

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

Université Mohamed khider –Biskra  
Faculté des Sciences et de la Technologie  
Département de Génie civil et d'Hydraulique  
Référence : ...../2022



جامعة محمد خيضر بسكرة  
كلية العلوم و التكنولوجيا  
قسم الهندسة المدنية و الري  
المرجع ...../2022

## Mémoire de Master

Filière : Hydraulique

Spécialité :Hydraulique Urbaine

Thème

**Étude comparative entre deux plantes de types  
macrophytes dans l'élimination des nitrates et de  
l'ammonium présents dans les eaux usées**

Nom et Prénom de l'étudiant :  
Ghord Afaf

Encadreur : Seghairi Nora

Promotion: Juin 2022

## *Dédicace*

*Au nom du dieu le clément et le miséricordieux louange à ALLAH le tout puissant*

*Je dédie ce modeste mémoire qui est la conséquence de longues années d'études,  
en premier lieu à :*

*\* ma très chère MERE ZOÛRA, à qui je dois beaucoup pour ces sacrifices,  
son amour, son aide et son soutien afin de me voir parvenir à ce que je suis  
devenu aujourd'hui.*

*\* Mon cher PERELAKHDER qui m'a donnée la volonté de réaliser et de finir  
ce travail.*

*\* A ma grande sœur SOUMIA, pour ces conseils, son soutien moral et pour  
tous ses efforts.*

*\*A mes très chères sœurs SABRINA, AHLEM.*

*\*A mon très cher frère ABD ELAZIZ*

*\*mes nièces NOUR ELWAFA, RANIM,*

*SAJED EDINE, ISTABRAK.*

*Je dédie également ce travail à tous mes amis avec les*

*Quels je partage tous les souvenirs inoubliables TAHA AHMED,  
HADJER, ASMAA, MERIEM, MARWA, ZAHRA, OMAIMA,  
HADJER*

## *Remerciements :*

*A l'issue de cette étude, Je tiens à exprimer mes vifs remerciements à toutes les personnes qui m'ont aidé tout au long de mon travail.*

*Ma reconnaissance va plus particulièrement à :*

*Mon encadreur **SEGHAIRI Nora** Professeur en hydraulique pour sa contribution à l'élaboration de ce mémoire.*

*Je suis également reconnaissante aux membres de Jury qui ont bien voulu examiner et discuter mon travail ; je les en Remercie vivement.*

*Je Remercie toutefois tous les personnes du département d'Hydraulique d'université*

*Mohamed Khider – Biskra.*

*Enfin, je voudrais souligner les contributions efficaces de tous mes Proches et Amis qui, à des titres divers, m'ont aidé et soutenu moralement, tout au long de la préparation de ce mémoire. Ce soutien moral est d'autant plus important que la rédaction d'un mémoire.*

*Merci à tous.*



## *Sommaire*

<i>Remerciements</i>		
<i>Dédicace</i>		
<i>Liste des figures</i>		
<i>Liste des tableaux</i>		
<i>Liste des abréviations</i>		
<i>Introduction générale</i>		<b>01</b>
<b><i>Partie bibliographique</i></b>		
<b><i>Chapitre I : Etas de connaissances sur l'azote ammoniacal et les nitrates présents dans les eaux usées</i></b>		
<b>I.1</b>	Introduction	<b>03</b>
<b>I.2</b>	Classification de la pollution de l'eau	<b>03</b>
<b>I.3</b>	Caractéristiques de la pollution des eaux usées	<b>06</b>
<b>I.4</b>	L'azote dans l'eau usée	<b>08</b>
<b>I.4.1</b>	Définition de l'azote	<b>10</b>
<b>I.4.2</b>	Formes de l'azote	<b>10</b>
<b>I.4.3</b>	Impact de l'azote sur l'environnement et sur la santé humaine	<b>13</b>
<b>I.4.3.1</b>	Impact de l'azote sur l'environnement	<b>13</b>
<b>I.4.3.2</b>	Impact de l'azote sur la santé humaine	<b>14</b>
<b>I.4.4</b>	Enlèvement de l'azote dans les eaux usées	<b>15</b>
<b>I.5</b>	Les Nitrates	<b>16</b>
<b>I.5.1</b>	Propriétés physico-chimiques	<b>16</b>
<b>I.5.2</b>	Sources de nitrate	<b>16</b>
<b>I.5.3</b>	Effets connus sur l'environnement	<b>18</b>
<b>I.5.4</b>	Effets connus sur la santé humaine)	<b>19</b>
<b>I.5.5</b>	Les procédés d'élimination des nitrates	<b>21</b>
<b>I.5.5.1</b>	Les procédés physico-chimiques	<b>21</b>
<b>I.5.5.2</b>	Les procédés biologiques	<b>23</b>
<b>I.6</b>	Conclusion	<b>24</b>
<b><i>Chapitre II : Système d'épuration par filtres plantés</i></b>		
<b>II.1</b>	Introduction	<b>25</b>
<b>II.2</b>	Généralités sur la phytoépuration	<b>25</b>
<b>II.3</b>	Principes de fonctionnement des stations de phyto-épuration	<b>26</b>
<b>II.3.1</b>	Les filtres plantés	<b>27</b>
<b>II.3.1.1</b>	Les filtres à écoulement horizontal	<b>28</b>
<b>II.3.1.2</b>	Les filtres à écoulement vertical (FFV)	<b>30</b>
<b>II.4</b>	Caractéristiques de l'épuration par lits plantes	<b>32</b>
<b>II.4.1</b>	L'aération du substrat	<b>33</b>
<b>II.4.2</b>	La température	<b>33</b>
<b>II.4.3</b>	La composition du substrat	<b>33</b>
<b>II.4.4</b>	Le type de macrophytes	<b>33</b>
<b>II.4.5</b>	Les micro-organismes	<b>33</b>
<b>II.5</b>	Les Avantages et les inconvénients de la phyto-épuration	<b>34</b>
<b>II.5.1</b>	Les avantages de la phyto-épuration	<b>34</b>

<b>II.5.2</b>	Les inconvénients de la phyto-épuration	<b>35</b>
<b>II.6</b>	Les macrophytes les plus utilisées	<b>35</b>
<b>II.6.1</b>	Les plantes choisies	<b>36</b>
<b>II.6.1.1</b>	Typha Latifolia	<b>36</b>
<b>II.6.1.2</b>	Cyperus papyrus	<b>40</b>
<b>II.7</b>	Conclusion	<b>43</b>
<b><i>Partie Expérimentale</i></b>		
<b><i>Chapitre I : Méthodes et matériels</i></b>		
<b>I.1</b>	Introduction	<b>44</b>
<b>I.2</b>	Point de prélèvement des eaux usées brutes	<b>44</b>
<b>I.3</b>	Préparation des filtres plantés	<b>46</b>
<b>I.3.1</b>	Préparation des filtres	<b>46</b>
<b>I.3.1.1</b>	Le matériel utilisé	<b>46</b>
<b>I.3.1.2</b>	Le remplissage des bassines	<b>48</b>
<b>I.3.1.3</b>	Présentation d'un filtre planté	<b>48</b>
<b>I.3.2</b>	Le matériel végétal	<b>49</b>
<b>I.4</b>	Descriptions des étapes de l'épuration des eaux usées par les filtres plantés	<b>51</b>
<b>I.5</b>	Méthodes de dosage de l'ammonium et de nitrates	<b>53</b>
<b>I.5.1</b>	Dosage de l'ammonium	<b>53</b>
<b>I.5.2</b>	Dosage de nitrates	<b>57</b>
<b>I.6</b>	Conclusion	<b>60</b>
<b><i>Chapitre II : L'efficacité des filtres plantés de typha et de papyrus dans l'élimination de l'ammonium et des nitrates présents dans les eaux usées</i></b>		
<b>II.1</b>	Introduction	<b>61</b>
<b>II.2</b>	Variation des paramètres physico-chimiques des eaux épurées durant la période d'essai	<b>61</b>
<b>II.2.1</b>	pH	<b>61</b>
<b>II.2.2</b>	La température	<b>62</b>
<b>II.2.3</b>	La Conductivité électrique (CE)	<b>62</b>
<b>II.3</b>	L'effet du temps de séjour sur l'élimination de l'ammonium et des nitrates	<b>64</b>
<b>II.3.1</b>	Variation de l'ammonium	<b>64</b>
<b>II.3.2</b>	Evolution des nitrates	<b>65</b>
<b>II.4</b>	Effet de la densité végétale sur la variation des paramètres physico-chimiques	<b>66</b>
<b>II.5</b>	Conclusion	<b>68</b>
<b><i>Conclusion générale</i></b>		<b>69</b>
<b>Références bibliographiques</b>		

***Liste des figures***

***Partie bibliographique***

N°	Figures	page
<b>Figure I.1</b>	Composition d'une eau usée domestique	<b>04</b>
<b>Figure I.2</b>	Ensemble des réactions de réduction de l'azote	<b>10</b>
<b>Figure I.3</b>	Le cycle de l'azote	<b>13</b>
<b>Figure II.1</b>	Les filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux usées	<b>28</b>
<b>Figure II.2</b>	Schéma d'un filtre horizontal en coupe transversale	<b>29</b>
<b>Figure II. 3</b>	Schéma d'un filtre vertical (deuxième étage) en coupe transversale	<b>31</b>
<b>Figure II.4</b>	Les plantes aquatique	<b>36</b>
<b>Figure II.5</b>	<i>Typha Latifolia</i>	<b>37</b>
<b>Figure II.6</b>	Typha Latifolia Hors-sol	<b>38</b>
<b>Figure II.7</b>	Les racines de Typha Latifolia souterraine	<b>38</b>
<b>Figure II.8</b>	Cyperus papyrus	<b>41</b>

***Partie expérimentale***

N°	Figures	page
<b>Figure I.1</b>	Situation géographique de la commune urbaine de Djamourah	<b>44</b>
<b>Figure I.2</b>	Le rejet des eaux usées de la commune de Djamourah	<b>45</b>
<b>Figure I.3</b>	Le dispositif expérimental des filtres plantés	<b>46</b>
<b>Figure I.4</b>	Les différentes couches du substrat	<b>47</b>
<b>Figure I.5</b>	Un filtre de phytoépuration	<b>48</b>
<b>Figure I.6</b>	Préparation des plantes (station du département d'hydraulique)	<b>49</b>
<b>Figure I.7</b>	Typha Latifolia	<b>50</b>
<b>Figure I.8</b>	Cyperus papyrus	<b>51</b>
<b>Figure I.9</b>	Nouvelles racines de Typha Latifolia et Cyperus Papyrus	<b>52</b>
<b>Figure I.10</b>	Irrigation des filtres avec l'eau usée	<b>52</b>
<b>Figure I.11</b>	Quelques échantillons prélevés	<b>53</b>
<b>Figure I.12</b>	Préparation des solutions de l'ammonium	<b>54</b>
<b>Figure I.13</b>	Spectrophotomètre UV-VISIBLE	<b>54</b>
<b>Figure I.14</b>	Courbe d'étalonnage de l'ammonium	<b>55</b>

<b>Figure I.15</b>	Le spectre de l'ammonium à $\lambda = 659$ nm	<b>56</b>
<b>Figure I.16</b>	La gamme des Ammonium	<b>56</b>
<b>Figure I.17</b>	Préparation des solutions des nitrates	<b>58</b>
<b>Figure I.18</b>	Le spectre des nitrates.	<b>58</b>
<b>Figure I.19</b>	Courbe t'étalonnage des Nitrates.	<b>59</b>
<b>Figure I.20</b>	Evaporer à sec au bain marie dans agitateur	<b>60</b>
<b>Figure I.21</b>	La gamme des Nitrates	<b>60</b>
<b>Figure II. 1</b>	Variation du pH à l'entrée et à la sortie des filtres plantés et du filtre non planté	<b>61</b>
<b>Figure II.2</b>	Variations de la température avant et après séjour des plantes de <i>Typha et de Papyrus</i> dans les eaux usées	<b>62</b>
<b>Figure II.3</b>	Evolution de la conductivité dans les eaux récupérées du filtre nu et des filtres plantés de <i>Typha</i> et de <i>Papyrus</i>	<b>63</b>
<b>Figure II.4</b>	Variation de la concentration résiduelle de l'ammonium en onction du temps de séjour	<b>64</b>
<b>Figure II.5</b>	Rendements d'élimination de l'ammonium sur les filtres planté et su le filtre nu	<b>64</b>
<b>Figure II.6</b>	Effet du temps de séjour sur la variation des nitrates à la sortie des filtres testés	<b>65</b>
<b>Figure II.7</b>	Rendements d'élimination des nitrates sur les trois filtres	<b>66</b>
<b>Figure II.8</b>	Effet de la densité végétale sur l'élimination de l'ammonium	<b>67</b>
<b>Figure II.9</b>	Effet de la densité végétale sur l'élimination des nitrates	<b>68</b>

## *Liste des tableaux*

### *Partie bibliographique*

<b>N°</b>	<b>Tableaux</b>	<b>page</b>
<b>Tableau I.1</b>	Normes de rejet des Eaux usées appliquées en Algérie	<b>08</b>
<b>Tableau I.2</b>	Les différentes formes inorganiques du cycle de l'azote et leur degré d'oxydation	<b>11</b>

### *Partie expérimentale*

<b>N°</b>	<b>Tableaux</b>	<b>page</b>
<b>Tableau I.1</b>	Caractéristique physico chimiques des eaux usées de la commune de Djamourah	<b>45</b>
<b>Tableau I.2</b>	Les caractéristiques du substrat	<b>47</b>
<b>Tableau I.3</b>	Etablissement de la courbe d'étalonnage d'ammonium	<b>55</b>
<b>Tableau I.4</b>	Etablissement de la courbe t'étalonnage des Nitrates	<b>59</b>
<b>Tableau II.1</b>	Effet de la densité végétale sur la variation des paramètres physico-chimiques	<b>67</b>



### Liste des abréviations

<b>MES</b>	Matières En Suspension
<b>pH</b>	Potentiel d'hydrogène
<b>N<sub>2</sub></b>	Azote
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	Nitrite
<b>NH<sub>3</sub></b>	Ammoniac
<b>NOx</b>	Les oxydes d'azote
<b>MVS</b>	Les matières volatiles en suspensions
<b>DCO</b>	Demande Chimique en Oxygène
<b>DBO</b>	Demande Biochimique en Oxygène
<b>NO</b>	Oxyde nitrique
<b>N<sub>2</sub>O</b>	Oxyde nitreux
<b>N<sub>2</sub></b>	Diazote
<b>O<sub>2</sub></b>	L'oxygène moléculaire
<b>NaOH</b>	D'hydroxyde de sodium
<b>NH<sub>4</sub>Cl</b>	Chlore d'ammonium
<b>H<sub>2</sub> SO<sub>4</sub></b>	Acide sulfurique
<b>T</b>	Température
<b>CE</b>	Conductivité électrique
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Ammonium
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrate

## ***Résumé :***

Des efforts ont été investis afin d'épurer les eaux usées rejetées par les industries et les productions agricoles. Ces stations coûtent cependant très cher à construire et à opérer, puisqu'elles nécessitent l'intervention de spécialistes et consomment beaucoup d'énergie. Aujourd'hui, les filtres plantés deviennent une solution importante pour le traitement des eaux usées, Cette méthode appelée phytoépuration est devenue très répandue dans le monde entier spécialement dans les pays développés. C'est un système innovant, particulièrement efficace, qui utilise le pouvoir épurateur des plantes aquatiques et qui offre une alternative écologique, économique, durable et esthétique au système classique. L'objectif de cette étude et d'étudier les possibilités d'épuration des eaux usées domestiques provenant du rejet de Djamourah par des filtres plantés de typha et papyrus. Une comparaison est également proposée en évaluant la qualité des eaux usées à l'entrée et à la sortie de ces filtres plantés et le filtre non planté après un temps de séjours variant de 3 jours à 11 jours. Les résultats obtenus, montrent une augmentation très nette des rendements d'élimination de l'ammonium et des nitrates de 80.2 % et de 75.33% pour le filtre planté de Papyrus pour une densité végétale de (24 tiges) et durant un temps de séjour de 11 jours. Ce travail nous a permis de confirmer qu'une station de phytoépuration est faisable dans les régions semi-arides que ce soit pour l'existence des plantes endémiques épuratrice ou pour le substrat naturel existant.

**Mots clés :** Eaux usées, phytoépuration, filtre planté, Papyrus, Typha, densité végétale.

## **Abstract:**

Efforts have been made to purify wastewater discharged by agricultural industries and production. However, these stations are very expensive to build and operate, since they require the intervention of specialists and consume a lot of energy. Today, planted filters are becoming an important solution for wastewater treatment, this method called phytoremediation has become very popular worldwide especially in developed countries. An innovative, particularly efficient system uses the purifying power of aquatic plants and offers an ecological, economical, sustainable and aesthetic alternative to the classic system. The objective of this study is to study the possibilities of purifying domestic wastewater from the discharge of Djamourah by filters planted with typha and papyrus. A comparison is also proposed by evaluating the quality of wastewater at the entrance and exit of these planted filters and the unplanted filter after a period of stays ranging from 3 days to 11 days. The

results obtained show a very clear increase in ammonium and nitrate removal yields of 80.2% and 75.33% for the Papyrus planted filter for a plant density of (24 stems) and during a residence time of 11 days. This work allowed us to confirm that a phytoremediation plant is feasible in semi-arid regions whether for the existence of endemic plants purifying or for the existing natural substrate.

**Keywords:** Wastewater, phytoremediation, planted filter, Papyrus, Typha, plant density.

## ملخص:

وقد بذلت جهود لتنقية مياه الصرف الصحي التي تصرفها الصناعات الزراعية والإنتاج. ومع ذلك، فإن هذه المحطات مكلفة للغاية في البناء والتشغيل، لأنها تتطلب تدخل المتخصصين وتستهلك الكثير من الطاقة. اليوم، أصبحت المرشحات المزروعة حلاً مهماً لمعالجة مياه الصرف الصحي، وقد أصبحت هذه الطريقة التي تسمى التنقية النباتية تحظى بشعبية كبيرة في جميع أنحاء العالم وخاصة في البلدان المتقدمة. اليوم، أصبحت المرشحات المزروعة حلاً مهماً لمعالجة مياه الصرف الصحي، وقد أصبحت هذه الطريقة المسماة تنقية النباتات شائعة جداً في جميع أنحاء العالم خاصة في البلدان المتقدمة. إنه نظام مبتكر وفعال بشكل خاص يستخدم القوة التنقية للنباتات المائية ويوفر بديلاً بيئياً واقتصادياً ومستداماً وجمالياً للنظام التقليدي. المبدأ بسيط: البكتيريا الهوائية (والتي تحتاج إلى أكسجين ولا تنبعث منها رائحة) تحويل المواد العضوية إلى مواد معدنية التي اتخذت من قبل النباتات. في المقابل النباتات المائية توفر الأوكسجين إلى جذورها من البكتيريا. ودراستنا الحالية تقوم على تحديد قدرة هذه النباتات (ورق البردي وتيفا لاتيڤوليا) من التخلص على معدن النترات والامونيوم عن طريق مجموعة من التحاليل الفيزيائية في مخبر تحليل المياه قبل وبعد سقي النبات بمياه الصرف الصحي لبلدية جمورة ولاية بسكرة. وتبين نتائج التحليلات الفيزيائية -الكيميائية للمياه المعالجة أن كثافة 24 السيقان/المتر المربع هي الأنسب في التخفيف من الأمونيوم والنترات، مع هذه الكثافة، يصل عائد الإلغاء إلى 80.2% و 75.33% بطول 11 يوماً.

**الكلمات مفتاحية:** مياه الصرف الصحي، التنقية النباتية، المرشحات المزروعة، نباتات مائية، كثافة النبات.

# *Introduction générale*

## **Introduction générale :**

Les effluents urbains sont riches en microorganismes pathogènes qui peuvent facilement nuire à la santé publique. En plus des éléments nutritifs favorables aux plantes, les eaux usées véhiculent également des éléments nocifs qui peuvent engendrer la baisse des rendements et de la qualité des produits. Ces éléments s'accumulent excessivement dans le sol, chargent les eaux de surface et souterraines provoquant la dégradation de leur qualité.

L'eutrophisation correspond ainsi au processus d'évolution du statut trophique des plans d'eau, cours d'eaux ou milieux aquatiques affectés, qui deviennent progressivement eutrophes par une augmentation excessive de leurs apports en nutriments (*SMITH ET AL, 1999*), dont l'azote et le phosphore principalement. Ces apports excessifs en nutriments sont véhiculés via les eaux de ruissellement et d'infiltration, puis finissent par s'accumuler dans les écosystèmes fermés que constituent les lacs notamment.

La plus part des pays en voie de développement sont confrontés à d'énormes problèmes environnementaux, notamment ceux liés à l'épuration des eaux usées urbaines. L'évacuation de ces effluents, sans traitement préalable, vers les rivières « Oued » peut donner naissance à des maladies à transmission hydrique et éventuellement contaminer les nappes souterraines par infiltration (*BOUFFARD, 2000*). Des efforts ont été investis afin d'épurer les eaux usées rejetées par les industries et les productions agricoles. Ces stations coûtent cependant très cher à construire et à opérer, puisqu'elles nécessitent l'intervention de spécialistes et consomment beaucoup d'énergie.

Les filtres plantés de macrophytes, largement utilisés pour le traitement des eaux usées, deviennent aujourd'hui une alternative intéressante pour le traitement des eaux usées vues les grands avantages qu'ils présentent. Ils sont moins coûteux à réaliser et à exploiter ; sont construits directement sur le site de rejet des eaux usées, nécessitent peu d'équipements mécanisés et finalement sont moins sensibles aux variations des charges polluantes (*TIGLYENE, 2005 ; BEN AMEUR, 2010 ; SEGHAIRI ET DEBABECHE, 2011*).

