

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE



CENTRE UNIVERSITAIRE SALHI AHMED -NAAMA-



Institut des Sciences et Technologies

Département des Sciences de la Nature et de la Vie

**MEMOIRE**

Présenté en vue de l'obtention du Diplôme de

Master Académique en Sciences Biologiques

Spécialité« Microbiologie Appliquée »

**Thème**

---

Mise en évidence du pouvoir épurateur de quelques plantes

en zones semi-arides – cas de la wilaya de Naama-

---

Présenté par :

*Mr. Saber Zakarya*

Soutenu le.....devant le jury :

*Mr. GHERIB Mohamed*

Maitre de conférences 'A'

Président

*Mr. AMROUCHE Abdel-ilah*

Professeur

Encadreur

*Mr. DERDOUR Abdessamad*

Maitre de conférences 'B'

Examineur

Année Universitaire : 2019-2020

## ***Remerciements***

Avant tout propos, nos remerciements infinis sont adressés à Dieu le tout puissant et miséricordieux de nous 'avoir donné la force et le courage de mener ce travail à terme.

A notre promoteur : Mr. Amrouche Abdelilah., Professeur au CUN, qui a dirigé ce travail avec une grande rigueur scientifique, pour sa bien vaillance, son aide moral et sa disponibilité pendant toute la période du travail. Nos profondes reconnaissances pour vos encouragements, votre patience et vos conseils.

A Mr. Gherib Mohamed., Maitre de conférences (A) au CUN, pour nous avoir fait l'honneur de présider le jury, qu'il trouve ici l'expression de nos respectueuses reconnaissances.

Nous adressons également nos remerciements à Mr. Derdour Abdessamad., Maitre de conférences (A) au CUN, pour nous avoir fait l'honneur de juger notre travail.

Nous remercions aussi tout le staff de la station d'épuration de Ain-Sefra qui nous a accueillis et ouvert ses portes pour réaliser se travaille.

Merci pour toute aide, des ingénieurs de laboratoire de microbiologie du CUN.

## *Dédicaces*

A ceux qui ont investis en moi pour être ce que je suis aujourd'hui et ce que je serai demain.

A la mémoire de mon grand père, Saber Said. Pour toujours avoir cru que je serai destiné à faire de grandes choses depuis mon jeune âge.

A mon père, Saber Mustapha. Pour avoir fait de moi l'homme que je suis avec les principes que j'ai.

A ma mère, Ait-mouffok Saida. Pour toujours avoir été à mes côtés et m'avoir soutenu.

A mon oncle, Saber Youcef. Pour m'avoir guidé et conseillé durant toutes ces années.

## Résumé

L'objectif de cette étude est la mise en évidence et l'évaluation du pouvoir de phyto-épuration sur les eaux usées dans le climat semi-aride de la wilaya de Naama de deux espèces de macrophytes émergentes, *Phragmites australis* et *Arundo donax*, que nous avons sélectionné. La dite épuration sera fait par le biais de filtres plantés à écoulement vertical où les deux plantes ont été planté séparément. Les résultats issues des études utilisées montrent une efficacité remarquable pour le roseau commun, qui a atteint un rendement épuratoire de 75,69% DCO, 75% DBO<sub>5</sub>, 95% MES, 68% ammonium, 62% nitrate et 59% phosphore et avec une élimination des germes pathogènes dépassant 97%. Résultant à un rendement épuratoire très satisfaisant et répond aux normes algériennes d'irrigation. Tandis que la canne de provence c'est montré moins performante sur les paramètres physico-chimiques avec un rendement épuratoire de 48,46% DCO, 40,05% DBO<sub>5</sub>, 50% MES, 55,26% ammonium et une augmentation des nitrates résultants à une non-conformité aux normes appliquées en Algérie. Cependant, le rendement sur les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux a atteint 100% ce qui rend l'*Arundo donax* une plante parfaite contre la flore bactérienne pathogène.

**Mots-clés :** phyto-épuration, eaux usées, climat semi-aride, *Phragmites australis*, *Arundo donax*.

## **Abstract**

The objective of this study is to highlight and evaluate the power of phyto-purification on wastewater in the semi-arid climate of the wilaya of Naama of two species of emerging macrophytes, *Phragmites australis* and *Arundo donax*, which we selected. The said purification will be done through planted filters with vertical flow where the two plants have been planted separately. The results from the studies used show remarkable efficiency for the common reed, which has achieved a purification yield of 75.69% COD, 75% BOD<sub>5</sub>, 95% MES, 68% ammonium, 62% nitrate and 59% phosphorus and with an elimination of pathogens exceeding 97%. Resulting in a very satisfactory purification yield and meets Algerian irrigation standards. While the giant reed is shown to be less efficient on the physico-chemical parameters with a purification yield of 48.46% COD, 40.05% BOD, 50% MES, 55.26% ammonium and an increase in nitrates resulting in a non-compliance with applied standards in Algeria. However, the yield on faecal coliforms and faecal streptococci reached 100% which makes *Arundo donax* a perfect plant against pathogenic bacterial flora.

**Keywords :** phyto-purification, wastewater, semi-arid climate, *Phragmites australis*, *Arundo donax*.

## الملخص

الهدف من هذه الدراسة هو إبراز وتقييم قوة التنقية النباتية على مياه الصرف الصحي في المناخ شبه الجاف لولاية النعامة لنوعين من النباتات الكبيرة الناشئة، (*Phragmites australis*) و(*Arundo donax*). سيتم إجراء التنقية المذكورة عن طريق مرشحات مزروعة بتدفق رأسي حيث تم زرع النباتين بشكل منفصل. أظهرت نتائج الدراسات المستخدمة كفاءة ملحوظة للقصب الشائع الذي حقق محصول تنقية  $75.69\%$  DCO،  $75\%$  BOD<sub>5</sub>،  $95\%$  MES،  $68\%$  أمونيوم،  $62\%$  نترات و  $59\%$  فوسفور ومع القضاء على الجراثيم المسببة للأمراض بنسبة تزيد عن  $97\%$ . ينتج عنه محصول تنقية مرضي للغاية و يلبي معايير الري الجزائرية. بينما تبين أن قصب بروفانس أقل كفاءة في المعايير الفيزيائية والكيميائية مع ناتج تنقية قدره  $48.46\%$  COD،  $40.05\%$  BOD<sub>5</sub>،  $50\%$  MES،  $55.26\%$  أمونيوم وزيادة في النترات، الناتج عن ذلك عدم الامتثال للمعايير المطبقة في الجزائر. ومع ذلك، بلغ العائد على القولونيات البرازية والمكورات العقدية البرازية  $100\%$  مما يجعل (*Arundo donax*) نباتًا مثاليًا ضد البكتيريا المسببة للأمراض.

**الكلمات المفتاحية:** التنقية النباتية، مياه الصرف الصحي، المناخ شبه الجاف، (*Phragmites australis*)، (*Arundo donax*).

## Liste des tableaux :

<b>Tableau I.1.</b> <i>Bactéries pathogènes d'origine des eaux usées</i> .....	10
<b>Tableau I.2.</b> <i>Espèces du genre Streptococcus d'origine fécale</i> .....	12
<b>Tableau I.3.</b> <i>Caractéristiques des virus d'intérêts dans l'eau usée</i> .....	13
<b>Tableau III.1</b> <i>Paramètres de l'auto surveillance de la station de Ouargla</i> .....	29
<b>Tableau III.2</b> <i>Comparaison des filtres plantés de roseaux vertical et à écoulement horizontal</i> .....	33
<b>Tableau III.3</b> <i>Rôles des matériaux de remplissage</i> .....	34
<b>Tableau IV.1.</b> <i>Valeurs climatiques moyennes et totales annuelles de la commune de Ain-Sefra</i> .....	39
<b>Tableau V.1.</b> <i>Caractéristiques physico-chimiques des eaux destinées à l'irrigation en Algérie</i> .....	51
<b>Tableau V.2.</b> <i>Caractéristiques microbiologiques des eaux destinées à l'irrigation en Algérie</i> .....	51
<b>Tableau V.3.</b> <i>Caractéristiques des eaux traitées par Arundo donax</i> .....	52
<b>Tableau V.4.</b> <i>Caractéristiques des eaux usées du rejet de Chetma (ville de Biskra)</i> .....	55
<b>Tableau V.5.</b> <i>Composition moyenne bactériologique à la sortie des unités pilotes</i> .....	59
<b>Tableau V.6.</b> <i>Comparaison entre le filtre planté d'Arundo donax et de Phragmites australis</i> .....	60

## Liste des figures :

<b>Figure II.1.</b> <i>Dégrilleur manuel</i> .....	16
<b>Figure II.2</b> <i>Décanteur primaire circulaire</i> .....	18
<b>Figure II.3</b> <i>Système de traitement des eaux usées par lits bactériens</i> .....	19
<b>Figure II.4.</b> <i>Système de traitement des eaux usées par boues activées</i> .....	20
<b>Figure II.5.</b> <i>Système de traitement des eaux usées par disques biologiques</i> .....	21
<b>Figure III.1</b> <i>Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement horizontal</i> .....	31
<b>Figure III.2</b> <i>Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical</i> .....	32
<b>Figure III.3</b> <i>Processus mis en œuvre par les plantes et contribuant à la phytoépuration</i> .....	37
<b>Figure IV.1.</b> <i>Image satellitaire de la station de Ain-Sefra</i> .....	39
<b>Figure IV.2.</b> <i>Phragmite australis</i> .....	42
<b>Figure IV.3.</b> <i>Arundo donax</i> .....	44
<b>Figure IV.4.</b> <i>Système d'épuration par filtre vertical</i> .....	46
<b>Figure V.1.</b> <i>Variation de la DCO et de son taux d'abattement à travers le système</i> .....	55
<b>Figure V.2.</b> <i>Variation de la DBO<sub>5</sub> et de son taux d'abattement à travers le système</i> .....	56
<b>Figure V.3.</b> <i>Variation des MES et de leur taux d'abattement à travers le système</i> .....	57
<b>Figure V.4.</b> <i>Variation de l'azote ammoniacal et de son taux d'abattement à travers le système</i>	58
<b>Figure V.5.</b> <i>Variation des nitrates et de leur taux d'abattement à travers le système</i> .....	58

## Sommaire :

<b>Remerciements</b>	i
<b>Dédicace</b>	ii
<b>Résumé</b>	iii
<b>Liste des tableaux</b>	vi
<b>Liste des figures</b>	vii

---

<b>Introduction générale</b>	1
<b>Chapitre I : Aperçu des eaux usées.</b>	3
• Introduction.	4
• Origines des eaux usées.	4
• Paramètres physico-chimiques des eaux usées.	6
• Paramètres biologiques des eaux usées.	9
<b>Chapitre II : Différents procédés d'épuration des eaux.</b>	14
• Procédé d'épuration des eaux.	15
• Etapes de l'épuration des eaux usées.	15
<b>Chapitre III : Phyto-épuration.</b>	25
• Introduction.	26
• Historique de la phyto-épuration.	26
• Application en Algérie.	28
• Caractéristiques de l'épuration par filtres plantés de roseaux.	29
<b>Chapitre IV : Matériels et méthodes.</b>	38
• Site expérimental.	39
• Matériel végétal.	40
• Procédure expérimentale.	45
<b>Chapitre V : Résultats et discussions.</b>	50

• Introduction.	51
• Résultats et discussions d' <i>Arundo donax</i> .	52
• Résultats et discussion de <i>Phragmites australis</i> .	55
• Comparaison entre le filtre planté d' <i>Arundo donax</i> et de <i>Phragmites australis</i> .	60
<b>Conclusion générale</b>	59
<b>Références bibliographiques</b>	61
<b>Annexes</b>	

# Introduction Générale

---

A l'échelle mondiale, le taux de pollution de l'environnement ne cesse de croître de manière irréversible et l'attention de l'avis publique n'a jamais été plus exigeante qu'avant sur sa protection. Notamment pour l'eau pour laquelle la demande est attendue à rester en hausse à cause de la croissance démographique très élevée et de sa nécessité dans une grande portion des industries aujourd'hui.

Ceci dit, le traitement des eaux usées présente un impératif et les techniques de traitement par phyto-épuration deviennent de plus en plus étudiées et utilisées pour leurs avantages. Ils représentent un moyen d'épuration efficace, très peu coûteux, exigent un minimum d'installations et presque pas de maintenances, la durabilité des infrastructures et l'intégration écologique facile.

La pratique générale fournit la preuve que les milieux humides retirent les nutriments et les matières solides des eaux usées. Le problème est de maximiser leur efficacité au plus bas coût possible (**Zimmels et al., 2007**).

En Algérie, de nombreuses industries agroalimentaires, grandes consommatrices d'eau, déversent directement leurs effluents liquides fortement polluants dans des oueds réputés incapables à assurer la moindre auto-épuration notamment en période de sécheresse. (**Bengherbia et al., 2014**). Pour cela, 154 stations d'épuration d'eaux usées sont en exploitation sur la totalité du territoire national mais avec seulement deux stations utilisant les filtres plantés à macrophytes (**ONA Alger, 2011**). Ces chiffres montrent à quel point l'Algérie a peu investi dans les filtres plantés malgré leur adéquation surtout avec la politique d'austérité que le pays s'est retrouvé forcé à suivre. Et la nécessité d'élaborer une stratégie concrète pour la protection de l'environnement.

Le but de ce travail consiste à déterminer et évaluer le pouvoir phyto-épurateur de deux filtres plantés de macrophytes (*Phragmites australis* et *Arundo donax*) à travers le suivi de leurs effets sur les paramètres physico-chimiques ainsi que microbiologiques des eaux usées et de les comparer. Pour ressortir avec le moyen d'épuration le plus satisfaisant dans le climat semi-aride de la wilaya de Naama. Cependant, en prenant en considération les circonstances qui ont empêché l'obtention de nos résultats, nous avons utilisé des études réalisées antérieurement.

# Chapitre I

---

Aperçu sur les eaux usées

## I.1. Introduction :

Les eaux usées sont le résultat de tout changement physique ou chimique sur l'eau causant un effet néfaste sur la santé de l'homme ou d'autres organismes (**Raven et al., 2009**). Les différents polluants des eaux usées peuvent être classés en plusieurs catégories selon leurs natures.

Dans ce chapitre nous nous focaliserons sur l'aspect des eaux usées selon leurs origines et les paramètres affectant leur degré de pollution.

## I.2. Origines des eaux usées :

Les activités humaines produisent une grande variété de déchets, dont beaucoup sont entraînés par l'eau, qui doit alors être traitée avant d'être rejetée dans le milieu. L'eau chargée de convoyer ces déchets est qualifiée d'eau usée (**Olanrewaju et al., 2004**).

Une eau usée est une eau rejetée après usage industriel, domestique ou agricole (**Grosclaude, 1999**).

D'après **Rodier et al. (2005)**, on peut classer comme eaux usées, les eaux d'origine urbaine constituées par les eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux vannes chargées de fèces et d'urines. Toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole.

### I.2.1. Origine domestique :

Les effluents domestiques sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines: urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères). Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension (**Abibsi, 2011**).

Et selon **Rejsek (2002)**, elles proviennent essentiellement :

- Des eaux de cuisine qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protéides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses.

- Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents.
- Des eaux de salle bain chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement des matières grasses hydrocarbonées.
- Des eaux de vannes qui proviennent des sanitaires (W.C), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et micro-organismes.

### **I.2.2. Origine agricole :**

D'après **Grosclaude (1999)**, Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux. Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation).
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides,..).

### **I.2.3. Origine industrielle :**

Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des hydrocarbures... etc. (**Daffri, 2008**).

On considère comme eau industrielle tout effluent qui ne peut être rejeté à l'égout en raison de ses caractéristiques ou de son volume. Les eaux usées industrielles sont caractérisées par leur diversité : il y a autant d'eaux usées industrielles que d'industries. (**Olanrewaju et al., 2004**).

D'après **Rodier et al. (2005)**, Les établissements industriels utilisent une quantité importante d'eau qui, tout en restant nécessaire à leur bonne marche, n'est réellement consommée qu'en très faible partie le reste est rejeté. Il a été fait un classement des principaux rejets industriels suivant la nature des inconvénients qu'ils déversent :

- Pollution due aux matières en suspension minérales (Lavage de charbon, carrière, tamisage du sable et gravier, industries productrices d'engrais phosphatés....).

- Pollution due aux matières en solution minérales (usine de décapage, galvanisation...).
- Pollution due aux matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, équarrissages, pâte à papier...).
- Pollution due aux rejets hydrocarbonés et chimiques divers (raffineries de pétrole, porcherie, produits pharmaceutiques.....).
- Pollution due aux rejets toxiques (déchets radioactifs non traités, effluents radioactifs des industries nucléaires...).

### **I.3. Paramètres physico-chimiques des eaux usées :**

Afin de réaliser un traitement efficace des eaux usées il est impératif de mettre en évidence les paramètres physico-chimiques de l'effluent dont les principaux sont comme suit :

#### **I.3.1. Température :**

La température joue un rôle important dans la solubilité des sels et surtout des gaz (en particulier O<sub>2</sub>) dans l'eau ainsi que, la détermination du pH et la vitesse des réactions chimiques. La température agit aussi comme facteur physiologique sur le métabolisme de croissance des microorganismes vivants dans l'eau (**Botta & Bellon, 2001**).

#### **I.3.2. Potentiel d'hydrogène (pH) :**

La valeur du potentiel d'hydrogène caractérise un grand nombre d'équilibre physicochimique.

En général, l'activité biologique se situe entre 6.5 et 8.5 . En dehors de cet intervalle, le pH affecte la vie aquatique et par conséquent influence l'autoépuration du milieu naturel (**Metahri, 2012**).

#### **I.3.3. Turbidité :**

La turbidité caractérise le degré de non transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau (**Metahri, 2012**).

Les unités utilisées pour exprimer la turbidité proviennent de la normalisation **ASTM (American Society for Testing Material)** qui considère que les trois unités suivantes sont comparables :

Unité JTU (Jackson Turbidity Unit) = unité FTU (Formazine Turbidity Unit) = unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

### **I.3.4. Matières en suspension (MES) :**

La MES est quantité de pollution organique et minérale non dissoute dans l'eau (**Gomella & Guerree, 1978**). La pollution particulaire est due à la présence de particules de grande taille, supérieure à 10 $\mu$ m, en suspension dans l'eau, et que l'on peut assimiler aux matières en suspension (MES) (**Rejsek, 2002**).

Les MES s'expriment par la relation suivante :  $MES = 30\% MMS + 70\% MVS$  (**Laabassi, 2016**).

### **I.3.5. Conductivité électrique :**

La conductivité est la propriété que possède une eau de favoriser le passage d'un courant électrique. Elle est due à la présence dans le milieu d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique. Elle dépend de la nature de ces ions dissous et de leurs concentrations (**Rejsek, 2002**). La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm<sup>2</sup>, et l'unité de la conductivité est le siemens par mètre (S/m) (**Rodier et al., 2005**).

