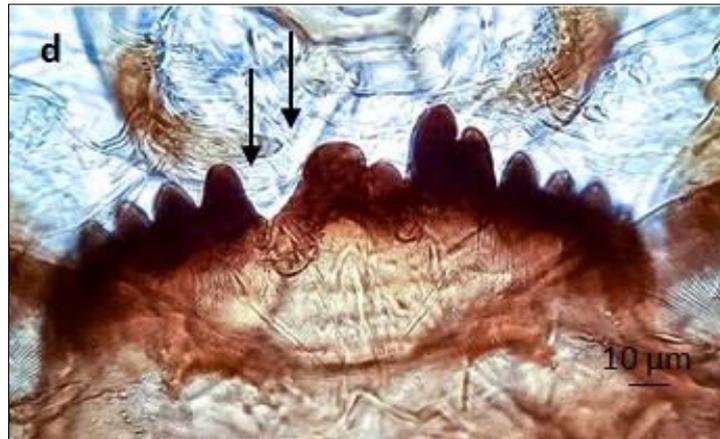
(a) Mentum normal



(b) 2<sup>ème</sup> dent latérale manquante



(c) 1<sup>ère</sup> dent externe manquante



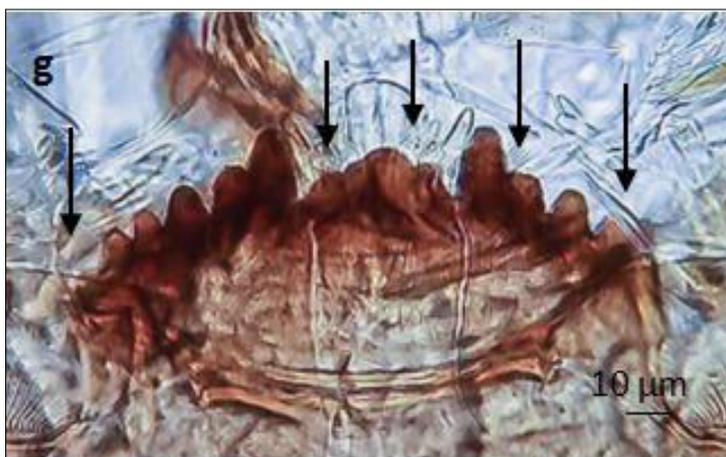
(d) mentum avec dent médiane latérale et dent latérale manquantes



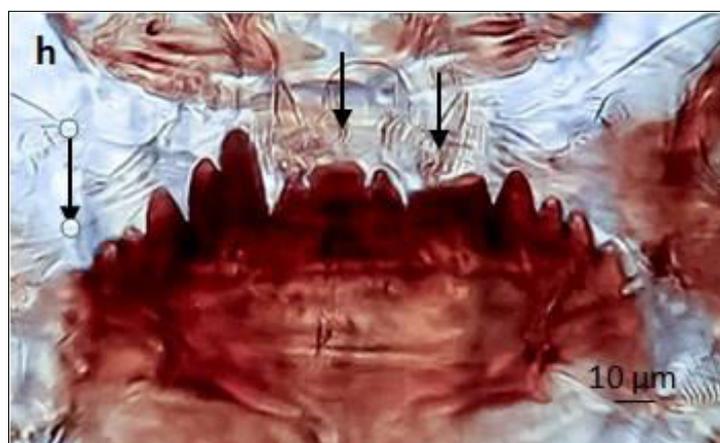
(e) Dents médianes fendues



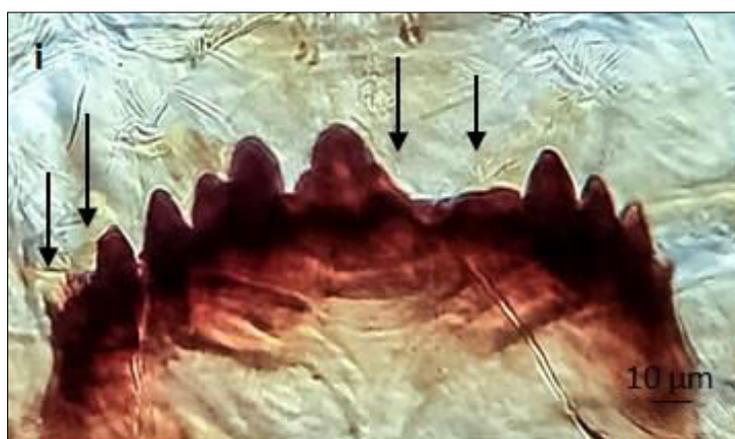
(f) dent supplémentaire



(g) Dents plus courtes, dent latérale manquante et l'absence de la 4<sup>ème</sup> dent externe



(h) Dent médiane fendue, deux dents latérales manquantes et l'absence de la 4<sup>ème</sup> dent externe.



(i) Multiples déformations : absence des dents médianes, dents latérales et dents externes

**Figure 29** : Types de déformations affectant le mentum des larves de *Chironomus* sp. (400×).

Les flèches indiquent les anomalies observées

- **Mandibules**

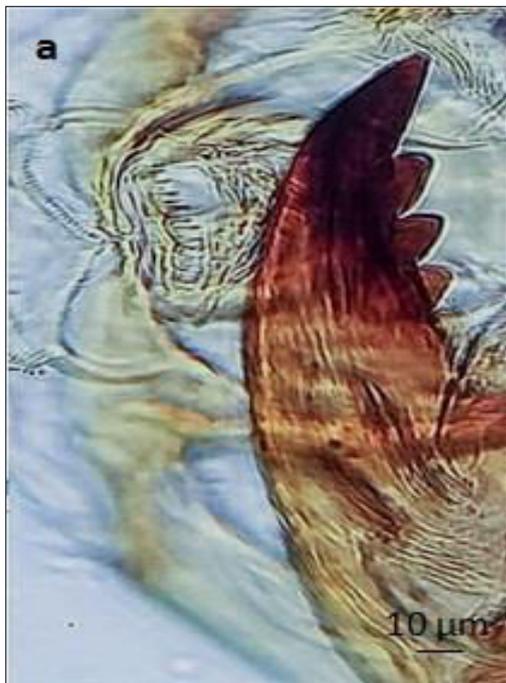
Les différentes déformations affectant les mandibules observées au niveau des trois sites sont représentées dans la figure (30).

Les anomalies observées sont illustrées dans les figures de (30b) à (30f), La forme normale des mandibules est représentée dans la figure (30a). D'après l'examen microscopique, trois types d'anomalies des mandibules ont été observés, ces anomalies morphologiques se manifestent par une ou deux dents manquantes (figure 30b, c) ou carrément par une forme anormale (figure 30d, e), ou alors par fusion de dents (figure 30f).

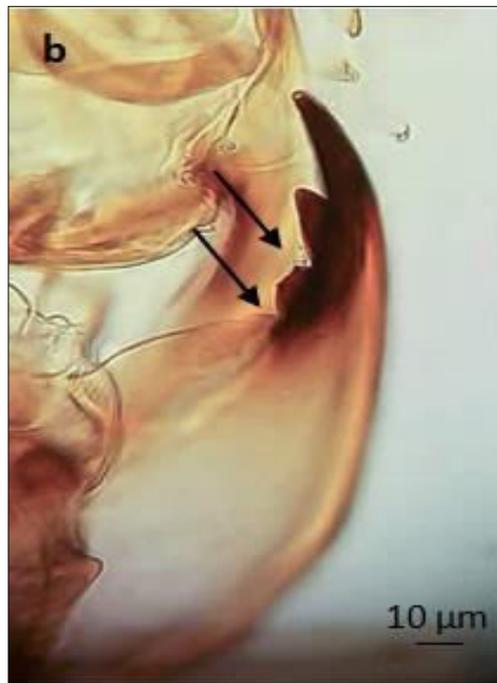
La figure (30b) met en évidence une mandibule avec deux dents subapicales manquantes. Une dent apicale absente est clairement visible sur la figure (30c).

Certains organismes présentent des mandibules avec des dents courtes, ceci est très bien illustré dans la figure (30d).

D'après la figure (30e), nous constatons une forme anormale de la mandibule et dans certains cas, nous observons des fusions de dents (figure 30f).



(a) Mandibule normal



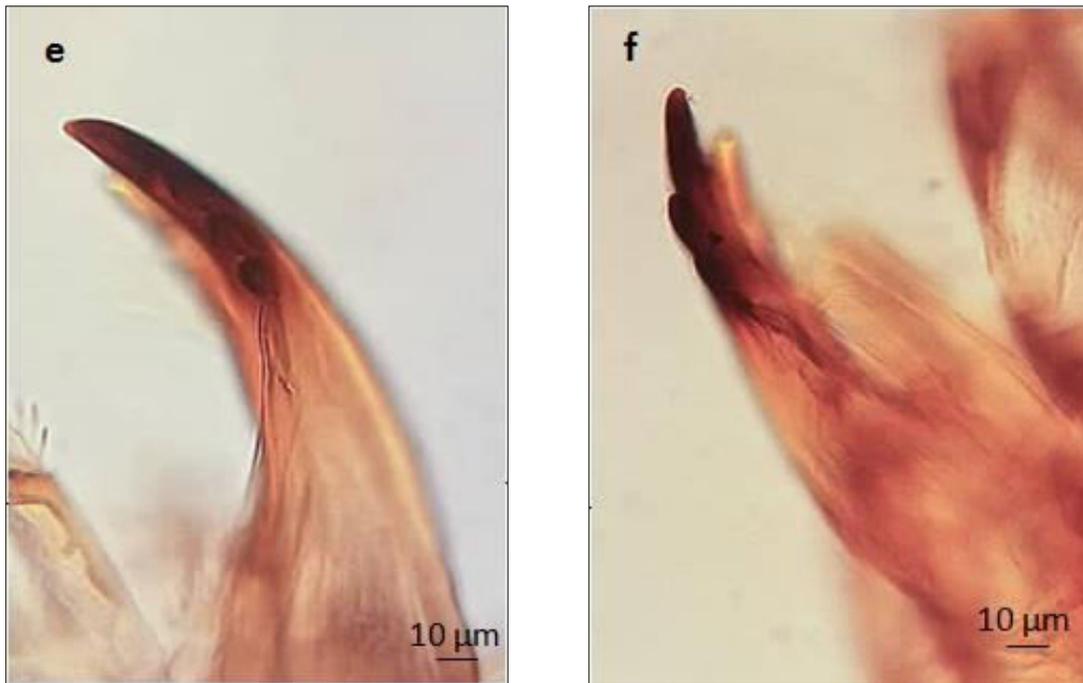
(b) Deux dents subapicales manquantes



(c) Dent apicale manquante



(d) Dents courtes



(e) Forme anormale

(f) Fusion de dents

**Figure 30 :** Types de déformations affectant les mandibules des larves de *Chironomus* sp. (400×). Les flèches indiquent les anomalies observées

### 6.2.2. Taux de déformations au niveau des trois sites d'étude

- **Mentum**

Le pourcentage de déformations du mentum affectant les larves de *Chironomus* sp. dans les trois sites d'étude est représenté dans la figure (31).

Les taux de déformations varient largement entre les sites étudiés, nous constatons que les larves de *Chironomus* sp. provenant du site 2 sont les plus touchées par les déformations du mentum sur l'ensemble des sites avec 61,70% d'individus déformés. En outre, les Chironomidae du site 3 présentent également un taux élevé de déformations de 55,94%. Tandis qu'au site 1, les mentums ont tendance à être moins déformés que ceux du site 2 et 3 avec un taux de 34%.

- **Mandibules**

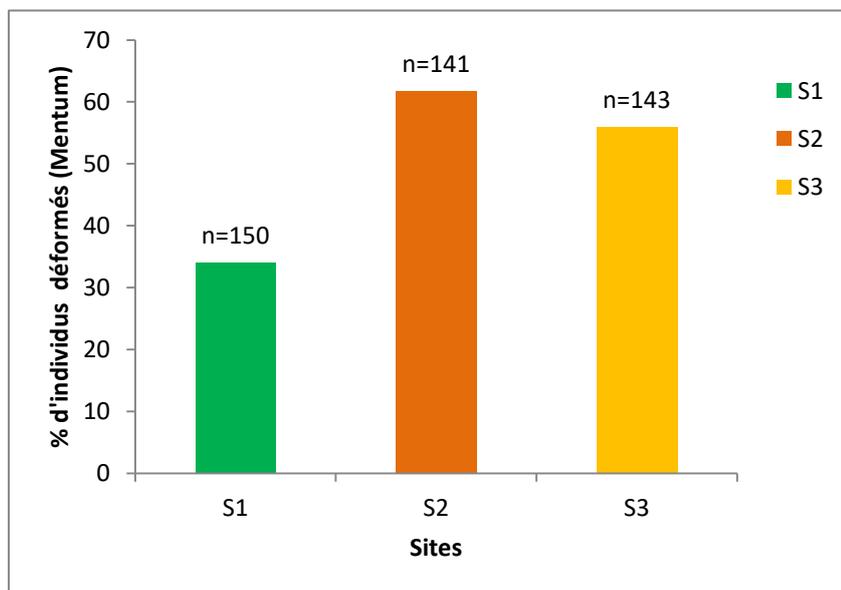
La figure (32) regroupe le pourcentage de déformations des mandibules affectant les larves de *Chironomus* sp. dans les sites étudiés.

Nous observons un taux de malformations des mandibules relativement élevé au niveau du site 2 atteint 53,19% d'individus déformés. Ainsi, les taux de déformations sur le site 1 et 3 sont respectivement de l'ordre de 40,66% et 48,95%. Nous remarquons que le pourcentage de déformations des larves provenant du Site 2 et 3 est supérieur à celui observé au niveau du Site 1.

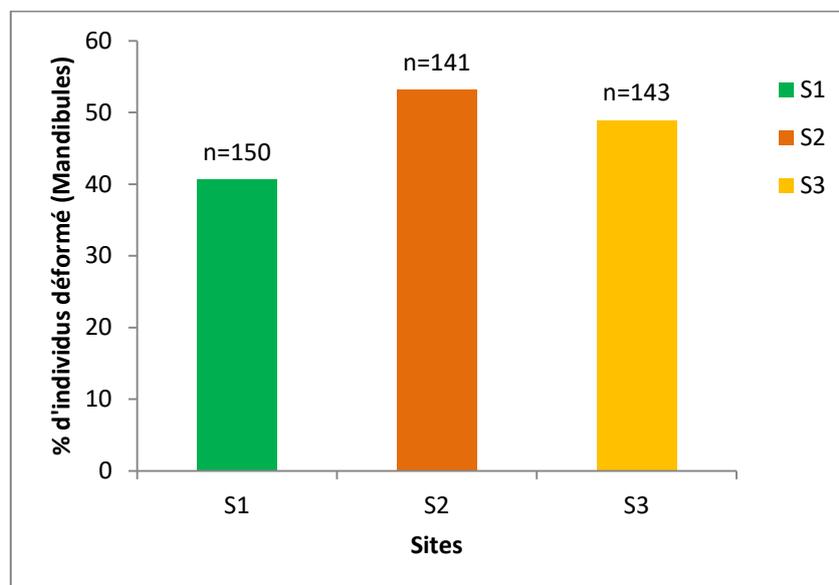
### 6.3. Analyse en Composantes principales (ACP)

L'Analyse en composante principale est appliquée dans plusieurs études environnementales afin de pouvoir visualiser les variables qui sont corrélées ou non corrélées les unes aux autres sur les trois sites d'étude. Les figures (33) et (34) reportent les résultats obtenus.

La figure (33) met en évidence le cercle de corrélation de l'ACP, les différentes variables étudiées sont cinq métaux analysés dans les eaux : Cadmium, Plomb, Fer, Manganèse et Aluminium, deux métaux dosés dans les sédiments et les tissus larvaires : Cadmium et Plomb. Ainsi que les taux de déformations affectant le mentum et les mandibules des larves. Le



**Figure 31:** Pourcentage de déformations du mentum affectant les larves de *Chironomus* sp. dans les trois sites d'étude (n représente l'effectif sur lequel a été déterminée les pourcentages de déformations)



**Figure 32 :** Pourcentage de déformations des mandibules affectant les larves de *Chironomus* sp. dans les trois sites d'étude (n représente l'effectif sur lequel a été déterminée les pourcentages de déformations)

premier axe F1 exprime 74,99% de l'information, tandis que l'axe F2 représentant uniquement 25,01% d'inertie.

Les résultats de l'ACP nous montrent des corrélations positives et significatives entre les concentrations en Plomb dans les eaux et l'accumulation de ce métal dans les sédiments et les larves, ces variables sont liées positivement aux déformations des mentums et des mandibules.

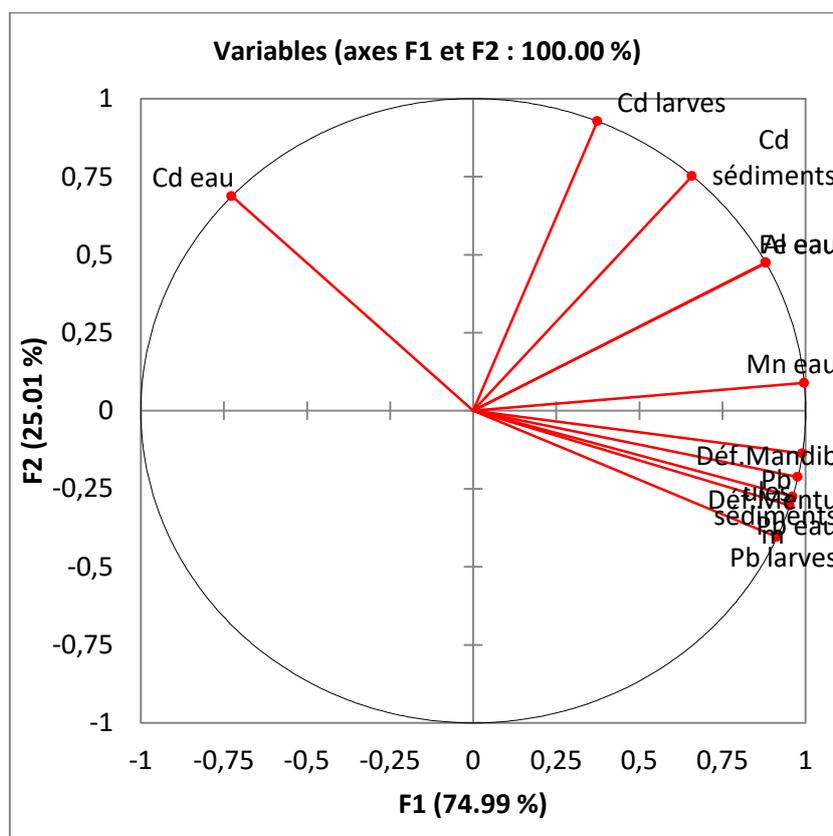
Nous notons que les concentrations en Fer et en Aluminium sont corrélées significativement, ces deux métaux sont liés aussi positivement aux concentrations en Manganèse dans les eaux.

Nous observons également une corrélation positive entre l'accumulation du Cadmium dans les sédiments et dans les larves par contre la concentration en Cadmium dans les eaux se caractérise par un coefficient de corrélation négatif vis-à-vis les autres variables.

D'après la figure (34), nous remarquons que les sites étudiés ne sont pas soumis aux mêmes types de pollutions et que Oued Boukhmira est le site le moins touché par la pollution métallique par rapport aux Oued Meboujda et Oued Seybouse

L'Analyse en Composante Principale nous conduit aux conclusions suivantes :

- Les larves de Chironomidae sont de bons indicateurs de la biodisponibilité des éléments traces métalliques.
- Les éléments traces métalliques semblent responsables des malformations chez les larves de *Chironomus* sp.
- Les déformations morphologiques reflètent la présence des métaux lourds dans l'eau et les sédiments notamment le Plomb.



**Cd eau** : Concentration moyenne en Cadmium dans les eaux.

**Pb eau** : Concentration moyenne en Plomb dans les eaux.

**Mn eau** : Concentration moyenne en Manganèse dans les eaux.

**Fe eau** : Concentration moyenne en Fer dans les eaux.

**Cd sédiments** : Concentration moyenne en Cadmium dans les sédiments.

**Pb sédiments** : Concentration moyenne en Plomb dans les sédiments.

**Cd larves** : Concentration moyenne en Cadmium dans les tissus larvaires (Diptera; *Chironomidae*).

**Pb larves** : Concentration moyenne en Plomb dans les tissus larvaires (Diptera; *Chironomidae*).

**Déf.Mentum** : Taux moyen de déformations affectant le mentum des larves de *Chironomus* sp.

**Déf.Mandibul** : Taux moyen de déformations affectant les mandibules des larves de *Chironomus* sp.

**Figure 33:** Cercle de corrélation de l'ACP

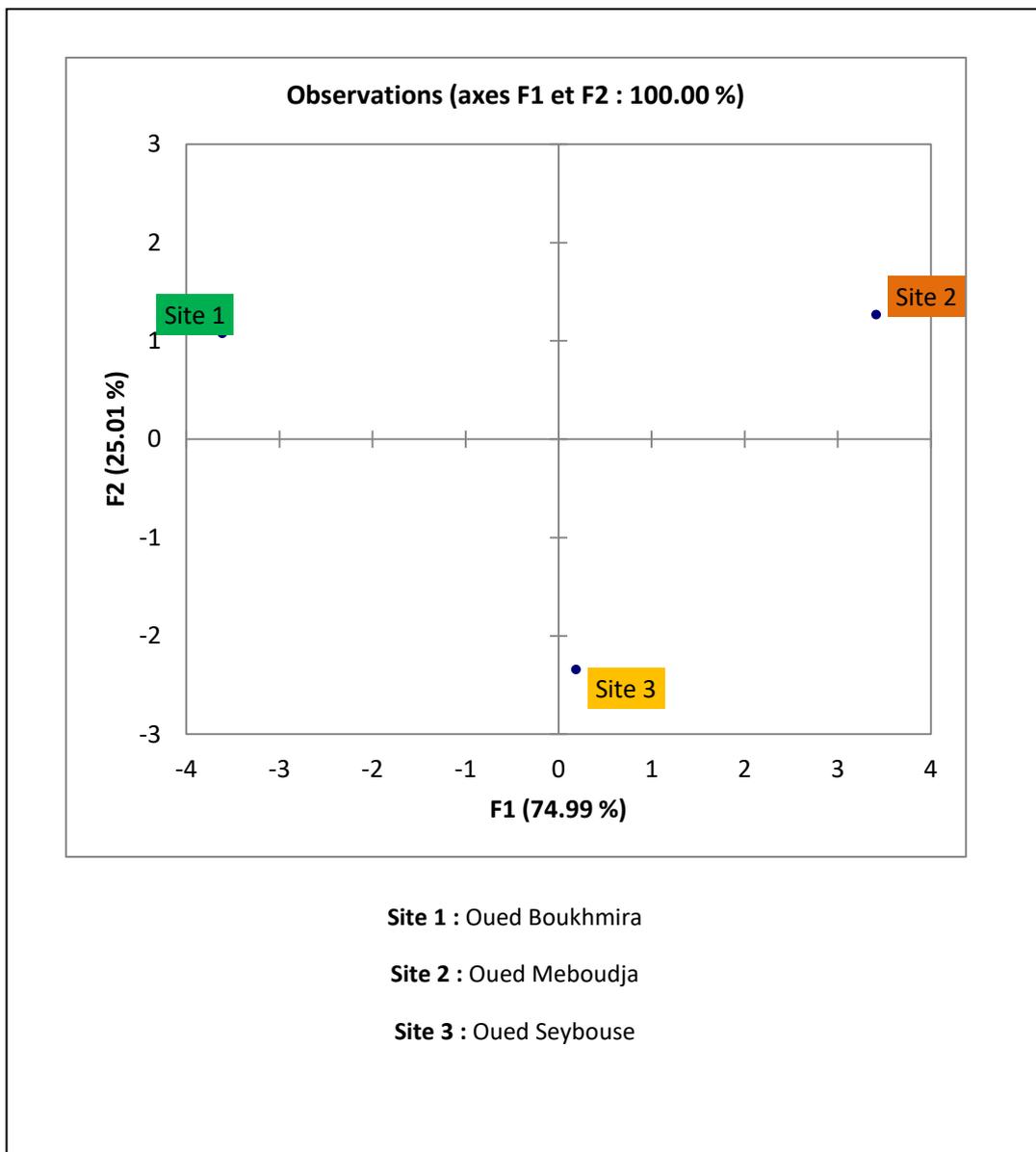


Figure 34: Graphique des observations de l'ACP

#### 6.4. Corrélation de Pearson

Le test de Pearson permet d'évaluer l'intensité et le sens de la relation entre deux variables. Les coefficients de corrélation de Pearson de cinq métaux dans l'eau, deux métaux dans les sédiments ainsi que deux dans les tissus larvaires et les déformations affectant le mentum et les mandibules sont représentés dans le tableau (11).

Les résultats du test de Pearson montrent une corrélation significative entre les concentrations en plomb dans l'eau et les déformations du mentum ( $p < 0,05$  ;  $r = 0,99$ ). De plus, nous constatons que les concentrations en plomb dans les sédiments sont corrélées aux déformations du mentum et des mandibules d'une manière hautement significative ( $p < 0,01$  ;  $r = 0,99$ ). Nous observons également une corrélation significative entre l'Aluminium et le Fer dans l'eau ( $p < 0,05$  ;  $r = 0,99$ ).

**Tableau 11:** Corrélation de Pearson entre les métaux lourds dans l'eau, les sédiments, les tissus larvaires et les déformations morphologiques des larves (mentum et mandibules)

|                        | Pb<br>eau | Cd<br>eau | Al<br>eau | Fe<br>eau    | Mn<br>eau | Cd<br>sédiments | Pb<br>sédiments | Cd<br>larves | Pb<br>larves | Def<br>mentum | Def<br>mandibules |
|------------------------|-----------|-----------|-----------|--------------|-----------|-----------------|-----------------|--------------|--------------|---------------|-------------------|
| <b>Pb</b><br>eau       | 1,00      | -0,90     | 0,69      | 0,70         | 0,92      | 0,40            | 1,00            | 0,07         | 0,99         | <b>0,99*</b>  | 0,99              |
| <b>Cd</b><br>eau       |           | 1,00      | -0,31     | -0,31        | -0,66     | 0,04            | -0,86           | 0,37         | -0,94        | -0,89         | -0,81             |
| <b>Al</b><br>eau       |           |           | 1,00      | <b>0,99*</b> | 0,92      | 0,94            | 0,76            | 0,77         | 0,61         | 0,72          | 0,81              |
| <b>Fe</b><br>eau       |           |           |           | 1,00         | 0,92      | 0,94            | 0,76            | 0,77         | 0,61         | 0,72          | 0,81              |
| <b>Mn</b><br>eau       |           |           |           |              | 1,00      | 0,72            | 0,95            | 0,45         | 0,87         | 0,93          | 0,97              |
| <b>Cd</b><br>sédiments |           |           |           |              |           | 1,00            | 0,48            | 0,94         | 0,30         | 0,43          | 0,55              |
| <b>Pb</b><br>sédiments |           |           |           |              |           |                 | 1,00            | 0,17         | 0,98         | <b>0,99**</b> | <b>0,99**</b>     |
| <b>Cd</b><br>larves    |           |           |           |              |           |                 |                 | 1,00         | -0,03        | 0,10          | 0,24              |
| <b>Pb</b><br>larves    |           |           |           |              |           |                 |                 |              | 1,00         | 0,99          | 0,96              |
| <b>Def</b><br>mentum   |           |           |           |              |           |                 |                 |              |              | 1,00          | 0,99              |
| <b>Def</b><br>mandible |           |           |           |              |           |                 |                 |              |              |               | 1,00              |

Seuil de signification statistique \* ,  $p < 0,05$  ; \*\* ,  $p < 0,01$  ; \*\*\* ,  $p < 0,001$ .

## 7. Discussion

L'évaluation de la qualité des eaux jouent un rôle important dans la protection des ressources en eau et dans la caractérisation des répercussions des contaminants environnementaux sur la qualité et les utilisations des ressources aquatiques. Les sédiments influent considérablement sur la santé des organismes aquatiques qui peuvent être exposés aux polluants par leurs interactions immédiates. Par conséquent, le recours à l'utilisation des organismes benthiques comme un outil de biosurveillance est devenu une partie importante de la protection et la gestion des écosystèmes d'eau douce.

**Dans la présente étude, nous nous sommes intéressés, en premier lieu, à la détermination des concentrations en éléments traces métalliques dans trois compartiments et comparer ces éléments traces chez les larves à ceux dans la colonne d'eau et les sédiments.**

Une concentration élevée d'un métal donné sous sa forme biodisponible peut nuire aux écosystèmes et à la santé des êtres vivants. En effet, certains métaux font partie des éléments traces essentiels et sont, en faibles quantités, indispensables au développement des organismes. En revanche, d'autres métaux n'ont pas de fonction biologique connue et sont directement toxiques pour les organismes (**Riether, 2001**). Les concentrations en métaux lourds dans la colonne d'eau des oueds étudiés dépassent largement les normes requises par la communauté européenne (Cd fixée à 0,005 ppm ; Pd fixée à 0,05 ppm) (**CCE, 1988**). Ces concentrations élevées, mises en évidence au niveau de Oued Meboudja et Oued Seybouse, sont probablement liées aux activités industrielles (complexe sidérurgique), rejets agricoles, ainsi qu'aux rejets d'effluents domestiques chargés en éléments traces métallique (ETM). Par ailleurs, la contamination métallique de Oued Boukhmira semble être liée aux rejets urbains ainsi qu'aux activités agricoles de la zone, qui contribuent par le biais de l'irrigation et par l'utilisation des pesticides (les organochlorés) à la pollution par les métaux, expliquant ainsi l'accumulation du Cd. La forte concentration de métaux lourds dans les eaux provient généralement de l'apport anthropique important provenant des zones densément peuplées. Selon **Shivakumar et al. (2014)** les métaux lourds présents dans les eaux proviennent généralement de déchets industriels et urbains rejetés dans les cours d'eau.

Le sédiment agit comme un puits pour la plupart des métaux et les accumule à des concentrations supérieures à celles dans la colonne d'eau (**Beasley et al., 2002**). Néanmoins,

les sédiments des trois sites présentent des concentrations en métaux lourds (Pb et Cd) qui dépassent largement la valeur guide internationale (USEPA, 2000). Nos résultats sont confirmés par **Belabed et al. (2017)** et **Louhi et al. (2012)**.