C'est dans cette perspective que s'inscrit l'objectif de cette étude, qui est de mettre en évidence les potentialités de deux plantes (*Papyrus et Typha Latifolia*) à épurer les eaux usées de la commune de **Djamourah** du nord-est de la wilaya de Biskra et particulièrement l'élimination des nitrates et de l'ammonium. Ce travail consiste à contrôler le pouvoir épuratoire de ces plantes durant le passage des eaux polluées à travers ces filtres.

Notre travail est constitué de quatre chapitres :

- ✚ Les **deux premiers chapitres** concernent une synthèse bibliographique sur les propriétés physico-chimiques et l'origine des ions nitrate et de l'ammonium, ainsi que leurs effets sur la santé de l'homme et sur l'environnement d'une part e et une description sur les procédés d'épurations les plus utilisés pour leur traitement et particulièrement la phytoépuration.
- ✚ **Le troisième chapitre** et a été dédié aux méthodes et procédure expérimentale.
- ✚ **Le quatrième chapitre** est consacré aux performances des filtres plantés de papyrus et de Typha à épurer les eaux usées.

En fin nous avons terminé le manuscrit par une conclusion générale relatant les principaux résultats de cette étude.

# *Partie bibliographique*

# *Chapitre I*

*Etat de connaissances sur  
l'azote ammoniacal et les  
nitrates présents dans  
les eaux usées*



## **I.1. Introduction :**

Les eaux usées sont des eaux qui contiennent des résidus solubles ou insolubles d'activités humaines, industrielles ou agricoles et qui atteignent les conduites d'évacuation des eaux usées. Ils sont contaminés et contiennent souvent des mélanges dispersés ou dissous de contaminants. L'élément azote existe principalement sous forme ionique (ammonium  $\text{NH}_4^+$ , nitrite  $\text{NO}_2^-$  et nitrate  $\text{NO}_3^-$ ) ainsi que sous forme gazeuse ( $\text{N}_2$ ). L'origine de ces polluants est par ordre décroissant : l'utilisation massive des engrais, le développement industriel et le rejet des eaux résiduaires urbaines. Les nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ) aussi sont présents naturellement dans l'eau. Ils sont en effet issus du cycle naturel de dégradation de la matière organique. Cependant les apports dus aux activités agricoles (fertilisants et élevages), industrielles et domestiques (rejets non traités), restent prépondérants. Les niveaux de ces éléments dans l'eau n'ont cessé d'augmenter ces dernières années. Des précautions contre la pollution azotée sont en place, notamment dans le cadre de la lutte contre la pollution agricole. Ce chapitre a pour objectif d'étudier les propriétés physico-chimiques et l'origine des ions nitrates et de l'ammonium, ainsi que leurs effets sur la santé de l'homme et sur l'environnement.

## **I.2. Classification de la pollution de l'eau :**

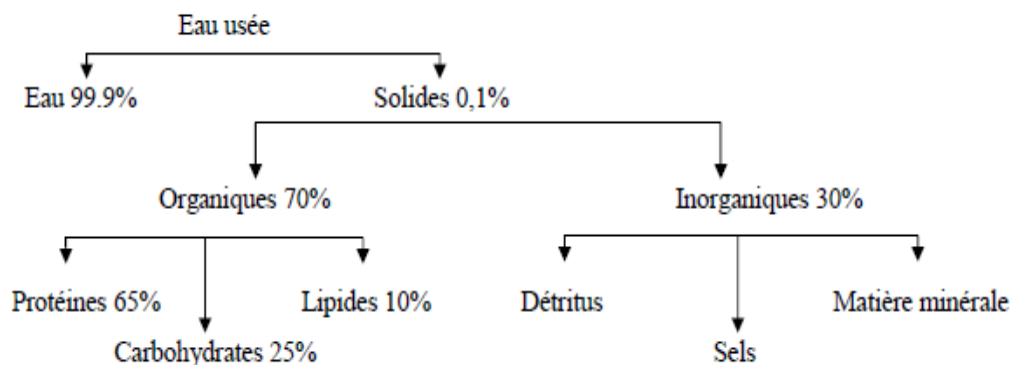
Les eaux usées, sont des eaux contaminées par des contaminants, solubles ou non, principalement en raison de l'activité humaine Selon (*REJSEK ,2002*). Une eau usée est généralement un mélange de matières polluantes répondant à ces catégories, dispersées ou dissoutes dans l'eau qui a servi aux besoins domestiques ou industriels (*GROSCLAUDE, 1999*). Donc sous la terminologie d'eau résiduaire, on groupe des eaux d'origines très diverses qui ont perdu leurs puretés ; c'est-à-dire leurs propriétés naturelles par l'effet des polluants après avoir été utilisées dans des activités humaines (domestiques, industrielles ou agricoles).

### **I.2.1.Pollution domestique :**

Les effluents domestiques ne sont qu'une combinaison d'eau contenant des déchets humains, comme l'urine, les excréments (eau de robinet) et l'eau de douche, ainsi que le sol et le lavage des aliments (eau domestique). 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 (Figure I.1). 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 microorganisme. *(REJSEK, 2002)*



**Figure I.1 :** Composition d'une eau usée domestique *(BAUMONT, 1997)*

### **I.2.2. Pollution industrielle :**

La qualité et le taux de contamination des eaux usées sont principalement déterminés par les déchets et les effluents industriels. Les établissements industriels utilisent une quantité importante d'eau qui tout en restant nécessaire à leur bonne marche, n'est réellement consommée qu'en très faible partie le reste est rejeté. On peut néanmoins, faire un classement des principaux rejets industriels suivant la nature des inconvénients qu'ils déversent :

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

galvanisation...);

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

Les eaux résiduaires d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée. Indépendamment de la charge de la pollution organique ou minérale, de leur caractère putrescible ou non, elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés (**RODIER, 2005**).

### **I.2.3. Pollution agricole**

La pollution d'origine agricole provient surtout des engrais et pesticides épandus dans le sol sur de très grandes surfaces à proximité ou pas de cours d'eau. Ce type de pollution s'est intensifié depuis que l'agriculture est entrée dans un stade d'industrialisation assez avancé. La concentration des élevages entraîne un excédent de déjections animales qui finissent par enrichir les cours d'eau et les nappes souterraines en dérivés azotés, encourageant ainsi une source de pollution bactériologique. L'utilisation massive des engrais chimiques (nitrates et phosphates) altèrent aussi la qualité des nappes souterraines vers lesquelles ils sont entraînés (**KHALFAOUI, 2012**).

Il s'agit principalement :

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

Donc ces eaux sont l'issus :

- Des apports directs dus aux traitements des milieux aquatiques et semi-aquatiques tels que le désherbage des plans d'eau, des zones inondables (faucardage chimique) et des fossés, ainsi que la démoustication des plans d'eau et des zones inondables (étangs et marais).
- Des apports indirects dus en particulier à l'entraînement par ruissellement, aux eaux de rinçage des appareils de traitement, aux résidus présents dans des

emballages non correctement rincés ou détruits, aux eaux résiduaire des usines de fabrication et de conditionnement (*GROSCLAUDE , 1999*).

### **I.3. Caractéristiques de la pollution des eaux usées :**

La contamination toxique des eaux usées est générée par des composés qui perturbent le fonctionnement moléculaire de l'organisme, cellulaire ou de l'organisme tout entier (*EUGENE, 2000*).

#### **I.3.1 Paramètres physiques :**

##### **a) Les matières en suspensions :**

Elle représente les matières qui ne sont ni à l'état soluble ni à l'état colloïdal, donc retenu par un filtre. Les MES qui comportent des matières organiques est minérale, constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel. Les techniques d'analyse font appel à la séparation directe par filtration ou par centrifugation (*EUGENE, 2000*).

##### **b) Les matières volatiles en suspensions (MVS) :**

Elle représente la fraction organique de MES et sont obtenues par calcination de ces MES à 525°C pendant 2h. La différence de poids entre MES à 105°C et MES à 525°C donne la « perte au feu » et correspond à la teneur en MVS (en mg /l) d'une eau (*EUGENE, 2000*).

##### **c) Les matières organiques :**

Les matières organiques proviennent des êtres vivants (matières végétales ou animales, excréments, urines...) ou des produits fabriqués à partir de ces êtres vivants (papier, tissus). On retiendra que les matières organiques sont principalement composées par (de l'hydrogène, de l'oxygène, du carbone, de l'azote, du phosphore, du soufre) (*EUGENE, 2000*).

##### **d) Les matières minérales :**

Elles représentent le résultat d'une évaporation total de l'eau, c'est-à-dire « extrait sec ».constitué à la fois par les matières minéral en suspensions et la matière solubles (chlorures, phosphate, ...etc.)

##### **e) Les matières décantables :**

Elles sont composées des matières en suspensions qui sédimentent en 2 heures dans une éprouvette.

### **I.3.2. Paramètres Chimiques :**

**a) Ph :**

La concentration  $\text{H}_3\text{O}^+$  (notée  $\text{H}^+$  par commodité) peut être utilisée pour représenter l'acidité, la neutralité ou l'alcalinité d'une solution aqueuse. Pour faciliter l'expression on utilise le logarithme décimal de l'inverse de la concentration en ion  $\text{H}^+$ . (*CID, 2014*).

**b) La Conductivité électrique :**

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de  $1 \text{ cm}^2$ , et l'unité de la conductivité est le siemens par mètre (S/m). (*RODIER, 2005*).

**c) L'Oxygène dissous :**

L'oxygène dissous est un composant important de l'eau car il permet aux animaux de survivre et régule les processus biologiques dans les habitats aquatiques. La concentration en oxygène dissous est exprimée en  $\text{mg O}_2 \text{ l}^{-1}$  (*REJSEK, 2002*).

**d) La Demande Chimique en Oxygène (DCO) :**

La DCO est la concentration, exprimée en  $\text{mg.L}^{-1}$ . Est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydable dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présente dans l'eau quelle que soit leur origine organique ou minérale (*REJSEK, 2002*).

**e) La Demande Biochimique en Oxygène (DBO) :**

DBO est la quantité d'oxygène consommé par les microorganismes aérobies présents dans cet échantillon pour l'oxydation biochimique des composés organiques et/ou inorganiques (*RODIER, 2005*). Le tableau ( I.1) présente les normes de rejet concernant les paramètres de pollution des eaux usées appliquées en Algérie (*ABDELKADER, 1984*)

**Tableau I.1 : Normes de rejet des eaux usées appliquées en Algérie**

<b>Paramètres</b>	<b>Normes</b>	<b>Unités</b>
T°	30	(C°)
Ph	6,5-8,5	
O <sub>2</sub>	5	mg/l
DBO <sub>5</sub>	30	/
DCO	90	/
MES	30	/
Chrome	0.1	/
Zinc	2	/
Azote	50	/
Phosphates	2	/
Huiles et graisses	20	/
Détergents	1	/
Hydrocarbures	10	/
Azote totale	50	mg/l
Nitrate	50	mg/l
ammonium	0.5	mg/l

#### **I.4. L'azote dans l'eau usée :**

##### **I.4.1. Définition de l'azote :**

Dans l'eau, l'azote est un nutriment nécessaire à l'activité biologique. Cependant, au-dessus d'une certaine concentration, sa présence peut entraîner des problèmes sérieux de pollution. (AUBRY, 2003). L'atmosphère est la principale source d'azote. On le rencontre principalement sous sa forme diatomique (N<sub>2</sub>). Il s'agit d'une molécule très stable. La plupart de l'azote du sol est constitué d'azote organique. Il est rendu disponible pour les plantes par minéralisation liée à l'activité des microorganismes. La matière organique constitue la principale réserve d'azote du sol. On peut distinguer deux fractions en fonction de la vitesse de décomposition :

- ✓ une à décomposition rapide,

- ✓ une à décomposition plus lente, constituée de composants humifiés se minéralisant plus lentement.
- ✓ Seule une petite fraction se trouve sous des formes inorganiques ammoniacale ( $\text{NH}_4^+$ ) et nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ) utilisables pour les cultures (*SCHEINER, 2005*)

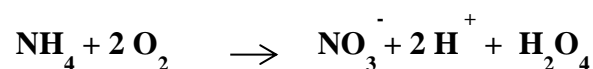
L'azote se trouve principalement sous forme organique et ammoniacale dans les eaux usées. L'assimilation de l'azote par les bactéries, qui a une influence minime sur sa diminution est une source d'indignation l'azote est créé en deux phases :

### **1. Nitrification :**

Elle se produit en milieu oxygéné .C'est la transformation biologique de l'ammoniac en nitrate, qui est effectuée par des bactéries nitrifiantes. Or ces bactéries ont une faible croissance, le temps de rétention des eaux dans le bassin d'aération doit donc être assez long. La nitrification ne se produit donc pas dans le traitement secondaire, mais bien par un traitement aérobic tertiaire, plus long. Comme ces bactéries ont un taux de croissance lent, l'eau du bassin d'aération doit être conservée longtemps. Par conséquent, la nitrification se produit pendant la thérapie aérobic tertiaire, plutôt que pendant le traitement secondaire (*VANDERMEERSCH, 2006*) .Cette étape comporte 2 sous-étapes :

- ↳ Nitritation : Oxydation de  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_2^-$  : par les bactéries du genre Nitrosomonas,
- ↳ Nitratation : Oxydation de  $\text{NO}_2^-$  en  $\text{NO}_3^-$  : par les bactéries du genre Nitrobacter.

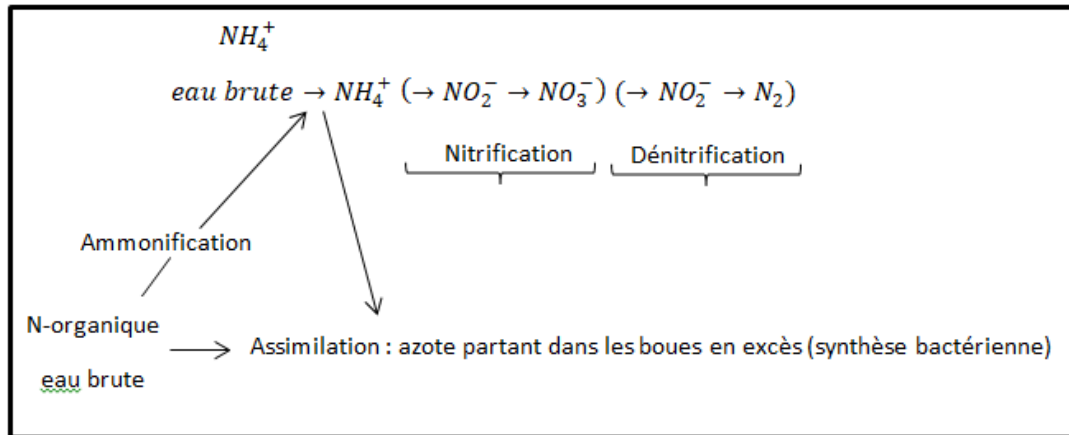
La réaction globale simplifiée de la nitrification s'écrit de façon suivante :



### **2. Dénitrification :**

Lorsqu'il y a manque d'oxygène dans l'environnement, la dénitrification a lieu. Elle élimine biologiquement le nitrate formé en conséquence. Le système aérobic de dénitrification bactérienne convertit le nitrate en azote gazeux par le processus de dénitrification ( $\text{N}_2$ ). Cette connexion est rendue possible par la capacité de la bactérie à utiliser l'oxygène nitrate comme simple oxydant dans le milieu anaérobic. Le carbone organique est le donneur d'électrons préféré. Il est donc essentiel de trouver de bons substrats de source de carbone. En pratique, un bassin tertiaire aérobic sera utilisé pour compléter cette étape. Dans certaines circonstances, la quantité de carbone organique dans les eaux usées pourrait ne pas être

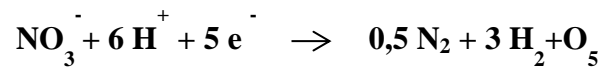
suffisante pour obtenir une dénitrification significative (*DEGREMONT, 2001*). La (figure I.2) représente schématiquement toutes les réactions de réduction de l'azote :



**Figure I.2 :** Ensemble des réactions de réduction de l'azote (*VANDERMEERSCH, 2006*).

En pratique, la station d'épuration complète ou ne complète pas tout le processus selon la situation :

- ↳ Seulement la phase de nitrification : l'objectif de cette phase est de produire un effluent qui ne contient que de l'azote sous forme de nitrate, qui ne nécessite pas autant d'oxygène que d'ammoniac lorsqu'il est rejeté dans le milieu naturel.
- ↳ Nitrification et dénitrification : l'effluent ne contient presque pas d'azote, ce qui indique que le processus est terminé (*VANDERMEERSCH, 2006*). La réaction de dénitrification est la suivante :



#### **I.4.2. Formes de l'azote :**

Les formes physiques du cycle de l'azote sont corrélées à divers degrés d'oxydation et les trois états de matière sont solides, liquide et gazeux (Tableau I.2).



**Tableau I.2 :** Les différentes formes inorganiques du cycle de l'azote et leur degré d'oxydation (*MOUCHMOUCHE ,2018*).

Composés	Degrés d'oxydation	Nom systématique
$\text{NO}_3^-$	+5	Nitrate
$\text{NO}_2^-$	+3	Nitrite
NO	+2	Oxyde nitrique
$\text{N}_2\text{O}$	+1	Oxyde nitreux
$\text{N}_2$	0	Diazote
$\text{NH}_3$ ( $\text{NH}_4^+$ )	-3	Ammoniac/ammonium

**a) Le diazote :**

Le diazote ( $\text{N}_2$ ) est un gaz inerte avec une triple liaison covalente qui le rend extrêmement stable. Il est l'élément le plus important de l'atmosphère (78 %) (*MOUCHMOUCHE ,2018*).

**b) Azote géologique :**

L'un des compartiments contenant une importante quantité d'azote sont les roches (nitronatrite, letovicite....). Cet azote provient de la matière organique fixée par sédimentation mais aussi du manteau d'origine et peut même avoir une source météorique. Cet azote naturellement exposé par érosion de la roche, phénomène largement amplifié par les activités humaines. Représenterait 20% de l'azote global. La concentration moyenne serait de 1.27 mg N/kg (*ALLEGRE ET AL, 2001*) pouvant dans certaines couches, notamment sédimentaires, atteindre les 1000 mg N/kg. Dans certaines régions et lors d'épisodes orageux violents, ces roches peuvent devenir une source importante de nitrates pour les écosystèmes aquatiques par ruissellement (*HOLLOWAY ET AL, 1998 ; HOLLOWAY AND DAHLGREN, 2002*).

**c) Azote organique :**

L'azote organique est l'azote incorporé dans les êtres vivants ainsi que dans la nécro- masse (cadavres). Il représente une part importante de l'azote puisque ce dernier rentre dans la

composition des protéines qui en contiennent en moyenne 16 %. Ainsi que dans celle de molécules telles que la chlorophylle, le collagène et la chitine des arthropodes. Dans le sol. La quantité d'azote organique est faible car il peut être rapidement minéralisé (*OHKOUCI AND TAKANO, 2014*). Cependant dans les sols inondés on observe un ralentissement de la décomposition de la matière organique, et donc un stock plus important d'azote organique (*REDDY ET AL, 1984*).

**d) Azote ammoniacal :**

L'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4$ ) est la forme la plus réduite de l'azote. Il existe une forme non dissociée appelée ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) majoritairement gazeuse mais qui peut être parfois solubilisée dans l'eau. L'ammoniac est en équilibre avec une forme dissociée appelée ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), soluble dans l'eau ( $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ ) (*LEMAIRE ET NICOLARDOT, 1997*).

Dans le sol. L'ammonium est une forme prédominante (*REDDY ET AL, 1984*) et provient notamment de la dégradation de la matière organique, des eaux usées (bien que les politiques d'assainissement menées depuis quelques décennies aient permis la réduction de ces apports notamment dans les pays développés) et des fertilisants agricoles. L'ammonium, de par sa charge cationique, peut être retenu sur le complexe argilo-humique du sol.

**e) Azote nitreux :**

L'azote nitreux ( $\text{NO}_2^-$ ) est un oxyde d'azote soluble dans l'eau. C'est un intermédiaire de forme oxydée formé lorsque l'azote ammoniacal est converti en nitrate et lorsque le nitrate est réduit. Étant donné qu'il s'agit d'un produit intermédiaire volatil, l'azote nitreux ne se trouve qu'à l'état de traces dans l'environnement, bien qu'il puisse s'accumuler dans des conditions spécifiques. (*LEMAIRE AND NICOLARDOT, 1997*).

**f) Azote nitrique :**

L'azote nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ) est un oxyde d'azote soluble dans l'eau. C'est la forme d'azote la plus oxydée, ce qui la rend particulièrement mobile dans les sols et donc difficile à entretenir. L'azote nitrique est abondant dans les habitats aquatiques et peut être ingéré par les plantes dans certaines conditions et par les plantes en raison de sa solubilité. Il a également des propriétés oxydantes. (*LEMAIRE AND NICOLARDOT, 1997*).

g) L'oxyde nitreux :

L'oxyde nitreux gazeux ( $N_2O$ ) est un sous-produit du processus de dénitrification. Il ajoute à l'impact de la serre en étant utilisé en anesthésie comme oxyde nitreux (gaz drôle). (MOUCHMOUCHE, 2018).

L'azote est soumis à des cycles d'assimilation, minéralisation, oxydation, réduction qui sont le fait d'organisme animaux et végétaux, ainsi que de microorganismes (HEATHWAITE, 1993). Les principales étapes du cycle de l'azote sont la fixation, l'assimilation, l'ammonification, la nitrification et la dénitrification (Figure I.3).