### **I.3.6. Oxygène dissous :**

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qui ont lieu dans les écosystèmes aquatiques. La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de différents facteurs, dont la température, la pression et la force ionique du milieu. La concentration en oxygène dissous est exprimée en mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> (**Rejsek, 2002**).

### **I.3.7. Demande Biochimique en Oxygène (DBO) :**

La demande biochimique en oxygène (DBO) est la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour qu'ils décomposent les déchets biologique en dioxyde de carbone, en eau et en minéraux (**Raven et al., 2009**). En tant que tel, la DBO peut être utilisé pour quantifier le montant ou la concentration des substances consommant de l'oxygène qu'une eau usée peut contenir. Analytiquement, il est mesuré en incubant un échantillon dans un réfrigérateur pendant cinq jours à 20 °C et mesurer la quantité d'oxygène consommée pendant ce temps (**Sincero, 2002**).

La demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO<sub>5</sub>) d'un échantillon est la quantité d'oxygène consommé par les microorganismes aérobies présents dans l'échantillon pour l'oxydation biochimique des composés organiques et/ou inorganiques (**Rejsek, 2002**).

### **I.3.8. Demande Chimique en Oxygène (DCO) :**

Le test de la demande chimique en oxygène (DCO) est utilisé pour mesurer la teneur en oxygène d'un déchet donné en utilisant un produit chimique pour oxyder le contenu organique d'une eau usée. Plus la teneur en oxygène d'une eau usée donné est élevée, plus sa DCO est élevée et plus son potentiel polluant est élevé (**Sincero, 2002**).

La DCO peut être réalisée plus rapidement que la DBO (oxydation forcée) et donne une image de la matière organique présente, même quand le développement des micro-organismes est impossible (présence d'un toxique par exemple) (**Laabassi, 2016**).

### **I.3.9. Azote :**

Les formes d'azote les plus courantes et les plus importantes dans l'eau sont l'ammoniac, l'ammonium, le nitrite et le nitrate (**Crittenden et al., 2012**).

La somme de l'ammoniac organique libre, du nitrite et du nitrate sont appelés azote total. La somme de l'ammoniac et des azotes organiques est appelée Kjeldahl nitrogen (**Sincero, 2002**).

Exprimé en mg/L, ce paramètre devient de plus en plus important. Sa valeur globale dans les eaux usées recouvre toutes les formes de l'azote (**Mizi, 2006**).

### I.3.9.1. Nitrate et Nitrite :

Les nitrates et les nitrites sont des ions présents de façon naturelle dans l'environnement. Ils sont le résultat d'une nitrification de l'ion ammonium, présent dans l'eau et le sol, qui est oxydé en nitrites par les bactéries du genre *Nitrosomonas*, puis en nitrates par les bactéries du genre *Nitrobacter* (**Chaussé et al., 2003 ; Maiga, 2005**).

### I.3.9.2. Azote ammoniacal :

L'ammoniaque constitue un des maillons du cycle de l'azote. Dans son état primitif, l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) est un gaz soluble dans l'eau, mais, suivant les conditions de pH, il se transforme soit en un composé non combiné, soit sous forme ionisée ( $\text{NH}_4^+$ ) (**Rejsek, 2002**).

### I.3.10. Phosphore :

Le phosphore se trouve dans les eaux usées sous formes d'orthophosphate soluble  $\text{PO}_4\text{H}_2^-$ , de polyphosphate qui a tendance à s'hydrolyser en orthophosphate et phosphore non dissous. La somme de ces diverses formes constitue le phosphore total, dont chaque forme peut être mesurée indépendamment des autres par spectrométrie (**Mizi, 2006**).

## I.4. Paramètres biologiques des eaux usées :

Les micro-organismes trouvés dans les eaux usées non-traitées comprennent des bactéries, champignons, algues, protozoaires, helminthes, virus et d'autres plantes et animaux microscopiques. Les principales sources de ces organismes sont les déchets humains. D'autres sources comprennent les activités commerciales et industrielles, ainsi que l'infiltration et l'afflux de l'eau de surface (**Metcalf & Eddy, 2014**).

Selon **Bitton (2011)**, plusieurs micro-organismes pathogènes et parasites se trouvent couramment dans les eaux usées domestiques ainsi que dans les effluents des stations d'épuration. Les trois catégories des agents pathogènes rencontrés dans l'environnement sont les suivants :

- Pathogènes bactériens : Certains de ces agents pathogènes (par exemple; *Salmonella*, *Shigella*) sont des bactéries entériques. D'autres (par exemple; *Legionella*, *Mycobacterium avium*, *Aeromonas*) sont des bactéries aquatiques indigènes.

- Pathogènes viraux : Ils sont également libérés dans les milieux aquatiques mais ne peuvent pas se multiplier en dehors de leurs cellules hôtes. Leur dose infectieuse est généralement inférieure à celle des agents pathogènes bactériens.
- Parasites protozoaires : Ils sont libérés dans les milieux aquatiques sous forme de kystes ou d'oocystes, qui sont assez résistants au stress environnemental et à la désinfection, et ne se multiplient pas en dehors de leurs hôtes.

### I.4.1. Bactéries :

Les matières fécales contiennent jusqu'à  $10^{12}$  bactéries par gramme. La teneur bactérienne des matières fécales représente environ 9% en poids humide (Bitton, 2011). De nombreux types de bactéries inoffensives colonisent le tractus intestinal humain et sont systématiquement rejeter dans les excréments. Puisque des bactéries pathogènes sont présentes dans les excréments des individus infectés, les eaux usées domestiques contiennent une grande variété et une grande concentration de bactéries non pathogènes et pathogènes (Metcalf & Eddy, 2014). Le tableau ci-dessous affiche les principales bactéries pathogènes des eaux usées.

**Tableau I.1.** Bactéries pathogènes d'origine des eaux usées  
(adapté de Crittenden et al., 2012).

Bactérie	Taille ( $\mu\text{m}$ )	Habitat normal	Effets sur la santé des personnes normaux
<i>Vibrio cholerae</i>	$0.5 \times 1-2$	Estomac et intestins humains	Cholera
<i>Salmonella typhie</i>	0.6	Estomac et intestins humains	Fièvre entérique
<i>Salmonella paratyphie</i>	0.6	Intestins d'animaux à sang chaud	Fièvre entérique
<i>Salmonella schottmeulleri</i>	0.6	Intestins d'animaux à sang chaud	Fièvre entérique
<i>Shigelladysenteriae</i>	0.4	Estomac et intestins humains	Dysenterie bacillaire
<i>Shigellasonnei</i>	0.4	Estomac et intestins humains	Dysenterie bacillaire
<i>Shigella flexner</i>	0.4	Estomac et intestins humains	Dysenterie bacillaire
<i>Enteropathogenic Escherichia coli</i>	$0.3-0.5 \times 1-2$	Intestins d'animaux à sang chaud	Diarrhée du voyageur
<i>Helicobacter pylori</i>	$0.5-1 \times 2.5-4$	Estomac humains	Cause dominante d'ulcères

Toutefois, la recherche de chaque bactérie indépendamment s'impose problématique pour raisons de temps et de coût. C'est pour cela que des micro-organismes sont utilisés comme indicateurs fécaux. Ils permettent de déterminer et de quantifier le degré de pollution d'une eau. Etant tous présents dans les eaux usées (Mara & Horan, 2003).

#### **I.4.1.1. Coliformes totaux :**

Les premiers microbiologistes de l'eau ont défini les bactéries coliformes comme les bactéries capables de se développer à 37 ° C en présence de sels biliaires (utilisées pour inhiber les bactéries non intestinales) et capables de produire de l'acide et du gaz à partir du lactose (Mara & Horan, 2003). Le groupe des coliformes totaux comprend les genres de la famille des entérobactériaceae : *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Escherichia*, *Hafnia*, *Klebsiella*, *Serratia* et *Yersinia* (Gerardi, 2006).

#### **I.4.1.2. Coliformes fécaux :**

Les coliformes fécaux étaient considérés comme les coliformes qui étaient exclusivement d'origine fécale et par conséquent capables de croître et de fermenter le lactose à 44 ° C et de produire de l'indole à partir du tryptophane. Cependant, la dernière définition qui leur a été attribué les définit comme étant les bactéries coliformes membres des Enterobacteriaceae possédant le gène codant pour la production de  $\beta$ -galactosidase. Se compose principalement d'espèces du genre *Escherichia* (Mara & Horan, 2003).

#### **I.4.1.3. Streptocoque fécaux :**

Les streptocoques fécaux satisfont la plupart des exigences d'un indicateur idéal - les espèces énumérées dans le tableau 2 sont exclusivement associées au tractus intestinal de l'homme ou d'autres animaux; ils ne se multiplient pas dans l'environnement; ils se produisent en nombre beaucoup plus élevé que les agents pathogènes bactériens et viraux (environ  $10^6$  pour 100 mL d'eaux usées domestiques brutes); et ils sont environ deux fois plus résistants à la désinfection que les coliformes fécaux (Mara & Horan, 2003).

**Tableau I.2. Espèces du genre *Streptococcus* d'origine fécale  
(Mara & Horan, 2003).**

Espèces	Origine intestinale
<i>Streptococcus bovis</i>	Homme, bétail, porcs
<i>Streptococcus equinus</i>	Homme, bétail, porcs
<i>Streptococcus alactolyticus</i>	Porcs, oiseaux
<i>Streptococcus hyointestinalis</i>	Porcs, oiseaux
<i>Streptococcus intestinalis</i>	Porcs
<i>Streptococcus suis</i>	Porcs

#### I.4.1.4. Bactéries sulfito-réductrices:

Les *Clostridium* sulfito-réducteurs sont souvent considérés comme des témoins de pollution fécale. La forme sporulée, beaucoup plus résistante que les formes végétatives des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux, permettrait ainsi de déceler une pollution fécale ancienne ou intermittente (Rodier et al. 2005).

*Clostridium perfringens* est une bactérie anaérobie sporulée réductrice de sulfites. Elle est présente dans les fèces humaines et animales, mais en plus petit nombre que les coliformes fécaux ou les streptocoques fécaux. Elle n'est généralement recherchée que quand ces derniers ne peuvent pas être détectés ou quand un toxique industriel est présent ou susceptible d'être présent (Mara & Horan, 2003).

#### I.4.2. Virus :

Contrairement aux bactéries, les examens virologiques des eaux font appel à des techniques plus spécialisées et relativement peu de laboratoires se chargent de ces tâches. Dans le cas des virus, les virus les plus présents dans les eaux usées sont les virus entériques.

Les eaux usées peuvent être contaminées par environ 140 types de virus entériques. Ces virus pénètrent dans le corps humain par voie orale, se multiplient dans le tractus gastro-

intestinal et sont excrétés en grand nombre dans les excréments des individus infectés (**Bitton, 2011**). Le tableau ci-dessous affiche les principales caractéristiques de certains virus des eaux usées.

**Tableau I.3.** *Caractéristiques des virus d'intérêts dans l'eau usée*  
(adapté de **Crittenden et al. 2012**).

Espèces	Taille (nm)	Forme	Acide nucléique
<i>Coxsackie A1–A22</i>	28–30	Ronde	ssRNA
<i>Echovirus 1–7</i>	28–30	Ronde	ssRNA
<i>Enterovirus 68–71</i>	28–30	Ronde	ssRNA
<i>Poliovirus 1</i>	28–30	Ronde	ssRNA
<i>Hépatite A</i>	27	Ronde	ssRNA
<i>Calicivirus</i>	35–39	Ronde	ssRNA
<i>Hépatite E</i>	35–39	Ronde	ssRNA
<i>Rotavirus A</i>	80	Ronde	dsRNA

### I.4.3. Protozoaires :

Les protozoaires sont particulièrement préoccupants car ils se trouvent dans presque toutes les eaux usées et parce que les techniques de désinfection conventionnelles utilisant du chlore ne se sont pas révélées efficaces pour leur inactivation ou leur destruction (**Metcalf & Eddy, 2014**). Plusieurs protozoaires sont des parasites transmis par voie fécale-orale tels que *Acanthamoeba castellan*, *Balantidium coli*, *Entamoeba histolytica* (**Crittenden et al. 2012**).

Toutefois, dans le traitement des eaux usées, les protozoaires sont connus pour jouer un rôle majeur, mais l'ampleur de leur contribution n'est pas entièrement quantifiée. Leur rôle principal est probablement de maintenir une couche de boue dans les systèmes de filtration à ruissellement et d'aider à la floculation dans les systèmes à boues activées (**Mara & Horan, 2003**).

# Chapitre II

---

## Procédés d'épuration des eaux

## II.1. Procédé d'épuration des eaux :

L'épuration des eaux usées a pour objectif de réduire la charge polluante qu'elles véhiculent, afin de rendre au milieu aquatique qui est le milieu récepteur une eau de qualité, respectueuse des équilibres naturels et de ses usages futurs. Dans une station l'épuration des eaux passe par différentes étapes (**Chelle & Dellale, 2005**).

Les composants spécifiques de l'eau, les concentrations relatives de ces composants et d'autres paramètres de qualité de l'eau qui affectent le traitement dépendent fortement des conditions locales de géologie, du climat et de l'activité humaine. Ainsi, les processus des installations de traitement de l'eau doivent être adaptés à la situation spécifique (**Crittenden et al., 2012**).

## II.2. Etapes de l'épuration des eaux usées :

### II.2.1 Prétraitements :

C'est la première étape du traitement des eaux usées. C'est un processus physique d'élimination des débris flottants et des particules insolubles. Ce traitement élimine jusqu'à 60% des matières solides en suspension et permet de réduire la DBO de 20 à 30% (**Hacene, 2016**).

Une brève description des divers processus utilisés dans les stations d'épuration des eaux usées est donnée ci-dessous ;

#### II.2.1.1 Dégrillage :

Le dégrillage est réalisé pour retirer les grands solides en suspensions et flottants dans les eaux usées pour protéger les pompes, tuyaux et vannes des colmatages et de subir des dommages. Ex : chiffons et vêtements en déchets textiles de coton, fibres fines de filatures de laine, bouteilles en plastique et déchets d'emballage,... (**Patwardhan, 2008**).

Le choix d'espacement des barreaux de la grille est défini par la taille et la nature des déchets acceptés par la station. Un espacement de 10mm (dégrillage fin) maximum est utilisé pour protéger les filières d'épuration des eaux ou des boues spécifiques (décantation lamellaire, centrifugation...). Plus communément, l'espacement des barreaux est de 2,0 à 2,50

cm pour un dégrilleur mécanique et 3 à 4 cm pour un dégrilleur manuel (**Pronost et al., 2002**).



**Figure II.1.** *Dégrilleur manuel* (Anonyme 1, 2012).

### II.2.1.2 Dessablage :

Les matières minérales grossières en suspension tels que les sables et les graviers, dont la vitesse de chute est inférieure à 0,3 m/s, susceptibles d'endommager les installations en aval, vont se déposer au fond d'un dessableur par décantation (**Pronost et al., 2002**).

Et selon **Laabassi (2016)**, le domaine usuel du dessablage porte sur les particules de granulométrie supérieur à 200 microns, une granulométrie inférieure sera du ressort de la décantation. On distingue divers type de dessableurs, on citera :

- Dessableur à couloir simple : sont utilisés pour les petites stations, le sable est extrait manuellement d'une cuvette longitudinale d'une capacité de stockage d'environ 4 à 5 jours.
- Dessableur à couloir à vitesse d'écoulement constante comportant un ou deux canaux équipés d'un déversoir de sortie à équation linéaire, généralement prévus avec les cuvettes de stockages à nettoyage manuel, comportant un dispositif mécanique d'extraction (de l'ordre de 0,30 m/s).

- Dessableur circulaire : dans lesquels la vitesse de balayage de fond crée et maintenue sensiblement constante quelque soit le débit, le sable est stocké dans une trémie centrale et est extrait par pompe ou par émulseur d'air, le temps de séjours est d'environ 2 à 3 mn.

### **II.2.1.3 Déshuilage – Dégraissage :**

Le déshuilage est une extraction liquide-liquide tandis que le dégraissage est une extraction solide-liquide. On peut considérer que le déshuilage dégraissage se rapporte à l'extraction de toutes matières flottantes d'une densité inférieure à celle de l'eau. Ces matières sont de nature très diverses (huiles, hydrocarbures, graisses...) (**Mekhalif, 2009**).

Leur élimination se fait par flottation aussi appeler sédimentation négative. La flottation peut être faite avec ou sans l'aide de d'agent de flottation (**Patwardhan, 2008**).

### **II.2.1.4 Décantation :**

L'élimination des solides décantables en suspension est faite par simple sédimentation et une sédimentation assistée chimiquement est nécessaire pour l'élimination des solides colloïdals (**Patwardhan, 2008**).

La vitesse lente d'eau peut permettra le dépôt des matières en suspension au fond du décanteur constituant des boues primaires fraiches qui doivent être rapidement éliminées afin d'éviter la fermentation (**Laabassi, 2016**).



**Figure II.2** *Décanteur primaire circulaire (Anonyme 2, 2010).*

## **II.2.2. Traitement secondaire :**

Les traitements secondaires sont des traitements biologiques qui consistent à reproduire dans des réacteurs spécifiques le phénomène d'auto-épuration qui se déroule naturellement dans les cours d'eau. Le principe consiste à mettre la matière organique contenue dans les eaux usées au contact d'une masse bactérienne. Celle-ci se nourrit des polluants et les dégrade (**Bakiri, 2007**).

Nous citerons ci-dessous les traitements les plus répandus ;

### **II.2.2.1. Lits bactériens :**

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes épurateurs (**Perera, 2001**).

Le lit bactérien est formé d'une pellicule visqueuse qui tapisse toute la surface du matériel filtrant. La microflore et la microfaune sont très variées. On rencontre toujours des

bactéries aérobies et aéro-anaérobies facultatives des procédés précédents, ainsi que des bactéries de la nitrification dans les zones superficielles. On trouve aussi des bactéries anaérobies strictes, comme *Desulfovibrio desulfuricans* dans les zones profondes (Hacene, 2016).