La larve de *Chironomus* construit des tubes composés de grains de sable dans lesquels elle vit. Elle se nourrit soit de matières en suspension dans la colonne d'eau ou des particules sédimentaires. Bien qu'elles habitent dans les sédiments, les larves de *Chironomus* sont exposées à l'eau de la colonne d'eau puisqu'elles irriguent leur tubes pour le garder oxygéné. Ceci dit, une larve de *Chironomus* peut assimiler un élément trace de la colonne d'eau par son exposition à cette eau ou par l'ingestion de particules en suspension (exemple : phytoplancton) (**Croteau et al., 1998 ; Ponton et al., 2009 ; Ponton et al., 2013**). D'un autre côté, cette larve de *Chironomus* peut aussi assimiler cet élément trace par l'ingestion de particules sédimentaires. C'est probablement pour cela, que l'on trouve des quantités relativement importantes de métaux lourds non essentiels (Pb et Cd) dans les organismes provenant du sédiment de Oued Meboudja, Oued Seybouse ainsi que Oued Boukhmira. Ces concentrations correspondent à celles mesurées par **Roulier et al. (2008)** dans le corps des larves appartenant au genre *Chironomus* et ayant crû dans du sédiment naturel contaminé en métaux lourds. De plus, les concentrations mesurées dans les organismes demeurent inférieures aux concentrations relevées dans la phase sédimentaire. Ce phénomène est également observé par **Arambourou et al. (2013)** et **Di Veroli et al. (2014)**.

**En deuxième lieu, notre intérêt s'est porté sur l'analyse de déformations morphologiques des larves de Chironomidae qui constituent un indicateur biologique prometteur pour l'estimation de la contamination des sédiments.**

Certaines anomalies présentent des effets sub-létaux et peuvent être considérées comme des signaux d'alarme, prévoyant la dégradation de l'environnement par une pollution chimique (**Warwick, 1990 ; Jeyasingham et Ling, 2000**). Parmi les différents agents responsables de déformations chez les Chironomidae, les métaux lourds, y compris le Zn, le Cu, le Mn, le Pb, le Ni, l'As et le Cd qui ont été largement impliqués comme causes principales de déformations morphologiques observées sur terrain et dans des expérimentations en laboratoire (**Janssens de Bisthoven et al., 1998a; Janssens de Bisthoven et al., 2003; Martinez et al., 2004; Ochieng et al., 2008; Arimoro et al., 2015**).

**Vermeulen et al. (1998)** ont établi une classification de la toxicité d'un sédiment en fonction du taux de déformations observé sur le 4<sup>ème</sup> stade larvaire de *Chironomus*, en dessous de 8%, la contamination du sédiment est considérée comme très faible. En dessus de 8%, comme c'est le cas de nos sites, le sédiment est qualifié de fortement contaminé. Dans notre étude, nous avons observé plus de 33% des larves présentant des déformations dans le mentum et les mandibules. De plus, aucun des trois sites ne pourrait être considéré comme un site de référence, les fréquences de déformations sont supérieures à 8%, qui est généralement pris comme seuil de contamination dans les cours d'eau (**Nazarova et al., 2004**). Ces fréquences élevées observées pourraient être considérées comme un indicateur précoce de la détérioration de la qualité des sédiments. Ce qui confirme les études antérieures sur terrain, dans lesquelles les malformations des parties buccales se sont avérées être de véritables bioindicateurs du stress environnemental (**Al-Shami et al., 2011b; Di Veroli et al., 2014; Odume et al., 2016; Naira et al., 2016**).

Les observations microscopiques ont montré une variété de types de déformations morphologiques affectant le mentum et les mandibules des larves de *Chironomus* sp. provenant des trois sites étudiés, tels que l'asymétrie de la forme, dents manquantes, dents supplémentaires et les malformations multiples. Les types de déformations les plus fréquemment observés chez les mentums sont les dents manquantes et les déformations multiples notamment au niveau de Oued Meboujda et Oued Seybouse. Ce résultat nous amène à penser que ces types de phénotypages sont caractéristiques d'un stress environnemental élevé. **Odume et al. (2012)** suggèrent également que ces types de déformations sont induits par une grave pollution. Des malformations similaires ont pu aussi être révélées par **Odume et al. (2016)** et **Arimoro et al. (2018)**.

Dans cette étude, les fréquences de déformations des structures de la capsule céphalique (mentum et mandibules) chez les larves de *Chironomus* sp. diffèrent entre les trois sites; la source et la nature de la pollution dans ces habitats diffèrent également. **Meregalli et al. (2000)** ont signalé des taux élevés de déformations morphologiques atteignant respectivement 40 % et 10% chez le mentum et les mandibules, alors que dans la présente enquête, le taux maximal est de 61% chez le mentum et 53% chez les mandibules relevé au niveau du site 2, ce qui peut être liée aux effets des concentrations relativement élevées de métaux lourds (Cd et Pb).

**Vermeulen et al. (1998)** ont suggéré que les différentes structures de la capsule céphalique réagissent différemment aux degrés croissants de pollution. Les déformations des pectens, du mentum et des mandibules peuvent être des signes de contamination faibles, moyens et élevés, respectivement. Nous suggérons que les niveaux de pollution sur nos sites d'étude sont extrêmes.

Le mentum semble être beaucoup plus susceptible aux agents toxiques induisant une déformation que les structures fortement sclérotisées telles que les mandibules. Ceci explique probablement pourquoi plus de larves se sont déformées dans le mentum que dans les mandibules au niveau des sites 2 et 3, ce qui indique que ces sites sont soumis à un stress toxique. Contrairement aux larves provenant du site 1 qui sont beaucoup plus déformées dans les mandibules que dans le mentum. Vraisemblablement, la population de Chironomidae de ce cours d'eau est exposée à un mélange de substances toxiques, notamment de métaux lourds, d'engrais et de pesticides qui sont couramment appliqués sur les cultures maraîchères dans cette région et qui sont responsables de la déformation des structures de la capsule céphalique. **Madden et al. (1992)** ont signalé une corrélation significative entre les déformations des antennes, des mentums chez les larves de *Chironomus* spp. et les concentrations de DDT et de l'herbicide Dacthal. En effet, différentes structures de la capsule céphalique semblent réagir différemment aux substances toxiques présentes dans l'environnement (par exemple les métaux traces) et dans les larves elles-mêmes (**Janssens de Bisthoven et al., 1994; Janssens de Bisthoven et al., 1998b**).

**En second lieu, il nous a semblé complémentaire et nécessaire de démontrer les relations entre la contamination aux métaux lourds des sédiments, la colonne d'eau, leur bioaccumulation dans les tissus larvaires (Diptera; Chironomidae) et les altérations morphologiques chez les larves de *Chironomus* sp.** Nous avons mis en évidence d'après l'Analyse en Composante Principale et le test de Pearson, des corrélations entre la présence des éléments traces métalliques dans l'eau, les sédiments les tissus des larves de Chironomidae et les malformations du mentum et des mandibules. En réalité, les organismes benthiques sont exposés à un large éventail des contaminants dans le milieu aquatique. En effet, les taux de déformations morphologiques élevées observées sur les sites 2 et 3 reflètent que ces sites sont soumis à un stress toxique. **Di Veroli et al. (2012)** ont enregistré une corrélation entre les altérations morphologiques et la toxicité globale des sédiments. Nos résultats suggèrent que les altérations des parties buccales pourraient être dues à l'effet

synergique d'un mélange de polluants présents dans l'eau et les sédiments. Ce qui confirme les études antérieures réalisées dans des conditions naturelles et expérimentales (**Vermeulen, 1995; Martínez et al., 2003; Di Veroli et al., 2010, Odume et al., 2012**).

### Conclusion

En conclusion, nos résultats ont mis en évidence une contamination métallique des trois compartiments, ainsi que des taux de déformations du mentum et des mandibules élevés observés au niveau des trois sites d'étude, ce qui laissent supposer l'existence de pressions chimiques. L'analyse en composante principale (ACP) et le test de Pearson ont révélé une corrélation entre les concentrations en métaux lourds dans la colonne d'eau, le compartiment sédimentaire et les taux de malformations. Plus probablement ces métaux, seuls ou en combinaison, semblent être des agents induisant des déformations du mentum et des mandibules chez les larves de Chironomidae.

L'utilisation des malformations morphologiques chez les larves de *Chironomus* sp. est un excellent outil pour l'évaluation biologique et la biosurveillance des milieux aquatiques, servant des informations importantes pour la gestion des ressources en eau, il est recommandé d'utiliser systématiquement les larves de Chironomidae comme bioindicateurs pour évaluer la qualité des écosystèmes aquatiques en Algérie.



## ***HAPITRE IV***

### **ESSAI DE PHYTOÉPURATION DES EAUX USÉES**

---

## Introduction

L'urbanisation croissante, l'industrialisation et la surpopulation, sont les principales causes de la dégradation de l'environnement et de la pollution (Singh *et al.*, 2011). La situation de l'environnement s'empire de plus en plus à cause de la multiplicité des installations urbaines provisoires et très souvent inachevées et du manque de structures appropriées d'assainissement des eaux usées (Cherib, 2016).

La gestion durable de l'eau est l'un des principaux axes du développement durable, dans la mesure où l'eau doit répondre aux besoins des générations actuelles et satisfaire les générations futures. L'agriculture constitue le plus gros consommateur des ressources hydriques, vu la diminution des apports en eau constatée depuis plusieurs décennies (Hannachi *et al.*, 2014). Les eaux des cours d'eau pollués est probablement la source d'eau d'irrigation des terres agricoles la plus courante dans les milieux urbains et péri-urbains en Algérie. Les agriculteurs peuvent facilement accéder à cette ressource, dans et hors des villes. Les eaux usées brutes sont souvent diluées, mais contiennent encore des teneurs élevées en contaminants et les risques sanitaires sont alors souvent très élevés. Afin de remédier à ce problème, des travaux de recherche (Derradji, 2015 ; Laabassi, 2016 ; Bensaid, 2018) proposent une solution écologique permettant de réutiliser les eaux usées épurées par des marais filtrants artificiels (phytoépuration ou filtre planté de macrophytes)

Les marais filtrants artificiels (ou constructed wetlands) sont des écosystèmes recréés artificiellement afin de traiter une large gamme d'eaux usées, dont des effluents municipaux, industriels et agricoles. L'épuration des eaux usées en marais filtrants se fait selon une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques. Les plantes jouent un rôle essentiel dans le processus d'épuration, notamment en favorisant le développement des microorganismes et en oxygénant le milieu. Comparativement aux systèmes conventionnels de traitement des eaux usées, les marais filtrants artificiels ont un faible coût d'installation et d'exploitation et ne nécessitent aucun produit chimique et peu ou pas d'énergie. De plus, ils offrent un habitat pour la faune et bénéficient d'une grande acceptabilité sociale, inspirés des marais en milieu naturel (Mimeche, 2014). Pour cela nous avons procédé à l'installation des marais artificiels à macrophytes.

L'objectif de notre étude est de tester le pouvoir épurateur de la menthe aquatique (*Mentha aquatica* L.) par l'évaluation des indicateurs de pollution physico-chimiques et

bactériologiques, afin de proposer une alternative pour le traitement des eaux usées, qui permettrait d'atteindre une qualité d'effluent compatible avec la norme d'irrigation restrictive.

## 1. Traitements des eaux usées par phytoépuration

La phytoépuration est l'action de l'épuration des eaux usées en présence de plantes. Si les plantes sont placées dans des bassins remplis d'eau usée, donc il s'agit des zones humides artificielles ou connues aussi sous le nom de « filtres plantés de macrophyte » (Suwasa *et al.*, 2011) ou « lit planté », ou encore « marais filtrant artificiel ».

## 2. Fonctionnement des marais filtrants artificiels

Les marais artificiels sont constitués de bassins individuels, encore appelés filtres plantés. Ces bassins peuvent être à écoulement sub-surfacique ou à surface libre (Zhang *et al.*, 2010). Dans les filtres à écoulement sub-surfacique, l'eau circule par gravité, horizontalement ou verticalement, à travers le substrat qui abrite un cortège de microorganismes vivant en association avec les racines des plantes (Yalcuk *et al.*, 2009). Dans les filtres à écoulement horizontal, l'eau entre dans le filtre et circule lentement à travers le massif filtrant, sous la surface du lit, selon un chemin plus ou moins horizontal, jusqu'à atteindre la zone de sortie. La plus grande partie du lit est en zone saturée, et présente des conditions anaérobies, bien que des secteurs en aérobie se situent aux alentours des racines et rhizomes qui diffusent l'oxygène dans le substrat (Kadlec, 2009 ; Stottmeister *et al.*, 2003). Dans les filtres à écoulement vertical (FV), l'eau est en général apportée de façon alternée et séquencée sur toute la surface du lit, et percole rapidement à travers le substrat selon un chemin plus ou moins vertical, instaurant un milieu insaturé et des conditions principalement oxydantes (Yalcuk *et al.*, 2009). Dans les filtres à surface libre, l'eau circule à travers un bassin peu profond planté de macrophytes émergents, submergés ou flottants (Kadlec, 2009). Ce sont des systèmes extrêmement dynamiques et hétérogènes, dans lesquels la variation des paramètres environnementaux a lieu à la fois selon des fluctuations à court terme et à long terme (Truu *et al.*, 2009). Ces systèmes favorisent un large spectre de conditions environnementales (pH, potentiel redox, T°C, etc.) garantissant la faisabilité thermodynamique d'un ensemble de processus physico-chimiques et biologiques rassemblés sous le terme de « processus épuratoires ». Ces milieux peuvent donc être assimilés à des bioréacteurs complexes caractérisés par des flux de matière et d'énergie selon des gradients spatio-temporels, gouvernant les processus épuratoires (Imfeld *et al.*, 2009). La majorité des

processus épuratoires se déroulent au sein de la rhizosphère, définie comme la zone d'interface entre les racines des plantes, les constituants du sol, les microorganismes et la microfaune (Dessaux *et al.*, 2009).

### 3. Processus en jeu pour l'épuration des eaux usées dans les marais filtrants artificiels

Les processus épuratoires sont liés à un ensemble de processus physiques, chimiques et biologiques complexes liés par des flux de matière et d'énergie. Ces processus se déroulent au sein de trois compartiments principaux : les plantes, le sol et la biomasse microbienne (Imfeld *et al.*, 2009).

#### 3.1. Le rôle du substrat

La performance épuratoire des marais filtrants artificiels peut être optimisée en utilisant un substrat spécifique en fonction du polluant, les substrats les plus utilisés étant les galets, le gravier, le sable, l'argile et la pouzzolane (Dordio *et al.*, 2013). La nature du substrat influence la dégradation et la rétention des contaminants par ses caractéristiques physiques (granulométrie, agencement des particules, porosité, conductivité hydraulique), sa composition minéralogique (argiles, carbonates, silice, oxydes métalliques et matière organique), les propriétés acide-base et les propriétés de sorption (Bolan *et al.*, 2014 ; Stottmeister *et al.*, 2003). Le substrat peut jouer un rôle de filtre physique de l'effluent notamment dans des configurations de type filtre à écoulement vertical (Tilley *et al.*, 2014) qui piègent les polluants particulaires. Ces caractéristiques vont influencer le développement des organismes vivants ; certaines espèces de plante et de souches bactériennes vont se développer préférentiellement sur certains substrats (Calheiros *et al.*, 2009 ; Truu *et al.*, 2009).

Différents processus géochimiques interviennent au niveau du substrat et contribuent à l'épuration des contaminants, tels que :

- **La sorption** : La sorption d'un contaminant sur le substrat est un processus physique et/ou chimique (liaisons covalentes chimiques) d'adhésion à la surface du corps solide. La sorption dépend des caractéristiques hydrophobes et hydrophiles du contaminant et de la structure chimique et la composition de la matière organique du sol. Pendant les premiers stades de l'exploitation des marais artificiels, la sorption du substrat sera naturellement élevée, le substrat n'ayant jamais été exposé à de forte capacité d'adsorption (Omari *et al.*,

2003). Il est important de différencier adsorption et désorption : l'adsorption est un processus de fixation au corps solide et la désorption correspond à son détachement (Rollin *et al.*, 2006).

- **La précipitation** : est un autre processus en lien avec le sol pouvant éliminer les polluants de la phase aqueuse. La précipitation correspond au passage d'une molécule dissoute vers un état précipité, ce processus s'oppose à la dissolution et par la suite peut être suivi d'une sédimentation. Ces contaminants peuvent s'associer à la matière organique particulaire et finissent alors par se déposer au fond de la zone humide artificielle. Au-delà de son rôle direct sur les processus d'épuration des contaminants, le substrat permet une infiltration et un écoulement uniforme des eaux usées dans le système (Petit, 2017).

### 3.2. Le rôle des microorganismes

Les microorganismes étudiés dans les marais filtrants artificiels regroupent principalement les champignons et les bactéries et ont un rôle majeur dans la transformation et la minéralisation des nutriments et des polluants organiques et inorganiques (Dordio *et al.*, 2013; Truu *et al.*, 2009). Les microorganismes obtiennent de l'énergie pour leur croissance en catalysant le transfert des électrons d'un électron donneur en un électron accepteur (Jourdain *et al.*, 2007), leurs processus métaboliques vont transformer des molécules complexes en molécules plus simples. Ainsi la plupart des transformations chimiques générées lors des processus épuratoires sont contrôlées par des enzymes, des protéines spécifiques ayant la propriété de catalyser les réactions chimiques. Le métabolisme microbien dépend non seulement de la présence d'enzymes appropriées mais aussi des conditions environnementales telles que la température, l'oxygène dissous et la concentration en ions hydrogène (pH). Les bactéries ont diverses niches écologiques telles que les racines des plantes, le substrat, le sédiment au fond du filtre ou elles peuvent vivre dans la phase aqueuse (Truu *et al.*, 2009). Lorsque le métabolisme microbien utilise des enzymes pour briser/casser des liaisons de composés organiques complexes pour former des composés plus simples avec une libération d'énergie (catabolisme), on parle alors de biodégradation.

- **La biodégradation** : peut se produire dans des conditions aérobies et anaérobies en fonction de l'apport en oxygène par les plantes et de la disponibilité d'autres accepteurs d'électrons (Imfeld *et al.*, 2009).

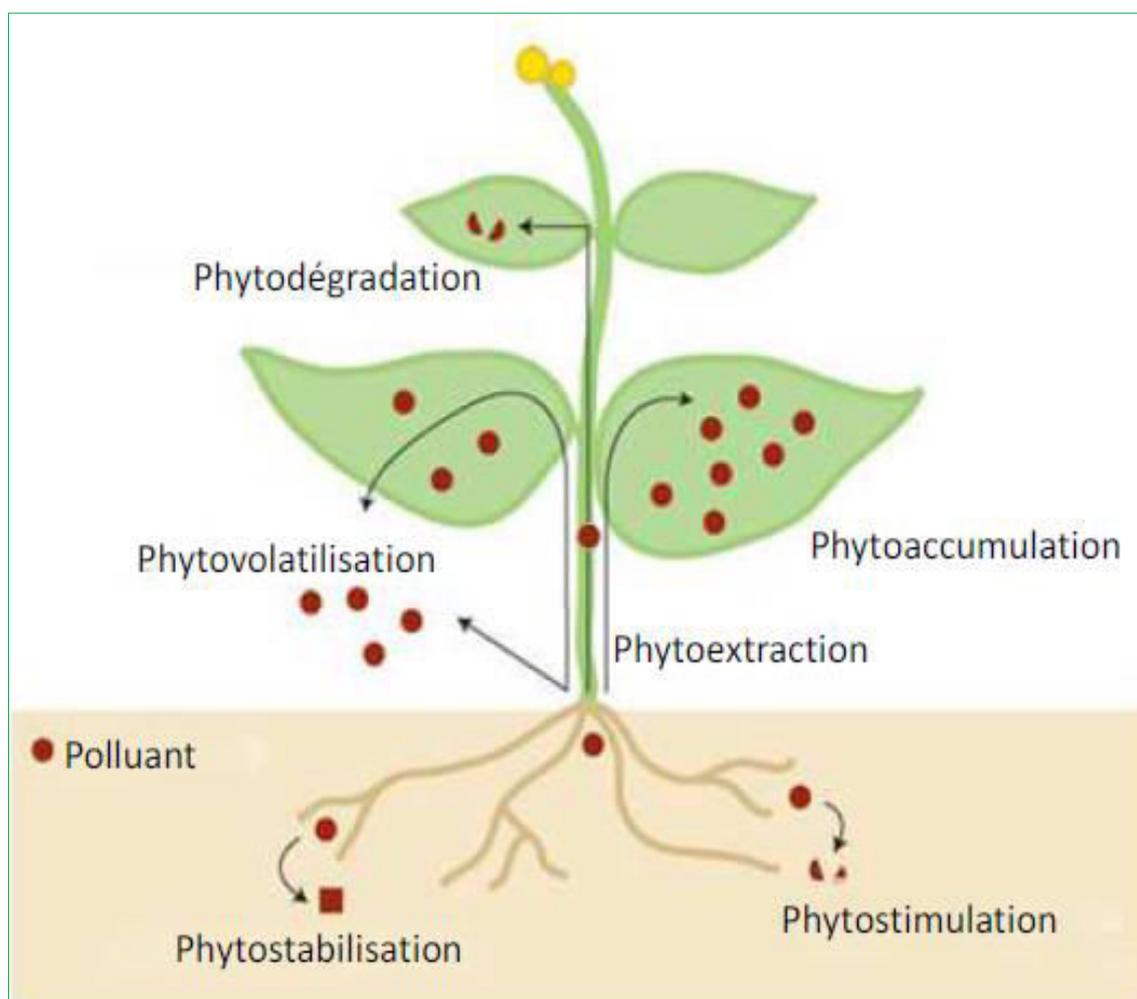
- **La minéralisation** : correspond au stade ultime de la biodégradation de la matière organique en matière minérale. Les microorganismes grâce à leurs enzymes ont la capacité de synthétiser des composés organiques (anabolisme) par l'utilisation d'énergie stockée chimiquement (Maier et al., 2009). Comme pour les autres compartiments, les microorganismes peuvent éliminer des contaminants de leurs milieux par volatilisation (Kassenga et al., 2004 ; Kassenga et al., 2003). Les contaminants peuvent aussi s'adsorber à la paroi cellulaire ou sur le biofilm, on parle alors de biosorption, ou bien être absorbés puis immobilisés/minéralisés (Gadd, 2010).

### 3.3. Rôle des plantes

Les plantes interviennent plus ou moins dans l'épuration en fonction des contaminants mais aussi des espèces végétales (morphologie de leur système racinaire, production de biomasse, tolérance aux polluants en présence, capacité d'oxygénation de la rhizosphère, etc.), et de la façon dont elles sont gérées dans les filtres plantés (agencement, fréquence et type de coupe ou de récolte, etc.). Une grande variété de plantes aquatiques de type flottantes, émergentes ou submergées, rassemblées sous le terme générique de « macrophytes », peut être utilisée pour la phytoépuration, à la fois pour leurs rôles directs et indirects. Notre travail se focalise sur une plante émergente ou héliophyte enracinée dans le substrat. Les plantes sont capables de retenir ou dégrader les polluants par un ensemble de processus qui peuvent avoir lieu simultanément dans les filtres plantés (Pilon-Smits, 2005) (figure 35) :

- **Phytoaccumulation / phytoextraction** : la phytoaccumulation intervient quand le contaminant est séquestré par la plante et n'est pas rapidement ou complètement dégradé, ce qui entraîne son accumulation (Susarla et al., 2002). La phytoextraction consiste en l'extraction de polluants par voie racinaire et leur accumulation dans les organes de la plante en particulier les feuilles et les tiges, ou parfois des glandes spécifiques (Mench et al., 2009), elle peut parfois être amplifiée par une symbiose entre le tissu racinaire et les microorganismes du sol (Lucisine et al., 2014).

- **Phytostimulation / phytodégradation** : la phytostimulation correspond à l'ensemble des processus par lesquels la plante favorise la biodégradation des polluants par les microorganismes dans la rhizosphère. Les plantes peuvent moduler l'environnement géochimique de la rhizosphère, apportant des conditions idéales pour la croissance des bactéries et des champignons et pour leur activité de dégradation des contaminants organiques



**Figure 35** : Processus mis en œuvre par les plantes et contribuant à la phytoépuration, adapté de **Pilon-Smits (2005)**.

(Faulwetter et al., 2009). En particulier, les racines des plantes pénètrent dans le sol, fournissant des zones d'aération et stimulant la biodégradation aérobie (Susarla et al., 2002). La phytodégradation met en jeu les enzymes (peroxydases, déhalogénases, nitroréductases, phosphatases, etc.) des plantes et peut conduire à la dégradation des polluants dans les tissus de la plante.

- **Phytovolatilisation** : ce processus correspond à l'évapotranspiration des contaminants par les feuilles des plantes après leur absorption et leur éventuelle conversion sous une forme volatile (Chaney et al., 1997).

- **Phytostabilisation** : grâce à leurs exsudats racinaires, les plantes peuvent induire des changements de conditions environnementales dans la rhizosphère (pH, potentiel rédox, etc.) modifiant la forme chimique des contaminants et conduisant à leur rétention sous des formes moins mobiles. La fourniture de substrats organiques (biomasse vivante ou morte) peut également être favorable à la sorption de contaminants à ce niveau, et contribuer à la phytostabilisation (Gadd, 2010).

#### 4. Objectif

L'objectif de notre étude dans ce chapitre est de mettre en évidence les potentialités de la menthe aquatique (*Mentha aquatica* L.) à épurer les eaux usées par l'installation de marais filtrants artificiels sous un régime d'écoulement horizontal, tout en suivant les indicateurs de pollution physico-chimiques et bactériologiques avant et après passage des eaux usées dans les systèmes d'épurations.

L'intérêt est porté plus particulièrement sur la comparaison d'un pilote planté avec *Mentha aquatica* L. avec un système pilote non planté afin d'optimiser ces performances de décontamination des eaux usées et répondre à des exigences de réutiliser ces eaux en agriculture.

## 5. Matériel et Méthodes

### 5.1. Matériel végétal

- *Mentha aquatica* L

*Mentha aquatica* L., plus connue sous le nom de menthe aquatique (figure 36) est une plante vivace de 30-80 cm., verte ou rougeâtre, velue-hérissée ou presque glabre, à odeur forte mais agréable; tiges dressées ou ascendantes; feuilles toutes assez longuement pétiolées, largement ovales ou ovales lancéolées, dentées en scie; fleurs roses ou blanches, en verticilles peu nombreux, tous ou les supérieurs rapprochés en têtes terminales globuleuses ou ovoïdes très obtuses; calice tubuleux, velu, à nombreuses nervures saillantes, à gorge nue, à 5 dents lancéolées-acuminées; corolle velue en dedans; carpelles ovoïdes, verruqueux. Cette plante à l'odeur de berlingot fleurit de juillet à septembre. Comme les autres menthes, l'hybridation est assez fréquente et peut conduire à une variation de certaines caractéristiques botaniques (Tucker et Naczi, 2007).

### Systematique

Nous avons opté pour la classification proposée par Bachman (2016) :

**Domaine :** *Eucaryota*.

**Sous domaine :** Bikonta.

**Règne :** *Plantae*.

**Division :** *Magnoliophyta*.

**Classe :** *Mangoliopsida*.

**Ordre :** *Lamiales*.

**Famille :** *Lamiaceae*.

**Genre :** *Menta* L.



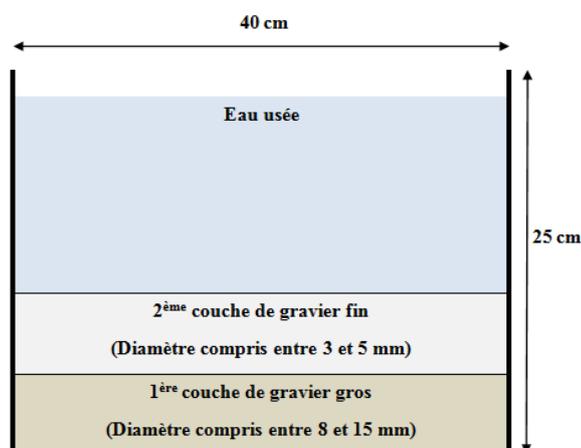
**Figure 36 :** Menthe aquatique (*Mentha aquatica* L.)

## 5.2. Echantillonnage de l'eau

Nos prélèvements sont effectués en mois d'Avril 2018 au niveau de Oued Meboudja « Site 2 » (Chapitre I) à une profondeur de 50 cm environ. Les échantillons d'eau sont collectés dans des flacons en verre stériles de 250 ml destinés pour les analyses bactériologiques et dans des bouteilles en plastique propre de 1,5 L pour les analyses physicochimiques, fermés hermétiquement et conservés dans une glacière à 4°C. Concernant le dispositif expérimental des bidons d'une capacité de 20 L sont utilisés, rincés plusieurs fois avec de l'eau à échantillonner. Les conditions de conservation sont rigoureusement respectées selon la méthode de **Rodier (2009)**.

## 5.3. Mise en place du dispositif expérimental

L'expérience est réalisée au laboratoire de Toxicologie Cellulaire de l'université Badji Mokhtar Annaba dans des conditions *in vitro*. Nous avons construit un système d'épuration type marais filtrant à écoulement horizontal et cela en utilisant trois bacs de 40 cm de longueur, 25 cm de largeur et 16 cm de hauteur, remplis par deux couches de gravier de granulométrie variable qui ont servi comme filtres (figure 37), gravier fin de diamètre 3/5 mm et gravier gros de diamètre 8/15 mm (figure 38) disposés au niveau du robinet de distribution afin de faciliter le passage de l'effluent. Ces substrats sont lavés pour les débarrasser de toutes impuretés qui peuvent nuire à l'épuration. Nous avons planté dans deux bacs 5 plants de menthe aquatique / bac. Le séjour de ces plants varie de 7 à 14 jours. Le troisième bac, ne reçoit que les eaux usées et les filtres à gravier (figure 39). Les eaux sont récupérées au moyen d'un robinet placé à la base de chaque bac.



**Figure 37:** Disposition des substrats dans les bacs d'épuration



**Figure 38 :** Les substrats utilisés



**Figure 39:** Dispositif expérimental

#### 5.4. Méthodes d'analyses des eaux

Nous avons mesuré les paramètres physicochimiques et bactériologiques des échantillons d'eau usée à l'entrée et à la sortie de chaque bac d'épuration afin de contrôler le fonctionnement du pilote expérimental. Les analyses sont effectuées au laboratoire de l'Office National d'Assainissement «ONA» et au laboratoire « Horizon » Annaba.