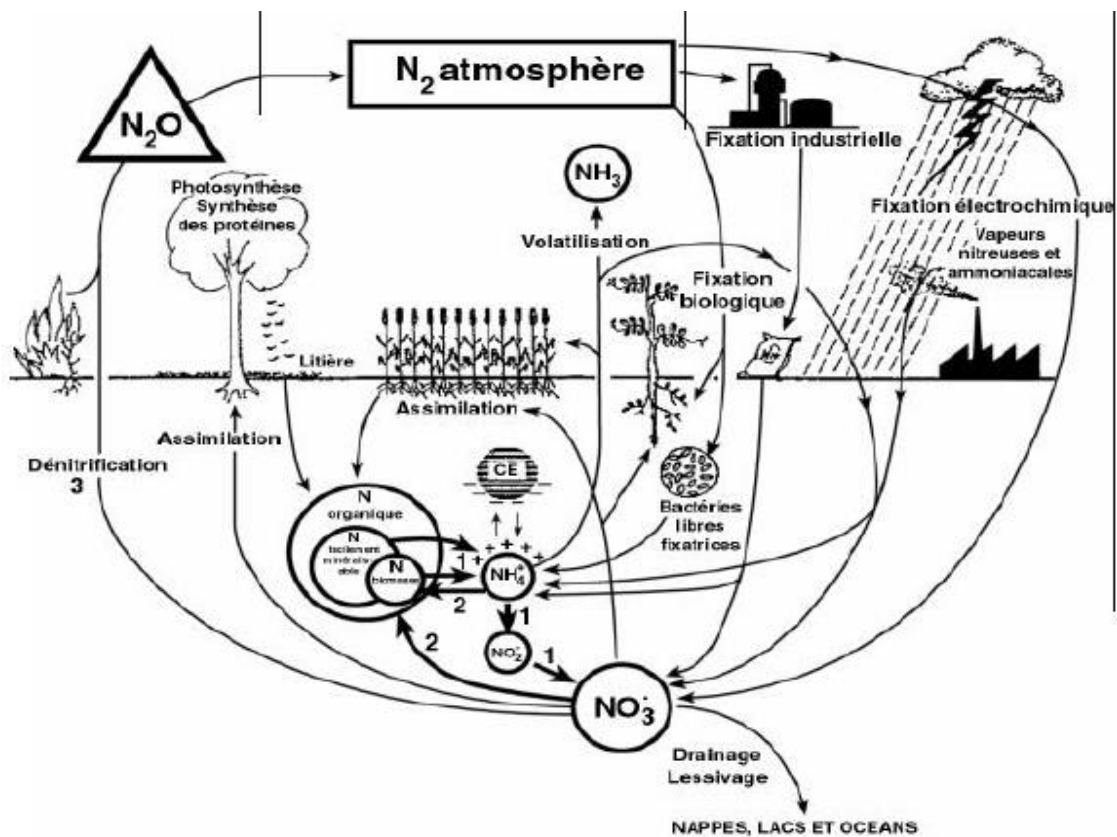


Figure I.3 : Le cycle de l'azote

I.4.3. Impact de l'azote sur l'environnement et sur la santé humaine :

I.4.3.1. Impact de l'azote sur l'environnement :

Dans l'eau, l'azote est un nutriment nécessaire à l'activité biologique. Toutefois, sa présence peut être source de préoccupations environnementales majeures pour une concentration donnée. D'abord, l'oxydation biologique du  $NH_4^+$  (nitrification) entraîne une consommation d'oxygène dans le cours d'eau, au détriment des espèces animales qui seront affectées et risquent de disparaître. De plus, la vie aquatique peut être gravement atteinte pour des

concentrations en azote ammoniacal de l'ordre de 2 mg/L à un pH de 7,4 à 8,5 (Agences de l'Eau et Ministère de l'Environnement, 1994). En fait, une concentration supérieure à 1,5 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L peut altérer les propriétés organoleptiques ou esthétiques de l'eau de consommation, alors qu'une concentration de 0,5 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L suffit pour entraîner des difficultés à traiter adéquatement l'eau potable. L'ammoniac non ionisé est particulièrement toxique pour les poissons, davantage que la forme ionisée. Normalement, les eaux usées contiennent peu de NH<sub>3</sub>, car à pH normal l'équilibre chimique  $\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}^+$  est déplacé vers la gauche. Le NH<sub>3</sub> commence à former l'essentiel du contenu en composés ammonium lorsque le pH de l'eau s'élève au-dessus de 8,5. Par ailleurs, l'azote peut constituer une gêne pour la potabilisation des eaux de surface. En effet, la présence de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> entraîne une surconsommation de chlore dans le traitement de l'eau potable, alors qu'une eau chargée en nitrate est susceptible de provoquer la méthémoglobinémie chez le nourrisson (maladie du bébé bleu).

L'azote peut également mener à des problèmes d'eutrophisation, menant à des croissances indésirables d'algues. En plus de diminuer la concentration en oxygène dissous dans le cours d'eau, la présence accrue d'algues rend l'eau de couleur verte, nauséabonde et peu attrayante (*AUBRY, 2003*).

Des niveaux excessifs d'ammoniaque peuvent être néfastes à la vie aquatique. Les poissons peuvent souffrir d'une perte d'équilibre, d'hyperexcitabilité, d'une augmentation de l'activité respiratoire et de la consommation d'oxygène, d'une augmentation du rythme cardiaque. Des effets subégaux divers peuvent apparaître : réduction du succès d'éclosion, réduction du taux de croissance et du développement morphologique, lésion des branchies, du foie, des reins...A des niveaux extrêmes en ammoniac, ils peuvent souffrir de convulsions, suivies de coma et de mort. La concentration létale pour un certain nombre d'espèces de poissons varie entre 0.2 et 1.1 mg NH<sub>3</sub>/L pour les salmonidés et entre 0.7et 3.4 mg NH<sub>3</sub> /L pour les cyprinidés (*BRETON, 2008*).

#### **I.4.3.2. Impact de l'azote sur la santé humaine :**

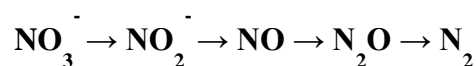
L'eau contaminée par l'ammonium est préjudiciable à la santé des nourrissons, entraînant des maladies graves et parfois la mort ; les symptômes comprennent l'essoufflement et « syndrome du bébé bleu » Un effet majeur de l'excès d'ammonium sur l'environnement est

l'eutrophisation. Elle provoque une croissance excessive des algues, appelée floraison des algues, qui a divers effets néfastes, tels que l'augmentation du coût du traitement de l'eau, la diminution de la teneur en oxygène et l'utilisation récréative de l'eau. En raison des effets néfastes d'ammonium sur la vie humaine et l'environnement, la législation au sujet des normes de renvoi d'eaux usées a été renforcée dans beaucoup de pays .En conséquence, des processus efficaces pour éliminer l'ammonium des eaux usées est important (*BEGUM ET AL, 2021*).

#### **I.4.4. Enlèvement de l'azote présent dans les eaux usées :**

La nitrification et la dénitrification biologique sont les méthodes les plus courantes pour éliminer l'azote des eaux usées. Les procédures biologiques sont généralement moins coûteuses que les thérapies physico-chimiques (buller l'ammoniac avec de l'air ou de la vapeur, chloration et échange d'ions). Le processus de nitrification consiste d'abord en l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrite ( $\text{NO}_2^-$ ), un état intermédiaire, puis ce dernier est rapidement oxydé en nitrate. Cette transformation, qui est effectuée en présence d'oxygène par des bactéries autotrophes nitrifiantes, se divise en deux étapes, la première étant assurée par des bactéries Nitrosomonas et la deuxième par des bactéries Nitrobacter : Plusieurs facteurs influencent la nitrification, notamment les concentrations en azote, en matière organique, en oxygène dissous et en matières en suspension, de même que la température ainsi que les temps de rétention hydraulique et de la biomasse.

La nitrification ne permet donc pas un enlèvement complet de l'azote, mais plutôt sa transformation sous forme de nitrate. La présence de celui-ci dans l'eau soulève habituellement moins d'objection que celle de l'azote ammoniacal. Cependant, comme ce composé peut nuire à la réutilisation de l'eau, il s'avère parfois nécessaire de l'éliminer en ayant recours à la dénitrification. La dénitrification est un processus anoxie au cours duquel les bactéries hétérotrophes vont changer leur métabolisme pour utiliser les formes oxydées d'azote ( $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) comme accepteurs d'électron au lieu de l'oxygène moléculaire ( $\text{O}_2$ ). La réduction biologique du nitrate au cours de la dénitrification mènera à la production finale de  $\text{N}_2$  (produit gazeux inerte), tel qu'illustré ci-dessous :



Comme ces bactéries dénitrifiantes (Bacillus, Pseudomonas, Achromobacter, etc) ont une préférence pour l'oxygène libre, il est nécessaire que cette dernière soit absente pour que la dénitrification ait lieu. Une concentration de  $0,2 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$  serait suffisante pour inhiber la

dénitrification dans un procédé par boues activées traitant des eaux usées domestiques. (AUBRY, 2003)

## **I.5. Les Nitrates :**

### **I.5.1 Propriétés physico-chimiques :**

Le nitrate composé d'un atome d'azote (N) et de trois atomes d'oxygène (O) .Est un composé inorganique Sa formule chimique est  $\text{NO}_3^-$  Sa masse moléculaire est de 62 g.mol<sup>-1</sup>. L'azote nitrique, souvent appelé N-  $\text{NO}_3^-$  est l'azote qui constitue la molécule de nitrate. Il en résulte qu'un gramme d'ion  $\text{NO}_3^-$  équivaut à 0,22 gramme d'azote nitrique. Le nitrate est un élément minéral nutritif pour les végétaux et les microorganismes. Pour cette raison, les sels de nitrate comme par exemple le nitrate de potassium (encore appelé salpêtre, de formule  $\text{KNO}_3$ ), le nitrate de sodium ( $\text{NaNO}_3$ ), le nitrate de calcium ( $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ ) ou le nitrate d'ammonium ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ ), sont utilisés pour la fabrication de fertilisants azotés. Le nitrate est également utilisé pour la composition d'explosifs ou de ciments spéciaux,

Comme additif et colorant alimentaire, pour la coagulation de latex, dans l'industrie nucléaire et pour le contrôle des odeurs et de la corrosion dans les systèmes hydrauliques (BANAS ET LATA, 2006). L'action des bactéries du sol produit spontanément des ions nitrates pendant le cycle de l'azote, en particulier lorsque la matière organique se décompose. L'oxydation transforme l'azote organique en molécules d'ammoniac, qui sont finalement converties en nitrates (OUADDAH, 2014). Les nitrates sont la dernière étape de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitriques (nitrobactéries) transforment les nitrites en nitrates. Les nitrates ne sont pas toxiques; mais des niveaux élevés de nitrates provoquent la croissance d'algues, ce qui contribue à l'eutrophisation de l'environnement. Cependant, leur dangerosité potentielle reste liée à leur réduction en nitrates (KHADIDJA, 2021).

### **I.5.2 Sources de nitrate :**

#### **a) Dans les eaux naturelles :**

Les nitrates sont dans l'eau à l'état naturel sans pollution. Par conséquent, leur concentration n'est généralement pas supérieure à 3 mg/l à 5 mg/l dans les eaux de surface et à plusieurs mg/l dans les eaux souterraines (BENHAMZA, 2013). Les teneurs en nitrates sont en augmentation ces dernières années. La progression dans les eaux souterraines est couramment de 0,5 à 1 mg/l/an et peut atteindre 2 mg voire plus. Une situation voisine se rencontre dans les eaux superficielles. Les concentrations en nitrates dans les nappes sont généralement

d'autant plus élevées que celles-ci sont sensibles, peu protégées, influencées par l'urbanisation, les sites industriels et l'agriculture ou l'élevage intensif. Ces concentrations varient aussi avec la vitesse de circulation renouvellement des eaux dans les nappes (*GHOULAM ET AL, 2020*)

**b) Dans les eaux d'alimentation :**

On trouve généralement des nitrates dans l'eau du robinet à des quantités proches des limites admissibles en raison de leur grande solubilité dans l'eau. En effet, l'utilisation d'engrais azotés qui s'est fortement développée depuis 1950 conduit à une augmentation des teneurs en  $\text{NO}_3^-$  dans les eaux de surfaces et souterraines. Par conséquent, les teneurs élevées en azote des nappes se répercutent sur les eaux brutes utilisées pour la production d'eau potable.

L'organisation mondiale pour la santé précise que dans les régions où les concentrations en nitrate dans l'eau sont inférieures à  $10 \text{ mg. L}^{-1}$ , l'exposition par ingestion de légumes est plus élevée. Cependant, l'eau devient la principale source de nitrate lorsque les concentrations en nitrates dans l'eau dépassent la concentration maximale conseillée par l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) dans les eaux de boisson et fixée à  $50 \text{ mg.L}^{-1}$  (*GHOULAM ET AL, 2020*)

**c) Dans aliments :**

Les nitrates et les nitrites se trouvent dans de nombreux aliments, il s'agit d'ingrédients naturellement présents dans les aliments ou d'ingrédients ajoutés dans un but précis. Les légumes et les viandes de salaison constituent la principale source alimentaire de ces composés, qui peuvent aussi se retrouver, quoique dans une moindre mesure, dans le poisson et les produits laitiers. Le nitrate et le nitrite peuvent être utilisés comme agents de conservation dans certains produits alimentaires pour leur donner une couleur plus attrayante (couleur rose caractéristique des produits de salaison). Les nitrates peuvent être présents en fortes concentrations, soit de 200 à 2 500 mg/kg, dans les légumes et les fruits. Les légumes constituent une source importante de nitrate ; ils sont à l'origine de plus de 85 % de la consommation quotidienne moyenne de ces composés par les humains (*SANTE CANADA, 2010*).

**d) Dans l'atmosphère :**

Les nitrates d'aérosol sont des secondes particules qui apparaissent dans l'atmosphère à la suite de réactions chimiques entre les oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) et d'autres produits chimiques présents dans l'air, comme l'ammoniac. Le processus de dénitrification naturelle libère des oxydes d'azote dans l'environnement. Le dioxyde d'azote est rapidement transformé en acide

nitrique, qui est ensuite transformé en nitrate d'ammonium et en nitrate de calcium. Pendant les tempêtes, N<sub>2</sub> atmosphérique est converti en nitrates. La nitrification abiotique est causée par la génération d'oxydes d'azote par la foudre. L'acide nitrique obtenu réagit avec l'ammoniac dans l'atmosphère pour générer des microcristaux de nitrate d'ammonium, qui sont reportés à la surface du sol par précipitation sous forme de pluie ou de neige.

Les différents processus de combustion liés à l'activité anthropique (notamment l'utilisation de véhicules automobiles) entraînent une accumulation d'oxyde d'azote dans l'atmosphère. Ceux-ci sont transformés en nitrate d'ammonium et nitrate de calcium, tout comme les oxydes d'azotes produits à partir de sources naturelles. La concentration de nitrates dans l'atmosphère peut être particulièrement élevée à proximité des grandes agglomérations à fort trafic (*MEBARKI, 2018*).

**e) Dans le sol :**

En l'absence d'engrais azotés, des nitrates se forment dans les sols lorsque certaines espèces végétales, comme les légumineuses, fixent l'azote atmosphérique. Ces plantes absorbent l'azote de l'air et l'utilisent pour créer des matériaux organiques riches en azote dans leurs racines. La matière organique azotée est progressivement décomposée par les bactéries nitrifiantes du sol et transformée en nitrates une fois que la plante a terminé son cycle saisonnier. D'autres espèces de plantes utilisent alors ces nitrates pour leur propre croissance. La quantité d'azote dans le sol typique serait d'environ 1 000 kg par hectare. Seule une petite partie est convertie en nitrates (*HIND, 2017*).

**I.5.3 Effets connus sur l'environnement :**

Le principal effet des nitrates sur la nature est de soutenir la croissance des plantes. Cet impact, qui peut apparaître bénéfique dans un premier temps, s'avère désastreux pour les écosystèmes aquatiques lorsque la prolifération végétale est poussée à l'excès. Le processus d'eutrophisation, qui correspond à un enrichissement naturel des milieux aquatiques en éléments nutritifs et à une augmentation de la productivité végétale, est alors considérablement accéléré. L'eutrophisation du milieu nécessite la présence d'éléments nutritifs (carbone, azote, phosphore) indispensables à la croissance des végétaux aquatiques.

Le carbone est toujours présent à des concentrations suffisantes pour permettre le développement végétal. En milieux aquatiques, la croissance des végétaux est limitée par l'élément dont la concentration dans le milieu est la plus faible par rapport aux besoins des végétaux. Cet élément limitant est généralement le phosphore ou parfois l'azote. C'est donc



en rejetant de l'azote et/ou du phosphore dans l'eau que l'activité anthropique va induire une accélération de l'eutrophisation. Lorsque les concentrations en azote et phosphore du milieu aquatique sont élevées, la production d'algues microscopiques (phytoplancton) et de végétaux fixés (macrophytes) est exacerbée.

La quantité de matière organique présente dans le milieu aquatique s'accroît démesurément. A la mort de ces végétaux, la matière organique se décompose en consommant tout l'oxygène de la colonne d'eau, induisant ainsi l'anoxie du milieu aquatique. La plupart des animaux vivants dans ces milieux ne peuvent pas survivre dans une eau dépourvue d'oxygène. L'écosystème aquatique est ainsi conduit à disparaître. Si l'on utilise souvent le terme d'eutrophisation pour décrire cet état de dégradation des milieux aquatiques, le terme d'eutrophisation accélérée apparaît plus précis et le terme de dystrophie est parfois usité.

L'enrichissement des écosystèmes aquatiques en éléments azotés (mais également en phosphore) conduit à leurs disfonctionnement et à la perturbation des populations animales ou végétales qui y sont naturellement inféodés. Ainsi, diverses études ont mis en évidence des corrélations entre les teneurs en nitrates dans l'eau ou les quantités d'engrais azotés épandus et le déclin des populations d'amphibiens (*OLDHAM ET AL, 1997 ; BISHOP ET AL, 1999 ; ROUSE ET AL, 1999*). Cette modification des populations peut également conduire au développement de microorganismes pathogènes ou sécrétant des toxines qui rendent impropre l'eau à divers usages (récréatifs, production d'eau potable) ou peuvent considérablement accroître les coûts des traitements des eaux. Un deuxième effet, moins aisément quantifiable pour l'instant, est la participation des nitrates, via leur dénitrification, à la formation de gaz à effet de serre. Son évaluation est en cours d'étude actuellement à travers différents programmes de recherches sur les changements globaux.

#### **I.5.4 Effets connus sur la santé humaine :**

La capacité du corps humain à convertir les nitrates en nitrites est le principal risque pour la santé humaine associé à l'ingestion de nitrates. Les bactéries à activité nitrate réductase sont responsables de la réduction de  $\text{NO}_3^-$  à  $\text{NO}_2^-$ . Il ne semble y avoir aucune recherche qui montre que les nitrates ont un impact nocif persistant qui n'est pas lié aux effets des nitrites.

##### **a) Risque de méthémoglobinémie :**

Les nitrites formés par réduction des nitrates sont susceptibles de se fixer sur l'hémoglobine. Celle-ci est alors oxydée en méthémoglobine. Le transport de l'oxygène vers les tissus qui en ont besoin ne se fait plus. Cette maladie est dénommée méthémoglobinémie. Chez l'adulte, ce

risque est très faible car une enzyme réduit la méthémoglobine en hémoglobine. En revanche, cette enzyme n'est pas activée chez le nourrisson et ne devient fonctionnelle que vers trois à quatre mois. De plus le pH dans l'estomac du nourrisson est plus élevé que celui d'un adulte car les sécrétions gastriques acides sont plus faibles durant les premiers mois de la vie (*HILL, 1991 ; L'HIRONDEL ET L'HIRONDEL, 2002*). Ce pH élevé semble permettre un développement plus aisé des bactéries ayant une activité nitrate réductase. Par conséquent lorsqu'il y a ingestion d'une forte quantité de nitrate dans des conditions favorisant sa conversion en nitrites, la méthémoglobine s'accumule. L'enfant développe alors une coloration bleue de la peau qui débute par les lèvres, puis les bouts des doigts, et peut éventuellement s'étendre à l'ensemble du corps. Pour cette raison, cette pathologie qui est plus fréquente chez le nourrisson, est aussi appelée syndrome du bébé bleu ou maladie bleue du nourrisson.

Certains auteurs affirment que la réduction des nitrates en nitrites n'est pas possible dans le tube digestif et que les risques imputés aux nitrates sont considérablement surestimés (*L'HIRONDEL ET L'HIRONDEL, 2002 ; TESTUD, 2004*). Dès 1945, (*COMLY, 1945*), mettait en relation des cyanoses chez des nourrissons ayant été alimentés avec de l'eau à fortes teneurs en nitrates (plus de 350 mg.L<sup>-1</sup>). En considérant que 80 % des nitrates sont réduits en nitrites chez les nourrissons, et une formation de 10 % de méthémoglobine, (*CORRE ET BREIMER, 1979*) ont estimé la dose toxique pour l'enfant à 1,5-2,7 mg de nitrate par kg. Cependant, dans les cas de méthémoglobinémie rapportée, la somme des nitrates ingérés était plus élevée : entre 33 et 150 mg.kg<sup>-1</sup> (*WALKER, 1990 ; WHO, 2003*). Les femmes enceintes et les individus souffrant d'une déficience en glucose-6-phosphate déhydrogénase ou metHb réductase sont également particulièrement sensibles à cette pathologie. Un apport suffisant de vitamine C (acide ascorbique) par l'alimentation, réduit les risques de développement de la maladie (*SUPER ET AL, 1981*). La vitamine C peut d'ailleurs être utilisée dans le traitement de la méthémoglobinémie mais son action est souvent trop lente pour agir efficacement.

**b) Risque carcinogène :**

Les nitrates sont susceptibles de présenter un risque lié à leur transformation en nitrites et éventuellement en nitrosamines dans le tractus digestif. Les propriétés carcinogènes de ces substances ont été découvertes il y a un demi-siècle (*MAGEE ET BARNES, 1956 ; MAGEE ET BARNES, 1967*). Il n'existe pas de données qui démontrent avec certitude les effets

carcinogènes des nitrates via la formation de nitrosamines chez l'animal (*WHO, 1995*). Les études épidémiologiques et toxicologiques n'ont pas mis en évidence de relations certaines entre ingestion de nitrates et risque de cancers (*CANTOR, 1997 ; MESSINGA ET AL, 2003*). Démontrer avec certitude une telle relation est particulièrement difficile étant donné le temps de latence entre la cause et le dépistage de la pathologie qui peut dépasser 20 ans (*HILL, 1991*).