**Figure II.3** *Système de traitement des eaux usées par lits bactériens (Anonyme 3, 2007).*

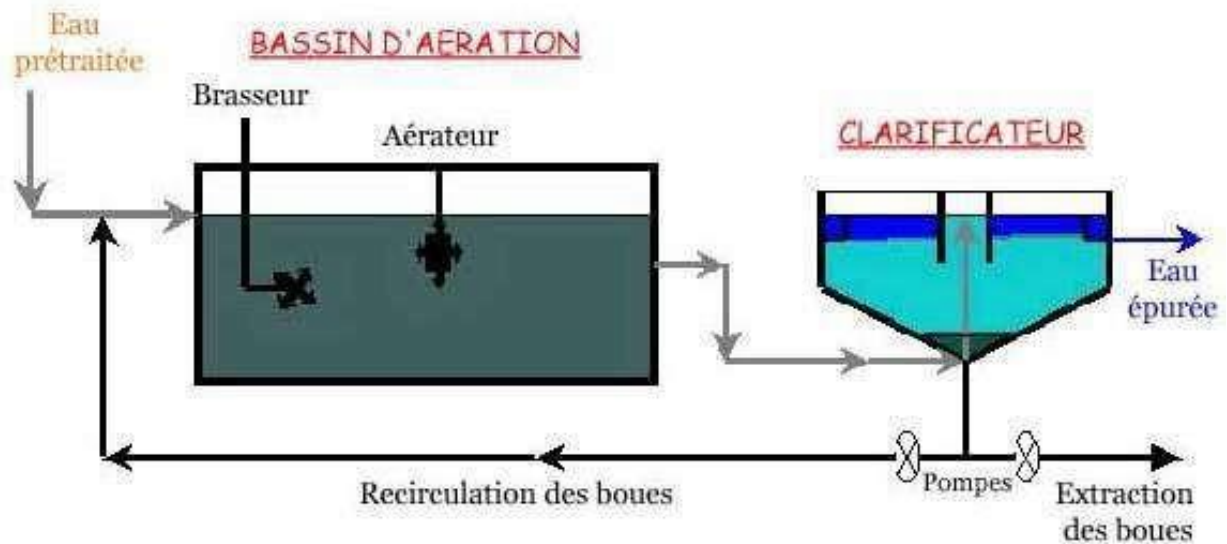
#### II.2.2.2. Boues activées :

Selon Metcalf & Eddy (2014), le procédé de base de traitement des boues activées, comme illustré dans la **Figure 4**, se compose de trois composés majeurs :

- un réacteur dans lequel les micro-organismes responsables du traitement sont gardés en suspension et aérer.
- Une unité de séparation liquide-solide, étant généralement un réservoir de sédimentation.
- Un système de recyclage pour faire retourner les solides séparés des eaux dans l'unité de séparation liquide-solide au réacteur.

De nombreuses configurations de ce processus ont évolué en utilisant ces composants. Une caractéristique importante du processus des boues activées est la formation de solides décantables floculants qui peuvent être éliminés par décantation par gravité dans les réservoirs de sédimentation.

Ce traitement a pour but d'éliminer les matières organiques biodégradables (solides, colloïdes ou dissoutes), contenue dans une eau usée par l'action de micro-organismes essentiellement des bactéries, en présence d'oxygène dissous, de plus, il peut transformer l'azote organique et ammoniacal en nitrate (Asano et al. 2007).



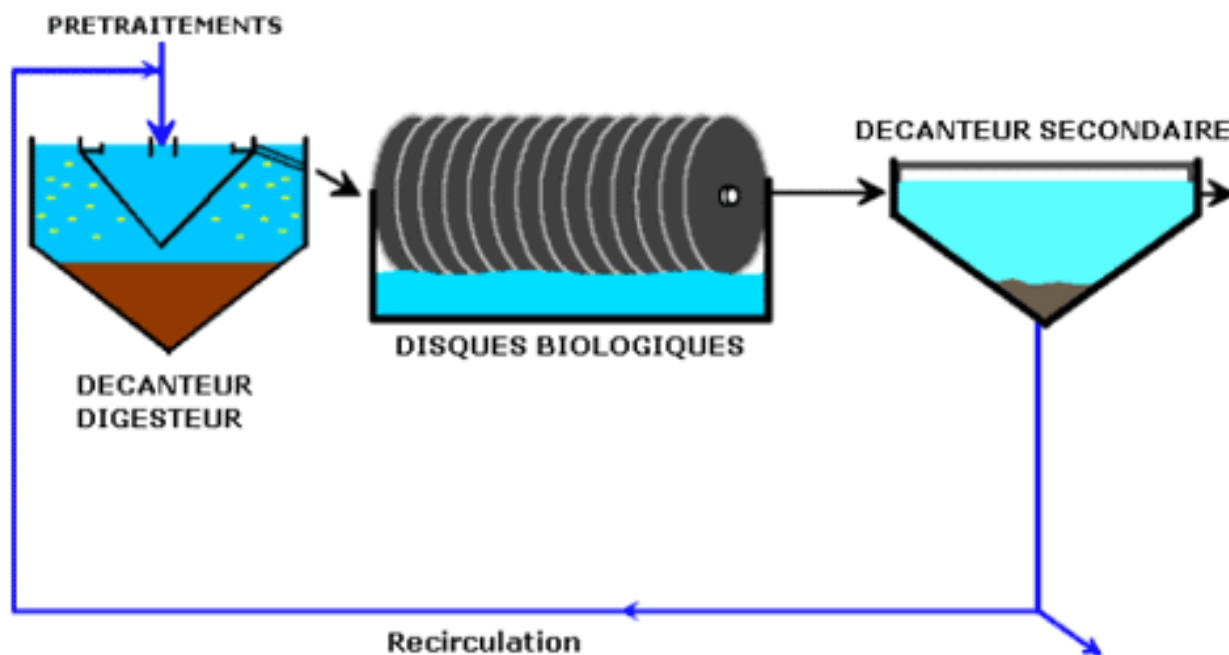
**Figure II.4.** Système de traitement des eaux usées par boues activées (Anonyme 4, 2010).

### II.2.2.3. Disques biologiques :

Une autre technique faisant appel aux cultures fixées est constituée par les disques biologiques tournants. Les micro-organismes se développent et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques étant semi-immergés, leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée (Perera, 2001).

Selon Metcalf & Eddy (2014), le traitement par disques biologiques a connu peu de nouvelles installations depuis les années 2000 à cause de certains problèmes majeurs étant :

- Performances inférieures lors du chargement de la structure.
- Accumulations de biomasse en excès sur les disques en raison de développement d'une flore microbienne indésirable.
- Rupture de la structure reliant les différents disques.
- Détériorations des supports des disques.



**Figure II.5.** *Système de traitement des eaux usées par disques biologiques (Anonyme 4, 2002).*

#### II.2.2.4 Différents types de lagunages :

Une station d'épuration par lagunage est en général précédée d'un prétraitement mécanique ou d'un traitement complet de type boues activées (On parle alors de lagunage tertiaire). Une filière de lagunage se compose d'une succession de bassins où l'on privilégie un type d'écosystème épuratoire spécifique (Andriamirado *et al.*, 2005).

Les lagunages les plus connus étant comme suit :

##### II.2.2.4.1. Lagunage naturel :

Le lagunage naturel repose sur une culture bactérienne principalement de type aérobie. Celle-ci est ensuite séparée par un mécanisme de sédimentation. L'épuration est assurée par un long temps de séjour dans plusieurs bassins en série. Et le mécanisme de base est la photosynthèse, la tranche d'eau supérieure est exposée à la lumière et cela permet l'apparition d'algues qui produisent l'oxygène nécessaire au développement des bactéries aérobies. Ces dernières sont responsables de la dégradation de la matière organique. Le gaz carbonique formé par les bactéries ainsi que les sels minéraux contenus dans les eaux usées permettent aux algues (les microphytes) de se multiplier. Au fond du bassin, il n'y a pas de lumière, ce

sont donc les bactéries anaérobies qui dégradent les sédiments issus de la décantation de la matière organique. Cette dégradation entraîne un dégagement de gaz carbonique et de méthane (Agence de l'eau, 2007).

Le lagunage naturel est le type de lagunage le plus répandu et s'utilise pour des effluents faiblement concentrés et sous des climats tempérés à tropicaux (Andriamirado et al., 2005).

#### **II.2.2.4.2. Lagunage aéré :**

C'est la version intensive du lagunage, nécessitant une emprise nettement moindre que le lagunage naturel, le lagunage aéré consiste à intensifier l'activité aérobie par un brassage et une aération artificielle par des aérateurs mécaniques flottants ou fixes ou une insufflation d'air. Les équilibres biologiques sont voisins de ceux du procédé classique par boues activées. Mais en 24 l'absence de recirculation biomasse dans le système, la concentration en micro-organismes est faible et la décantation lente (Andriamirado et al., 2005).

#### **II.2.2.4.3. Lagunage à macrophytes (phytoépuration) :**

La technique de lagunage à macrophytes est une ancienne technique, connaissant un intérêt de réhabilitation et de modernisation très sollicité par les petites et moyennes collectivités (Benslimane et al., 2013). Ce type de traitement nécessite des plantes macrophytes originaires des zones humides naturelles (phragmite, typha, joncs,...), sur un support filtrant (granulats). Il s'agit d'un complexe faisant intervenir le mode d'écoulement des eaux aux fonctions biologiques des plantes (apport d'oxygène, fixations des micro-organismes, digestion microbienne,...) (Laabassi, 2016).

Cette technique sera largement plus détaillée dans le chapitre suivant qui lui sera consacré.

#### **II.2.3. Traitement tertiaire :**

C'est la troisième et dernière opération du traitement. Il s'agit d'un processus physique et/ou biologique qui a pour objectif l'élimination des micro-organismes et des composés minéraux azotés et phosphatés et de la matière organique qui peuvent être encore présentes après le traitement secondaire (Hacene, 2016).

### II.2.3.1. Désinfection :

La désinfection doit mener à l'élimination des micro-organismes pathogènes et des organismes indicateurs de pollution, notamment les coliformes (**Hacene, 2016**).

Un désinfectant idéal devrait posséder un large éventail de caractéristiques telles que sûr à manipuler et à appliquer, stable au stockage, toxique pour les micro-organismes, non toxique pour les formes de vie supérieures et soluble dans l'eau ou les tissus cellulaires. Il est également important que la force ou la concentration du désinfectant soit mesurable. Cette dernière considération est un problème avec l'utilisation de l'ozone, où il peut rester peu ou pas de résidu après la désinfection, et la désinfection par UV et pasteurisation où aucun résidu n'est mesurable. Cependant, le désinfectant le plus utilisé reste le chlore (**Metcalf & Eddy, 2014**).

### II.2.3.2. Filtration sur sable :

La filtration sur sable a été identifiée comme une technologie appropriée pour le traitement des eaux dans les milieux ruraux, si bien qu'elle est reconnue comme une technologie adéquate pour éliminer les micro-organismes pathogènes contenus dans les eaux. Elle est le seul procédé qui, en une seule opération sans apport de produits chimiques, réalise une amélioration des qualités physiques, chimiques et microbiologiques des eaux. L'amélioration considérable de la qualité des eaux brutes s'effectue, en majeure partie, dans le lit filtrant, et notamment à la surface du lit filtrant où se forme un biofilm. En milieu rural, les filtres à sable sont généralement utilisés pour produire de l'eau potable. Ces filtres sont faciles à mettre en œuvre, économiques et peuvent être conçus avec des matériaux locaux. Ils donnent d'excellent rendement épuratoire. Par exemple, le taux d'élimination des *E.coli* va de 90,0 % à 99,7 % (**Disa-Disa, 2014**).

Selon **De Oliveira & al. (2019)**, la filtration sur sable présente un inconvénient limitant étant l'occurrence très fréquente de biofouling et par conséquent nécessite un nombre de nettoyage beaucoup trop rapproché.

### II.2.3.3. Adsorption sur charbon actif :

Le processus d'adsorption en général est considéré comme meilleur parmi les autres technologies de traitement des eaux usées en raison de son faible coût, de sa conception simple et de son fonctionnement facile. Le charbon actif s'est avéré être le meilleur adsorbant pour l'élimination de divers types de polluants des solutions aqueuses. Des recherches sont désormais orientées vers la modification des surfaces en carbone pour augmenter leur potentiel d'adsorption. La modification de la surface des charbons actifs pourrait être une voie attrayante viable vers de nouvelles applications des charbons activés pour l'élimination de types spécifiques de contaminants (**Bhatnagar, 2008**).

Le charbon actif se révèle avoir une capacité d'adsorption élevée liée à une surface élevée. Il est également relativement bon marché et peut être facilement régénéré (**Danmaliki & Saleh, 2017 ; Saleh et al., 2017**). Additionnellement, l'agence de protection de l'environnement des USA a désigné le charbon actif granulaire comme meilleure technologie disponible pour le traitement de nombreux polluants organiques réglementés (**Sotelo et al., 2012**).

# Chapitre III

---

## Phyto-épuration

### III.1. Introduction :

La phyto-épuration est une technologie émergente rentable et respectueuse de l'environnement qui utilise des plantes pour éliminer, transformer ou stabiliser une variété de contaminants situés dans l'eau, les sédiments ou les sols. Les deux espèces végétales terrestres et aquatiques ont été énormément exploitées pour une application dans la technologie de phyto-épuration car elles possèdent un immense potentiel pour détoxifier, dégrader et / ou éliminer les contaminants de l'environnement. Les espèces de plantes aquatiques et des zones humides - en particulier, flottantes, immergées (enracinées) et semi-aquatiques / émergentes (enracinées) - ont gagné en importance dans le monde entier car elles décrivent une efficacité exorbitante pour éliminer une variété de contaminants, y compris les métaux lourds, les radionucléides, les explosifs et les polluants organiques / inorganiques provenant des eaux usées (Dhir et al., 2009).

A la fin des années quatre-vingt-dix et le début des années 2000, une attention considérable est donnée en Europe et en Amérique à l'épuration par filtres plantés à macrophytes (Phyto-épuration) pour traiter les eaux usées urbaines et industrielles. La phyto-épuration veut dire l'action de l'épuration des eaux usées en présence de plantes. Elle peut être réalisée à travers différents systèmes, caractérisés par le fait que l'eau vient couler lentement et sous conditions contrôlées à l'intérieur de milieux végétales, de façon à en favoriser la dépuratation naturel, qui s'effectue à cause du processus d'aération, sédimentation, absorption et métabolisation de la part des microorganismes et de la flore. Les systèmes de phytoépuration sont utilisés pour la dépuratation d'eaux de différentes provenances et avec caractéristiques différentes (Borin & Tocchetto, 2003).

Nous nous focaliserons dans ce chapitre à présenter cette technique et sa réalisation ainsi que les caractéristiques rechercher dans les plantes dites épuratrices.

### III.2. Historique de la phyto-épuration :

Les toutes premières expériences sur ces systèmes ont été mises en œuvre par Käthe Seidel en Allemagne, au début des années 1960, qui collabora par la suite avec Reinhold Kickuth. La première station de phytoépuration à grande échelle a été construite plus de dix ans plus tard en 1974, pour le traitement des rejets urbains de Liebenburg-Othfresen en Allemagne (Vymazal & Kröpfelová, 2008 ; Stottmeister et al., 2003).

Le système développé par Seidel comprend des séries de lits composés de sable ou gravier supportant une végétation aquatique immergée tel que la massette, le jonc, et le phragmite qui a été le plus communément utilisé, et dans la majorité des cas le plan d'écoulement était vertical. Kickuth proposa l'utilisation de sols cohésifs au lieu du sable ou du gravier, la végétation préférée a été le Phragmites et le système d'écoulement a été horizontal. Commencant en 1985, un nombre de systèmes de « lits de phragmites » a été construit en Angleterre basés sur les concepts de Kickuth, mais plusieurs cas utilisaient le gravier au lieu des sols cohésifs dus à la conductivité hydraulique élevée. Un prélèvement effectif de la DBO<sub>5</sub>, d'azote, du phosphore et des composés organiques a été déclaré dans les recherches de Kickuth. Comme résultat, en 1990 ; près de 500 systèmes de lits de phragmites ont été construits en Allemagne, Danemark, Australie et en Suisse. Les systèmes fonctionnels comprennent des unités pour famille individuelle sur site et des systèmes plus larges traitant des eaux usées ménagères et industrielles (Sherwood, 1993).

Selon Poulet *et al* (2004), la technologie des filtres plantés de macrophytes pour le traitement des eaux usées domestiques est une technique au développement récent. Apparue en France dans les années quatre-vingt 80's, cette technique de traitement a vu son développement s'accroître depuis 1997. La forte demande actuelle pour ce type de station d'épuration de la part des élus est réelle. Il s'agit d'une technologie fiable, simple d'exploitation, facilitant grandement la gestion des boues d'épuration et qui, de surcroît, est bien acceptée par les habitants en raison de sa bonne aptitude à l'intégration paysagère. Ainsi, elle s'avère fortement recommandée pour les petites collectivités et les pays à faibles ressources financières.

Néanmoins, il est encore nécessaire de créer des ponts entre la recherche et l'ingénierie afin de concevoir des systèmes qui puissent tirer profit de l'ensemble de ces connaissances ; d'une part, en ce qui concerne la sélection des espèces épuratrices et d'autre part dans le domaine de la phyto-épuration de multi-pollutions organiques et métalliques, qui demeure peu étudié (Lin *et al.*, 2008 ; Zhang *et al.*, 2011b).

Enfin, il est plus que jamais nécessaire d'ouvrir davantage le champ de la recherche en phyto-épuration afin d'inscrire les systèmes dans une approche véritablement durable, ce qui nécessite d'interfacer avec des disciplines encore plus larges comme l'écologie globale, la sociologie, ou encore l'économie (Guittonny-philippe, 2014).

### III.3. Application en Algérie :

En Algérie, la technique d'épuration des eaux usées par filtres plantés a fait son apparition que tardivement. En effet, ce n'est qu'en 2007 que le ministère des ressources en eau a procédé à la mise en place d'un système d'épuration et pour répondre aux besoins des petites collectivités ayant des contraintes techniques et financières leur interdisant les systèmes techniques d'épuration classique, on a vu apparaître un système d'épuration rustique cette technique alternative utilise étant les lits filtrants plantés de macrophytes. C'est en novembre 2005 à l'issue d'une rencontre pluridisciplinaire et multiculturelle, organisée par le Cheikh de la Zaouïa El Tidjania de Témacine dans la wilaya d'Ouargla et l'association Shems qu'il a été envisagé d'étudier les conditions de développement d'une station d'épuration par macrophytes en zones arides. Pour concrétiser cette initiative, un bureau d'étude anglais a été contacté par les autorités locales et les scientifiques de Touggourt sous l'égide et l'orientation du Ministère des ressources en eau. Après discussions et échanges de vue, Waste Water Gardiens (WWG) actuellement leader mondiale dans ce type de procédé à été choisi pour la construction d'une station pilote d'épuration dans la région la première en Algérie, et ce n'est qu'en 2007 que les travaux ont débuté. Les premières conclusions obtenus à travers ce pilote sont concluantes et montrent que les rendements épuratoires des éléments responsables de la pollution à savoir la DBO5, la DCO et les MES sont significatives (**Fartas & Zeggane, 2011**).

En 2008, la réalisation d'une autre station d'épuration appelée N'GOUSSA wilaya d'Ouargla, dans le cadre du méga projet de lutte contre la remontée des eaux d'Ouargla. Destiné à avoir une capacité de 10914 eq habitant et un débit nominale de 1515 m<sup>3</sup>/j. La mise en service a débuté en 2010. La station traite les eaux usées urbaines de la daïra de N'GOUSSA, au moyen des filtres plantés de roseaux. C'est un des dispositifs extensifs de traitement biologique des eaux usées par macrophytes. Les plantes utilisées sont des *Phragmites australis* plus communément appelés « roseaux » (**ONA Alger, 2011**).

