

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
République Algérienne Démocratique et Populaire  
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
جامعة 8 ماي 1945  
Université 8 Mai 1945 Guelma  
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie, Sciences de la Terre et de l'Univers



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

Domaine : Science de la Nature et de la Vie  
Filière : Sciences Biologiques  
Spécialité/Option : Microbiologie Appliquée

Thème :

# Étude bactériologique et physicochimique de la bio-purification des eaux usées par les plantes

Département : Ecologie et Génie de l'Environnement

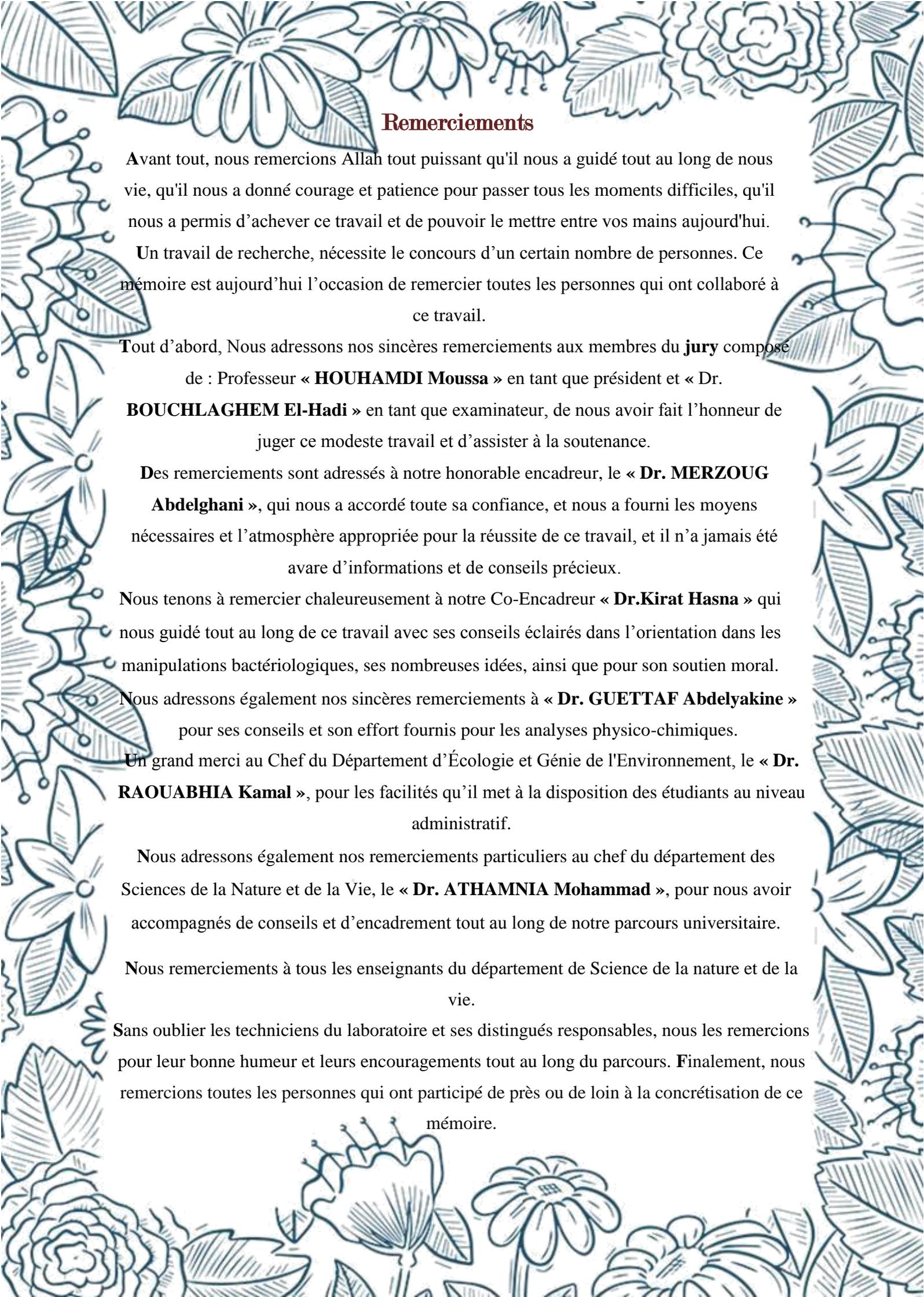
Présenté par :

- AIDOUH Hadda
- ATHAMNIA Assia
- REZAIGUIA Djihane

Devant le jury composé de :

Président :	Mr. HOUHAMDI Moussa	Pr.	Université de Guelma
Examineur :	Mr. BOUCHELAGHEM El Hadi	MCB	Université de Guelma
Encadreur :	Mr. MERZOUG Abdelghani	MCB	Université de Guelma
Co-Encadreur :	Mlle. KIRAT Hassina	Doctorante	Université de Skikda

Jun 2023

A decorative border of blue line-art flowers and leaves surrounds the text. The flowers include roses, daisies, and tulips, with detailed leaf patterns.

## Remerciements

Avant tout, nous remercions Allah tout puissant qu'il nous a guidé tout au long de nous vie, qu'il nous a donné courage et patience pour passer tous les moments difficiles, qu'il nous a permis d'achever ce travail et de pouvoir le mettre entre vos mains aujourd'hui.

Un travail de recherche, nécessite le concours d'un certain nombre de personnes. Ce mémoire est aujourd'hui l'occasion de remercier toutes les personnes qui ont collaboré à ce travail.

Tout d'abord, Nous adressons nos sincères remerciements aux membres du **jury** composé de : Professeur « **HOUHAMDI Moussa** » en tant que président et « Dr. **BOUCLAGHEM El-Hadi** » en tant que examinateur, de nous avoir fait l'honneur de juger ce modeste travail et d'assister à la soutenance.

Des remerciements sont adressés à notre honorable encadreur, le « **Dr. MERZOUG Abdelghani** », qui nous a accordé toute sa confiance, et nous a fourni les moyens nécessaires et l'atmosphère appropriée pour la réussite de ce travail, et il n'a jamais été avare d'informations et de conseils précieux.

Nous tenons à remercier chaleureusement à notre Co-Encadreur « **Dr. Kirat Hasna** » qui nous guidé tout au long de ce travail avec ses conseils éclairés dans l'orientation dans les manipulations bactériologiques, ses nombreuses idées, ainsi que pour son soutien moral.

Nous adressons également nos sincères remerciements à « **Dr. GUETTAF Abdelyakine** » pour ses conseils et son effort fournis pour les analyses physico-chimiques.

Un grand merci au Chef du Département d'Écologie et Génie de l'Environnement, le « **Dr. RAOUABHIA Kamal** », pour les facilités qu'il met à la disposition des étudiants au niveau administratif.

Nous adressons également nos remerciements particuliers au chef du département des Sciences de la Nature et de la Vie, le « **Dr. ATHAMNIA Mohammad** », pour nous avoir accompagnés de conseils et d'encadrement tout au long de notre parcours universitaire.

Nous remercions à tous les enseignants du département de Science de la nature et de la vie.

Sans oublier les techniciens du laboratoire et ses distingués responsables, nous les remercions pour leur bonne humeur et leurs encouragements tout au long du parcours. Finalement, nous remercions toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la concrétisation de ce mémoire.

## Liste des tableaux

N°	Titre	Pages
01	Paramètres microbiologiques dans les eaux usées.	10
02	Les types des substrats utilisés.	37
03	Paramètres physicochimiques recherchés.	39
04	Méthodes d'ensemencement sur gélose pour la recherche des germes pathogènes.	47
05	Résultats des anaérobies sulfito-réductrices (ASR).	60
06	Résultats des germes pathogènes	60

## Liste des figures

N° Fig.	Titres	Page
1	Schéma de l'épuration par le lit bactérien	11
2	Schéma de l'épuration des eaux usées par disque biologique.	12
3	Coupe schématique d'une station à lagunage	13
4	Schéma des filtres plantés à écoulement verticale	21
5	Filtre planté à écoulement horizontal.	22
6	Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement hybride.	23
7	Schéma de la Phyto-extraction.	24
8	Schéma de la Phyto-dégradation.	27
9	Schéma de la Rhizo-dégradation.	28
10	Schéma de la Phyto-volatilisation.	30
11	Photo satellite de la station d'épuration de Guelma	32
12	site de prélèvement	35
13	Systématique de la massette à feuilles étroites <i>Typha Angustifolia</i> .	36
14	Systématique de la massette à large feuilles <i>Typha latifolia</i> .	36
15	Composition du dispositif expérimental.	38

<b>16</b>	Dispositif expérimental.	<b>38</b>
<b>17</b>	Préparation des dilutions.	<b>42</b>
<b>18</b>	Recherche et dénombrement des germes totaux.	<b>43</b>
<b>19</b>	Variations de la température.	<b>48</b>
<b>20</b>	Variations du potentiel d'oxydo-réduction.	<b>49</b>
<b>21</b>	Variations de pH.	<b>49</b>
<b>22</b>	Variations de la conductivité électrique.	<b>50</b>
<b>23</b>	Variations de l'oxygène dissous	<b>50</b>
<b>24</b>	Variations de la salinité.	<b>51</b>
<b>25</b>	Variation des matières en suspension (MES).	<b>51</b>
<b>26</b>	Rendement minimum d'élimination des MES.	<b>52</b>
<b>27</b>	Variations de la DBO <sub>5</sub> .	<b>53</b>
<b>28</b>	Rendement minimum d'élimination de DBO <sub>5</sub> .	<b>53</b>
<b>29</b>	Variation de la Demande chimique en oxygène (DCO).	<b>54</b>
<b>30</b>	Variation du rapport DCO/DBO <sub>5</sub>	<b>54</b>
<b>31</b>	Variation des nitrites ( <b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b> ).	<b>55</b>
<b>32</b>	Variation des nitrates ( <b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ).	<b>56</b>
<b>33</b>	Variation de l'ammonium ( <b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> ).	<b>56</b>
<b>34</b>	Variation des ortho-phosphates (PO <sub>4</sub> ).	<b>57</b>
<b>35</b>	variation des germes totaux GT.	<b>58</b>
<b>36</b>	variation des coliformes totaux CT	<b>58</b>
<b>37</b>	variation des coliformes fécaux CF	<b>59</b>
<b>38</b>	variation des streptocoques fécaux SF.	<b>59</b>

## Liste des Abréviations

**AEP** : Alimentation en Eau Potable.

**ASR** : Anaérobies Sulfito-réducteurs.

**CE** : Conductivité électrique.

**Cl<sub>2</sub>** : Chlorine.

**CO<sub>2</sub>** : Dioxyde de carbone

**CT** : Coliformes totaux.

**DBO<sub>5</sub>** : Demande biochimique en oxygène (5 jours).

**DCO** : Demande chimique en oxygène.

**EDTA** : acide Ethylène Diamine Tétra-Acétique est fort chélateur

**EDTA** : acide Ethylène Diamine Tétra-Acétique est fort chélateur

**ETM** : élément trace métallique.

**HAP** : Hydrocarbures aromatiques polycycliques.

**K** : La notion de biodégradabilité

**MES** : Matières en suspension.

**NH<sub>4</sub><sup>+</sup>** : L'azote ammoniacal.

**NO<sub>2</sub><sup>-</sup>** : Nitrites.

**NO<sub>3</sub><sup>-</sup>** : Les nitrates

**PO<sup>3-</sup>** : Ortho-phosphates.

**RME** : le Rendement Minimum d'élimination

**SR 1** : station de relevage 1

**SR 2** : station de relevage 2

**STEP** : Station d'épuration.

**TCE** : Trichloroéthylène.

**UFC** : Unité Formant Colonie

# Table des matières

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

	<b>Introduction</b>	<b>1</b>
<b>1.</b>	<b>Génialités</b>	<b>3</b>
1.1.	Définition	3
1.2.	Différents types des pollutions des eaux	3
1.2.1.	Pollution organique.	3
1.2.2.	Pollution biologique.	3
1.2.3.	Pollution chimique.	4
1.2.4.	Pollution physique.	4
1.3.	Les eaux usées.	4
1.3.1.	Nature et origine des eaux usées.	4
1.3.1.1.	Eaux usées domestique.	4
1.3.1.2.	Eaux usées pluviale.	5
1.3.1.3.	Eaux usées agricole.	5
1.3.1.4.	Eaux usées industrielles.	5
1.4.	Les indicateurs de pollution.	6
1.4.1.	Paramètres physicochimiques.	6
1.4.2.	Paramètres organoleptiques.	9
1.4.3.	Paramètres microbiologiques.	10
<b>2.</b>	<b>Epuration des eaux usées.</b>	<b>10</b>
2.1.	Techniques intensives.	10
2.1.1.	Lits bactériens.	10
2.1.2.	Disques biologiques.	11
2.2.	Techniques extensives.	13
2.2.1.	Lagunage.	13
2.2.1.1.	Définition.	13
2.2.1.2.	Types de lagunage	13
<b>3.</b>	<b>Objectif de réutilisation des eaux usées.</b>	<b>14</b>
<b>Chapitre II.</b>	<b>La phyto-épuration</b>	<b>16</b>
<b>1.</b>	<b>Généralité sur la phyto-épuration.</b>	<b>16</b>
1.1.	Définition.	16
1.2.	Historique de la phyto-épuration.	16
1.3.	Paramètres influençant la phyto-épuration.	17
1.3.1.	Aération de substrat.	17
1.3.2.	Température.	17
1.3.3.	Oxygène dissous.	17
1.3.4.	Pollution microbiologique.	18
1.3.5.	Constitution du filtre.	18
1.3.6.	Effets des plantes dans le système de phyto-épuration.	19

1.3.7.	Temps de séjour.	19
2.	Phyto-épuration des eaux usées.	19
2.1.	Différents filtres planté pour le traitement des eaux usées.	20
2.1.1.	Filtres plantés à écoulement vertical.	20
2.1.2.	Filtres plantés à écoulement horizontal.	21
2.1.3.	Systèmes hybrides.	23
3.	La phyto-remédiation.	23
3.1.	Phyto-extraction.	24
3.2.	Phyto-stabilisation.	26
3.3.	Phyto-dégradation et Rhizo-dégradation.	26
3.4.	Phyto-volatilisation.	28
3.5.	Rhizo-filtration.	30
<b>Chapitre III.</b>	<b>Matériel et méthodes</b>	<b>31</b>
1.	Description générale de la station d'épuration de Guelma.	31
1.1.	Procédé d'épuration de la STEP de Guelma.	31
1.1.1.	Prétraitement.	32
1.1.2.	Traitement primaire.	32
1.1.3.	Traitement secondaire (élimination de la charge carbonée)	33
1.1.4.	Traitement tertiaire (élimination de l'azote et du phosphore)	33
1.2.	Prélèvement des échantillons	33
2.	Matériel biologique.	34
3.	Dispositif expérimental.	35
3.1.	Etude physicochimique.	37
3.2.	Etude bactériologique.	38
3.2.1.	Matériels utilisés.	38
3.2.2.	Méthodes d'analyses bactériologiques.	39
3.2.2.1	Recherche des germes totaux.	40
3.2.2.2.	Recherche et dénombrement des coliformes en milieux liquides.	42
3.2.2.3.	Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux.	43
3.2.2.4.	Recherche et dénombrement des anaérobies sulfito-redutrices.	
3.2.2.5.	Recherche des germes pathogènes.	
<b>Chapitre IV.</b>	<b>Résultats et discussion</b>	<b>47</b>
1.	Résultats des analyses physico-chimiques	47
1.1.	Température C°	47
1.2.	Potentiel d'oxydo-réduction	47
1.3.	pH	48
1.4.	Conductivité électrique	49
1.5.	Oxygène dissous	49
1.6.	Salinité	50
1.7.	Matières en suspension (MES)	50
1.8	Demande Biologique en Oxygène DBO <sub>5</sub>	51
1.9.	Demande Chimique en Oxygène DCO	52
1.10.	Le Rapport DCO/DBO <sub>5</sub>	53
1.11.	Nitrite NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	54

1.12.	Nitrate NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	54
1.13.	Ammonium NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	55
1.14.	Ortho-phosphates PO <sub>4</sub>	56
2.	Résultats des analyses bactériologiques	56
2.1.	Germes totaux	56
2.2.	Coliformes totaux (CT)	57
2.3.	Les coliformes fécaux	58
2.4.	Streptocoque fécaux (SF)	58
2.5.	Bactéries Anaérobies sulfito-réductrices	59
2.6.	Germes pathogènes	59
	<b>Conclusion</b>	<b>60</b>
	<b>Références bibliographique</b>	

**Résumé**

**Summary**

الملخص

**Annexes**

# *Introducción*

### Introduction

Les ressources totales en eau (eau douce et eau salée) représentent 1 400 millions de milliards de mètres cubes, et couvrent trois quarts de la surface de la Terre. Or l'eau douce ne représente qu'une infime partie de ces ressources en eau (approximativement 35,2 millions de milliards de m<sup>3</sup> soit 2,5%). L'homme ne peut utiliser que moins de 0.352 millions de milliards de m<sup>3</sup> soit 1 % du volume total hydrique sur terre soit environ 0,028 % de l'hydrosphère. Les 99 % restants étant soit gelés, soit profondément enfouis dans les sols, ils ne peuvent être exploités pour la consommation humaine (**Park et Lark, 2007**). Aussi on trouve les eaux usées qui sont des eaux trop chargées avec les polluants organique et non organique qui sont lié directement avec l'activité humaine.

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. L'eau, ainsi collectée dans un réseau d'égout, apparaît comme un liquide trouble, généralement grisâtre, contenant des matières en suspension d'origine minérale et organique à des teneurs extrêmement variables. Selon Grosclaude (1999), une eau usée est une eau rejetée après usage industriel, domestique ou agricole.

Les traitements des eaux usées sont les processus appliqués dans le but de diminuer la quantité des polluants pour atteindre la norme de rejet des effluents dans le milieu naturel ou de réutiliser des eaux. Plusieurs techniques coûteuses peuvent être utilisées dans l'épuration des eaux non conventionnelles. Mais aujourd'hui nous avons besoin de techniques, économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques des écosystèmes, comme l'application de la technique simple de la phyto-épuration.

La phyto-épuration est un système de traitements des eaux usées en utilisant le pouvoir épurateur des plantes. Ces plantes sont des microphytes ou des macrophytes. Cette technologie est souvent appelée «lagunage aéré à macrophytes» ou «filtres plantés à microphytes».

La phyto-épuration, à l'aide de bassins plantés de roseau, est un système très efficace pour éliminer la pollution des eaux usées. Sa mise en œuvre nécessite de faibles coûts d'investissement. Plusieurs professionnels se tournent actuellement vers cette technique pour traiter les eaux grises et noir. Dans ces systèmes, selon Abissy et Mandi (1999), ce sont les micro-organismes et les plantes qui dégradent la matière organique contenue dans les eaux.

Dans cette étude, nous avons voulu tester l'efficacité du traitement des eaux usées urbaine par les végétaux, pour cela nous avons choisi d'utiliser deux types de macrophytes du même genre qui ont un pouvoir épurateur selon la littérature, la massette à feuilles étroites *Typha angustifolia* et la massette à large feuilles *Typha latifolia*. Ces deux espèces ont été plantées dans des bacs en plastiques séparément et ensemble pour déterminer la présence ou non de l'effet synergique comme un deuxième objectif de cette étude. Pour cela, des analyses physicochimiques et bactériologiques de l'eau usée récolté de la station d'épuration de ville de Guelma (la STEP), sont prévu pour évaluer un éventuel changement de la qualité de cette dernière.

Le présent mémoire est structuré en deux parties interdépendantes :

1. Une synthèse bibliographique, divisée en deux chapitres. Le premier décrit une généralité sur les eaux usées et le deuxième décrit la phyto-épuration;
2. La partie expérimentale décrit le protocole suivi, dans les eaux usées avant et après la phyto-épuration dont on a fait une analyse bactériologique recherchant les coliformes totaux et fécaux, les streptocoques fécaux, les ASR, et les germe pathogène;

Une conclusion et des perspectives clôturent ce travail.

*Chapitre I :*  
*Généralité*

## Chapitre I. Généralité

### 1. Pollution de l'eau

#### 1.1. Définition

La pollution de l'eau s'entend comme, une modification défavorable ou nocive de propriétés physico-chimiques et biologique, produite directement ou indirectement par les activités humaines, les rendant impropres à l'utilisation normale établit, la pollution peut atteindre tous les milieux tels que les fossés, les rivières, les fleuves, les canaux, les lacs, la mer, ainsi que les eaux souterraine (**Schmitzberger, 2008**).

La pollution de l'eau décrit généralement l'introduction ou la présence des substances nocives ou inacceptables dans l'ampleur suffisante pour modifier les indices de qualité de l'eau naturelle (**Nsikak, 2008**).

#### 1.2. Différents types des pollutions des eaux

##### 1.2.1. Pollution organique

La pollution par les matières organiques est en effet une des importante et une des plus répandue, elle est représentée par des substances plus ou moins biodégradables (sucre, protéines ...etc.) rejetées par certaines industries agroalimentaires et de conditionnement, elle comprend aussi des substances toxiques plus ou moins remuantes (phénols, hydrocarbures, tensioactifs, pesticides...etc.) et apparentés. Ses conséquences néfastes sont essentiellement dues à l'appauvrissement du milieu en oxygène (**Pesson et al., 1978**).

##### 1.2.2. Pollution biologique

La pollution microbiologique est une forme de pollution organique. Les déchets organiques, en particulier les excréments, contiennent des germes pathogènes (virus, bactéries ou parasites) véhiculés par l'eau.

La pollution microbiologique a pour source des eaux usées improprement traitées ou des eaux de ruissellement contaminées se déversant dans les cours d'eau (**Ballouki, 2012**).

### 1.2.3. Pollution chimique

La pollution chimique se traduit par un déversement des substances chimiques dans le milieu naturel Par les différentes activités de production et de fabrication, soit directement au bien indirectement, généré principalement par le secteur industriel et le secteur agricole **(Kebaili et Khelfane, 2013)**.

### 1.2.4. Pollution physique

La pollution physique est liée aux facteurs influents sur l'état physique de l'eau tels que la température, la présence des particules en suspension et le changement qui affecte l'effet réfractaire de l'eau.

Même les rejets d'eau chaude des centrales nucléaires ou thermique dans le milieu marin constituent aujourd'hui la préoccupation majeure de nombreux pays **(Mohamed Ben Ali, 2014)**.

## 1.3. Les eaux usées

Les eaux usées sont toutes les eaux des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement. Les eaux usées englobent également les eaux de pluies et leur charge polluante, elles engendrent au milieu récepteur toutes sortes de pollution et de nuisance **(Glanic et Benneton, 1989)**.

### 1.3.1 Nature et origine des eaux usées

Suivant l'origine et la qualité des substances polluantes, on distingue quatre origines **(Metahri, 2012)** :

#### 1.3.1.1. Eaux usées domestiques

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. Elles se

composent essentiellement par des eaux de vanne d'évacuation de toilette. Et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains. 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, protides) 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 de 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 microorganismes. **(Rejsek, 2002)**.