Cette démonstration est rendue encore plus ardue par la grande variabilité dans la durée et l'espace des teneurs en  $\text{NO}_3^-$  dans l'eau et les aliments. Cependant, les tests chez de nombreuses espèces animales ont montré l'effet carcinogène d'un grand nombre de nitrosamines (*WHO, 1995*). (Diverses études permettent de suspecter fortement la responsabilité de teneurs élevées en nitrates dans l'eau et les aliments, et le développement de cancers de la prostate, du pharynx, de l'œsophage ou du colon (*GULIS ET AL, 2001*). En absence de certitudes absolues, ces résultats imposent de prendre les précautions nécessaires afin de préserver la santé humaine.

#### **I.5.5. Les procédés d'élimination des nitrates :**

On utilise le terme de dénitratisation par opposition à la dénitrification qui correspond à une transformation biologique, trois types de traitements physico-chimiques peuvent être mis en œuvre.

##### **I.5.5.1. Les procédés physico-chimiques :**

La dénitratisation est utilisée au lieu de la dénitrification, qui est un changement biologique ; il existe trois formes différentes de traitements physico-chimiques qui peuvent être appliquées (*HAMMOU ET AL, 2014*).

##### **a) Echange d'ions :**

La thérapie par échange d'ions d'eau existe depuis longtemps et est bien reconnue. Cette méthode consiste à déplacer des ions indésirables de l'eau brute vers un support insoluble, appelé échangeur d'ions, qui les capte et libère en contrepartie une quantité équivalente d'ions dont la présence n'est pas gênante. Cette technique est très utilisée mais le seul inconvénient est élevé surtout pour la régénération d'échangeur d'ion (*SIMON, 1985*). L'échangeur d'ions possède une capacité limite de stockage sur son support (capacité d'échange) et doit être régulièrement régénéré, par une solution fortement concentrée d'ions choisis.

Quand il s'agit d'éliminer les nitrates, on utilise des résines de type anionique (échangeur d'anions). Comme la plupart des échangeurs, ces résines se présente sous forme de billes de

diamètre compris entre (0,4) et (0,8) mm, ce sont des polymères de composés aromatiques comprenant des groupes ionisés de type basique. Un autre inconvénient de pose pour cette technique c'est que les anions nitrates ne sont pas les seuls retenus. Il existe même une sélectivité différente suivant l'espèce anionique. Ainsi, une eau riche en sulfates pourra être gênante dans l'élimination des nitrates, la résine fixant préférentiellement les sulfates. Donc l'échange d'ions anionique doit être considéré comme une technique de traitement peu appropriée pour une eau qui contient trop de sulfate (*GEMONPRE, 1983*).

**b) Procédés membranaires :**

Par rapport à la dénitratisation par échange d'ions, ces techniques se sont révélées d'un coût prohibitif. Dans les procédés membranaires, on utilise les propriétés des membranes spécifiques afin de séparer une solution et un solvant sous l'effet d'une force extérieure.

**1. Osmose inverse :**

Après passage dans une membrane semi-perméable, on utilise l'osmose inverse pour obtenir de l'eau déminéralisée en appliquant une pression supérieure à la pression osmotique de l'eau riche en nitrates à traiter. Semi perméable signifie dans ce cas que l'eau peut se diffuser à travers la membrane, tandis que, les minéraux ne peuvent pas la traverser. Le rendement est déterminé par la pression utilisée, de la concentration du soluté, et du flux demandé en eau traitée. Il peut varier de 85 à 95 % (pression 30 à 60 bars). Les avantages du procédé sont liés à l'absence de régénération. Par ailleurs, ce procédé pourra être se développer avec l'introduction de nouvelles membranes plus spécifiques. Cette technique, bien développée pour le dessalement des eaux de mer ou saumâtre, reste limitée pour la dénitratisation (*BOUGHERARA, 2012*).

**2. L'électrodialyse :**

C'est une procédure qui consiste à extraire les sels dissous d'un liquide, par migration à travers des membranes sélectives sous l'action d'un champ électrique. (*ECKENFELDER, 1982*). L'application d'un courant continu entre les électrodes d'une cellule est la base de l'électrodialyse. Constituée par un empilage de membranes semi- perméables et alimentées en eau riche en nitrates. On obtient dans certains compartiments un rejet concentré en nitrates et dans d'autre de l'eau déminéralisée. La mise en œuvre nécessite l'utilisation de membranes sélectives qui permettent de retenir les nitrates. Les rendements obtenus pour l'élimination des nitrates peuvent atteindre 40 à 60 %. Ils dépendent de la teneur en sulfate (*BOUGHERARA, 2012*).

### **I.5.5.2. Les procédés biologiques :**

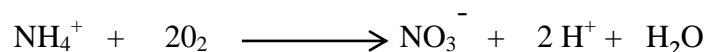
Les traitements biologiques occupent une place importante parmi les procédés mis en place pour éliminer les nitrates. En France et à l'étranger, les eaux résiduaires urbaines sont majoritairement traitées par voie biologique. Le coût du traitement des nitrates par voie biologique en couplant la nitrification et la dénitrification est estimé à 2,3 à 4,5 € / kg N contre 4,5 à 11,3 pour un traitement physico-chimique (*VAN ET AL, 2001*).

#### **a) La nitrification :**

La nitrification est le processus qui permet de transformer les formes réduites de nitrogène comme l'ammoniac en formes oxydés: nitrites ou nitrates. Ce procédé est exclusivement bactérien, il ne se produit qu'à pH neutre ou alcalin. Les principaux acteurs sont les bactéries aérobies nitrifiantes chemo-lithotrophique Gram- capables :

- ✓ d'oxyder l'ammoniac il s'agit des Nitrosomas .
- ✓ d'oxyder les nitrites: les Nitrobacters.

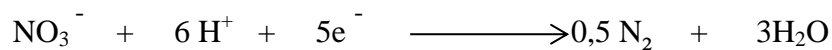
Ces deux oxydations sont des réactions exergoniques. Le CO<sub>2</sub> est utilisé comme source de carbone et il est fixé par le cycle de Calvin. L'O<sub>2</sub> est l'accepteur final d'électron. Les nitrates ainsi formés sont très stables et solubles dans l'eau. Généralement le taux de nitrification augmente avec la température et dans le même temps se produit une baisse de la concentration d'oxygène, la nitrification étant un procédé aérobie il y a un rétrocontrôle. (*BELLAGHA, 2014*)



#### **b) La dénitrification bactérienne :**

La dénitrification est le procédé anaérobie de réduction des nitrates par les bactéries généralement non sporulées, Gram- et anaérobies facultatives (ex Bacillus, Paracoccus ou Pseudomonas). Lorsqu'elle est bactérienne la dénitrification est un processus de respiration. Ce phénomène biologique peut avoir lieu en milieu aquatique, sous l'action de bactéries spécifiques, satisfaisant leur besoin en oxygène, par une désoxygénation des ions nitrates. Les bactéries vont ainsi réduire l'ion nitrate NO<sub>3</sub><sup>-</sup> soluble, en ion nitrite NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, puis en monoxyde d'azote NO, après en N<sub>2</sub>O (oxyde nitreux) et enfin en diazote N<sub>2</sub>. Il arrive que les bactéries n'aillent pas jusqu'à la phase ultime de cette réaction, en effet si le taux de dioxygène est suffisant en cours de réaction pour satisfaire leur besoin la dénitrification est alors stoppée aux

stades NO ou N<sub>2</sub>O (gaz à effet de serre). Les facteurs environnementaux (rapport carbone/nitrate, pH optimal entre 7 et 8,5, taux de phosphate d'environ 0,5mg/1) influencent le taux de dénitrification. Il est aussi fortement affecté par la concentration en oxygène optimale si faible et donc par la température (optimale entre 15 et 20°C) car la solubilité de l'oxygène dans l'eau diminue avec la température. Celle-ci tend à augmenter le phénomène de respiration plutôt que la photosynthèse ce qui réduit le DO (oxygène dissout) (*BELLAGHA, 2014*).



### **I.6. Conclusion:**

Les conséquences de la pollution des eaux usées sont multiples, que ce soit directement ou indirectement sur l'homme ou indirectement sur le milieu où il vit. L'assainissement des eaux usées, répond donc à ces deux préoccupations essentielles en vue de préserver les ressources en eaux et le cadre de vie. Au cours de ce chapitre, nous avons présenté une synthèse bibliographique sur les caractéristiques des eaux usées et surtout celles des nitrates et de l'azote ainsi que leur présence dans l'environnement ainsi que leurs effets sur la santé de l'être humaine.

## *Chapitre II*

# *Systeme d'épuration par filtres plantés*

## **II.1. Introduction :**

Les systèmes de phytoépuration sont utilisés pour l'épuration d'eaux de différentes provenances et avec caractéristiques différentes. Les petites communautés avec des populations dispersées, ainsi que les pays pauvres, bénéficient de la phytoépuration. C'est un système innovant, particulièrement efficace, qui utilise le pouvoir épurateur des plantes aquatiques et qui offre une alternative écologique, économique, durable et esthétique au système classique. L'objectif principal de ce chapitre est de présenter un aperçu du traitement des eaux usées à l'aide de filtres plantés de macrophytes, ainsi que les nombreux filtres et usines les plus couramment utilisés dans cette technique (*BRIX, 1987*).

## **II.2. Généralités sur la phytoépuration :**

Le terme « phyto-épuration » n'est utilisé que depuis très peu de temps. Il est en effet le résultat de la diversification des techniques de « marais artificiels », systèmes plantés d'espèces aquatiques pour le traitement des eaux usées. Ces techniques sont communément appelées « constructed-wetlands » en anglais (*WANG, 2009*). Grâce aux travaux de Dr. Seidel, la capacité d'autoépuration des écosystèmes naturels tels que les zones humides a commencé à être reconnue. Inspirés de ce phénomène naturel, des marais artificiels destinés à l'épuration des eaux usées ont été construits, tout en mettant en avant les processus naturels d'autoépuration. L'idée était alors de ne plus considérer nos rejets comme des déchets à éliminer, mais comme une ressource valorisable pour l'écosystème apparu en France dans les années 1980, le traitement des eaux usées par les marais artificiels a vu son développement s'accélérer depuis une quinzaine d'années.

Au fil du temps, les techniques se sont diversifiées et ont pris différentes formes pour différentes applications. Le système peut consister en un terrain cultivé, différent donc d'une zone humide, ainsi les plantes utilisées ne sont plus forcément aquatiques ou semi aquatiques comme celles plantées dans les marais artificiels. C'est un système innovant, particulièrement efficace, qui utilise le pouvoir épurateur des plantes aquatiques et qui offre une alternative écologique, économique, durable et esthétique au système classique. Le principe est simple : les bactéries aérobies (qui ont besoin d'oxygène et ne dégagent pas de mauvaises odeurs) transforment les matières organiques en matières minérales assimilables par les plantes. En retour, les plantes aquatiques fournissent de l'oxygène par leurs racines aux bactéries. (*RADOUX, 1989 ; ET POULET ET AL, 2004*).



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 plantés 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 (*HABERL ET AL, 1995*).

D'apparence simple, le fonctionnement des lits filtrants plantés de macrophytes fait intervenir des réactions épuratoires pouvant être complexes. Mais le principe de base reste l'infiltration d'un effluent brute à travers des lits composés d'un mélange sable-gravier ou de sol en place, plantés de macrophytes (le plus souvent, des roseaux communs). Le matériau du lit et la partie racinaire des plantes servent de support à une biomasse épuratrice. On peut ainsi considérer ces stations comme des marais artificiels (*CRISTINA ET AL, 2009*).

### **II.3. Principes de fonctionnement des stations de phyto-épuration :**

La phyto-épuration est un système de traitement des eaux usées par assainissement naturel à base de plantes. Les plantes assimilent les nitrates et l'azote contenus dans l'eau, elles peuvent fixer toute une série de polluants et même certains métaux lourds. La phyto-épuration des eaux usées est basée sur le principe suivant : il existe une symbiose entre les bactéries des plantes au niveau des racelles ; les bactéries aérobies (qui ont besoin d'oxygène) transforment les matières organiques en matières minérales assimilables par les plantes, en retour, les plantes aquatiques fournissent, via leurs racines, de l'oxygène aux bactéries. Ce système appliqué aux maisons individuelles est utilisé pour traiter les eaux de lavage dites « eaux grises » (vaisselle, douches, ...).

Les eaux usées provenant des toilettes à eau, dites « eaux-vannes » ne peuvent pas être traitées par ce système, cela nécessiterait une installation beaucoup trop importante en surface et peu écologique dans le principe. D'une manière générale, pour préserver nos ressources en eau, il est préférable d'installer des toilettes sèches à compost (*LAATRA ET CHENINI, 2013*).

### **II.3.1. Les filtres plantés :**

Les filtres plantés, bassins à macrophytes, forêt humide, permettent d'associer les capacités épuratoires naturelles des végétaux supérieurs, micro-organismes et divers substrats. Plusieurs centaines de plantes utiles ont été recensées dans le monde : typha, papyrus, roseaux, saule, iris, etc. stimulant ainsi la biodiversité. En poussant, elles vont absorber les éléments qui leur sont nécessaires (cuivre, zinc, phosphore, azote, carbone...), apporter de l'oxygène, ce qui va décomposer les polluants organiques (phytodégradation), ou encore fixer certains polluants plus toxiques. Du coup, les applications sont quasiment sans limites. On peut traiter des eaux usées des communes, des rejets industriels qui vont traverser les plantations, ou même créer des piscines naturelles, filtrer des eaux pluviales.

L'enracinement du végétal doit être au même niveau de profondeur que la pollution à éliminer dans le sol (*ABISSY ET MANDI, 1999*). Ces plantes, et plus spécifiquement les roseaux (*Phragmites Communis* ou *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 (Figure II.1). Ces bactéries, ainsi que la macrofaune du sol (lombrics), 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 (*CLAUDE ET AL, 2009*).

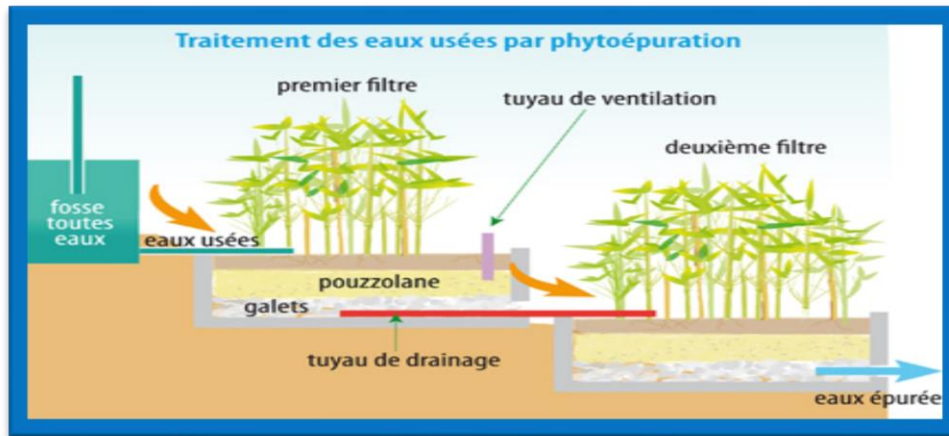


Figure II.1. Les filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux usées (<http://www.designbynature.fr/nature/grands-principes-de-phytoepuration.html>).

### II.3.1.1. Les filtres à écoulement horizontal :

Les filtres horizontaux sont des bassins remplis de manière homogène de sable, de gravier ou de sol en place, et dans lesquels ont été plantés des macrophytes. L'effluent est réparti sur toute la largeur et la hauteur du filtre par un système répartiteur situé à une extrémité du bassin ; il s'écoule ensuite dans un sens principalement horizontal au travers du substrat. La plupart du temps, l'alimentation a lieu en continu et les matériaux sont pratiquement saturés en permanence (Figure II.2). L'évacuation se fait par un drain placé à l'autre extrémité du filtre, au fond et enserré dans une tranchée drainante garnie de pierres. Ce drain est relié à un tube dont la hauteur de surverse est modifiable permettant de régler la hauteur de l'eau dans le filtre, de façon à ce qu'il soit saturé pendant la période d'alimentation. Le niveau d'eau doit être maintenu environ à 5 cm sous la surface du matériau. Ceci permet d'éviter les écoulements préférentiels en surface et d'assurer un flux homogène. En effet l'eau ne doit pas circuler au-dessus de la surface pour ne pas court-circuiter la biomasse active située dans le filtre et responsable du traitement ; il n'y a donc pas d'eau libre.

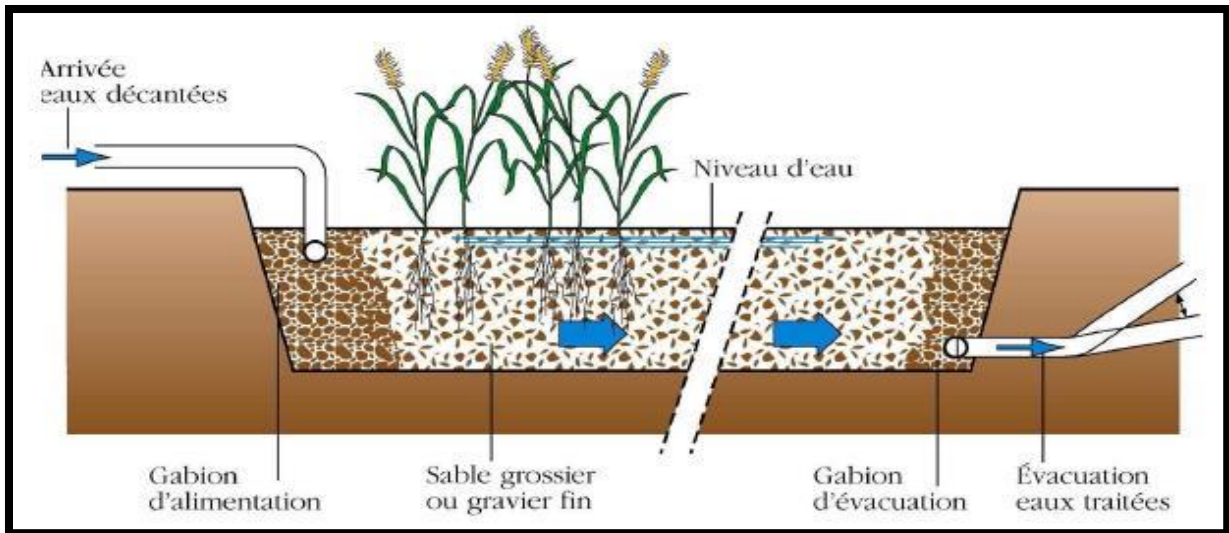


Figure II.2 : Schéma d'un filtre horizontal en coupe transversale.

Le matériau de remplissage doit avoir une conductivité hydraulique suffisante pour ne pas être colmaté par les matières en suspension contenues dans les eaux usées ou générées à partir des matières organiques dissoutes, mais pas trop élevée pour permettre d'assurer une filtration. Il est un des supports du développement microbien responsable du traitement biologique. Si les premiers systèmes utilisaient le sol en place, actuellement dans la plupart des pays européens on abandonne l'utilisation du sol pour des matériaux granulaires plus grossiers. Les macrophytes ont plusieurs rôles :

- ✚ Par la croissance de leurs racines et de leurs rhizomes qui ouvrent le milieu elles créent des voies hydrauliques.
- ✚ contraints de se développer dans des milieux saturés en eau (les marais naturels), les végétaux aquatiques ont, au cours de leur évolution, développé la faculté de transférer l'oxygène formé par synthèse chlorophyllienne vers leurs parties souterraines (rhizomes, racines et radicelles). Une partie de cet oxygène est excrétée dans le milieu environnant pour participer à l'oxydation des sels minéraux nécessaires à la nutrition des plantes.

Une fraction résiduelle, relativement minime, mais dont l'estimation, à caractère polémique, a fait l'objet d'investigations scientifiques (*ARMSTRONG ET ARMSTRONG, 1988 ; BRIX, 1990*) pour ne citer que les plus connus), est encore disponible pour participer aux processus de dégradation aérobie de la matière organique. Elle s'ajoute aux phénomènes limités, dans un milieu saturé, de diffusion depuis la surface.

- ✚ les racines servant aussi de support au biofilm, elles sont, avec leur environnement immédiat, des zones particulièrement actives pour le métabolisme aérobie alors qu'en s'en éloignant les processus anaérobies dominant.

Alimentés à très faibles charges surfaciques et/ou volumiques, les filtres horizontaux permettent une bonne élimination des matières en suspension et des matières organiques dissoutes. En revanche, peu oxygénés, ils sont peu efficaces pour oxyder l'ammonium. Les filtres horizontaux ont plusieurs domaines d'application. Ils sont utilisés en traitement secondaire pour traiter des eaux peu concentrées de petites collectivités ayant obligatoirement subi une décantation préalable, en traitement tertiaire après un traitement biologique classique ou après des filtres plantés à écoulement vertical et enfin, pour le traitement des eaux pluviales. Le temps de séjour hydraulique dans ces dispositifs est de plusieurs jours.

Le système a fait l'objet de nombreuses critiques de la part de scientifiques (*BRIX, 1987 ; BUCKSTEEG, 1987*) qui ont contesté le dimensionnement et l'aptitude des roseaux à augmenter la perméabilité des sols en place utilisés comme matériaux. Parallèlement, des recherches étaient menées pour fiabiliser le fonctionnement d'un procédé jugé par ailleurs 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 (*HABERL AND PERFLER, 1990*).