**Tableau III.1** Paramètres de l'auto surveillance de la station de Ouargla (ONA Alger, 2011).

Volume épuré du mois en m <sup>3</sup>	Débit moyen traité en m <sup>3</sup> /j	Paramètre d'auto surveillance	MES mg/l	DBO <sub>5</sub> mg/l	DCO mg/l
20328	658	Eaux brutes (entrée station)	93	100	303
		Eaux épurées (sortie station)	21	16	57

### III.4. Caractéristiques de l'épuration par filtres plantés de roseaux :

Les filtres plantés de roseaux ou rhizosphères sont des excavations étanches au sol remplies de couches successives de gravier ou de sables de granulométrie variable, et leur fonctionnement alterne des phases d'alimentation et de repos (Agence de l'eau, 2007).

Le principe de fonctionnement est basé sur les capacités filtrantes mécaniques d'un sol (matériaux comme les graviers, l'argile expansée et le sable) et la dégradation aérobie biologique assurée par les micro-organismes fixés sur les particules du sol (Boutin et al., 2007). L'originalité de ces filtres réside dans la présence de roseaux qui, grâce à leurs rhizomes, aèrent le massif filtrant et évitent aussi le colmatage (Herteman, 2010).

Les filtre plantés comportent quatre compartiments principaux : les plantes, le sol, la biomasse microbienne et une phase aqueuse chargée en contaminants. Ils sont constitués de bassins individuels connectés les uns aux autres en série. Ces bassins sont à écoulement sub-surfacique (Zhang et al., 2010a). Dans ces filtres à écoulement sub-surfacique, l'eau circule par gravité, horizontalement ou verticalement, à travers le substrat qui abrite un cortège de micro-organismes vivant en association avec les racines des plantes (Yalcuk & Ugurlu, 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°,...) garantissant la faisabilité thermodynamique d'un ensemble de processus physico-chimiques et biologiques rassemblés ici sous le terme de

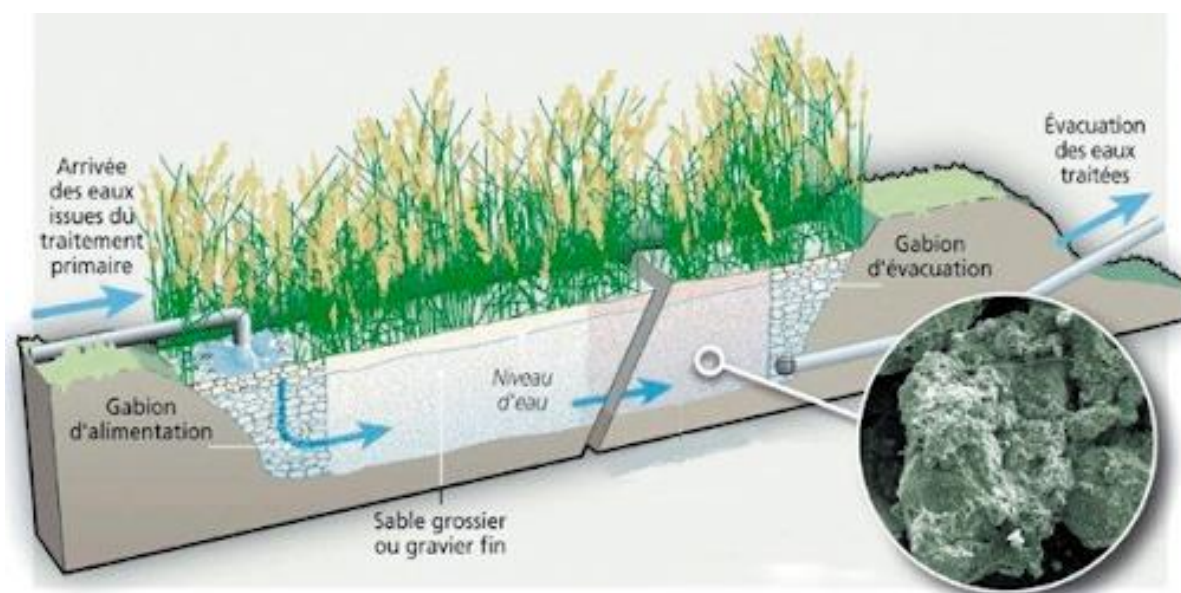
« processus épuratoires ». Ces milieux peuvent donc être assimilés à des bioréacteurs complexes caractérisés par des flux de matière et d'énergie selon des gradients spatio-temporels, gouvernant les processus épuratoires (**Imfeld et al., 2009**). La majorité des processus épuratoires se déroulent au 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**).

#### **III.4.1. Filtres plantés de roseaux à écoulement horizontal :**

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**). La pénurie en oxygène limite la dégradation de la pollution carbonée et azotée, l'oxydation du carbone organique et de l'ammonium et par conséquent limite la croissance bactérienne hétérotrophe et autotrophe. La filtration sur sable en milieu insaturé permet principalement une oxydation de la matière organique, une nitrification de l'azote ammoniacal et une réduction des germes pathogènes (**Agence de l'eau, 2007**).

Le niveau d'eau dans un filtre planté à écoulement sub-surfacique est maintenu de 5 à 15 cm en dessous de la surface pour assurer un écoulement sous-terrain. Le lit devrait être large et peu profond de sorte que le chemin d'écoulement de l'eau soit maximisé. Une zone d'admission devrait être utilisée pour distribuer également l'écoulement. Le traitement primaire est essentiel pour éviter le colmatage et assurer un traitement efficace (**Tilley et al., 2008**).

Le temps de séjour hydraulique dans ces dispositifs est de plusieurs jours (**Mimeche, 2014**).



**Figure III.1** Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement horizontal (Molle, 2012).

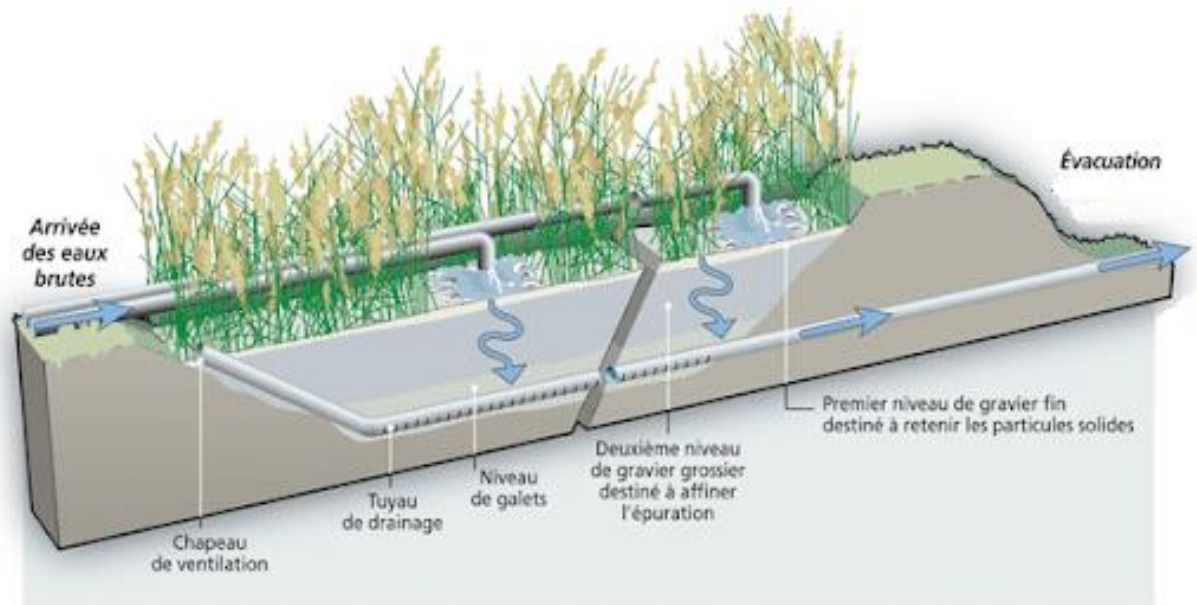
#### III.4.2. Filtres plantés de roseaux à écoulement vertical :

Le principe épuratoire ici repose sur le développement d'une biomasse aérobie fixée sur un sol reconstitué (Derkaoui, 2011). 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 & Ugurlu, 2009).

Le filtre planté vertical est généralement composé de deux étages : le premier retient les particules solides et débute le traitement, le second affine l'épuration. Le dispositif est alimenté de façon séquencée grâce à la présence d'un réservoir de chasse placé en tête permettant d'assurer une alimentation homogène sur l'ensemble de la surface du filtre. Cette filière a de bon rendement sur la matière organique et traite partiellement l'azote (Aaki, 2012).

Les processus épuratoires sont assurés par des microorganismes fixés, présents dans le massif filtrant mais aussi dans la couche superficielle de boues retenues sur la plage d'infiltration. Et le massif filtrant dans le deuxième étage de traitement est majoritairement constitué de sables, complète le traitement de la fraction carbonée de la matière organique, essentiellement dissoute, ainsi que de l'oxydation des composés azotés (Agence de l'eau, 2007).

Le temps de séjours hydraulique dans ces dispositifs est de l'ordre de quelques heures (Kleche, 2013).



**Figure III.2** Coupe transversale d'un filtre planté à écoulement vertical (Molle, 2012).

#### III.4.3. Système mixte :

Les systèmes mixtes sont l'association en série des filtres verticaux et des filtres horizontaux. Généralement cette association est constituée de deux étages consécutifs de filtres verticaux suivis de deux ou trois étages de filtres horizontaux en série. L'intérêt d'une telle association est d'obtenir une bonne nitrification dans les filtres verticaux qui sont oxygénés, mais aussi une dénitrification dans les filtres horizontaux où l'on trouve les conditions d'anoxie nécessaire à cette réaction. Les rendements de la dénitrification ne sont pas très élevés car les bactéries dénitrifiantes ont besoin de matière organique pour se développer et dénitrifier correctement. Or, en sortie des filtres verticaux, la majeure partie de la matière organique a été dégradé, elle n'est donc plus disponible pour les bactéries (Grison, 1999).

**Tableau III.2** Comparaison des filtres plantés de roseaux vertical et à écoulement horizontal (Chakroune, 2013).

	Filtre vertical (FV)	Filtre horizontal (FH)
<i>Eaux usées</i>	<i>Brutes</i>	<i>Issues d'un FV</i>
<i>Condition</i>	<i>Aérobie</i>	<i>Anoxique</i>
<i>Dégradation</i>	<i>Carbonne+nitrification complète</i>	<i>Carbonne+nitrification partielle+dénitrification complète</i>
<i>Alimentation</i>	<i>Bâchées</i>	<i>Estomac et intestins humains</i>
<i>Dimensionnement</i>	<i>2-2.5 m<sup>2</sup>/Hab</i>	<i>(1<sup>ère</sup> étage FV) + 2 m<sup>2</sup>/Hab de FH</i>
<i>Hauteur</i>	<i>60 cm</i>	<i>60 cm</i>

Ces méthodes sont adaptées au traitement des eaux usées de petites collectivités, mais aussi les eaux pluviales et les effluents agricoles ou industriels. Elles peuvent également intervenir en affinage de STEP classique d'eaux usées. Les nombreuses opérations de taille, curage,... sont nécessaires pour entretenir ces grands espaces plantés (Molle et al., 2004).

#### III.4.4. Rôle des différents composants du filtre :

##### III.4.4.1. Rôle des matériaux de remplissage :

Une grande variété de substrats tels que le sable, les graviers, les galets, ou la pouzzolane, peuvent constituer la matière minérale du sol dans les filtres plantés. La matière organique du sol, constituée des matières humiques et non humiques, comprend quant à elle les tissus animaux et végétaux non dégradés, les produits de leur décomposition partielle ainsi que la biomasse vivante (Dutheil, 2003).

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

- Adsorption / désorption : l'adsorption rassemble les processus de fixation de matière sur des surfaces minérales ou organiques. C'est un processus réversible et limité par la surface spécifique du solide qui est disponible (**Rollin & Quiot, 2006**).
- Précipitation / dissolution : la précipitation correspond au passage d'une espèce de l'état dissous à l'état solide (inverse de la dissolution) (**Blanchard, 2000**).

La composition du matériel de remplissage influence également sur le traitement par la suppression des virus et l'élimination, non négligeable, des coliformes fécaux et de bactéries lors d'un écoulement non saturés dans un milieu sableux (**Van Cuyk et al., 2004**). Elle joue également un rôle essentiel de support des biomasses microbienne et végétale (**Guittony-philippe, 2014**).

**Tableau III.3 Rôles des matériaux de remplissage (Office international de l'eau CNIDE, CNFME LIMOGES, OIEAU, 2008).**

Matériaux de remplissage	Rôles
Graviers	Rétention des MES les plus volumineuses
Sables	Filtration plus fines des eaux du premier étage
	Support à la vie épuratoire (aération du substrat
	Adsorption de certains micropolluants comme les métaux ou le phosphore

#### III.4.4.2. Rôle des micro-organismes :

Le principal rôle des micro-organismes est, comme dans tous les procédés de traitement biologique, la dégradation de la matière organique. Ce sont eux qui assurent les différents processus d'oxydation et de réduction. Ils génèrent grâce à la dégradation de la matière organique l'énergie nécessaire à la biosynthèse. Ils minéralisent les composés azotés et phosphorés, et les rendent ainsi assimilables par les plantes. Ils assurent également les réactions de nitrification/dénitrification (**Charte de l'environnement, 2010**). En général, la

composition spécifique des communautés bactériennes dans les marais artificiels est dominée par les *Proteobacteria*, *Cytophaga-Flavobacterium*, *Actinobacteria* et *Firmicutes* (Truu et al., 2009).

Les microorganismes interviennent dans la dégradation de la matière organique par différents processus :

- Biodégradation / rhizodégradation / minéralisation : la biodégradation correspond à la décomposition d'une molécule organique en composés plus simples. Lorsque cette biodégradation s'effectue par les microorganismes sous l'influence des racines de plantes, on parle de rhizodégradation. La minéralisation correspond à la conversion d'une molécule organique en ses constituants inorganiques (Ex: CO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). C'est donc le processus le plus intéressant car il conduit à une épuration totale (Record, 2007).
- Cométabolisme : le cométabolisme est la modification fortuite d'une molécule par une enzyme qui agit normalement sur une autre molécule (substrat primaire). Par conséquent, l'organisme responsable ne profite pas des réactions de cométabolisme. Toutefois, d'autres organismes peuvent être capables de minéraliser les produits du cométabolisme (Denys, 2004).
- Volatilisation : certains microorganismes peuvent changer le degré d'oxydation ou ajouter un groupement méthyl à certaines espèces métalliques ou métalloïdes, les rendant volatiles (Remon, 2006).
- Solubilisation / dissolution : les microorganismes peuvent remettre en solution des molécules xénobiotiques ou inversement, par l'action de leurs sécrétions, par les réactions d'oxydo-réduction qu'ils catalysent, par les processus de méthylation, de déméthylation ou par la biodégradation de complexes organo-métalliques (Gadd, 2010).
- Ab/adsorption : les molécules xénobiotiques peuvent s'adsorber sur les parois des cellules (mortes ou vivantes) ou sur les biofilms bactériens ou fongiques, être absorbés et séquestrés ou minéralisés dans les microorganismes (Gadd, 2010).

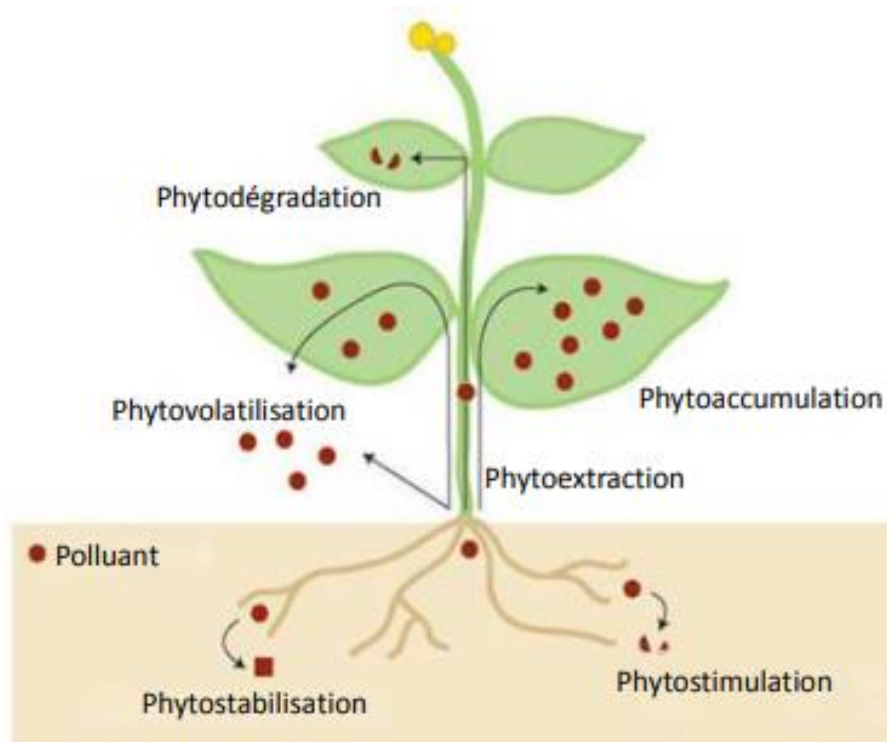
#### III.4.4.3. Rôle des plantes :

La multiplicité du rôle des végétaux dans ces systèmes de traitement doit être analysées au regard des différents processus biologiques et physiques ayant lieu dans ces

milieux. Si leur rôle en termes d'aération ou d'exportation de nutriment peut être considéré comme négligeable, leur rôle mécanique et leur rôle d'évapotranspiration de la sont indispensables et méritaient d'être étudiés pour mieux définir les limites des systèmes et préciser leur modalité de gestion (**Molle, 2012**).

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**) :

- 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 correspond à l'absorption d'un contaminant par la plante et son transfert dans les parties aériennes (**Chaney, 1983**).
- 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 (**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,...) des plantes et peut conduire à la dégradation des polluants dans les tissus de la plante (**Guittouy-philippe, 2014**).
- 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,...) 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**).



**Figure III.3** *Processus mis en œuvre par les plantes et contribuant à la phytoépuration (adapté de Pilon-Smits, 2005).*

L'importance relative de chaque processus particulier peut varier significativement en fonction des contaminants traités, du type de filtre (filtre horizontal ou filtre vertical), du dimensionnement, des conditions environnementales, des espèces végétales et du substrat (Imfeld et al., 2009).

# Chapitre IV

---

## Matériels et méthodes

### IV.1. Site expérimental :

L'expérience a été réalisée dans la wilaya de Naâma, commune de Ain-sefra. Elle se situe au sud-ouest de la wilaya. Elle s'étend sur une superficie de 1023 Km<sup>2</sup>, limitée au Nord par la commune de Naâma, à l'Est par celle de Tiout, à l'ouest par la commune de Sfisifa et au sud par Moughrar (DPAT, 2011). Dans la station d'épuration d'eaux usées locale qui se situe dans la périphérie Est de la commune. Utilisant un processus d'épuration par boue activée.