#### 1.3.1.2. Eaux usées pluviales

Selon Moletta, **(2002)**, les eaux ne pourront être déversées dans les milieux naturels qu'après un traitement préalable, notamment l'eau pluviale. Elles doivent respecter certaines valeurs limite fixées et les règles liées au raccordement à une station d'épuration collective.

#### 1.3.1.3. Eaux usées agricoles

Le secteur agricole reste le plus grand consommateur des ressources en eau. Les pollutions dues aux activités agricoles sont de plusieurs natures :

- Apport des eaux de surface de nitrate et de phosphate utilisés comme engrais.
- Apport de sulfate, de cuivre et de composés arsenicaux destinés à la protection de vignes en région viticole.
- Apport de pesticides chlorés ou phosphorés; de désherbants ; d'insecticides **(Richard, 1996)**.

#### 1.3.1.4. Eaux usées industrielles

Elles proviennent généralement des usines ; elles sont caractérisées par une grande diversité.

Suivant l'utilisation de l'eau ; tous les produits ou sous-produit de l'activité humaine se trouvent concentrés dans l'eau. La composition des eaux usées industrielles varie selon la nature des rejets ; on distingue les pollutions spécifiques suivantes :

- Matières radioactives (centres nucléaires ; traitement des déchets radioactifs...)
- Sels métalliques (traitement de surface ; métallurgie...)
- Matières organiques et graisses (industries agroalimentaires....)
- Acides ; bases ; produits chimiques divers (industries chimiques ; tanneries...)
- Eaux chaudes (circuit de refroidissement des centrales thermiques...)
- La contribution importante des industries à la pollution des eaux s'effectue de plusieurs manières :
- Par rejets d'effluents dans le réseau d'assainissement avec ou sans épuration avant le retour au milieu naturel.
- Par rejet direct dans le milieu naturel avec ou sans prétraitement des eaux résiduaires. (Loumi et Yefsah, 2010).

## 1.4. Les indicateurs de pollution

### 1.4.1. Paramètres physicochimiques

❖ **La température( $T^{\circ}$ )** : La température de l'eau est un facteur important dans la production biologique. Ceci vient du fait qu'elle affecte les propriétés physiques et chimiques de celle-ci ; en particulier sa densité, sa viscosité, la solubilité de ses gaz (notamment celle de l'oxygène) et la vitesse des réactions chimiques et biochimiques (HCEFLCD, 2006).

❖ **Le pH** : C'est un paramètre qui nous permet de mesurer l'acidité et l'alcalinité d'une eau, dont le facteur le plus important est habituellement la concentration en anhydride de carbone liée à la minéralisation totale. Le pH des eaux usées urbaines seules est généralement proche de la neutralité, entre 7 et 7,5 environ. Un pH différent est l'indice d'une pollution industrielle.

Le pH de l'eau traitée rejetée dans le milieu naturel va influencer la vie de la faune et de la flore de ce milieu, c'est pour cette raison que l'arrêté de 22 décembre 1994 impose que pour les rejets de station d'épuration, le pH doit être compris entre 6 et 8,5 (HCEFLCD, 2006).

❖ **La conductivité électrique (CE)** : C'est la propriété qui 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. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale

de l'eau (**Rejsek, 2002**). La température et la viscosité influent également sur la conductivité car la mobilité des ions augmente avec l'augmentation de la température et diminue avec celle de la viscosité. La conductivité s'exprime en siemens par mètre (**Boujema, 2011**).

❖ **Les matières en suspension (MES) :** Ce sont des particules solides transportées par l'eau de taille supérieure à 10 µm cette matière est constituée généralement de particules non ou difficilement solubles et plus ou moins colloïdales de nature organique (fragment d'aliments ou résidus de digestion) ou minérale (sables ou argiles). Son rejet dans le milieu naturel réduit la limpidité de ce milieu et empêche la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous et nuisent alors le développement de la vie aquatique. La mesure de MES permet d'apprécier la charge solide en suspension d'une eau naturelle ou résiduaire (**Djemame, 2011**).

❖ **Demande Biologique de l'Oxygène (DBO<sub>5</sub>) :** C'est la quantité totale d'oxygène consommée par les bactéries pour oxyder les matières organique biodégradable présente dans les eaux usées. La quantité d'oxygène nécessaire à l'auto-épuration s'exprime en fonction de la DBO<sub>5</sub> (**Rodier, 2005**). Cet indice est le principal paramètre permettant de mesurer la charge de pollution organique contenue dans une eau qui proviennent surtout des sanitaires et des cuisines sous forme de protides, glucides (sucres), lipides (graisses), urée et produits du métabolisme et de dégradation. La DBO<sub>5</sub> est déterminé en faisant l'incubation pendant 5 jours à 20°C d'un échantillon d'eau conservé à l'abri de l'air (**Karaali et al., 2008**).

❖ **Demande Chimique de l'Oxygène (DCO) :** La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation chimique de toute la matière organique biodégradable ou non contenue dans les eaux à l'aide du bichromate de potassium à 150°C. Elle est exprimée en mg O<sub>2</sub>/l. La valeur du rapport DCO/DBO indique le coefficient de biodégradabilité d'un effluent, il permet aussi de définir son origine (**karaali et al., 2008**). Généralement la valeur de la DCO est :

DCO = 1.5 à 2 fois DBO Pour les eaux usées urbaines ;

DCO = 1 à 10 fois DBO Pour tout l'ensemble des eaux résiduaires ;

□ **La notion de biodégradabilité :** La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent aqueux à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans

les processus d'épuration biologique des eaux. La biodégradabilité est exprimée par un coefficient :  $K = \text{DCO} / \text{DBO}$  (**Boujamaa, 2011**).

Si:

- ✓  $K < 1.5$  L'effluent est biodégradable.
- ✓  $1.5 < K < 2$  L'effluent est moyennement biodégradable.
- ✓  $K > 2$  L'effluent n'est pas biodégradable.

❖ **L'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  $\text{mg O}_2/\text{L}$  (**Rejsek, 2002**).

❖ **L'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ )** : L'ammoniaque constitue un des maillons du cycle de l'azote. Il est présent sous deux formes en solution, l'ammoniaque ( $\text{NH}_3^+$ ) et l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) dont les proportions dépendent du pH et de la température. L'azote ammoniacal provient de la décomposition bactérienne des composés organiques azotés et les effluents domestiques (urée) qui représentent la plus importante source de pollution. Il peut aussi provenir de ruissellement urbain, de l'agriculture (engrais) ainsi que l'industrie. Il est utilisé par le phytoplancton comme source d'azote et oxydé par les bactéries nitrifiantes. Son rejet dans le milieu récepteur s'accompagne d'une consommation de l'oxygène dissous due au processus de nitrification. Si le pH du milieu récepteur est élevé, l'ion ammonium se transforme en gaz ammoniac dissous ( $\text{NH}_3$ ) très toxique pour les poissons, l'azote ammoniacal contribue aussi à l'eutrophisation du milieu récepteur (**Nasri, 2010**).

❖ **Les nitrites ( $\text{NO}_2^-$ )**: Les nitrites constituent une étape importante dans la métabolisation des composés azotés, ils s'insèrent dans le cycle de l'azote entre l'ammoniaque et les nitrates. Leur présence est due soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit à la réduction des nitrates.

Les nitrites favorisent le développement des algues et engendrent l'eutrophisation (**Rahma, 2011**).

❖ **Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ):** Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote. Ils sont extrêmement solubles dans l'eau, ils proviennent des déjections animales, des élevages intensifs, des résidus de la vie des végétaux et des engrais utilisés pour l'agriculture. En effet, apportés en excès, ils peuvent avoir plusieurs impacts négatifs (**Rahma, 2011**) :

- ✓ Dans l'organisme, au contact des bactéries dans l'intestin, les nitrates se transforment en nitrites et en se fixant sur l'hémoglobine, ils transforment celle-ci en méthémoglobine, ce qui entraîne un mauvais transfert de l'oxygène vers nos cellules donc une méthémoglobinémie (plus connue sous le nom de cyanose).
- ✓ Sur les cultures : ils entraînent des retards de maturation, une altération de la qualité, ...etc.
- ✓ Sur le milieu naturel : les nitrates sont les principaux composants responsables de l'eutrophisation des milieux aquatiques.

❖ **L'orthophosphate ( $\text{PO}_4$ ) :** Le phosphore se trouve dans les eaux usées soit sous forme minérale d'ions orthophosphate (50 à 80 du phosphore totale des eaux usées), soit sous forme d'ions phosphate condensées entre eux (polyphosphates), soit sous forme organique de groupement phosphate liés aux molécules organiques (phospholipides, phosphoprotéines, nucléotides et dérivés...). Le phosphore est une origine domestique (matières fécales et détergents) et aussi agricole (engrais) et industrielle (industrie chimique) (**Barroin, 1991**). Le rejet de phosphore dans le milieu récepteur est une cause essentielle de son eutrophisation car ce phosphore est le facteur limitant de la croissance végétale responsable de ce phénomène (**Djemame, 2011**).

#### 1.4.2. Paramètres Organoleptiques

❖ **La turbidité :** Selon **Rejsek** (2002), la turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence de matières en suspension (MES) fines, comme les argiles, les limons, les grains de silice et les microorganismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence de matières colloïdales d'origine organique ou minérale.

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).

❖ **La couleur** : Une eau pure observée sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair car les longueurs d'onde courtes sont peu absorbées alors que les grandes longueurs d'onde (rouge) sont absorbées très rapidement. (Rejsek, 2002). La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration. (Rodier *et al.*, 2009).

**1.4.3. Paramètres microbiologiques** La composition de l'échantillon d'eau en flore aérobie mésophile totale, des coliformes totaux, coliformes fécaux, staphylocoque, streptocoque, salmonelles et les shigelles, et les bactéries sulfite-réductrices, ainsi que certains pathogènes, peut donner une indication sur les risques liés à l'utilisation de certains types d'eaux (tableau 01) (Baumont *et al.*, 2004).

**Tableau 01** : Paramètres microbiologiques dans les eaux usées (Grosclaude, 1999 ; Ouali, 2001 ; Rejsek, 2002).

Microorganismes	Gram	Respiration	Genre
Coliforme	-	Anaérobie facultative	<i>Escherichia, citrobacter, Enterobacter, Klebsiella, Yersinia, Serratia</i>
Streptocoque fécaux	+	Aéro-Anaérobie facultatifs	<i>Streptococcus, Entérocooccus, Lactococcus</i>
Bactéries sulfite-réductrices	+	Anaérobie stricte	<i>Clostridium</i>
Staphylocoques	+	Aéro-Anaérobie facultative	<i>Staphylococcus</i>
Shigelles	-	Anaérobie facultative	<i>Shigella</i>
Salmonelles	-	Anaérobie facultative	<i>Samonella</i>

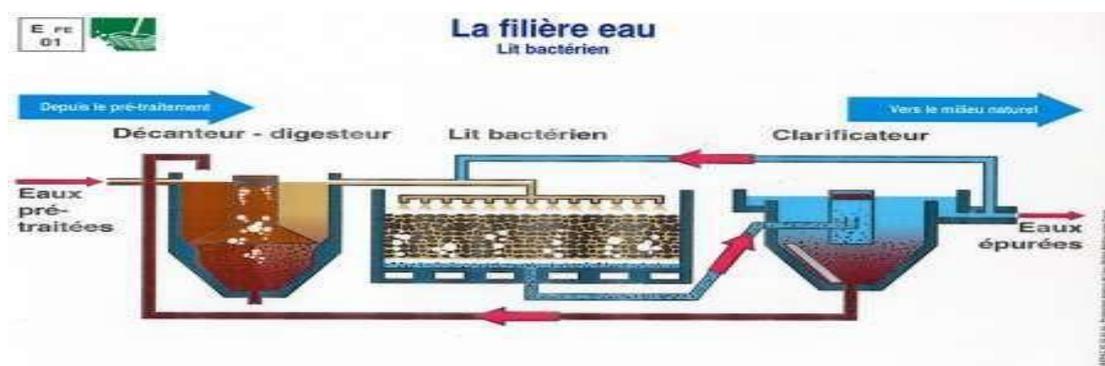
## 2. Épuration des eaux usées

### 2.1. Techniques intensives

#### 2.1.1. Lits bactériens

Le principe de ce procédé consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux microorganismes (bactéries) épurateurs (Fig. 1).

L'aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'au micro-organisme assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produit par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquide et gazeux (RGDS, 2002).



**Figure 1:** Schéma de l'épuration par le lit bactérien (Boujema, 2011).

### 2.1.2. Disques biologiques

Le procédé de traitement des eaux usées par des disques biologiques ou biodisques, est un procédé de traitement biologique à cultures fixées. Le réacteur biologique est constitué de plusieurs disques minces en plastique montés sur un axe horizontal (Fig. 2). Les micro-organismes responsables de la dégradation de la matière organique sont fixés naturellement sur les disques et forment un biofilm d'une épaisseur d'environ 1 à 4 mm. Environ 40% de la surface des disques est immergée.

Le mouvement rotatif des disques autour de l'axe expose alternativement la biomasse à l'atmosphère et aux eaux usées permettant ainsi l'aération et le mélange des eaux usées. Les forces de cisaillement créées par le mouvement de rotation limitent l'épaisseur du biofilm et entraînent un détachement de la biomasse excédentaire, qui est ensuite séparée de l'effluent au moyen d'un décanteur secondaire.

Une étude comparative sur l'élimination de la pollution dissoute carbonée et azotée d'eau usée urbaine a été effectuée simultanément sur deux pilotes : Un lit bactérien et un

réacteur à biodisque. Les résultats montrent une intensification des réactions d'épuration sur lit bactérien où un temps de séjour inférieur à 15 minutes permet une élimination de plus de 65% de la DCO, 90% de la DBO<sub>5</sub> et 80% de l'azote ammoniacal, des valeurs analogues de rendement sur les biodisques nécessitent un temps de séjour supérieur à 3 heures (Ferchichi, *et al*, 1994).

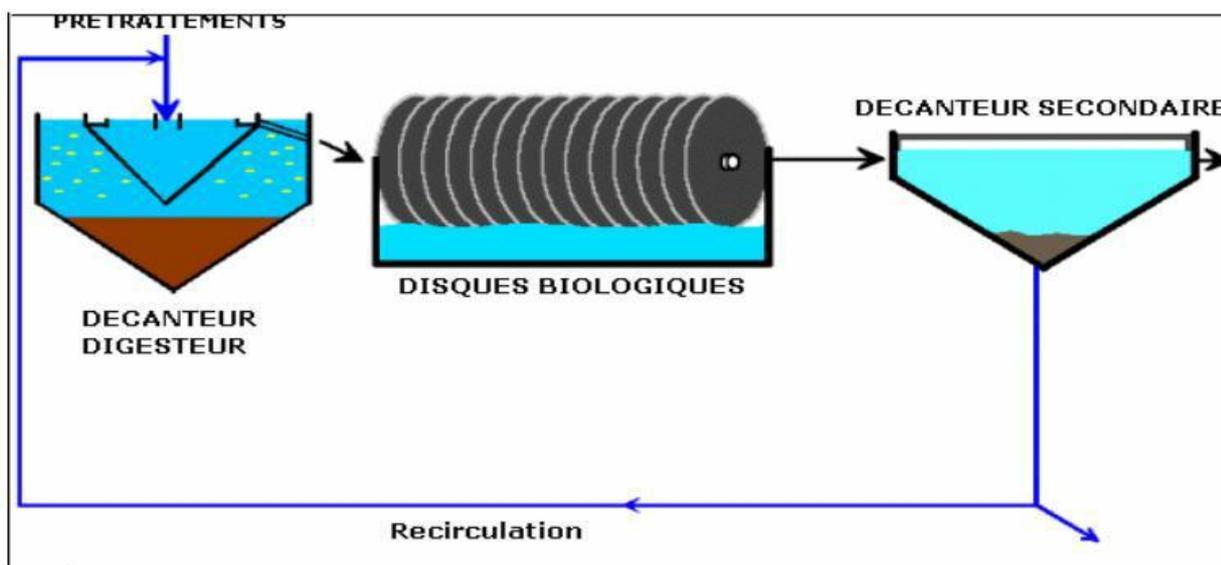


Figure 2 : Schéma de l'épuration des eaux usées par disques biologiques.

➤ **Boues activées :** Les boues activées constituent l'étape de traitement secondaire dans les stations d'épuration, cette étape a pour but d'éliminer la charge carbonée par une épuration biologique de l'eau usée. C'est un procédé mettant en œuvre un réacteur aérobie à biomasse en suspension. Il a été mis au point à Manchester en 1914 par Arden et Lockett (Larab, 2019).

Le procédé d'épuration par boue activée consiste à mettre en contact dans un réacteur biologique aéré les eaux usées avec les micro-organismes en suspension. Le mélange eaux usées - floccs bactériens est appelé liqueur mixte. Après un temps de contact suffisant, cette liqueur est envoyée dans un décanteur, destiné à séparer l'eau épurée des boues. Ces dernières sont recyclées dans le bassin d'aération afin d'y maintenir une concentration élevée en biomasse.

Dans le bassin d'aération les micro-organismes s'agglomèrent sous forme de floccs et se développent en utilisant la pollution comme substrat nécessaire à la production d'énergie et à la synthèse de nouvelles cellules vivantes (Degremont, 1989).

## 2.2. Techniques extensives

### 2.2.1. Lagunage

#### 2.2.1. 1. Définition

Le lagunage est un procédé d'épuration naturelle qui a pour principe d'utiliser la végétation aquatique comme agent épurateur des eaux polluées. Les plantes aquatiques sont ici utilisées comme support aux colonies bactériennes, assurant l'épuration efficace de l'eau qui traverse lentement les colonies végétales installées. Les éléments polluants comme le nitrate sont ainsi absorbés par les plantes pour restituer, en sortie de lagunage, une eau de bonne qualité. Ce mode d'épuration permet d'éliminer 80 à 90 % de la DBO, 20 à 30 % de l'azote et contribue à une réduction très importante des germes. Il a cependant l'inconvénient d'utiliser des surfaces importantes et de ne pas offrir des rendements constants durant l'année. Il est surtout bien adapté aux communes rurales (**Fig. 3**) (**Ladjel et Bouchefer, 2008**).



**Figure 3:** Coupe schématique d'une station à lagunage (**Karaali et al., 2008**).

#### 2.2.1. 2. Types de lagunage

❖ **Lagunage naturel :** Le lagunage naturel est une technique d'assainissement des eaux usées par un système ouvert de bassins successif (marais reconstituée) qui permet d'épurer complètement les matières organiques.

Les micro-organismes qui sont à la base de la dépollution se développent en suspension dans des bassins dont la profondeur n'excède pas 1,2 m. Il convient de prévoir trois bassins en série. La production de l'oxygène est assurée par des algues qui se développent naturellement dans les bassins et à partir du phénomène de la photosynthèse, Le

procédé permet d'obtenir des rendements d'élimination de la pollution de l'ordre de 70 à 80% et un très bon abattement de la pollution bactériologique (MEEDDM, 2007).

❖ **Lagunage aéré :** C'est une technique d'épuration biologique des eaux usées par culture libre avec un apport artificiel d'oxygène. Dans l'étage d'aération, les eaux usées sont dégradées par des micro-organismes qui consomment et assimilent les nutriments. Le principe de base est le même que celui des boues activées avec une densité de bactéries faible et l'absence de recirculation. L'oxygénation est assurée par un aérateur de surface ou insufflation d'air, la consommation électrique de chacun de ces deux procédés est similaire à celle d'une boue activée.

La décantation est assurée principalement par une ou deux simples lagunes, les matières en suspension s'agglomèrent lentement sous forme de boue, ces dernières doivent être régulièrement extraites. (Larab, 2019).

### 3. Objectifs de réutilisation des eaux usées

Le but principal de la réutilisation des eaux usées est d'économiser d'importantes quantités d'eau potable qui seraient ainsi destinées pour les besoins de la population en AEP et ainsi permettre de diminuer la pression de mobilisation qui s'exerce sur les nappes, sans pour cela défavoriser les agriculteurs. En revanche, elle permet la protection de l'environnement en premier degré, en plus la production des quantités complémentaires en eau pour différents usages viendra combler des déficits hydriques et mobilisera pour le besoin croissant en eau d'irrigation des sources alternatives sachant que l'eau reste un vecteur de développement de la production agricole.

Par ailleurs, le traitement des eaux usées génère des boues biologiques, très riches en azote et en phosphore. Leur réutilisation peut constituer un apport d'amendement non négligeable des sols. Ainsi, pour satisfaire l'ensemble des besoins en eau du pays et aussi de préserver les eaux de bonne qualité et les attribuer à l'alimentation en eau potable, l'utilisation des eaux usées traitées est une nécessité. Elle doit être une partie intégrante de la stratégie des décideurs dans le cadre de la mobilisation de toutes les ressources disponibles.

Cette orientation est indispensable pour le pays qui ne cesse d'accroître ses efforts dans le domaine de l'assainissement et du traitement des eaux usées à travers la création et l'amélioration des stations d'épuration. Il serait dommage que cette eau ne soit pas valorisée

chaque fois qu'il en est possible. Les eaux usées représentent plus de 600 millions de m<sup>3</sup>/an. A l'horizon 2020, elles représenteront un volume très appréciable : près de 2 milliards de m<sup>3</sup>/an. Si la demande en eau est totalement satisfaite à cet horizon. Ce volume, une fois épuré, pour des considérations écologiques ou de protection des ressources en eau, sera très appréciable pour son utilisation par l'agriculture ou l'industrie. Cependant, le développement de la réutilisation des eaux usées traitées doit se faire en suivant une démarche avisée assurant le meilleur équilibre possible des résultats sur les plans sanitaires, environnementaux et économiques (*in* **Bouzi**, **2020**).

*Chapitre II :*  
*La phyto-épuration*

## Chapitre II. La phyto-épuration des eaux usées

### 1. Généralité sur la phyto-épuration

#### 1.1. Définition

La phyto-épuration est un système de traitement des eaux usées en utilisant le pouvoir épurateur des plantes. Ces dernières sont des microphytes et/ou des macrophytes. 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 l'épuration naturel, qui s'effectue à cause du processus d'aération, sédimentation, absorption et métabolisation de la part des microorganismes et de la flore.

Les macrophytes et plus spécifiquement les roseaux (*Phragmites australis*) ont la particularité de former un tissu racinaire et un réseau de galeries qui drainent apportent de l'oxygène et servent de support aux bactéries aérobies. Ces bactéries, ainsi que la macrofaune du sol, ont un rôle de dégradation et de minéralisation de la matière organique, qui devient dès lors assimilable par les plantes. Ainsi le système ne produit pas de boues, lesquelles sont compostées et forment un humus sur place (Medjdoub, 2014)

#### 1.2. Historique de la phyto-épuration

Les potentialités épuratoires des systèmes hydrauliques à plantes macrophytes ont été mis au point en France par le CEMAGREF. Quelques unités ont été implantées en France au cours des années 70-80. Diverses améliorations visant à simplifier la filière et fiabiliser son fonctionnement ont été apportées dans le but de procéder à son développement. Il existe deux types de filtres, les filtres à écoulement horizontal et les filtres à écoulement vertical.