#### **II.3.1.2. Les filtres à écoulement vertical (FFV) :**

Les filtres verticaux sont des bassins remplis de couches de graviers de granulométries différentes superposées, et selon leur place dans la filière de traitement recouvertes ou non d'une couche de sable, dans laquelle sont plantés les macrophytes. Suite à des travaux conduits, notamment en France par le Cemagref, en parallèle sur les lits d'infiltration-percolation sur sable et les filtres plantés de roseaux (Figure II.3), la conception des systèmes a évolué. On mentionnera :

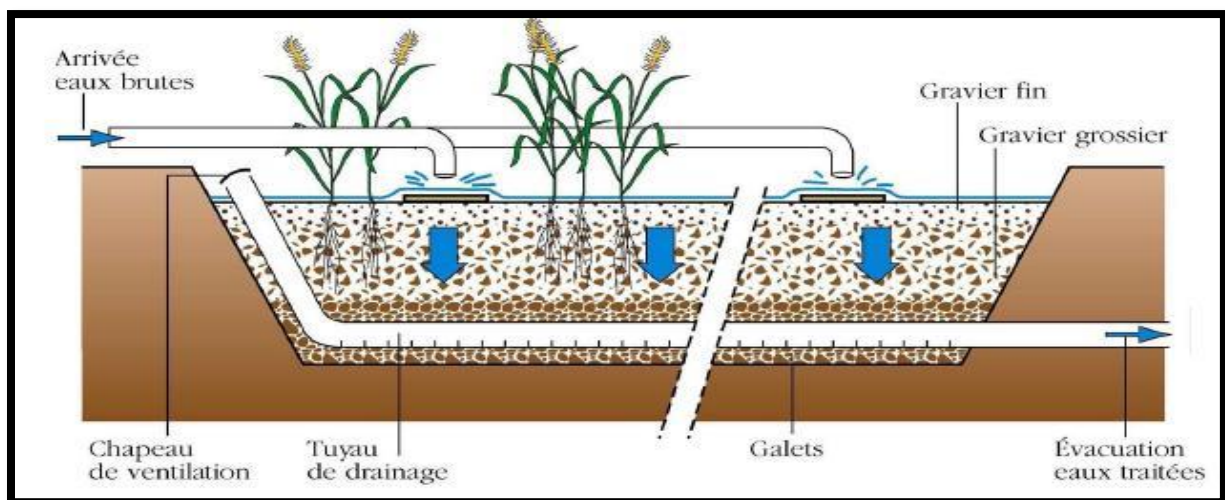
- ✚ l'alimentation par un système dit de "bâchées", c'est à dire par à-coups : après stockage temporaire le liquide est déversé rapidement sur le filtre, grâce à des pompes ou à un siphon auto-amorçant, de manière à submerger la totalité de la surface. Ce dispositif permet une infiltration homogène au travers du filtre,

- ✚ l'alimentation des filtres du 1er étage en eaux usées brutes ayant subi un simple dégrillage préalable. Les matières en suspension forment un dépôt qui aide à la bonne répartition de l'effluent sur le filtre. Ce colmatage superficiel est percé par les tiges de

roseaux, émises depuis les nœuds du rhizome. A la faveur des périodes de repos, en général 2 fois plus longues que celles de l'alimentation, il se résorbe en majeure partie durant la saison estivale. Accessoirement, du fait de sa conductivité hydraulique plus faible que le gravier qui constitue l'essentiel du matériau colonisé par la biomasse épuratoire, il permet au liquide de s'étaler davantage en surface et de solliciter ainsi un volume de matériau plus important (LIENARD ET AL, 1990 ; GUILLOTEAU ET AL, 1993A ET B ; BOUTIN ET AL, 1997).

✚ Le système étudié initialement en Allemagne par le Dr. Seidel comportait après un premier étage vertical jusqu'à quatre horizontaux dont les derniers étaient plantés de scirpes et iris. Dans la configuration modifiée par le Cemagref seule un deuxième étage a été conservé, mais également plantés de roseaux et fonctionnant selon le même principe que le premier étage.

✚ Les eaux sont collectées dans le fond du bassin par une couche drainante constituée de gros graviers disposés autour d'un réseau de tuyaux de drainage connecté à l'atmosphère par des cheminées d'aération.



**Figure II. 3 :** Schéma d'un filtre vertical (deuxième étage) en coupe transversale (MARIKA ET AL, 2009).

L'aération est assurée par trois processus qui se conjuguent à des degrés divers et présentés ici vraisemblablement en ordre décroissant, tant il est difficile de pouvoir les quantifier avec précision :

- ↳ la diffusion qui opère à la fois depuis la surface des filtres dès lors qu'ils ne sont pas recouverts par une lame d'eau et par le dispositif d'aération de la couche drainante.

Elle permet un renouvellement de la phase gazeuse des espaces intergranulaires en milieu non saturé

- ↳ la convection liée au déplacement des lames d'eau apportées à chaque bûchée qui agit, de façon très simplifiée, à la manière d'un piston poussant les gaz vers la couche drainante mais aussi aspirant de l'air via la surface dès lors que celle-ci est dénoyée,
- ↳ enfin, les apports excrétés par les racines des plantes et déjà mentionnés.

Les filtres verticaux sont donc par essence aérobies. L'oxygénation plus importante que dans les filtres horizontaux, assure, outre l'élimination des matières organiques dissoutes, une bonne nitrification. Grâce à la bonne oxygénation du filtre, les processus anaérobies y sont pratiquement absents et il n'y a donc pas de mauvaises odeurs générées.

Ils nécessitent par ailleurs impérativement l'alternance de périodes d'alimentation et de repos afin de permettre le ressuyage et la minéralisation des dépôts organiques résultant de la rétention des particules en suspension apportées par les eaux usées brutes sur les filtres du premier étage. La mise au repos régulière est aussi indispensable au sein des massifs filtrants pour permettre au biofilm de dégrader les réserves de matière organique accumulée au cours des périodes d'alimentation et d'auto-réguler sa croissance au regard de la faible disponibilité de substances nutritives au cours de ces périodes. Elle concourt à maintenir libres les interstices du matériau et éviter ainsi le colmatage. Ces filtres verticaux sont utilisées pour traiter des eaux plus concentrées que les filtres horizontaux car les matières en suspension s'accumulent en surface et ne colmatent donc pas l'intérieur du filtre. Le temps de séjour hydraulique dans ces dispositifs est de l'ordre de quelques heures.

#### **II.4. Caractéristiques de l'épuration par lits plantes :**

Les lits plantés de macrophytes peuvent assurer un traitement satisfaisant pour un investissement moyen. L'exploitation de ce type de station est nécessite peu de connaissances techniques et de moyens financiers. En effet, elle peut se résumer à une opération d'entretien de type jardinage. Les résultats épuratoires montrent généralement une très bonne transformation des matières organiques en minéraux (plus de 80 %) et une dégradation excellente des matières en suspension (plus de 90 %). La transformation des composés azotés est moyenne (40 %) et l'élimination des germes pathogènes est d'un niveau moyen. Ces résultats épuratoires dépendent de plusieurs paramètres, parmi lesquels on peut citer :

**II.4.1. L'aération du substrat :**

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

**II.4.2. La température :**

Elle influence l'épuration. Une température élevée augmente l'activité des micro-organismes dégradeurs. La solubilité de l'oxygène dans l'eau est amoindrie et sa consommation par les bactéries est accrue. Une faible température abaisse fortement l'activité de certains micro-organismes.

**II.4.3. La composition du substrat :**

Un sol fin permet un plus grand contact de l'effluent avec les micro-organismes fixés sur la surface des granulats et un temps de rétention plus important. Un sol grossier permet quant à lui une meilleure aération du substrat et permet d'éviter au maximum le colmatage des pores ou de la surface du substrat. Actuellement, dans les lits où l'écoulement se faisait en percolation, on utilise un sol à granulométrie croissante du haut vers le bas. Une nouvelle méthode consiste à superposer deux couches distinctes du même type et ainsi tirer profit de toute la granulométrie du substrat, tout en améliorant l'apport d'air par convection dans le substrat.

**II.4.4. Le type de macrophytes :**

L'efficacité des macrophytes incombe aux racines qui ont un excellent support pour les micro-organismes et qui par leur développement permettent un brassage et un certain décolmatage du substrat. C'est un point majeur de ce type de traitement par rapport à celui de l'infiltration-percolation sur sable (*POULET ET AL, 2004*).

**II.4.5. Les micro-organismes :**

Les micro-organismes ont un rôle essentiel à jouer dans tous les systèmes de traitement d'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 (*MIMECHE, 2014*)

## **II.5. Les Avantages et les inconvénients de la phyto-épuration :**

### **II.5.1. Les Avantages de la phyto-épuration :**

- Elle ne dégrade pas l'environnement principalement dut au fait qu'elle ne dégage pas de gaz à effet de serre. Ainsi elle est constituée de matériaux naturels.
- L'exploitation de la station d'épuration est simple et peu contraignante que ce soit au niveau du temps qu'au niveau de sa complexité, elle demande donc peu de compétences (*PAULINE, 1995*).
- Le cout de la station d'épuration sur lit de roseaux est peu élevé, en effet à rapporta un système d'épuration intensif, on réalise 20 à 30% d'économie sur les couts d'investissement et de 40 à 50% sur les frais de fonctionnement.
- Du fait qu'elle soit naturelle elle s'intègre totalement dans ce qui l'entoure, ne cassant ainsi pas le paysage. Par les roseaux elle maintient la perméabilité, ce qui laisse peu d'odeur remonter, ainsi il y a peu de nuisances olfactives.
- L'eau traitée par cette station d'épuration est de bonne qualité par rapport à d'autres infrastructures (*YVAN, 2002*).
- Elle possède une excellente élimination de la pollution microbiologique. Contribue au développement et à la diversification de la flore locale, ainsi qu'à la protection de la faune et de la biodiversité (*YVAN, 2002*).
- Le traitement est 100% naturel, sans produit chimiques.
- La tolérance aux variations de charges et de débits est très importante.
- Entretien très simple (un fauchage par an, et un nettoyage du compost en surface tous les dix ans).
- Aspect paysager, vivant, esthétique, qui responsabilise chaque famille vis-à-vis de ses rejets.
- Pas d'électricité si le terrain est en pente.
- Durabilité : l'action mécanique du vent sur les plantes fait bouger les racines ce qui évite le colmatage.
- Eau de sortie utilisable pour l'arrosage du jardin.
- Emprise au sol raisonnable en milieu rural ou périurbain (2 à 3 m<sup>2</sup>/personne).

- Investissement modéré (comparable à une fosse septique).
- Contrairement au lagunage, cette installation peut intégrer le tissu urbain (*CORS, 2007*).
- la tolérance aux variations de charges et de débits est très importante (*YVAN, 2002*).

### II.5.2. Les inconvénients de la phyto-épuration :

- Elle ne s'adapte qu'aux petites collectivités de moins de 2000 équivalent-habitants, plus il y a d'habitants plus il y a besoin d'une grande surface, en effet il faut entre 2 et 4.5 m<sup>2</sup> par habitants.
- Il faut également une pente naturelle suffisante, c'est dire au moins 4m entre l'entrée et la sortie de la station pour que l'eau puisse couler.
- De plus même si l'eau a été nettoyée elle n'est pas potable on peut seulement la rejeter dans la nature (*ANNE, 2001*).
- Variation saisonnière de la qualité de l'eau en sortie.
- En cas de mauvais fonctionnement, risque d'odeurs.
- Etage de traitement primaire impératif à l'amont.
- Emprise au sol importante.
- Elle demande beaucoup d'entretien.
- Il n'est pas possible de l'installer dans les zones déjà trop polluées.

### II.6. Les macrophytes les plus utilisées :

Le terme macrophytes désigne l'ensemble des plantes aquatiques visibles à l'œil nu, telles que les roseaux. De tels végétaux permettent la dégradation des composés polluants présents dans leur milieu, caractéristique utilisée depuis les années 80 dans des stations d'épuration particulières, dites à macrophytes ou à filtres plantés de roseaux. Les filtres plantés interviennent dans plusieurs dispositifs de traitement des effluents Ils contribuent à éliminer les matières organiques et impuretés présentes dans les eaux usées. Ils sont parfois appelés « lits de séchage plantés » (*MEDJDOUB, 2014*). Le concept « **plantes aquatiques** » couvre un vaste domaine aux frontières parfois malaisées à délimiter et variables selon les auteurs (Figure II.4).



**Figure II.4 :** Les plantes aquatiques

Il est donc préférable ici d'utiliser le terme de macrophytes qui couvre les plantes aquatiques supérieures visibles à l'œil nu en opposition aux microphytes qui comprennent les algues microscopiques (phytoplancton) (*DEMIERRE ET AL, 1999*).

### II.6.1. Les plantes choisies :

Dans notre étude on a choisi deux plantes aquatiques (*Typha Latifolia* & *Cyperus papyrus*) (*Figure II.5*).

#### II.6.1.1. *Typha latifolia* :

##### 1. Systématique :

La classification de *Typha latifolia*. (<https://fr.wikipedia.org/wiki/Typha> )

Règne : Végétale

**Superdivision :** Spermatophyta

**Division :** Magnoliophyta

**Classe :** Liliopsida

**Sous-classe :** Commelinidae

**Order :** Typhales

**Famille :** Typhaceae

**Genre :** Typha L.

**Espèce :** Typha latifolia L.

## 2. Description de la plante Typha latifolia :

Les Typha Latifolia poussent dans les eaux stagnantes ou à faible courant, de préférence à une profondeur entre 0 et 50 cm. Elles sont présentes jusqu'à une altitude de 1 800 m (MIMECHE, 2014).



**Figure II.5 :** Typha Latifolia (KURT, 2007).

### a) Description Hors-sol :

Massette à larges feuilles est une plante aquatique ou semi-aquatique émergente. Les plantes sont normalement de 3 à 10 pieds (1-3 mètres) de hauteur et largement clonale (KIHAL, 2014), habituellement de 8 à 15 mm de largeur, mais jusqu'à 25 mm (GRACE ET

*HARRISON, 1986*). À feuilles larges tiges de quenouilles sont robustes, de forme cylindrique, et non ramifiés. Longueur de la tige de floraison est généralement égale ou légèrement supérieure à la longueur des feuilles (Figure II.6). Les feuilles sont épaisses, linéaire, plat, et de mesurer de 6 à 29 mm de large. Floraison 6-7.



**Figure II.6 :** Typha Latifolia Hors-sol

**b) Description souterraine :**

Floras de toute la plage de larges quenouilles de décrire ses rhizomes aussi dur, gros (Figure II.7) est étendu. Rhizomes poussent à l'horizontale juste en dessous de la surface du sol. Dans une étude, les rhizomes latéraux auraient été jusqu'à 28 pouces (70 cm) de long, avec un diamètre de 0,2 à 1,2 pouces (0,5-3 cm). Peu profondes racines fibreuses sont fixées sur les rhizomes (*KIHAL, 2014*).



**Figure II.7 :** Les racines de Typha Latifolia souterraine

### **3. Différentes utilisations De typha Latifolia :**

Nous devons reconnaître que chaque portion de Typha a sa propre signification et utilité.

- Nourriture pour les humains : Pour commencer, le pollen de Typha est comestible : il est utilisé pour produire un type de pain en de nombreux endroits. Nous créons également une belle farine à partir des racines qui a les mêmes qualités que les farines de céréales. Nous consommons également les jeunes pousses dans des salades ou comme un plat d'accompagnement, et nous les trouvons pour être savoureux et sain.
- Ensuite, le Typha a une autre utilité, et qui est la plus courante, c'est la phytoépuration. Cette plante a une grande contribution en matière de filtration des eaux usées, ou des eaux stagnantes ; ainsi que dans la filtration des piscines écologiques. La plante dégage des bactéries qui travaillent à la décomposition des matières qui sont nuisibles, qui sont à éliminer, dans l'eau à purifier. La photosynthèse ainsi obtenue augmente et stabilise la teneur en oxygène de l'eau.
- Ainsi, le Typha est même cultivé dans des jardins domestiques, où des bacs d'épuration ou des plans de phytoépuration sont installés. C'est déjà très répandu : des particuliers qui purifient eux-mêmes leurs eaux usées dans leurs jardins. Des mordus du jardinage qui créent et installent dans une partie de leurs jardins de petites stations d'épuration semblables aux grandes stations communales.
- Mais ce n'est pas tout, le Typha possède aussi son côté esthétique, son feuillage caduque a un aspect ornemental. Et même séchés, ses fleurs ou ses épis, sont très décoratifs et agréables à voir. Sans oublier que la plante contribue grandement à la préservation de la biodiversité, puisqu'elle permet de créer, ou de recréer de véritables abris à pleins d'espèces de la faune et de la flore. Les rats masqués font, par exemple, partie des espèces qui dépendent de l'existence de plantes comme les massettes, pour bien subsister.
- Les tiges séchées servent à fabriquer de jolis bouquets secs, avec d'autres fleurs. Ces tiges séchées sont communément utilisées en vannerie : elles peuvent être torsadées comme tous les autres types de pailles, après avoir été séchées et humidifiées.
- Une fois extraits de son épi, les poils des massettes peuvent être utilisés pour allumer un feu, puisqu'il s'agit de poils extrêmement inflammables.
- Leur seul point négatif, aux massettes, c'est qu'elles sont très envahissantes, mais sinon, ce sont des plantes vraiment utiles et fortement appréciées. Elles font partie des

espèces botaniques qui passionnent et les botanistes et le public, à cause de tous ses points forts.

Les jardiniers paysagistes de la coopérative peuvent vous conseiller si vous souhaitez mettre en place des bassins ou piscines naturelles ! Ils sauront vous aider à choisir les plantes qui correspondent le mieux au filtrage de l'eau.

(<https://jardiniers-professionnels.fr/typha-latifolia/>).

### **II.6.1.2. Cyperus papyrus :**

#### **1) Systématique :**

Classification de *Cyperus papyrus* : ([https://fr.wikipedia.org/wiki/Cyperus\\_papyrus](https://fr.wikipedia.org/wiki/Cyperus_papyrus))

**Règne :** *Plantae*

**Sous-règne :** *Tracheophyta*

**Division :** *Angiosperme*

**Classe :** *Monocotylédone*

**Sous-classe :** *Commelinidae*

**Ordre :** *Cyperales*

**Famille :** *Cyperaceae*

**Genre :** *Cyperus*

**Espèce :** *Cyperus papyrus*

#### **2) Description de la plante *Cyperus papyrus* :**

Le papyrus est une grande plante herbacée principalement héliophyte qui forme de larges touffes ou des massifs denses. Elle mesure trois mètres de haut en moyenne et peut atteindre jusqu'à cinq mètres. La section des tiges est de forme triangulaire. Ces longues tiges portent au sommet une très grande ombelle, légère et plumeuse, formée de nombreuses bractées longues et fines, cylindriques, qui constituent un feuillage. Ces bractées portent des inflorescences en épillets qui virent au brun lorsqu'elles viennent en graines.

C'est une plante à croissance rapide, très productive grâce à une photosynthèse à fixation du carbone en C4. Elle a deux principaux modes de multiplication. La multiplication végétative notamment est très vigoureuse, grâce à de longs rhizomes souterrains qui font émerger de nouvelles tiges à intervalles réguliers et de manière continue (*JONES ET AL, 2016*). Pour

la reproduction sexuée, la pollinisation se fait par le vent tandis que les graines sont emportées par l'eau et par le vent. *Cyperus papyrus* (Figure II.8) atteint de 1m à plus de 2m selon les conditions de culture. Les tiges sont érigées, triangulaires et d'une couleur vert olive. Chaque filament est enserré dans une tunique brune et port une petite fleur à son sommet (**BADI, 2013**)



**Figure II.8 :** *Cyperus papyrus*

### 3) L'environnement et diffusion des plantes :

Le papyrus pousse sur des terrains gorgés d'eau et riches en nutriments, avec un ensoleillement important toute l'année. Le pied est souvent immergé. Il commence généralement à s'installer sur une berge ou un terrain inondable à peine exondé, puis s'étend rapidement. Il peut former un écran épais le long des berges, où seuls des animaux massifs peuvent se frayer un chemin : éléphants, hippopotames, les autres animaux utilisant leurs traces pour passer. Les parties mortes des plantes s'accumulent sur l'eau et forment des radeaux flottants sur lesquels le papyrus peut s'étendre en formant des massifs flottants. De nombreuses touffes flottantes de papyrus peuvent alors se détacher et voyager au gré des courants sur les lacs et les fleuves, leur permettant de coloniser d'autres lieux.

Elles continuent de croître et peuvent alors constituer de vastes îles flottantes qui dérivent avec le vent ou le courant, au point de pouvoir obstruer les cours d'eau, même de grande dimension comme le Nil Blanc. Cela a parfois pour effet de provoquer une montée des eaux, ce qui étend les marais favorables à l'expansion du papyrus. Par les grandes surfaces de



marais qu'il peut couvrir, le papyrus est la base d'un écosystème particulièrement riche et constitutif des zones humides africaines.

Cette plante est la plus difficile à cultiver car elle réclame plus de chaleur humide que les autres espèces. En climat doux, la plante peut se révéler si vigoureuse qu'il faut contrôler sa croissance. En hiver, son feuillage devient désordonné, et il faut le couper à ras, On bonne repousse, 'Versicolore ' est un cultivar panaché apprécié dont les feuilles s'ornent de bandes crémé (**BADI, 2013**). Le papyrus est une plante originaire de zones marécageuses, d'où son besoin constant en eau. De préférence **au printemps**. Vous pouvez choisir un [terreau](#) spécial plante aquatique.

- La plante doit baigner dans l'eau de manière continue.
- Elle s'adapte donc parfaitement aux bassins et berges.
- En pot, posez-là sur un récipient toujours rempli d'eau.

[/https://www.jardiner-malin.fr/fiche/papyrus-cyperus.html](https://www.jardiner-malin.fr/fiche/papyrus-cyperus.html)

#### **4) Différentes utilisations de *Cyperus papyrus* :**

Également appelé Souchet à papier, le **papyrus cyperus** est avant tout connu pour son utilisation dans l'Égypte ancienne en tant que support d'écriture. Aujourd'hui, il est utilisé comme plante d'ornement en raison de la beauté et de la légèreté de son feuillage. Appartenant à la famille des Cypéracées, le papyrus est une plante vivace aux tiges fines. Lorsqu'elles se rassemblent, elles forment une couronne de feuilles en forme de parapluie.