Les paramètres analysés sont : le pH, La température, la conductivité électrique, l'oxygène dissous, les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>), les nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), les orthophosphates (PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>) pour la physico-chimie. L'analyse bactériologique a porté sur les Coliformes totaux (CT) et fécaux (CF) et les Streptocoques fécaux (SF). Les méthodes d'analyses étudiées sont décrites précédemment dans le chapitre II (tableau 4).

- **Rendement épuratoire**

Le taux d'abattement d'un paramètre (X) exprimé en pourcentage et basé sur la formule suivante :

$$\% \text{ Abatement (X)} = \frac{(C_i (X) - C_f(X))}{C_i (X)} \times 100$$

C<sub>i</sub> : concentration initiale de X dans l'eau usée.

C<sub>f</sub> : concentration finale de X dans l'eau usée épurée.

## 6. Résultats

### 6.1. Variations des paramètres physico-chimiques

#### 6.1.1. Température

Les variations de la température des eaux usées durant notre expérimentation sont illustrées dans le tableau (12). Nous constatons que les valeurs de la température de l'eau brute sont inférieures à celles des eaux épurées. La température moyenne varie entre  $18,28 \pm 0,02$  °C et  $20,13 \pm 0,15$  °C à la sortie des systèmes non plantés, et entre  $17,72 \pm 0,03$  °C et  $20,40 \pm 0,45$  °C à au niveau des deux systèmes plantés.

#### 6.1.2. pH

Le tableau (12) met en évidence l'évolution du pH des eaux durant notre expérimentation. Le pH de l'eau brute à l'entrée du système d'épuration est de  $8,23 \pm 0,01$  alors que le pH des eaux épurées à la sortie des filtres plantés diminue, et tend vers  $7,78 \pm 0,07$  et  $7,46 \pm 0,15$  respectivement pour un séjour de 7 jours et 14 jours. Nous remarquons que les valeurs obtenus du pH après épuration avec *Mentha aquatica* sont légèrement neutre.

#### 6.1.3. Oxygène dissous

Les variations de l'oxygène dissous avant et après épuration durant notre expérimentation sont représentées dans le tableau (12). La valeur moyenne de l'Oxygène dissous est de  $4,06 \pm 0,05$  mg/l dans l'eau brute, Celle-ci augmente dans les systèmes plantés pour atteindre  $6,21 \pm 0,11$  mg/l et  $7,78 \pm 0,17$  mg/l respectivement pour un séjour de 7 jours et de 14 jours. La meilleure oxygénation est observée au niveau du filtre planté de 14 jours.

#### 6.1.4. Conductivité électrique

Les variations de la conductivité électrique des eaux durant notre expérimentation sont indiquées dans le tableau (13). Les valeurs enregistrées dans les filtres plantés avec *Mentha aquatica* L. sont inférieures à celles des eaux épurées par le filtre à gravier seul et celle de l'eau brute. Nous constatons une légère diminution dans les filtres à gravier avec un taux d'abattement de l'ordre de 6,70% et 10,81% par rapport aux bacs plantés où nous observons diminution très apparente allant de 32,27% à 51,23%. Les valeurs de la conductivité ne dépassent pas la norme nationale qui fixe la conductivité à 2800  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

**Tableau 12 :** Evolution de la température, du pH, et de l'oxygène dissous des eaux durant notre expérimentation

| Paramètres                    | EUB        | EUE Sans Menthe aquatique (7 jours) | EUE Menthe aquatique (7 jours) | EUE Sans Menthe aquatique (14 jours) | EUE Menthe aquatique (14 jours) |
|-------------------------------|------------|-------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|
| T(C°)                         | 17,57±0,05 | 18,28±0,02                          | 17,72±0,03                     | 20,13±0,15                           | 20,40±0,45                      |
| pH                            | 8,23±0,01  | 8,20±0,01                           | 7,78±0,07                      | 8,41±0,02                            | 7,46±0,15                       |
| O <sub>2</sub> dissous (mg/l) | 4,06±0,05  | 4,20±0,1                            | 6,21±0,11                      | 4,13±0,15                            | 7,78±0,17                       |

**Tableau 13 :** Evolution de la conductivité des eaux durant notre expérimentation

|                      | EUB          | EUE Sans Menthe aquatique (7 jours) | EUE Menthe aquatique (7 jours) | EUE Sans Menthe aquatique (14 jours) | EUE Menthe aquatique (14 jours) |
|----------------------|--------------|-------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------|
| Conductivité (µS/cm) | 2034,33±7,02 | 1898±8,00                           | 1377,66±3,21                   | 1814,33±6,02                         | 992,33±2,51                     |
| Rendement (%)        | /            | 06,70                               | 32,27                          | 10,81                                | 51,23                           |

### 6.1.5. Matières en suspension

Le tableau (14) montre les variations d'élimination des matières en suspension dans les eaux durant notre expérimentation. Nous notons une forte réduction des teneurs en MES dans les deux systèmes d'épuration. Le taux d'abattement diminue d'environ 76% à 84% dans les filtres non plantés et 88 % et 92 % dans les bacs plantés pour un temps de séjour de 7 jours et 14 jours respectivement. Donc il y a une nette différence entre les teneurs en matières en suspension de l'eau brute et celles des eaux épurées. Toutes les valeurs enregistrées après épuration sont inférieures à la norme algérienne (30mg/l).

### 6.1.6. Nitrates

L'évolution des teneurs en nitrates dans les eaux avant et après épuration est représentée dans le tableau (15). Nous remarquons une réduction des concentrations en nitrates dans les deux systèmes d'épuration (planté et non planté). Le taux d'abattement varie entre 2% et 30,76% au niveau des filtres plantés, et entre 0 % et 20% dans les systèmes de filtration non plantés respectivement après une rétention de 7 jours et 14 jours. Les valeurs des nitrates après épuration (30 mg/l) la concentration limite des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation.

### 6.1.7. Orthophosphates

Le tableau (16) illustre les variations des teneurs en orthophosphates durant notre expérimentation. Les systèmes plantés et non plantés présentent des rendements épuratoires élevés variant entre 74,59% et 87,79% dans les bacs avec *Mentha aquatica* et entre 53,62% et 57,05% dans les filtres sans plantes respectivement pour un temps de séjour de 7 jours et de 14 jours. Les concentrations en orthophosphates après épuration sont inférieures à 2 mg/l considérée comme valeur limite des rejets liquides déversés dans le milieu naturel.

**Tableau 14 :** Evolution des MES dans les eaux durant notre expérimentation

|                      | <b>EUB</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (14 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (14 jours)</b> |
|----------------------|------------|--|---------------------------------------|---|--|
| <b>MES (mg/l)</b>    | 216±5,29   | 51±4,35                                    | 25±4,58                               | 33±1,00                                     | 16±3,60                                |
| <b>Rendement (%)</b> | /          | 76,38                                      | 88,42                                 | 84,72                                       | 92,59                                  |

**Tableau 15 :** Evolution des nitrates dans les eaux durant notre expérimentation

|                        | <b>EUB</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (14 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (14 jours)</b> |
|------------------------|------------|--|---------------------------------------|---|--|
| <b>Nitrates (mg/l)</b> | 39±2       | 39±3                                       | 38±1                                  | 31±2  | 27±1,73                                |
| <b>Rendement (%)</b>   | /          | 0  | 2                                     | 20  | 30,76                                  |

**Tableau 16 :** Evolution des orthophosphates dans les eaux durant notre expérimentation

|                               | <b>EUB</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (14 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (14 jours)</b> |
|-------------------------------|------------|--|---------------------------------------|---|--|
| <b>Orthophosphates (mg/l)</b> | 4,96±0,30  | 2,3±0,20                                   | 1,26±0,11                             | 2,13±0,15                                   | 0,6±0,10                               |
| <b>Rendement (%)</b>          | /          | 53,62                                      | 74,59                                 | 57,05                                       | 87,79                                  |

### 6.1.8. Demande biologique en oxygène

Le tableau (17) met en évidence l'évolution de la DBO<sub>5</sub> avant et après épuration. Une diminution très importante de la DBO<sub>5</sub> est constatée après passage des eaux à travers le système planté avec un rendement de l'ordre de 82,63 % et 85,63 % respectivement pour un temps de séjour de 7 jours et 14 jours. Ainsi dans les filtres non plantés le taux d'abattement de la DBO<sub>5</sub> est arrivé à 64,36% après 7 jours et à 66,61% après 14 jours. Les résultats obtenus après épuration sont conformes aux normes algériennes (30 mg/l O<sub>2</sub>).

### 6.1.9. Demande chimique en oxygène

Le tableau (18) représente les variations de la DCO dans les eaux avant et après épuration. Nous notons une réduction de la DCO au niveau des filtres non plantés avec un taux d'abattement allant de 50,66% à 55,56% respectivement après un temps de séjour de 7 et 14 jours de rétention. Ainsi en présence des plants de *Mentha aquatica*, la DCO diminue d'environ 65 % à 79 % respectivement pour un temps de séjour de 7 jours et 14 jours.

**Tableau 17:** Evolution de la DBO<sub>5</sub> dans les eaux durant notre expérimentation

|                               | <b>EUB</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (14 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (14 jours)</b> |
|-------------------------------|------------|--|---------------------------------------|---|--|
| <b>DBO<sub>5</sub> (mg/l)</b> | 26,66±1,52 | 9,50±0,45                                  | 4,63±0,37                             | 8,90±0,10                                   | 3,83±0,38                              |
| <b>Rendement (%)</b>          | /          | 64,36                                      | 82,63                                 | 66,61                                       | 85,63                                  |

**Tableau 18:** Evolution de la DCO dans les eaux durant notre expérimentation

|                      | <b>EUB</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (14 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (14 jours)</b> |
|----------------------|------------|--|---------------------------------------|---|--|
| <b>DCO (mg/l)</b>    | 75±4,35    | 37±2,64                                    | 26±2,00                               | 33,33±1,52                                  | 15,66±1,15                             |
| <b>Rendement (%)</b> | /          | 50,66                                      | 65,33                                 | 55,56                                       | 79,12                                  |

## 6.2. Variations des paramètres bactériologiques

### 6.2.1. Coliformes totaux

Les variations des coliformes totaux dans les eaux usées durant notre expérimentation sont illustrées dans le tableau (19). Nous remarquons une élimination importante des coliformes totaux dans les deux bacs d'épuration. En effet dans les systèmes non plantés la différence est de l'ordre de 63,94% au 7<sup>ème</sup> jour et de 91,84% au 14<sup>ème</sup> jour et le taux tend à diminuer dans les filtres plantés de plus de 92% et 99 % respectivement pour un temps de séjour de 7 et 14 jours.

### 6.2.2. Coliformes fécaux

Les charges moyennes en coliforme fécaux et les rendements épuratoires sont montrées dans le tableau (20). Nous constatons un bon abattement des coliformes fécaux dans les eaux récupérées des deux systèmes d'épuration. En effet le taux des coliformes fécaux diminue dans les filtres non plantés de plus de 79% à 90% et la diminution est plus importante au niveau des filtres plantés; Où elle atteint 85,45% après 7 jours et 96,54% après 14 jours.

### 6.2.3. Streptocoques fécaux

Les variations des streptocoques fécaux dans les eaux durant notre expérimentation sont représentées dans le tableau (21). Nous notons que l'élimination des streptocoques fécaux dans les deux systèmes d'épuration (plantés et non plantés) est presque totale. Le rendement épuratoire dans les bacs non plantés est arrivé à 94,70% au 7<sup>ème</sup> jour et à 99,30% au 14<sup>ème</sup> jour. Ces taux de réduction des abondances bactériennes sont très similaires à ceux observés dans les filtres plantés avec *Mentha aquatica* qui sont de l'ordre de 95,85% et 99,53% respectivement après 7 et 14 jours de rétention.

**Tableau 19** : Evolution des coliformes totaux dans les eaux durant notre expérimentation

|   | <b>EUB</b>            | <b>EUE Sans Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (14 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (14 jours)</b> |
|---|-----------------------|--|---------------------------------------|---|--|
| <b>Coliformes totaux (germes/100ml)</b> | 14,70×10 <sup>4</sup> | 53×10 <sup>3</sup>                         | 11×10 <sup>3</sup>                    | 12×10 <sup>3</sup>                          | 11,90×10 <sup>2</sup>                  |
| <b>Rendement (%)</b>                    | /                     | 63,94                                      | 92,51                                 | 91,83                                       | 99,19                                  |

**Tableau 20** : Evolution des coliformes fécaux dans les eaux durant notre expérimentation

|   | <b>EUB</b>         | <b>EUE Sans Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (14 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (14 jours)</b> |
|---|--------------------|--|---------------------------------------|---|--|
| <b>Coliformes fécaux (germes/100ml)</b> | 11×10 <sup>3</sup> | 23×10 <sup>2</sup>                         | 16×10 <sup>2</sup>                    | 11×10 <sup>2</sup>                          | 380                                    |
| <b>Rendement (%)</b>                    | /                  | 79,09                                      | 85,45                                 | 90  | 96,54                                  |

**Tableau 21** : Evolution des Streptocoques fécaux dans les eaux durant notre expérimentation

|  | <b>EUB</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (7 jours)</b> | <b>EUE Sans Menthe aquatique (14 jours)</b> | <b>EUE Menthe aquatique (14 jours)</b> |
|--|------------|--|---------------------------------------|---|--|
| <b>Streptocoques fécaux (germes/100ml)</b> | 434        | 23   | 18                                    | 3   | 2                                      |
| <b>Rendement (%)</b>                       | /          | 94,7                                       | 95,85                                 | 99,3  | 99,53                                  |

## 7. Discussion

La pollution des eaux de surface est devenue une préoccupation majeure pour des pays comme l'Algérie, l'assainissement des eaux usées demeure une problématique récurrente ces dernières décennies. La complexité des problèmes recommande désormais de développer une alternative durable pour assurer une nouvelle ressource en eau pour leur réutilisation en agriculture et leur recyclage sans risque. C'est dans ce cadre que se déroulent les réflexions de cette étude. Nous avons testé expérimentalement les capacités d'épuration des eaux usées par des marais artificiels filtrants à macrophytes (*Mentha aquatica L.*)

La température agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes (W.H.O, 1987). Dans notre étude nous avons mis en évidence une variation de la température dans les trois bacs. Les fluctuations de ce paramètre sont en relation avec les conditions climatiques locales et plus particulièrement avec la température de l'air. Nos résultats sont en accord avec ceux de **Derradji (2015)** qui a travaillé sur les roseaux.

La mesure du potentiel d'hydrogène peut nous renseigner sur le déroulement de l'épuration. D'après **Franck (2002)** pour le processus d'épuration aérobie la biomasse a besoin d'un pH proche de la neutralité pour réaliser son activité épuratrice. Dans notre travail, les valeurs du pH correspondent aux normes algériennes (6,5-8,5) (**J.O.R.A, 2003**), nous remarquons que le pH du filtre planté avec *Mentha aquatica L.* a légèrement diminué par rapport au filtre non planté, ceci peut s'expliquer par la production d'ions  $H^+$  par la plante pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale) (**Souiki, 2008**) ou l'accumulation des ions  $H^+$  suite à l'activité des bactéries nitrifiantes. Nos résultats concordent avec ceux de **Bensaid (2018)** qui a montré une diminution du pH en présence de *Typha latifolia*.

Nous avons mis en évidence une diminution du taux d' $O_2$  dissous dans les eaux avant épuration. Cette diminution serait due à un excès de matière organique puisque l'autoépuration ne suffit plus pour les éliminer, ce qui peut provoquer une asphyxie (**Derradji, 2015**). Après le passage de l'eau à travers les deux systèmes plantés et non plantés, le taux d'oxygène dissous augmente notamment dans les bacs plantés. Cette augmentation serait due à la forte activité métabolique de *Mentha aquatica L.*, puisque l'oxygène est fourni

grâce au métabolisme propre de la plante, ainsi que par le biais du métabolisme respiratoire, les plantes fournissent l'oxygène nécessaire aux réactions de dégradation aérobie de la matière organique. Ces résultats concordent avec ceux enregistrés par **Ben Slimane et al. (2013)**.

Les travaux de **Kleche (2013)** ont mis en évidence une réduction de la conductivité, nos résultats corroborent ces travaux puisque nous avons mis en évidence une forte diminution de la conductivité après le passage des eaux usées à travers le système d'épuration planté et non planté. Selon **Coulibaly et al. (2008)** la diminution de la conductivité dans les filtres plantés peut s'expliquer par une rétention de sels dans le massif filtrant. Ces sels peuvent être retenus par diverses réactions physicochimiques et biochimiques (absorption, échanges ioniques, oxydation, neutralisation). Cette baisse durant l'expérimentation peut s'expliquer aussi par la reproduction rapide des plantes qui vont limiter la concentration des sels dissous par déminéralisation excessive.

Selon **Wolverton (1987)** la chute des teneurs en matières en suspension due aux matériaux de remplissage (gravier) utilisés dans le bac et les racines des macrophytes qui jouent le rôle de barrière physique, freinant le transport des matières en suspension vers la sortie du bac et contribuant ainsi à leur décantation et digestion dans les sédiments. Nous constatons dans cette étude des rendements élevés d'élimination des MES dans les filtres plantés et non plantés. Les teneurs obtenues après épuration sont conformes à la norme de la réutilisation des eaux usées en agriculture (**J.O.R.A, 2012**), elles sont enlevées principalement par les processus physiques tels que la sédimentation et la filtration (**Cristina et al., 2015**) suivie de la dégradation microbienne aérobie ou anaérobie à l'intérieur du substrat (**Zurita et al., 2006**). Nos résultats semblent concorder avec ceux de **Mimeche et al. (2016)**.

La diminution de la  $DBO_5$  après bio épuration est lié à plusieurs mécanismes (processus physiques et biologiques), y compris la sédimentation et la filtration associée à des matière décantable et /ou filtrables (**Pride et al., 1990**), en plus de l'oxydation, principalement par des bactéries aérobies (protozoaires, rotifères, etc.) attachés aux racines des plantes (**Reddy et al., 1985**). **Reddy et al. (1987)** ont indiqués également que le transfert de l'oxygène par les plantes aquatiques dans la zone racinaire joue un rôle important dans le soutien de la croissance des bactéries aérobies et la dégradation subséquente du carbone des eaux usées. C'est ce qui explique la diminution de ce paramètre après passage des eaux usées à travers les filtres plantés par *Mentha aquatica*, des résultats identiques ont été enregistrés par **Benslimane et al. (2013)**.

Concernant la DCO, nous avons noté un abattement très important dans les deux systèmes plantés et non plantés, les rendements obtenus à la sortie du filtre planté sont élevés par rapport au filtre sans plante. Ce qui montre que l'épuration des eaux usées avec les plantes aquatiques *Mentha aquatica* L. est très performante pour l'élimination des matières organiques. Selon **Ciria et al. (2005)** l'abattement de la DCO est presque entièrement due à des processus physiques tels que la filtration et l'absorption plutôt que des processus biologiques associés à la communauté microbienne ou avec les plantes. Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par **Kumari et al. (2014)** et **Mishra et al. (2013)** qui ont trouvé une meilleure élimination de la DCO en utilisant des macrophytes émergentes ou flottantes.

Nous avons également mis en évidence une diminution des nitrates après le passage des eaux usées notamment à travers le système d'épuration planté par *Mentha aquatica* L. Ce système permet d'obtenir des valeurs, respectant les normes des eaux usées épurées utilisées en irrigation. Résultat confirmé par **García et al. (2005)** qui ont démontré, que les macrophytes absorbent principalement de l'azote inorganique sous forme de nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) et d'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Ces nutriments sont utilisés par la plante pour la croissance de ses tissus, ils peuvent être emmagasinés dans les racines et rhizomes, les tiges et les feuilles (**Kucuk et al., 2003**). L'élimination des ions en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) est probablement due à une dénitrification. Selon **Wood (1990)** les nitrates stables en conditions aérobies, peuvent être assimilés directement par les plantes où ils servent d'accepteurs d'électrons dans le processus de dénitrification.

Selon **Brix (1997)** certaines plantes consomment une quantité appréciable de phosphore lors de leur croissance. Elles peuvent emmagasiner celui-ci dans les racines et rhizomes, les tiges et les feuilles. Nous avons noté une diminution des concentrations en orthophosphates à la sortie des deux systèmes d'épuration qui sont inférieures à 2 mg/l considérée comme valeur limite des rejets liquides déversés dans le milieu naturel prescrite par **J.O.R.A (2006)** et à celle fixée par la FAO concernant les eaux destinées à l'irrigation (**F.A.O, 1985**). Cette diminution pourrait résulter d'une assimilation bactérienne et /ou végétale et par l'absorption de  $\text{PO}_4^{3-}$  dans le filtre planté (**Molle, 2003**). Ces résultats concordent avec ceux obtenus par **Souiki (2008)** et **Laabassi (2016)**.

Les résultats des analyses bactériologiques ont aussi révélé une très bonne performance des systèmes étudiés dans l'abattement des germes indicateurs de contamination fécale. Les rendements épuratoires obtenus des coliformes totaux dans notre système d'épuration sont

aussi importants dans les filtres plantés que dans les filtre nus, cela montre bien que les bacs plantés peuvent également jouer un rôle important dans l'élimination des pathogènes. Ces abattements sont probablement dus à la concentration en oxygène plus élevée, ainsi qu'une température légèrement plus élevée. Nos résultats concordent avec ceux rapportés par **Cristina et al. (2015)** qui ont trouvé une réduction remarquable des Coliformes totaux dans les filtres plantés. Différent travaux ont montrés que les conditions anaérobies prolongent la survie des coliformes dans les zones humides artificielles et en revanche, les conditions aérobies telles que celles qui prédominent dans les filtres plantées sont favorables pour les conduire à une efficacité d'élimination plus élevés (**Bensmina-Mimeche et al., 2010**). **Wand et al. (2007)** et **Vacca et al., (2005)** suggèrent que ces résultats sont dus à l'abondance des prédateurs dans des conditions aérobies.

Entre l'entrée et la sortie du système d'épuration nous avons également noté des abattements moyens élevés des coliformes fécaux et streptocoques fécaux, ces abattements obtenus à la sortie de chacun des deux filtres étudiés répondent aux recommandations de **l'OMS (1989)** pour l'irrigation restrictive. Cette élimination des bactéries dans un système extensif de lagunage ou à lit de gravier est réalisée par différents processus : l'inactivation par le rayonnement lumineuse, l'exposition aux toxines des plantes, la compétition entre micro-organismes pour la nourriture, la filtration et la sédimentation (**Thurston et al., 2001**). Nos résultats concordent bien avec les travaux de **Laahbassi (2016)** et **Bensaid (2018)** qui ont mis en évidence des éliminations très importantes des germes pathogènes en utilisant des marais filtrants artificiels.

### Conclusion

Au terme de ce travail, nous avons mis en évidence les capacités épuratrices de *Mentha aquatica* L. L'intérêt est porté particulièrement sur la comparaison d'un pilote planté par la menthe aquatique avec un système pilote non planté.

Nos résultats ont révélé un fort pouvoir épurateur de *Mentha aquatica* L. avec une diminution de la plupart des paramètres physicochimiques étudiés. En effet, la charge organique est enlevée avec une efficacité de plus de 92,59% pour les matières en suspension et un taux d'abattement très important de 79,12% et de 85,63% pour la DCO et la DBO<sub>5</sub>. L'élimination des nutriments est relativement satisfaisante, la capacité d'élimination des

orthophosphates atteint jusqu'à 87,79% ainsi qu'une réduction des nitrates avec un rendement de 30,76% au niveau du système planté.

Il apparaît clairement que nos eaux brutes révèlent des concentrations importantes de coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux, la présence de la menthe aquatique dans le système assure une nette amélioration de l'abattement de la charge bactérienne.

Les deux systèmes plantés et non plantés fournissent des eaux épurées claires et limpides, ils permettent également d'éliminer les mauvaises odeurs. En effet, la présence des plantes dans le pilote expérimentale reste meilleure par rapport au système non planté. Nous pouvons dire que *Mentha aquatica* L. est considérée comme un excellent modèle phyto-épurateur.

La phytoépuration avec *Mentha aquatica* L. montre bien que le procédé constitue une alternative efficace pour l'assainissement des eaux usées et l'exploitation rationnelle des ressources en eau non conventionnelles. L'application de tels systèmes dans le traitement des eaux usées permet d'obtenir une bonne qualité d'eau pour l'irrigation.



***HAPITRE V***

**ÉTUDE DU STRESS OXYDATIF INDUIT PAR  
LES EAUX USÉES CHEZ *MENTHA AQUATICA* L.**

---

## Introduction

Le déversement des eaux contaminées dans les cours d'eau peut avoir un impact important sur les écosystèmes aquatiques, étant un énorme danger pour les écosystèmes naturels et la santé humaine (Calderón-Preciado *et al.*, 2011; Petrovic *et al.*, 2011).

Dans la littérature, le stress oxydatif, induit par des facteurs de stress tels que les polluants et les températures élevées, est considéré comme un sujet important à la fois pour la toxicologie terrestre et aquatique et pour déterminer la tolérance des plantes (Apel *et al.*, 2004; Valavanidis *et al.*, 2006; Radić *et al.*, 2011). L'exposition des plantes à des conditions environnementales stressantes peut produire un déséquilibre entre la production et le piégeage d'espèces réactives de l'oxygène (ROS), ce qui provoque un stress oxydatif (Basiglioni *et al.*, 2018). Les ROS perturbent alors le fonctionnement cellulaire du fait de leur action sur les protéines, sur les acides nucléiques et sur les lipides (Ramel *et al.*, 2007). Par conséquent, les plantes activent leur système de défense antioxydant pour réduire les effets des ROS (Fan *et al.*, 2017). Ces systèmes de défense comportent à la fois des mécanismes enzymatiques et non enzymatiques (Foyer et Noctor, 2003; Elbaz *et al.*, 2010).

Les mécanismes enzymatiques (peroxydase (POD), catalase (CAT), ascorbate peroxydase (APX), glutathion réductase (GR) et superoxyde dismutase (SOD)) ne reflètent pas seulement le degré de toxicité, mais aussi la capacité des plantes à tolérer le stress toxique (El-Shenawy *et al.*, 2012; Dixit *et al.*, 2016). Les mécanismes non enzymatiques (par exemple glutathion (GSH), acide ascorbique (AsA) et tocophérol) protègent les cellules contre la toxicité par le piégeage des ROS (Mittler, 2002; Drażkiewicz *et al.*, 2003; El-Shenawy *et al.*, 2012).

La menthe aquatique (*Mentha aquatica* L.) est une espèce aromatique et médicinale de la famille des Lamiaceae, connue pour ses propriétés médicinales en raison de sa teneur élevée des métabolites secondaires (Andro *et al.*, 2013), elle a une grande importance économique et médicale (Nazari *et al.*, 2017).

À ce jour, aucune recherche ne semble avoir été publiée concernant les effets des eaux usées sur les réponses biochimiques, enzymatiques et énergétiques chez *M.aquatica*. de ce fait, nous avons examiner les réponses et les mécanismes de résistance et de tolérance de *Mentha aquatica* L. face à une pollution du milieu, pour connaitre si la menthe aquatique pourra être utilisée comme une plante à la phytoépuration des eaux contaminées.

Dans cette partie de notre travail, nous nous focalisons sur l'évaluation de la capacité de *Mentha aquatica L.* à tolérer le stress oxydatif engendré par les eaux usées à travers le suivi des variations biochimiques, du métabolisme oxydant et énergétique ainsi que des activités des biomarqueurs non-enzymatiques et enzymatiques les plus impliqués dans les mécanismes de défense antioxydants contre ce stress.

### 1. Le stress oxydant chez les végétaux

Les végétaux peuvent être confrontés à des changements de leurs conditions environnementales qui vont être néfastes pour leur développement. On parle de situation de "stress" lorsque ces facteurs externes sont capables d'induire un effet potentiellement nuisible sur les organismes vivants mais peut également être utilisée pour décrire l'effet nuisible lui-même. On distingue respectivement les stress de types biotiques et abiotiques (bios = vie en grec) selon qu'ils sont dus à des organismes vivants (insectes, virus, bactéries..) ou à d'autres facteurs (sécheresse, froid, métaux lourds...) (**Junglee, 2014**) (figure 40).

Un des principaux effets de ces conditions de stress est l'augmentation de la production d'espèces réactive de l'oxygène (ERO) au sein des plantes. Les ERO peuvent être des radicaux, mais aussi des molécules non radicalaires et leur nature instable les rendent particulièrement réactifs et sont capables de provoquer des dégâts cellulaires importants (**Junglee, 2014**).

Le stress oxydatif (ou stress oxydant) est un type d'agression des constituants de la cellule dû aux espèces réactives de l'oxygène (ERO) qui vont s'attaquer aux membranes cellulaires, aux protéines, à l'ADN et à la perturbation de nombreux processus physiologiques comme la photosynthèse. Il peut être induit lors de la surproduction d'espèces réactives et/ou par suite de l'inhibition des systèmes antioxydants qui peuvent être inactivés, soit directement, soit par défaut de synthèse. Il correspond à un déséquilibre entre molécules pro-oxydantes (espèces réactives oxygénées) et molécules de défenses antioxydantes (vitamines, enzymes) au niveau cellulaire (**Peltier et al., 2004**).