Le premier système mis en exploitation date de 1974 (Grison, 1999). Exporté vers des pays européens (notamment le Danemark et le Royaume Uni), le système a fait l'objet de nombreuses critiques de la part de scientifiques qui ont contesté le dimensionnement et l'aptitude des roseaux à augmenter la perméabilité des sols en place utilisés comme substrat (Brix, 1987).

Des recherches étaient menées en Europe pour fiabiliser le fonctionnement des filtres planté de macrophytes jugé potentiellement intéressant et susceptible de combler un vide dans

les pays où le lagunage naturel et les lits infiltration-percolation sur sable étaient peu répandus (**Harberl *et al.*, 1995**).

Ce genre de procédé d'épuration de plus en plus utilisé à travers le monde, à titre d'exemple, plus de 2000 stations d'épuration à filtres plantés fonctionnent en France. L'utilisation des végétaux aquatiques pour le traitement des eaux usées est relativement ancienne. En France, les coûts d'investissement ont diminué entre 1991 et 2006, et plus de six cent cinquante (650) communes françaises ont été équipées de ce procédé (**Audic et Esser, 2006**), en particulier dans le bassin de Rhin-Meuse. L'utilisation de ce procédé pour des collectivités de plusieurs centaines d'habitants est très récente. En effet, les systèmes en rupture avec les technologies intensives (comme le lagunage, l'infiltration-percolation et les systèmes plantés de macrophytes), ont eu un démarrage difficile et particulièrement lent et cela dans tous les pays d'Europe. Ce n'est que vers le milieu des années 80 que le nombre de stations réalisées a commencé à augmenter d'une manière considérable.

### **1.3. Paramètres influençant la phyto-épuration**

#### **1.3.1. Aération du substrat**

Qui se présente comme le plus important de ces paramètres car c'est un paramètre limitant. En effet, l'élimination des matières organiques et la nitrification sont deux réactions qui demandent beaucoup d'oxygène.

#### **1.3.2. Température**

Elle a une influence déterminante sur l'activité biologique des micro-organismes et sur la réserve d'oxygène pour le processus d'autoépuration. Pour l'ensemble des micro-organismes responsables des biodégradations, la zone de température favorable se situe entre 4 et 25 °C en aérobiose, et entre 10 et 65 °C en anaérobiose.

#### **1.3.3. Oxygène dissous**

La présence d'oxygène dissous dans l'eau est indispensable ; l'oxygène permet de maintenir plusieurs facteurs de la qualité de l'eau, notamment son goût, il est essentiel pour la survie de nombreux organismes aquatiques. L'oxygène dissous dans l'eau peut provenir :

- De la dissolution de l'oxygène de l'air par la diffusion à travers la surface.

- De l'apport d'un affluent plus oxygéné, surtout dans le cas des rivières, et parfois même, d'une aération artificielle.
- De la biosynthèse pour les plantes vertes aquatiques qui sous l'effet de la lumière solaire, utilisent le CO<sub>2</sub> dissous dans l'eau grâce à leur fonction chlorophyllienne dans le cas du lagunage (Mekhloufi, 2003).

#### 1.3.4. Pollution microbiologique

Le rejet urbain en général présente des conditions très favorables à la prolifération de certains germes pathogènes et d'organismes vivants. On peut citer les virus, les bactéries, les protozoaires, les vers et les microchampignons. Ces différents éléments garantissent une masse permanente en germes utiles à l'épuration par biodégradation.

Les micro-organismes ont un rôle essentiel à jouer dans tous les systèmes de traitement des eaux usées à partir des plantes. Qu'ils soient aérobies ou anaérobies, ce sont eux qui consomment la partie carbonée des eaux usées pour la transformer principalement en CO<sub>2</sub> pour les bactéries aérobies et aussi en méthane pour les bactéries anaérobies. Lorsqu'il est possible de maintenir des conditions séquentielles aérobies et anaérobies, les bactéries nitrifiantes vont transformer l'azote ammoniacal en nitrites et nitrates dans les zones aérées et les bactéries dénitrifiantes vont permettre la transformation des nitrates et nitrites en azote gazeux dans les zones anaérobies (Medjdoub, 2014).

#### 1.3.5. Constitution du filtre

La qualité des matériaux est la condition majeure au bon fonctionnement des filtres (durée de vie et performances épuratoires). De par sa granulométrie, le matériau de remplissage a un rôle évident de filtration des matières en suspension et de la partie organique associées présentes dans les eaux usées, d'où le nom de filtres, Son efficacité dans ce rôle dépend en grande partie de la texture du matériau que l'on approche par sa granulométrie et qui interviendra notamment sur les caractéristiques hydrodynamiques (conductivité hydraulique en milieu saturé ou non).

Les graviers et les sables utilisés doivent être roulés, lavés et à fin d'éviter d'éventuelles contamination de la nappe souterraine, les bassins de phyto-épuration doivent être imperméabilisés, en utilisant des géo-membranes synthétiques ou de la bentonite,

cependant, il est déconseillé de couler un radier en ciment pour une question de coût de réalisation et de problèmes d'étanchéité. L'utilisation d'un sol argileux est la possibilité la plus économique, qui nécessite cependant une très faible perméabilité ( $K < 10^{-8}$  m/s) et avec une profondeur de nappe à plus de 1m sous la base du lit du bassin (Carleton *et al.*, 2001).

### 1.3.6. Effets des plantes dans le système de phyto-épuration

Les macrophytes participent d'une façon indirecte à la décomposition des substances organiques des eaux usées brutes. Ces plantes disposent d'un système racinaire très dense qui améliore l'oxygénation des filtres, et par la suite le développement des micro-organismes adéquats. Poursuivant leur croissance même en hiver, les rhizomes assurent enfin le fonctionnement permanent de la station d'épuration (Bhupinder *et al.*, 2009).

Le développement racinaire limite le colmatage des filtres grâce à la formation de Pores tubulaires le long des racines qui permet d'accroître la surface de fixation pour le développement des micro-organismes (Bhupinder *et al.*, 2009).

### 1.3.7. Temps de séjour

Les eaux à traiter doivent séjourner dans les bassins pendant une durée supérieure ou égale au temps nécessaire à leur épuration, Aussi l'efficacité d'un traitement par lagunage dépend fortement du temps de séjour qui est plus long en hiver qu'en été. (Middle Brooks, 1990). Le temps de séjour de l'eau dans un marais est en fonction de la pente de celui-ci. Selon certains auteurs, la pente longitudinale d'un marais filtrant peut varier entre 0 à 1 %. (Johnson, 2002). Cependant, plus la pente est élevée, plus court sera le temps de séjour de l'affluent et moindre sera l'efficacité du traitement (Astebol *et al.*, 2004). Le temps de séjour minimum recommandé est de 24 heures (Galvão, 2005).

## 2. Phyto-épuration des eaux usées

L'usage des végétaux aquatiques dans le traitement des eaux usées (phyto-épuration) provient de l'observation des rôles de zones humides dans la préservation de la qualité des milieux aquatiques d'où le nom de marais filtrant artificiel. Son utilisation pour le traitement des eaux usées remonte à une centaine d'années. Les marais filtrants artificiels utilisés pour le traitement des eaux usées domestiques sont aussi appelés filtres plantés de macrophytes, ils sont constitués d'un lit de sol ou d'un autre milieu, tel que du gravier ou du sable, implanté

avec du macrophytes et qui est inondé ou maintenu en condition saturée (niveau d'eau près de la surface) (Cors, 2007).

L'environnement étant ainsi propice à l'établissement de plantes adaptées aux conditions de sol saturé et produisant un important réseau de racines dans le milieu. Le traitement des eaux usées s'effectue au moyen d'une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques, incluant la sédimentation, la précipitation, l'adsorption sur les particules de sol, l'assimilation par les plantes et les transformations microbiologiques (Cors, 2007).

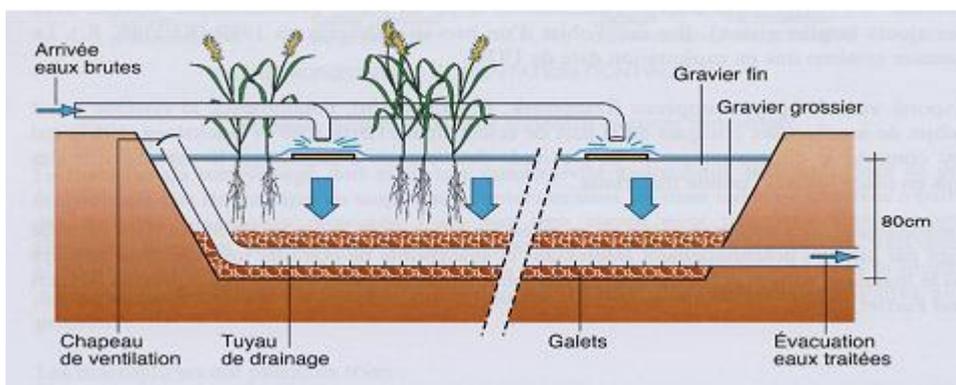
## **2.1. Différents filtres plantés pour le traitement des eaux usées**

Les filtres plantés peuvent être soit à écoulement vertical, soit à écoulement horizontal. La combinaison en série des deux est largement répandue (systèmes hybrides), elle permet d'améliorer la qualité de l'épuration ainsi réalisée. Ils diffèrent par leur mode d'alimentation, par le sens de l'écoulement de l'eau et par les conditions aérobies de traitement. (Zoubeidi, 2016)

### **2.1.1. Filtres plantés à écoulement vertical**

Les principaux mécanismes d'épuration s'appuient sur la combinaison de plusieurs processus en conditions aérobies, qui se déroulent successivement sur deux étages de traitement :

- Les filtres à écoulement vertical sont alimentés en surface, l'effluent percole verticalement à travers le substrat.
- La rétention physique des matières en suspension s'effectue en surface des filtres.
- Ce type de dispositif permet un stockage et une minéralisation des boues sur le premier filtre de traitement par stabilisation des boues.
- La dégradation biologique des matières dissoutes est réalisée par la biomasse bactérienne aérobie fixée sur le support non saturé.



**Figure 4** : Schéma des filtres plantés à écoulement verticale. (Poulet *et al.*, 2004)

Pour des questions de capacité d'oxygénation, les filtres du premier étage contribuent essentiellement à la dégradation de la fraction carbonée alors que ceux du deuxième étage terminent la dégradation de cette fraction et peuvent permettre une nitrification qui sera en fonction des conditions d'oxygénation, de la température et du pH (Poulet *et al.*, 2004).

Ce procédé (Fig. 4), qui nécessite 2 étages de 3 bassins parallèles, permet d'accepter des eaux usées brutes, de composter la pollution filtrée en surface, et d'obtenir des rendements d'épuration très intéressants. Il nécessite un entretien hebdomadaire, pour l'alternance des bassins, mais de faible technicité. Ce procédé est particulièrement intéressant pour les petites unités de traitement, de capacité comprise entre 100 et 1000 habitants raccordés. (B.E.I.E.R.E, 2009)

Un seul filtre est alimenté durant trois à quatre jours, puis un autre filtre en parallèle encore trois à quatre jours, pendant que les autres sont « au repos ». Les phases de repos doivent avoir une durée au moins égale à celle de la phase d'alimentation. Elles sont nécessaires pour favoriser l'aération et l'apport d'oxygène à l'intérieur du massif afin d'y maintenir des conditions aérobies et pour réguler la croissance de la biomasse fixée. Elles permettent également aux dépôts de matière organique accumulés à la surface du lit de se déshydrater et de se minéraliser. (B.E.I.E.R.E, 2009)

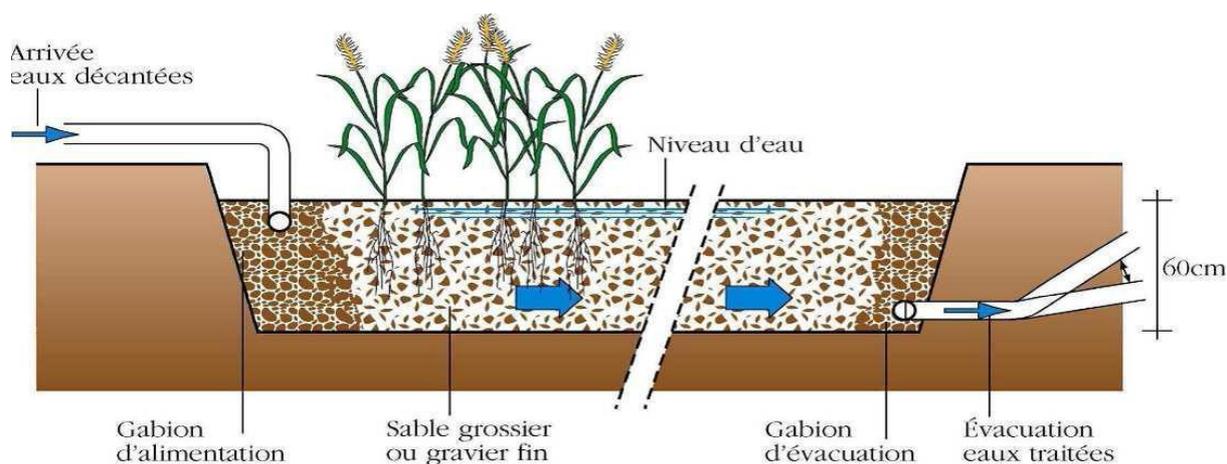
### 2.1.2. Filtres plantés à écoulement horizontal

Les filtres horizontaux ne sont pas alimentés par la surface, comme les filtres verticaux. Les eaux usées décantées entrent via un gabion d'alimentation, directement dans le massif filtrant. Il est donc nécessaire de débarrasser l'effluent au préalable des matières en

suspension, soit par l'intermédiaire d'un décanteur placé en amont, soit par un premier étage de filtration verticale. Les matières dissoutes sont dégradées dans le massif de filtration par la biomasse bactérienne fixée sur le support. Le niveau d'eau dans un filtre horizontal est normalement constant. L'aération est limitée par l'absence d'un mouvement de la ligne de saturation et se fait de manière très faible par une diffusion gazeuse. L'apport d'oxygène est faible par rapport à la demande totale.

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 (Poulet *et al.*, 2004).

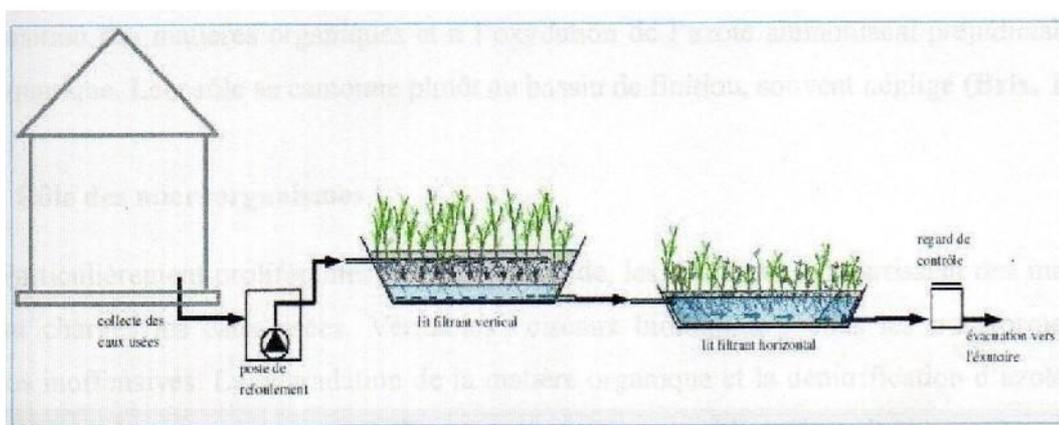
L'action des bactéries aérobies est ici réduite, contrairement à celle des bactéries anaérobies qui sont très actives. Or les mécanismes anaérobies participent à la transformation des formes réduites de l'azote  $\text{NO}_3^-$  (nitrates) en azote gazeux. L'étape de dénitrification peut donc avoir lieu, à condition qu'il y ait eu une première étape de nitrification. C'est pourquoi ces filtres sont souvent utilisés en aval des filtres plantés de roseaux à écoulement vertical (Fig. 5). (B.E.I.E.R.E, 2009). Il est utile de signaler que le filtre planté de roseaux à écoulement horizontal est plus sensible aux températures froides car il y a une lame d'eau permanente à la surface du filtre et cette eau peut geler



**Figure 5 :** Filtre planté à écoulement horizontal (Poulet *et al.*, 2004).

### 2.1.3. Systèmes hybrides

Son intérêt réside dans la combinaison des deux sortes de filtres : bonne nitrification dans les filtres verticaux bien oxygénés (dégradation de la matière organique) suivie d'une dénitrification dans les filtres horizontaux (**Fig. 6**) par des bactéries dénitrifiantes (conditions d'anoxie nécessaires). Les rendements de la dénitrification ne sont pas très élevés car les bactéries ont besoin de matière organique pour se développer et dénitrifier correctement (**Grison, 1999**).



**Figure 6** : Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement hybride (**Hendrik, 2008**).

## 3. La phyto-remédiation

La phyto-remédiation c'est l'utilisation des plantes et des microorganismes qui sont associés pour nettoyer l'environnement. C'est donc un ensemble de techniques *in situ* (pouvant être implantées directement sur le site contaminé) misant sur les plantes pour extraire, dégrader ou immobiliser les contaminants dans les sols, les sédiments, les boues ainsi que dans l'eau de surface ou souterraine et dans l'air. (**Pilon-Smits, 2001**)

La phyto-remédiation est aussi décrite comme une stratégie économique et efficace d'éco-remédiation fonctionnant à l'énergie solaire. (**Watharkar et al., 2014**)

Dans la section qui suit, nous décrivons les diverses techniques de phyto-remédiation, qui sont basées sur différents principes d'action (extraction, stabilisation, dégradation, volatilisation ou filtration). (**Conesa et al., 2012**)

Même si ces processus ne sont pas mutuellement exclusifs et peuvent opérer simultanément, il convient de bien distinguer leur fonctionnement propre. Par exemple, la

phyto-remédiation est souvent confondue avec la phyto-extraction, mais ces deux termes ne sont pas équivalents comme vous le verrez ci-dessous. Puisque nous n'aborderons pas davantage la filtration de l'air intérieur ou extérieur dans les descriptions qui suivent, mentionnons ici que l'air peut aussi être nettoyé grâce aux plantes ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ , ozone,  $\text{CO}_2$ , poussières, suie, hydrocarbures halogénés volatiles). (Pilon-Smits, 2005)

### 3.1. Phyto-extraction

Dans la phyto-extraction, aussi appelée phyto-accumulation, les plantes retirent du sol les contaminants, comme les éléments-traces métalliques et métalloïdes biodisponibles, ainsi que certains types de contaminants organiques et les accumulent dans leurs parties aériennes que l'on peut par la suite récolter (Figure 7). C'est la méthode de phyto-remédiation la plus utilisée. (Ghosh et al., 2005)

Ces technologies peuvent prendre plusieurs années avant que des niveaux satisfaisants de décontamination soient atteints dans le sol. (Pilon-Smits, 2005)

Ce délai n'est pas une contrainte importante pour les sites contaminés laissés en friche pendant des dizaines d'années en attente de décontamination. (Peer et al., 2005)

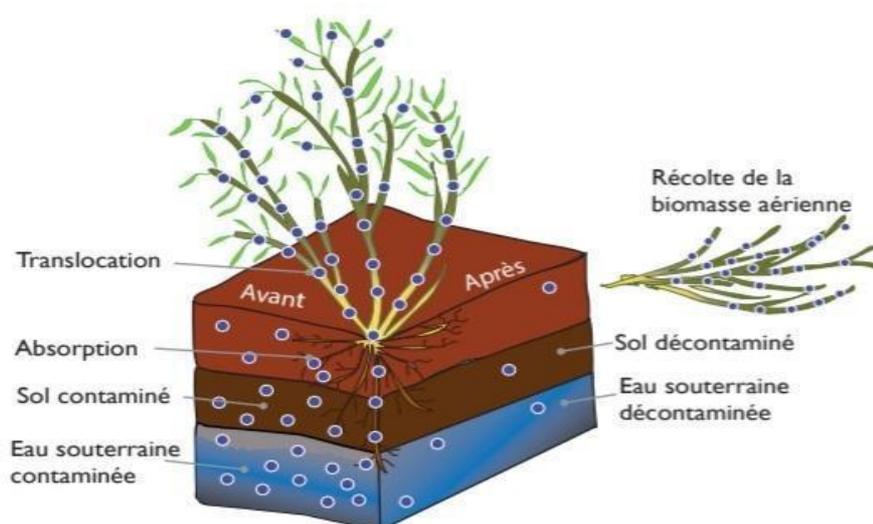


Figure 7 : Schéma de la Phyto-extraction (Frédéric Pitre, 2016)

La phyto-extraction peut être améliorée par l'ajout de chélateurs par exemple l'EDTA (acide Ethylène Diamine Tétra-Acétique, est un fort chélateur) dans le sol pour faciliter l'absorption des contaminants ou bien être plus naturelle (dépendante uniquement des

capacités physiologiques ou génétiques des plantes). Pour solubiliser les éléments-traces métalliques, les plantes peuvent acidifier la rhizosphère ou encore sécréter des ligands capables de chélater les ions métalliques. (Peer et al., 2005)

Parfois, les champignons mycorhiziens forment des symbioses avec les racines des plantes et aident à l'absorption des métaux quand les concentrations dans le sol sont faibles, et à l'inverse, peuvent aider les plantes à résister à des niveaux phyto-toxiques. (Pilon-Smits, 2005) Par exemple, des mycorhizes sont impliquées directement dans la séquestration et l'absorption du zinc (élément essentiel) et du cadmium (élément non essentiel) par des plantes exposées à des concentrations toxiques, augmentant ainsi le potentiel de phyto-remédiation. (Giasson et al., 2005)

Une fois dans la plante, les contaminants peuvent rester dans les racines, mais pour faciliter l'extraction, l'idéal est qu'un maximum soit transloqué avec la sève, dans les vaisseaux du xylème, vers les parties aériennes de la plante. Ceci a lieu quand il existe une pression négative dans le xylème, créée par la transpiration des feuilles qui s'accélère sous l'effet de la chaleur, du vent, d'une faible humidité ambiante ou de lumière forte.