**Figure IV.1.** Image satellitaire de la station de Ain-Sefra (Google Maps, 2020).

Le processus de phyto-épuration se reposant principalement sur l'activité des végétaux. Le climat semi-aride de la région et les conditions environnementales représentent le facteur décisif de l'efficacité du traitement. Ceci dit, une bonne connaissance des données climatiques du site expérimental et leurs évolutions est impératif pour interpréter les résultats des eaux traitées.

**Tableau IV.1.** Valeurs climatiques moyennes et totales annuelles de la commune de Ain-Sefra (ONM Ain-Sefra, 2020).

Année	T	TM	Tm	PP	V	RA	SN	TS	FG	TN	GR
-------	---	----	----	----	---	----	----	----	----	----	----

2013	19.5	25.5	10.8	107.44	11.0	11	0	2	0	0	0
2014	20.3	26.0	12.1	233.15	10.9	25	0	5	0	0	0
2015	20.0	25.7	11.6	143.27	11.6	17	0	19	2	0	0
2016	20.2	25.6	12.2	218.65	10.1	25	1	22	1	0	0
2017	19.8	24.7	11.3	-	-	20	1	10	1	0	0
2018	-	-	-	-	-	40	1	13	1	0	0
2019	20.2	25.0	12.1	129.56	9.2	29	0	26	0	0	0
2020	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

**T** : température moyenne annuelle

**TM** : température maximale moyenne annuelle

**Tm** : température minimale moyenne annuelle

**PP** : précipitation totale annuelle de pluie et/ou de neige fondue (mm)

**V** : vitesse moyenne annuelle du vent (km/h)

**RA** : total jours de pluie durant l'année

**SN** : total jours de neige durant l'année

**TS** : total jours de tempête durant l'année

**FG** : total jours de brouillard durant l'année

**TN** : total jours de tornades ou nuages en entonnoir durant l'année

**GR**: total jours de grêle durant l'année

## IV.2. Matériel végétal :

Le matériel végétal utilisé dans cette étude comprend *Phragmites australis* connu aussi sous le nom vernaculaire de roseau commun, et *Arundo donax* connu sous le nom vernaculaire de la canne de provence. Tout deux étant des plantes émergentes envahissantes, largement disponible et abondantes en Algérie.

### IV.2.1. *Phragmites australis* :

Le roseau commun, du genre *Phragmites* (Poaceae), est probablement la plante la plus largement distribuée et la mieux étudiée au monde. On la trouve dans toutes les régions tempérées du monde et, bien que plus rare sous les tropiques, elle domine généralement les communautés végétales où elle se trouve, formant une communauté d'hautes herbes caractéristique dans les zones humides du monde entier (Saltonstall & Meyerson, 2016).

La plante tolère très bien les fluctuations du niveau d'eau et profite souvent d'une période de bas niveau pour étendre rapidement la superficie de ses colonies (**Hudon et al., 2005**). Elle peut pousser à la fois sur sol minéral (surtout argileux) ou organique (avec un contenu organique de 1 à 97 %). Le roseau croît de manière ordinaire sur des sols avec pH de 5,5 à 8,1 (**Mal & Narine 2004**) et tolère bien des niveaux de salinité modérés inférieurs à 25 ‰. La plante aurait par contre un avantage compétitif par rapport à d'autres plantes de marais à des niveaux de salinité de 5 à 10 ‰ (**Meyerson et al., 2000**).

Le taux de transpiration du roseau commun est très élevé et peu atteindre chaque jour de 5 à 13 L par mètre carré. Le roseau pourrait donc perdre, localement, au moins autant sinon davantage d'eau par transpiration qu'il en reçoit par précipitation. La plante est aussi en mesure d'extraire du sol de grandes quantités d'éléments nutritifs et de les emmagasiner dans ses tissus. Il y a translocation de l'azote, du phosphore et du potassium des rhizomes vers les tiges au printemps et des tiges vers les rhizomes pendant l'automne (**Mal & Narine 2004**).

La plante produit ses graines tard à la fin de la saison estivale. Il a été donc pendant longtemps cru que le roseau était incapable de produire des graines viables, faute de temps et d'un climat propice (**Brisson et Collab, 2008**). Les graines germent sur sol humide, mais le sol ne doit pas être recouvert de plus de quelques centimètres d'eau. La température optimale pour la germination serait de 20 à 35 °C (**Haslam, 1972 ; Mal & Narine 2004**). Une colonie de roseau s'implante généralement dans un nouveau site par le biais de la germination d'une graine disséminée par le vent ou l'eau (**Alvarez et al., 2005**) ou par l'enracinement d'un fragment de tige ou de rhizome (**Bart & Hartman, 2003 ; Kleche, 2013**). Il est relativement facile, à l'œil, de distinguer une jeune pousse de roseau issue d'une graine (très frêle) d'une pousse issue d'un rhizome (très robuste) (**Brisson & Collab, 2008**).

Une fois installé, le roseau commun se propage localement de manière végétative par le biais de rhizomes (sous le sol) et de stolons (sur le sol ou à la surface de l'eau). Ces derniers peuvent s'étendre sur une distance de plusieurs mètres en l'espace de quelques semaines. Les rhizomes et stolons produisent à intervalles réguliers de nouvelles tiges qui s'enracinent et poussent rapidement. La croissance d'une tige peut en effet atteindre 4 cm par jour. C'est surtout sous la surface du sol (dans les racines et les rhizomes) que se trouve l'essentiel (60 – 70 %) de la biomasse d'une colonie (**Haslam, 1972 ; Mal & Narine, 2004**). C'est une plante qui résiste aux milieux les plus argileux et rocailleux, facile à planter en milieux marécageux (**Fauteux, 2002**). Cette plante vivace peut atteindre une taille allant jusqu'à 5 m

et former des colonies mono spécifiques particulièrement denses pouvant contenir jusqu'à 325 tiges par mètre carré, et où le taux d'évapotranspiration peut atteindre 5 à 13 L par jour par mètre carré, ce qui est parfois supérieur aux précipitations reçues (Mal & Narine, 2004).

Durant le temps de décomposition des feuilles de *P. australis* dans l'eau, on observe que le taux d'éléments-traces métalliques et de métaux lourds augmente dans la matière organique en décomposition. Il augmente au même rythme que le taux d'ergostérol, ce qui laisse penser que ce sont les champignons aquatiques qui se nourrissent des feuilles en décomposition qui y fixent des ions métalliques collectés dans l'eau. Leur décomposition pourrait ainsi interférer avec le cycle des polluants métalliques dans les zones humides (Du Laing, 2009). Et par la suite, être un facteur favorisant la dépollution des eaux usées industriels.



Figure IV.2. *Phragmites australis* (Anonyme 5, 2014).

### Systematique :

- Règne : Plantae
- Sous-règne : Spermaphyte

- **Embranchement** : Magnoliophyte
- **Classe** : Liliopsida
- **Sous-classe** : Commelinidae
- **Ordre** : Cyperales
- **Famille** : Poaceae
- **Genre** : Phragmites
- **Espèce** : *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud., 1841

#### IV.2.1. *Arundo donax* :

*Arundo donax* a été décrit par Linné en 1753 à partir de populations situées en Espagne et dans le sud-est de la France. L'espèce invasive a longtemps été considérée comme native des régions subtropicales et méditerranéennes d'Eurasie, du bassin méditerranéen à l'est de l'Asie. Des études phylogénétiques récentes ont pu établir leurs origines : les populations présentes dans le bassin méditerranéen sont relativement homogènes du point de vue génétique et leur origine se situe au sud de la mer Caspienne, de l'Iran et de la vallée de l'Indus (à l'est de l'Inde) (**Hardion et al., 2014**). Au cours des derniers siècles *Arundo donax* a été introduit dans d'autres régions du monde, en Amérique du Nord ou en Australie, où l'espèce montre également un caractère envahissant. *Arundo donax* est listée parmi les 100 espèces invasives les plus problématiques dans le monde (**Lowe et al., 2000**).

Le roseau géant est une graminée vivace rhizomateuse, appartenant à la famille des Poaceae. considérées comme une espèce sub-cosmopolite, compte tenu de sa répartition mondiale et de sa capacité à tolérer une grande diversité de conditions écologiques (**Sidella et al., 2013**). L'importance d'*Arundo donax* lui a été attribuée à cause de sa production élevée de biomasse, à ses faibles demandes d'irrigation et de fertilisation, à sa résistance élevée à la sécheresse et aux maladies et à sa croissance rapide dans des conditions favorables (**Papazoglou et al., 2005**).

Il est rencontré dans une diversité de milieux généralement humides : terrains inondables, berges de cours d'eau, fossés, abords de routes... (**Quinn & Holt, 2008**). Lorsque les conditions favorables sont réunies, les tiges peuvent pousser de 5 cm par jour (**Perdue, 1958**). La plante est cependant capable de s'adapter à des situations plus sèches et résiste bien aux vents chauds et secs. Elle est assez rustique : le feuillage gèle à -2°C/-3°C, les chaumes à

partir de  $-7^{\circ}\text{C}$  et les rhizomes bien implantés à partir de  $-13^{\circ}\text{C}/-15^{\circ}\text{C}$ . Elle résiste bien aux conditions salines (**Manceau, 2016**).

En ce qui en est de la reproduction, les plantes produisent un grand plumet terminal composé d'épillets. Elles ne produisent pas de pollen et si il y a formation de quelques graines, ces dernières sont stériles (**Mariani et al., 2010**). Il n'y a donc pas de reproduction sexuée de l'espèce. Cependant, Il semble que des graines fertiles aient pu être utilisées pour cultiver la plante en Afghanistan (**Manceau, 2016**). La reproduction végétative d'*Arundo donax* est assurée par l'extension de ses rhizomes, capables de couvrir des centaines de mètres. Les tiges tombées au sol sont également capables de s'enraciner à nouveau et fournir de nouvelles repousses. Cette reproduction végétative, importante entre les mois de mars et octobre, peut former des populations denses, jusqu'à  $80$  tiges/m<sup>2</sup> (**Saltonstall et al., 2010**).

Comme tous les *Arundo*, la canne de Provence forme des peuplements denses et quasi monospécifiques, l'espacement faible et régulier des chaumes évite la compétition intra-individuelle pour les ressources hydrocarbonées et la lumière (**Decruyenaere & Holt, 2005**). Les rhizomes jouent aussi un rôle de réserve en carbohydrates (**Quinn & Holt, 2008**). Leur hauteur atteint jusqu'à  $6$  m, la croissance verticale rapide (**Going & Dudley, 2007**).



**Figure IV.3.** *Arundo donax* (Photo originale, 2020).

### **Systematique :**

- **Règne :** Plantae
- **Sous-règne :** Spermaphyte
- **Embranchement :** Magnoliophyte
- **Classe :** Liliopsida
- **Sous-classe :** Commelinidae
- **Ordre :** Poales
- **Famille :** Poaceae
- **Genre :** Arundo
- **Espèce :** *Arundo donax* L., 1753

### **IV.3. Procédure expérimentale :**

#### **IV.3.1. Préparation des bacs :**

Le dispositif expérimental est un filtre d'épuration vertical. Où chaque unité expérimentale est représentée par une bassine en plastique d'un diamètre de 34cm à la base et de 42cm en haut et une hauteur de 30cm. Des robinets en polyéthylènes sont placés sur les bassines à partir de 6cm du fond. Qui sont par la suite raccordés à des tubes en PVC perforés introduit horizontalement dans les bassines.

Les bassines sont remplies par le massif filtrant étant du gravier laver à l'eau du robinet aux dimensions décroissantes ;

- Gravier 15/25, recouvre 7cm de la bassine à partir du fond.
- Gravier 8/15, superposer au dessus du précédant, il recouvre 11cm de la hauteur de la bassine.
- Gravier 0/3, superposer au dessus du précédant, il recouvre 6cm de la hauteur de la bassine.

Cinq bacs ont été consacrés pour chaque plantes avec un bac supplémentaire ne contenant que le massif filtrant qui fera l'objet du témoin.

Chaque bac a une pente de 10% vers l'emplacement du robinet pour permettre une récupération optimale des eaux de percolation (eaux traitées).

Les plantes (*P.australis* et *A.donax*) ont été recueillies dans la commune de Mecheria et ont été lavées avec de l'eau distillée pour enlever les tissus végétaux morts et les particules qui adhèrent aux plantes. Elles ont été transplantées dans les bacs le jour d'après dans la station de Ain Sefra dans des conditions ouverte à l'exposition du soleil. Au début, les plantes sont surveillées pendant une durée de 3 semaines d'adaptation où elles sont inondées d'eau fraîche. Et à l'achèvement de cette durée, les eaux douces seront remplacées par des eaux usées non-traité issue de la station.



**Figure IV.4.** *Système d'épuration par filtre vertical (Photo originale 2, 2020).*

### IV.3.2. Rendement épuratoire :

Selon **Petemanagnan et al (2008)**, les rendements épuratoires des paramètres analysés sont calculés par la relation suivante :

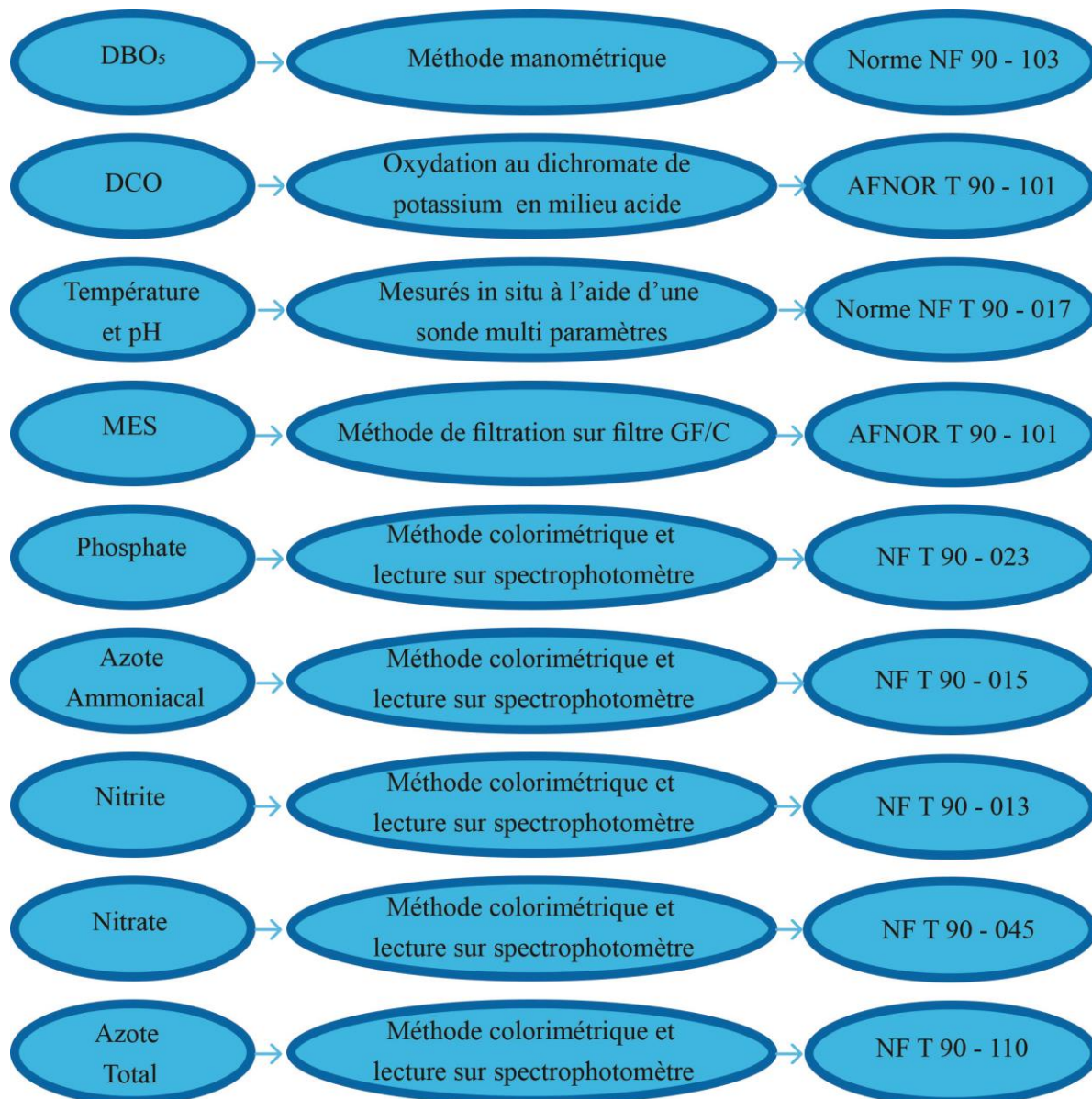
$$\text{Rendement \%} = 100 ( X_{eru} - X_f ) / X_{eru}$$

Tels que :

- $X_{eru}$  : Concentration du paramètre considéré dans l'eau résiduaire urbaine (eaux usées brutes) appliquée sur le lit filtrant.
- $X_f$  : Concentration du paramètre considéré dans le filtrat.

### IV.3.3. Analyse physico-chimique :

Les analyses effectuées sur les eaux seront : DBO, DCO, température, pH, matière en suspension, phosphate, Azote Ammoniacal, Nitrite, Nitrate, Azote total.



#### IV.3.4. Analyse bactériologique :

##### IV.3.4.1. Dénombrement de la flore aérobie mésophile totale :

Comptage des colonies par ensemencement en masse dans un milieu PCA de la solution mère et de deux dilutions ( $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$ ) à 22 °C et à 37 °C (Norme ISO 6222, 1999).

##### IV.3.4.2. Recherche et dénombrement des Coliformes totaux et fécaux :

Selon la NF T 90 – 413 (1985), La méthode est basée sur la croissance d'organismes cibles dans un milieu liquide et sur le calcul du nombre le plus probable d'organismes en fonction de tables NPP.

- Coliformes totaux : 9 tubes de BCPL + Cloche de Durham sont inoculés par l'eau à analyser. Et sont incubés à 37 °C pendant 48h.

Les tubes positifs présentent un virage de couleur et une production de gaz.

- Coliformes fécaux : à partir des tubes positifs de l'étape passer. On inocule 1 mL dans un tube d'eau peptonée exempte d'iode + Cloche de Durham qui seront incubés à 44 °C pendant 24h. Après incubation on rajoute des gouttelettes de Kovacs.

Les tubes positifs présentent un anneau rouge et une production de gaz.

Les résultats notés seront traduits sur le tableau de Mac Grady.

#### **IV.3.4.3. Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux :**

Selon la **Norme ISO 7899 - 1 (1999)**, le même principe du dénombrement précédent est utilisé.

Deux étapes sont nécessaires ;

- Test présomptif : 9 tubes de milieu Rothe sont inoculés de l'eau à analyser et sont incubés à 37 °C pendant 48h.

Les tubes positifs présentent un virage de couleur.

- Test confirmatif : les tubes positifs de l'étape précédente sont repiqués sur des tubes d'Eva Litsky et sont incubés à 37 °C pendant 24h.