Le papyrus est donc une plante ombrelle qui mettra en valeur votre jardin ou égayera votre intérieur. En effet, il peut être planté directement dans le jardin ou destiné à une culture d'intérieur si le climat est trop frais (<https://www.quandarosermaplante.com/plantes-interieur/autres-plantes-vertes/papyrus/>). Longtemps utilisé pour la fabrication du papier, c'est de là que cette forme de papier ancien tire son nom (<https://www.jardiner-malin.fr/fiche/papyrus-cyperus.html>). Il permet la fabrication d'une sorte de papier à partir de la moelle de ses tiges trigones découpées en fines lamelles en suite juxtaposées et comprimées (**BOULLARD, 1997**).

**II.7.Conclusion :**

L'épuration des eaux usées est un processus très important pour la vie quotidienne des habitants des villes et du monde rural. On effectue l'épuration des eaux usées non seulement pour protéger l'environnement, la santé de la population et éviter les maladies contagieuses. Cette étude bibliographique révèle la simplicité et l'efficacité des procédés naturels par filtres plantés par rapport à la complexité d'une station d'épuration classique qui fractionne les opérations de traitement de l'eau et coute très cher.

Le concept de filtres plantés de macrophytes possède réellement de nombreux avantages. Il s'agit d'une technologie fiable, simple d'exploitation, facilitant grandement la gestion des boues d'épuration et qui, de surcroît, est bien acceptée par les habitants en raison de sa bonne aptitude à l'intégration paysagère. Ainsi, elle s'avère fortement recommandée pour les petites collectivités et les pays à faibles ressources financières.

# *Partie expérimentale*

***Chapitre I :***  
***Méthodes et matériels***

## I.1. Introduction :

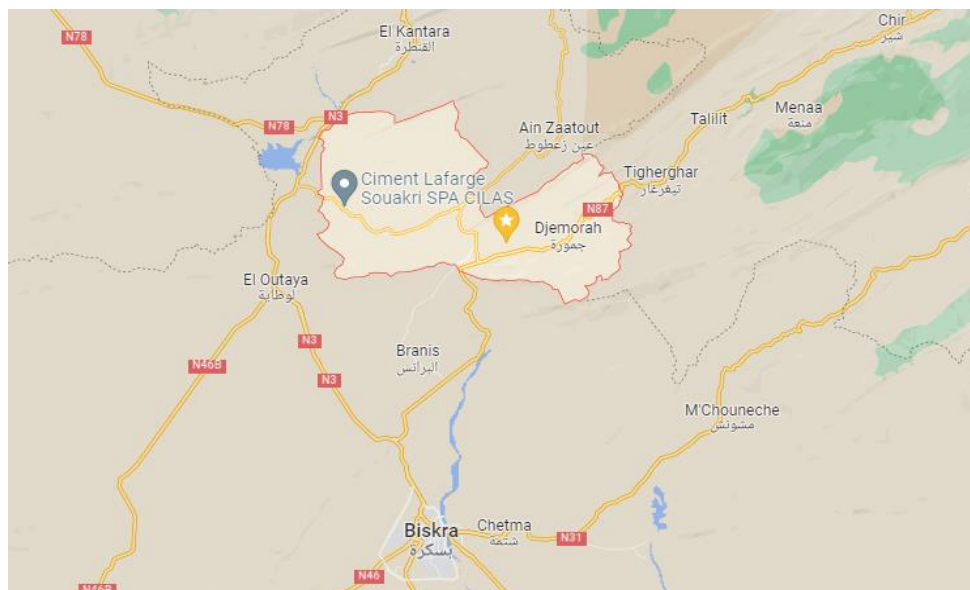
Les eaux à travers un lit de gravier planté avec des espèces dont les racines se nourrissent des éléments nutritifs de l'eau. C'est un système qui permet non seulement de traiter les eaux usées sans produits chimiques ni énergie mais aussi d'irriguer des plantes utiles avec ces eaux épurées. Les potentialités épuratoires des plantes aquatiques et plus particulièrement du (*Typha Latifolia* et du *Cyperus Papyrus*) ont été mises en évidence par plusieurs chercheurs pour traiter des effluents domestiques et industriels contenant des substances organiques et inorganiques.

Le but de ce chapitre est de montrer le protocole expérimental installé afin de tester le pouvoir épurateur de ces deux plantes à épurer les eaux usées. Pour cela, il a été procédé à l'analyse de quelques paramètres physico-chimiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie des filtres plantés.

## I.2. Point de prélèvement des eaux usées brutes :

Les eaux usées utilisées pour cette étude sont d'origine domestique de la région de Biskra.

1. Les eaux usées domestiques ont été prélevées du rejet domestique de la commune de **Djamourah** du nord-est de la wilaya de Biskra à 38km de loin (Figure I.1), elle s'étend sur une surface de 280.50km<sup>2</sup>.



**Figure I.1:** Situation géographique de la commune urbaine de Djamourah  
(*Google earth*)

Le rejet collectif, de la commune de Djamourah est notre point de prélèvement des eaux usées pour les tests expérimentaux. Ce site se caractérise par la présence de conduites dont le diamètre est de 500 mm, il collecte les rejets domestiques de toute la zone de la ville de Djamourah (Figure I.2). Les caractéristiques physico- chimique des eaux usées testées ont été déterminé dans les laboratoires (de recherche LARGHYD et de Département d'Hydraulique) les résultats sont reporté dans le tableau (Tableau I.1).

Les résultats d'analyse des eaux usées, sont principalement. Le pH est d'environ 8. La conductivité électrique est importante qui est du spécialement à la minéralisation des eaux consommés. Les nutriments sont aussi importants. On peut donc conclure que ces eaux nécessitent un traitement rigoureux avant qu'elle soit rejetée dans la nature.

**Tableau I.1** : Caractéristiques physico-chimiques des eaux usées de la commune de Djamourah

Paramètres	Eaux brute
pH	7.45
T (° C)	21
Conductivité (ms/cm)	4.59
Nitrates (mg/l)	2.697
Ammonium (mg/l)	3.358



**Figure I.2** : Le rejet des eaux usées de la commune de Djamourah.

### I.3. Préparation des filtres plantés :

Les essais expérimentaux ont été effectués dans l'aire expérimentale du département d'hydraulique de l'université de Biskra, aménagée spécialement pour les essais de la phytoépuration (Figure I.3). L'expérience a été menée durant deux mois (Février-Mars) avec un mois de préadaptation des plantes dans le substrat.



Figure I.3 : Le dispositif expérimental des filtres plantés

#### I.3.1. Préparation des filtres :

##### a) Le matériel utilisé :

Pour bien accomplir l'analyse expérimentale des *Typha Latifolia* et *Cyperus papyrus*, nous avons utilisé le matériel suivant (Figures I.4 et I.5):

##### ❖ Bassines :

Nous avons utilisé 6 bassines identiques de forme ronde en plastique, d'une hauteur de 30 cm, l'ouverture supérieure est de 45 cm et la base inférieure de 35 cm de diamètre, et chacune a une capacité de 10.5 litres.

##### ❖ Robinets :

Ce sont des robinets en plastique à 4 cm du fond des bassines pour l'évacuation de l'eau épurée.

❖ **Substrat :**

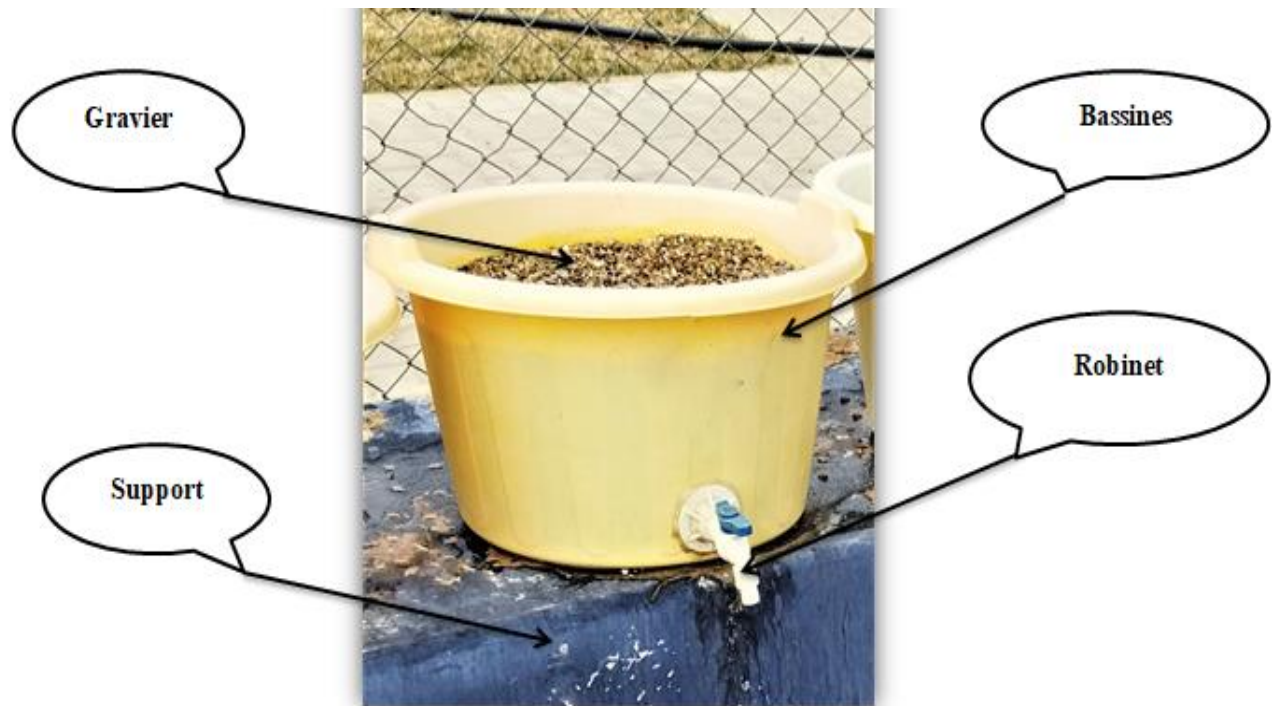
On a utilisé un gravier de différentes tailles (4 tailles), et on les a mis dans les bassines (après tamisage et lavage) en couches décroissantes de bas en haut. Le substrat consiste à une superposition verticale de quatre couches différentes en dimensions des particules de gravier qui a été préalablement tamisé et lavé. Le (tableau I.2) et la (Figure I.4) ci-dessous présentent les caractéristiques du substrat.

**Tableau I.2 :** Les caractéristiques du substrat

<b>Substrat</b>	<b>Taille</b>	<b>Epaisseur</b>
Galet	2 à 5 cm	4 cm
Gravier grossier	0.7 à 2 cm	6 cm
Gravier moyen	0.5 à 0.7 cm	6 cm
Gravier fin	0.2 à 0.5 cm	6 cm

*Couche 4 : Gravier fin**Couche 3 : Gravier moyen**Couche 2 : Gravier grossier**Couche 1 : Galets***Figure I.4 :** Les différentes couches du substrat





**Figure I.5 :** Un filtre de phytoépuration

**b) Le remplissage des bassines:**

Dans cette étape on a procédé comme suit :

- ✓ Fixation d'un robinet à une hauteur de 4 cm du fond de chaque bassine, permettant de prélever les eaux usées après une durée d'incubation dans chaque bassine (le robinet été emballé du côté intérieur par un filtre pour éviter l'introduction du gravier) ;
- ✓ Remplissage des deux premières couches : galet et gravier grossier ;
- ✓ Implantation de plantes ;
- ✓ Enfin, le remplissage est achevé par l'ajout des deux dernières couches ; le gravier moyen et le gravier fin.
- ✓ Remplissage du filtre planté avec l'eau de robinet pendant 10 à 20 jours pour assurer l'adaptation des plantes.

**c) Présentation d'un filtre planté :**

Les espèces de plantes *Cyperus papyrus* et *typha Latifolia* ont été extraites à partir de leurs lieux initiaux à un stade moyen de leurs croissances pendant le mois de janvier, Ensuite, laissez les plantes dans l'eau pendant 25 jours (Figure I.6) jusqu'au développement remarquable des racines, puis implanter dans les filtres.



**Figure I.6 :** Préparation des plantes (station du département d'hydraulique).

Les plantes ont été implantées dans six bacs en plastique, deux bacs sont plantés de jeunes tiges de *Typha Latifolia*, et les deux autres sont plantés de jeunes tiges de *Cyperus papyrus* et les deux autres est nu et pris comme témoin. Nous avons varié la densité des plantes de *typha Latifolia* (d1= 17 plantes et d2= 22 plantes) et *Cyperus papyrus* (d1= 20 plantes et d2= 24 plantes), pour chaque type de plante testée.

### I.3.2. Le matériel végétal :

Plusieurs plantes ont été utilisées dans le processus de la phytoépuration, dont les espèces épuratrices sont choisies selon les conditions suivantes :

- ✓ Supportant les conditions climatiques existantes et les conditions hydriques en excès.
- ✓ Se développant en bordures des cours d'eau.
- ✓ Elles sont tolérantes aux apports en polluants.
- ✓ Introduisant des nouvelles espèces pour évaluer leurs pouvoirs épuratrice.

Pour notre étude on a choisi les deux espèces suivantes :

#### ✚ *Typha Latifolia* :

**Nom commun :** Massettes, Plante quenouille

**Famille :** Typhaceae.

**Espèce :** Typha Latifolia L. (Figure I.7)

**Date de prélèvement hors sol :** 06/01/2022.

**La date de l'implantation dans les bassines :** 02/02/2022.

**Origine :** Oued ABDI de Djamourah.



**Figure I.7:** Typha Latifolia.

**✚ Cyperus papyrus :**

**Nom commun :** Papyrus.

**Famille :** Cyperaceae

**Espèce :** Cyperus papyrus (Figure I.8)

**Date de prélèvement hors sol :** 16/01/2022.

**La date de l'implantation dans les bassines :** 02/02/2022.

**Origine :** Sidi Khaled.



Figure I.8 : *Cyperus papyrus*.

#### **I.4. Descriptions des étapes de l'épuration des eaux usées par les filtres plantés :**

##### **I.4.1. Lavage :**

- ✓ Lavage du substrat de tous les déchets de l'eau de robinet plusieurs fois.
- ✓ Laver ces plantes *Cyperus Papyrus* et *Typha Latifolia* dans l'eau pour se débarrasser des substances échouées et de la boue avec des racines et ont été conservés dans des bassins en plastique avec de l'eau pendant sont de 20 ou 25 jours pour une nouvelle ruée (racines néonatales).

##### **I.4.2. Remplissage :**

- ✓ Remplissage des bassines par le substrat.
- ✓ Remplissage des plants dans les filtres (filtres plantes).

##### **I.4.3. Irrigation :**

- ✓ Irrigation des filtres plantes avec l'eau potable pendant 15 à 20 jour Jusqu'à ce que les plantes s'adaptent progressivement et que de nouvelles racines émergent (Figure I.9).



**Figure I.9:** Nouvelles racines de Typha Latifolia et Cyperus Papyrus.

- ✓ La date du premier remplissage des filtres plantés et du filtre nu avec l'eau usée est le : 17 /03/ 2022.



**Figure I.10 :** Irrigation des filtres avec l'eau usée.

- ✓ Le temps de séjour étant de 6 jours, le 1<sup>ère</sup> prélèvement et dosage de paramètre a été donc le : 23 /03/2022 (Figure I.10)
- ✓ Le temps de séjour étant de 11 jours, le 2<sup>ème</sup> prélèvement et dosage de paramètre a été donc le : 28 /03/2022
- ✓ La date du deuxième remplissage des bassines est le : 28 /03/ 2022
- ✓ Le temps de séjour étant de 3 jours, le 2<sup>ème</sup> prélèvement et dosage de paramètre a été donc le : 30 /03/2022



Figure I.11: Quelques échantillons prélevés

## 1.5. Méthodes de dosage de l'ammonium et des nitrates :

### 1.5.1. Dosage de l'ammonium :

#### 1.5.1.1. Méthode spectrométrique ISO 7150/1-1984(F) :

##### a) Principe:

Mesurage spectrométrique du composé vert formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylates et hypochlorite en présence de nitrosopentacyanoferrate (III) de sodium.

##### b) Réactifs:

###### 1/dichlorisocyanurate de sodium:

Prendre 3.2g d'hydroxyde de sodium NaOH dans 50ml d'eau distillait +0.2d'acide dichlorisocyanurique. Dissoudre dans 100ml d'eau distillait (conserver dans récipient en verre brun).

###### 2/réactif coloré :

Peser 13g de salicylate de sodium +13g de tri citrate de sodium +0.097g de nitrosopentacyanoferrate (III) de sodium à dissoudre dans 100ml d'eau distillait (conserver dans récipient en verre brun) cette réactif est stable pendons deux semaines.

**3/solution mère 0.1g/l d'ions  $\text{NH}_4^+$  :**

Dissoudre 0.297g de chlore d'ammonium  $\text{NH}_4\text{Cl}$  dans 1000ml d'eau distillait

**4/solution fille 0.001g/l d'ions  $\text{NH}_4^+$  :**

Diluer la solution mère 0.1g/l d'ions  $\text{NH}_4$  au 1/100ml préparer cette solution au moment de l'emploi.



**Figure I.12:** Préparation des solutions de l'ammonium.

**c) Appareillage:**

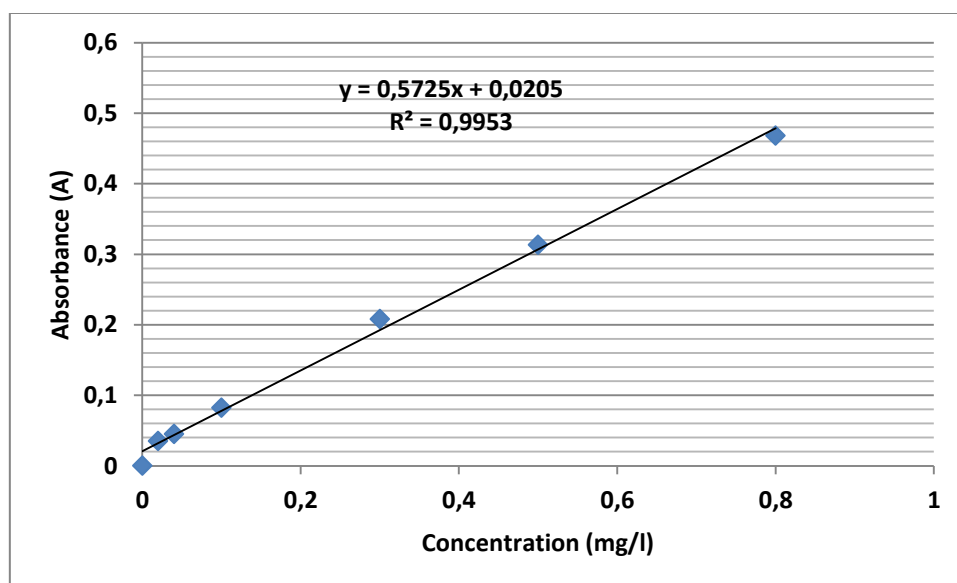
**Figure I.13 :** Spectrophotomètre UV-VISIBLE.

**d) Dosage de l'ammonium :**

L'étalonnage est répété avant chaque série d'essais. Nous présentons sur le (Tableau I.3) et la (Figure I.14) un exemple d'étalonnage.

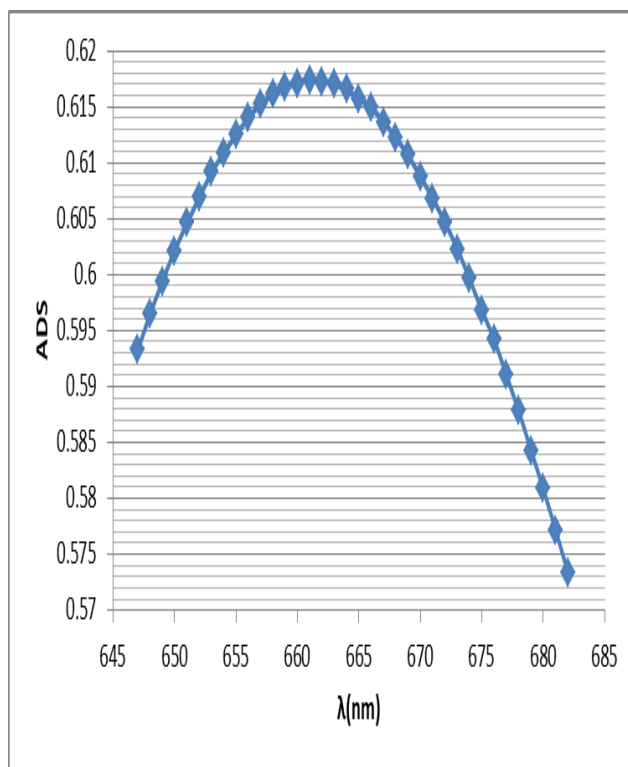
**Tableau I.3 :** Etablissement de la courbe d'étalonnage d'ammonium.

Concentration (mg/l)	Absorbance (A)
0,02	0,035
0,04	0,045
0,1	0,082
0,3	0,208
0,5	0,313
0,8	0,468

**Figure I.14 :** Courbe d'étalonnage de l'ammonium

Nous avons effectué les lectures spectrophotométriques à la longueur d'onde de 659 nm à l'aide d'un Spectrophotomètre UV-visible.