Ensuite on procède de façon régulière à une récolte de la biomasse pour retirer de façon permanente les contaminants du site (la biodégradation *in situ* de la végétation pourrait les reléguer dans l'environnement). La biomasse récoltée est communément incinérée en milieu contrôlé (pour assurer une combustion optimale des gaz et permettre la récupération des cendres toxiques). Parfois, on peut aussi récupérer l'énergie thermique ou congénère de l'électricité lors de cette combustion. Même si l'enfouissement des matières organiques sera prochainement banni au Québec, la biomasse contaminée peut aussi être enfouie dans des lieux sécurisés, telle quelle ou après compostage pour réduire son volume. Le compostage peut générer un sous-produit valorisable sur les sites dégradés, mais ce genre de traitements secondaires doit faire l'objet de mesures de sécurité pour les travailleurs, car il pourrait y avoir volatilisation de certains contaminants séquestrés dans la biomasse, comme le sélénium.

Enfin, d'autres applications non-alimentaires (produits transformés en bois, fabrication du carton) pourraient aussi être envisagées. Dans les cas de phyto-extraction de métaux précieux (aussi appelés *phyto-mining* en anglais), le métal pourra être récupéré après combustion à basse température ou un processus d'extraction chimique. Ces processus peuvent parfois représenter un potentiel économiquement intéressant. (Giasson et al., 2004)

Bref, la production de biomasse devrait dans la mesure du possible être vue comme une ressource à valoriser, car en croissant sur des terres marginales, les cultures pérennes efficaces et résilientes peuvent fournir une biomasse énergétique intéressante qui n'est pas concernée par le débat éthique entre aliments et combustibles (*food vs. fuel*) présent sur les terres agricoles. (Graham-Rowe, 2011)

### 3.2. Phyto-stabilisation

Dans la phyto-stabilisation, les plantes réduisent la mobilité et la biodisponibilité des contaminants dans le sol ou la rhizosphère, par immobilisation chimique (précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage) ou prévention des mouvements latéraux ou en profondeur via l'érosion ou le lessivage. La phyto-stabilisation empêche ainsi la dispersion des contaminants dans les eaux de surface et souterraines. (Mc Grath, 1998)

Une couverture terrestre végétale minimise l'érosion éolienne ou aqueuse, ainsi que le contact direct entre les animaux et les polluants. (Peer et al., 2005)

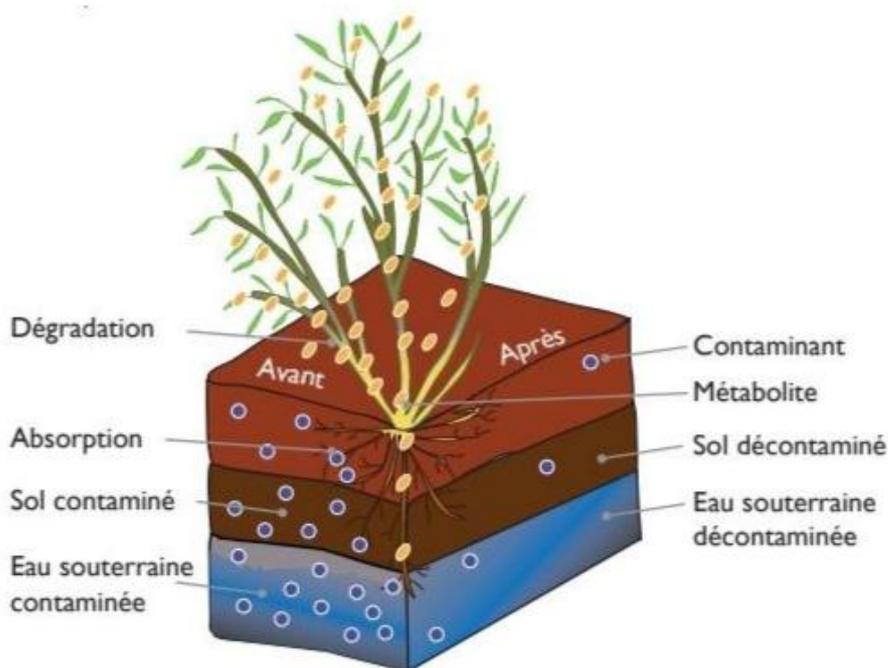
Les plantes peuvent minimiser la formation de lixiviation contaminé et limiter la migration d'un panache (ou masse) de contaminants dissous dans l'eau souterraine. Pour éviter que les contaminants ne soient éventuellement relégués dans l'environnement, la phyto-stabilisation exige un suivi à long terme. (EPA, 1999)

Durant la phyto-stabilisation, il peut y avoir conversion des polluants sous des formes moins bio-disponibles, par exemple, lorsque ceux-ci précipitent dans la rhizosphère. (Glass, 1999)

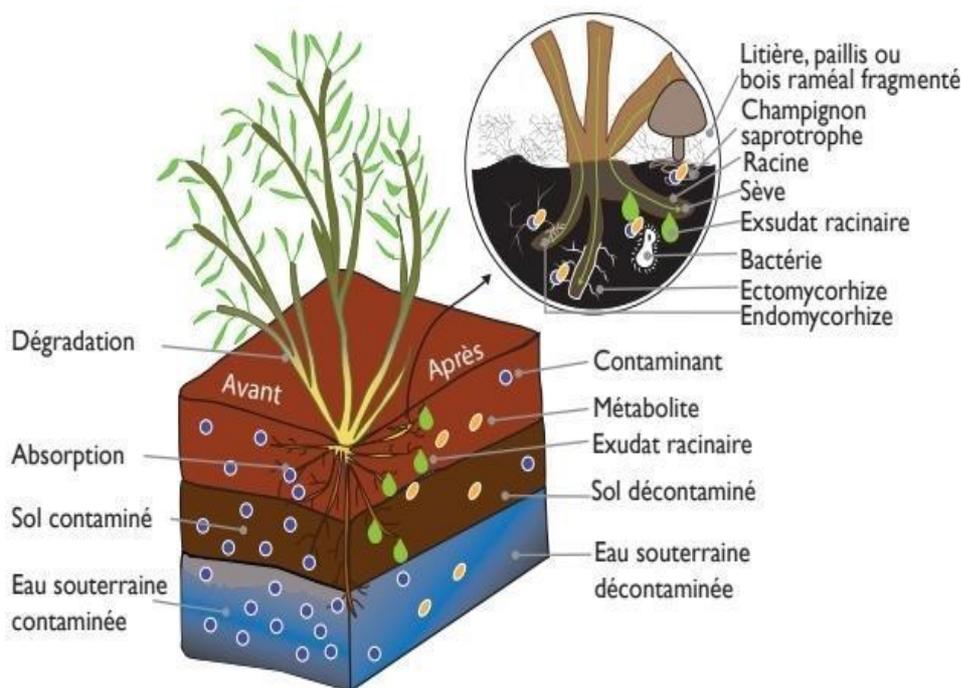
### 3.3. Phyto-dégradation et rhizo-dégradation

Dans la phyto-dégradation (**Figure 8**), aussi appelée phyto-transformation, les plantes absorbent et dégradent les polluants organiques dans leurs tissus ou sécrètent des enzymes liées à la dégradation dans la rhizosphère (Pilon-Smits, 2005).

On la distingue de la rhizo-dégradation, aussi appelée phyto-stimulation, dans laquelle la décontamination s'opère dans le sol. Dans la rhizo-dégradation (**Figure 9**), la décontamination est effectuée dans la rhizosphère par les micro-organismes dont la croissance et l'activité sont stimulées par les plantes. Malgré cette distinction théorique, la dégradation dans l'un ou l'autre des deux compartiments est souvent difficile à circonscrire précisément.



**Figure 8** : Schéma de la phyto-dégradation (Frédéric Pitre, 2016)



**Figure 9** : Schéma de la rhizo-dégradation (Frédéric Pitre, 2016).

La dégradation des composés organiques peut être complète (générant des éléments inorganiques comme le  $\text{CO}_2$ , l'eau ou le  $\text{Cl}_2$ ), mais elle peut aussi être incomplète, entraînant la formation d'intermédiaires stables (appelés métabolites) qui peuvent être entreposés dans la plante. (Pilon-Smits, 2005)

La dégradation des produits organiques peut se faire dans les racines ou dans les parties aériennes des plantes, (**Pilon-Smits, 2005**) grâce à des enzymes comme les déhalogénases, les oxygénases et les réductases. (**Black, 1995**)

Si c'est généralement l'activité enzymatique des plantes qui provoque la dégradation, elle peut aussi être issue de l'activité des microorganismes qui vivent dans les plantes, qu'on appelle alors des endophytes. (**Pilon-Smits, 2005**)

Du côté de la rhizo-dégradation plusieurs exemples impliquent une étroite association entre plantes et microorganismes. Une symbiose entre le peuplier et une bactérie (*Méthylbacterium populum*) permet de minéraliser des explosifs (1, 2, -trinitroperhydro-1,3,5-triazine). (**Chatterjee et al., 2014**)

Le mûrier (*Morus rubra*) qui sécrète des composés phénoliques dans le sol favorise la dégradation des BPC et HAP par les bactéries. (**Olson et al., 2005**)

La rhizo-dégradation peut être utilisée entre autres pour remédier à des problèmes de contamination avec des hydrocarbures pétroliers. (**Massicotte et al., 2002**)

Enfin, des champignons saprotrophes (décomposeurs, comme la carie blanche) peuvent être favorisés par l'utilisation de bois raméal fragmenté comme paillis de plantation, et les exsudats racinaires des plantes (comme *Salix miyabeana*) peuvent ensemble favoriser la dégradation d'hydrocarbures pétroliers et de HAP. (**Fortin, 2016**)

### 3.4. Phyto-volatilisation

Dans la phyto-volatilisation, des polluants organiques et certains composés inorganiques sont extraits du sol par les plantes, transportés dans leur système vasculaire, puis relégués dans l'atmosphère par transpiration (**Figure 10**). C'est une technologie attrayante parce que les polluants sont ainsi entièrement volatilisés (sous forme de gaz), et il n'est donc pas nécessaire de récolter et de traiter les plantes utilisées. Par contre, le risque du transfert des polluants vers l'atmosphère doit être bien caractérisé avant d'entreprendre de la phyto-volatilisation. En milieu riverain ou pour la rhizo-filtration (voir définition plus bas) d'effluents contaminés, on capitalise entre autres sur le fort potentiel d'évapotranspiration de certains végétaux pour freiner le ruissellement de l'eau ou sa diffusion dans le sol. (**Glass, 1999**)

Ailleurs, pour minimiser la fermeture des stomates d'où s'évapore l'eau transpirée, il peut être bénéfique de garder les sols à traiter bien irrigués.

On utilise la phyto-volatilisation pour les solvants chlorés (comme le trichloroéthylène, TCE), les herbicides, les insecticides, les hydrocarbures et certains métalloïdes comme le mercure, l'arsenic et le sélénium. (Vishnoi et al., 2008)

Des composants organiques volatiles (COV) peuvent être simplement diffusés dans l'atmosphère par les plantes. Le peuplier hybride peut par exemple volatiliser et dégrader rapidement du TCE présent dans une eau polluée. (Newman et al., 1997)

Par contre, des composants comme le sélénium doivent être transformés dans la plante avant d'être volatilisés (cette transformation diminue en même temps leur toxicité). (Pilon-Smits, 2005)

Les champignons mycorhiziens peuvent faciliter l'absorption du mercure et du sélénium, deux éléments qui ont une phase gazeuse. (Pilon-Smits, 2005) Il est bien connu que les microbes peuvent transformer et volatiliser l'arsenic et le mercure. Cependant, chez les plantes la volatilisation n'apparaît pas significative sauf pour celles ayant subi des modifications génétiques. (Pilon-Smits, 2005)

Du tabac génétiquement modifié (*Nicotiana tabacum*) peut absorber, transformer et volatiliser du méthyl mercure. (ITRC, 2009)

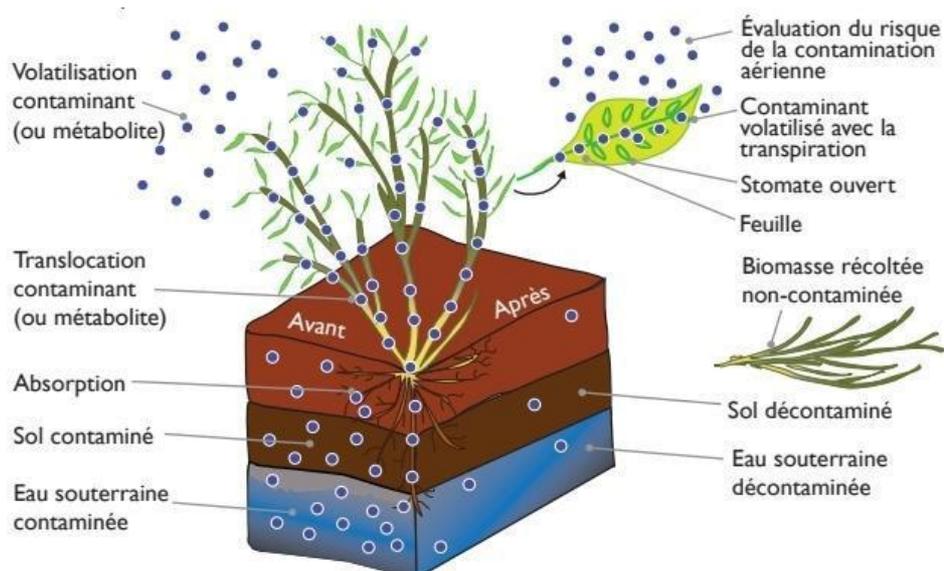


Figure 10 : Schéma de la phyto-volatilisation (Frédéric Pitre, 2016)

### 3-5. Rhizo-filtration

Avec la rhizofiltration, on peut traiter des eaux usées municipales ou industrielles, le ruissellement de surface ou l'eau qui s'infiltré dans le sol en zone agricole, la lixiviation des mines et des sites d'enfouissement, ou encore la contamination de l'eau souterraine. Les contaminants visés incluent les éléments-traces métalliques, les radionucléides, le sélénium, les nutriments, certains composés organiques comme les pesticides, ou encore le drainage minier acide. **(Pilon-Smits, 2005 ; Glass, 1999)**

La rhizofiltration peut utiliser des plantes aquatiques ou des plantes terrestres, et parfois une combinaison d'espèces ayant des propriétés complémentaires. **(Peer et al., 2005)**

La rhizofiltration repose souvent sur des systèmes en réacteur (*flow-through*) qui maximisent le contact entre l'eau et les racines, et minimisent ainsi la durée du traitement. La rhizofiltration peut prendre la forme d'un étang artificiel ou d'un système hydroponique. **(Pilon-Smits, 2005)**

Les marais artificiels sont documentés dans une autre fiche de la Société québécoise de phytotechnologie. [3]

Les systèmes intérieurs sont souvent plus coûteux alors leur utilisation est restreinte à des applications ayant de faibles volumes à traiter ou encore à des applications bien ciblées, comme l'enlèvement des éléments radioactifs. La rhizofiltration peut aussi limiter la diffusion horizontale des contaminants dans l'eau souterraine si l'on positionne les plantes pour faire une barrière hydraulique, afin que les plantes sectionnent l'eau du sol et limitent le mouvement des polluants dans l'eau. La rhizofiltration peut être exploitée par exemple dans des systèmes de bandes riveraines **(Pilon-Smits, 2005)**.

*Chapitre III :*  
*Matériel et méthodes*

## Chapitre III. Matériel et Méthodes

### 1. Description générale de la station d'épuration de Guelma

La station d'épuration des eaux de Guelma est située sur la route nationale N°21, pont Héliopolis près d'Oued Seybouse (**Figure 11**). Elle est fonctionnelle depuis le 18 Février 2008 à raison d'un traitement d'environ 32000 m<sup>3</sup>/jour au temps sec et 43000 m<sup>3</sup>/jour au temps de pluie.

La station est implantée sur un terrain agricole de 7,8 hectares avec une capacité de 200.000 équivalent/habitant. Elle utilise le procédé de culture libre (boue activée) comme procédé d'épuration. Les eaux usées urbaines de la ville de Guelma sont collectées sur deux bassins versant par un ensemble de réseaux d'assainissement existant. La STEP est alimentée par deux conduites de refoulement le premier est alimentée par Oued El Maiz, avec un débit de 1575 m<sup>3</sup>/h et le second est alimentée par Oued Skhoun, avec un débit de 1125 m<sup>3</sup>/h (**Tabet, 2014**).



**Figure 11** : Photos satellite de la station d'épuration de Guelma (**Google Maps, 2022**)

#### 1.1. Procédé d'épuration de la STEP de Guelma

L'épuration des eaux usées dans la STEP de la ville de Guelma consiste à un prétraitement (dégrillage, dessablage et déshuilage), un traitement primaire par décantation,

des traitements biologiques secondaires par boues activées et un traitement tertiaire par chloration.

### 1.1.1. Prétraitement

Les effluents doivent subir avant le traitement proprement dit, un prétraitement comportant un certain nombre d'opérations à caractère physique ou mécanique. Le but est dans ce cas d'extraire et d'éliminer de l'eau les éléments solides en suspension ou en flottation et qui pourraient constituer une gêne pour les traitements ultérieurs. Il s'agit des déchets volumineux (dégrillage), des sables et graviers (dessablage) et des graisses (dégraisage) (Koller, 2004).

❖ **Le dégrillage** : il consiste à retenir les gros déchets solides au moyen de grilles à barreaux verticaux dont l'écartement varie entre 3 et 100 mm en fonction de l'efficacité voulue. Sont ainsi éliminés les bois, plastiques, papiers, bouteilles, feuilles qui sont susceptibles de provoquer des dégâts aux conduites et machines des différentes unités de l'installation. Ces éléments sont ensuite éliminés avec les ordures ménagères. Le tamisage, qui utilise des grilles dont l'espacement est plus réduit, peut compléter cette phase de prétraitement. Cependant, il génère beaucoup plus de déchets (Koller, 2004).

❖ **Le dessablage** : le dessablage a pour but d'extraire des eaux les graviers, sables et particules minérales plus ou moins fines, de façon à éviter les dépôts dans les canaux et conduites à protéger les pompes et autres appareils contre l'abrasion, à éviter de surcharger les stades de traitement suivants. Le domaine usuel du dessablage porte sur les particules de granulométrie supérieure à 200  $\mu\text{m}$ . Une granulométrie inférieure sera du ressort de la décantation (Koller, 2004).

❖ **Le dégraisage** : il vise à éliminer la présence de graisses dans les eaux usées, graisses qui peuvent gêner l'efficacité des traitements biologiques qui interviennent ensuite. Le dégraisage s'effectue par flottation car les huiles et les graisses en principe est car leurs densités sont inférieures à celle de l'eau. L'injection d'air au fond de l'ouvrage facilite la remontée en surface des corps gras qui sont ensuite raclés à la surface, puis stockés d'être éliminés (mise en décharge ou incinération). Les graisses peuvent aussi faire l'objet d'un traitement biologique spécifique au sein de la station d'épuration. De nombreuses stations utilisent des dessableurs-dégraisseurs combinés. Le temps de séjour dans ce type d'ouvrage est de 5 à 12 min (Koller, 2004).

### 1.1.2. Traitement primaire

Le traitement primaire a pour objectif l'élimination de MES. Il fait appel à différents procédés physiques ou chimiques. Les matières décantables se déposent au fond ou flottent à la surface par différence de densité ou après adjonction de produits agglomérants à la matière et accélérant leur flottation ou leur sédimentation. Les boues primaires sont récupérées au moyen d'un système de raclage. Ce traitement élimine 50 à 55% des matières en suspension. La décantation est encore plus performante lorsqu'elle s'accompagne d'une floculation préalable. La coagulation-floculation permet d'éliminer jusqu'à 90% des matières en suspension. Cette technique comporte une première phase d'adjonction d'un réactif, qui provoque l'agglomération des particules en suspension puis l'accélération de leur chute au fond de l'ouvrage. Les amas de solides ainsi obtenus sont appelés (flocs). L'utilisation d'un décanteur lamellaire permet d'accroître le rendement de la décantation. Ce type d'ouvrage comporte des lamelles parallèles inclinées, ce qui multiplie la surface de décantation et accélère le processus de dépôt des particules. Une décantation lamellaire permet d'éliminer plus de 70% des matières en suspension (Koller, 2004).

### 1.1.3. Traitement secondaire : (élimination de la charge carbonée)

Si les prétraitements font appel à des procédés physiques, le traitement secondaire est une épuration biologique. Ce traitement élimine l'essentiel des agents polluants dans les eaux usées à savoir la pollution carbonée biodégradable. Il consiste à mettre en contact l'eau usée avec une biomasse épuratrice qui est en fait un écosystème simplet et sélectionné ne faisant appel qu'à des micro-organismes. La dégradation se réalise par digestion aérobie de la matière organique par les bactéries à condition de contrôler l'oxygène dissous dans l'eau et la concentration de la biomasse avec un temps de contact l'eau usée<sub>2</sub>-biomasse de l'ordre de 6 à 10 h. Ce traitement conduit à la production de biomasse (bous) et de CO (Koller, 2004).

### 1.1.4. Traitement tertiaire : (élimination de l'azote et du phosphore)

À l'issue du traitement secondaire, l'eau usée contient encore divers composés azotés provenant d'éjections humaines et animales, ainsi que du phosphore, provenant des détergents utilisés pour les lessives et en agriculture. Si ces substances ne sont pas directement nocives, leur action sur le milieu aquatique est néfaste en favorisant par exemple la prolifération excessive d'algues vertes (Koller, 2004).

## 1.2. Prélèvement des échantillons

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée.

L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques de l'eau (Mimeche ,2014).

Les prélèvements ont été effectués au cours du mois d'avril 2023 en amont de la STEP (Fig. 12) de Guelma dans des flacons en verre stérilisés dans l'étuve à 180°C pendant 20 min. Les échantillons soigneusement étiquetés et conservés à 4°C et transportés dans une glacière au laboratoire, La teneur initiale en germes des eaux risque de subir des modifications dans le flacon, après le prélèvement. C'est pour cela que toute analyse doit être effectuée le plus rapidement possible (Rodier *et al.*, 2009).