Les tubes positifs présentent un virage de couleur.

Les résultats sont traduits sur la table de Mac Grady.

#### **IV.3.4.4. Recherche et dénombrement des spores de Clostridium sulfite-réducteurs :**

Selon la **NF T 90 - 415 (1985)**, La méthode est basée sur l'inoculation de l'eau à analyser en milieu viande foie + sulfite de fer en tubes profonds et l'ajout de l'huile qui garantira l'anaérobiose. Pour effectuer par la suite un choc thermique en mettant les tubes dans un bain marie à 90 °C pendant 10 mn puis dans de l'eau froide pour se débarrasser des formes végétatives.

Les tubes sont mis en incubation à 37 °C pendant 24h.

Les colonies apparaitront comme des sphères noires facile à dénombrer. Les résultats seront présentés en UFC.

# Chapitre V

---

## Résultats et discussions

## V.1. Introduction :

Dans ce chapitre nous nous consacrerons à présenter et discuter des résultats de travaux ultérieurs qui ont utilisés des plantes de la même espèce dans nous avons planifiés l'utilisation.

Nous comparerons les résultats aux normes algériennes d'eaux d'irrigations pour déterminer l'efficacité concrète des traitements étudiés.

**Tableau V.1.** *Caractéristiques physico-chimiques des eaux destinées à l'irrigation en Algérie (Adapté du Journal officiel, 2012).*

Paramètres	Concentration maximale admissible
pH	$6.5 \leq \text{pH} \leq 8.5$
DCO	90
DBO <sub>5</sub>	30
MES	30
Nitrate	30

**Tableau V.2.** *Caractéristiques microbiologiques des eaux destinées à l'irrigation en Algérie (Adapté du Journal officiel, 2012).*

Groupes de cultures	Coliformes fécaux (CFU/100ml)
Irrigation non restrictive	<100
Culture de produits pouvant être consommés crus	<100
Légumes qui ne sont consommés que cuits.	<250
Légumes destinés à la conserverie ou à la transformation non alimentaire	<250
Arbres fruitiers / Cultures et arbustes fourragers / Cultures céréalières / Cultures industrielles / Arbres forestiers / Plantes florales et ornementales	Seuil recommandé <1000

## V.2. Résultats et discussions d'*Arundo donax* :

Les résultats présentés sous ce titre ont été pris d'une étude datant de 2018, au Maroc. Dont les techniques expliquées dans le chapitre précédent ont été utilisées.

**Tableau V.3.** *Caractéristiques des eaux traitées par Arundo donax (Sylla, 2018).*

Paramètres	Affluents	Effluents témoin	Effluent du filtre
pH	8	7,33	7,35
DCO	317,22	172,54	163,47
DBO <sub>5</sub>	31,96	20,27	19,16
MES (mg/L)	60	30	30
Ammonium	271,01	143,78	121,25
Nitrite	0,12	14,63	31,07
Nitrate	2,49	101,77	176,44
Coliformes fécaux (UFC/100ml)	8,58x10 <sup>4</sup>	4x10 <sup>3</sup>	/
Streptocoques fécaux (UFC/100ml)	5,17x10 <sup>4</sup>	7,2x10 <sup>2</sup>	/

### a) Evolution du pH :

On observe un rendement épuratoire de 65% du pH dans le filtre planté, et de 67% dans le témoin. Qui selon **Kone (2002)**, est due à plusieurs facteurs :

- L'accumulation de H<sup>+</sup> suite à l'activité des bactéries nitrifiantes.
- L'accumulation de CO<sub>2</sub> due au métabolisme des plantes ou à la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes.
- La production des ions H<sup>+</sup> par la plante pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale).
- La sécrétion d'exsudats (acides organiques) au niveau des racines.

**b) Evolution de la DCO :**

La forte teneur en DCO des eaux récupérées se traduit par leur forte teneur dans les eaux usées brutes, donc la diminution progressive de la teneur en DCO indique la diminution de la matière organique dans le milieu avec la présence des plantes

Après analyse, les eaux traitées dans le témoin présentent un rendement épuratoire de 45,60% et le traitement par filtres plantés présentent un rendement de 48,46% qui dans l'ensemble, représente une amélioration non suffisante pour utiliser les eaux récoltés dans l'irrigation.

**c) Evolution de la DBO<sub>s</sub> :**

Le rendement épuratoire du filtre planté étant de 40,05% et le rendement du témoin de 36%. L'eau récoltée est conforme à la norme pour être utiliser comme eaux d'irrigation.

**d) Evolution des MES :**

Le rendement épuratoire dans le témoin et dans le filtre planté étant de 50%. L'incluant ainsi comme eau recommandée à l'irrigation.

On peut expliquer le faible rendement d'élimination des MES dans le filtre planté par la décantation des tissus morts issue de la forte masse racinaire, ou que ce soit un ralentissement de la diminution des MES qui peut se traduire par leur accumulation dans le milieu dû à la faible quantité d'eau restée.

**e) Evolution de l'azote :**

L'un des facteurs affectant l'efficacité du traitement était le temps d'infiltration dans le lit filtrant, en particulier pour le traitement de l'azote. La concentration de l'ammonium a été réduite avec un rendement de 55,26% dans le filtre planté et 46,94% pour le témoin. Bien que, les concentrations de nitrate dans l'effluent ont augmenté de manière flagrante avec une augmentation légère de la concentration des nitrites notamment dans les filtres plantés.

Qui peut être expliqué par la forte nitrification due à la présence de bactéries nitrifiantes stimulées par les rhizomes des racines de l'*Arundo donax* et la faible reproduction

des bactéries hétérotrophes dénitrifiantes due à la présence considérable d'oxygène dissous relâcher par les racines.

#### **d) Evolution microbiologique :**

Dans l'eau usée, on observe une claire présence majoritaire des coliformes fécaux par rapport aux streptocoques fécaux. Après traitement, les filtres plantés ont atteint un rendement épuratoire de 100% pour les deux indicateurs de contaminations. Tandis, que les témoins ont atteint un rendement de 95,34% et 98,60% respectivement pour les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux. Qui permet largement l'utilisation des ces eaux comme eaux d'irrigation.

Le taux d'élimination élevé peut s'expliquer par la présence considérable d'une forte concentration d'oxygène. Puisque selon **Decamp & Warren (2000)**, les conditions anaérobies prolongent la survie des coliformes dans les zones humides artificielles et en contraste, des conditions aérobies, améliorent le taux d'élimination.

L'élimination des pathogènes dans le système peut ce faire de plusieurs manières étant la filtration mécanique, la sédimentation, l'adsorption et l'approvisionnement de l'oxygène par les plantes, la mort naturelle, la prédation par les protozoaires, sécrétions des plantes pouvant avoir un effet bactériostatique ou bactéricide (**Gersberg et al., 1990 ; Kadlek & Knight, 1996 ; William et al., 1995**).

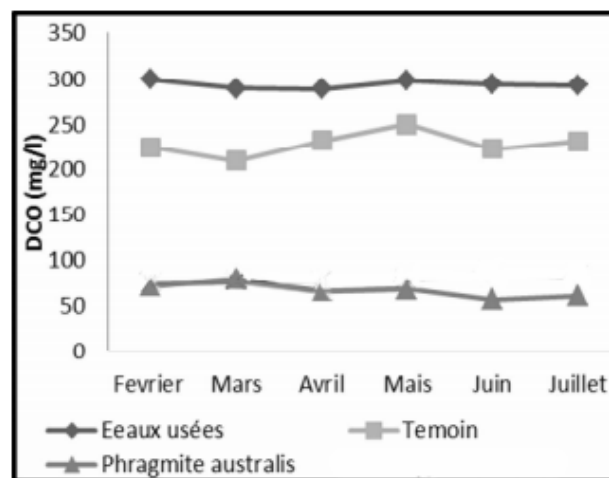
### V.3. Résultats et discussion de *Phragmites australis* :

Les résultats présentés sous ce titre ont été pris d'une étude datant de 2013, dans la ville de Biskra.

**Tableau V.4.** *Caractéristiques des eaux usées du rejet de Chetma (ville de Biskra)*  
(Bensmina-Mimeche et al., 2013).

Paramètres	Affluents
pH	8,23
DCO	297,77
DBO <sub>5</sub>	181,00
MES	122
Ammonium	71,60
Nitrate	18,77
Phosphate	25,68
Germes totaux (UFC/100ml)	4,32x10 <sup>5</sup>
Coliformes totaux (UFC/100ml)	2,34x10 <sup>4</sup>
Coliformes fécaux (UFC/100ml)	1,23x10 <sup>4</sup>
Streptocoques fécaux (UFC/100ml)	5,10x10 <sup>4</sup>

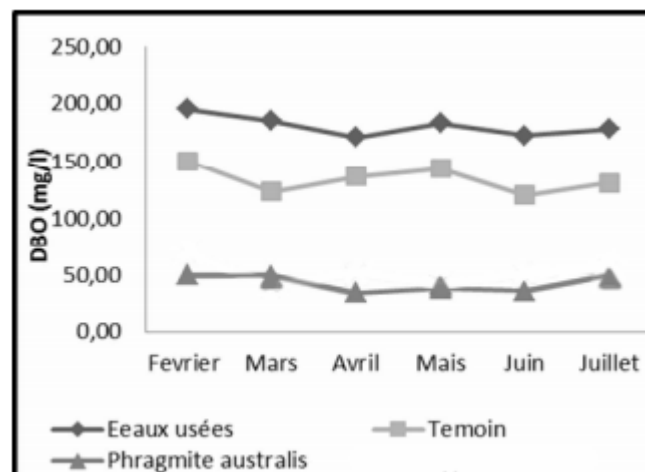
#### a) Evolution de la DCO :



**Figure V.1.** Variation de la DCO et de son taux d'abattement à travers le système  
(Bensmina-Mimeche et al., 2013).

On observe une diminution importante dans le filtre implanté de *Phragmites Australis* par rapport au filtre nu, son efficacité d'élimination maximale en termes de DCO est de 75,69%. résultat confirmé par (Tiglyene et al., 2005). Donnant une moyenne inférieure à 90 mg/L et permettant son utilisation dans l'irrigation.

### b) Evolution de la DBO<sub>5</sub> :

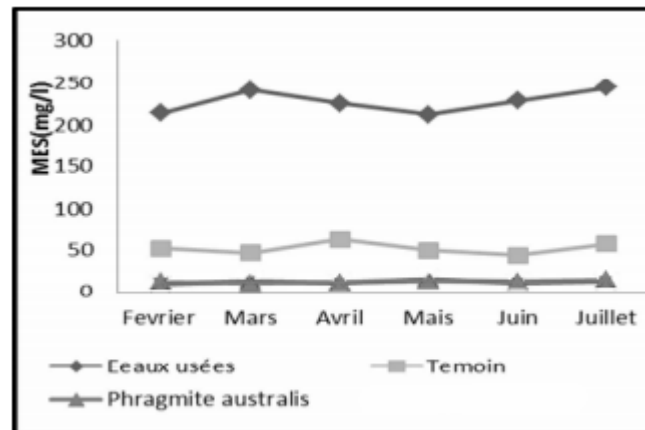


**Figure V.2.** Variation de la DBO<sub>5</sub> et de son taux d'abattement à travers le système (Bensmina-Mimeche et al., 2013).

Une élimination de 75% de la DBO<sub>5</sub> est assurée dans le bac implanté de *Phragmites Australis*. Effectivement, les résultats montrent une baisse largement plus considérable dans le filtre planté que dans le témoin. Résultats confirmés par (Garcia et al., 2005). Permettant ainsi l'utilisation de ces eaux dans l'irrigation.

Les résultats satisfaisant de l'élimination de la DCO et de la DBO<sub>5</sub> montrent que le système contient des grandes quantités d'oxygènes dissous.

### c) Evolution des MES :



**Figure V.3.** Variation des MES et de leur taux d'abattement à travers le système (Bensmina-Mimeche et al., 2013).

On observe un abaissement important des MES des eaux récupérées des filtres plantés par rapport aux eaux usées brutes. Où le rendement d'épuration a atteint 95% pour le filtre planté de *Phragmites Australis*. Qui permet l'utilisation des eaux dans l'irrigation.

Ces résultats sont expliqués par le fait que les racines augmentent le taux d'éliminations des MES par la stimulation de l'activité bactérienne qui dégradera les matières en suspension et les matières organiques (Vymazal, 2005).

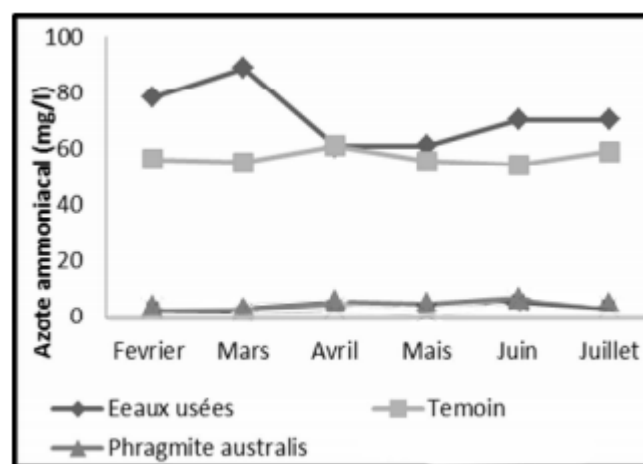
### d) Evolution de l'ammonium, nitrate et phosphate :

L'abattement de l'azote ammoniacal, du nitrate et du phosphate a atteint des valeurs qui varient respectivement entre 68% (Figure V.4), 62% (Figure V.5) et 59% (Figure V.6). Et est d'assez bonne qualité pour être utilisé dans l'irrigation.

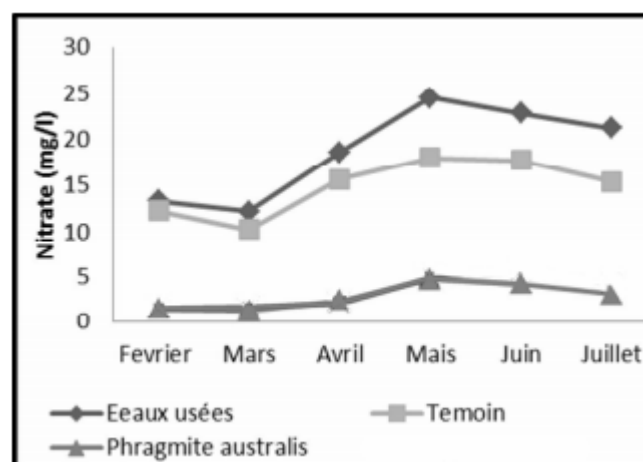
La baisse de l'azote ammoniacal est due, comme dans le cas de l'*Arundo donax*, à la forte concentration de l'oxygène dissous qui permet aux bactéries nitrifiantes de dégrader l'azote ammoniacal en nitrite puis en nitrate.

La baisse du nitrate malgré que le milieu est fortement oxygéné et la dénitrification minimiser est probablement due au fait que *Phragmites australis* a le potentiel d'absorber directement le nitrate. Etant une caractéristiques des macrophytes (Matheson et al., 2002).

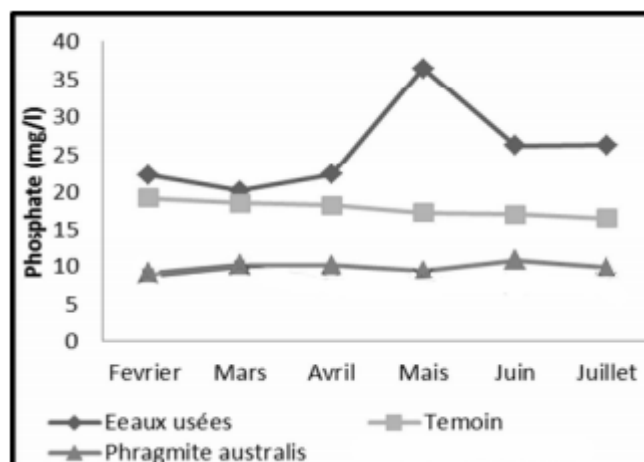
La baisse du phosphate peut être expliquée par l'utilisation directe du  $\text{PO}_4^{3-}$  par les plantes (Urbanc-Bercic & Garberscik, 2004) ou attribués à l'adsorption sur les particules du sol et les réactions de précipitation (Reed et al., 1995). En même temps, les populations microbiennes qui résident dans les racines submergées peuvent assimilées le phosphate présent dans les eaux usées (Lantzke et al., 1998).



**Figure V.4.** Variation de l'azote ammoniacal et de son taux d'abattement à travers le système (Bensmina-Mimeche et al., 2013).



**Figure V.5.** Variation des nitrates et de leur taux d'abattement à travers le système (Bensmina-Mimeche et al., 2013).



**Figure V.6.** Variation des phosphates et de leur taux d'abattement à travers le système (Bensmina-Mimeche et al., 2013).

**e) Evolution microbiologique :**

Il a été constaté que la charge en germe totaux, coliformes totaux, coliformes fécaux et streptocoques fécaux se présentent en quantité très importante dans les eaux usées. Cependant, les analyses post-traitement sur filtre planté ont montré une forte diminution de la charge bactérienne.

**Tableau V.5.** Composition moyenne bactériologique à la sortie des unités pilotes (Bensmina-Mimeche et al., 2013).

Paramètres	Témoin	Rendement épuratoire %	<i>Phragmites australis</i>	Rendement épuratoire
<b>Germes totaux</b>	32x10 <sup>4</sup>	26	3,5x10 <sup>3</sup>	99,18
<b>Coliformes totaux</b>	19x10 <sup>3</sup>	18,8	5,20x10 <sup>2</sup>	97,78
<b>Coliformes fécaux</b>	9,1x10 <sup>3</sup>	26,01	1,4x10 <sup>2</sup>	98,86
<b>Streptocoques fécaux</b>	3,1x10 <sup>4</sup>	39,21	950	98,13

L'enlèvement des germes totaux peut atteindre 99%, des coliformes totaux jusqu'à 97%, les coliformes fécaux de 98% et celui des Streptocoques fécaux est de 98% pour les filtres plantés avec *Phragmite Australis*. Résultats confirmé par (Duggan et al., 2001).

Le traitement a donc un effet significatif et permet l'utilisation de l'eau traitée dans l'irrigation. A l'exception de l'irrigation non restrictive et de l'irrigation pour les cultures de produits pouvant être consommés crus où il ne devient pas fortement recommandées.

#### V.4. Comparaison entre le filtre planté d'*Arundo donax* et de *Phragmites australis* :

**Tableau V.6.** Comparaison entre le filtre planté d'*Arundo donax* et de *Phragmites australis* (Tableau original, 2020).