En conditions physiologiques normales, les ERO produites dans les différents compartiments cellulaires de la plante sont efficacement éliminés ou piégés par divers antioxydants localisés dans ces organelles (**Sharma et al., 2012**). Dans ces conditions, il y a un équilibre permanent entre les ERO produites et les ERO piégées par les antioxydants

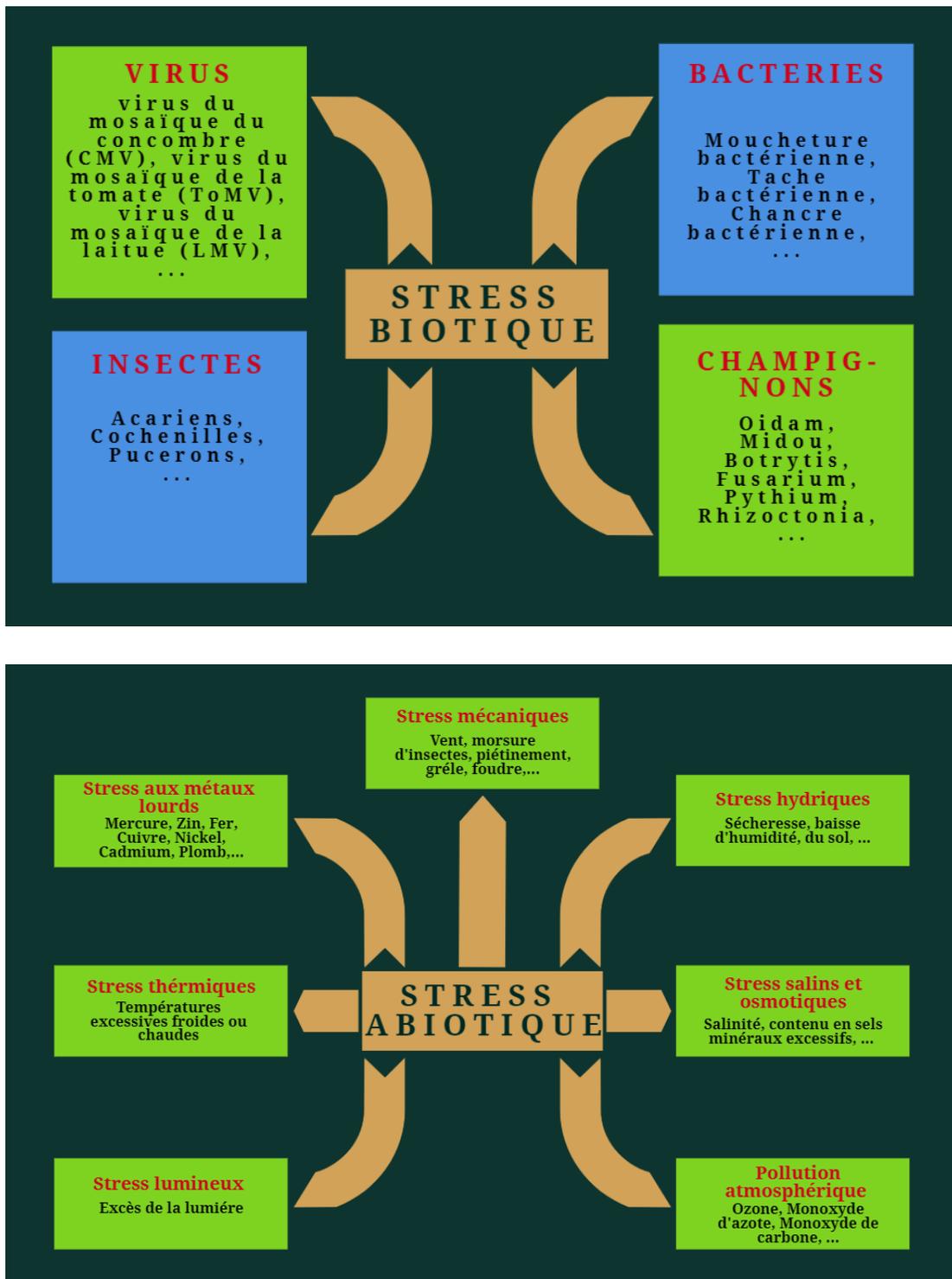


Figure 40: Les principaux stress environnementaux

(Foyer et Noctor, 2005). Par contre, cet équilibre est perturbé lors d'un stress biotique ou abiotique. En effet, en condition de stress, la concentration en ERO intracellulaire augmente fortement conduisant à un stress oxydatif (Scandalios, 2005 ; Sharma *et al.*, 2012). Chez les plantes, les mécanismes antioxydants font intervenir des enzymes et/ou des molécules de détoxification des ERO (ROS).

## 2. Les mécanismes de défense contre les ERO chez les végétaux

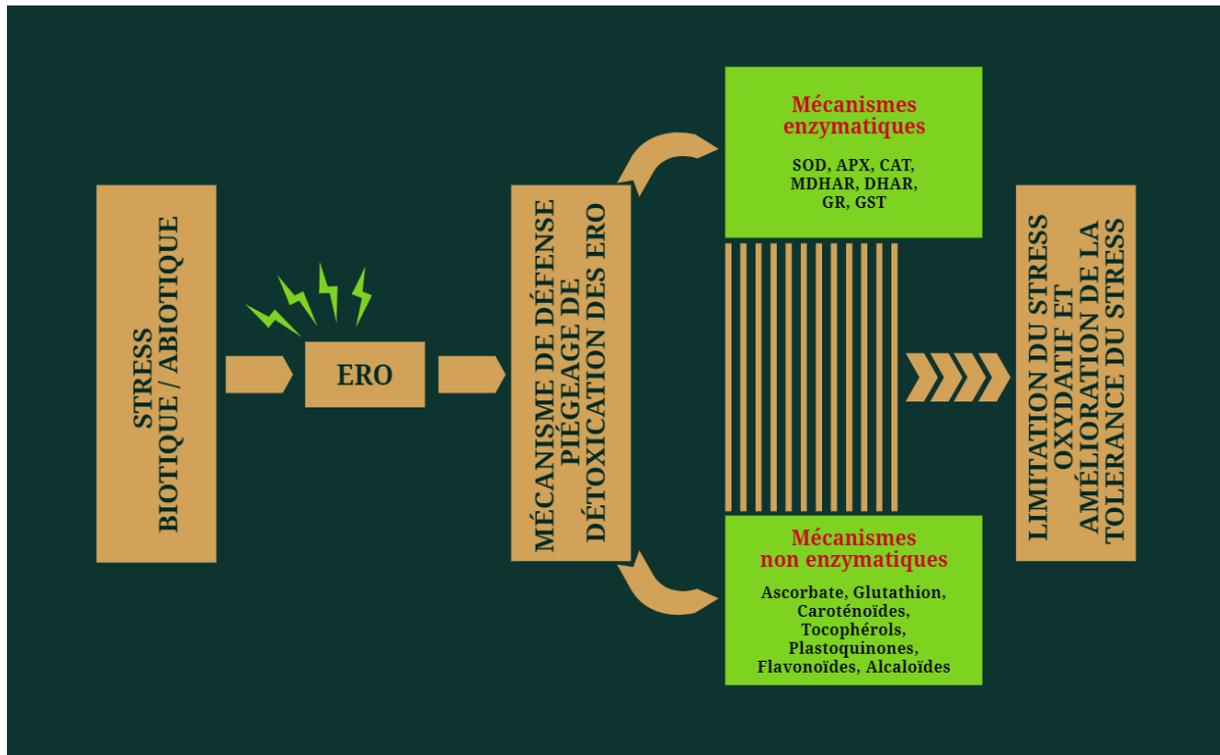
Les végétaux sont des organismes immobiles dits sessiles, ils sont alors incapables de fuir face aux contraintes favorisant la production d'ERO et altérant ainsi leur croissance. Afin de limiter l'accumulation de molécules oxydantes et leurs effets néfastes sur les macromolécules cellulaires, les plantes ont développé différentes stratégies. D'une part, elles ont mis en place des mécanismes d'évitement de la production d'ERO. Et d'autre part, ces organismes possèdent de nombreux mécanismes de détoxification non-enzymatiques et enzymatiques des ERO (figure 41).

### 2.1. Les mécanismes de détoxification enzymatique

Chez les plantes, les mécanismes antioxydants enzymatiques font principalement intervenir les enzymes suivantes : superoxyde dismutase (SOD), catalase (CAT), ascorbate peroxydase (APX), glutathion-S-transférase (GST), monodéhydroascorbate réductase (MDHAR), déhydroascorbate réductase (DHAR), glutathion réductase (GR) et glutathion peroxydase (GPX). Elles ont pour fonction de convertir les ERO en composés moins toxiques ou de générer des antioxydants réduits intervenant dans la détoxification des ERO (Sharma *et al.*, 2012). Les principales réactions catalysées par ces enzymes sont illustrées dans le tableau (22).

#### 2.1.1. La superoxyde dismutase (SOD)

Les superoxyde dismutases sont des métallo-enzymes se retrouvant dans l'ensemble du monde du vivant, mis à part dans quelques microorganismes (Alscher *et al.*, 2002). Les plantes possèdent trois types de SOD contenant des groupements prosthétiques renfermant des métaux différents : du fer (Fe-SOD), du manganèse (Mn-SOD) ou du cuivre et du zinc (Cu/Zn-SOD). Toutes catalysent la dismutation de deux anions superoxydes en dioxygène et peroxyde d'hydrogène (Bowler *et al.*, 1994; Arora *et al.*, 2002). Les Mn-SOD sont spécifiques aux mitochondries alors que les Fe-SOD sont exclusivement chloroplastiques. Les



**Figure 41:** Résumé des mécanismes antioxydants des plantes intervenant dans la défense contre les ERO produits lors de stress biotiques et abiotiques

**Tableau 22:** Les principales réactions catalysées par les antioxydants enzymatiques

| Antioxydants enzymatiques      |  | Réactions catalysées  |
|--------------------------------|--|---|
| Superoxyde dismutase (SOD)     |  | $2 \cdot O_2^- + 2 H^+ \longrightarrow H_2O_2 + O_2$                          |
| Catalase (CAT)                 |  | $2 H_2O_2 \longrightarrow 2 H_2O + O_2$                                       |
| Glutathion peroxydase (GPX)    |  | $H_2O_2 + GSH \longrightarrow 2 H_2O + O_2$                                   |
| Glutathion-S-Transférase (GST) |  | $GSH + R-X \longrightarrow GSR + HX$ (RH représente un substrat électrophile) |
| Cycle ascorbaate/glutathion    | Ascorbate peroxydase (APX)             | $H_2O_2 + AA \longrightarrow 2H_2O + DHA$                                     |
|                                | Monodéhydroascorbate réductase (MDHAR) | $MDHA + NAD(P) \longrightarrow AA + NAD(P)^+$                                 |
|                                | Déhydroascorbate réductase (DHAR)      | $DHA + 2 GSH \longrightarrow AA + GSSG$                                       |
|                                | Glutathion réductase (GR)              | $GSSG + NAD(P)H \longrightarrow 2GSH + NAD(P)^+$                              |

Cu/Zn-SOD ont été localisées dans le cytosol, les chloroplastes, les peroxysomes et les mitochondries (Bueno *et al.*, 1995).

### 2.1.2. La catalase (CAT)

Les CAT sont des enzymes à hème qui catalysent la dismutation de l' $\text{H}_2\text{O}_2$  en  $\text{H}_2\text{O}$  et  $\text{O}_2$ . Elles sont spécifiques de l' $\text{H}_2\text{O}_2$  et présentent une faible activité contre les dérivés peroxydés. Les peroxysomes, sites majeurs de production d' $\text{H}_2\text{O}_2$  par la photorespiration, sont également la principale localisation des CAT. Les catalases des plantes ont été classées en trois groupes basés sur le profil d'expression des gènes : les CAT de classe I sont principalement exprimées dans les tissus photosynthétiques et sont régulées par la lumière ; les CAT de classe II sont exprimées dans les tissus vasculaires ; et les CAT de classe III sont essentiellement exprimées dans les graines et les jeunes pousses (Mhamdi *et al.*, 2010 ; Willekens *et al.*, 1995). En outre la détoxification de l' $\text{H}_2\text{O}_2$ , les catalases jouent un rôle important dans le maintien de l'équilibre redox pendant un stress oxydatif.

### 2.1.3. La glutathion peroxydase (GPX)

Les GPXs sont une grande famille des isoenzymes qui catalysent la réduction des hydroperoxydes organiques et lipidiques et de  $\text{H}_2\text{O}_2$  en utilisant le glutathion réduit comme donneur de protons, ce qui provoque son oxydation en glutathion oxydé (GSSG) et aide les plantes à lutter contre le stress oxydatif (Noctor *et al.*, 2002). Millar *et al.* (2003) ont identifié plusieurs isoenzymes chez *Arabidopsis* présents dans le cytosol, le chloroplaste, les mitochondries et le réticulum endoplasmique. Ainsi, le Cd augmente l'activité de la GPX dans les cultivars de plantes *C. annuum* (León *et al.*, 2002) et la tolérance au stress abiotique chez les plantes transgéniques est améliorée par la surexpression de la GPX (Gill *et Tuteja*, 2010).

### 2.1.4. Les enzymes du cycle ascorbate-glutathion

Les enzymes du cycle ascorbate-glutathion telles que l'ascorbate peroxydase (APX), la monodéhydroascorbate réductase (MDHAR), la déhydroascorbate réductase (DHAR) et la glutathion réductase (GR) sont essentielles dans la défense contre les ERO. Ces enzymes régénèrent l'ascorbate et le GSH, et détoxifient l' $\text{H}_2\text{O}_2$ . Elles ont été identifiées dans le cytosol, les chloroplastes, les mitochondries et les peroxysomes (Jimenez *et al.*, 1997).

### 2.1.5. L'ascorbate peroxydase (APX)

L'ascorbate peroxydase (APX) est une enzyme qui catalyse aussi la réduction de  $H_2O_2$  en utilisant l'ascorbate (ASA) comme donneur d'électrons, les produits de la réaction sont l' $H_2O$  et le dihydroascorbate (DHA). Cette enzyme fait partie du cycle ascorbate-glutathion. Les APX constituent une famille de 5 isoformes localisées dans les thylakoïdes, le stroma des chloroplastes, les peroxyosomes (Sharma *et al.*, 2004). Les APX sont considérées comme étant plus efficaces que les CAT étant donné qu'elles sont distribuées dans toute la cellule et qu'elles ont une meilleure affinité pour  $H_2O_2$  (Das et Roychoudhury, 2014).

### 2.1.6. La Glutathion-S-transférase (GST)

La GST est une grande famille d'enzymes catalysant la conjugaison du glutathion avec de nombreux substrats xénobiotiques ou composés naturels souvent cytotoxiques de nature électrophiles. C'est l'enzyme majeure de la détoxification enzymatique des xénobiotiques (Anjum *et al.*, 2012). Elle est très soluble et est largement répandue dans les eucaryotes ; chez les plantes, elle représente 2% des enzymes solubles (Frova, 2003). Les GST interviennent dans la réponse des plantes aux stress biotique et abiotique. Dans l'organisme, elles catalysent la conjugaison du glutathion avec les herbicides et les métaux en les désactivant. Elles peuvent avoir des activités peroxydases, isomérase ou thiol transférase et intervenir dans l'homéostasie des hormones et la modulation de la signalisation cellulaire (Dixon *et al.*, 2010). Noctor *et al.* (2002) rapportent que les GST participent à l'élimination des composés génotoxiques ou cytotoxiques qui peuvent réagir et endommager l'ADN, l'ARN et les protéines. Les GST végétales sont donc une famille de protéines de séquences divergentes avec une structure conservée qui se lie sélectivement au GSH et inductible par le stress. Elles sont dans la plupart du temps cytosoliques, mais on les trouve également dans les microsomes, les plastides, les nucleus et les apoplastes (Foyer et Noctor, 2005).

## 2.2. Les mécanismes de détoxification non-enzymatiques

Il existe de nombreux mécanismes antioxydants non enzymatiques ubiquitaires qui agissent comme des tampons redox cellulaires tels que l'ascorbate et le glutathion, les caroténoïdes, les tocopherols, les plastoquinones et les flavonoïdes (Apel et Hirt, 2004). Parmi ces antioxydants non enzymatiques l'ascorbate et le glutathion :

### 2.2.1. L'Ascorbate

L'ascorbate est le composé antioxydant le plus abondant chez les plantes (10-100 mM) (Noctor et Foyer, 1998), il se concentre en majorité dans les tissus photosynthétiques. Environ 90% de cet antioxydant est situé dans le cytosol ainsi que dans l'apoplaste (Shao et al., 2008). Sa capacité à transférer ses électrons dans diverses réactions enzymatiques et non-enzymatiques lui confère un fort pouvoir antioxydant (Ashraf et al., 2008). En conditions physiologiques normales, l'ascorbate se trouve essentiellement à l'état réduit où il fonctionne notamment comme co-facteur de la violaxanthine dé-époxydase pour favoriser la dissipation de l'excès d'énergie (Smirnoff, 2000). En agissant contre les ERO telles que l' $\cdot\text{O}_2^-$  et l' $\text{H}_2\text{O}_2$ , il s'oxyde et forme le monodéhydroascorbate (MDHA). Cette molécule instable peut spontanément générer du déhydroascorbate (DHA) et de l'ascorbate, ou être réduite en ascorbate par l'intervention de la MDHAR (Asada et al., 2000).

### 2.2.2. Le glutathion

Le glutathion (GSH) est un tripeptide (acide glutamique-cystéine-glycine). Avec son groupement sulfhydryle, il est le thiol majoritaire au niveau intracellulaire et est essentiellement présent sous forme réduite (la concentration de la forme oxydée dissulfure GSSG est au moins 10 fois plus faible). Le GSH joue son rôle d'antioxydant en tant que substrat d'enzymes antioxydantes telles que les glutathion peroxydases (GPX) (Couto et al., 2013). En effet, le glutathion prévient l'oxydation des groupements thiols grâce à son pouvoir réducteur. Il doit son pouvoir antioxydant à son caractère nucléophile et radicalaire (Scholz et al., 1989).

## 3. Objectif du travail

L'étude de cette partie a porté sur la tolérance et la résistance de *Mentha aquatica* L. au stress engendré par les eaux usées, en mettant l'accent sur :

- Les variations biochimiques (protéines totales).
- Les activités antioxydantes enzymatiques (CAT, APX, GPX et GST) et non enzymatique (GSH).
- La production d'espèces réactive de l'oxygène ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ).
- Le métabolisme énergétique : la respiration et la photosynthèse.

## 4. Matériel et méthodes

L'étude expérimentale a été menée au niveau du Laboratoire de Toxicologie Cellulaire de l'Université de Badji Mokhtar - Annaba.

### 4.1. Matériel

Le matériel végétal utilisé dans ce travail est le même que celui décrit dans le chapitre IV la menthe aquatique (*Mentha aquatica* L.), dont les organes choisis sont les feuilles et les racines.

### 4.2. Méthodes

Après 7 et 14 jours d'exposition aux eaux usées, les plantes sont collectées et disséquées afin d'évaluer les effets sur le stress oxydant ( $H_2O_2$ ), les effets biochimiques de défense (Protéines totales), les variations des activités antioxydantes enzymatiques (CAT, APX, GPX et GST) et non enzymatique (GSH), les effets énergétiques (respiration, photosynthèse), en comparant avec les plantes témoins.

#### 4.2.1. Dosage des teneurs en protéines totales

Le dosage des protéines des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. est effectué selon la méthode de **Bradford (1976)** par référence à une courbe d'étalonnage réalisée avec des concentrations croissantes d'albumine de sérum de bœuf (BSA). Les absorbances sont lues à 595nm. Les concentrations sont exprimées en mg/g de matière fraîche (MF).

#### 4.2.2. Dosage de peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$ )

La concentration du  $H_2O_2$  a été déterminée par la méthode de **Lareto et Velikova (2001)**. Approximativement, 100 mg de matière fraîche a été homogénéisée avec 2 ml d'acide trichloroacétique (TCA) à 0,1% (v/v) à 4°C. L'homogénat obtenu a été centrifugé à 12000 g pendant 15 min à 4°C. 500  $\mu$ l de surnageant a été ajouté à 500  $\mu$ l du tampon phosphate ( $K_2HPO_4/KH_2PO_4$ :10 mM, pH 7,0) et 1ml d'iodure de potassium (KI : 1 M). La teneur de  $H_2O_2$  dans le surnageant a été évaluée par mesure de densité optique à 390 nm contre le blanc, en utilisant un coefficient d'extinction molaire de 26,6  $M^{-1} cm^{-1}$  et la concentration est exprimée en  $\mu$ M/g de matière fraîche.

### 4.2.3. Détermination des activités enzymatiques antioxydantes

- **Préparation de l'extrait enzymatique.**

La matière fraîche des feuilles et des racines de *Mentha aquatica L.* (environ 1g) sont broyées à froid dans un mortier avec 5 ml de tampon phosphate (50 mM phosphate, pH = 7,5). L'extrait brut est ensuite procédé à une centrifugation à 12000 g pendant 20 min. Le surnageant obtenu est utilisé comme extrait enzymatique pour la détermination des différentes activités enzymatiques.

#### 4.2.3.1. Mesure de l'activité Catalase (CAT)

L'activité Catalase est mesurée selon la méthode de **Cakmak et Horst (1991)**. Le mélange réactionnel contenant 100  $\mu$ l de l'extrait enzymatique, 50 $\mu$ l de peroxyde d'hydrogène H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> à 0,3% et 2850 $\mu$ l de tampon phosphate (50 mM, pH= 7,2). L'étalonnage de l'appareil se fait en l'absence de l'extrait enzymatique. La réaction est déclenchée par l'ajout de l'eau oxygénée. L'activité du CAT est calculée par mesure de la densité optique à 240nm pendant une minute, en utilisant un coefficient d'extinction molaire  $\epsilon = 39.4 \text{ mM}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{L}$  et exprimé en  $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéine.

#### 4.2.3.2. Mesure de l'activité Ascorbate-Peroxydase (APX)

La technique de dosage de l'activité Ascorbate - Peroxydase est celle de **Manivannan (2007)**. Le volume réactionnel final de 3 ml contient : 100 $\mu$ l d'extrait enzymatique, 50  $\mu$ l H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> à 0,3 % et 2850  $\mu$ l de tampon NaK. Ascorbate (50 mM NaK, 0,5 mM Ascorbate, pH = 7,2) L'étalonnage de l'appareil se fait en l'absence de l'extrait enzymatique. La lecture est effectuée à une longueur d'onde de 290 nm pendant 1 min. L'activité de cette enzyme est calculée à l'aide du coefficient d'extinction molaire  $\epsilon = 2,8 \text{ mM}^{-1} \text{ cm}^{-1} \text{ L}$  et exprimée en  $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines.

#### 4.2.3.3. Mesure de l'activité Gaïacol Peroxydase (GPX)

L'activité gaïacol peroxydase est déterminée selon la méthode de **Hiner et al. (2002)**, Cette activité est mesurée par l'augmentation de l'absorbance à 470 nm due à la polymérisation du gaïacol en tétragaïacol en présence de peroxyde d'hydrogène. Pour un volume final de 3 ml, le mélange réactionnel contient : 100 $\mu$ l d'extrait enzymatique, 50 $\mu$ l

d'H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> à 0,03% et 2850µl de tampon phosphate-Gaïacol (50mM NaK, 8mM de gaïacol, pH=7,20). L'activité GPX est exprimée en µM/min/mg de protéines ( $\epsilon = 2,47 \text{ mM}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ )

- **Quantification des mesures spectrophotométrique.**

La formule suivante, est utilisée dans la quantification des différentes mesures spectrophotométriques suite aux dosages enzymatiques de la GPX, APX et CAT (Servais, 2004).

$$Act = \frac{\Delta A \cdot Vt}{\epsilon \cdot \Delta t \cdot L \cdot Ve \cdot P}$$

**Act** : Activité enzymatique en nmol/min/mg de Protéines.

**$\epsilon$**  : Coefficient d'extinction linéique molaire en M.

**$\Delta A$**  : Différence moyenne de l'absorbance.

**Vt** : Volume total du mélange réactionnel en ml.

**Ve**: Volume de l'extrait enzymatique en ml.

**L**: Largeur de la cuve de mesure en cm.

**P**: Teneur en protéine en mg.

**T**: temps de lecture en min.

#### 4.2.3.4. Mesure de l'activité Glutathion-S-Transférase (GST)

L'activité glutathion S-transférase est réalisée suivant la méthode de **Habig et al. (1974)**. Elle est basée sur la réaction de conjugaison entre la GST et un substrat, le CDNB (1-chloro 2, 4 dinitrobenzène) en présence d'un cofacteur : le glutathion (GSH). Les échantillons sont homogénéisés dans un tampon phosphate à pH 6,5 et à 100 mM et centrifugés à 9000g pendant 30 min, le surnageant récupéré servira comme source d'enzymes.

Le dosage consiste à faire réagir 200 µl (0,2 ml) du surnagent avec 1,2 ml du mélange CDNB (20 mM) et GSH (100 mM) [0,4052 g CDNB ; 3,072 g GSH ; 1 ml éthanol, 99 ml tampon phosphate (100 mM ; pH 6,5)]. L'activité enzymatique est mesurée toute les 15 secondes pendant une minute à une longueur d'onde de 340 nm. Les concentrations de la GST

sont exprimées en  $\mu\text{mole} / \text{min} / \text{mg}$  de protéines et l'activité spécifique est déterminée d'après la formule suivante :

$$X = \frac{\Delta Do}{9,6} \times \frac{Vt}{Vs} / \text{mg de protéines}$$

**X** : micromole de substrat hydrolysé par mg de protéines ( $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines).

**$\Delta Do$**  : pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps.

**9,6** : coefficient d'extinction molaire du CDNB ( $\text{mM}^{-1}\text{cm}^{-1}$ ).

**Vt** : volume total dans la cuve : 1,4 ml (0,2 ml surnageant + 1,2 ml du mélange CDNB/GSH).

**Vs** : volume du surnageant utilisé dans le dosage : 0,2 ml.

**mg de protéines** : quantité de protéines exprimée en mg.

#### 4.2.4. Détermination des activités non enzymatiques antioxydantes

##### 4.2.4.1. Dosage des teneurs en Glutathion (GSH)

Le glutathion a été dosé selon le procédé de **Weckberker et Cory (1988)**, qui repose sur la mesure de l'absorbance de l'acide 2-nitro-5 mércapturique, résultant de la réduction de l'acide 5-5' thiol-bis-2-nitrobènezoïque (DTNB) par les groupements thiol (-SH) du glutathion.

Le protocole consiste à :

- Broyer 500 mg du végétal dans 4 ml tampon phosphate (0.1 M, pH=6.5) et centrifuger ce mélange à 5000 tours/min pendant 15 min.
- Prélever 0.8 ml (800  $\mu\text{l}$ ) de l'homogénat et ajouter 0.2 ml (200  $\mu\text{l}$ ) de ASS 0.25%.
- Agiter et laisser 15 min dans un bain de glace, centrifuger ensuite à 1000 tours/min pendant 5 min.
- Prélever 0.5 ml (500  $\mu\text{l}$ ) du surnageant.
- Ajouter 1 ml de tampon Tris-EDTA
- Mélanger et ajouter 0.025 ml (25  $\mu\text{l}$ ) de DTNB.
- Laisser pendant 5 min à la température ambiante.
- Lecture se fait à 412 nm grâce à un spectrophotomètre.

Le taux du Glutathion est estimé selon la formule suivante:

$$X = \frac{\Delta DO}{13,1} \times \frac{Vd}{Vh} \times \frac{Vt}{Vs} / \text{mg de protéines}$$

**X** : micromole de substrat hydrolysé par mg de protéines ( $\mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines).

**$\Delta DO$**  : différence de la densité optique obtenue après hydrolyse du substrat.

**13,1** : coefficient d'extinction molaire concernant le groupement thiol (-SH) à 412 nm.

**Vd** : volume total des solutions utilisées dans la déprotéinisation : 1 ml (0,2 ml ASS + 0,8 ml homogénat).

**Vh** : volume de l'homogénat utilisé dans la déprotéinisation : 0,8 ml.

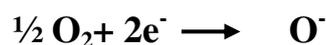
**Vt** : volume total dans la cuve : 1,525 ml (0,5 ml surnageant + 1 ml tris/EDTA + 0,025 ml DTNB).

**Vs** : volume du surnageant dans la cuve : 0,5 ml.

**mg de protéines** : quantité de protéines exprimée en mg.

#### 4.2.5. Etude du métabolisme respiratoire

L'appareil utilisé est une électrode à oxygène, de type HANSATECH, qui permet la mesure de la production ou de la consommation d'oxygène. L'appareil comprend une cathode polarisée (-) en platine et une anode polarisée (+) circulaire en argent. Le contact entre les deux électrodes est établi par un pont de solution saturée de KCl, la suspension cellulaire est constamment remuée par un agitateur magnétique. L'application d'une faible tension électrique va provoquer la réduction électrolytique de l'oxygène présent dans la solution. Le courant qui traverse le circuit des deux électrodes quand la tension appliquée est en moyenne de 0,7mV, varie linéairement en fonction de la concentration en oxygène dissout dans la suspension cellulaire selon la réaction :



La jaquette est maintenue à une température constante de 25°C. Cet appareil est relié à un ordinateur sur lequel les spectres apparaissent et sont ensuite enregistrés sur une imprimante de type (Epson-LQ 1027) (Djebar et Djebar, 2000).

#### 4.2.6. Etude du métabolisme photosynthétique

L'intensité photosynthétique des échantillons (feuilles de *Mentha aquatica* L.) isolées est mesurée par l'électrode à oxygène comme pour l'intensité respiratoire. L'échantillon est séparé de toute source lumineuse par un épais filtré noir (carton) et caché par une boîte noire afin d'accélérer le processus métabolique et permettre aussi l'activité photosynthétique.

#### 4.3. Etude statistique

Les données sont représentées par la moyenne plus ou moins l'écart type ( $m \pm SD$ ). Pour chaque paramètre étudié nous avons réalisés quatre répétitions ( $n = 4$ ). Les résultats obtenus ont fait l'objet d'une analyse de la variance ANOVA à un critère de classification (temps) grâce au logiciel Minitab16.

## 5. Résultats

### 5.1. Evolution des teneurs en protéines totales après épuration

La figure (42) représente l'évolution des concentrations moyennes en protéines totales au niveau des racines et des feuilles durant l'expérimentation. Nos résultats mettent en évidence qu'en présence des eaux polluées, les teneurs en protéines totales augmentent d'une manière très hautement significative ( $p < 0,001$ ) dans la partie aériennes et souterraine de *Mentha aquatica* L. par rapport à celles des témoins. Cette augmentation est plus importante au niveau des feuilles qu'au niveau des racines.

### 5.2. Evolution de la production de peroxyde d'hydrogène après épuration

La figure (43) montre l'influence des eaux polluées sur la production de peroxyde d'hydrogène dans les racines et les feuilles de *Mentha aquatica* L. nous observons une production de peroxyde d'hydrogène qui s'accroît d'une façon très hautement significative ( $p < 0,001$ ) au niveau des deux organes étudiés au cours du temps de rétention. En outre, nos résultats ont également montré que les teneurs en  $H_2O_2$  dans les racines subissent une augmentation plus intense que dans les feuilles. Cependant, les eaux polluées entraînent un enrichissement en  $H_2O_2$  de 76% en comparaison avec les plantes témoins.