**Figure 12 :** Site de prélèvement (Photos prise par Aidoud).

## 2. Matériel biologique

Notre étude est basée sur deux types de plante : la massette à feuilles étroites *Typha angustifolia* et la massette à large feuilles *Typha latifolia*, qui appartiennent à la systématique suivante:

**Règne :** *Plantae*

**Sous règne :** *Tracheobionta*

**Division :** *Magnoliophita*

**Classe :** *Liliopsida*

**Sous classe :** *Commelinidao*

**Ordre :** *Tyhalles*

**Famille :** *Tyhaceae*

**Genre :** *Typha*

**Espèce :** *angustifolia*



**Figure 13 :** Systématique de la massette à feuilles étroites *Typha angustifolia*

**Règne :** *Plantae*

**Sous règne :** *Tracheobionta*

**Division :** *Magnoliophita*

**Classe :** *Liliopsida*

**Sous classe :** *Commelinidao*

**Ordre :** *Tyhalles*

**Famille :** *Tyhaceae*

**Genre :** *Typha*

**Espèce :** *latifolia*



**Figure 14 :** Systématique de la massette à large feuilles *Typha latifolia*

### 3. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental mise en œuvre est constitué de trois bacs identiques en plastique achetées dans un magasin d'ustensiles ménagers. Les dimensions de chaque bac sont : 40cm de longueur, 25cm de largeur et 15cm de profondeur. Ces derniers sont remplis par une succession verticale de trois couches, deux composés de gravier (gros et petit) et le troisième est constitué de sable (**Tab. 2**). Dans le premier bac on a planté la massette à feuille étroite (*Typha angustifolia*) codée par "TA", dans le deuxième bac on a planté la

massette à large feuilles (*Typha latifolia*) codée par "TL", et dans le troisième on a planté les deux plantes ensemble "TA/TL", (Fig. 16). Dans le premier jour de l'expérience on a réalisé une analyse physico-chimique et une autre bactériologique d'une eau usée provenant du bassin de finition à la STEP de Guelma. Cette même eau on l'a utilisée pour remplir les trois bacs décrites ci-dessus, pour faire une seconde analyse (physico-chimique et bactériologique) à la fin de l'expérience, c'est à dire après quinze (15) jour, un temps suffisant pour laisser les plantes d'exercées leur effet épurateur.

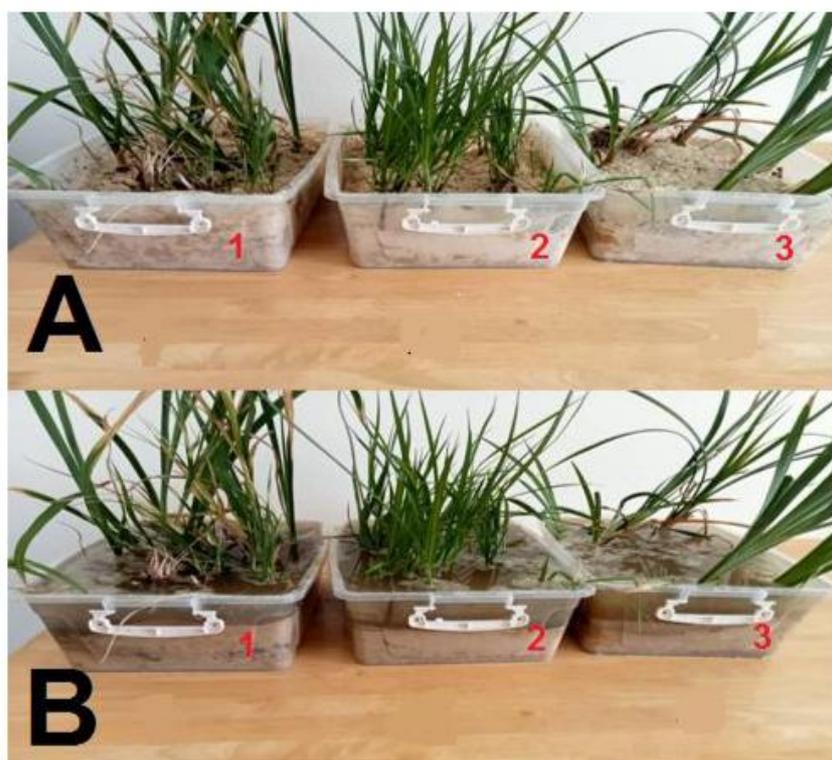
Les analyses physico-chimiques ont été réalisées au laboratoire de recherche LGCH (Laboratoire de Génie Civil et d'Hydraulique) de l'université de 8 mai 1945 de Guelma et les analyses bactériologiques sont réalisées au laboratoire pédagogique de la faculté SNV-STU de l'université de 8 mai 1945 de Guelma.

**Tableau 2** : Les types de substrat utilisé

Couches	Substrat	Épaisseur de la couche
1 couche	Gravier grossier	3cm
2 <sup>ème</sup> couche	Gravier petit	3cm
3 <sup>ème</sup> couche	Sable	4cm



**Figure 15** : Composition du dispositif expérimental. A: échantillons d'eau usée ; B: couche de sable ; C: couche de gravier grossier ; D : couche de petit gravier



**Figure 16** : Dispositif expérimental. **1** : Bac avec *Typha latifolia*+ *Typha angustifolia* ; **2** : Bac avec *Typha angustifolia* ; **3** : Bac avec *Typha latifolia*  
 A : dispositif avant remplissage ; B : dispositif après remplissage

### 3.1. Étude physicochimique

Les analyses physicochimiques ont été effectuées au laboratoire de recherche de génie civil et d'hydraulique de l'université 8 mai 1945 Guelma.

Le tableau suivant illustre les paramètres physicochimiques recherchés dans notre étude.

**Tableau 3** : Paramètres physicochimiques recherchés

Indicateurs	Références
Température	Lecture directe par multi-paramètre de type HANNA H19829
Potentiel oxydo-réduction	Lecture directe par multi-paramètre de type HANNA H19829
Conductivité électrique	Lecture directe par multi-paramètre de type HANNA H19829
Oxygène dissous	Lecture directe par multi-paramètre de type HANNA H19829
Salinité	Lecture directe par multi-paramètre de type HANNA H19829
Ph	Lecture directe par multi-paramètre de type HANNA H19829

Matière en suspension	Filtration par membrane
NO <sub>3</sub>	Bandelettes-test
NO <sub>2</sub>	WTW photolab S6
NH <sub>4</sub>	WTW photolab S6
PO <sub>4</sub>	WTW photolab S6
Demande Chimique en Oxygène (DCO)	Thermo réacteur AL 125 Aqualitic
Demande Biologique en Oxygène (DBO)	Méthode aux oxitops

### 3.2. Étude bactériologique

#### 3.2.1. Matériels utilisés

❖ **Verreries** : Avant chaque utilisation, la verrerie doit être soigneusement lavée, rincée, séchée et stérilisée au four Pasteur à 180°C pendant 30 minutes ou 15 minutes dans un autoclave à 120 °C.

❖ **Appareillages et outils** :

- ✓ Bec Bunsen;
- ✓ Microscope optique marque (OPTIKA);
- ✓ Bain-marie;
- ✓ Etuves réglées à 37 °C;
- ✓ Boîtes de Pétri stériles;

❖ **Milieux de cultures** : Les milieux de cultures solides et liquides sélectifs qui ont été utilisés pour les analyses de l'eau sont décrite comme suit :

✓ **Gélose TGEA** : (Glucose-Tryptone-Extrait de levure) est un milieu développé pour la recherche et le dénombrement des bactéries aérobies mésophiles.

✓ **Gélose S.S** : (Gélose *Salmonella Shigella*) est un milieu sélectif pour l'isolement de *Salmonella* et *Shigella*.

✓ **Gélose Chapman** : est un milieu sélectif pour l'isolement des *staphylococcus*.

✓ **Gélose nutritive** : est un milieu d'isolement non sélectif.

✓ **Gélose Mac Conkey** : est un milieu sélectif pour l'isolement et l'identification des bacilles gram négatifs.

✓ **Gélose glucosée Viande Foie** : est un milieu utilisé pour le dénombrement des spores de micro-organismes anaérobies dans les eaux.

✓ **Bouillon de BCPL** : (Bromo-Cresol Pourpre Lactose) utilisé pour la détection des coliformes.

✓ **Bouillon Schubert** : utilisé pour confirmer la présence de coliformes.

- ✓ **Bouillon de Roth** : utilisé pour la recherche et le dénombrement des *Streptocoques fécaux*.
- ✓ **Bouillon EVA LITSKY** : utilisé pour confirmer la présence des entérocoques.

❖ **Réactifs utilisés :**

- ✓ Kovax
- ✓ Huile de paraffine
- ✓ Colorants de Gram (Violet de Gentiane, Lugol, Ethanol, Fushine).

### 3.2.2. Méthodes d'analyses bactériologiques

L'analyse bactériologique a pour but de mettre en évidence la présence de germes, basés sur la recherche et la numération de celles-ci dans les échantillons à analyser. L'analyse n'est pas seulement qualitative mais aussi quantitative.

L'analyse bactériologique de l'eau est basée sur les paramètres suivants :

- Recherche et dénombrement des germes totaux ;
- Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux ;
- Recherche et dénombrement des *Streptocoques fécaux* ;
- Recherche des *Clostridium* sulfite-réducteurs.
- Recherche des salmonelles.
- Recherche des *Staphilococcus*.

#### 3.2.2.1. Recherche des germes totaux

Selon les normes internationales, les micro-organismes revivifiables se définit comme étant la totalité des bactéries, levures et moisissures capables de former des colonies dans ou sur le milieu de culture spécifié dans les conditions d'essai décrites ci-dessous.

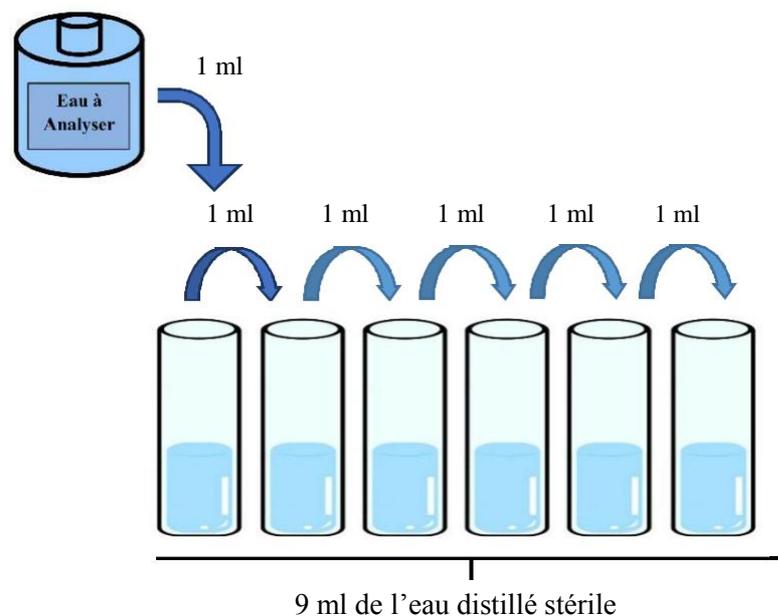
Le milieu de culture utilisé est la gélose glucosée tryptonée à l'extrait de levure (TGEA).

❖ **Mode opératoire :**

➤ Préparation des dilutions: Avant d'ensemencer les milieux de culture, des dilutions ont été effectués en cascades de la  $10^{-1}$  à la  $10^{-6}$ . Nous prélevons 1ml du flacon contenant l'eau à analyser que nous déposons dans chacune des tubes contenant 9ml de l'eau distillée stérile (**figure 17**); la première dilution est marquée par le chiffre  $10^{-1}$ , nous homogénéisons le tube par un léger mouvement, puis nous prélevons 1ml de ce tube pour le

mettre dans un deuxième tube contenant également 9ml de l'eau distillée stérile; la deuxième dilution est marquée par le chiffre  $10^{-2}$ , nous répétons la même action pour obtenir les dilutions  $10^{-3}$ ,  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$ ,  $10^{-6}$ .

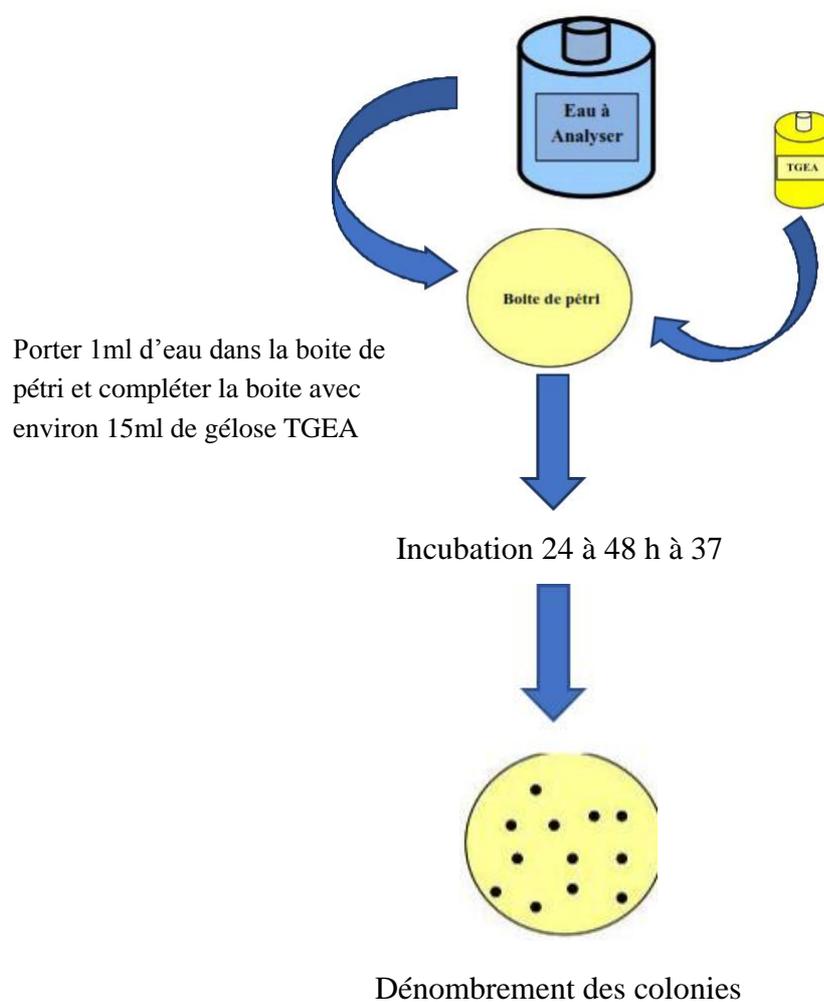
Il faut noter que la pipette ne doit pas entrer en contact, ni avec la paroi des tubes, ni avec l'eau distillée stérile.



**Figure 17** : Préparation des dilutions

Inoculer trois boîtes de pétri vides préparées à cet usage avec 1ml des différentes dilutions ( $10^{-2}$  ;  $10^{-4}$  ;  $10^{-6}$ ). Compléter ensuite chacune des boîtes avec environ 15ml de gélose TGEA fondu dans un bain marie à  $100^{\circ}\text{C}$  puis refroidie à environ  $40^{\circ}\text{C}$  et mélanger avec précaution en mouvement rotatoire puis laisser solidifier (**figure 18**).

- ❖ **Incubation et lecture :**
- ✓ Retourner les boîtes et incuber à  $37^{\circ}\text{C}$  pendant 24 h à 48 h ;
- ✓ Calculer le nombre de colonies formées présentes dans un millilitre d'échantillon ;
- ✓ Exprimer les résultats en nombre de germes par ml (Germe/1ml).



**Figure 18 :** Recherche et dénombrement des germes totaux

### 3.2.2.2. Recherche et dénombrement des coliformes en milieux liquides

Elle compte deux tests : test présomptif de la présence ou l'absence des coliformes puis test confirmatif.

❖ **Milieux de culture et réactifs :**

- ✓ Bouillons lactose au pourpre de bromocrésol (BCPL) à simple concentration (S/C).
- ✓ Milieu de confirmation Schubert muni d'une cloche de Durham.

- ✓ Réactif de Kovacs.

### ☒ Test présomptif de la présence ou l'absence des coliformes

❖ **Mode opératoire :** Après avoir bien homogénéisé l'échantillon afin d'obtenir une répartition homogène des microorganismes, nous avons réalisé cinq dilutions décimales successives ( $10^{-1}$ ,  $10^{-2}$ ,  $10^{-3}$ ,  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$ ) avec trois répétitions par dilution. Les dilutions sont toujours effectuées dans des conditions aseptiques (**Rejsek, 2002**).

- ✓ Prendre les tubes de BCPL (bouillon lactose au pourpre de bromocrésol, simple concentration) munis d'une cloche de Durham.

- ✓ Prélever 1 ml d'eau à analyser à l'aide d'une pipette Pasteur stérile et la porte dans le premier tube de la série contenant 9 ml de BCPL, pour obtenir la dilution  $10^{-1}$ .

- ✓ Prélever 1ml de la dilution  $10^{-1}$  précédente et l'ajouter à un tube contenant 9ml de BCPL, pour obtenir la dilution  $10^{-2}$ .

- ✓ Transférer 1 ml de la dilution  $10^{-2}$  dans un tube contenant 9ml de BCPL, pour obtenir la dilution  $10^{-3}$ .

- ✓ Répéter la technique pour deux autres tubes de BCPL afin d'obtenir cinq tubes de BCPL, et refaire pour deux autres séries (**Délaras, 2008**).

❖ **Lecture :** Après incubation seront considérés comme positifs, les tubes présentant à la fois :

- ✓ Un dégagement de gaz (supérieur au 1/10<sup>ème</sup> de la hauteur de la cloche) ;
- ✓ Un trouble microbien accompagné d'un virage du milieu au jaune (ce qui constitue le témoin de la fermentation du lactose présent dans le milieu) (**Labres et al., 2008**).

On retient le nombre caractéristique constitué par les trois chiffres écrit dans l'ordre des dilutions croissantes en commençant par le nombre correspondant à la plus grande dilution pour laquelle tous les tubes sont positifs (**Bourgeois, 1980**)

Ce nombre caractéristique obtenu correspond d'après la table de Mac Grady au nombre de bactéries présentes (NPP) dans le prélèvement correspondant à la plus faible

dilution prise en compte. Le calcul de concentration cellulaire dans la suspension initiale se fait en tenant compte les dilutions effectuées (**Bourgeois, 1980 ; Leclerc, 1983**).

#### ☒ **Test confirmatif**

❖ **Mode opératoire :** Le test de confirmation est basé sur la recherche de coliformes thermotolérants parmi lesquels on redoute surtout la présence d'*Escherichia coli*.

✓ Repiquer chaque tube de BCPL trouvé positif avec une anse bouclée ou une pipette Pasteur dans le (ou les) milieu(x) de confirmation (**Rodier et al., 2009**). Comme milieu de confirmation, on a utilisé le milieu schubert.

✓ Chasser l'air éventuellement présent dans les cloches de Durham et bien mélanger le milieu et l'inoculum. L'incubation se fait cette fois-ci à 37 °C pendant 24 heures (**Labres et al., 2008**).

❖ **Lecture :** Seront considérés comme positifs, les tubes présentant :

Un anneau rouge en surface, témoin de la production d'indole par *Escherichia coli* après adjonction de 2 à 3 gouttes du réactif de Kovacs (**Rejsek, 2002**). La lecture finale s'effectue également selon les prescriptions de la table du NPP de Mac Grady (**Annexe 01**)

#### **3.2.2.3. Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux**

Cette méthode consiste à la recherche des streptocoques fécaux ; sont des coques à Gram (+), anaérobie facultative.

La recherche et le dénombrement des streptocoques dans les eaux se fait aussi par la technique du NPP qui se fait en deux étapes consécutives (**Rejsek, 2002**).

#### ☒ **Test présomptif**

❖ **Mode opératoire :**

✓ A partir de l'eau à analyser, après homogénéisation ; porter 1ml dans un tube contenant 9 ml de milieu Rothe S/C pour obtenir la dilution  $10^{-1}$ .

✓ Prélevé 1ml de tube précédent  $10^{-1}$  et metre dans le seconde tube Rothe pour obtenir la dilution  $10^{-2}$ .

- ✓ Transférer 1 ml de la dilution  $10^{-2}$  dans un tube contenant 9 ml de milieu Rothe S/C, pour obtenir la dilution  $10^{-3}$ .
- ✓ Refaire la technique 5 fois pour avoir 5 tubes de Rothe ( $10^{-1}$  ;  $10^{-2}$  ;  $10^{-3}$  ;  $10^{-4}$  ;  $10^{-5}$ ), et refaire 2 autres séries.
- ✓ L'incubation se fait à 37 °C pendant 24 à 48 heures (**Rej sek, 2002 ; Débarras, 2008**).

❖ **Lecture :** Après incubation, considérer comme positifs les tubes pour lesquels on observe un trouble dû à une croissance microbienne.

#### ☒ **Test confirmatif**

❖ **Mode opératoire :** Les tubes de Rothe trouvés positifs feront l'objet d'un repiquage à l'aide d'une pipette pasteur dans un tube contenant le milieu Eva Litsky.

L'incubation se fait à 37°C ; pendant 24 heures.

❖ **Lecture :** Sur le milieu de Eva Litsky, la présence de streptocoque se caractérise par l'apparition d'un trouble dû à la croissance bactérien, avec ou sans dépôt violet (**Rejsek, 2002**).

La lecture finale s'effectue également selon les prescriptions de la table du NPP de Mac Grady (**Annexe 01**)

#### **3.2.2.4. Recherche et dénombrement des spores des bactéries anaérobies sulfite-réductrices (ASR)**

Les anaérobies sulfite-réducteurs (ASR) se présentent sous forme de bactéries Gram +, se développant en 24 à 48 heures sur une gélose Viande Foie en donnant des colonies typiques réduisant le sulfite de sodium ( $\text{Na}_2\text{SO}_3$ ) qui se trouve dans le milieu, en sulfure qui en présence de  $\text{Fe}^{2+}$  donne  $\text{FeS}$  (sulfure de fer) de couleur noire. Les spores des ASR constituent généralement des indices de contamination fécale ancienne (**Rejsek, 2002**).

**❖ Mode opératoire :**

✓ Prendre environ 20 ml dans un tube stérile, qui sera par la suite soumis à un chauffage de l'ordre de 80°C pendant 8 à 10 minutes, dans le but de détruire toutes les formes végétatives des ASR éventuellement présentes.

✓ Après chauffage, refroidir immédiatement le tube en question, sous l'eau de robinet. Répartir ensuite le contenu de ce tube, dans 4 tubes différents et stériles, à raison de 5 ml par tube.

✓ On complète ensuite chacun des tubes avec environ 15 ml de gélose viande de foie et bien mélanger.

✓ On laisse solidifier 30min, puis on incube à 37 °C pendant 48 heures.

Les *Clostridium* sulfite-réducteurs réduisent le sulfite de sodium produisant des colonies entourées d'un halo noir dû à la formation de sulfure de fer.

❖ **Lecture :** Après la période d'incubation, les tubes contenant de grosses colonies noires sont considérés comme positifs et correspondent au *Clostridium* Sulfite-Réducteur.

**3.2.2.5. Recherche des germes pathogènes**

Il existe une grande variété des bactéries pathogènes ou potentiellement pathogènes pour l'homme dans tous les types d'eaux. Celles-ci vivent ou survivent dans l'environnement, soit provenant des rejets humains, éliminées par des sujets malades ou des porteurs sains, soit étant autochtones et pouvant s'adapter à l'homme (**Rodier et al., 2009**).

**☒ Méthode d'ensemencement sur gélose :**

La méthode utilisée est la méthode d'ensemencement sur un milieu solide (méthode des quadrants), les milieux utilisés sont présentés dans le tableau 4 :

**Tableau 4 :** Méthodes d'ensemencement sur gélose pour la recherche des germes pathogènes (Rodier, 2009).

Bactérie	Milieu	Méthode
Staphylocoques	Chapman	Ensemencement sur la surface sous forme des quadrants. incubation a 37C°, durant 24 à 48 h.
Shigelles	Salmonelles Shigelles(S.S)	Ensemencement sur la surface sous forme des quadrants. incubation a 37C°, durant 24 à 48 h.
Salmonelles	Salmonelles Shigelles(S.S)	Ensemencement sur la surface sous forme des quadrants. incubation a 37C°, durant 24 à 48 h.