Paramètres	Rendement épurateur % d' <i>Arundo donax</i>	Rendement épurateur de % <i>Phragmites australis</i>
<b>DCO</b>	48,46	75,69
<b>DBO<sub>5</sub></b>	40,05	75
<b>MES</b>	50	95
<b>Azote ammoniacal</b>	55,26	68
<b>Nitrate</b>	/	62
<b>Coliformes fécaux</b>	100	98,86
<b>Streptocoque fécaux</b>	100	98,13

Après comparaison, une claire différenciation entre les deux plantes est observée. Le *Phragmites australis* présentent des résultats bien plus satisfaisants pour les paramètres physico-chimiques en appuyant sur le fait de la présence croissante des nitrates chez *Arundo donax* due à la non absorption de ce dernier par les racines et la faible dénitrification due au milieu très aérobie. Au contraire de *Phragmites australis* qui a la capacité d'absorber les nitrates dans ses racines. Cependant, la canne de provence à présenter des résultats parfaits dans l'élimination des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux avec en parallèle une élimination très élevée de plus de 98% chez le roseau commun.

Ceci dit, il se pourrait que l'*Arundo donax* puisse donner de meilleurs résultats en climat plus chaud, en prenant en considération le fait que l'étude avait été effectuée dans la

ville côtière El jadida – Maroc qui est caractérisée d'une température plus inférieurs que celle de la ville de Biskra où l'étude du filtre planté du *Phragmites australis* avait été réalisée.

D'autres études devraient être envisagées dans l'exploration d'un filtre planté à culture mixte des deux espèces en recherche d'une épuration plus complète, voir une phytoremédiation complète de l'eau usée.

# Conclusion générale

---

Au terme de notre étude qui avait pour objectif la mise en évidence du pouvoir phyto-épuration de *Phragmites australis* et d'*Arundo donax* dans un climat semi-aride. Il ressort que les lits plantés de macrophytes donnent des résultats satisfaisants et encourageants notamment avec le faible cout qu'elles nécessitent, la facilité d'installation, le climat propice à l'épuration et la disponibilité majeur des plantes choisis dans notre région.

Les résultats obtenus montrent que *Phragmites australis* performe une élimination remarquable des polluants organiques et inorganiques étant de DCO (75,69%), DBO<sub>5</sub> (75%), MES (95%), ammonium (68%), nitrate (62%), phosphate (59%). Et une élimination dépassant les 97% pour les germes pathogènes permettant ainsi l'utilisation des eaux épurées dans tous les types d'irrigations.

Malgré les variations des eaux usées et du climat durant toute l'année. La performance du filtre planté c'est toujours montré significatif et a permis d'être dans les normes souhaitées. Montrant ainsi que l'utilisation du roseau commun dans la phyto-épuration ce montre hautement efficace.

Dans le cas de l'*Arundo donax*, l'élimination des polluants organiques et inorganiques c'est montré moins efficace étant de DCO (48,46%), DBO<sub>5</sub> (40,05%), MES (50%), ammonium (55,26%) et une augmentation des nitrates et ne permet donc pas l'utilisation des eaux épurées dans l'irrigation. Cependant, l'élimination des germes pathogènes a atteint 100% pour les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux ce qui laisse l'utilisation de l'*Arundo donax* un choix idéal pour une épuration par culture mixte ou comme un traitement tertiaire.

Nous pouvons donc dire que l'utilisation des filtres à macrophytes, notamment de *Phragmites australis* et d'*Arundo donax* dans le climat semi-aride de la région de Naama dans l'épuration des eaux usées à des fins de réutilisation tels que dans l'irrigation a été confirmée par les résultats étudiés.

Ceci dit, les perspectives que nous traçons devraient être comme suit :

- Effectuer des analyses microbiologiques des bactéries sporulantes pour déterminer l'éventualité d'avoir des eaux de meilleures qualités.
- Etablir une confirmation des résultats obtenus en utilisant des bassins de plus grandes capacités pendant des périodes de temps plus longues.

- Etudier la capacité de la bioaccumulation des plantes des métaux lourds en visant l'épuration des eaux usées industrielles.
- L'établissement d'une étude plus large impliquant d'autres spécimens de macrophytes susceptibles d'avoir des résultats satisfaisants dans les climats semi-aride.

# Références bibliographique

---

1. **Aaki R.** Elimination des métaux lourds des eaux usées industrielles et naturelles par le procédé d'infiltration-percolation. Thèse de doctorat, Université Ibn Zohr, Maroc, (2012).
2. **Abibsi N.** Réutilisation des eaux usées épurées par filtres plante (phytoepuration) pour l'irrigation des espaces verts application à un quartier de la ville de Biskra. Mémoire de Magister. Université de Biskra, (2011).
3. **Agence de l'eau.** Procédés d'épuration des petites collectivités du bassin Rhin-Meuse; Éléments de comparaison techniques et économiques. Agence de l'eau : Rhin-Meuse, (2007).
4. **Alvarez E G., Plascencia A., Zinn R.A.** Partial substitution of alfalfa hay with grass hay (sudangrass, elephant grass) in diets for lactating dairy cattle: dry matter intake, lactation performance, and digestive function. *J. Anim. Vet. Adv*, (2005).
5. **Andriamirado L, Asensi D, Baig S, Bellard T, Bele P, Bernard M, Bourdelot J L, Cachot L, Camus M, Cousin A, Descamps P, Dunard Bourlier L, Gaudy G, Gruel N, Haubry A, Hesse C, Hund A, Julve J M, Lebosse X, Lebrun T, Lesoille M, Marchand D, Moles J, Mouchet P, Nicol R, Perrin D, Petitpain F, Prévot C, Roux J P, Rovel J M, Saval V, Vion P, Vital J L, Westrelin J L, Wittier S.** Memento technique de l'eau Tome 1. Degrémont, France, (2005).
6. **Anonyme 1.** Systèmes de captage d'eau à plusieurs étages. (2012).
7. **Anonyme 2.** Reconstruction de la station d'épuration. (2010).
8. **Anonyme 3.** Lits bactériens FUCHS immergés et aérés en permanence. (2007).
9. **Anonyme 4.** Traitement biologique aérobie à boue activée. (2010).
10. **Anonyme 5.** Fiche technique de *Phragmites australis*. (2014).
11. **Asano T., Burton F., Leverenz H.** Water reuse: issues, technologies, and applications. McGraw-Hill Professional, California, (2007).
12. **Bakiri Z.** Analyse et optimisation des eaux usées urbaines par boues activées : application au décanteur secondaire. Thèse de doctorat. Université Ferhat Abbas Sétif -1, Sétif, (2007).
13. **Bart D., Hartman J.M.** The role of large rhizome dispersal and low salinity windows in the establishment of common reed, *Phragmites australis*, in salt marshes: New links to human activities. *Estuaries* 26, (2003).
14. **Bengherbia A., Hamaidi F., Zahraoui R., Hamaidi M.S., Megateli S.** IMPACT DES REJETS DES EAUX USÉES SUR LA QUALITÉ PHYSICO-CHIMIQUE

- ET BACTÉRIOLOGIQUE DE L'OUED BENI AZA (BLIDA, ALGÉRIE).  
Lebanese Science Journal, (2014).
15. **Benslimane M., Mostephaoui A., Cherif Z.** performances épuratoires et intérêts du procédé de phyto-traitement des eaux usées par des végétaux macrophytes. Courrier du savoir, (2013).
  16. **Bensmina-Mimeche L., Debabeche M., Seghairi N., Benameur N.** Capacité de filtres planté de macrophytes pour l'épuration des eaux usées dans le climat semi-aride. Courrier du savoir, (2013).
  17. **Bitton G.** Wastewater microbiology. 4ème edition, Wiley, Florida, (2011).
  18. **Blanchard C.** Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, (2000).
  19. **Borin M., Tocchetto D.** Five years water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. Science of the Total Environment, (2007).
  20. **Botta A., Bellon L.** Pollution de l'eau et santé humaine. Laboratoire de biogénotoxicologie et mutagenèse environnementale, Université Euro-Méditerranée TEHYS, (2001).
  21. **Boutin C., Liénard A., Molle P.** les filtres plantés de roseaux, le lagunage naturel, leur association. Comment ? pourquoi ? Sinfotech. (2007).
  22. **Brisson J., Collab.** Evidence of sexual reproduction in the invasive common reed (*Phragmites australis* subsp. *australis*; Poaceae) in eastern Canada : A possible consequence of global warming ? Rhodora (sous presse), (2008).
  23. **Chakroune A.** Etude et conception d'une station d'épuration par lits de roseaux pour des petites agglomérations – cas de Fraouna. Thèse de doctorat, Université de tlemcen, (2013).
  24. **Chaney R.L.** Plant uptake of inorganic waste. In: Parr, J.E., Marsh, P.B., Kla, J.M. (Eds.) Land treatment of hazardous waste, Noyes Data Corp, Park Ridge Il, (1983).
  25. **Chaney R.L., Malik M., Li Y.M., Brown S.L., Brewer E.P., Angle J.S., Baker A.J.M.** Phytoremediation of soil metals. Current Opinion in Biotechnology 8, (1997).
  26. **Charte de l'environnement.** La station d'épuration des eaux usées par lits plantés de roseaux : la rhizosphère, une technologie écologique et performante. (2010).

27. **Chaussé A., Bernard M., Cabet-Deliry E.** Organic Layers Bonded to Industrial, Coinage, and Noble Metals through Electrochemical Reduction of Aryldiazonium Salts. *Chemistry of materials*, (2003).
28. **Chelle F., Dellale M.** L'épuration des eaux : pourquoi et comment épurer office internationale de l'eau. In : Festival des sciences de la ville, France. (2005).
29. **Crittenden J., Trussel R., Hand D., Howe K., Tchobanoglous G.** MWH's Water Treatment Principles and Design. 3ème edition, John Wiley & Sons, Inc, New Jersey, (2012).
30. **Daffri A.** Biodégradation des crésols par le microbiote des eaux usées de la ville de Constantine. Mémoire de Magister. Université Mentouri, Constantine, (2008).
31. **Danmaliki I., Saleh A.** Effects of bimetallic Ce/Fe nanoparticles on the desulfurization of thiophenes using activated carbon. *Chemical engineering journal*, (2017).
32. **Danmaliki I., Saleh A., Shamsuddeen A.** Response surface methodology optimization and adsorptive desulfurization on nickel/activated carbon. *Chemical engineering journal*, (2017).
33. **De Oliveira FF., Moreira RG., Schneider RP.** Evidence of Improved Water Quality and Biofilm Control by Slow Sand Filters in Aquaculture – a Case Study, *Aquacultural Engineering*. (2019).
34. **Decamp O., Warren A.** Investigation of Escherichia coli removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, (2000).
35. **Decruyenaere J.G., Holt J.S.** Ramet Demography of a Clonal Invader, *Arundo donax* (Poaceae), in Southern California. *Plant Soil*, (2005).
36. **Derkaoui H.** Etude est simulation du traitement des eaux usées par procédés membranaire en anaérobie. Thèse de doctorat, Université de tlemcen, (2011).
37. **Denys S.** Biodégradation des solvants chlorés en conditions naturelles mécanismes et caractérisation, Synthèse bibliographique, rapport INERIS, (2004).
38. **Dessaux Y., Hinsinger P., Lemanceau P.** Rhizosphere: so many achievements and even more challenges. *Plant and Soil*, (2009).
39. **Dhir B., Sharmila P., Pardha Saradhi P.** Potential of Aquatic Macrophytes for Removing Contaminants from the environment. *Environmental Science and Technology*, (2009).

40. **Disa-Disa P., Culot M., Lobo J., Kalala I., Kawita C., Ekoko G., Mulaji, C.** Traitement des eaux de consommation par filtration lente sur sable à plusieurs étapes. *Revue des sciences de l'eau*, (2014).
41. **DPAT.** Monographie de la wilaya de Naâma. Direction de la programmation et du suivi budgétaire de la wilaya Naâma. (2011).
42. **Du Laing.** Factors affecting metal concentrations in reed plants (*Phragmites australis*) of intertidal marshes in the Scheldt estuary. *ECOLOGICAL ENGINEERING*, (2009).
43. **Duggan J., Batesm P., Phillips C.A.** The efficacy of subsurface flow reed bed treatment in the removal of *Campylobacter* spp., faecal coliforms and *Escherichia coli* from poultry litter. *Journal of Environmental Health Research*, (2001).
44. **Dutheil, C.** Dépollution des sols par extraction sous pression réduite : étude de quelques paramètres. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, (2003).
45. **Fartas T., Zeggane H.** Rendement épuratoire de la nouvelle station d'épuration par lagunage naturel de la ville de Ouargla. Premier Séminaire International sur la Ressource en eau au Sahara : Evaluation, Economie et Protection, (2011).
46. **Faucteux A.** Des roseaux contre les eaux usées. *Revue de la science au QUEBEC*. Nouvelle édition, (2002).
47. **Faulwetter J.L., Gagnon V., Sundberg C., Chazarenc F., Burr M.D., Brisson J., Camper A.K., Stein O.R.** Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering* 35, (2009).
48. **Gadd G.M.** Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. *Microbiology* 156, (2010).
49. **García P., Aguirre J., Barragán R., Mujeriego V., Matamoros., Bayona J.M.** Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands, *Ecol. Eng.*, (2005).
50. **Gerardi M.** Wastewater bacteria. Wiley, (2006).
51. **Gersberg R.M., Lyon S.R., Brenner R., Elkins B.B.** Integrated wastewater treatment using artificial wetlands : a gravel marsh case study. In : Hammer DA. USA, (1990).
52. **Going B., Dudley T.** Influence of native vs. non-native litter on aquatic insect growth. *Biological Invasions* (in press)., (2007).

53. **Gomella C., Guerrée H.** Les eaux usées dans les agglomérations (traitement). Edition Eyrolles, (1978).
54. **Grisson C.** Epuration des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes, étude bibliographie Agence de l'eau Rhone méditerrané et Corse. (1999).
55. **Grosclaude G.** L'eau : usages et polluants, édition INRA, (1999).
56. **Guittonny-philippe A.** Phyto-épuration de mélanges de polluants organiques et métalliques pour la préservation des zones humides méditerranéennes. Thèse de doctorat. Université Aix-Marseille, France, (2014).
57. **Hacene H.** Microbiologie fondamentale et appliquée Tome II. Edition Houma, Alger, (2016).
58. **Hardion L., Verlaque R., Saltonstall K., Leriche A., Vila B.** Origin of the invasive *Arundo donax* (Poaceae) : a trans-Asian expedition in herbaria. *Annals of botany*, (2014).
59. **Haslam S.M.** *Phragmites communis* Trin. (*Arundo phragmites* L., ? *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel). *Journal of Ecology* 60, (1972).
60. **Herteman M.** Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, France, (2010).
61. **Hudon C., Gagnon P., Jean M.** Hydrological factors controlling the spread of common reed (*Phragmites australis*) in the St. Lawrence River (Québec, Canada). *Écoscience* 12, (2005).
62. **Imfeld G., Braeckevelt M., Kusch P., Richnow H.H.** Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed wetlands. *Chemosphere*, (2009).
63. **Journal officiel.** Conventions et accords internationaux – lois et décrets, arrêtés, décisions, avis, communications et annonces. (2012).
64. **Kadlec R.H.** Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands. *Ecological Engineering*, (2009).
65. **Kadlec R.H., Knight R.L.** Treatment wetlands. Lewis, Boca raton, (1996).
66. **Kleche M.** utilisation des systèmes biologiques dans l'épuration des eaux usées – cas de la région d'Annaba. Thèse de doctorat, Université d'Annaba, (2013).
67. **Kone D.** Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'ouest et du centre: état des lieux, performances épuratoires et

- critères de dimensionnement, Thèse de Doctorat, Université de Luxembourgeoise, Belgique, (2002).
68. **Laabassi A.** L'épuration des eaux usées par le système de lagunage à macrophytes. Thèse de Doctorat. Université Ferhat Abbas Sétif 1, (2016).
69. **Lantzke I.R., Heritage A.D., Pistillo G., Mitchell D.S.** Phosphorus removal rates in bucket size planted wetlands with a vertical hydraulic flow. *Water research*, 1998.
70. **Lin Q., Shen K.L., Zhao H.M., Li W.H.** Growth response of *Zea mays L.* in pyrene-copper cocontaminated soil and the fate of pollutants. *Journal of Hazardous Materials*, (2008).
71. **Lowe S., Brown M., Boudjelas S., De Poorter M.** 100 of the World's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. (2000).
72. **Maiga. A.** Qualité organoleptique de l'eau de consommation produite et distribuée par l'EDM.SA dans la ville de Bamako : évaluation saisonnière. Thèse de Doctorat en Pharmacie. Université de Bamako, Bamako, Mali, (2005).
73. **Mal T.K., Narine L.** 2004. The biology of Canadian weeds. 129. *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. *Canadian Journal of Plant Science* 84, (2004).
74. **Manceau R.** Val'hor - Code de conduite professionnel relatif aux plantes exotiques envahissantes en France métropolitaine : *Arundo donax L.* (2016).
75. **Mara D., Horan N.** Handbook of water and wastewater microbiology. Academic Press, UK, (2003).
76. **Mariani C., Cabrini R., Danin A., Piffanelli P., Fricano A., Gomarasca S., Dicandillo M., Grassi F., Soave C.** Origin, diffusion and reproduction of the giant reed (*Arundo donax L.*): a promising weedy energy crop. *Annals of applied biology*. (2010).
77. **Matheson F.E., Nguyen M.L., Cooper A.B., Burt T.P., Bull D.C.** Fate of 15N-nitrate in unplanted, planted and harvested riparian wetland soil microcosms. *Ecological engineering*, (2002).
78. **Mekhalif F.** Réutilisation des eaux résiduaires industrielles épurées comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement. Mémoire de magister. Université 20 août 1955, Skikda, (2009).

79. **Metahri M.** Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitée, par des procédés mixtes. Cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse de Doctorat. Université Mouloud Mammeri Tizi-ouzou, (2012).
80. **Metcalf & Eddy.** Wastewater engineering : treatment and resource recovery. 5ème édition, McGraw-Hill education, New York, (2014).
81. **Meyerson L.A., Saltonstall K., Windham L., Kiviat E., Findlay S.** A comparison of *Phragmites australis* in freshwater and brackish marsh environments in North America. *Wetlands Ecology and Management* 8, (2000).
82. **Mimeche L.** 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 de Biskra, (2014).
83. **Mizi A.** Traitement des eaux de rejets d'une raffinerie des corps gras région de Bejaia et valorisation des déchets oléicoles. Thèse de doctorat. Université de Badji Mokhtar, Annaba, (2006).
84. **Molle P.** Les filtres plantés de roseaux : évolution de la recherche et tendances actuelles. *Sciences eaux & territoires*, (2013).
85. **Molle P., Lienard A., Boutin C., Merlin G., Iwema A.** Traitement des eaux usées domestiques par marais artificiels : état de l'art et performances des filtres plantés de roseaux en France. *Ingénieries EAT*, France, (2004).
86. **NF T 90- 013** Essais des eaux. Dosage colorimétrique des ions nitrite (1956).
87. **NF T 90-015** Qualité de l'eau – Dosage de l'ammonium – Partie 2 : méthode spectrophotométrique au bleu d'indophénol (2000).
88. **NF T 90-017** Essais des eaux – Dosage du fer – Méthode spectrométrique à la phénantroline<sub>1,10</sub> (1982).
89. **NF T 90-023** Essais des eaux. Dosage des orthophosphates, des phosphates hydrolysables et du phosphore total (méthode spectrophotométrique) (1982).
90. **NF T 90- 045** Qualité de l'eau - Détermination de l'azote nitreux et de l'azote nitrique et de la somme des deux par analyse en flux (CFA et FIA) et détection spectrométrique (1975).
91. **NF T 90-101** Qualité de l'eau – Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO). (2001).
92. **NF T 90-103** Essais des eaux - Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO) (1975).
93. **NF T 90- 110** Essais des eaux. Dosage de l'azote Kjeldahl (1981).