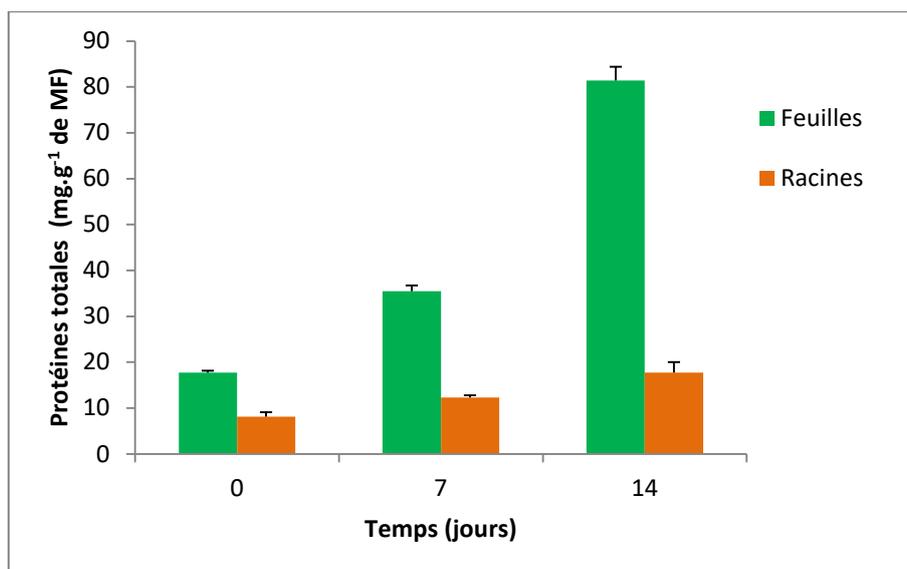
### 5.3. Evolution des activités enzymatiques antioxydantes après épuration

#### 5.3.1. Catalase

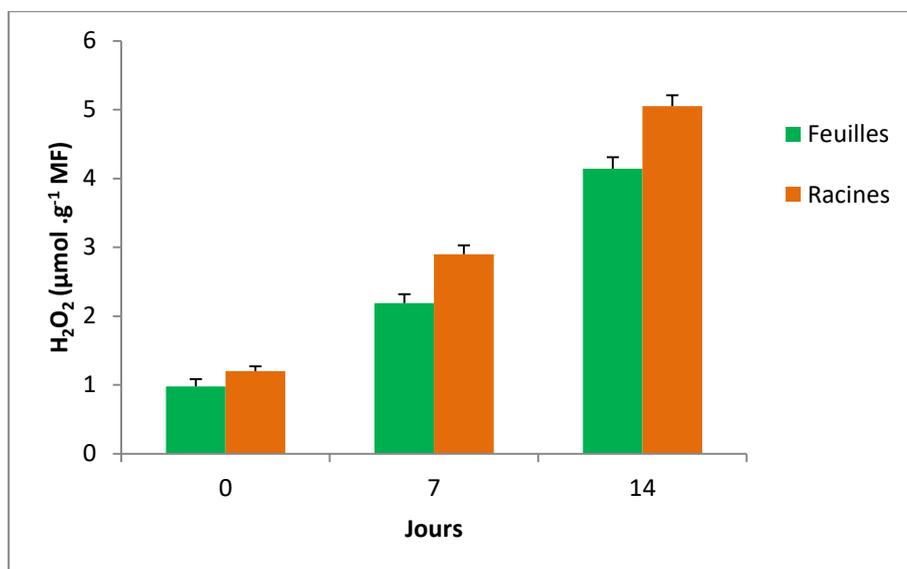
Les variations de l'activité catalase au niveau des racines et des feuilles durant l'expérimentation sont illustrées dans la figure (44). Les résultats nous révèlent une augmentation très hautement significative ( $p < 0,001$ ) de l'activité CAT après un séjour de 7 et de 14 jours chez les plantes retenues en comparaison à celles des témoins. Ainsi nous constatons également que les eaux polluées induisent une forte stimulation de l'activité CAT dans les racines que dans les feuilles.

#### 5.3.2. Ascorbate peroxydase

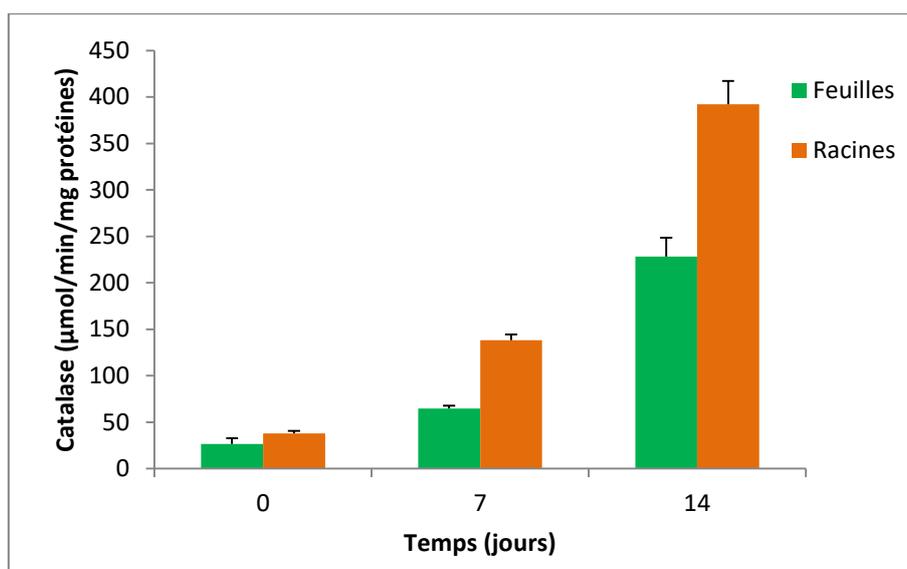
La figure (45) met en évidence l'évolution de l'activité ascorbate-peroxydase au niveau des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. au cours de l'expérimentation. Une augmentation très hautement significative ( $p < 0,001$ ) de l'activité APX est observée chez les



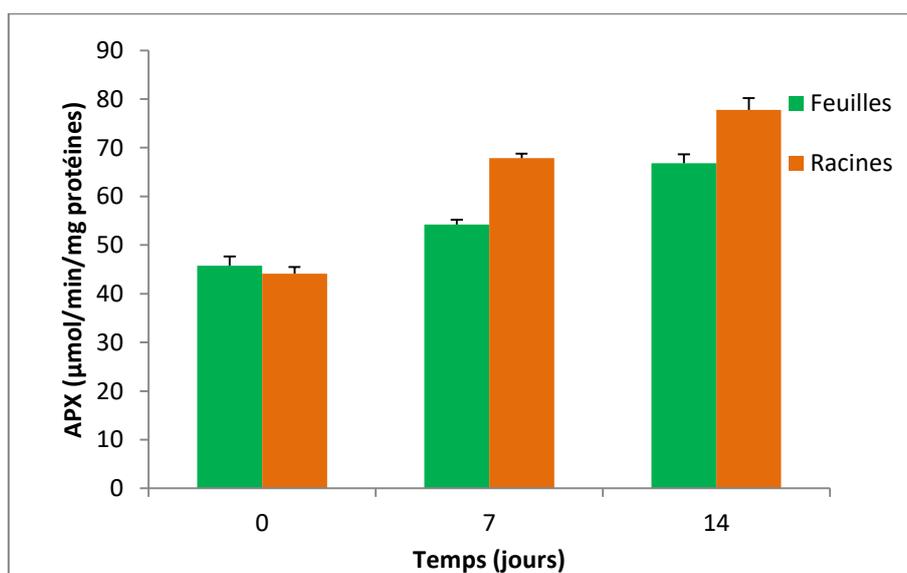
**Figure 42:** Evolution des teneurs en protéines totales au niveau des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. ( $m \pm SD$ ;  $n = 4$ )



**Figure 43:** Evolution de la production de peroxyde d'hydrogène au niveau des feuilles et des racines de *Mentha aquatica* L. ( $m \pm SD$ ;  $n = 4$ )



**Figure 44:** Variation de l'activité catalase au niveau des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. ( $m \pm SD$ ;  $n = 4$ )



**Figure 45:** Variation de l'activité ascorbate-peroxydase au niveau des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. ( $m \pm SD$ ;  $n = 4$ )

racines et les feuilles de la menthe aquatique à partir du 7<sup>ème</sup> jour et tend à augmenter jusqu'au 14<sup>ème</sup> jour. Cette augmentation est estimée à 31 % chez les feuilles et à 43 % chez les racines. D'après nos résultats, l'activité de cette enzyme dans les parties aériennes semble moins intense que dans les parties racinaires.

### 5.3.3. Gaïacol peroxydase

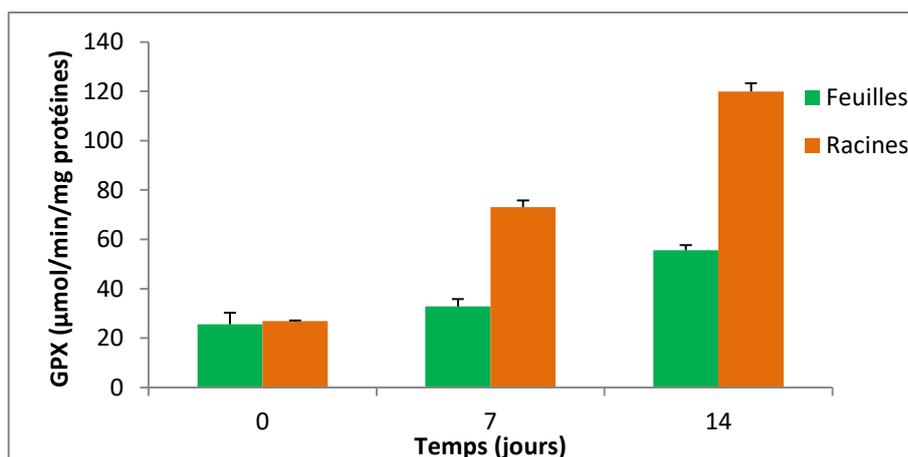
Les résultats de l'activité gaïacol-peroxydase au niveau des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. sont regroupés dans la figure (46). Nous observons que celle-ci est stimulée d'une manière hautement significative ( $p < 0,01$ ) chez les plantes retenues comparativement à celles des témoins, cette stimulation est plus importante aux 14<sup>ème</sup> jours de rétention ; où elle atteint respectivement 54% chez les feuilles et 90% chez les racines.

### 5.3.4. Glutathion-S-Transférase

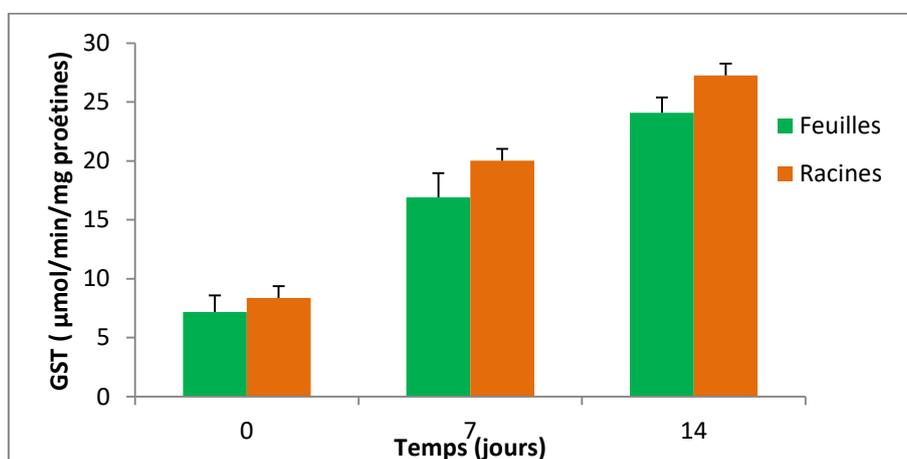
D'après la figure (47) représentative de l'évolution de l'activité GST chez les racines et les feuilles de *Mentha aquatica* L. nous constatons que les eaux polluées provoquent une augmentation hautement significative ( $p < 0,01$ ) de l'activité GST durant notre expérimentation, Il révèle que cette dernière augmente d'une façon remarquable au niveau racinaire qu'au niveau foliaire. Ainsi la stimulation la plus importante est notée au 14<sup>ème</sup> jour de rétention où elle représente 3 fois l'activité du témoin.

## 5.3. Evolution des teneurs en glutathion après épuration

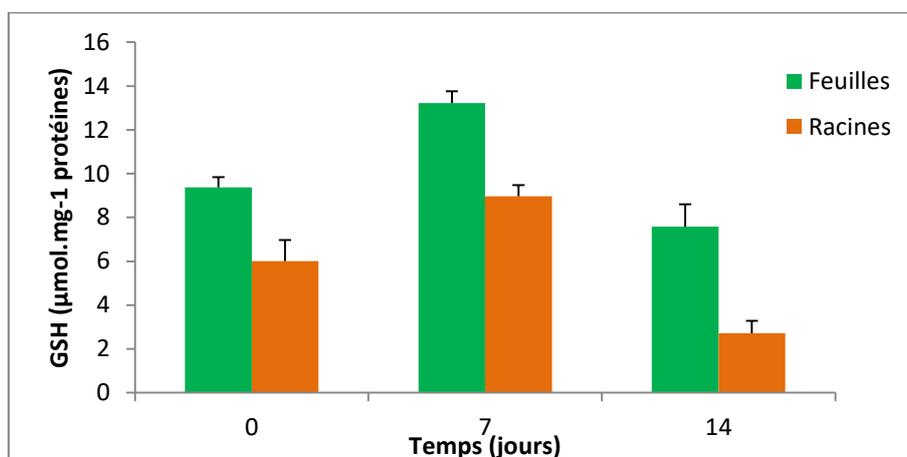
Les variations des concentrations en glutathion au niveau des racines et des feuilles après 7 et 14 jours de l'essai sont présentées dans la figure (48). En effet, une élévation hautement significative ( $p < 0,01$ ) des teneurs en GSH chez les feuilles et très hautement significatives ( $p < 0,001$ ) chez les racines est observée chez les plantes placées dans les eaux polluées pendant 7 jours. Par contre, nous remarquons une déplétion remarquable des concentrations en GSH chez les feuilles et les racines par rapport à celles des plantes témoins après un séjour de 14 jours. L'effet des eaux usées sur la synthèse du glutathion est plus modéré dans les racines que dans les feuilles.



**Figure 46:** Variation de l'activité gaïacol-peroxydase au niveau des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. (m ± SD; n = 4)



**Figure 47:** Variation de l'activité glutathion -S-Transférase au niveau des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. (m ± SD; n = 4)



**Figure 48:** Evolution des teneurs en glutathion au niveau des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. (m ± SD; n = 4)

### 5.3. Evolution du métabolisme respiratoire après épuration

L'évolution du métabolisme respiratoire chez les racines de *Mentha aquatica* L. est présentée dans la figure (49), cette figure montre que les racines de la plante aquatique stressée subissent une perturbation de l'activité respiratoire qui se manifeste par une diminution de la consommation d'O<sub>2</sub> chez les racines retenues pendant un séjour de 7 et 14 jours comparativement aux témoins. L'analyse statistique révèle des différences hautement significatives ( $p < 0,01$ ) entre la respiration des racines témoins et celles plantés dans les eaux usées.

### 5.4. Evolution du métabolisme photosynthétique après épuration

La figure (50) indique l'effet des eaux polluées sur le métabolisme photosynthétique des feuilles de *Mentha aquatica* L. durant l'expérimentation. Nos résultats mettent en évidence une inhibition très hautement significative ( $p < 0,001$ ) de l'activité photosynthétique dans le temps de sa mesure (de 0 à 10 min), qui se traduit par une baisse de production d'O<sub>2</sub> chez les feuilles des végétaux retenus pendant 14 jours par rapport à celles des témoins.

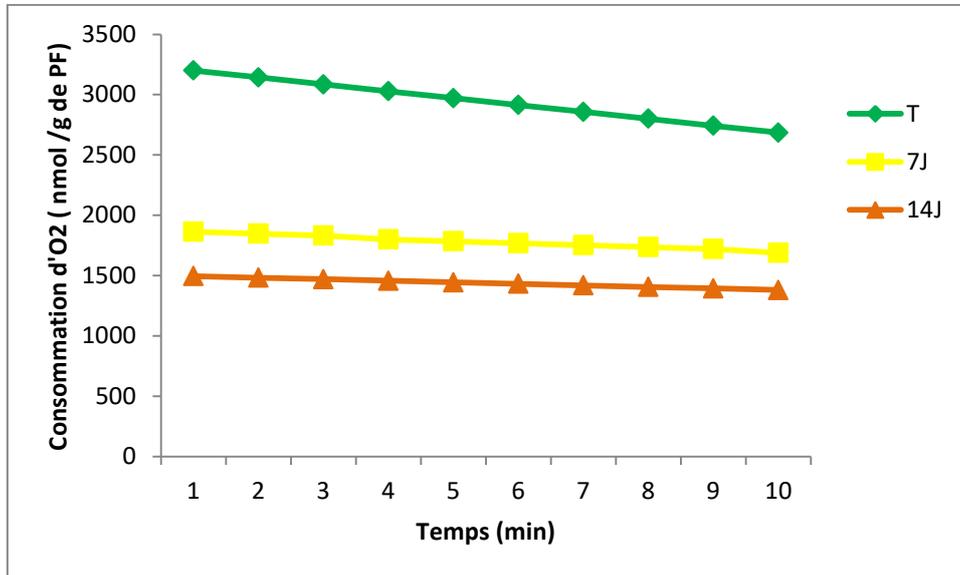


Figure 49: Evolution de l'activité respiratoire au niveau des racines de *Mentha aquatica* L.

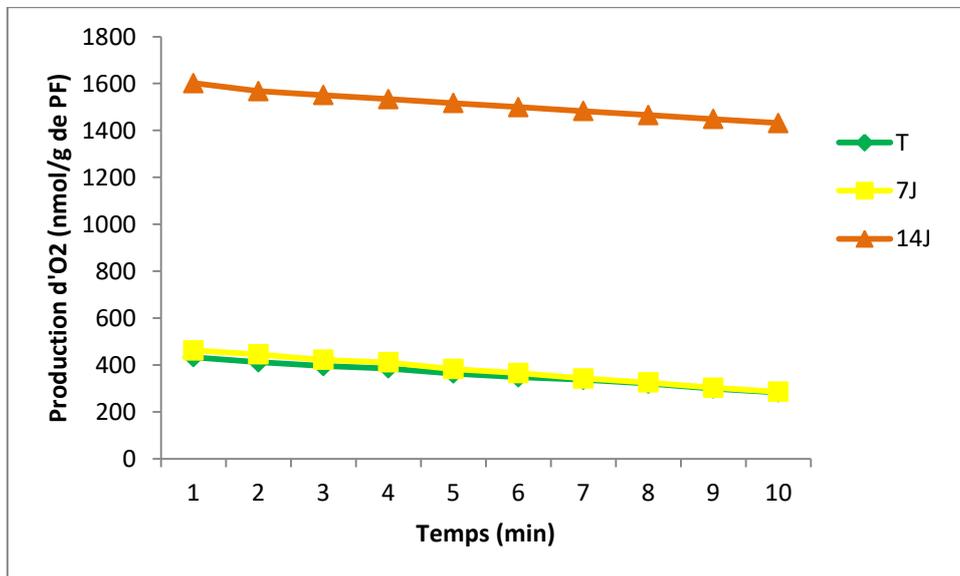


Figure 50: Evolution de l'activité photosynthétique au niveau des feuilles de *Mentha aquatica* L.

## 6. Discussion

Dans cette partie, nous avons évalué l'importance de la défense antioxydante dans la manifestation de la tolérance aux différents polluants et les altérations dans le statut oxydatif chez la plante *Mentha aquatica* L. étudiée au niveau foliaire et racinaire. Plusieurs études ont été mise en évidence précédemment la réponse des macrophytes face aux stress environnementaux (Souiki, 2008; Kleche, 2013; Derradji, 2015; Bensaid, 2018).

Dans un premier temps, nous nous sommes intéressés par le dosage des protéines totales. Nos résultats mettent en évidence, une augmentation des concentrations en protéines totales au niveau des racines et des feuilles de *Mentha aquatica* L. De ce fait, cette augmentation traduit l'existence des protéines, synthétisées lors du stress généré par les xénobiotiques et/ou métaux lourds, existant éventuellement dans les milieux hydriques expérimentaux, tel rapporté dans les travaux de Dixon et al. (2003). Comme nous avons montré dans les chapitres précédents la présence des éléments traces métalliques dans nos eaux, l'exposition aux métaux lourds provoque une production rapide des ERO, entraînant des modifications variables dans la structure des protéines (Cargnelutti et al., 2006). Ces modifications oxydatives sont caractérisées par la formation des dérivés carbonyles (Shacter et al., 1994). Cependant, certaines plantes peuvent synthétiser de nouvelles protéines contre ce stress (Verma et Dubey, 2003). Ces résultats viennent confirmer ceux rapportés antérieurement par Derradji (2015) qui ont aussi montré une augmentation des protéines totales dans les racines et les feuilles de *Phragmites australis* face à un stress généré par les eaux usées pendant 7 et 14 jours.

Nous nous sommes focalisés, dans un deuxième temps, sur l'évolution des espèces réactives de l'oxygène via l'analyse du peroxyde d'hydrogène. Le  $H_2O_2$  joue le rôle d'une molécule signal qui alerte la cellule de la présence d'un stress environnemental (Rentel et Knight, 2004; Maksymiec, 2007). Selon Dat et al. (2000),  $H_2O_2$  peut fonctionner comme un messenger secondaire à des faibles concentrations mais il devient toxique à fortes concentrations. Le  $H_2O_2$  peut provenir de la réaction de dismutation de l'anion superoxyde par la SOD (Cakmak, 2000; Mishra et al., 2006). Il peut provenir aussi de l'altération du transport d'électrons dans les chaînes photosynthétique et respiratoire (Dixit et al., 2001; Gomes-Junior et al., 2006). Dans ce travail, nous avons montré une production de peroxyde d'hydrogène qui varie selon le temps et l'organe étudié. La production de  $H_2O_2$  est plus importante au 14<sup>ème</sup> jour du pilote expérimentale. En prolongeant le temps, les eaux usées

stimulent la production de peroxyde d'hydrogène. L'accumulation de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dans les parties des plantes est un symptôme de surproduction des ROS observés précédemment chez *Brassica juncea* L exposé aux différentes concentrations de Cd pendant 7 jours par **Kapoor et al. (2019)**. **Nazari et al. (2017)** ont signalé également une augmentation de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> chez *Mentha aquatica* L. suite à un traitement au manganèse. De même, les résultats de **Alayat (2015)** soulignent que le cadmium induit un enrichissement en H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> chez les céréales.

Notre intérêt s'est porté dans un second temps sur le suivi des variations des activités des biomarqueurs non-enzymatiques et enzymatiques chez *Mentha aquatica* L. Le rôle des différentes enzymes antioxydantes dans la lutte contre l'effet toxique des ROS dans des conditions stressantes a été mis en évidence par plusieurs auteurs (**Bernard et al., 2015; De Pinto et al., 2015**).

La CAT est une enzyme indispensable pour la détoxification des ROS pendant les conditions de stress. Elle catalyse la conversion de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> en H<sub>2</sub>O dans le peroxysome des plantes (**Noctor et Foyer, 1998; Cherif et al., 2011**). Les résultats acquis dans cette étude révèlent une stimulation de l'activité catalase dans les racines et les feuilles de *Mentha aquatica* L. en présence des eaux polluées. Plusieurs auteurs ont montré une augmentation de l'activité catalytique sous l'effet d'un stress toxique, comme le Cd (**Souiki, 2008**), l'herbicide « Calliofop 36EC » (**Tlidjen, 2014**), le Mn (**Nazari et al., 2017**), le mercure (**Zhang et al., 2017**). **Yang et Poovaiah (2002)** suggèrent que l'augmentation de l'activité catalase est étroitement liée à l'augmentation de la concentration intracellulaire du peroxyde d'hydrogène et du Ca<sup>2+</sup>. En situation de stress, une augmentation de la teneur en calcium entraîne une stimulation de l'activité de cette enzyme suite à la fixation de l'ion calcique à une protéine cytosolique appelée calmoduline formant un complexe Ca<sup>2+</sup>calmoduline. Ce dernier joue le rôle d'une molécule signal, stimulant l'activité catalase.

L'ascorbate peroxydase est une enzyme impliquée dans l'élimination du peroxyde d'hydrogène lors d'un stress oxydant (**Souguir, 2009**). Nous avons noté une sensibilité de l'APX au stress causé par les eaux polluée qui se présente sous forme d'une stimulation de son activité surtout au 14<sup>ème</sup> jour de l'expérimentation. Cette stimulation dans les deux organes de *Mentha aquatica* L., indique son rôle crucial dans l'élimination des ROS durant le stress induit par les polluants présents dans les eaux, ces polluants provoquent l'activation de l'APX chez les plantes pour se protéger contre les dommages oxydatifs. Cela indique la grande affinité de l'APX pour le H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> par rapport à la CAT et à la POD comme constaté par

**Gill et Tuteja, (2010)**. La forte activité de l'APX a été observée chez diverses espèces végétales soumises aux différents polluants, *Phragmites australis* (**Souiki, 2008 ; Klech, 2013 ; Derradji, 2015**), *Lemna minor* (**Zhang et al., 2017**); *Triticum durum* (**Meksem, 2007; Alayat, 2015; Ferfar, 2017**) et *Typha latifolia* (**Bensaid, 2018**).

Les peroxydases sont des enzymes antioxydantes qui jouent un rôle crucial dans la croissance et le développement des plantes. Leurs activités sont stimulées dans des conditions de stress biotiques et abiotiques (**Doganlar et Atmaca, 2011**). Nous avons constaté lors de notre étude une augmentation de l'activité GPX de *Mentha aquatica* L. plantées dans des eaux usées. Les activités peroxydase élevées chez les plantes aquatiques, sont liées à la tolérance aux polluants (**Lavid et al., 2001**). Ces résultats ne concordent pas avec ceux de **Sandalio et al. (2001)** qui ont observé une diminution de l'activité peroxydase et d'autres enzymes antioxydantes chez le pois sous l'influence du Cd. Par contre de nombreux auteurs ont signalé une augmentation de l'activité GPX sous l'effet des métaux lourds (**Macfarlane et Burchett, 2001; Kafel et al., 2010; El-Beltagi et Mohamed, 2010; Doganlar et Atmaca, 2010**). La relation positive entre la teneur en métal et l'activité GPX a également été rapportée par **Nadgórska-Socha et al. (2008)** chez les feuilles de *Philadelphus coronarius* dans une zone urbanisée de Cracovie (Pologne). Cependant, **Baycu et al. (2006)**, dans leur évaluation de l'activité peroxydase chez les feuilles d'arbres feuillus plantés dans des parcs urbains en Turquie, ont observé une augmentation et une diminution de cette dernière par rapport aux plantes témoins. **Pongrac et al. (2009)** ont rapporté aucune modification de l'activité GPX dans les plantes *Thlaspi praecox* et *Thlaspi caerulescens* en présence de Cd et de Zn.

**Kandziora-Ciupa et al. (2013)** ont signalé une augmentation de l'activité GPX dans les feuilles de *Vaccinium myrtillus* suite à un stress par le Fer et sa réduction en présence du Cd, Pb et Zn. Ces changements d'activité GPX peuvent être le signe d'une augmentation du stress oxydatif. Ce paramètre semble être universel, sensible et bien corrélé au stress métallique (**Kandziora-Ciupa et al., 2013**).

Les glutathion S-transférases représentent une famille d'enzymes qui jouent un rôle important dans la détoxification par leur capacité à inactiver des substances toxiques (**Zhang et al., 2013**). La GST, possédant l'activité GSH peroxydase, catalyse les réactions de conjugaison entre le glutathion et un certain nombre de xénobiotiques, contribuant ainsi à la détoxification des espèces réactives de l'oxygène (**Andra's et al., 2005; Hellou et al., 2012**). Plusieurs recherches montrent son importance dans la séquestration des métaux lourds chez

les plantes. **Zhang et Ge (2008)** ont montré l'implication de la GST dans la formation du GSH-Cd et sa séquestration au niveau des vacuoles. Ceci explique probablement l'induction de l'activité GST pour les plantes placées en milieu pollué, cette induction permet vraisemblablement de séquestrer et détoxifier des concentrations importantes de métaux lourds chez *Mentha aquatica* L. L'augmentation de l'activité de la GST en réponse au stress métallique a été rapportée antérieurement chez les racines de l'orge exposées à plusieurs métaux (Pb, Ni, Hg, Co, Cu et Zn) (**Halušková et al., 2009**), chez le maïs en présence de Cd (**Requejo et Tena, 2012**) et chez la plante aquatique *Elodea canadensis* traitée par le Cd et le Zn (**Zouainia, 2017**).

Le glutathion est l'un des métabolites les plus importants dans les plantes. Il a des fonctions diverses dans la détoxification, la biosynthèse, l'homéostasie. Le GSH est le précurseur direct des phytochélatines (PCs). Les PCs sont des peptides de liaison impliqués dans la tolérance et la séquestration des métaux lourds (**Bhargava et al., 2012**). Ces peptides sont synthétisés enzymatiquement par la phytochélatine synthase et sont connus pour leur implication dans la détoxification et l'accumulation des métaux lourds (**Pal et al., 2010**). Les différentes études présentent des résultats contradictoires, leur teneur étant, soit augmentée, soit diminuée. Dans notre cas d'étude nos résultats révèlent une augmentation du taux de GSH racinaire et foliaire après un séjour de 7 jours. De ce fait, il semble que le GSH est utilisé directement par la cellule pour la protéger contre les espèces réactives de l'oxygène. **Lin et al. (2007)** ont montré que l'augmentation de la production de GSH, en présence du Cd, pourrait résulter de la stimulation de la transcription des gènes codant pour la synthèse de ce métabolite tels que les gènes codant pour la  $\gamma$ -glutamylcystéine synthétase, la glutathion synthétase et la glutathion réductase. En outre, après 14 jours du pilote expérimentale, nous avons noté une diminution de GSH dans les deux organes étudiés, ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par **Tatar et al. (2017)** qui ont mis en évidence, une déplétion de GSH chez les plantes aquatiques *Lemna minor* L. et *Lemna gibba* L après séjour de ces dernières dans les eaux usées. **Nazar et al. (2012)** ont expliqué que la réduction de GSH due au stress généré par le Cd est probablement le résultat d'une production accrue de PCs, qui forment des complexes avec le Cd et se séquestrent dans les vacuoles. **Tatar et al. (2017)** suggèrent que les xénobiotiques changent les quantités de GSH et l'altération de celle-ci montre une adaptation aux polluants et joue un rôle critique dans le maintien de l'homéostasie cellulaire. **Coa et al. (2019)** ont montré que la biosynthèse de GSH joue un rôle important dans la dépuración de la

microcystine-LR (MC-LR) chez la laitue (*Lactuca sativa* L.) et l'épinard (*Spinacia oleracea* L.).