# *Chapitre IV*

## *Résultats et discussion*

## Chapitre IV. Résultats et Discussion

### 1. Résultats des analyses physico-chimiques

#### 1.1. Température C°

Les résultats illustrés dans la figure 19, montrent que la valeur maximale de la température est enregistrée dans l'échantillon (Ech ST) avec 19,2 °C par contre la minimale était de l'ordre de 14 °C pour les trois autres échantillons.

La température varie en fonction de nombreux facteurs environnementaux telle que la température extérieure (l'air) et la saison, les facteurs géographique telle que la localité et l'altitude, la géologie des terrains traversés, l'hydrologie de l'écosystème et la profondeur du plan d'eau. (Razkallah, 2019).

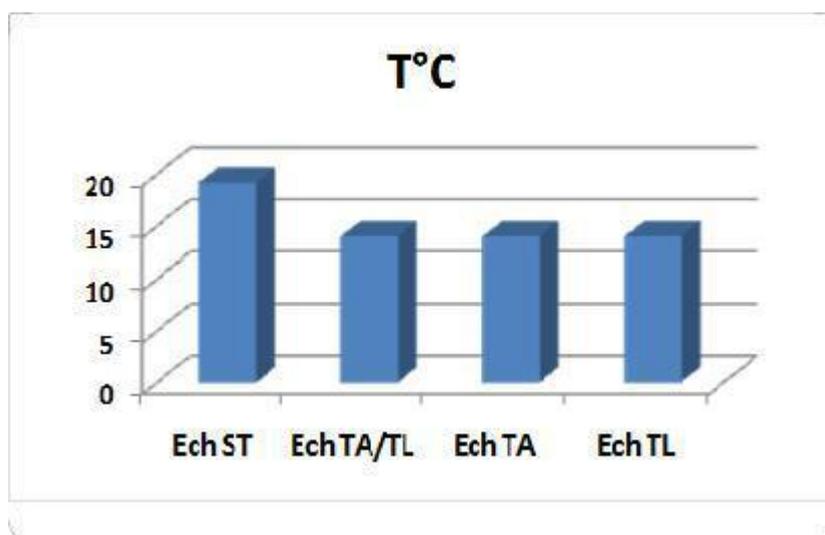


Figure 19 : Variation de la température

#### 1.2. Potentiel d'oxydo-réduction

Tous les résultats obtenus ont un potentiel *rédox* négatif, ce qui explique que l'eau usée est une eau alcaline ionisée contient des agents réducteurs. La valeur maximale est observé pour l'échantillon "Ech TA/TL" avec -17 mv et la plus grande était -41 mv pour l'échantillon mère "Ech ST" et l'échantillon où se trouvait *Typha angustifolia* "Ech TA".

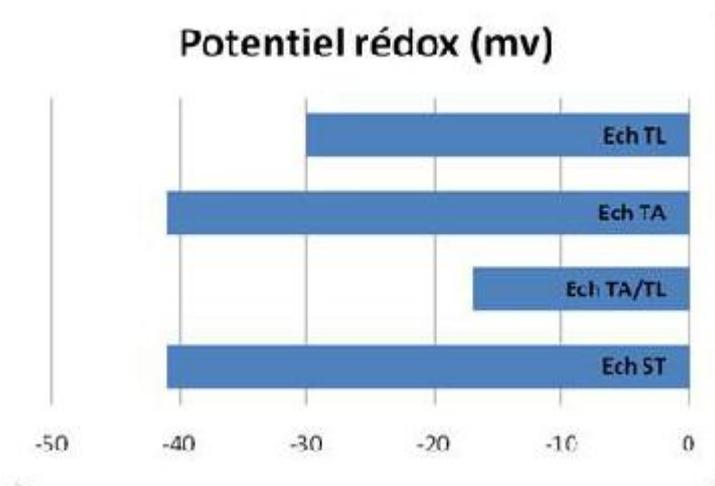


Figure 20 : Variation du potentiel d'oxydo-réduction

### 1.3. pH

La valeur maximale du pH enregistrée, est 7,66 trouvée dans l'échantillon "Ech ST", tandis que la valeur minimale a été 7,19 pour l'échantillon "Ech TA/TL". Le diagramme ci-dessous (Figure 21) coïncide avec les résultats précédents du pH.

Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette baisse de pH, comme l'accumulation de  $H^+$  suite à l'activité des bactéries nitrifiantes ou l'accumulation de  $CO_2$  due au métabolisme des plantes ou à la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes (Attionu, 1976), aussi la production d'ions  $H^+$  par la plante pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale) (Kone, 2002).

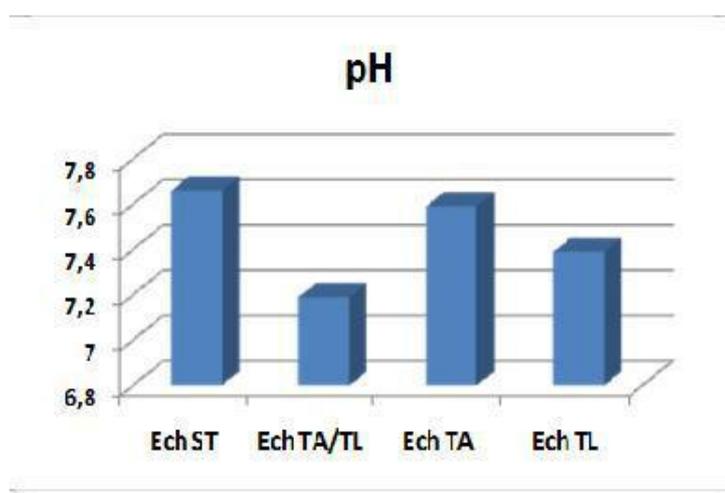


Figure 21 : Variation de pH.

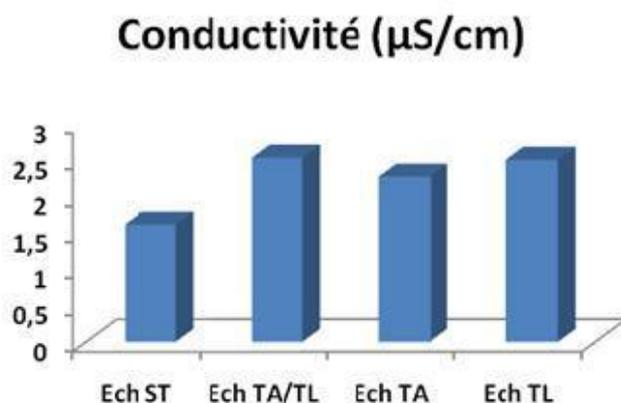
D'après Sevrin Reyssac *et al.*, (1995), un pH alcalin et une température modérée constituent des conditions de milieu idéales pour la prolifération des microorganismes qui

établissent un parfait équilibre biologique, permettant la dégradation de la matière organique ce qui conduit à la décontamination de l'eau.

#### 1.4. Conductivité électrique

D'après ces résultats, la valeur minimale enregistrée de la conductivité électrique était 1,61ms/cm pour "Ech ST", tandis que la valeur maximale a été enregistrée pour l'échantillon "Ech TA/TL" avec 2,53  $\mu$ S/cm (**Figure 22**).

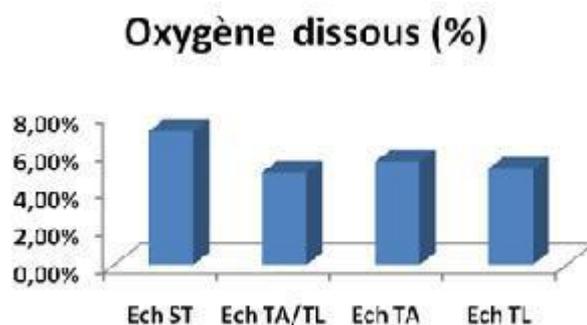
Les valeurs enregistrées au cours de cette étude indiquent que la conductivité électrique des eaux usées se caractérise par des valeurs relativement élevées dues probablement aux charges polluantes. Selon Franck (2002), tout rejet polluant s'accompagne d'un accroissement de la conductivité.



**Figure 22 :** Variation de la conductivité électrique.

#### 1.5. Oxygène dissous

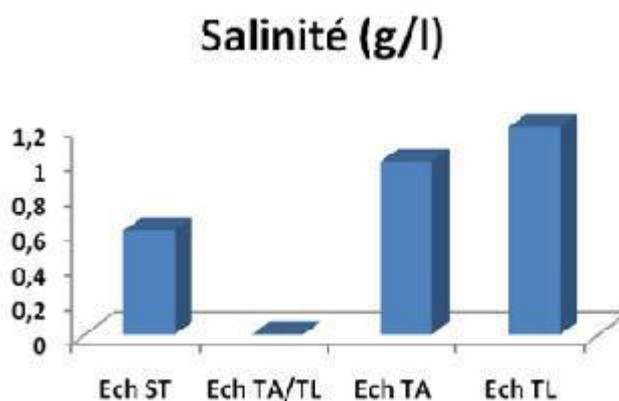
Les valeurs en oxygène dissous (**Figure 23**) fluctuent entre une valeur maximale de 7,10% pour "Ech ST" et une valeur minimale de 4,90% pour "Ech TA/TL".



**Figure 23 :** Variation de l'oxygène dessous

### 1.6. Salinité

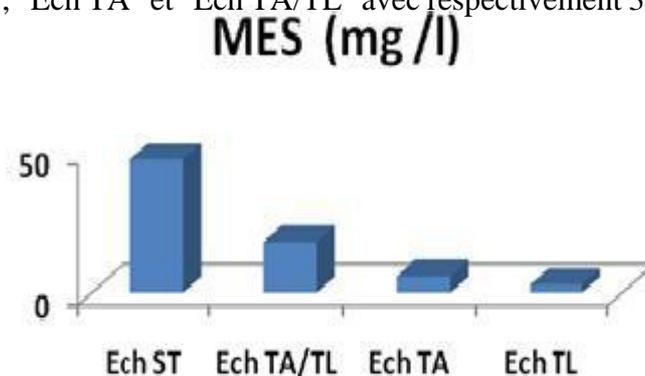
Les valeurs de salinité (**Figure 24**) fluctuent entre la valeur 0 g/l pour l'échantillon "Ech TA/TL" et la valeur 1,2 g/l pour l'échantillon "Ech TL".



**Figure 24** : Variation de la salinité.

### 1.7. Matières en suspension (MES)

L'histogramme présenté dans la figure 25, indique que les valeurs des MES sont maximales dans l'échantillon "Ech ST" avec 47mg/l et ont chuté brusquement dans l'échantillon "Ech TL", "Ech TA" et "Ech TA/TL" avec respectivement 3mg/l, 6mg/l et 18mg/l.

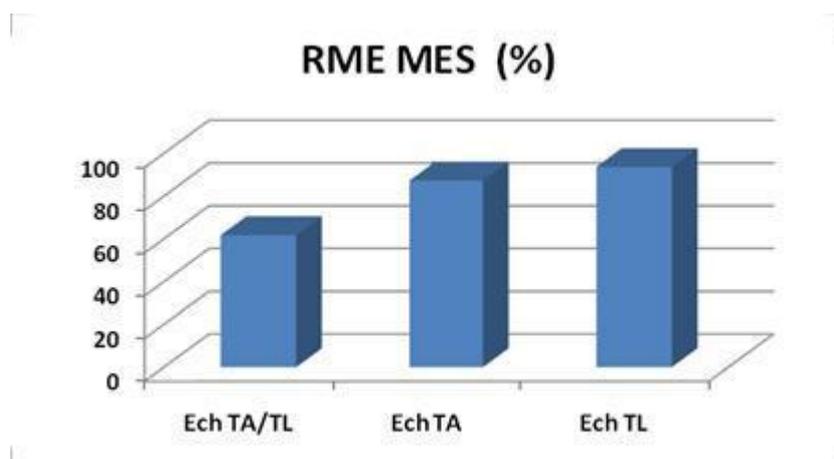


**Figure 25** : Variation des matières en suspension (MES).

Cette diminution est assurée par l'absorption des matières solubles et des mécanismes physiques (filtration) des particules via le système racinaire et selon la norme algérienne (JORA, 2012), tous nos échantillons ont une valeur inférieure à 30 mg/l (la concentration maximale admissible indiquée dans le JORA) sauf pour le premier échantillon (Ech ST) qui

représente une eau de finition non propre à être réutilisée car elle un mauvais rendement pour le bassin d'aération.

Également, on peut dire aussi que le rendement minimum d'élimination (RME) des matières en suspensions par les plantes est atteint. En effet, les valeurs trouvées du RME pour les "Ech TL", "Ech TA" et "Ech TA/TL" sont respectivement 93.61%, 87.61% et 61.7% (**Figure 26**).



**Figure 26** : Rendement minimum d'élimination des MES.

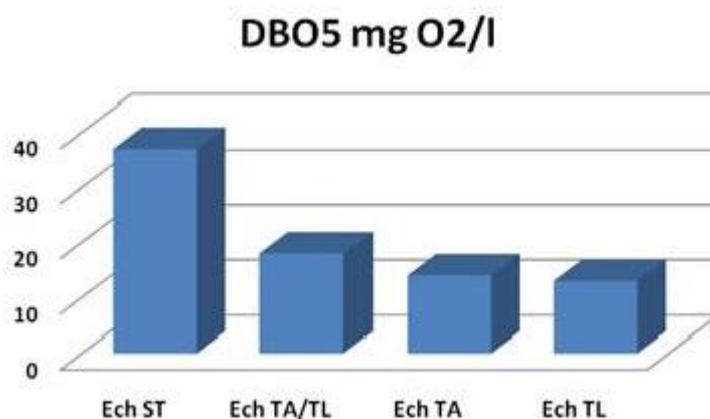
Selon **Vymaza, (2005)**, le massif implanté par une plante épuratrice permet une bonne élimination des matières en suspension plus les matières organiques dégradé par l'activité bactérienne au niveau des racines.

### 1.8. Demande biologique en oxygène DBO<sub>5</sub>

La variation de la DBO<sub>5</sub> est exhibée de la même manière de la variation des MES (**Figure 26**) dont les valeurs ont étaient réduites à 13mg/l chez "Ech TL".

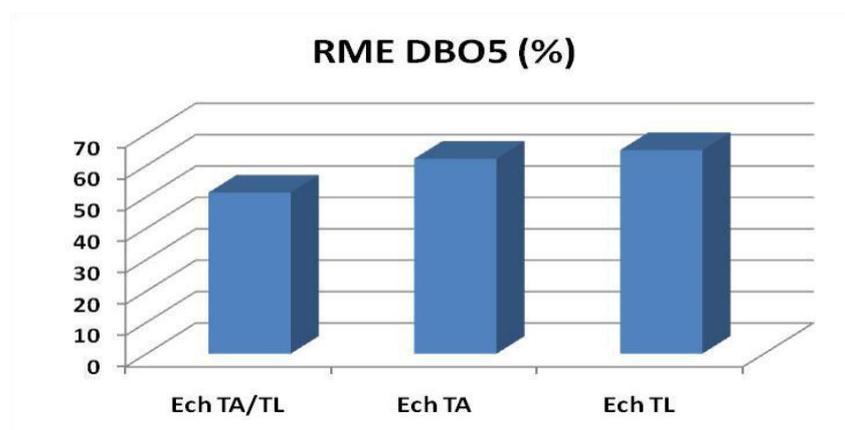
Cette abatement des valeurs montre le bon fonctionnement épuratoire des plantes, traduisant une rétention de la pollution organique biodégradable. En effet, la norme de la qualité des eaux épurées rejetées, recommande une valeur de 30mg/l (**JORA, 2006 ; JORA, 2012**) et nos plantes ont prouvé leur efficacité épuratoire (**voir annexe 4 et 5**).

En comparant entre les valeurs de DBO<sub>5</sub> de l'eau de finition et celui épurée par nos plantes, nous remarquons une bonne élimination de cette pollution organique. La valeur de l'eau de finition mesurée est de 37mg O<sub>2</sub>/l et celle des échantillons : "Ech TL", "Ech TA" et "Ech TA/TL" sont respectivement 13 mg O<sub>2</sub>/l, 14 mg O<sub>2</sub>/l et 18 mg O<sub>2</sub>/l, ce qui signifie un



**Figure 27 :** Variation de la DBO<sub>5</sub>.

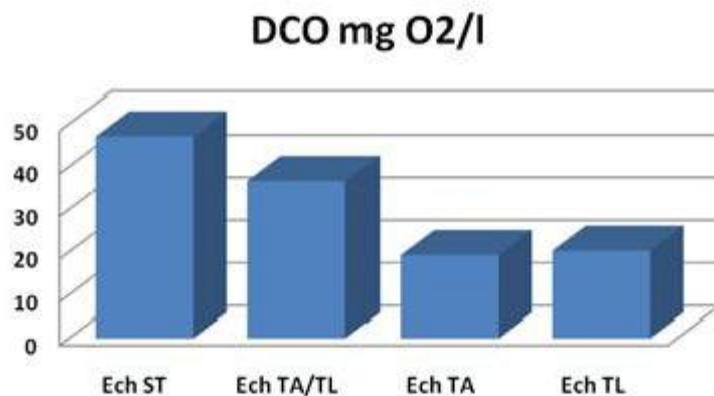
rendement égale à 64.86%, 62.16% et 51.35%. Nous signalons que le rendement de l'épuration de cette charge organique varie en fonction de certains facteurs : temps, saison, nature de rejets (urbain et/ou industriel). La figure ci-dessus (**Figure 28**), présentent le rendement d'élimination (RME) des trois échantillons qui dépasse les 50% par rapport au à l'échantillon du bassin biologique.



**Figure 28 :** Rendement minimum d'élimination de DBO<sub>5</sub>.

### 1.9. Demande chimique en oxygène DCO

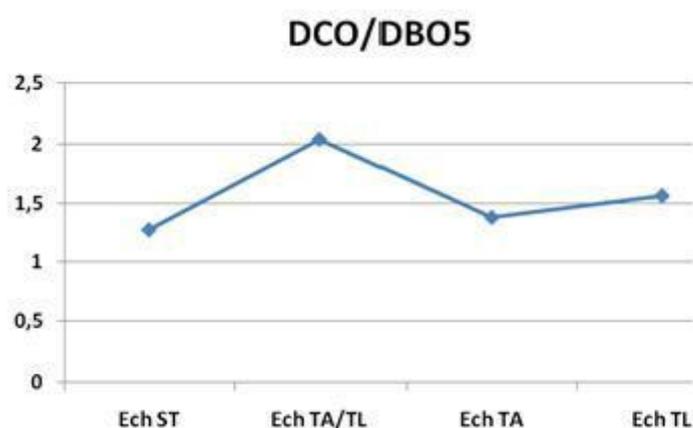
D'après les résultats obtenus, la DCO de nos quatre échantillons n'a pas dépassée la norme (90 mg/l) pour les eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (**JORA, 2012 ; Annexe 2**). Pour l'eau de finition (Bassin STEP), on a trouvé une DCO de 47.1 mg/l puis cette valeur à chuté dans trois autres échantillons où se trouvait les plantes seul ou ensemble, leur valeurs sont : "Ech TA/TL" 36.7mg/l ; "Ech TA" 19.3mg/l et "Ech TL" 20.3mg/l (**Figure 29**).



**Figure 29** : Variation de la demande chimique en oxygène (DCO).

### 1.10. Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub>

Fresenius *et al.*, (1990) ont rapporté que lorsque le rapport DCO/BOD<sub>5</sub> est  $\geq 0,5$ , la dégradation biologique débute immédiatement. Lorsque le rapport DCO/BOD<sub>5</sub> est  $< 0,5$ , il existe une possibilité pour que les substances chimiques qui ont une mauvaise biodégradabilité retardent le processus biologique. Les résultats du rapport DCO/DBO<sub>5</sub> obtenus (**Figure 30**), montrent que tous nos échantillons ont un rapport supérieur à 0.5. On peut dire aussi, que les matières oxydables de nos échantillons sont moyennement biodégradables selon Sushka et Ferreira (1986), car ce rapport est compris entre 1,5 et 2,5 ( $1,5 < K < 2,5$ ).



**Figure 30** : Variation du rapport DCO/DBO<sub>5</sub>

### 1.11. Nitrite $\text{NO}_2^-$

Les nitrites représentent la forme la moins oxygénée et la moins stable des composés azotés. Leur présence est due, soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit à la réduction des nitrates (Rejsek, 2002).

Les teneurs en nitrite enregistrées au niveau de nos échantillons varient de 1,42mg/l à 5,28mg/l (Figure 31). Les valeurs observées chez les échantillons " Ech TL", Ech TA/TL" et "Ech ST" sont inférieurs aux normes fixées par la FAO (3 mg/l), tandis que la valeur détectée dans l'échantillon "Ech TA" dépasse cette norme (FAO, 2003).

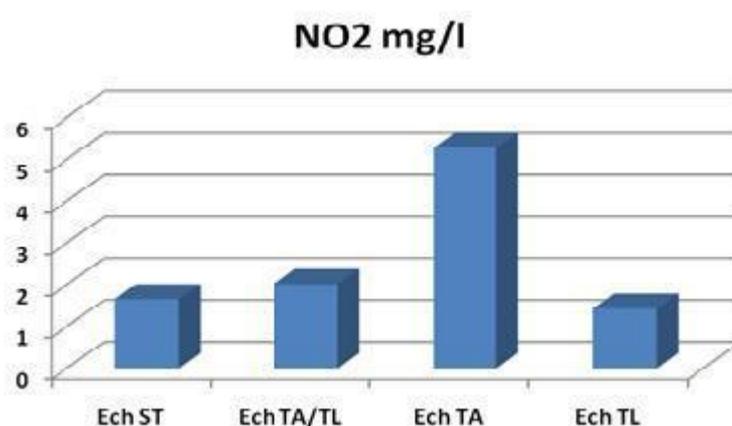


Figure 31 : Variation des nitrites.(  $\text{NO}_2^-$ )

### 1.12. Nitrate

Les valeurs de nitrate obtenus (Figure 32) fluctuent entre une valeur maximale de 248,08mg/l trouvée dans l'échantillon "Ech TA" et une valeur minimale de 0 mg/l trouvée dans l'échantillon "Ech ST". Ce dernier (Eau du bassin de finition) reflète le bon fonctionnement du système épuratoire des eaux usées (La STEP) ; par contre, l'augmentation rencontrée dans les trois autres échantillons peut être expliquée par le fait de la prolifération des algues surtout dans le bac où se trouvait l' "Ech TA", où on a remarqué une croissance excessive des algues suite à une eutrophisation par ces derniers. La même augmentation est observée précédemment pour les nitrites (Figure 31).