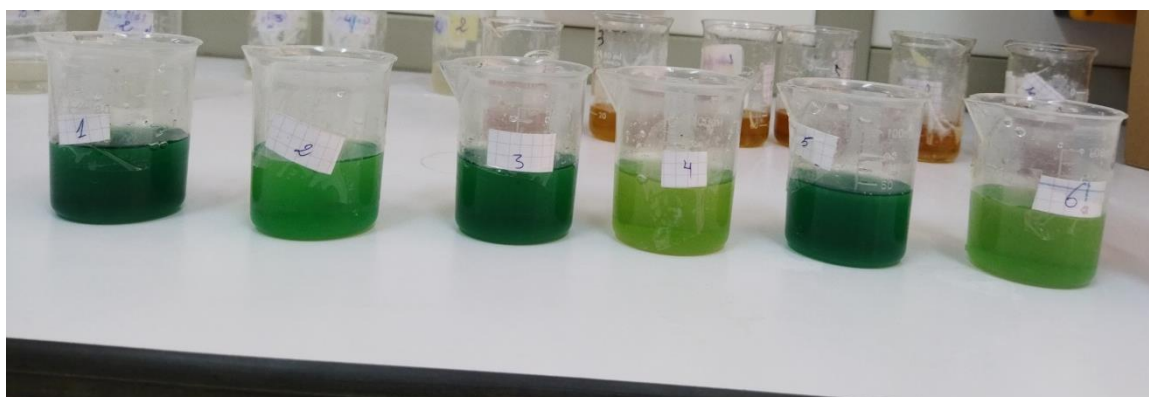




**Figure I.15 :** Le spectre de l'ammonium à  $\lambda = 659$  nm

**e) Mode opératoire:**

Dans une fiole prendre 40ml d'eau à analyser ajouter 4ml du réactif I +4ml du réactif coloré II et compléter jusqu'à 50ml d'eau distillait et attendre 1h30min (Figure I.15). Effectuer la lecture à 659 nm. L'apparition de la coloration verdâtre indique la présence de  $\text{NH}_4^+$ .



**Figure I.16 :** La gamme de l'ammonium.

**I.5.2. Dosage de nitrates :****I.5.2.1. Méthode au salicylate de sodium :****a) Principe:**

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du prinitrosoylate de sodium coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique

**b) Réactifs :****1/salicylate de sodium 0.5% :**

Dissoudre 0.5g de salicylate de sodium dans 100ml d'eau distillait (renouvelée toutes les 24h)

**2/ hydroxyde de sodium 30% :**

Dissoudre 30g d'hydroxyde de sodium dans 100 ml d'eau distillait 3/acide sulfurique pur 98%

**3/Tartrates double de sodium et de potassium:**

Dissoudre 400g de hydroxyde de sodium +60g de tartrate de sodium et de potassium dans 1000ml d'eau distillait (laisser refroidir avant de compléter à 1000ml, on peut conserver cette solution dans un flacon de polyéthylène).

**4/acide sulfurique pur 98%****5/solution mère 1g/l d'ions  $\text{NO}_3^-$ :**

Dissoudre 0.722g de nitrates de potassium anhydre dans 1000ml d'eau distilles 1ml de chloroforme (Figure I.16).

**6/solution fille 5mg/l d'ions  $\text{NO}_3^-$ :**

Diluer la solution mère 1g/l d'ions  $\text{NO}_2$  au 0.5/100ml préparer cette solution au moment de l'emploi.



Figure I.17 : Préparation des solutions des nitrates

d) Dosage des nitrates :

Le dosage de Nitrates est fait à l'aide de Spectrophotomètre UV-visible. La lecture est effectuée à la longueur d'onde  $\lambda$ .

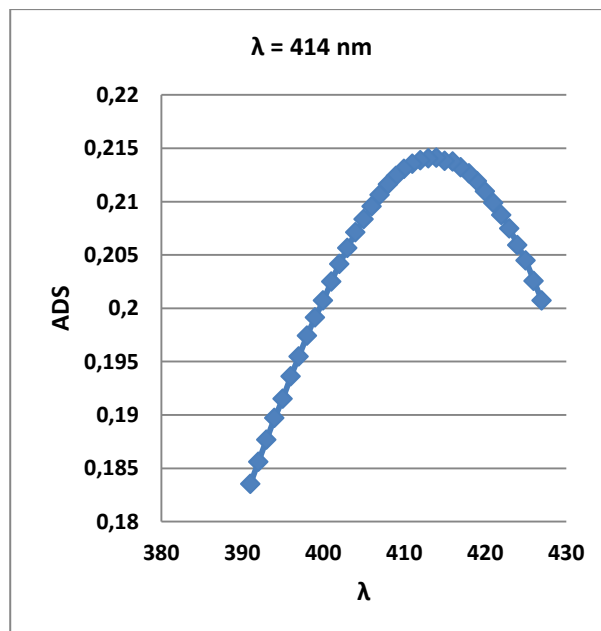


Figure I.18 : Le spectre des nitrates.

Tableau I.4 : Etablissement de la courbe t'étalonnage des Nitrates

Concentration (mg/l)	Absorbance ( A )
0,5	0,069
1	0,088
1,5	0,136
2,5	0,182
4	0,289
5	0,352

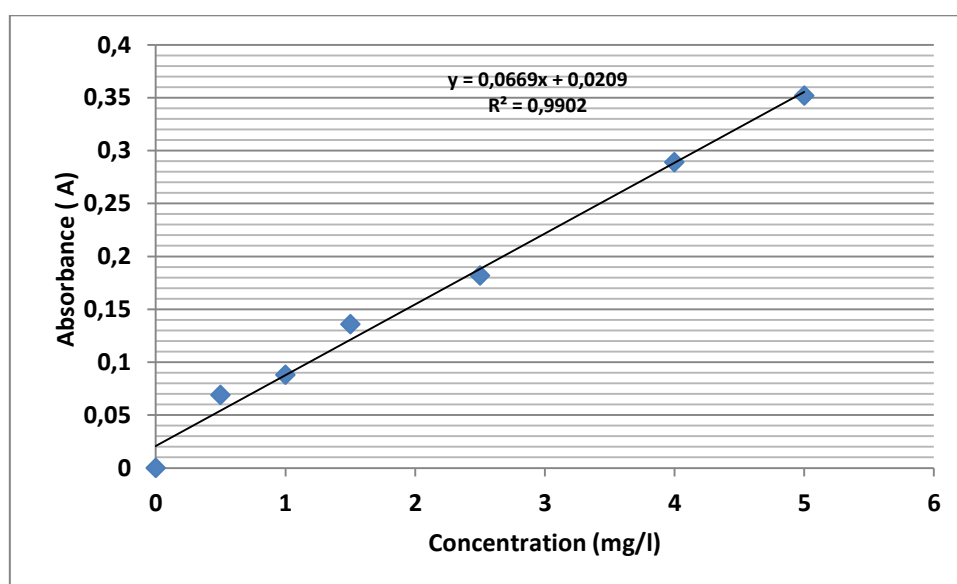


Figure I.19 : Courbe t'étalonnage des Nitrates.

## f) Mode opératoire:

Dans une capsule de 60ml prendre 10ml d'eau à analyser ajouté:

- ↪ 2à3 gouttes de NaOH 30%
- ↪ 1ml de salicylate de sodium

Evaporer à sec au bain marie ou à l'étuve 75-80C° (Ne pas surcharger ni surchauffer) laisser refroidir.



**Figure I.20 :** Evaporer à sec au bain marie

Reprendre le résidu avec 2ml  $H_2SO_4$  pur laissé reposer 10min et ajouter : 15ml d'eau distillait 15ml de tartrate double de sodium et de potassium puis passer au spectromètre au 414nm. L'apparition de la coloration jaune indique la présence de  $NO_3^-$ .



**Figure I.21 :** La gamme des Nitrates

## I.6. Conclusion :

Dans ce chapitre nous avons essayé de présenter le matériel et les méthodes utilisés afin d'évaluer le pouvoir épurateur des filtres plantés de papyrus et de Typha. Nous avons opté pour l'analyse au laboratoire, à fin de déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie des filtres plantés et dans le filtre non planté. Les paramètres testés sont : (pH, conductivité électrique, Température, Nitrate, et ammonium).

## ***Chapitre II :***

***L'efficacité des filtres plantés de Typha  
et de Papyrus dans l'élimination de  
l'ammonium et des nitrates présents  
dans les eaux usées***

## **II.1. Introduction :**

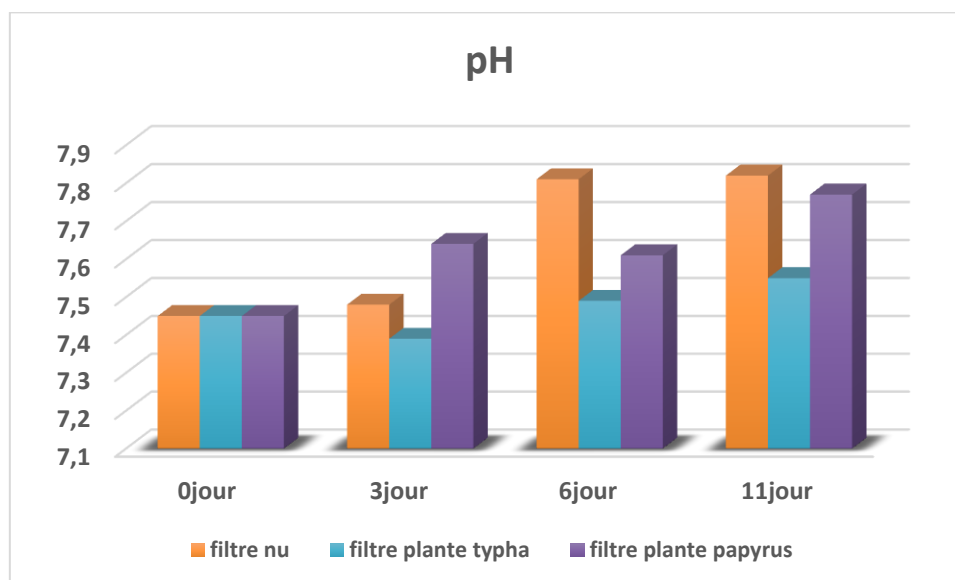
Les systèmes d'épuration des eaux par plantes aquatiques, fonctionnant comme assimilateurs biologiques en éliminant des composés tant biodégradables que non biodégradables ainsi que les nutriments, les métaux et les microorganismes pathogènes.

Ce chapitre est dans l'objectif d'étudier les possibilités de rétention de certains composés inorganiques, présents dans les eaux usées domestiques provenant du rejet de Djamourah du nord-est de la wilaya de Biskra, par deux filtres plantés à macrophytes de *Typha latifolia* et du *Papyrus*. Une comparaison est également proposée en évaluant la qualité des eaux usées à l'entrée et à la sortie des filtres après un temps de séjours variant de 3 jours à 11 jours.

## **II.2. Variation des paramètres physico-chimiques des eaux épurées durant la période d'essai :**

### **II.2.1. pH :**

La (figure II.1), montre que le pH des eaux usées brutes (EUB) à l'entrée du système d'épuration est de  $7,45 \pm 0,42$ . Alors que le pH des eaux usées épurées (EUE) à la sortie des filtres plantés augmente légèrement dont il varie entre  $7,57 \pm 0,67$  et  $7,77 \pm 0,33$  respectivement pour *Typha* et de *Papyrus* pour un temps de séjour de 6 jours et de 11 jours. Ainsi nous constatons une augmentation du pH pour le système non planté.



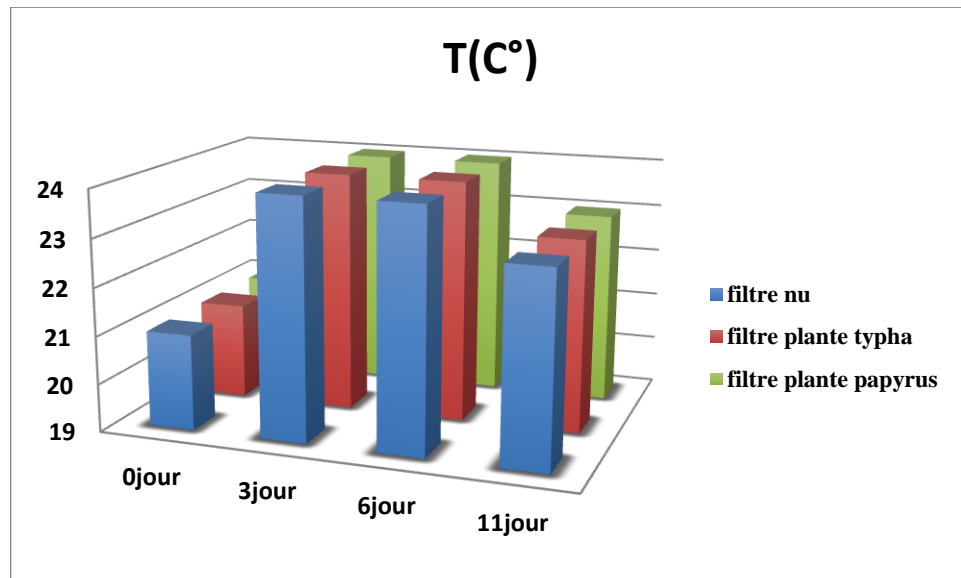
**Figure II.1 :** Variation du pH à l'entrée et à la sortie des filtres plantés et du filtre non planté.

Les études de (*BEN AMEUR, 2010 ; SEGHAIRI ET GUERROUF, 2018*) ont révélés une légère diminution du pH passant de 7,2 dans les eaux usées brutes à environ 6,6 à 7 dans les eaux

usées sorties des filtre plantés de *Typha*. Contrairement à une augmentation du pH de 2 à 3 unités à la sortie d'un filtre de *Phragmites* (TIGLYENE ET AL, 2005).

### II.2.2.La température :

Des températures enregistrées à l'entrée et à la sortie des filtres plantés de *Typha* et de *Papyrus* sont mentionnées dans la (figure II.2) ci-dessous.



**Figure II.2 :** Variations de la température avant et après séjour des plantes de *Typha* et de *Papyrus* dans les eaux usées.

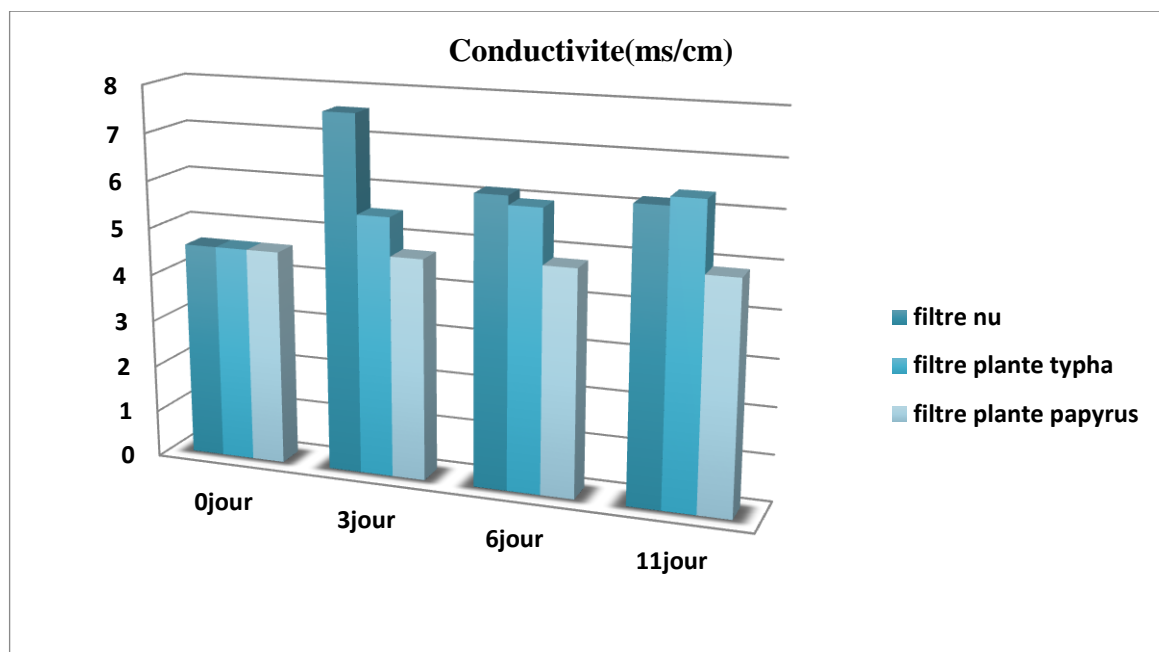
La température joue un rôle important dans la qualité de l'épuration et elle réduit le colmatage. Une basse température ralentie l'activité. Dans notre étude les températures ont connues une légère augmentation.

### II.2.3. La Conductivité électrique (CE) :

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau (RODIER ET AL, 2005). Elle dépend de la quantité des sels ionisables. Elle constitue une bonne appréciation des concentrations globales des matières en solution dans l'eau. La conductivité d'une eau naturelle est comprise entre 50 et 1500  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . L'estimation de la quantité totale de matières dissoutes peut être obtenue par la multiplication de la valeur de la conductivité par un facteur empirique dépendant de la nature des sels dissous et de la température de l'eau.



La connaissance du contenu en sels dissous est importante, dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres. Les résultats de la Conductivité des eaux usées brutes et des eaux récupérées après deux temps de séjours (3 au 11 jours) sont représentés dans la figure (II.3). Nous remarquons que la conductivité à la sortie des deux filtres plantés, présente une grande variation par rapport aux eaux brutes.



**Figure II.3 :** Evolution de la conductivité dans les eaux récupérées du filtre nu et des filtres plantés de Typha et de Papyrus

Pour les deux plantes et par rapport aux cinq temps de séjour, la conductivité des eaux récupérées par filtres plantés, atteint une moyenne supérieure à celle des eaux brutes. Cette augmentation est liée à une minéralisation excessive de la matière organique et au phénomène d'évapotranspiration qui tend à concentrer davantage l'effluent, à cause de la température élevée.

Les travaux de (*ABISSY ET AL, 1998 ; TIGLYENE ET AL, 2005*) et aussi par (*MIMECHE ET AL, 2014*) ont montré une augmentation de la conductivité des eaux usées traitées par des plantations de (Typha, Phragmites, Roseau, papyrus et tamarix). Ils ont associé cette augmentation de la conductivité au phénomène d'évapotranspiration de la végétation et aussi par le début d'adaptation et de développement des plantes.

### II.3. L'effet du temps de séjour sur l'élimination de l'ammonium et des nitrates :

#### II.3.1. Variation de l'ammonium :

La variation de la concentration résiduelle et les rendements d'élimination de l'ammonium à l'entrée et la sortie des deux filtres plantés et filtre non planté sont présentées sur les (figure II. 4 et II.5).

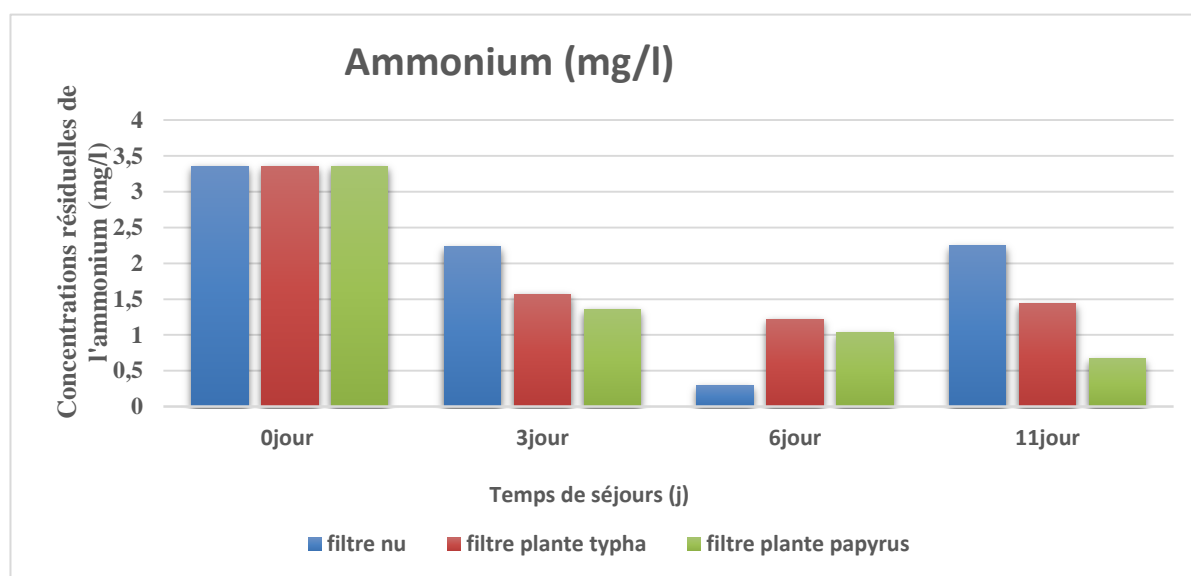


Figure II.4 : Variation de la concentration résiduelle de l'ammonium en onction du temps de séjour

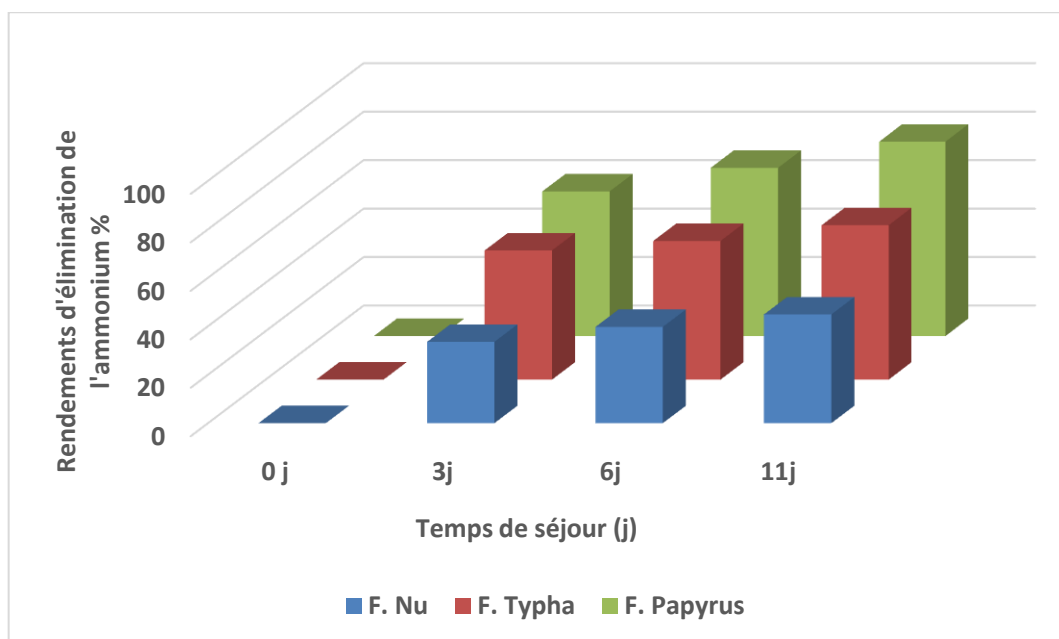


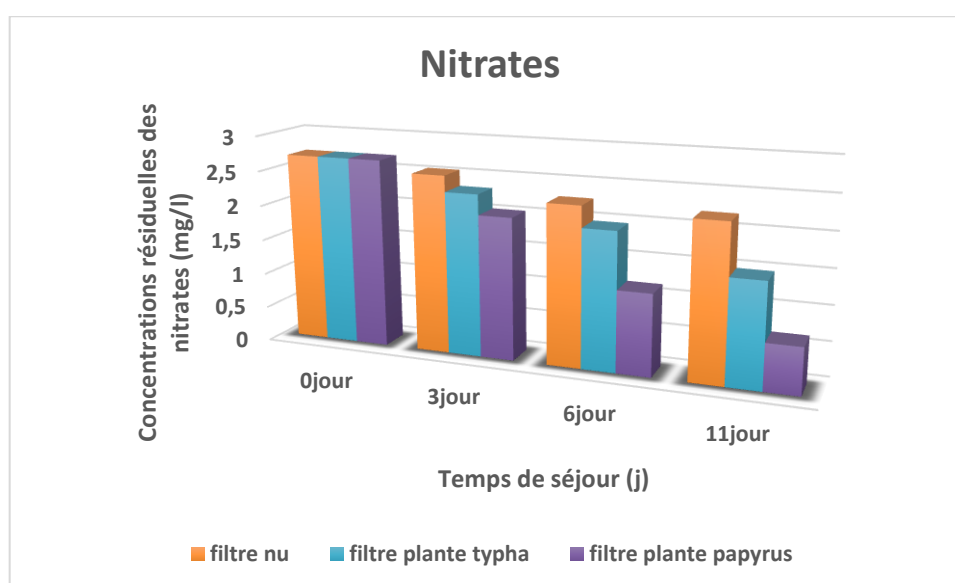
Figure II.5 : Rendements d'élimination de l'ammonium sur les filtres planté et su le filtre nu.