Dans un dernier temps, et après avoir élucidé les effets des eaux usées sur les aspects biochimiques et enzymatiques, nous avons jugé utile de suivre le métabolisme énergétique (respiration et photosynthèse). Nos résultats montrent que l'exposition de *Mentha aquatica* L. aux eaux usées est à l'origine d'une inhibition progressive de la consommation d'oxygène. Cette inhibition est plus prononcée après un séjour de 14 jours dans les eaux polluées. Ce résultat semble appuyer l'hypothèse la plus plausible qui a été émise par **Djebar (1988)** qui explique que l'inhibition de la respiration observée chez des racines végétales en présence d'un xénobiotique est due à un découplage de la phosphorylation oxydative au niveau de la dernière étape de l'oxydation respiratoire ç-à-d lors du transfert des électrons vers la molécule d'oxygène. Il s'ensuit alors une inhibition de la respiration malgré un fonctionnement normal de l'ATPase mitochondriale. Sachant que chez les végétaux, le phénomène de détoxification se traduit par un stockage du xénobiotique dans les vacuoles est indépendant du gradient d'ATP. Selon **Bouchlaghem et al. (2011)** l'inhibition de la respiration chez les mousses et les lichens traitées par la poussière métallique est probablement due à une perturbation de la phosphorylation oxydative mitochondriale. Cette perturbation serait expliquée par l'interférence de certains métaux lourds dans les activités enzymatiques et respiratoires par conséquent, dans le mécanisme de phosphorylation de l'ADP en ATP par l'ATPase. Nos résultats vont dans le même sens que ceux de **Tlidjen (2014)** et **Khaldi (2012)**.

Nous avons pu observer également que les différents polluants présents dans les eaux usées induisent une baisse de la photosynthèse. Les réponses des macrophytes émergents, soulignent des mécanismes d'adaptation importants développés par ces végétaux pour faire face à l'effet toxique d'une exposition aux métaux lourds qui modifie probablement l'absorption racinaire de l'eau et /ou son transport (**Barcelo et Poschenrieder, 1990; Bishnoi et al., 1993**). Selon d'autres auteurs, lorsque la plante est stressée, la racine et le rhizome sont soumis à un manque d'eau (**Yang et al., 2004**) lié à des effets négatifs sur l'absorption d'eau et son transport qui son aussi dépendants de l'activité des aquaporines (canaux à eau) sensible aux métaux lourds (**Kasim, 2007 ; Disante et al., 2010**). Toutefois, si la fermeture des stomates réduit l'approvisionnement en CO<sub>2</sub> atmosphérique conduisant à une diminution de la photosynthèse nette (A) (**Hopkins, 1999**), d'autres paramètres physiologiques sont susceptibles de réduire l'activité photosynthétique tels que les contenus en chlorophylle, la

photochimie et les activités enzymatiques associées au métabolisme carboné. Ainsi, l'activité photosynthétique peut être diminuée par la réduction de la concentration en chlorophylles des feuilles (Pezeshki, 2001). Israr et al. (2006) expliquent l'altération du métabolisme photosynthétique par deux hypothèses : Soit un xénobiotique affecte un composé lumière-dépendant relié à la photosynthèse, soit l'un des photosynthétats frais joueraient un rôle dans la tolérance des plantes aux polluants et confère ainsi à la lumière une protection relative. Nos résultats sont en accord avec ceux de Shaker (2016) qui rapporte un effet inhibiteur des métaux lourds sur l'activité photosynthétique chez la macrophyte *Typha latifolia* et ne semblent pas concorder avec ceux de Khaldi (2012) qui ont mis en évidence une stimulation de cette activité chez les mousses et les lichens, suite au traitement par les NPKs.

### Conclusion

La démarche adoptée dans cette partie a consisté à évaluer le pouvoir antioxydant de *Mentha aquatica* L. en réponse au stress oxydatif induit par les eaux usées et caractériser ses propriétés de tolérance via le suivi d'une batterie de biomarqueurs de défense.

D'après nos résultats, le stress causé par les eaux usées, engendre une surproduction des espèces réactive de l'oxygène et des modifications biochimiques, enzymatiques et métaboliques. Ces altérations se manifestent, à l'échelle des deux organes étudiés, par une accumulation de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, une augmentation des protéines totales, une induction des activités enzymatiques et une variation du glutathion ainsi qu'une perturbation fonctionnelle traduite par une inhibition de l'activité respiratoire et photosynthétique.

Nous pouvons conclure que *Mentha aquatica* L. semble développer des systèmes de défense visant à réagir aux changements de son milieu environnant. Ces systèmes de détoxification font intervenir des mécanismes enzymatiques et d'autres non-enzymatiques. Les systèmes enzymatiques font appel à la CAT, APX, GPX et GST. Les systèmes non-enzymatiques font intervenir le glutathion, pour réguler les concentrations des ERO.



## *CONCLUSION GÉNÉRALE*

### Conclusion générale

Le Nord-est Algérien est marqué par un développement rapide urbanistique, industriel et agricole avec pour conséquence des rejets dans le milieu aquatique sans réseau d'assainissement développé. La réutilisation des eaux chargées a des effets néfastes sur la santé publique et sur l'environnement avec l'émergence de pathologies divers et graves.

La démarche engagée dans la présente étude s'est appuyée sur quatre principaux axes : la première approche a consisté à caractériser les eaux de surfaces des oueds Boukhmira, Meboudja et Seybouse destinées à l'irrigation en suivant la variation saisonnière des paramètres physicochimiques et bactériologiques. Notre intérêt s'est ensuite orienté vers l'évaluation du degré de contamination métallique des différents compartiments des sites étudiés à savoir : les eaux, les sédiments et les larves de Chironomidae. Nous nous sommes particulièrement concentrés sur une étude morphologique des larves de *Chironomus* sp. afin d'établir le lien entre la pollution de ces compartiments et les déformations observées. A partir de ces données, il nous a semblé nécessaire de tenter à trouver une solution alternative en testant les capacités épuratrices de *Mentha aquatica* L. à épurer les eaux usées par l'installation de marais filtrants artificiels sous un régime d'écoulement vertical, tout en suivant les indicateurs de pollutions physico-chimiques et bactériologiques avant et après passage des eaux usées dans les systèmes d'épurations. Afin de mieux cerner les mécanismes cellulaires mis en jeu dans la tolérance de *Mentha aquatica* L., nous nous sommes penchés sur le suivi des biomarqueurs du stress oxydant.

Lors de la caractérisation de la qualité des eaux des oueds Boukhmira, Meboudja et Seybouse dans la première partie de notre travail, nos résultats ont mis en évidence des faibles teneurs en oxygène dissous, des valeurs élevées en MES, en DBO<sub>5</sub>, en DCO, en ammonium et en orthophosphates ainsi qu'une charge importante de germes totaux, coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux. Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> indique que les eaux des oueds étudiées reçoivent des eaux usées urbaines à dominance domestique et facilement biodégradables, le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO confirme que ces eaux présentent une charge organique élevée. Il ressort que la quasi-totalité des paramètres analysés ne sont pas conformes aux normes nationales (J.O.R.A) et internationales (OMS, FAO) des eaux destinées à l'irrigation.

Dans la deuxième partie, l'évaluation de la qualité des trois compartiments des sites d'étude a révélé une contamination métallique de l'eau, des sédiments et des tissus larvaires. De plus, l'observation des anomalies morphologiques a mis en évidence des pourcentages de déformations élevés du mentum et des mandibules chez les larves de *Chironomus* sp. ce qui laisse supposer l'existence de pressions chimiques. L'analyse en composante principale (ACP) et le test de Pearson ont mis en évidence une corrélation entre les concentrations en métaux lourds dans la colonne d'eau, le compartiment sédimentaire et les taux de déformations.

L'essai d'un système de phytoépuration avec *Mentha aquatica* L. que nous avons réalisé lors de la troisième partie, nous a bien montré que le procédé constitue une alternative efficace pour l'épuration des eaux usées avec des abattements de 92,59% pour les MES, 79,12% et de 85,63% pour la DCO et la DBO<sub>5</sub> respectivement. L'élimination des nutriments est relativement satisfaisante : 87,79% pour les PO<sub>4</sub><sup>-3</sup> et 30,76% pour les nitrates. D'un autre côté, la présence de la menthe aquatique dans le système assure une nette élimination de la charge bactérienne.

Le suivi du rôle du système anti-oxydant chez *Mentha aquatica* L. dans la dernière partie de notre travail a mis en évidence une augmentation des protéines totales, une induction des activités enzymatiques et non enzymatiques anti-oxydantes (CAT, APX, GPX, GST et GSH). Parallèlement, l'étude polarographique effectuée sur racines et feuilles a révélée une inhibition de l'activité respiratoire et photosynthétique chez *Mentha aquatica* L. en présence d'eaux chargées.

En conclusion, il ressort de ce travail que :

- Les eaux de surface de Oued Boukhmira, Meboudja et Seybouse sont de mauvaise qualité physicochimique et bactériologique, elles doivent subir une épuration avant d'être réutilisées en agriculture.
- Les larves de Chironomidae révèlent une réelle pertinence comme modèles bioindicateurs de pollution. Ainsi, les déformations morphologiques chez les larves de *Chironomus* sp. constituent un outil efficace de biosurveillance des écosystèmes aquatiques en Algérie.

- L'essai de phytoépuration avec *Mentha aquatica* L. en laboratoire est prometteur pour le développement d'une solution d'assainissement des eaux usées afin de réduire les risques encourus sur les ressources en eau, la biodiversité et la santé publique.
- La menthe aquatique (*Mentha aquatica* L.) développe des systèmes de défense visant à réagir à une pollution du milieu. Ces systèmes de détoxification font intervenir des mécanismes enzymatiques (CAT, APX, GPX et GST) et d'autres non-enzymatiques (GSH), pour réguler les concentrations des ERO.

Ce travail ouvre plusieurs pistes et perspectives d'étude, il serait donc judicieux de :

- Mener des études complémentaires pour l'évaluation de la toxicité des sédiments notamment la réalisation du test Microtox pour pouvoir confirmer les données chimiques.
- Elargir l'étude à d'autres organismes benthiques afin de mieux éclairer les échanges entre les différents compartiments du milieu aquatique en ciblant les sites les plus pollués.
- Tester la performance de *Mentha aquatica* L., à épurer les métaux lourds.
- Une analyse multidimensionnelle pour l'évaluation physicochimique et bactériologique des effluents d'un système de phytoépuration mixte, serait également intéressante.



*ÉRÉRENCES*

*BIBLIOGRAPHIQUES*

A

- Abbou MB., Fadil F., El Haji M, 2014.** Évaluation de la qualité des cours d'eau de la ville de Taza utilisés dans l'irrigation des cultures maraîchères (Maroc). *Journal of Applied Biosciences*, 77, 6462-6473.
- Abouelouafa M., El Halouani H., Kharboua M., Berrichi A, 2002.** Caractérisation physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes de la ville d'Oujda: canal principal et Oued Bounaïm. *Actes Inst. Argon. Vet., Maroc*, 22 (3), 143-150.
- AFNOR, 1986.** Essai des eaux. Dosage de dix éléments métalliques (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Ag, Cd, Pb) par spectrométrie d'absorption atomique dans la flamme NF-T. La Plaine St Denis: AFNOREditions, pp: 90–112.
- Agathe B, 2015.** Effets écotoxicologiques de nanoparticules de dioxyde de cérium en milieu aquatique : d'une évaluation en conditions monospécifiques à l'étude de chaînes trophiques expérimentales en microcosme. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, France, 86p.
- Akatumbila L., Mabilia M., Lubini A., Pwema K., Musibono EA, 2016.** Contribution à l'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau : Cas de la rivière urbaine Gombe de Kinshasa / République Démocratique du Congo. *Larhyss Journal*, 26, 7-29.
- Alayat A, 2015.** Etude de l'impact toxicologique de certains agents chimiques sur la qualité des céréales: « Cas du blé et de l'orge ». Thèse de doctorat obtenue à l'Université de Annaba, Algérie, pp 86.
- Alscher RG., Erturk N., Heath LS, 2002.** Role of superoxide dismutases (SODs) in controlling oxidative stress in plants. *Journal of Experimental Botany*, 53 (372): 1331-1341.
- Al-Shami SA., Rawi CSM., Nor SAM., Ahmad AH., Ali A, 2010.** Morphological deformities in *Chironomus* spp. (Diptera: Chironomidae) larvae as a tool for impact assessment of anthropogenic and environmental stresses on three rivers in the Juru River system, Penang, Malaysia. *Environmental Entomology*, 39, 210-222.
- Al-Shami SA., Rawi CSM., Ahmad AH., Nor SAM, 2011a.** Fluctuating Asymmetry of *Chironomus* spp. (Diptera: Chironomidae) Larvae in Association with Water Quality and Metal Pollution in Permatang Rawa River in the Juru River Basin, Penang, Malaysia. *Water air and soil pollution* 216: 203-216.
- Al-Shami SA., Salmah MRC., Hassan AA., Azizah MNS, 2011b.** Evaluation of mentum deformities of *Chironomus* spp. (Chironomidae: Diptera) larvae using modified toxic score index (MTSI) to assess the environmental stress in Juru River basin, Penang, Malaysia. *Environ. Monit. Assess.* 177 (1-4), 233-244.
- Anderson RL., Walbridge CT., Fiandt JT, 1980.** Survival and growth of *Tanytarsus dissimilis* (Chironomidae) exposed to copper, cadmium, zinc and lead. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.*, 9, 329-335.
- Andro AR., Boz I., Zamfirache MM., Burzo I., 2013.** Chemical composition of essential oils from *Mentha aquatica* L. at different moments of the ontogenetic cycle, *Journal of Medicinal Plant Research*, 7(9), 470-473.
- Anjum NA., Ahmad I., Mohmood I., Pacheco M., Duarte AC., Pereira E., Umar S., Ahmad A., Khan NA., Iqbal M, 2012.** Modulation of glutathione and its related in

- plants' responses to toxic metals and metalloids enzymes-a review. *Environ. Exp Bot.* 75, 307-324.
- Apel K., Hirt H, 2004.** Reactive oxygen species: metabolism, oxidative stress, and signal transduction. *Annu. Rev. Plant Biol.* 55, 373–399.
- Aquastat, 2016.** FAO's information system on water and agriculture.
- Arambourou H., Beisel JN., Branchu P., Debat V, 2012.** Patterns of fluctuating asymmetry and shape variation in *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae) exposed to nonylphenol or lead. *PLoS ONE* 7(11): e48844.
- Arambourou H., Gismondi E., Branchu P., Beisel JN, 2013.** Biochemical and morphological responses in *Chironomus riparius* (diptera, chironomidae) larvae exposed to lead spiked sediment. *Environ Toxicol Chem* 32(11): 2558-2564.
- Arimoro FO, 2011.** Head capsule deformities in *Chironomus transvaalensis* (Diptera: Chironomidae) as an indicator of environmental stress in an industrial effluent impacted stream in southern Nigeria. *Fresenius Environ. Bull.* 20(6), 1360-1365.
- Arimoro FO., Odume ON., Meme FK, 2015.** Environmental drivers of head capsule deformities in *Chironomus* spp. (Diptera: Chironomidae) in a stream in north central Nigeria. *Zool. Ecol.* 25 (1), 70-76.
- Arimoro FO., Auta YL., Odume ON., Keke UN., Mohammed AZ, 2018.** Mouthpart deformities in Chironomidae (Diptera) as bioindicators of heavy metals pollution in Shiroro Lake, Niger State, Nigeria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 149, 96-100.
- Armitage P., Cranston PS., Pinder LCV, 1995.** The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges. London: Chapman & Hall, 572 p.
- Arora A., Sairam R., Srivastava G, 2002.** "Oxidative stress and antioxidative system in plants." *Current Science*, 82(10), 1227-1238.
- Asada K., 2000.** The water-water cycle as alternative photon and electron sinks. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 355, 1419-1431.
- Asano T, 1998.** Wastewater reclamation and reuse. Ed, Water quality management library, 1475 p.
- Ashraf M., Athar HR., Harris PJC., Kwon TR, 2008.** Some Prospective Strategies for Improving Crop Salt Tolerance. In *Advances in Agronomy*, (Elsevier), 45-110.
- Attoui B, 2014.** État de la vulnérabilité à la pollution des eaux des grands réservoirs d'eaux souterraines de la région d'Annaba- El Tarf et identification des sites d'enfouissement de déchets. Thèse de doctorat, Université d'Annaba, Algérie, 01 p.
- Ayers RS., Wastcot DW, 1994.** Water quality for agriculture. FAO. Irrigation and drainage paper. N° 29 Rev. 1 FAO, Rome, 174 p.

## B

- Babut M., Labadie P., Simonnet-Laprade C., Munoz G., Roger MC., Ferrari BJD., Budzinski H., Sivade E, 2017.** Per- and poly-fluoroalkyl compounds in freshwater fish

- from the Rhône River: influence of fish size, diet, prey contamination and biotransformation. *The Science of Total Environment*, 605-606: 38-47.
- Bachman, S. 2016.** State of the World's Plants Report. Royal Botanic Gardens, Kew, pp: 7-84.
- Baird D J., Brown SS., Laquadic L., Liess M., Maltby L., Moreira-Santos M., Schulz R., Scott GI, 2007.** In situ-based effects measures: determining the ecological relevance of measured responses. *Integrated Environmental Assessment and Management* 3(2): 259-267.
- Banks JL., Ross DJ., Keough MJ., Eyre BD., Macleod CK, 2012.** Measuring hypoxia induced metal release from highly contaminated estuarine sediments during a 40 day laboratory incubation experiment. *Science of the Total Environment* 420, 229-237.
- Banning JL, 2010.** Assessing the effectiveness of the roaring branch BMP retrofit using macro invertebrate bioassessment. Graduate School Theses and Dissertations, 102 p.
- Barcelo J., Poschenrieder Ch, 1990.** Plant water relations as affected by heavy metal stress: a review. *J. Plant Nutrition*, 13, 1-37.
- Basiglini E., Pintore M., Forni C, 2018.** Effects of treated industrial wastewaters and temperatures on growth and enzymatic activities of duckweed ( *Lemna minor* L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 153, 54–59.
- Baycu G., Tolunay D., Özden H., Guenenebakan S, 2006.** Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environ Pollut* 143:545–554.
- Beasley G., Kneale P, 2002.** Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography*, 26: 236-270.
- Belabed BE, 2010.** La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques ». Thèse de doctorat. Université d'Annaba, Algérie, 51p.
- Belabed BE., Meddour A., Samraoui B., Chenchouni H, 2017.** Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(6), 265-283.
- Bensamina-Mimeche LH., Mance M., Derabeche, 2010.** Analyse du Pouvoir Epuratoire D'un Filtre Implante de Phragmite Australis Pour le Traitement des Eaux Usées Sous Climat Sem - Aride - Région de Biskra- . *Journal International Environmental Conflict Management*, Santa Catarina, Brazil, 1(1), 10-15,
- Beneberu G., Mengistou S, 2014.** Head capsule deformities in *Chironomus* spp. (Diptera: Chironomidae) as indicator of environmental stress in Sebeta River, Ethiopia. *African Journal of Ecology*, 53(3), 268-277.
- Bensaid M, 2018.** Réponses d'une macrophyte épuratrice des eaux usées : *Typha latifolia* soumise à un stress métallique. Thèse de doctorat , Université d'Annaba, Algérie, 139 p.
- Benslimane M., Mostephaoui T., Hamimed ZTC., 2013.** Performances épuratoires et intérêt procède de phyto-traitement des eaux usées par des végétaux macrophytes. *Courrier du savoir*, 17, 47-51.

- Bernard F., Brulle F., Dumez S., Platel A., Nessler F., Cuny D., Deram A., Vandebulcke F., 2015.** Antioxidant responses of Annelids, Brassicaceae and Fabaceae to pollutants: a review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 114, 273-303.
- Berndes G., 2002.** Bioenergy and water-the implications of large-scale bioenergy production for water use and supply. *Global environmental change*, 12(4), 253-271
- Bervoets L., Meregalli G., de Cooman W., Goddeeris B., Blust R., 2004.** Caged midge larvae (*Chironomus riparius*) for the assessment of metal bioaccumulation from sediments in situ. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(2):443-454.
- Bhargava A., Carmona FF., Bhargava M., Srivastava S., 2012.** Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals. *J. Environ. Manage.* 105, 103-120.
- Bird GA., 1997.** Deformities in cultured *Chironomus tentans* larvae and the influence of substrate on growth, survival and mentum wear. *Environmental Monitoring and Assessment* 45: 273-283.
- Bishnoi N., Sheoran I., Singh R., 1993.** Effect of cadmium and nickel on mobilization of food reserves and activities of hydrolytic enzymes in germinating pigeonpea seeds. *Biol. Plant.*, 35, 583.
- Bittsa'nszky A., Kfmivesb T., Gullner G., Gyulai G., Kiss J., Heszky L., Radimszky L., Rennenberg H., 2005.** Ability of transgenic poplars with elevated glutathione content to tolerate zinc(2<sup>+</sup>) stress, *Environ. Int.* 31, 251-254.
- Bolan N., Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Kumpiene J., Park J., Makino T., Kirkham MB., Scheckel K., 2014.** Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils - To mobilize or to immobilize?, *J. Hazard. Mater.*, 266, 141-166.
- Bonnet C., 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse de doctorat, Université de Metz, France, 250 p.
- Bouaroudj S., Kadem D., 2014.** Évaluation de la qualité des eaux des oueds Rhumel et Boumerzoug (CONSTANTINE). *Revue scientifique et technique*, 35-44.
- Bouchelaghem S., Berrebah H., Djebar MR., 2011.** The impact of dust emits by the steel complex of El Hadjar (ANNABA) on two biological models: Mousses and lichens. *African Journal of Biotechnology*, 10(18), 3574-3578.
- Bougherira N., Hani A., Djabri L., Toumi F., Chaffai H., Haied N., Nechem D., Sedrati N., 2014.** Impact of the urban and industrial waste water on surface and groundwater, in the region of Annaba, (Algeria). *Energy Procedia*, 50, 692-701.
- Bounab S., 2006.** État actuel des ressources en eau dans les wilayas d'Annaba-El Tarf. Essai de synthèse bilan- qualité- perspective. Thèse de magister. Université d'Annaba.
- Bounab S., 2017.** Ressources en eau et développement durable cas de la région Annaba-El Tarf (Nord-est Algérien). Thèse de doctorat. Université d'Annaba, Algérie, 02p.
- Bowler C., Van Camp W., Van Montagu M., Inze D., 1994.** "Superoxide Dismutase in Plants." *Critical Reviews in Plant Sciences*, 13(3), 199-199.
- Bradford M., 1976.** Arapid and sensitive methods for the qualification of microgram quantities of protien utilizing the principale of protien-dye bindind. *Anal. Biochem.* 72 : 248-254.

- Brix H, 1993.** Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance, In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRC Press, Boca Raton, FA, 9-22.
- Brix H, 1997.** Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. *Wat. Sci. Tech*, 35, 11-17.
- Bruno C, 2016.** Evaluation du procédé UV / H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> pour la désinfection et l'élimination des micropolluant en vue de réutilisation des eaux usées traitées en petites station d'épuration. Thèse de doctorat, université Lyon, 74 p.
- Bueno P., Varela J., Giménez-Gallego G., Del Río LA, 1995.** Peroxisomal copper, zinc superoxide dismutase. Characterization of the isoenzyme from watermelon cotyledons. *Plant Physiology*, 108, 1151-1160.
- Buffle J., Wilkinson KJ., van Leeuwen HP, 2009.** Chemodynamics and Bioavailability in Natural Waters. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7170-7174.
- 
- Cakmak I., 2000.** Possible roles of zinc in protecting plant cells from damage by reactive oxygen species. *New Phytol.* 146, 185-205.
- Calderón-Preciado D., Matamoros V., Bayona JM, 2011.** Occurrence and potential crop uptake of emerging contaminants and related compounds in an agricultural irrigation network. *Sci. Total Environ.* 412-413, 14-19.
- Calheiros CSC., Bessa VS., Mesquita RBR., Brix H., Rangel AOSS., Castro PML, 2015.** Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering*, 79, 1-7.
- Calheiros CSC., Duque AF., Moura A., Henriques IS., Correia A., Rangel AOSS., Castro PML, 2009.** Substr Calheiros, C.S.C., Duque, A.F., Moura, A., Henriques, I.S., Correia, A., Rangel, A.O.S.S., Castro, ate effect on bacterial communities from constructed wetlands planted with *Typha latifolia* treating industrial wastewater. *Ecol. Eng.* 35, 744–753.
- Campbell PGC., Stokes PM, 1985.** Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 2034-2049.
- Cao Q., Liu W., Jiang W., Shu X., Xie L, 2019.** Glutathione biosynthesis plays an important role in microcystin-LR depuration in lettuce and spinach. *Environmental Pollution*, 253, 599-605.
- Cargnelutti D, Tabaldi LA, Spanevello RM, Jucoski GO, Battisti V, Redin M, Linares CEB, Dressler VL, Flowers EMM, Nicoloso FT, Morsch VM et Schetinger MRC (2006).** Mercury toxicity induces oxidative stress in growing cucumber seedlings. *Chemosphere*, 65 (6), 999-1006.
- Casado-Martinez C., Molano-Leno L., Grandjean D., De Alencastro LF., Werner I., Ferrari BJD, 2016.** Impacts des sédiments sur la qualité de l'eau : Surveillance écotoxicologique de la qualité de la rivière Venoge (VD). *Aqua&Gas*, 96(4): 56-63.
- CCE, 1988.** Community legislation in the field of the environment: 1967-1987. Vol 3, chemicals and wastes. Commission of the European Communities, Directorate-General Environment, Consumer Protection and Nuclear Safety. Bruxelles, 125p.

- Chaib N., Samraoui B, 2011.** Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux de l'oued El Kebir-Est et de ses principaux affluents (Nord-Est algérien). *Sécheresse*, 22, 171-177.
- Chaney RL., Malik M., Li YM., Brown SL., Brewer E.P., Angle JS., Baker AJM, 1997.** Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8, 279-284.
- Chaoui W., Bousnoubra H., Benhamza M., Bouchami T, 2013.** Etude de la pollution des eaux des oueds Seybouse et Mellah (Région de l'Est Algérien). *Rev. Sci. Technol Synthèse*, 26, 50-56.
- Chaouki I., Mouhir L., Fekhaoui M., El Abidi A., Bellaouchou A., El Morhit M, 2015.** Application de l'analyse en composantes principales (ACP) pour l'évaluation de la qualité des eaux usées industrielles de Salam Gaz – Skhirat. *J. Mater. Environ. Sci*, 6 (2), 455-464.
- Cherif J., Mediouni C., Ammar WB., Jemal F, 2011.** Interactions of zinc and cadmium toxicity in their effects on growth and in antioxidative systems in tomato plants (*Solanum lycopersicum*). *J. Environ. Sci.* 23, 837-844.
- Ciria MP., Solano ML., Soriano P, 2005.** Role of Macrophyte *Typha latifolia* in a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Assessment of Its Potential as a Biomass Fuel. *Biosyst. Eng.* 92 535–544.
- Clemens S, 2001.** Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta*, 212(4), 475-486.
- Condom N., Declecq R, 2015.** Réutilisation des eaux usées pour l'irrigation agricole en zone péri-urbaine de pays en développement. *Rapport ECOFILAE*, 11p.
- Cornaz, 2004.** Évaluation du statut trophique d'un canal de drainage sous l'impact des pollutions d'origines diffuses et ponctuelles: Le cas du Grand Canal de la plaine du Rhône. 180 p.
- Cortelezzi A., Paggi AC., Rodríguez M., Capítulo AR, 2011.** Taxonomic and nontaxonomic responses to ecological changes in an urban lowland stream through the use of Chironomidae (Diptera) larvae. *Science of Total Environment* 409:1344-1350.
- Coulibaly L., Savane L., Gourene G, 2008.** Domestic Wastewater treatment with a vertical completely drained pilot scale constructed wetland planted with *corchorus oliterius*. *Afr.J.Agricult.Re: sous presse*. 3 (9), 587-596.
- Couto N., Malys N., Gaskell S., Barber J, 2013.** Partition and Turnover of Glutathione Reductase from *Saccharomyces cerevisiae*: a Proteomic Approach. *Journal of Proteome Research*, 12 (6), 2885-94.
- Crane M., Higman M., Olsen T., Simpson P., Callaghan A., Fisher T., Kheir R, 2000.** An in situ system for exposing aquatic invertebrates to contaminated sediments. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 2715–2719.
- Cranston PS, 2004.** Chironomidae. In: *The freshwater invertebrates of Malaysia and Singapore* (Yule C M, Yong H S,eds.). Academy of Sciences, Malaysia 711-735.
- Cranston PS, 2007.** The Chironomidae larvae associated with the tsunami-impacted water bodies of the coastal plain of southwestern Thailand. *The Raffles Bulletin of Zoology*, 55(2), 231-244.