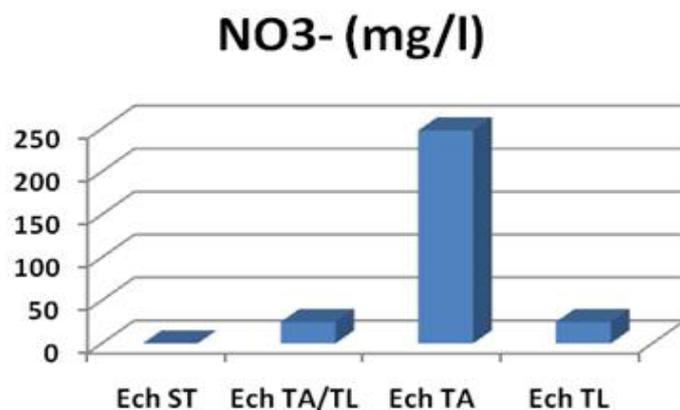


Figure 32 : Variation des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).

### 1.13. Ammonium $\text{NH}_4^+$

Les valeurs d'Ammonium trouvées fluctuent entre une valeur maximale de 110,52 mg/l pour l'échantillon "Ech ST", tandis que dans les échantillons "Ech TA/TL", "Ech TA" et "Ech TA" on a observé une chute flagrante de la valeur témoin ("Ech ST"), ces valeurs sont respectivement 1,75mg/l, 0,57mg/l, 0,43 mg/l (Figure 33).

Cette diminution est expliquée par la transformation de  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  (la nitrification), cette dégradation d'ammonium est tributaire des conditions d'aération du massif mais également des charges hydrauliques apportées, de la granulométrie du matériau filtrant (Kantawanichkul et al., 2009 ; Chadli, 2019).

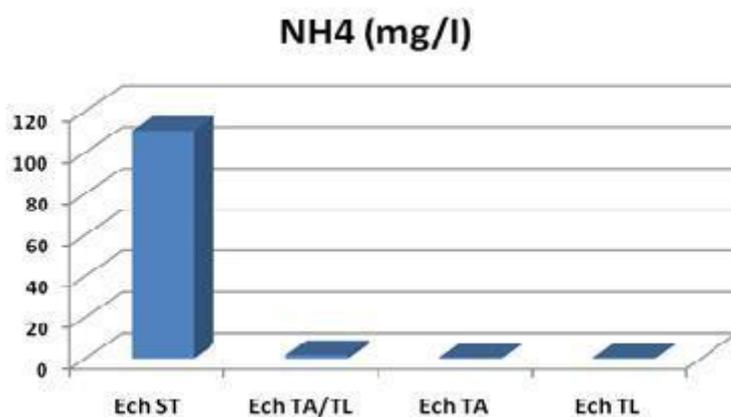
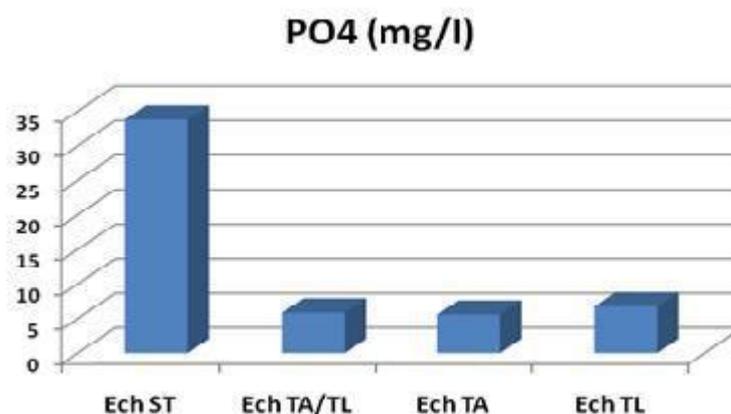


Figure 33 : Variation de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ).

### 1.14. Orthophosphates PO<sub>4</sub>

Les valeurs de orthophosphates enregistré fluctuent entre une valeur maximale de 33,8 mg/l pour l'échantillon "Ech ST", tandis que les échantillons "Ech TA/TL", "Ech TA" et "Ech TL" ont des valeurs de 5,85mg/l, 5,59mg/l, 6,76 mg/l respectivement (**Figure 34**). Ces teneurs obtenues ont dépassées la valeur limite acceptable d'un rejet direct dans le milieu récepteur (2 mg/l) (**JORA, 2006**).

La présence de phosphates (PO<sub>4</sub>) dans les eaux usées peut indiquer une pollution par les phosphates. Les phosphates sont des composés chimiques contenant du phosphore, et ils peuvent provenir de diverses sources, notamment Les détergents utilisés dans les ménages, l'utilisation d'engrais phosphatés dans l'agriculture et Certains procédés industriels peuvent produire des effluents contenant des phosphates, tels que les industries agroalimentaires, les industries chimiques ou les installations de traitement des eaux usées (**N'diaye et al., 2011**).



**Figure 34** : Variation des orthophosphates (PO<sub>4</sub>).

## 2. Résultats des analyses bactériologiques

### 2.1. Germes totaux

L'analyse des germes totaux permet de quantifier globalement la charge microbienne d'un échantillon, sans distinction spécifique des types ou des espèces de micro-organismes présents. Les valeurs trouvées de ces dernier (**Fig. 34**), fluctuent entre une valeur maximale de 667.10<sup>6</sup> germe/ml pour l'échantillon "Ech TA" et une valeur minimale de 20.10<sup>6</sup> germe/ml pour l'échantillon "Ech TA/TL".

L'abondance des germes totaux dans l'échantillon "Ech TA" peut s'expliquer par l'existence des algues et des champignons en grand nombre suite aux taux élevés des nitrates et nitrites dans l'eau (Fig. 31, 32). Ces espèces jouent un rôle clé dans le cycle d'azote en absorbant les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) présents dans l'eau et en les réduisant en nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ).

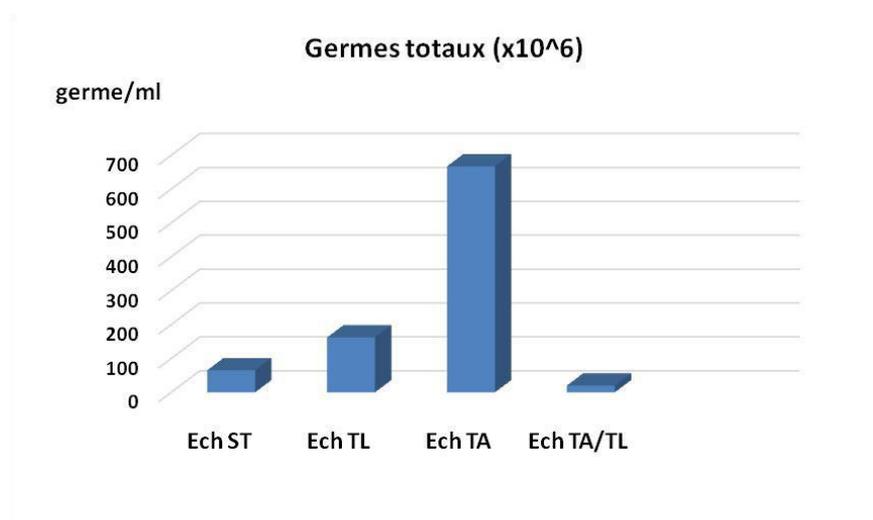


Figure 35 : Variation des germes totaux GT.

## 2.2. Coliformes totaux (CT)

La variation des coliformes totaux (CT) illustrés dans la figure 36, montre que la charge totale en CT a atteint dans l'échantillon "Ech ST" une valeur de 2000 UFC/100ml, alors que dans les autres échantillons où se trouvait nos plantes, la charge bactérienne a nettement baissé jusqu'à arriver à 400 UFC/100ml chez l'échantillon "Ech TL". Cela peut s'expliquer par la présence de l'effet épuratoire du *Typha angustifolia* et *latifolia*. Et selon les recommandations de l'OMS, Les limites acceptables en termes microbiologiques pour l'utilisation des eaux usées épurées est de ne pas dépasser les 1000 UFC/100ml. (UNEP, 2005). Donc, tous nos trois échantillons sont dans les normes.

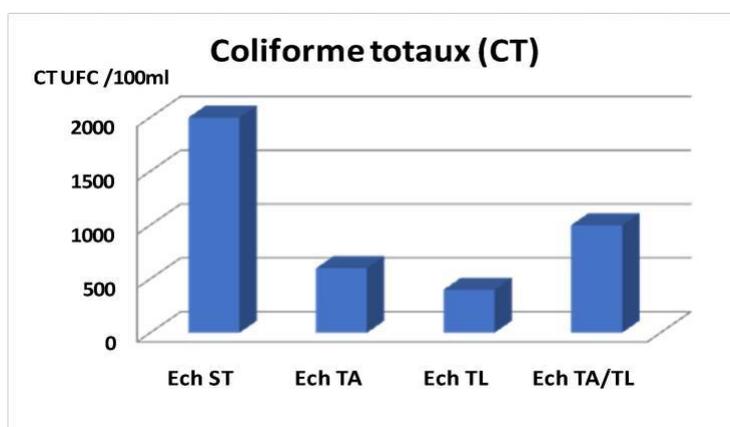


Figure 36 : Variation des coliformes totaux CT

### 2.3. Les coliformes fécaux (CF)

La figure 37 ci-dessous montre que les CF sont présent dans les eaux usées des bassins de finition de la STEP avant la phyto-épuration avec 200 UFC/100ml, par contre ces dernier ont disparues dans les échantillons où se trouvait les plantes. Cela s'explique par l'effet-filtre des plantes qui a réduit à zéro tous les coliformes fécaux.

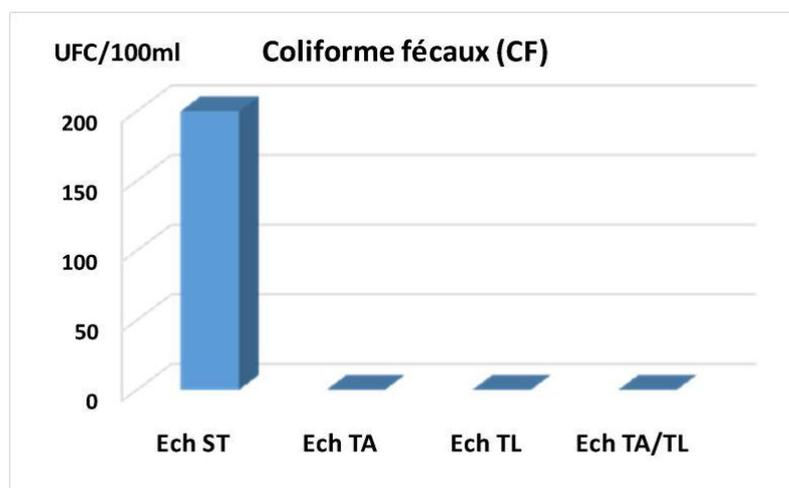


Figure 37 : Variation des coliformes fécaux CF.

### 2.4. Streptocoque fécaux (SF)

Selon Toze (2006), Les eaux usées urbaines peuvent contenir de  $10^3$  jusqu'au  $10^4$  de streptocoques fécaux. Dans notre étude le nombre de SF trouvé dans eaux usées de la STEP n'a pas dépassé 4000 UFC/100ml ce qui confirme l'écrit de Toze. Par contre pour les autres échantillons nous avons noté une baisse importante de ces dernier surtout dans l'échantillon "Ech TL" où on a trouvé que 900 UFC/100ml (Fig.38).

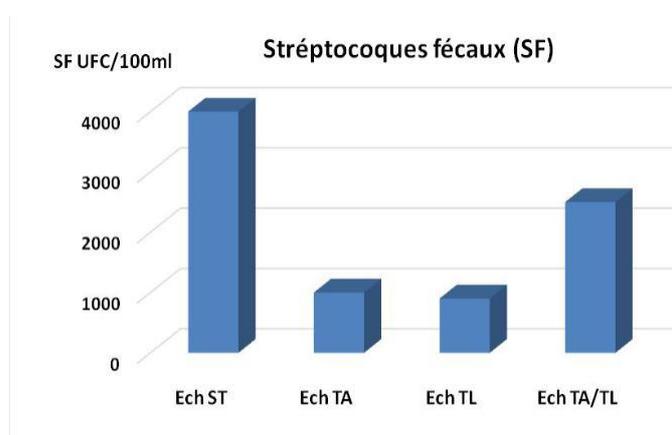


Figure 38 : Variation des streptocoques fécaux SF.

Le rapport streptocoques fécaux/coliformes totaux est élevé (supérieur à 1), cela suggère une prédominance de streptocoques fécaux par rapport aux coliformes totaux. Cela indique une contamination probablement d'origine humaine, car les streptocoques fécaux sont plus spécifiquement associés aux matières fécales humaines.

## 2.5. Bactéries Anaérobies sulfito-réductrices

Les résultats obtenus sur les ASR montrent la présence d'un nombre très élevé dans les eaux usées avant phyto-épuration "Ech ST" (**Tableau 5**), mais on constate dans les autres échantillons où se trouvait nos plantes, une baisse des ASR dans les uns et une absence dans les autres ce qui explique la présence probable de l'effet épuratoire du genre *Typha*.

**Tableau 5 :** Résultats des anaérobies sulfito-réductrices (ASR).

	Anaérobies Sulfito-réductrices (ASR)			
Tubes	1	2	3	4
"Ech ST"	indénombrable	indénombrable	indénombrable	indénombrable
"Ech TA"	indénombrable	indénombrable	18	2
"Ech TL"	0	0	0	0
"Ech TA/TL"	indénombrable	indénombrable	indénombrable	0

## 2.6. Germes pathogènes

Les résultats obtenus pendant la période d'étude pour la recherche des germes pathogènes en l'occurrence les staphylocoques, salmonelles et shigelles, ont révélés une absence totale de ces derniers dans tous nos échantillons.

**Tableau 6 :** Résultats des germes pathogènes

	"Ech ST"	"Ech TA"	"Ech TL"	"Ech TA/TL"
<b>Staphylocoques</b>	Absence	Absence	Absence	Absence
<b>Salmonelle</b>	Absence	Absence	Absence	Absence
<b>Shigelles</b>	Absence	Absence	Absence	Absence

*Conclusión*

---

## Conclusion

La phyto-épuration est un processus de traitement des eaux usées qui utilise des plantes et des micro-organismes présents dans le sol pour dégrader et éliminer les contaminants. La baisse de la charge bactérienne est l'un des mécanismes par lesquels la phyto-épuration contribue à améliorer la qualité de l'eau. Selon Abissy et Mandi (1999), Les bactéries présentes dans le sol et associées aux racines des plantes utilisent les matières organiques comme source de nutriments et d'énergie. Elles décomposent les composés organiques complexes présents dans les eaux usées en composés plus simples et moins polluants. En dégradant les matières organiques, les bactéries bénéfiques contribuent à réduire la charge bactérienne dans les eaux usées. Elles décomposent les bactéries pathogènes, y compris les coliformes fécaux, et réduisent ainsi le risque de contamination microbiologique. Cependant, elle peut contribuer à réduire significativement la charge bactérienne et à améliorer la qualité globale de l'eau traitée.

En effet, les résultats physicochimiques et bactériologiques, obtenus durant notre période d'étude, confirment ce qui est dit et publié par les chercheurs concernant l'efficacité de la phyto-épuration des eaux usées. L'eau usée prélevée de la STEP de la wilaya de Guelma a été analysée avant et après la mise des plantes filtrantes (la massette à feuilles étroites *Typha angustifolia* et la massette à large feuille *Typha latifolia*). Les principaux indicateurs physicochimiques, tels que  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{PO}_4$ , ont montré des valeurs extrêmement basses, voire proches de zéro, sauf pour l'échantillon "Ech TA" dont les nitrites et les nitrates ont révélé un taux élevé suite à la prolifération des algues et champignons dans le bac où ils ont été mis. Les rendements minimums d'élimination sont élevés, 93.61%, 64.86% pour les MES et la  $\text{DBO}_5$ . Le rapport  $\text{DCO}/\text{DBO}_5$  obtenu montre que : dans tous nos échantillons les matières oxydables sont moyennement biodégradables.

Les indicateurs bactériologiques montrent une régression importante des coliformes totaux, coliformes fécaux, streptocoques fécaux et ASR, après la plantation des deux espèces végétales, ce qui prouve l'action positive des macrophytes dans l'épuration des eaux usées et un processus de traitement très utile et efficace. L'objectif de rechercher un effet synergique résultant de l'association des deux plantes, n'a pas été démontré peut être due à plusieurs raisons :

---

Incompatibilité des espèces : Les plantes sélectionnées pour l'association peuvent avoir des caractéristiques et des besoins différents qui les rendent incompatibles. Leur interaction peut ne pas favoriser une synergie efficace dans le processus d'épuration des eaux usées.

Conditions environnementales inappropriées : Les plantes peuvent nécessiter des conditions spécifiques pour fonctionner de manière synergique. Si les conditions environnementales, telles que la lumière, la température, le pH du sol ou la disponibilité des nutriments, ne sont pas adéquates, cela peut limiter leur capacité à interagir de manière synergique.

Facteurs de croissance limitants : Les plantes peuvent être confrontées à des facteurs de croissance limitants tels que la compétition pour les ressources, un apport insuffisant en nutriments ou une contrainte hydrique. Ces facteurs peuvent entraver leur développement optimal et leur capacité à créer un effet synergique.

Durée insuffisante de l'étude : La démonstration d'un effet synergique entre deux plantes peut nécessiter une période d'étude plus longue pour observer les effets à long terme de leur association. Une période d'observation insuffisante peut ne pas permettre de démontrer pleinement l'effet recherché.

Méthodologie expérimentale inappropriée : La conception expérimentale ou les méthodes utilisées pour évaluer l'effet synergique peuvent être inappropriées ou ne pas être suffisamment sensibles pour détecter de faibles interactions entre les plantes.

En perspective, il est très important de revoir les procédés d'épuration au niveau des STEP. Aussi il serait efficace de mettre en place un système d'épuration avec la *Typha* et évaluer les performances de ce procédé dans la diminution du degré de contamination des eaux. L'utilisation des plantes dans l'épuration des eaux usées présente des avantages tels que l'élimination des polluants, l'amélioration de la qualité de l'eau, l'économie d'énergie, l'intégration paysagère et la durabilité environnementale. Ces systèmes offrent une alternative efficace et respectueuse de l'environnement pour le traitement des eaux usées, contribuant ainsi à la préservation des ressources en eau et à la protection de l'écosystème aquatique.

*Références  
bibliographiques*

### Références bibliographiques

**Abissy M., Mandi L., (1999).** Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas de roseau, Revue des sciences de l'eau, Rev. Sci. EAU 12/2 (1999), p : 288

**Astebol S.O., Hvitved-Jabobsen T., et Simonsen O., (2004).** Sustainable stormwater management at Fornebu -from an airport to an industrial and residential area of the city of Oslo, Norway, Science of the Total Environment 33.

**Attionu R.H., (1976).** Some effects of water lettuce (*Pistia stratiotes*.L.) On its habitat. Hydrobiologia 50(3), Pp : 245-254.

**Audic J.M., et Esser D., (2006).** L'épuration : Nettoyée pour protéger l'écosystème aquatique, un récit de vingt-cinq ans de recherche partenariale pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement avec. Ed Cemagref.

**B.E.I.E.R.E., (2009).** Eco-gestion d'habitats « Bureau d'Etudes Industrielles Energies Renouvelables et Environnement ».

**Ballouki K., (2012).** *Etude de la qualité physicochimique et biologique de trois sources dans la région de midelt (haute moulouya).* Mémoire de master. Université Sidi Mohammed Ben Abdellah. 56p

**Baumont S., Camard J.P., Lefranc A., et Franconi A., (2004).** Réutilisation des eaux usées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Ed Ecole nationale supérieure agronomique de Toulouse, (Toulouse), 220.

**Black H., (1995).** Absorbing possibilities: phytoremediation. Environmental health perspectives, 103 (12), 1106.

**Boujema S., (2011).** *Contrôle des procédures de traitement des eaux usées dans la STEP du grand Bizerte.* Mémoire de licence. Université de Carthage. Tunisie. P 5.

**Bourgois C.M., et Leveau J.Y., (1980).** Technique d'analyse et de contrôle dans les industries agro-alimentaire. T3. Apria 331p

**Boutin C., Liénard A., Esser D., (1997).** Développement of new generation of reed-bed filters in France: first results, Wat. Tech. Vol 35, n° 5, pp 315-322.

**Bouzidi Y., (2020).** *Réutilisation des Eaux Usées Epurées en Algérie.* Mémoire de Master. Université 08 Mai 1945. Guelma.

**Brix H., (1987).** Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the rootzone method. Botanical insitue, University of Arhus Risskov Denmark, IAWPRC.

**Brix H., (1994).** Functions of macro-phytes in constructed wetlands. Wat. Sci. Tech. vol.29.

## Références bibliographie

---

- Carleton J.N., Grizzard T.J., Godrej A., Post H.E., (2001).** Factors affecting the performance of storm water treatment wetlands, *Water Research* 35: 1552-1562.n°.29.
- Chatterjee S., Mitra A., Datta S., et Veer V., (2013).** Phytoremediation protocols: an overview. In *Plant-Based Remediation Processes*, Springer: 2013, 1-18p.
- Conesa H.M., Evangelou, M.W., Robinson, B. H. et Schulin, R., (2012).** A critical view of current state of phytotechnologies to remediate soils: still a promising tool? *The Scientific World Journal* 10.
- Degremont S., (1989).** Mémento technique de l'eau usée, tome I, édition cinquantenaire : Lavoisier, Paris (France).
- Délaras C., (2008).** Surveillance sanitaire Et Microbiologique des eaux : Règlementation-Prélèvements-Analyses. TEC & DOC. 269p.
- Djemame A., (2011).** *Contribution à l'étude du traitement des eaux usées de la ville de Guelma* .Mémoire de master. Univ 08 mai 45.Guelma. p 3-4.
- Dugniolle H., (1980).** L'assainissement des eaux résiduaires domestiques, *CSTC -revue* n° 3-septembre, pp. 44-52
- EPA US, Environmental Protection Agency United States. (1999).** Phytoremediation Resources Guide. Government of the Unites States of America: Washington, USA, 56p.
- FAO, (2003).** L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation.
- Ferchichi M., Ghrabi A., et Grasmick A., (1994) :** Épuration d'eau usée urbaine par bio disques et lit bactérien .*Water research*, volume 28, February 1994, pages 437-443..).
- Fortin-Faubert M., (2016).** Mycoremédiation et phytoremédiation d'un sol contaminé par des contaminants organiques et inorganiques, Colloque de la Société de Phytotechnologie du Québec, Jardin botanique de Montréal, Montréal (Canada), 2016-06-02 ; Jardin botanique de Montréal, Montréal (Canada).
- Franck R., (2002).** Analyse des eaus : Aspect reglementaire et techniques. Edittion CRDP Aquitaine decembre.
- Frédéric P., (2016).** La Médiathèque du Jardin botanique de Montréal. Société québécoise de phytotechnologie, Fiches techniques de la SQP. La phyto-remédiation. 1 juin 2016. [www.phytotechno.com](http://www.phytotechno.com).
- Fresenius W., Schneider W., Bohnke B., Poppinghaus K., (1990).**Technologie des eaux résiduaires–Production, collecte traitement et analyse des eaux résiduaires, Springer–Verlag, Berlin, 1137 p.
- Gersberg R. M., Lyon S.R., Brenner R., Elkins B.B., (1990).** Integrated wastewater treatment using artificial wetlands: a gravel marsh case study. In : hammer DA, editor. *Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural USA*: Lewis, 5-19.