94. **NF T 90 – 413** Essais des eaux - Recherche et dénombrement des coliformes et des coliformes thermotolérants - Méthode générale par ensemencement en milieu liquide (NPP) (1985).
95. **NF T 90 - 415** Essais des eaux - Recherche et dénombrement des spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices et de clostridium sulfito-réducteurs - Méthode générale par incorporation en gélose en tubes profonds (1985).
96. **Norme ISO 6222** Qualité de l'eau — Dénombrement des micro-organismes revivifiables — Comptage des colonies par ensemencement dans un milieu de culture nutritif gélosé (1999).
97. **Norme ISO 7899-1** Qualité de l'eau - Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux - Partie 1: Méthode miniaturisée (nombre le plus probable) pour les eaux de surface et résiduaires (1999).
98. **Norme ISO 8467** Qualité de l'eau – Détermination de l'indice de permanganate (1993).
99. **Office international de l'eau CNIDE, CNFME LIMOGES, OIEAU.** Bilan de fonctionnement des procédés de traitement des eaux usées par les stations d'épurations de petite capacité du bassin de Loire-Bretagne. (2008).
100. **Olanrewaju S., Moustier P., Mougeot A., Fall A.** Développement durable de l'agriculture urbaine en Afrique francophone Enjeux, concepts et méthodes, CIRAD et CRDI, Sénégal, (2004).
101. **ONA Alger.** Rapport intervenant : Amar Chouikh, directeur central de l'exploitation et de la maintenance à l'ONA, STEP de N'Goussa une station 100% verte. (2011).
102. **ONM Ain sefra.** Valeurs climatiques moyennes et totales annuelles de la commune de Ain Sefra. (2020).
103. **Patwardhan A.** Industrial waste water treatment. PHI Learning, New Delhi, (2008).
104. **Papazoglou E., Karantounias G.A., Vemmos S., Bouranis D.** Photosynthesis and growth responses of giant reed (*Arundo donax* L.) to the heavy metals Cd and Ni. Environment International, (2005).
105. **Perdue R.E.** *Arundo donax*, source of musical reeds and industrial cellulose. Economic Botany, (1958).

106. **Perera P.** Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités. Office des publications officielles des Communautés européennes, Luxembourg, (2001).
107. **Pétémanagnan O., Coulibaly L, Manizan P.N, Gourene J.** Traitement des Eaux Résiduaires Urbaines par un Marais Artificiel à Drainage Vertical Planté Avec Panicum Maximum sous Climat Tropical, European Journal of Scientific Research, (2008).
108. **Pilon-Smits E.** Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology 56, (2005).
109. Poulet B., Terfous A., Dap S., Ghenaim A. Station d'épuration a lit filtrants plantes de macrophytes. Courier du savoir, Université Mohamed Khider Biskra, (2004).
110. **Pronost, J., Pronost, R., Deplat, L., Malrieu, J. and Berland, J.** Stations d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation. Office internationale de l'eau. France. (2002)
111. **Quinn L.D., Holt J.S.** Ecological correlates of invasion by *Arundo donax* in three southern California riparian habitats. Biological invasions, (2008).
112. **Raven P., Hassenzähl D., Berg L.** Environnement. 1<sup>ère</sup> édition, Boeck, (2009).
113. **RECORD.** Etat des connaissances sur le devenir de polluants organiques dans les sols lors de la biodégradation naturelle et après biotraitements : identification des composés « métabolites » et des cinétiques, (2007).
114. **Reed S.C., Crites R.W., Middlebrooks E.J.** Natural systems for waste management and treatment. 2<sup>nd</sup> edition, McGraw-Hill inc, New York, 1995.
115. **Rejsek F.** Analyse des eaux : aspects réglementaires et techniques. CRDP, Bordeaux, (2002).
116. **Remon E.** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de Doctorat, Université Jean Monnet, France, (2006).
117. **Rodier J., Bazin C., Broutin P., Chambon P., Champsaur H., Rodi L.** The analysis of water : natural water, waste water, sea water. 8<sup>ème</sup> édition, DUNOD, Paris, (2005).
118. **Rollin C., Quiot F.** Eléments traces métalliques, guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude n° INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a, (2006).

119. **Saltonstall K., Lambert A., Meyerson L.A.** Genetics and reproduction of common reed (*Phragmites australis*) and Giant reed (*Arundo donax*). *Invasive Plant Science and Management*, (2010).
120. **Saltonstall K., Meyerson L.A.** *Phragmites australis*: from genes to ecosystems. *Biological Invasions*, (2016).
121. **Sherwood T.** *Soil Stabilisation with Cement and Lime*, HMSO, London, (1993).
122. **Sidela S., Fernando A.L., Barbosa B., Costa J.** Phytoremediation Response of *Arundo Donax* in Soils Contaminated with Lead. (2013).
123. **Sincero P., Sincero A.** *Physical-Chemical treatment of water and wastewater*. CRC Press, USA, (2002).
124. **Sotelo J., Rodriguez A., Alvarez A., Garcia J.** Removal of Caffeine and Diclofenac on Activated Carbon in Fixed Bed Column. *Chemical Engineering Research and Design*, (2012).
125. **Stottmeister U., Wießner A., Kuschik P., Kappelmeyer U., Kästner M., Bederski O., Müller R.A., Moormann H.** Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* 22, (2003).
126. **Susarla S., Medina V.F., McCutcheon S.C.** Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, (2002).
127. **Sylla A.** Domestic wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with *Arundo donax*, and the intermittent sand filters impact. *Ecohydrology & Hydrobiology, morocco*, (2018).
128. **Tiglyene S., Mandi L., Jaouad A.E.** Enlèvement du chrome par infiltration verticale sur lits de *phragmites australis* (Cav), *Rev. Sci.Eau*, (2005).
129. **Tilley E., Luethi C., Morel A., Zurbrugg C., Schertenleib R.** *Compendium of sanitation systems and technologies*. EAWAG, (2008).
130. **Truu M., Juhanson J., Truu J.** Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, (2009).
131. **Urbanc-Bercic O., Garberscik A.** The relationship of the processes in the rhizosphere of common reed *Phragmites australis* to water fluctuation. *International review of hydrobiology*, (2004).

132. **Van Cuyk S., Siegrist R.L., Lowe K.** Evaluating microbial purification during soil treatment of wastewater with multicomponent tracer and surrogate tests. (2004).
133. **Vymazal J., Kröpfelová L.** Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Springer, Dordrecht, Netherlands, (2008).
134. **Vymazal J.** Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment, *Ecol. Eng.*, (2005).
135. **William H., Alan S., Helen R.** Official methods of analysis of the association of analytical chemists. (1995).
136. **Yalcuk A., Ugurlu A.** Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, (2009).
137. **Zhang B.Y., Zheng J.S., Sharp R.G.** Phytoremediation in engineered wetlands: mechanisms and applications. *Procedia Environmental Sciences* 2, (2010a).
138. **Zhang Z., Rengel Z., Meney K., Pantelic L., Tomanovic R.** Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) mediate cadmium toxicity to an emergent wetland species. *Journal of Hazardous Materials*, (2011b).
139. **Zimmels Y., Kirzhner F., Malkovskaja A.** Advanced extractions and lower bounds for removal of pollutants from sewage by water plants. *Water environ.*, (2007).

# Annexes

---

## Annexe (01)

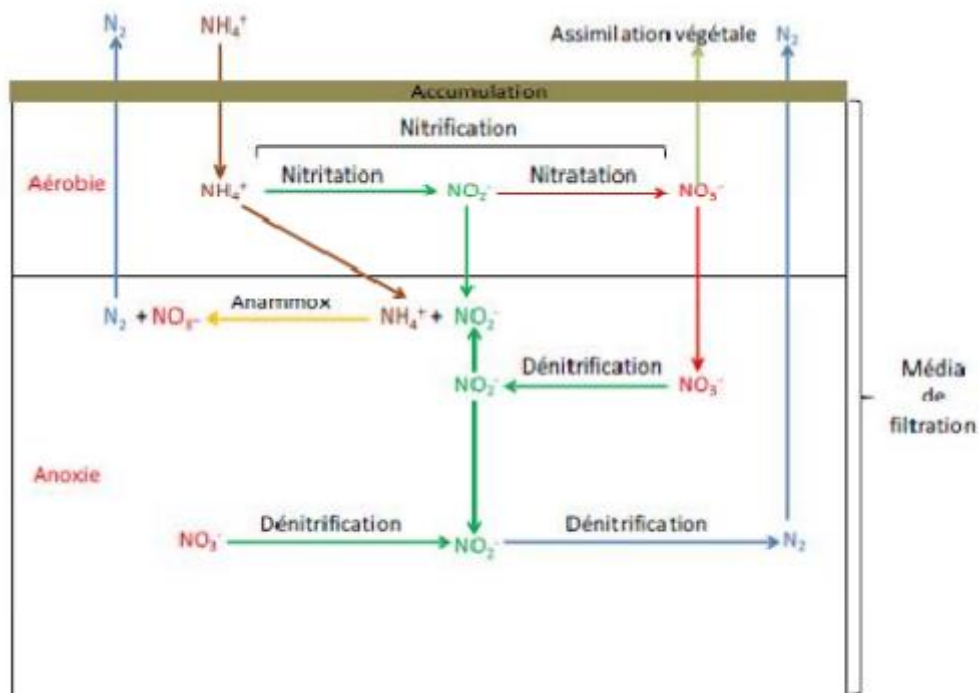


Figure 1 : Cycle de l'azote dans les bacs (Dong & Sun, 2007).

Tableau 1 : Mécanismes biologiques de dégradation de l'azote (Vymzal, 2007).

Mécanisme	Transformation	FFV
Ammonification	$\text{N}_{\text{organique}} \rightarrow \text{N-NH}_3 \text{ (G)}$	moyenne
Nitrification	$\text{N-NH}_4^+ \rightarrow \text{N-NO}_2^- \rightarrow \text{N-NO}_3^-$	très forte
Dénitrification	$\text{N-NO}_3^- \rightarrow \text{N-NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2, \text{N}_2\text{O (G)}$	très faible
Assimilation (plantes, microorganismes)	$\text{N-NH}_4^+, \text{N-NO}_2^-, \text{N-NO}_3^- \rightarrow \text{N}_{\text{organique}}$	faible

## Annexe (02)

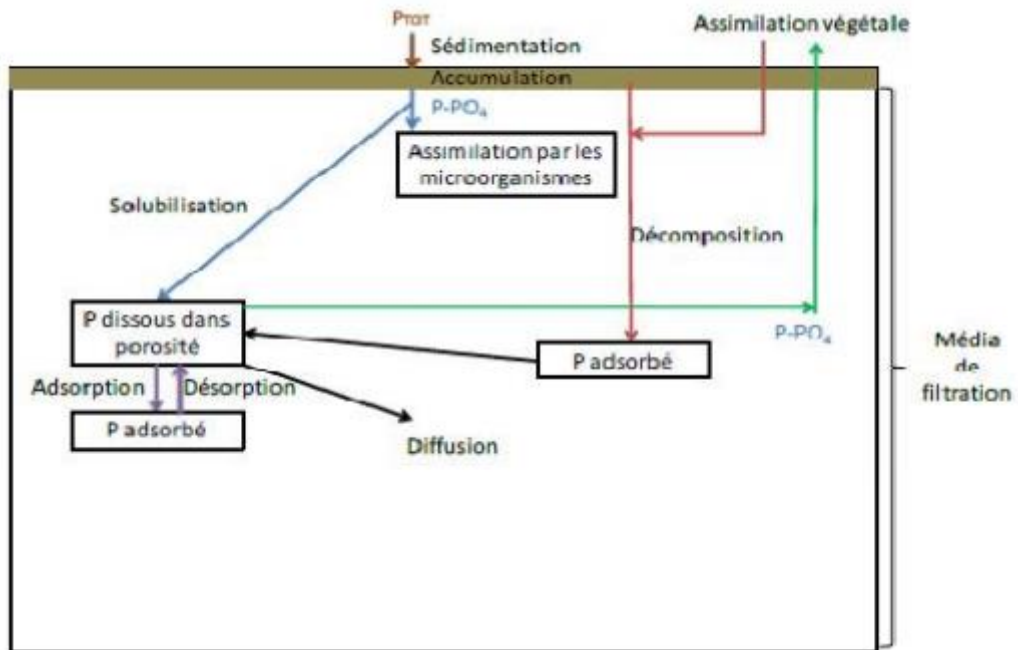


Figure 2 : Cycle du phosphore dans les bacs (Kadlec & Wallas, 2008).

## Annexe (03)

**Tableau 2.** Les valeurs limites des paramètres de rejets dans un milieu récepteur  
(Journal officiel, 2006).

PARAMETRES	VALEURS LIMYIES	UNITES
<b>Température</b>	<b>30</b>	C°
PH	6,5 à 8,5	-
MES	35	mg /l
DBO5	35	mg/l
DCO	120	mg/l
Azote kjeldahl	30	mg/l
Phosphates	02	mg/l
Phosphore total	10	mg/l
Cyanures	0,1	mg/l
Aluminium	03	mg/l
Cadmium	0,2	mg/l
Fer	03	mg/l
Manganèse	01	mg/l
Mercure total	0,01	mg/l
Nickel total	0,5	mg/l
Plomb total	0,5	mg/l
Cuivre total	0,5	mg/l
Zinc total	03	mg/l
Huiles et Grasses	20	mg/l
Hydrocarbures totaux	10	mg /l
Indice phénols	0,3	mg/l
Fluor et composés	15	mg/l
Etain total	02	mg/l
Composés organiques chlorés	05	mg/l
Chrome total	0,5	mg/l
(*)Chrome III+	03	mg/l
(*)Chrome VI+	0,1	mg/l
(*)Solvants organiques	20	mg/l
(*)Chlore actif	1,0	mg/l
(*)PCB	0,001	mg/l
(*)Détergents	2	mg/l
(*)Tensioactifs anioniques	10	mg/l

**Tableau 3.** Normes extrêmes limitées aux eaux usées (OMS, 2010).

Paramètres	Normes
Ph	6.5 à 8.5
Conductivité électrique (ms/cm)	< 3*
MES (mg/l)	< 70*
DCO (mg/l)	< 40*
DBO <sub>5</sub>	< 30*
NO <sub>3</sub> (mg/l)	< 50*
NO <sub>2</sub> (mg/l)	< 1†
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	< 0.94*
HCO <sub>3</sub> (mg/l)	500**
SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> (mg/l)	400**
CL <sup>-</sup> (mg/l)	1065**
Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	400**
Na <sup>+</sup> (mg/l)	920**
Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	60.75**
Cd <sup>2+</sup> (mg/l)	0.01*
Pb <sup>2+</sup> (mg/l)	0.05*
Zn <sup>2+</sup> (mg/l)	2*
Cr <sup>6+</sup>	0.1*
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	< 2*

## Annexe (04)

**Tableau 4.** Concentrations moyennes des polluants dans les eaux usées secondairement traitées par *Arundo donax* et dans les effluents durant les mois d'expérience (Sylla, 2018).

		January	February	March	April	May	June
Influent or secondarily treated black water	pH	8.2	8.1	8	7.9	8	8.1
	TSS (µg/L)	0.062	0.062	0.06	0.063	0.06	0.064
	COD (mg/L)	351.65	353.23	281.15	358.48	278.24	284.06
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	258.25	242.75	275.52	273.1	262.25	312.34
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0.09	0.071	0.1	0.11	0.19	0.087
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	2.66	1.86	2.85	2.55	1.83	3.12
Control filter	pH	7.66	7.6	7.58	7.4	7.5	7.52
	TSS (µg/L)	0.032	0.022	0.028	0.038	0.032	0.033
	COD (mg/L)	234	199.63	148.11	189.33	136.3	146.09
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	108.47	137.44	185.68	134.53	132.23	154.8
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	5.15	8.84	8.08	21.79	33.97	10.05
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	74.02	77	123.57	98.77	83.94	121
Planted filter	pH	7.51	7.37	7.3	7.4	7.43	7.05
	TSS (µg/L)	0.032	0.022	0.028	0.038	0.032	0.033
	COD (mg/L)	137.27	133.45	104.51	128.56	87.95	89.79
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	152.6	131.12	91.26	134.05	102.81	113.25
	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	37.7	38.9	16.9	35.9	31.49	25.9
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	168.35	150.48	195.62	198.33	213.04	309.42

**Tableau 5.** Taux de réduction des polluants par les différents filtres d'*Arundo donax* au cours de la période d'étude (Sylla, 2018).

		January	February	March	April	May	June
Control filter (%)	pH	7.6	7.3	7.37	7.4	7.4	7.28
	TSS	48.37	65.05	53.18	41.12	48.03	49.26
	COD	41.09	48.22	48.05	47.52	45.91	50.58
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	30.92	28.02	30.23	36.05	35.82	29.3
Planted filters (%)	pH	7.5	7.4	7.3	7.4	7.4	7
	COD	56.03	59.36	63.6	63.5	69.42	67.64
	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	48.66	51.31	67	53.28	65.74	67.28

## **Annexe (5)**

### **« Milieux de cultures »**

#### **Milieu PCA :**

- Tryptone 6.0 g.
- Extrait de levure 2.5 g.
- Glucose 1.0 g.
- Agar 15.0 g.
- 1L d'eau distillé.
- pH = 7.

#### **Milieu BCPL :**

- Peptone 5.0 g.
- Extrait de viande de bœuf 3.0 g.
- Lactose 10.0 g.
- Pourpre de bromocrésol 25 mg.
- Agar 15.0 g.
- 1L d'eau distillé.
- pH = 6.8.

#### **Eau peptonée exempte d'iode :**

- tryptone 10.0 g.
- chlorure de sodium 5.0 g.
- 1L d'eau distillé.
- pH = 7.3.

#### **Milieu rothe :**

- peptone 20.0 g.
- glucose 5.0 g.
- azide 0.2 g.

- NaCl 5.0 g.
- Hydrogénophosphate de potassium 2.7 g.
- Dihydrogénophosphate de potassium 2.7 g.
- 1L d'eau distillé.
- pH = 6.8.

**Milieu EVA Litsky :**

- Milieu rothe.
- Ethyl-violet 0.5 g.

**Milieu VF :**

- Base viande foie 30.0 g.
- Glucose 2.0 g.
- Agar 6.0 g.
- 1L d'eau distillé.
- pH : 7.4.