- Cristina SC., Calheiros, Vânia S., Bessa, Raquel BR., Mesquita, Hansbrix, Antonio OSS., Rangel, Paula ML., Castro, 2015.** Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering*, 79, 1-7.
- Croteau MN., Hare L., Tessier A, 1998.** Refining and testing a trace metal biomonitor (*Chaoborus*) in highly acidic lakes. *Environmental Science and Technology* 32(9):1348-1353.
- D**
- Das K., Roychoudhury A, 2014.** Reactive oxygen species (ROS) and response of antioxidants as ROS-scavengers during environmental stress in plants. *Front. Env. Sci.* 2,53.
- Dat J., Vandenaabeele S V., Vranova E., Van Montagu M., Inze D., Van Breusegem F, 2000.** Dual action of the active oxygen species during plant stress responses. *Cell Mol. Life Sci.* 57, 779-795.
- De Pinto MC., Locato V., Paradiso A., De Gara L, 2015.** Role of redox homeostasis in thermo-tolerance under climate change scenario. *Ann. Bot.* 116, 487–496.
- Debieche TH, 2002.** Évolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle : application à la basse plaine de la Seybouse Nord-Est Algérien. Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, France, 200 p.
- Dermott RM., 1991.** Deformities in Larval Procladius spp. And Dominant Chironomini from the St. Clair River. *Hydrobiologia* 219:171-185.
- Derradji M., Souiki L., Belaze AH., Alayat A., Berrebbah H, 2015.** Spatial and Temporal Variation of Raw Sewage of City of Annaba Major Discharge (Northeast Algeria). *Iranica Journal of Energy and Environment*, 6(2), 127-133.
- Derradji M., Souiki L., Berrebbah H., Djebbar MR, 2014.** Assessment of the bacteriological contamination of the wastewaters in Annaba's main discharges in North-Eastern Algeria. *International Journal of Biosciences*, 4(1), 112-117.
- Derwich E., Beziane Z., Benaabid L., Belghiti D, 2008.** Evaluation de la qualité des eaux de surface des oueds Fes et Sebou utilisées en agriculture maraichère au Maroc. *Larhyss Journal*, 7, 59-77.
- Dessaux Y., Hinsinger P., Lemanceau P, 2009.** Rhizosphere: so many achievements and even more challenges. *Plant and Soil*, 321, 1-3.
- Devallois V, 2009.** Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux. Thèse de doctorat, Université de Provence, France, 05 p.
- 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 de doctorat, université J. Fourier, Grenoble, France, 257 p.
- DHW, 2010.** Direction de l'Hydraulique de la Wilaya d'El Tarf, rapport, 17 p.

- Di Palma, L., Mecozzi R, 2007.** Heavy metals mobilization from harbour sediments using EDTA and citric acid as chelating agents. *Journal of Hazardous Materials*, 147(3), 768–775.
- Di Veroli A., Santoro F., Pallottini M., Selvaggi R., Scardazza F., Cappelletti D., Goretti E, 2014.** Deformities of chironomid larvae and heavy metal pollution: From laboratory to field studies. *Chemosphere*, 112, 9-17.
- Di Veroli A., Selvaggi R., Goretti E, 2012.** Chironomid mouthpart deformities as indicator of environmental quality: a case study in Lake Trasimeno (Italy). *J. Environ. Monit.* 14, 1473-1478.
- Di Veroli A., Selvaggi R., Pellegrino RM., Goretti E, 2010.** Sediment toxicity and deformities of chironomid larvae in Lake Piediluco (Central Italy). *Chemosphere*, 79, 33-39.
- Dias V., Vasseur C., Bonzom JM, 2008.** Exposure of *Chironomus riparius* larvae to uranium: Effects on survival, development time, growth, and mouthpart deformities. *Chemosphere*, 71, 574-581.
- Diepens NJ., Arts Brock GHP., Smidt TCM., Van Den Brink H., Van Den Heuvel-Greve PJ., Koelmans AA, 2013.** Sediment Toxicity Testing of Organic Chemicals in the Context of Prospective Risk Assessment: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44(3), 255-302.
- Dimane F., Haboubi K., Hanafi I., Andaloussi K, 2017.** Impact des facteurs de pollution sur la qualité des eaux de la zone aval de la vallée de l'oued Nekor (Al-Hoceima, Maroc). *European Scientific Journal*, 13(3), 44-60.
- Disante KB., Fuentes D., Cortina J, 2010.** Sensitivity to zinc of Mediterranean woody species important for restoration. *Sci Tot Environ* 408: 2216–2225.
- Dixit G., Singh A.P., Kumar A., Mishra S., Dwivedi S., Kumar S., Trivedi PK., Pandey V., Tripathi RD, 2016.** Reduced arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) shoot involves sulfur mediated improved thiol metabolism, antioxidant system and altered arsenic transporters. *Plant Physiol. Biochem.* 99, 86-96.
- Dixit V., Pandey V., Shyam R, 2001.** Differential oxidative responses to cadmium in roots and leaves of pea (*Pisum sativum* L. Cv. Azad). *J. Exp. Bot.* 52, 1101-1109.
- Dixon DP., Mc Ewen AG., Laphorn AJ., Edwards R, 2003.** Forced evolution of herbicide detoxifying glutathione transferase. *The journal of biological chemistry*, 278, (26) : 23930-23935.
- Dixon DP., Skipsey M., Edwards R, 2010.** Roles for glutathione transferases in plant secondary metabolism. *Phytochemistry*, 71, 338-350.
- Djabri L., Rani A., Laouar R., Mania J., Mudry J., Louhi A, 2003.** Potential pollution of groundwater in the valley of the Seybouse river, north-eastern Algeria. *Environmental Geology*, 44 (6), 738-744.
- Djebar MR, 1988.** Impact d'une fraction membranaire convertissant l'ACC en éthylène chez la pomme des effets de l'éthylène sur les mitochondries de la pomme de terre. Thèse de doctorat de l'université Pierre et Marie Curie. Paris VI, 140 p.
- Djebar MR., Djebar H, 2000.** Bioénergétique, les mitochondries végétales. Synthèse. Publications de l'Université d'Annaba, Algérie, 103pp.

- Doğanlar ZB., Atmaca M, 2010.** Influence of Airborne Pollution on Cd, Zn, Pb, Cu, and Al Accumulation and Physiological Parameters of Plant Leaves in Antakya (Turkey). *Water, Air, & Soil Pollution*, 214(1-4), 509-523.
- Dordio AV., Carvalho AJP, 2013.** Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. *Journal of Hazardous Materials* 252-253, 272-292.
- Drażkiewicz, M., Skórzyńska-Polit, E., Krupa, Z., 2003.** Response of the ascorbate glutathione cycle to excess copper in *Arabidopsis thaliana* (L.). *Plant Sci.*164, 195-202.
- DSA, 2015.** Direction des services agricoles, service de l'aménagement rural et de la promotion des investissements. Situation des points d'eau disponible de la wilaya d'Annaba, rapport, 11 p.
- Dubois M., Hare L, 2009a.** Selenium assimilation and loss by an insect predator and its relationship to Se subcellular partitioning in two prey types. *Environmental Pollution*, 157(3), 772-777.
- Dumas J., Hare L, 2008.** The internal distribution of nickel and thallium in two freshwater invertebrates and its relevance to trophic transfer. *Environmental Science and Technology*, 42(14), 5144-5149.
- Durand CL, 2012.** Développement d'une batterie de mesures biologique pour l'évaluation du risque associé aux sédiments contaminés. these de doctorat. Université de Lorraine, 97 p.
- Dussart B., 2014.** Limnologie. L'étude des eaux continentales. Paris, Boubée, pp : 681, 1992.
- 
- Eblin SG, Sombo AP, Soro G, Aka N, Kambire O, Soro N, 2014.** Hydrochimie des eaux de surface de la région d'Adiaké (sud-est côtier de la Côte d'Ivoire). *Journal of Applied Biosciences*, 75, 6259- 6271.
- El Asslouj J., Kholtei S., El Amrani N., Hilali A, 2007.** Analyse de la qualité physico-chimique des eaux souterraines de la communauté des Mzamza, au voisinage des eaux usées. *Afrique SCIENCE*, 03(1), 109-122.
- El Khokh K., Belghyti D., El Kharrim K., Kbibch A., Chentoufi M., Belghyti LR, 2011.** Physico-chemical characterization of urban wastewater of Mechraa Belksiri city (Gharb, Morocco). *Science Lib Editions Mersenne*, 110205(3), ISSN: 2111-4706.
- Elbaz A., Wei YY., Meng Q., Zheng Q., Yang ZM, 2010.** Mercury-induced oxidative stress and impact on antioxidant enzymes in *Chlamydomonas reinhardtii*. *Ecotoxicology*, 19, 1285-1293.
- El-Beltagi H., Mohamed AA, 2010.** Changes in nonprotein thiols, some antioxidant enzymes activity and ultrastructural alteration in radish plant (*Raphanus sativus* L) grown under lead toxicity. *Not Bot Hort Agrobot Cluj*, 38(3), 76-85.
- Elhatip H., Hinis MA., Gülbahar N, 2008.** Evaluation of the water quality at Tahtali dam watershed in Izmir-Turkey by means of statistical methodology. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 22, 391-400.
- El-Shenawy NS., Mohammadden A., Al-Fahmie ZH, 2012.** Using the enzymatic and non-enzymatic antioxidant defense system of the land snail *Eobania vermiculata* as biomarkers of terrestrial heavy metal pollution. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 84, 347-354.

**Epler JH, 2001.** Identification manual for the larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. A guide to the taxonomy of the midges of the southeastern United States, including Florida. Special Publication SJ2001-SP13. North Carolina Department of Environmental and Natural Resources, Raleigh, NC, and St. Johns River Water Management District, Palatka, FL, 526 pp.

### F

**Fan H., Ding L., Xu Y., Du C, 2017.** Système antioxydant et caractéristiques de la photosynthèse en réponse au stress de sécheresse induit par le PEG à court terme sur les feuilles de jeunes plants de concombre . *Russ. J. Plant Physiol.* 64, 162-173.

**FAO, 1985.** Water quality for agriculture. R.S. Ayers and D.W. Westcot. Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1. FAO, Rome. 174 p.

**Faulwetter JL., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Burr MD., Brisson, J., Camper AK., Stein OR, 2009.** Microbial processes influencing performance of treatment wetlands : Areview. *Ecol. Eng.* 35, 987-1004.

**Ferfar M, 2017.** Toxicité et Bioaccumulation de Pesticides sur quelques Variétés de Blé dur (T.durum Desf). Thèse de doctorat, Université d'Annaba, Algérie, 264p.

**Ferrari BJD., Faburé J, 2017.** Field assessment of reproduction-related traits of chironomids using a newly developed Emergence platform (E-Board). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 137: 186-193.

**Ferrari BJD., Vignati DAL., Dominik J, 2014.** Bioaccumulation kinetics and effects of sediment-bound contaminants on chironomids in deep waters: new insights using a low-disturbance in situ system. *Environmental Technology*, 35(4): 456-469.

**Fouad S., Hajjami K., Cohen N., Chlaida M, 2014.** Qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de l'oued Hassar : impacts des eaux usées de la localité de Mediouna (Périurbain de Casablanca, Maroc). *Afrique SCIENCE*, 10(1), 91-102.

**Foyer CH., Noctor G, 2003.** Redox sensing and signalling associated with reactive oxygen in chloroplasts, peroxisomes and mitochondria. *Physiol. Plant.* 119, 355–364.

**Foyer CH., Noctor G., 2005a.** Redox homeostasis and antioxidant signaling: a metabolic interface between stress perception and physiological responses. *Plant Cell Online* 17, 1866- 1875.

**Franck R, 2002.** Analyse de l'eau (Aspects réglementaires et techniques) Ed, Collection biologie technique, 360 p.

**Froese KL., 1998.** Health effects associated with wastewater treatment, disposa land reuse. *Water Environ. Research*, 70(4):962-968.

**Frova C, 2003.** The plant glutathione transferase gene family: genomic structure, functions, expression and evolution. *Physiol. Plant.* 119, 469-479.

### G

**Gadd GM., 2010.** Metals, minerals and microbes : geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology*, 156, 609-643.

- Galgani, F., Senia, J., Guillou JL., Laugier T., Munaron D., Andral B., Guillaume B., Coulet E., Boissery P., Brun, L., Bertrand, M.C., 2009.** Assessment of the environmental quality of French continental Mediterranean lagoons with oyster embryo bioassay. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 57, 540-551.
- Galluba S., Oetken M., Oehlmann J, 2012.** Comprehensive sediment toxicity assessment of Hessian surface waters using *Lumbriculus variegatus* and *Chironomus riparius*. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 47(4), 507-521.
- García P., Aguirre J., Barragán R., Mujeriego V., Matamoros JM., Bayona JM, 2005.** Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.*, 25,405–418.
- Gaud B, 1976.** Étude hydrogéologique du système d'Annaba-Bouteldja. Synthèse des connaissances et recherche des conditions de modélisation. Rapport A.N.R.H.(inédit), Annaba, 2 vol, 230 p.
- Gherib A., Boufendi M., Temime A., Bedouh Y, 2016.** Application de la phytoremédiation dans le traitement des eaux usées en Algérie. *Larhyss Journal*, 26, 99-112.
- Gill SS., Tuteja N, 2010.** Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiol. Biochem.* 48, 909-930.
- Goethberg A., Greger M., Bengtsson BE, 2002.** Accumulation of heavy metals in water spinach (*Ipomea aquatica*) cultivated in the Bangkok region, Thailand, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(9), 1934-1939.
- Gomes-Junior RA., Moldes CA., Delite FS., Pompeu GB., Gratão PL., Mazzafera P., Lea PJ., Azevedo RA, 2006.** Antioxidant metabolism of coffee cell suspension cultures in response to cadmium. *Chemosphere* 65; 130-1337.
- Griffiths RW., 1992.** Effects of pH on Community Dynamics of Chironomidae in a Large River near Sudbury, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 76–86.
- Guéguen C., Dominik J, 2003.** Partitioning of trace metals between particulate, colloidal and truly dissolved fractions in a polluted river : the Upper Vistula River (Poland). *Applied Geochemistry* 18, 457-470.
- Guerraiche Z, 2017.** Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du grand constantinois. Thèse de doctorat. Université de Biskra, Algérie, 103p.

### H

- Habig WH., Pabst MJ., Jakoby WB, 1974.** Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *J. Biol. Chem.*, 249, 7130-7139.
- Haddad H., Ghoualem H, 2014.** Caractérisation physico-chimique des eaux du bassin hydrographique côtier Algérois. *Larhyss Journal*, 18, 155-167.
- Halušková L., Valentovicová K., Huttová J., Mistrík I., Tamás L, 2009.** Effect of abiotic stresses on glutathione peroxidase and glutathione S-transferase activity in barley root tips. *Plant Physiol. Biochem.* 47, 1069-1074.
- Hamilton AJ., Boland AM., Stevens D., Kelly J., Radcliffe J., Ziehl A Dillon P., Paulin B, 2005.** Position of the Australian horticultural industry with respect to the use of reclaimed water, *Agricultural Water Management*, 71 (3),181-209.

- Hannachi A., Gharzouli R., Djellouli Tabet Y, 2014.** Gestion et valorisation des eaux usées en Algérie. Larhyss Journal, 19, 51-62.
- Hannachi A., Gharzouli R., Djellouli Tabet Y, Daoud A, 2016.** Waste water reuse in agriculture in the outskirts of the city Batna (Algeria). Journal of Fundamental and Applied Sciences, 8(3): 919-944.
- Hare, L., 1992.** Aquatic insects and trace metals: bioavailability, bioaccumulation, and toxicity. *Crit. Rev. Toxicol.*, 22(516): 327-369.
- Hazourli S., Boudiba L., Ziati M, 2007.** Caractérisation de la pollution des eaux résiduaires de la zone industrielle d'El-Hadjar. LARHYSS Journal, 6, 45-55.
- HCEFLCD, 2007.** Haut Commissariat Aux Eaux et Forêt et la Lutte Contre la Désertification. Etude diagnostique de la zone humide AL Massira- Faija, cercle d'EL Brouj et Cercle de Settat (Maroc), 242 p.
- Hellou J., Ross NW., Moon TW, 2012.** Glutathione, glutathione S-transferase, and glutathione conjugates, complementary markers of oxidative stress in aquatic biota. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* (19), 2007-2023.
- Hiner AN., Raven EL., Thorneley RN., Garcia-Canovas F., Rodriguez- Lopez JN, 2002.** Mechanisms of compound I formation in heme peroxidases. *J Inorg Biochem*, 91(1), 27-34.
- Hopkins WG, 1999.** Introduction to Plant Physiology. 2nd ed. New York, NY: John Wiley and Sons, Inc. pp: 189-214.
- Hull R., Hamilton A., Martin R., Beier M., Lane D, 2008.** Executive function in older adults: a structural equation modeling approach. *Neuropsychology*, 22, 508-522.
- I**
- Imfeld G., Braeckevelt M., Kusch P., Richnow HH, 2009.** Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. *Chemosphere* 74, 349-362.
- Israr M., Shivendra S., Rupli D., Dibyendo S, 2006.** Bioaccumulation and physiological effects of mercury in *Sesbania drummondii*. *Cemosphere* 65:591-598.
- J**
- J.O.R.A, 2003.** Journal Officiel de la République Algérienne. Normes de rejets des effluents industrielles. Art. n° 18 (19 juillet).
- J.O.R.A, 2006.** Journal Officiel de la République Algérienne. Les valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur. Art. n°26 (23 avril).
- J.O.R.A, 2012.** Journal Officiel de la République Algérienne. ANNEXE, spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation. N° 41, pp : 18-21.
- Janssens de Bisthoven L, 1995.** Morphological deformities in *Chironomus* gr. thummi (Diptera, Chironomidae) as a bioindicator for micropollutants in sediments of Belgian lowland rivers. Leuven: Doctoral thesis, Catholic University of Leuven, Belgium, 112 p.

- Janssens de Bisthoven L, 1999.** Biomonitoring with deformities in aquatic organisms. In: Biomonitoring of polluted water (Gerhardt, A., Ed.), Transtech Publication (TTP), Zurich, 9, 65-94.
- Janssens de Bisthoven L., Postma J., Parren P., Timmermans K., Ollevier F, 1998b.** Relations between heavy metals in aquatic sediments and in *Chironomus* larvae of Belgian lowland rivers and their morphological deformities. Canadian Journal of Fisheries Aquatic Sciences, 55, 688-703.
- Janssens de Bisthoven L., Van Speybroeck D, 1994.** Some observations of deformed midge larvae (Diptera: Chironomidae) in Kenya. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie, 25, 2485-2489.
- Janssens de Bisthoven L., Vermeulen A., Ollevier F, 1998a.** Experimental induction of morphological deformities in *Chironomus riparius* larvae by chronic exposure to copper and lead. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 35, 249-256.
- Janssens de Bisthoven L., Gerhardt A, 2003.** Chironomidae (Diptera, Nematocera) Fauna in Three Small Streams of Skania, Sweden. Environ Monit Assess., 83 (1), 89-102.
- Janssens de Bisthoven, L., Gerhardt A., Soares AMVM, 2004.** Effects of acid mine drainage on larval *Chironomus* (Diptera, Chironomidae) measured with the Multispecies Freshwater Biomonitor. Environ. Toxicol. Chem., 23: 1123–1128.
- Jeyasingham K., Ling N, 1997.** Head capsule deformities in *Chironomus zealandicus* (Diptera: Chironomidae), influence of site and substrate. New Zealand J. mar. Freshwat. Res., 3, 175-184.
- Jeyasingham K., Ling N, 2000.** Seasonal influence on head capsule deformities in *Chironomus zealandicus* (Hudson) (Diptera: Chironomidae). Hydrobiologia 427: 75-82.
- Jimenez A., Hernandez JA., Del Rio LA., Sevilla F, 1997.** Evidence for the presence of the ascorbate-glutathione cycle in mitochondria and peroxisomes of pea leaves. Plant Physiol. 114, 275-284.
- Jourdain MJ., Charissou AM, 2007.** État des connaissances sur le devenir de polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelle et après biotraitement : identification des composés « métabolites » et des cinétiques, étude n°05-0513/1A IRH ENVIRONNEMENT. 149 p.
- Junglee S, 2014.** Implication de NO dans la régulation du recyclage de l'ascorbate dans les fruits de tomate (*Solanum lycopersicum*, cv micro-Tom) en réponse à une contrainte environnementale, Thèse de doctorat, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 06 p.
- K**
- Kadlec RH., 2009.** Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. Ecological Engineering 35, 159-174.
- Kadlec RH., Wallace S, 2008a.** Treatment Wetlands, Second Edition. CRC Press, 1048 p.
- Kafel A., Nadgórska-Socha A., Gospodarek J., Babczyńska A., Skowronek M., Kandziora M., Rozpendek K, 2010.** The effects of *Aphis fabae* infestation on the antioxidant response and heavy metal content in field grown *Philadelphus coronarius* plants. Sci Total Environ, 408 (5), 1111-1119.

- Kahoul M., Touhami M, 2014.** Évaluation de la qualité physico-chimique des eaux de consommation de la ville d'Annaba (Algérie). *Larhyss Journal*, 19, 129-138.
- Kandziora-Ciupa M., Ciepala R., Nadgórska-Socha A., Barczyk G, 2013.** A comparative study of heavy metal accumulation and antioxidant responses in *Vaccinium myrtillus* L. leaves in polluted and non-polluted areas. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(7), 4920–4932.
- Kapoor D., Singh MP., Kaur S., Bhardwaj R., Zheng B., Sharma A, 2019.** Modulation of the Functional Components of Growth, Photosynthesis, and Anti-Oxidant Stress Markers in Cadmium Exposed *Brassica juncea* L. *Plants*, 8(8), 260.
- Kasim WA, 2007.** Physiological consequences of structural and ultra-structural changes induced by Zn stress in *Phaseolus vulgaris* L. Growth and photosynthetic apparatus. *Int J Bot*, 3,15-22.
- Kassenga GR., Pardue JH., Moe WM., Bowman KS., 2004.** Hydrogen Thresholds as Indicators of Dehalorespiration in Constructed Treatment Wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 38, 1024–1030.
- Kassenga GR., Pardue JH., Blair S., Ferraro T, 2003.** Treatment of chlorinated volatile organic compounds in upflow wetland mesocosms. *Ecol. Eng.* 19, 305–323.
- Kettab A., Mitiche R., Bennaçar N, 2008.** Water for a sustainable development: challenges and strategies. *Revue des sciences de l'eau*, 21(2), 247-256.
- Khalidi F, 2012.** Mécanismes d'action des polluants chimiques industriels (engrais et NOx) sur des bio-indicateurs de pollution (Mousses et Lichens). Thèse de doctorat d'état, Université d'Annaba, Algérie, 130p.
- Kleche M, 2013.** Utilisation des systèmes biologiques dans l'épuration des eaux usées cas de la région d'Annaba. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, Algérie, 95p.
- Kosalwat P., Knight AW, 1987a.** Chronic toxicity of copper to a partial life cycle of the midge *Chironomus decorus*. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.*, 16: 283-290.
- Kosalwat, P., Knight AW, 1987b.** Acute toxicity of aqueous and substrate-bound copper to the midge, *Chironomus decorus*. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.*, 16: 275-282.
- Kouame JK., Jourda JP., Deh SK., Djemin EK., SALEY MB., Anani AT., Biemi J, 2013.** Apport des méthodes mathématiques dans la délimitation des périmètres de protection autour des ouvrages de captage des eaux souterraines d'Abidjan (Côte d'Ivoire), *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 7(5),1987-2006.
- Kumari M., Tripathi BD, 2014.** Effect of aeration and mixed culture of *Eichhornia crassipes* and *Salvinia natans* on removal of wastewater pollutants. *Ecological Engineering*, 62, 48-53.
- 
- Laabassi A, 2016.** L'épuration des eaux usées par le système de lagunage à Macrophytes. Thèse de doctorat. Université Ferhat Abbas Sétif 1, pp : 52-57.
- Labar S., Djidel M., Benslimane F., Djemai R., Djabri L, 2014.** Approche physico-biochimique pour le contrôle de la pollution des eaux de surface dans l'extrême Nord-Est Algérien. *International Journal of Environment & Water*, 3(1), 52-60.

- Lakhili F., Benabdelhadi M., Bouderkha N., Lahrach H., Lahrach A, 2015.** Étude de la qualité physico-chimique et de la contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Beht (Maroc). *European Scientific Journal*, 11(11), 132-147.
- Lalami AEO., Zanibou A., Bekhti K. , Zerrouq F., Merzouki M, 2014.** Contrôle de la qualité microbiologique des eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Fès au Maroc (Microbiological Control wastewater domestic and industrial city of Fes Morocco). *J. Mater. Environ. Sci.* 5 (1), 2325-2332.
- Lamy Y, 2005.** La phytorestauration de l'eau ou l'utilisation des végétaux dans l'épuration des eaux usées et pluviales. *Bulletin d'étude semestriel n°2, U.C.O Bretagne Nord.*
- Langston WJ., Spence SK, 1995.** Biological factors involved in metal concentrations observed in aquatic organisms. In *Metal Speciation and Bioavailability in Aquatic Systems*. Tessier, A. & D.R. Turner [Eds.], Wiley, New York, pp: 407-478.
- Lavid N., Schwartz A., Yarden O., Tel-Or E, 2001.** The involvement of polyphenols and peroxidase activities in heavy-metal accumulation by epidermal glands of waterlily (Nymphaeaceae). *Planta*, 212, 323-331.
- Lekoui S, 2010.** Évaluation du risque lié aux sites pollués en milieu urbain et industriel (Annaba NE Algérien). *Mémoire de magister. Université d'Annaba, Algérie, 05p.*
- León AM., Palma JM., Corpas FJ., Gómez M., Romero-Puertas MC., Chatterjee D., Mateos RM., Del Río LA., Sandalio LM, 2002.** Antioxidative enzymes in cultivars of pepper plants with different sensitivity to cadmium. *Plant Physiol. Biochem.* 40, 813-820.
- Leppänen MT., Ristola T., Johnson J., Burton GA, 2006.** Applying adult emergence as an endpoint in a post-exposure laboratory test using two midge species (Diptera: Chironomidae). *Chemosphere*, 64: 1667-1674.
- Leynaud G, 1968.** Les pollutions thermiques, influence de la température sur la vie aquatique. *B.T.I. Ministère de l'agriculture*, pp: 224-881.
- Lgourna Z., Warner N., Bouchaou L., Boutaleb S., Tagma T., Hssaisoune M., Ettayfi N., Vengosh A, 2014.** Nitrate contamination of alluvial groundwater in the Ziz basin, southeastern Morocco. *Moroccan Journal of Chemistry*, 2(5), 447-451.
- Liber K., Goodfellow W., den Besten P., Clements W., Galloway A., Gerhardt A., Green A., Simpson S, 2007.** In situ-based effects measures: considerations for improving methods and approaches. *Integr Environ Assess Manag* 3(2): 246-258.
- Lin R., Wang W., Luo Y., Du W., Guo, H., Yin D, 2007.** Effects of soil cadmium on growth, oxidative stress and antioxidant system in wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.). *Chemosphere*, 69, 89-98.
- Louhi A., Hammadi A., Achouri M, 2012.** Determination of Some Heavy Metal Pollutants in Sediments of the Seybouse River in Annaba, Algeria. *Air, Soil and Water Research*, 5, 91-101.
- Lucisine P., Echevarria G., Sterckeman T., Vallance J., Rey P., Benizri E, 2014.** Effect of hyperaccumulating plant cover composition and rhizosphere-associated bacteria on the efficiency of nickel extraction from soil. *Applied Soil Ecology*, 81(0), 30-36.
- Luoma SN, 1983.** Bioavailability of trace metals to aquatic organisms: a review. *Sci. Total Environ.*, 28, 1-22.

M

- MacFarlane GR., Burchett MD, 2000.** Cellular distribution of Cu, Pb and Zn in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk) Vierh. *Aquatic Botany*; 68: 45-59.
- Macfarlane GR., Burchett MD, 2001.** Photosynthetic pigments and peroxidase activity as indicators of heavy metal stress in the Grey Mangrove *Avicennia marina* (Forsk.) Veirh. *Mar Pollut Bull*, 42, 233-240.
- Madden CP., Suter PJ., Nicholson BC., Austin AD, 1992.** Deformities in chironomid larvae as indicators of pollution (pesticide) stress. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 26(2-4), 551-557.
- Maier U., DeBiase C., Baeder-Bederski O., Bayer P, 2009.** Calibration of hydraulic parameters for large-scale vertical flow constructed wetlands. *J. Hydrol.* 369, 260–273.
- Maksymiec W., Krupa Z, 2006.** The effect of short-term exposition to Cd, excess Cu ions and jasmonate on oxidative stress appearing in *Arabidopsis thaliana*. *Environ. Exp. Bot.*, 57, 187-194.
- Mara D, 1991.** Cairncross S, Guide pour l'utilisation sans risques des eaux résiduaires et des excréta en agriculture et aquaculture, OMS–PNUE, Genève, Suisse, 154 p.
- Martinez EA., Moore BC., Schaumloffel J., Dasgupta N, 2002.** The potential association between menta deformities and trace elements in Chironomidae (Diptera) taken from a heavy metal contaminated river. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 42(3): 286-291.
- Martinez EA., Moore BC., Schaumloffel J., Dasgupta N, 2003.** Morphological abnormalities in *Chironomus tentans* exposed to cadmium and copper spiked sediments. *Ecotoxicol Environ Saf*, 55, 204-12.
- Matteo P, 2015.** Qualité biologique des eaux douces et impact des métaux lourds sur les populations et communautés de macroinvertébrés. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, France, 09 p.
- Mehanned S., Chahlaoui A., Zaid A., Samih M., Chahboune M, 2014.** Typology of the physico-chemical quality of the waters of the dam Sidi Chahed-Morocco. *J. Mater. Environ. Sci*, 5(5), 1633-1642.
- Meigen JW, 1803.** Versuch einer neuen Gattungseintheilung der europäischen zweiflügeligen Insekten. *Magazin für Insektenkunde*, 2, 259-281.
- Mekaoussi N, 2014.** Comportement des éléments chimiques dans les eaux de surface de Hammam Debagh (Est-Algérie). Mémoire de magister en Hydraulique, Université El Hadj Lakhdar Batna, Algérie, 70 p.
- Meksem L, 2007.** Etude des effets de deux fongicides: Le Flamenco SC et le Tilt 250 EC sur la physiologie, la croissance et le métabolisme énergétique des racines isolées de *Triticum durum* desf: variétés GTA dur et Vitron. Thèse de doctorat d'état en biologie végétale. Université d'Annaba, Algérie, 162 p.
- Mench M., Schwitzguebel JP., Schroeder P., Bert V., Gawronski S., Gupta S, 2009.** Assessment of successful experiments and limitations of phytotechnologies: contaminant uptake, detoxification and sequestration, and consequences for food safety. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 876-900.