## Références bibliographie

---

**Ghosh M., et Singh S., (2005).** A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. Asian J Energy Environ, 6(4), 18.

**Giasson P., Jaouich A., Charbonneau H., et Massicotte L., (2004).** Phyto-restauration des sites contaminés : Méthodes de disposition des plantes récoltées. Vecteur Environnement, 37 (5), 42-46.

**Giasson P., Jaouich A., Gagné S., et Moutoglis P., (2005).** Phytoremediation of zinc and cadmium: a study of arbuscular mycorrhizal hyphae. Remediation Journal, 15(4), 113-122.

**Glanic R., et Benneton J.P., (1989).** Caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et essais de matériels d'assainissement autonome - TSM - L'eau -84 année - N 11 – pp. 573-584.

**Glass D.J., (1999).** Current market trends in phytoremediation. International Journal of Phytoremediation, 1 (1), 1-8.

**Graham-Rowe D., (2011).** Agriculture: Beyond food versus fuel. Nature, 474 (7352), S6-S8.

**Grison C., (1999).** Épuration des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes, étude bibliographique agence de l'eau Rhone Méditerranée et Corse.

**Grosclaude G., (1999).** L'eau, tom1 : milieu naturel et maîtrise et tom2 : usage et polluants Versailles, INRA, (Paris).

**Harberl R., Perfler R., et Mayer H., (1995).** Constructed wetlands in Europe, Pergamon, vol 32.

**HCEFLCD, Haut-Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification. (2006).** Etude sur la pisciculture au barrage Almassira, CR dar CHAFAAI, Cercle d'ELBROUGE, Province de Settat. 201p.

**ITRC, Interstate Technology & Regulatory Council. (2009).** Phyto-technology Technical and Regulatory Guidance and Decision Tree, Interstate Technology & Regulatory Cooperation Work Group, 204p.

**Jedicke A., Furch B., Saint PU., Schlueter UB., (1989).** Increase in the oxygen concentration in Amazon waters resulting from the root exudation of two notorious water plant, Eichhornia crassipes (Pontederiaceae) and Pistia stratiotes (Araceae). Amazonia 11(1), 53-70.

**Johnson B.R., et Hill K., (2002).** Ecology and design, Frameworks for learning, Island Press, Washington D.C.

**JORA. (2006).** Journal Officiel de la République Algérienne. Décret Exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 Avril 2006, section 1, article 3.

**Kadlec R.H., and Knight R.L., (1996).** Overview: surface flow constructed wetlands, Water Science and Technology 32: p.1-12.

**Kadlec, R.H., Knight, R.L., (1996).** Treatment wetlands. Lewis. Boca Raton, p. 893

## Références bibliographie

---

**Kantawanichkul S., Kladprasert S., Brix H., (2009).** Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetland planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus in volucratus*. *Ecol. Eng* ; 35 (2) :238-247.

**Karaali R., Khattal M., et Reggam R., (2008).** *Etude comparative de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux usées avant et après épuration : cas de la station D'épuration de la Ville de Guelma (Nord-est Algérien)*. Mémoire diplôme d'ingénieur. Univ 08 mai 45. Guelma. Algérie.19-24-27 p.

**Kebaili Z., Khelfane C., (2013).** *Contribution à l'analyse de la qualité des effluents liquides au niveau de l'Entreprise Nationale des Industries de l'Electroménager (ENIEM)*. Mémoire de fin d'étude, spécialité : Photologie des écosystèmes .UMMTO.56 p.

**Koller E., (2004).** Traitement des pollutions industrielles, *Dunod*, Paris, 2004.

**Kone D., (2002).** *Épuration 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 Luxembourg, Belgique.

**Laabassi A., (2016).** *L'épuration des eaux usées par le système de lagunage à macrophytes* .Thèse de doctorat, option : biotechnologie végétal université Ferhat Abbas, Sétif.

**Ladjel F., et Bouchefer S.A., (2008).** Exploitation d'une STEP à boues activées et d'une lagune, niveau II. Centre de formation aux Métiers de l'Assainissement .CFMABOUMERDES. 80 p.

**Larab S., (2019).** *La réutilisation des eaux usées traités en agriculture à partir de la station d'épuration (Ain Bouchakif) de la wilaya de Tiaret*. Mémoire de Master. Université Mohamed khider – Biskra.

**Lebres E., et Mouffok F., (2008).** Les cours national d'hygiène et de microbiologie des eaux de boisson. Manuel des travaux pratiques des eaux. Institut Pasteur d'Algérie. Algérie.32 p.

**Leclerc H., (1982).** Les coliformes, cours de microbiologie des boissons et des produits de la mer, Ins. Pas, lille, 116p.

**Loumi F., et Yefsah K., (2010).** *Valorisation des eaux usées traitées en irrigation ; cas de la station d'épuration Est de T.O.* Mémoire d'ingénieur UMMTO p 134.

**Massicotte L., Giasson P., et Lequére D., (2002).** L'utilisation de mycorhizes appliquée à la phytostimulation pour la décontamination de sites contaminés par des produits pétroliers. *Vecteur Environnement*, 35(4), 28-29.

**Mc Grath S., (1998).** Phytoextraction for soil remediation. In *Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*, Brooks, R., Ed. CAB International: New York, 261-288p.

**Medjdoub T., (2014).** Etude, conception et dimensionnement d'une STEP par filtre plantés de réseaux des eaux usées des zones éparses de la commune de Terny.

## Références bibliographie

---

**MEEDDM** : Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable de la Mer, 2007 (France).

**Mekhloufi N., (2003).** Étude des performances épuratoires du lagunage naturel et l'impact du cadmium sur ces performances. ensh blida 2003.

**Mimeche L., (2014).** *Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride-Application à la région de Biskra.* Thèse de doctorat en science hydraulique, Université Mohamed Khider – Biskra.

**Mohamed Ben Ali R., (2014).** *Evaluation de la pollution des eaux issue de la zone industrielle de Skikda.* Mémoire de Magister. Université Constantine 1.110p.

**Moletta R., (2002),** Gestion des problèmes environnementaux dans les industries Agroalimentaires, Ed. TEC DOC, Paris, pp 600.

**N'diaye A.D., Ould Sid'ahmed Ould Kankou M., Sarr A.D., et Lo B., (2011).** Contribution de l'analyse en composantes principales à l'évaluation de la couleur des effluents de la ville de Nouakchott, *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 09, pp. 139-147.

**Nasri E., (2010).** *Principe de fonctionnement d'une station d'épuration à boue activée. La station de Tabarka.* Université de Carthage. Tunisie. 36 P.

**Newman L.A., Strand S.E., Choe N., Duffy J., Ekuan G., Ruzaj M., Shurtleff B.B., Wilmoth J., Heilman P., et Gordon, M.P., (1997).** Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars. *Environmental Science & Technology*, 31(4), 1062-1067.

**Nsikak B., (2008).** *Encyclopedia of Global Warming and Climate Change.* Ed. S. Philander. Vol 3. Thousand Oaks. CA: Sage Publications Inc .3 :813-817.

**Olson P., Reardon K., et Pilon-Smits E., (2004).** Ecology of Rhizosphere Bioremediation, Phytoremediation: transformation and control of contaminants, 121, 317.

**Ouali M.S., (2001).** Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux. Office des publications universitaires. (Algérie).

**Peer W.A., Baxter I. R., Richards E.L., Freeman J.L., et Murphy A.S., (2005).** Phytoremediation and hyperaccumulator plants. In *Molecular biology of metal homeostasis and detoxification*, Springer: 299-340p.

**Pesson P., (1976).** Pollution des eaux continentales, Édition bordas, Paris. p 285

**Pilon-Smits E., (2005).** Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Bioln*, 56:15-39

**Poulet J.B., Terfous A., Dap S., Ghennaim A., (2003).** Station d'épuration à lits filtrants plantes de macrophytes. In : Poulet, J.B., et al., (Eds). I.C.O.W.a.P, Biskra, September, I.N.S.A Strasbourg.

**Rahma D., (2011).** *Exploitation et optimisation du fonctionnement d'une station pilote d'épuration des eaux usées rurales (200EH) avec lits fixes immergés et aérés. Dans la station de BentSaidane (Fahs-Zghouan).* Université de Carthage .Tunisie . 18-19-21-22 p

## Références bibliographie

---

**Razkallah Z., (2019).** *Contribution à l'étude de la qualité bactériologique et physicochimique de l'eau de l'Oued Seybouse et inventaire de l'Odonatofaune (Guelma, Nord-Est Algérie)*, en vue de l'obtention du diplôme de doctorat 3<sup>ème</sup> cycle en sciences biologiques, option : Biologie et conservation des zones humides. Université Chadli Benjdid-El Taref.

**Rejsek F., (2002).** Analyse des eaux ; aspects réglementaires et techniques. Série Sciences et technique de l'environnement. *Sceren*. Paris, 360p.

**Rejsek F., (2002).** Analyse des eaux ; aspect réglementaires et technique. Ed Canopé CRDP de Bordeaux, (France).

**Rejsek F., (2002).** Analyse des eaux ; aspect réglementaires et technique. Ed Canopé CRDP de Bordeaux, (France).

**RGDS, (2002) ; RUBRIQUE GUIDE DES SERVICES,** (Satin M ; Belmi S : Agence de l'eau seine-normandie, Guides des procédés épuratoires intensifs proposés aux petites collectivités, Nanterre).

**Richarde C., (1996).** Les eaux ; les bactéries ; les hommes et les animaux ; Edition Elsevier.

**Rodier J., (2009).** L'analyse de l'eau : Eaux Naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. 8<sup>ème</sup> éd. *Dunod*, Paris. 1383p.

**Rodier J., Bazin C., Broutin J. P., Chambon P., Champsaur H., Rodi L., (2005).** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats. Ed. Dunod, Paris, 1384 p.

**Rodier J., Legube B., Merlet N. et Brunet R., (2009).** L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 9<sup>ème</sup> éd. Ed. Dunod, Paris. 1511p.

**Sante Canada (2013).** Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : Document technique la turbidité, Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa(Ontario). (N<sup>o</sup> de catalogue H144-9/2013F-PDF). Disponible à : [www.santecanada.gc.ca/eauqualiteHealth Canada](http://www.santecanada.gc.ca/eauqualiteHealth%20Canada) (2009).

**Schmitzberger K., (2008).** La prévention des pollutions, la pollution de l'eau, édition agence de l'eau, Rhin-Meuse, p127-130.

**Sevrin Reyssac J., De La Noue J., Proulx D., (1995).** Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Edition Technique et Documentation Lavoisier, 118p.

**Sushka J. et Ferreira E., (1986).** Activated sludge respirometric measurements. *Water Research*, **20**, 2, 137-144,

**Tabet M., (2014).** *Etude physicochimique et microbiologique des eaux usées et évaluation du traitement d'épuration*, en vue de l'obtention du diplôme de doctorat 3<sup>ème</sup> cycle en sciences biologiques option santé, eau et environnement , université 8mai 1945, Guelma.

**Toze S. (2006).** Reuse of effluent water—benefits and risks; *Agricultural Water Management* **80**, 147–159

## Références bibliographie

---

**UNEP Programme des Nations Unies pour l'Environnement, 2005.** Lignes directrices pour l'utilisation des eaux usées municipales dans les régions méditerranéennes. En coopération avec l'OMS. PAM/PNUE. Athènes, 2005.

**Van Aken B., (2009).** Transgenic plants for enhanced phytoremediation of toxic explosives, *Current Opinion in Biotechnology*, 20(2), 231-236.

**Vishnoi, S.R., et Srivastava P., (2008).** Phytoremediation-green for environmental clean, *Proceedings of Taal 2007: the 12th World lake conference*, 1021p.

**Vymazal J., (2005).** Constructed wetlands with horizontal sub-surface flow and hybrid systems for wastewater treatment. *Ecol. Eng.*

**Watharkar, A.D., et Jadhav, J. P., (2014).** Detoxification and decolorization of a simulated textile dye mixture by phytoremediation using *Petunia grandiflora* and *Gailardia grandiflora*: a plant-plant consortial strategy. *Ecotoxicology and environmental safety*, 103:1-8.

**William H., Alan, S., Helen R., (1995).** *Official Methods of Analysis of the Association of analytical chemists*. 15th edition page 428-480

**Zoubeidi A., (2016).** *Etude du pouvoir épuratoire des eaux usées par filter planté de macrophyte*. Mémoire de master en hydraulique. Université El Oued

### Site Web:

[1] [https://fr.m.wikipedia.org/wiki/Fichier:Typha\\_latifolia\\_-\\_inflorescence.jpg](https://fr.m.wikipedia.org/wiki/Fichier:Typha_latifolia_-_inflorescence.jpg). Consulté le 29/4/2023

[2] <https://fr.depositphotos.com/stock-photos/m%C3%A8ches-de-bougie.html> . Consulté le 23/11/2022

[3] [www.phytotechno.com](http://www.phytotechno.com)

# *Résumés*

## Résumé

Compte tenu de la diminution des ressources en eau d'une part et de l'augmentation de leur demande d'autre part, et du fait que l'eau est à la base de tout ce qui est vivant sur la planète, l'homme doit réfléchir à des stratégies pour protéger cette dernière de la disparition. Parmi les outils auxquels les institutions de gestion des ressources en eau du monde entier ont eu recours à cet égard, ils filtrent les eaux usées. Cette idée vise à profiter à nouveau de cette eau dans diverses activités, essentiellement dans l'irrigation. Dans notre étude, nous avons prélevé des échantillons d'eaux usées dans la station d'épuration de ville de Guelma (STEP), afin de pouvoir prouver l'efficacité d'un traitement par un filtre planté. Pour cela, nous avons effectué des analyses physico-chimiques et bactériologiques sur des échantillons d'eau prélevés directement de la STEP et sur d'autres échantillons d'eau où nous avons implanté deux types de plantes (*Typha angustifolia*, *Typha latifolia*) séparément dans deux bacs différents et sur un troisième bac dont se trouvent les deux types de plantes ensemble. À l'issue de cette recherche et après avoir effectué toutes les analyses, nous avons pu prouver l'effet positif de la phyto-épuration dans le traitement des eaux usées. Par conséquent, il peut être invoqué comme une deuxième étape après avoir abordé les procédés classiques d'épuration (dans les stations d'épuration).

**Mots clés:** Phyto-épuration, STEP, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, analyses physico-chimiques et analyses bactériologiques

## Abstract

Given the decrease in water resources on the one hand and the increase in their demand on the other, and the fact that water is the basis of all living things on the planet, man must think of strategies to protect the latter from disappearance. Among the tools that water resource management institutions around the world have used in this regard is filtering wastewater. This idea aims to take advantage of this water again in various activities, mainly in irrigation.

In our study, we took samples of wastewater from the Guelma city wastewater treatment plant, in order to be able to prove the effectiveness of treatment a plant filter. For this we carried out physico-chemical and bacteriological analyzes on water s directly from the station and on other water sample where implanted two types of plants (*Typha angustifolia*, *Typha latifolia*) separately in two different tanks, while we planted the two types together in a third container. At the end of the research and after carrying out all the analyses, we were able to prove the effectiveness of the phyto-purification in the treatment of wastewater. And , it can be relied upon as a second step after addressing conventional purification processes (in wastewater treatment plants).

**Key words:** Phyto-purification, water sample, wastewater treatment plant, plant filter, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, physico-chemical and bacteriological analyzes.

### ملخص

نظرا لتناقص الموارد المائية من جهة وزيادة الطلب عليها من جهة أخرى، ولكون الماء أساس كل ما هو حي على كوكب الأرض، فإنه يتوجب على النسان التفكير في إستراتيجيات لحماية هذا الخير من الزوال. ومن بين ما لجأت إليه مؤسسات إدارة الموارد المائية عبر العالم في هذا الشأن: تصفية المياه المستعملة، وتهدف هذه الفكرة للاستفادة من هذه المياه مرة أخرى في مختلف الأنشطة وخاصة الري. في دراستنا أخذنا عينات من المياه المستعملة من محطة معالجة مياه الصرف الصحي بمدينة فالمة، حتى نتمكن من إثبات فعالية المعالجة باستخدام المرشح النباتي. لهذا قمنا بإجراء التحاليل الفيزيائية والكيميائية والبكتريولوجية على عينات المياه المأخوذة مباشرة من المحطة وعلى المياه الخرى التي قمنا فيها بزرع نوعين من النباتات بشكل منفصل في حاويتين مختلفتين فيما قمنا بزرع النوعين مع بعضهما البعض في حاوية ثالثة. في نهاية البحث وبعد إجراء جميع التحاليل تمكننا من إثبات نجاعة عملية التنقية النباتية في معالجة المياه المستعملة. وبالتالي يمكن الاعتماد عليها كمرحلة ثانية بعد التطرق لعمليات التنقية الكاسيكية (في محطات التصفية).

~~الكلمات المفتاحية:~~ التنقية النباتية، المرشح النباتي، عينات المياه المستعملة، محطة معالجة مياه الصرف الصحي، التحاليل الفيزيائية والكيميائية والبكتريولوجية.

# *Annexes*

## Annexes

### Annexe 01 : Tables de Mac Grady (Méthode d'NPP).(in Razkallah, 2019)

5 tubes par dilution							
Nombre caractéristique	Nombre de cellules						
000	0.0	205	1.2	400	1.3	513	8.5
001	0.2	210	0.7	401	1.7	520	5.0
002	0.4	211	0.9	402	2.0	521	7.0
010	0.2	212	1.2	403	2.5	522	9.5
011	0.4	220	0.9	410	1.7	523	12.0
012	0.6	221	1.2	411	2.0	524	15.0
020	0.4	222	1.4	412	2.5	525	17.5
021	0.6	230	1.2	420	2.0	530	8.0
030	0.6	231	1.4	421	2.5	531	11.0
100	0.2	240	1.4	422	3.0	532	14.0
101	0.4	300	0.8	430	2.5	533	17.5
102	0.6	301	1.1	431	3.0	534	20.0
103	0.8	302	1.4	432	4.0	535	25.0
110	0.4	310	1.1	440	3.5	540	13.0
111	0.6	311	1.4	441	4.0	541	17.0
112	0.8	312	1.7	450	4.0	542	25.0
120	0.6	313	2.0	451	5.0	543	30.0
121	0.8	320	1.4	500	2.5	544	35.0
122	1.0	321	1.7	501	3.0	545	45.0
130	0.8	322	2.0	502	4.0	550	25.0
131	1.0	330	1.7	503	6.0	551	35.0
140	1.1	331	2.0	504	7.5	552	60.0
200	0.5	340	2.0	510	3.5	553	90.0
201	0.7	341	2.5	511	4.5	554	160.0
202	0.9	350	2.5	512	6.0	555	180.0

### Annexe 02 : Résultats physico-chimique.

	Ech ST	Ech TA/TL	Ech TA	Ech TL
<b>PH</b>	7,66	7,19	7,59	7,39
<b>Potentiel rédox (mv)</b>	-41	-17	-41	-30
<b>T °C</b>	19,2	14	14	14
<b>O<sub>2</sub> dissous (%)</b>	7,10	4,90	5,50	5,10
<b>Salinité</b>	0,6	0	1	1,2
<b>Conductivité(ms/cm)</b>	1,61	2,53	2,27	2,5
<b>DBO5 (mg/l)</b>	40	18	14	13
<b>DCO (mg/l)</b>	0,71	2,67	0,93	1,03
<b>MES (mg/l)</b>	47	18	6	3
<b>NO<sub>3</sub> (mg/l)</b>	0	24,8	248,08	24,8
<b>NH<sub>4</sub> (mg/l)</b>	110,52	1,57	0,57	0,43
<b>PO<sub>4</sub> (mg/l)</b>	33,8	5,85	5,59	6,76
<b>NO<sub>2</sub> (mg/l)</b>	1,65	2,01	5,28	1,42

### Annexe 03 : Résultats bactériologiques.

	Ech ST	Ech TA	Ech TL	Ech TA/TL
<b>CT</b>	2000	600	400	1000
<b>CF</b>	200	0	0	0
<b>SF</b>	4000	1000	900	2500
<b>GT.10<sup>6</sup></b>	65	667	162	20

## Annexes

### Annexe 04 : Norme de la qualité des eaux épurées rejetées (ONA, 2015),(Jora, 2006)

Paramètres	unité	(ONA, 2015)	(JORA, 2006)
DBO5	mg/l	30	35
DCO	mg/l	80	120
MES	mg/l	30	35
NTK	mg/l	40	30
PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	mg/l	2	10
N total	mg/l	/	30
N-NO <sub>2</sub>	mg/l	/	/
PH	-	5.5-8.5	5.5-8.5
Température	°C	30	30

### Annexe 05 : Spécification des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation(Algérie) Paramètres physico-chimiques « Journal Officiel de la République Algérienne et Démocratique populaire »

PARAMETRES		UNITÉ	CONCENTRATION MAXIMALE ADMISSIBLE	
Physiques	pH	—	6.5 ≤ pH ≤ 8.5	
	MES	mg/l	30	
	CE	ds/m	3	
	Infiltration le SAR = σ - 3 CE		0.2	
	3 - 6		0.3	
	6 - 12	ds/m	0.5	
Chimiques	12 - 20		1.3	
	20 - 40		3	
	DBO5	mg/l	30	
	DCO	mg/l	90	
	CHLORURE (Cl)	meq/l	10	
	AZOTE (NO <sub>3</sub> - N)	mg/l	30	
	Bicarbonate (HCO <sub>3</sub> )	meq/l	8.5	
	Eléments toxiques (*)	Aluminium	mg/l	20.0
		Arsenic	mg/l	2.0
		Béryllium	mg/l	0.5
		Bore	mg/l	2.0
		Cadmium	mg/l	0.05
Chrome		mg/l	1.0	
Cobalt		mg/l	5.0	
Cuivre		mg/l	5.0	
Cyanures		mg/l	0.5	
Fluor		mg/l	15.0	
Fer		mg/l	20.0	
Phénols		mg/l	0.002	
Plomb		mg/l	10.0	
Lithium		mg/l	2.5	
Manganèse		mg/l	10.0	
Mercur		mg/l	0.01	
Molybdène		mg/l	0.05	
Nickel		mg/l	2.0	
Sélénium		mg/l	0.02	
Vanadium		mg/l	1.0	
Zinc	mg/l	10.0		