- Meregalli G., Pluymers L., Ollevier F, 2001.** Induction of mouthpart deformities in *Chironomus riparius* larvae exposed to 4-n-nonylphenol. *Environ. Pollut.*, 111(2), 241-246.
- Meregalli G., Vermeulen AC., Ollevier F, 2000.** The use of chironomide deformation in an in situ test for sediment toxicity. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 47, 231-238.
- Messai N., Aouati A., Berchi S, 2016.** Impact of the surface water physico-chemical parameters on Culicidae (Diptera: Nematocera) of lakeside ecosystem "Sebkhet Ezzemoul" (Oum El Bouaghi -Algeria). *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 4(3), 391-398.
- Mhamdi A., Queval G., Chaouch S., Vanderauwera S., Van Breusegem F., Noctor G, 2010.** Catalase function in plants: a focus on Arabidopsis mutants as stress-mimic models. *Journal of Experimental Botany*, 61, 4197-4220.
- Millar AH., Mittova V., Kiddle G., Heazlewood JL., Bartoli CG., Theodoulou FL., Foyer CH, 2003.** Control of ascorbate synthesis by respiration and its implications for stress responses. *Plant Physiol.* 133, 443–447.
- Mimeche L, 2014 .** Etude de faisabilité de l’installation de station d’épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride -Application à la région de Biskra. Thèse de doctorat, Université Mohamed Khider Biskra, Algérie, 01 p.
- Mimeche L., Debabeche M., Seghairi N., Benameur N, 2016.** Possibilité d’élimination des polluants des eaux usées urbains sous climat aride par filtre plante du *Cyperus papyrus*. *Courrier du Savoir*, 21, 61-66.
- Mishra GS., Mitra A., Banerjee R., Ghangrekar MM, 2013.** Comparative pretreatment method for efficient enzymatic hydrolysis of *Salvinia cucullata* and sewage treatment in ponds containing this biomass. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16, 1787-1794.
- Mishra S., Srivastava S., Tripathi RD., Govindarajan R., Kuriakose SV., Prasad MNV, 2006.** Phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monnieri* L. *Plant Physiol. Bioch.* 44, 25-37.
- Mitsch WJ., Jørgensen SE, 2004.** *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*. John Wiley & Sons, Inc., New York, 411p.
- Mittler R, 2002.** Oxidative stress, antioxidants and stress tolerance. *Trends Plant Sci*, 7, 405-410.
- Molle P., Liénard A., Boutin C., Merlin G., Iwema A, 2004.** Traitement des eaux usées domestiques par marais artificiels : état de l’art et performances des filtres plantés de roseaux en France. *Ingénieries-EAT*, numéro special, 23-32.
- Mounjid J., Cohen N., Fadlaoui S., Belhouari A., Oubraim S, 2014.** Contribution à l’évaluation de la qualité physico-chimique du cours d’eau merzeg (Périurbain de Casablanca, Maroc). *Larhyss Journal*, 18, 31-51.
- MRE, 2001.** Direction des études et des aménagements hydrauliques, les ressources en eau d’Algérie. Alger, Algérie. 72 p.
- Munaron, D., Hubert, M., Gonzalez, J.L., Tapie, N., Budzinski, H., Guyomarch, J., Andral, B., 2013.** PEPS LAG : Projet échantillonneurs passifs pour la surveillance de la

contamination chimique des lagunes méditerranéennes. Rapport Ifremer RST/LER/LR 13-01, 79 p.

**Munger C., Rare L, 1997.** Relative importance of water and food as cadmium sources to an aquatic insect (*Chaoborus punctipennis*): implications for predicting cadmium bioaccumulation in nature. *Environ. Sci. Technol.*, 31(3): 891-895.

### N

**Nadgórska-Socha A., Kafel A., Gospodarek J, 2008.** Heavy metals in leaves and physiological of *Philadelphus coronarius* L. in urban and unpolluted areas. *Scripra Facultatis Naturalium Univ Ostraviensis*, 186, 278-284.

**Naira ML., Rowaida SA., Sahar AE., Amro H, 2016.** In situ morphological abnormalities in the mouthparts of *Chironomus transvaalensis* (nonbiting midges) stressing their role as bioindicators, *Journal of Entomology and Zoology Studies*, 4(4), 1299-1305.

**Nazar R., Iqbal N., Masood A., Khan M., Syeed S., Khan NA, 2012.** Cadmium toxicity in plants and role of mineral nutrients in its alleviation. *Am. J. Plant Sci*, 3, 1476.

**Nazari M., Zarinkamar F., Soltani BM, 2017.** Physiological, biochemical and molecular responses of *Mentha aquatica* L. to manganese. *Plant Physiology and Biochemistry*, 120, 202-212.

**Nazarova LB., Riss HW., Kahlheber A., Werding B, 2004.** Some Observations of Buccal Deformities in Chironomid Larvae (Diptera: Chironomidae) from the Ciénaga Grande De Santa Marta, Columbia. *Caldasia*, 26(1), 275-290.

**Niang J, 1996.** Gestion des déchets urbains, l'utilisation des eaux usées brutes dans l'agriculture urbaine au Sénégal : bilan et perspectives,.

**Noctor G., 2002.** Drought and Oxidative Load in the Leaves of C3 Plants: a Predominant Role for Photorespiration? *Annals of Botany*, 89, 841-850.

**Noctor G., Foyer CH, 1998.** Ascorbate and glutathione: keeping active oxygen under control. *Annu. Rev. Plant Biol.* 49, 249-279.

**Noctor G., Gomez L., Vanacker H., Foyer CH, 2002.** Interactions between biosynthesis, compartmentation and transport in the control of glutathione homeostasis and signalling. *J. Exp. Bot.* 53, 1283-1304.

### O

**Ochieng H., Steveninck ED., Wanda FM, 2008.** Mouth part deformities in chironomidae (Diptera) as indicators of heavy metal pollution in Northern Lake Victoria, Uganda Afr. *J. Aquat. Sci.* 33(2), 135-142.

**Odume ON., Muller WJ., Palmer CG., Arimoro FO, 2012.** Mouth deformities in Chironomidae communities as indicators of anthropogenic impacts in Swartkops River. *Phys. Chem. Earth*, 50, 140-148.

**Odume ON., Palmer CG., Arimoro FO., Mensaha PK, 2016.** Chironomid assemblage structure and morphological response to pollution in an effluent-impacted river, Eastern Cape, South Africa. *Ecological Indicators*, 67, 391-402.

**Omo-Irabor OO., Olobaniyi SB., Oduyemi K., Akunna J, 2008.** Surface and groundwater water quality assessment using multivariate analytical methods: a case study of the

- Western Niger Delta, Nigeria. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 33, 666-673.
- OMS, 1989.** Organisation mondiale de la santé. Rapport d'un groupe scientifique de l'OMS. Genève, série 778.
- OMS, 2006.** Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Waste-water Use in Agriculture, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS, 2006a.** Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater, Volume 2: Wastewater Use in Agriculture, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS, 2006b.** Guidelines for Drinking-Water Quality (ressource électronique), incorporating first addendum, vol. 1, Recommendations, 3<sup>ème</sup> édition, Genève, Organisation mondiale de la santé.
- OMS, 2013.** Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, Volume 2, chapitre 8, p 125.
- Ounoki S., Achour S., 2014.** Evaluation de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux usées brutes et épurées de la ville d'Ouargla. Possibilité de leur valorisation en irrigation. *Larhyss Journal*, 20, 247-258.
- P**
- Pal R., Rai JP, 2010.** Phytochelatins: peptides involved in heavy metal detoxification. *Appl Biochem Biotechnol* 160, 945-963.
- Pay D., Scott AC., Liqa RS., Mark R., Akiça B, 2011.** L'irrigation avec des eaux usées et la santé : évaluer et atténuer les risques dans les pays à faible revenu, Quebec, 251 p.
- Peltier JB., Ytterberg AJ., Sun Q., Van Wijk KJ, 2004.** New functions of the thylakoid membrane proteome of *Arabidopsis thaliana* revealed by a simple, fast, and versatile fractionation strategy. *J. Biol. Chem.* 279, 49367-49383.
- Péry ARR, 2006.** L'écotoxicologie revisitée par la modélisation de la dynamique énergétique. Habilitation à diriger les recherches, Université Claude Bernard Lyon 1. 105 p.
- Petit ME, 2017.** Pérennité, fonctionnalité, efficacité d'une Zone Humide Artificielle (ZHA) en milieu méditerranéen : un nouvel écosystème au service du traitement secondaire des effluents industriels. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille, France, 18 p.
- Petrovic M., Ginebreda A., Acuña V., Batalla RJ., Elosegi A., Guasch H., López de Alda M., Marcé R., Muñoz I., Navarro-Ortega A., Navarro E., Vericat D., Sabater S., Barceló D, 2011.** Combined scenarios of chemical and ecological quality under water scarcity in Mediterranean rivers. *Trends Anal. Chem.* 30 (8), 1269-1278.
- Pezeshki SR., 2001.** Wetland plant responses to soil flooding. *Env. Exp. Bot.*, 46, 299–312.
- Pilon-Smits E, 2005.** Phytoremediation. *Annu Rev Plant Biol*, 56, 15-39.
- Pinta M., Baudin G., Bourdon R, 1980.** Atomic Absorption Spectrophotometry .Tome 1.General Issue 2<sup>nd</sup> Ed.Masson O.R.S.T.O.M: 259 p.
- Playle RC., Dixon DG., Burnison K, 1993.** Copper and cadmium binding to fish gills: modification by dissolved organic carbon and synthetic ligands. *Can. J. Fish. Aquat. Sei.*, 50: 2667-2677.

- Pongrac P., Zhao FJ., Razinger J., Zrimec A., Regvar M, 2009.** Physiological responses to Cd and Zn in two Cd/Zn hyperaccumulating *Thlaspi* species. *Environ Exp Bot* 66:479–486.
- Ponton DE., Hare L, 2009.** Assessment of nickel contamination in lakes using the phantom midge *Chaoborus* as a biomonitor. *Environmental Science and Technology*, 43(17):6529-6534.
- Ponton DE., Hare L, 2013.** Relating selenium concentrations in a planktivore to selenium speciation in lakewater. *Environmental Pollution* 176:254-260.
- Pride RE., Nohrstedt S., Benefield LD, 1990.** Utilization of created wetlands upgrade small municipal wastewater treatment systems. *Water, Air and Soil Pollution*, 50, 371-385.
- Proulx I, 2014.** Évaluation du potentiel d'utiliser les larves de *Chironomus* (diptera, chironomidae) comme biomoniteurs de la biodisponibilité des éléments traces dans les sédiments. Thèse en sciences de l'eau. Université du Québec, Canada, p 08.
- Proulx I., Hare L, 2012.** Mesures des concentrations en éléments traces dans des sédiments et des invertébrés benthiques afin d'estimer leur biodisponibilité près des sites miniers dans la région d'Oujé-Bougoumou. *Rapport de recherche (R1195)* (INRS Eau Terre Environnement, Québec (Canada)), 53 p.
- Prüss-Ustün A., Corvalan C, 2006.** Preventing Disease Through Healthy Environments, Towards an Estimate of the Environmental Burden of Disease, Genève, OMS, 16 p.

## R

- Radić S., Stipaničev DD., Cvjetko P., Marijnović-Rajčić M., Širac S., Pevalek-Kozlina B., Pavlica M, 2011.** Duckweed *Lemna minor* as a tool for testing toxicity and genotoxicity of surface waters. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74, 182-187.
- Ramel F., Sulmon C., Cabello-Hurtado F., Taconnat L., Martin-Magniette ML., Renou JP., El Amrani A., Couée I., Gouesbet G, 2007.** Genome-wide interacting effects of sucrose and herbicide-mediated stress in *Arabidopsis thaliana*: novel insights into atrazine toxicity and sucrose-induced tolerance. *BMC Genomics*, 8, 450.
- Reddy K., Patrick W., Lindau C, 1989.** Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnology and Oceanography*, 34, 1004-1013.
- Reddy KR., Debusk W F., 1987.** Nutrient storage capabilities of aquatic and wetlands plants. *Aquatic plants for water treatment and resource recovery*. Orlando. Mangnolia Publishing Inc. Orlando, FL, 337-353.
- Reggam A., Bouchelaghem H., Houhamdi M, 2015.** Qualité Physico-chimique des eaux de l'oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie): caractérisation et Analyse en Composantes Principales. *Mater. Environ. Sci*, 6(5), 1417-1425.
- Rentel M., Knight MR, 2004.** Oxidative stress-induced calcium signaling in *Arabidopsis*. *Plant Physiol.* 135; 1471-1479.
- Requejo R., Tena M, 2012.** Influence of glutathione chemical effectors in the response of maize to arsenic exposure. *J. Plant Physiol.* 169, 649-656.

- Ribera D., Labrot F., Tisnerat G., Narbonne JF, 1996.** Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 146, 53-89.
- Riether KB, 2001.** Développement d'un biocapteur bactérien pour la détection de métaux lourds. Thèse de doctorat en Biologie : Biotechnologie Environnementale, Université de Lorraine, France, 08 p.
- Rigaud S., Di Giorgio C., Radakovitch O., Garnier JM., De Méo M, 2012.** Genotoxicity of sediment extracts of the Berre lagoon (France). *Chemosphere* , 88, 937-944.
- Rodier J, 2009.** L'analyse de l'eau. 9ème édition. Dunod. Paris, 1526p.
- Rollin C., Quiot F, 2006.** Eléments traces métalliques : Guide méthodologique, Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. INERIS, Rapport INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a, 138 p.
- Roulier JL., Tusseau-Vuillemin MH., Coquery M., Geffard O., Garric J, 2008.** Measurement of dynamic mobilization of trace metals in sediments using DGT and comparison with bioaccumulation in *Chironomus riparius*: First results of an experimental study. *Chemosphere*, 70, 925-932.

### S

- Saghir J., Schiffer M., Woldu M, 2000.** Urban water and sanitation in the Middle East and North Africa: the way forward. The world Bank, MENA Infrastructure Development Group, 24 p.
- Saidam Y, 2005.** A regional overview of wastewater management and reuse in the Eastern Mediterranean Region. WHO-EM/CEH/139/E, WHO/CEHA, 67 p.
- Sandalio LM., Dalurzo HC., Gómez M., Romero-Puertas MC., Del Río LA, 2001.** Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *J Exp Bot* 52(364), 2115–2126.
- Scholz RW., Graham KS., Gumprich E., Reddy CC, 1989.** Mechanism of interaction of vitamin E and glutathione in the protection against membrane lipid peroxidation. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 570, 514–7.
- Servais S., 2004.** Altération mitochondriale et stress oxydant pulmonaire en réponse à l'ozone : effet de l'âge et d'une supplémentation en oméga-3. Thèse de doctorat de l'université Claude Bernard, Lyon 1, pp : 17-40.
- Shacter E., Willians JA., Lim M., Levine RL, 1994.** Differential susceptibility of plasma proteins to oxidative modification : Examination by western blot immunoassay. *Free Rad Bio Med.* 17, 429-437.
- Shaker AA, 2016.** Impact des éléments trace métalliques sur le milieu et apport de la cytométrie en flux dans l'étude du fonctionnement des lagunes de la décharge d'Étueffont (territoire de Belfort, France).Thèse de doctorat, Université Bourgogne, Franche-Comté, 268 p.
- Shao H., Chu L., Shao M., Jaleel CA., Hong-mei M, 2008.** Higher plant antioxidants and redox signalling under environmental stresses. *Comptes Rendus Biologies*, 331, 433-441.

- Sharma P., Dubey RS, 2004.** Ascorbate peroxidase from rice seedlings: properties of enzyme isoforms, effects of stresses and protective roles of osmolytes. *Plant Science*, 167, 541-550.
- Sharma P., Jha AB., Dubey RS., Pessaraki M, 2012.** Reactive Oxygen Species, Oxidative Damage, and Antioxidative Defense Mechanism in Plants under Stressful Conditions. *Journal of Botany*, 1–26.
- Sheikh B., Cooper RC., Israel KE, 1999.** Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops: a case study. *Water Science and Technology*, 40(4-5)261-267.
- Shivakumar CK., Thippeswamy B., Tejaswikumar MV., Prashanthakumar SM, 2014.** Bioaccumulation of heavy metals and its effect on organs of edible fishes located in Bhandra River, Karnatka. *Int. J. Res. Fish. Aquac*, 4 (2), 90-98.
- Sibley PK., Benoit DA., Balcer MD., Phipps GL., West CW., Hoke RA., Ankley GT, 1999.** In situ bioassay chamber for assessment of sediment toxicity and bioaccumulation using benthic invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 2325–2336.
- Simkiss K., Taylor MG, 1995.** *Transport of metals* across membranes. In: Tessier A, Turner DR (eds) *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. John Wiley & Sons, Chichester, 1-44.
- Simkiss K., Taylor MG, 1989.** Metal fluxes across membranes of aquatic organisms. *Reviews in Aquatic Sciences*, 1, 173-188.
- Singh D., Gupta R., Tiwari A, 2011.** Phytoremediation of Lead From Wastewater Using Aquatic Plants. *International Journal of Biomedical Research*, 124 2(1), 1-11.
- Smirnoff N., 2000.** Ascorbate biosynthesis and function in photoprotection. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 355, 1455-1464.
- Soares S., Cativa I., Moreira-Santos M., Soares AMVM., Ribeiro R, 2005.** A shortterm sublethal in situ sediment assay with *Chironomus riparius* based on postexposure feeding. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 49: 163-172.
- Souiki L, 2008.** Caractérisations biochimiques et microbiologiques des eaux usées de la ville de Biskra et purification par le procédé biologique Phragmifiltre. Thèse de Doctorat, Université d'Annaba, Algérie, 174p.
- Souiki L., Rouabhi R., Berrebbah H., Djebbar MR, 2008.** Survey of physico-chemical quality of the wastewaters of Biskra city rejected in Chaabat Roba, Messdour and wadi Z'ommor (Algeria). *African J. Environmental Science and Technologie*, 2(8), 231-238.
- Spencer KL., MacLeod CL, 2002.** Distribution and partitioning of heavy metals in estuarine sediment cores and implications for the use of sediment quality standards. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6 (6), 989-998.
- Sprovieri M., Feo ML., Prevedello ML., Manta DS., Sammartino S., Tamburrino S., Marsella E, 2007.** Heavy metals, HAPs and PCB in surface sediments of the Naples harbor (Southern Italy). *Chemosphere*; 67: 998-1009.
- Stephenson M., Madcie GL, 1989.** A laboratory study of the effects of waterborne cadmium, calcium, and carbonate cocentrations on cadmium concentrations in *Hyalrella 02Jeca* (Crustacea: Amphipoda). *Aquat. Toxicol.*, 15: 53-62.

- Stottmeister U., Wießner A., Kusch P., Kappelmeyer U., Kästner M., Bederski O., Müller RA., Moormann H, 2003.** Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Adv*, 22, 93–117.
- Strenzke K., 1959.** Revisin der gattung *Chironomus* Meig. 1. Die Images von 15 norddeutschen arten und unterarten. *Archiv für Hydrobiologie* 56, 1–42.
- Sunda WG., Engel DW., Thuotte RM, 1978.** Effect of chemical speciation on toxicity of cadmium to grass shrimp, *Palaemonetes pugio*: Importance of free cadmium ion. *Environ. Sei. Technol.*, 12: 409-413.
- Susarla S., Medina VF., McCutcheon SC, 2002.** Phytoremediation : an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecol. Eng.* 18, 647-658.
- Suwasa K and Wanida D., 2011.** Domestic wastewater treatment by a constructed wetland system planted with rice Water science et technologies 2376-2380 Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 39, 754-781.
- 1**
- Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P, 2000.** Invertébrés d'eau douce systématique, biologie, écologie. CNRS Editions. 377 p.
- Tamrabet, 2011.** Contribution a l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage. Thèse de doctorat, Université de Hadj Lakhdar Batna, Algérie, 11p.
- Tatar SY., Obek E., Cıkçıkoglu Yildirim N, 2017.** Antioxidant Response in Duckweed After Exposure to Secondary Effluent from Municipal Wastewater Treatment Plant, Elazığ, Turkey. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 99(3), 399-404.
- Thani I., Prommi T O., 2017.** Mentum Deformities in Chironomidae (Diptera, Insecta) as Indicator of Environmental Perturbation in Freshwater Habitats. *Jordan Journal of Biological Sciences*, 10 (4), 229-233.
- Thomas O, 1995.** Analyse microbiologique dans «Métrologie des eaux résiduaires». Ed. cebedoc, 125-139.
- Thurston JA., Gerba CP., Foster KE., Karpiscak MM, 2001.** Fate of indicator microorganisms, Giardia and cryptosporidium in subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, 35, 1547-1551.
- Tilley E., Ulrich L., Lüthi C., Reymond P., Zurbrügg C, 2014.** Compendium of Sanitation Systems and Technologies. 2<sup>nd</sup> revised Edition, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (EAWAG), Duebendorf, Switzerland, 114 p.
- Tipping, E., 1994.** WHAM-A chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments and soils incorporating a discrete siteelectrostatic model of ion-binding by humic substances. *Comp. Geosci.*, 20: 973-1023.
- Tlidjen S, 2014.** Impact de xénobiotiques, sur une végétation aquatique épuratrice des eaux usées : biométrie, aspect biochimique, enzymatique, métabolisme énergétique et cytotoxicité. Thèse de doctorat, Université d'Annaba, Algérie, 143p.
- Truu M., Juhanson J., Truu J, 2009.** Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 407(13), 3958–3971.

**Tucker AO., Naczi RFC, 2007.** Mentha: an overview of its classification and relationships. In: Mint the Genus Mentha. Edit., B.M. Lawrence, CRC Press, Boca Raton, FL, pp:1-39.

### U

**UNEP/FAO/IAEA/IOC, 1984.** Determination of Total Cadmium, Zinc, Lead and Copper in Selected Marine Organisms by Flameless Atomic Absorption Spectrophotometry. Ref. Meth. Mar. Poll. Stud. No. 11 Rev. 1, 21 p.

**Urien N, 2015.** Modélisation de la bioaccumulation des métaux par voie dissoute chez le genre Gammarus : influence des facteurs environnementaux et de l'histoire de vie des organismes. Thèse de doctorat, Université Lyon1, France, 13 p.

**USEPA, 2000.** Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates. Office of Research and Development, Mid-continent Ecology Division, U.S. EPA, EPA/600/R-94/024, Duluth, Minnesota 55804.

### V

**Vacca G., Wand H., Nikolausz M., Kusch P., Kastner M, 2005.** Effect of plants and filter materials on bacteria removal pilot-scale constructed wetlands. Water Res. 39, 1361-373.

**Valavanidis A., Vlahogianni T., Dassenakis M., Scoulios M, 2006.** Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. Ecotoxicol. Environ. Saf. 64, 178–189.

**Vergon JP., Bourgeois C, 1993.** Diptera Chironomids (aquatic larvae). General Characteristics -Subfamilies and Tribes, Monthly Bulletin of the Linnean Society of Lyon, French Association of Limnology, 132 p. en français

**Verma S., Dubey RS, 2003.** Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. Plant Sci. 164, 645-655.

**Vermeulen A., Liberloo C., Dumont GP., Ollevier F., Goddeeris BR, 2000.** Exposure of *Chironimus riparius* larvae (Diptera) to lead, mercury, and  $\beta$ -sitosterol: effects on mouthpart deformation and moulting. Chemosphere 41:1581-1591.

**Vermeulen AC, 1995.** Elaborating Chironomid deformities as bioindicators of toxic sediment stress: the potential application of mixture toxicity concept. Acta Zoologica Fennica, 32, 265-285.

**Vermeulen AC., Dall PC., Lindegaard C., Ollevier F., Goddeeris B, 1988.** Improving the methodology of chironomid deformation analysis for sediment toxicity assessment: a case study in three Danish lowland streams. Archiv für Hydrobiologie 144 (1): 103-125.

**Vymazal J, 2005.** Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. Ecological Engineering, 25, 478-490.

**Vymazal J, 2009.** The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. Ecological Engineering, 35, 1-17.

W

- W.H.O. 1987**, Global pollution and health results of related environmental monitoring Global Environment Monitoring system, WHO, UNEP.
- Wand H., Vacca G., Kuschk P., Kruger M., Kastner M, 2007.** Removal of bacteria by filtration in planted and non-planted sand columns. *Water Res.* 41, 159-167.
- Warwick WF, 1980.** Pasqua Lake, Southeastern Saskatchewan: a preliminary assessment of trophic status and contamination based on Chironomidae (Diptera). In Murray D. A. (ed.), *Chironomidae: Ecology, Systematics, Cytology and Physiology*. Pergamon Press, Oxford, 255-267.
- Watts MM., Pascoe D, 2000.** A comparative study of *Chironomus riparius* Meigen and *Chironomus tentans Fabricius* (Diptera: Chironomidae) in aquatic toxicity tests. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 299-306.
- Weckbecker G., Cory JG, 1988.** Ribonucleotide reductase activity and growth of glutathion-depleted mouse leukemia L 1210 cells in vitro. *Cancer Letter.* 40: 257-264.
- Wiederholm, T. 1983.** Chironomidae of the holarctic region. Keys and diagnoses. Vol. 1. Larvae., T. Wiederholm Ed. 457 p.
- Wiklund, C., 1977.** Why do males emerge before females? A hypothesis to explain the incidence of protandry in butterflies. *Oecologia* 31, 153–158.
- Willekens H., Inzé D., Van Montagu M., Van Camp W, 1995.** Catalases in plants. *Molecular Breeding*, 1, 207-228.
- Williams RJP, 1981.** Physico-chemical aspects of inorganic element transfer through membranes. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 294: 57-74.
- Wolverton BC, 1987.** Aquatic plants for wastewater treatment: An overview. In: Aquatic plants for water treatment and Resource recovery, Magnolia, pp: 3-16.
- Wood A, 1990.** Constructed wetlands for wastewater treatment-Engineering and design considerations. 481-494 dans *Constructed wetlands in water pollution control*. Editeurs: P.F. Cooper et B. C. Find later. Pergamon Press. Oxford, 605 p.
- Wright DA., 1977.** The effect of calcium on cadmium uptake by the shore crab *Carcinus maenas*. *J. & p. Biol.*, 67: 163-173.

Y

- Yalcuk, A., Ugurlu, A, 2009.** Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresour Technol* 100, 2521-2526.
- Yalcuk, A., Ugurlu, A, 2009.** Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresour Technol*, 100, 2521-2526.
- Yan ND., Mackie GL., Dillon PG, 1990.** Cadmium concentrations of crustacean zooplankton of acidified and nonacidified Canadian shield lakes. *Environ. Sci. Technol.*, 24: 1367-1372.
- Yang T., Poovaiah BW, 2002.** Hydrogen peroxide homeostasis: Activation of plant catalase by calcium/calmoduline. *PNAS*, 6, 4097-4102.

**Yang XE., Long XX., Ye HB., He ZL., Calvert DV., Stoffella PJ, 2004.** Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance). *Plant Soil*, 259, pp. 181-189.



**Zerguine BK, 2010.** Contribution à l'étude des Chironomidae (Diptera, Insecta) des mares temporaires de la Numidie Orientale. Aspect de Biologie, Ecologie et Systématique, thèse de doctorat .Université d'Annaba, Algérie, 138 p.

**Zhang BY., Zheng JS., SharpRG, 2010.** Phytoremediation in Engineered Wetlands: Mechanisms and Applications. *Procedia Environ Sci* 2, 1315-1325.

**Zhang CH., Ge Y, 2008.** Response of glutathione and glutathione S-transferase in rice seedlings exposed to cadmium stress. *Rice Sci.* 15, 73-76.

**Zhang T., Lu Q., Su C., Yang Y., Hu D., Xu Q, 2017.** Mercury induced oxidative stress, DNA damage, and activation of antioxidative system and Hsp70 induction in duckweed ( *Lemna minor* ). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 143, 46–56.

**Zhang Y., Liu J., Zhou Y., Gong T., Wang J., Ge Y, 2013.** Enhanced phytoremediation of mixed heavy metal (mercury)–organic pollutants (trichloroethylene) with transgenic alfalfa co-expressing glutathione S-transferase and human P450 2E1. *Journal of Hazardous Materials*, 260, 1100–1107.

**Zouainia S, 2017.** Evaluation de la toxicité de deux métaux lourds (Cadmium et Zinc) sur le métabolisme énergétique (Respiratoire et Photosynthétique) d'une plante aquatique « *Elodea canadensis* ». Thèse de doctorat, Université d'Annaba, Algérie, 100 p.

**Zurita F., de Anda J., Belmont MA, 2006.** Performance of laboratory-scale wetlands planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater: *Water Quality Research Journal of Canada*, 41 (4): 410-417.



***NNEXES***

Annexe 1 : Tableau normes des eaux destinées

| Paramètres                         | Unité                 | Normes   |             |                |
|------------------------------------|-----------------------|--|-------------|----------------|
|                                    |                       | FAO* (1985)  | OMS**(1989) | JORA (2012)    |
| <b>pH</b>                          |                       | 6,5-8,4*   |             | 6,5-8,5        |
| <b>CE</b>                          | ds/m                  | <0,7 * Aucune restriction<br>0,7 – 3,0 * restriction légère à modérée<br>> 3,0 * Forte restriction |             | 3              |
| <b>MES</b>                         | mg/l                  | < 30**   |             | 30             |
| <b>DCO</b>                         | mg O <sub>2</sub> / l | < 40 **  |             | 90             |
| <b>DBO<sub>5</sub></b>             | mg O <sub>2</sub> / l | < 10 **  |             | 30             |
| <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>  | mg/l                  | 50 **  |             | 30             |
| <b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>  | mg/l                  | < 1 **   |             | Non disponible |
| <b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>  | mg/l                  | < 2 **   |             | Non disponible |
| <b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b> | mg/l                  | < 0,94 **  |             | Non disponible |
| <b>SAR</b>                         | meq/l                 | < 3* Aucune restriction<br>3-9* restriction légère à modérée<br>> 9* Forte restriction             |             | Non disponible |
| <b>Coliformes totaux</b>           | UFC/100ml             | Non disponible   |             | Non disponible |
| <b>Streptocoque fécaux</b>         | UFC/100ml             | 1000 **  |             | Non disponible |
| <b>Salmonelles</b>                 | UFC/ 1L               | Absence **   |             | Non disponible |

**Annexe 2 : Limites de quantifications des métaux lourds dosés dans les différents compartiments étudiés (eau, sédiment et larves de Chironomidae)**

|                        | <b>Pb</b> | <b>Cd</b> | <b>Fe</b> | <b>Mn</b> | <b>Al</b> |
|------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| <b>Eau (mg/l)</b>      | 0,001     | 0,003     | 0,002     | 0,001     | 0,005     |
| <b>Sédiment (mg/l)</b> | 0,02      | 0,05      | /         | /         | /         |
| <b>Larves (mg/l)</b>   | 0,02      | 0,05      | /         | /         | /         |