Les teneurs de l'ammonium enregistrées à l'entrée et à la sortie de deux filtres plantés de papyrus et de Typha après un temps de séjours de 11 jours varient respectivement de 0.666 mg/l, Papyrus et pour le Typha 1.22 mg/l. De la (figure II.5) qui représente le pourcentage d'élimination de l'ammonium à la sortie des deux filtres plantés. Nous observons une augmentation très nette des rendements d'élimination de l'azote ammoniacal de l'ordre de 63.67% pour le Typha et de 80.17% pour le filtre planté de papyrus. Alors que le filtre nu a présenté une efficacité de 44.85%.

La séquence nitrification-dénitrification est considérée comme le processus majeur d'élimination de l'azote. En conditions anaérobies, les nitrates peuvent être éliminés par dénitrification microbienne. Cela explique la diminution du taux de l'azote ammoniacal par le filtre planté de tamarix et même pour le filtre planté de papyrus. L'absorption de l'azote par la plante résulte d'une élimination temporaire d'une portion disponible de nitrate et d'ammonium. Cependant, à moins que les plantes ne soient faucardées, une portion non négligeable d'azote fixé peut retourner dans le système sous forme dissoute.

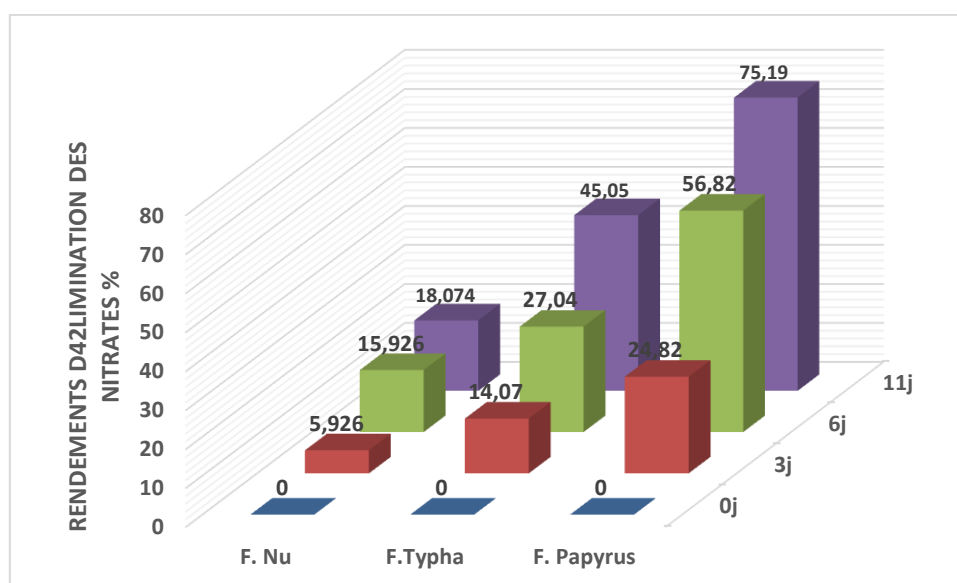
### II.3.2. Evolution des nitrates :

Nous avons noté d'après les résultats illustrés sur les figures (II.6 et II.7) que la proportion de Nitrate a diminuées progressivement pendant les trois temps de séjour. D'après les travaux de (*BRIX ,1994 ; BEN AMEUR ,2010*), les macrophytes aquatiques tels que le roseau sont dotés d'une espace d'air interne bien développé à travers les tissus de la plante qui assure le transfert de l'oxygène vers les racines et les rhizomes (Figures II.6 et II.7).



**Figure II.6 :** Effet du temps de séjour sur la variation des nitrates à la sortie des filtres testés

Ces quantités d'oxygène favorisent pratiquement la prolifération bactérienne nitrifiante au niveau de la rhizosphère. L'absorption de l'azote par les plantes résulte d'une élimination temporaire d'une portion disponible de nitrate et d'ammonium. Cependant, à moins que les plantes ne soient faucardées, une portion non négligeable d'azote fixé peut retourner dans le système sous forme dissoute. Nous observons une augmentation très nette des rendements d'élimination de nitrates de l'ordre de 45.05% pour le Typha et de 75.19% pour le filtre planté de papyrus par contre le filtre non planté l'élimination des nitrates est très faible qui est de l'ordre de 18.07%.



**Figure II.7 :** Rendements d'élimination des nitrates sur les trois filtres.

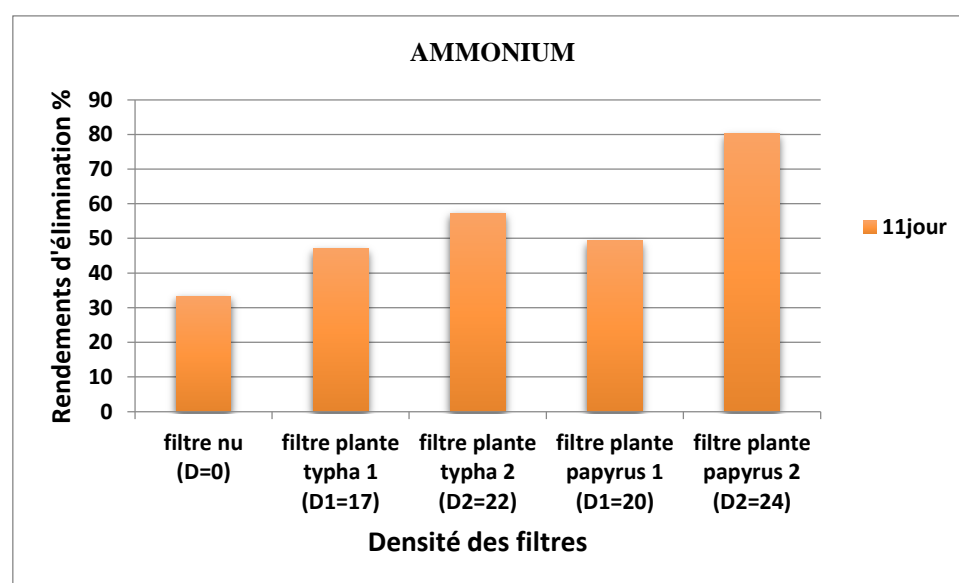
#### **II.4. Effet de la densité végétale sur la variation des paramètres physico-chimiques :**

Nous avons cherché à approfondir l'effet de la densité sur le pouvoir épurateur de la plante. Pour cela, nous avons effectué des essais avec un même remplissage en eaux usées domestiques et nous avons fait varier la densité. Dans le premier filtre nous avons planté 17 tiges ( $d_1=17/m^2$ ) de typha et le second filtre est planté de 22 tiges de typha ( $d_2=22/m^2$ ). Alors que dans le filtre planté de papyrus la densité est de 20 et 24 tiges. Le dosage de l'ammonium et de nitrates présents dans les eaux usées, à donner les résultats regroupés dans le tableau (II.1 ) et présentés sur les (figures II.8 et II.9).

**Chapitre II : L'efficacité des filtres plantés de typha et de papyrus dans l'élimination de l'ammonium et des nitrates présents dans les eaux usées**

**Tableau II.1 :** Effet de la densité végétale sur la variation des paramètres physico- chimiques

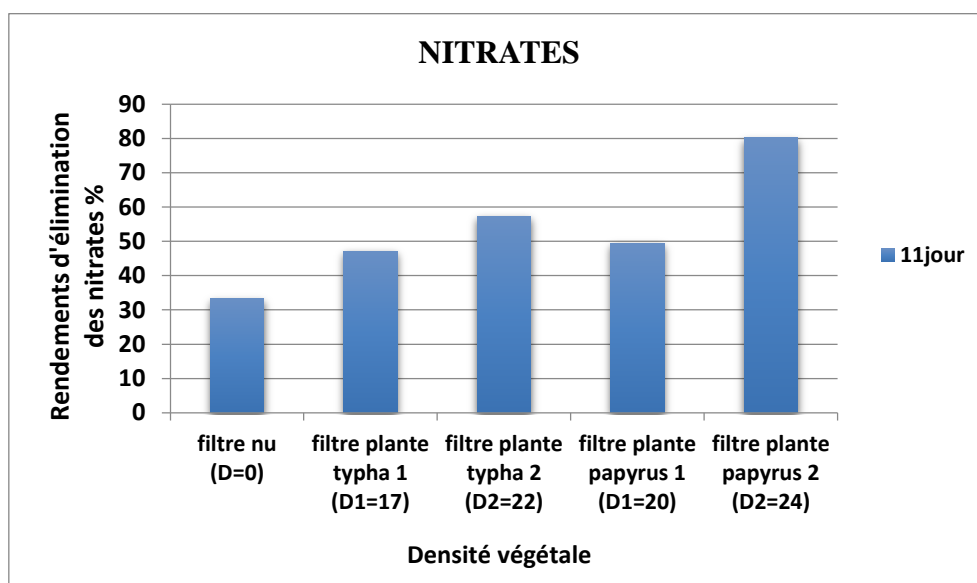
Temps (j) Filtres	Filtre Nu		Filtre plante de typha				Filtre plante de papyrus			
	D=0		D <sub>1</sub> =17		D <sub>2</sub> =22		D <sub>1</sub> =20		D <sub>2</sub> =24	
pH	7.82		7.53		7.49		7.55		7.77	
T°(c)	23		23		23		23		23	
Cond	6.17		7.35		6.35		4.88		4.32	
Nitrates	A	C(mg/l)	A	C(mg/l)	A	C(mg/l)	A	C(mg/l)	A	C(mg/l)
	0.166	2.212	0.156	2.060	0.118	1.484	0.083	0.984	0.064	0.666
R %	18.07		23.70		45.04		63.55		75.33	
Ammonium	A	C(mg/l)	A	C(mg/l)	A	C(mg/l)	A	C(mg/l)	A	C(mg/l)
	1.302	2.241	1.037	1.777	0.843	1.438	0.993	1.701	0.401	0.666
R%	33.30		47.11		57.20		49.37		80.178	



**Figure II.8 :** Effet de la densité végétale sur l'élimination de l'ammonium.

Ces résultats montrent une augmentation du rendement épuratoire quand la densité végétale augmente, l'abattement de l'ammonium et des nitrates obtenu par les filtres plantés de Typha et du Papyrus est variable en fonction de la densité végétale. Il varie dans le filtre planté de Papyrus celui qui a montré une meilleure efficacité durant un temps de séjour de 11 jours par rapport au filtre planté de Typha (de 49.37% à 80.2 %) Pour l'ammonium respectivement

pour  $d_1$  et  $d_2$ . Par contre l'élimination des nitrates sur le même filtre et avec les densités ( $d_1=22$  et  $d_2=24$ ) est de l'ordre de pour le 63.65% à 75.33%.



**Figure II.9 :** Effet de la densité végétale sur l'élimination des nitrates.

Ces éléments métalliques sont retenus par absorption aux plantes et par les microorganismes associés à la surface des racines et du substrat (*GHAOUCH.M., 1998*). Les racines des plantes et les champignons excrètent eux aussi des acides afin d'augmenter leur absorption de nutriment, ou tout simplement comme déchets métaboliques.

## II.5. Conclusion :

L'objectif de ce chapitre est de mettre en évidence les potentialités de deux plantes aquatiques (*Typha latifolia* et *Papyrus*) à épurer les eaux usées domestiques de Djamourah et plus particulièrement à éliminer l'ammonium et les nitrates présents dans ces eaux. Nous avons observé une augmentation très nette des rendements d'élimination de l'ammonium et des nitrates de 80.2 % et de 75.33% pour le filtre planté de *Papyrus* pour une densité végétale de (24 tiges) et durant un temps de séjour de 11 jours. Les végétaux de toutes tailles (algues microscopiques, végétaux aquatiques, arbres...) rencontrés en milieu humide favorisent la mise en place de tout un écosystème nécessaire au développement de microorganismes. Les résultats obtenus permettent de confirmer la performance globale des filtres plantés de *Papyrus* par rapport aux filtres plantés de *Typha* à traiter les eaux usées domestiques de Djamourah.

# *Conclusion générale*

### **Conclusion générale :**

Les phénomènes d'eutrophisation, dont l'origine est naturelle, sont grandement accélérés par les activités anthropiques, par l'intermédiaire des rejets en azote et phosphore principalement. Ces rejets sont liés aux activités industrielles et de transport qui génèrent des pollutions allant de l'agriculture, avec l'utilisation intensive d'engrais, aux activités domestiques, ou encore aux rejets de stations d'épuration des eaux ou liés à l'assainissement non collectif. Les filtres plantés sont une solution importante pour le traitement des eaux usées, l'effet se repose sur l'effet de plante et de substrat.

Le traitement des eaux usées est devenu, de nos jours, une priorité, aussi bien pour préserver la santé humaine et l'environnement, que pour produire une eau qui pourrait être utilisée en agriculture, en industrie et en d'autres activités sociales. De nombreux procédés d'épuration ont été mis au point, parmi lesquels les systèmes à macrophytes (les filtres plantés) se distinguent par sa simplicité, sa fiabilité et son faible coût d'investissement et d'opération. Un système de traitement des eaux usées utilisant les plantes aquatiques peut être aisément implanté, il serait judicieux d'adapter la culture d'une plante aquatique dans un substrat pour filtrer la charge polluante d'une eau usée.

L'objectif de cette étude et d'étudier les possibilités d'épuration des eaux usées domestiques provenant du rejet de Djamourah par des filtres plantés de typha et papyrus. Une comparaison est également proposée en évaluant la qualité des eaux usées à l'entrée et à la sortie de ces filtres plantés et le filtre non planté après un temps de séjours variant de 3 jours à 11 jours.

Les résultats obtenus ont montrés :

- ↪ L'augmentation légère du pH pour les filtres plantés de *Typha* et de *Papyrus*.
- ↪ Les températures ont connues une légère augmentation.
- ↪ La conductivité des eaux récupérées par filtres plantés, atteinne une moyenne supérieure à celle des eaux brutes. Cette augmentation est liée à une minéralisation excessive de la matière organique et au phénomène d'évapotranspiration qui tend à concentrer davantage l'effluent, à cause de la température élevée.
- ↪ une augmentation très nette des rendements d'élimination de l'azote ammoniacal de l'ordre de 63.67% pour le Typha et de 80.17% pour le filtre planté de papyrus. Alors que le filtre nu a présenté une efficacité de 44.85%.
- ↪ une augmentation très nette des rendements d'élimination de nitrates de l'ordre de 45.05% pour le Typha et de 75.19% pour le filtre planté de papyrus par contre le filtre non planté l'élimination des nitrates est très faible qui est de l'ordre de 18.07%.



- ↳ une augmentation très nette des rendements d'élimination de l'ammonium et des nitrates de 80.2 % et de 75.33% pour le filtre planté de Papyrus pour une densité végétale de (24 tiges) et durant un temps de séjour de 11 jours

Enfin, ce travail nous a permis de constater qu'une station de phytoépuration est faisable dans les régions semi-arides que ce soit pour l'existence des plantes endémiques épuratrice ou pour le substrat naturel existant. On peut même affirmer que les zones arides sont plus efficaces que les zones tempérées.

# **Références bibliographiques**

*Références bibliographiques*

- **Abdelkader G., (1984).** Tom1 « épuration biologique des eaux usées ».
- **Abissy M et Mandi L., (1999).** utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau, revue des sciences de l'eau, rev. Sci. eau 12 (2), 285-315
- **Allègre, C., Manhès, G., and Lewin, É., (2001).** Chemical composition of the Earth and the volatility control on planetary genetics. Earth Planet. Sci. Lett. 185, 49-69.
- **Anne., (2001).** Epuration des eaux usées domestiques par les bassins filters à plantes aquatiques. Rivière de l'association Eau Vivante.
- **Armstrong J., et Armstrong W., (1988).** Phragmites australis – preliminary study of soiloxidising sites and internal gas transport pathways. New Phytol., 108, 373-382.
- **Aubry G., (2003).** Enlèvement de l'azote des eaux usées par un procédé à culture fixée immergée.
- **Badi H., (2013).** Influence de papyrus et de tamarix sur l'élimination du phosphate et de l'azote des eaux usées urbains (Master's thesis).
- **Banas D., & Iata J. C., (2006).** Nitrates. The white paper pollutants habitat.
- **Baumont S., (1997).** Réutilisation des eaux usées épurées : risque sanitaire et faisabilité en île de France, 222p.
- **Begum S. A., Golam Hyder A. H. M., Hicklen Q., Crocker T., & Oni B., (2021).** Adsorption characteristics of ammonium onto biochar from an aqueous solution. Journal of Water Supply: Research and Technology-Aqua, 70(1), 113-122.
- **Bellagha Y., (2014).** Elimination des nitrates par un filtre planté de macrophytes, mémoire master en hydraulique urbaine, Université de Biskra.
- **Ben Ameer N., (2010).** Analyse des micro-organismes présents dans les lits à macro-phytes lors de la phyto-épuration des eaux usées. Mémoire de Magister en biologie. Université MedKhider – Biskra.
- **Benhamza M., (2013).** Aperçu hydrogéologique et hydrochimique sur le système de captage traditionnel des eaux souterraines «foggara» dans la région d'Adrar, Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar de Annaba.
- **Bouffard V., (2000).** Milieux humides artificiels pour l'amélioration de l'efficacité de traitement des eaux usées domestiques d'une petite municipalité. Mémoire du grade de maître ès sciences. Université de Sherbrook. 150p.

- **Bougherara H., (2012).** La biodégradation par culture mixte en réacteur bath.
- **Boullard B., (1997)** . Dictionnaire des plantes et champignons. Ed. ESTEM, 875p.
- **Boutin C., Liénard A., Esser D., (1997).** Development of a new Generation of Reed-Bed Filters in France: First results. *Wat.Sci.Tech.*, 35 (5), 315-322.
- **Breton J. M., (2008).** Gestion des ressources en eau et développement local durable: Caraïbe, Amérique latine, Océan indien (Vol. 5). KARTHALA Editions.
- **Brix H., (1987).** The applicability of the wastewater treatment plant in Othfresen as scientific documentation of the root-zone method, *Wat. Sci. Tech.*, 19 (10), 19-24.
- **Brix H., and Schierup H.H., (1990).** Soil oxygenation in constructed reed beds: the rôle of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In : *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), Pergamon Press, 53-66.
- **Brix H., (1987).** Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants–the root-zone method. *Water Science and Technology*, 19(1-2), 107-118.
- **Brix H., (1993).** Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance, In: Moshiri, G.A. (Ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRC Press, Boca Raton, FA, pp. 9-22
- **Bucksteeg K., (1987).** Sewage treatment in Helophyte beds – First experience with a new treatment procedure. *Wat. Sci. Tech.*, 19 (10), 1-10.
- **Cantor K. P., (1997).** Drinking water and cancer. *Cancer Cause Control* 8, 292-308.
- **Cid D., (2014).** Influence de la densité des macrophytes sur L'élimination des polluants des eaux usées par filtre planté (Master's thesis).
- **Claude, B., Rhourri-Frih B., Chaimbault P., Lamy C., André P., & Lafosse M., (2009).** Analysis of pentacyclic triterpenes by LC–MS. A comparative study between APCI and APPI. *Journal of Mass Spectrometry*, 44(1), 71-80.
- **Comly H., (1945).** Cyanosis in infants caused by nitrates in well water. *J. Am. Med. Assoc.* 129, 112-116.
- **Cors M., (2007).** Techniques extensives d'épuration des eaux usées domestiques. Le meilleur choix environnemental en zone rurale Dossier IEW Inter-Environnement Wallonie.
- **Cristina S.C. Calheiros, Antonio O.S.S. Rangel, Paula M.L, Castro .,(2009)** . Constructed Wetland system vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water research* 41 p1790-1798.
- **Degrémont G., (2001).** mémento technique de l'eau, version électronique.

- **Demierre & al ., (1999)**. La végétation macrophytique du Léman. Campagnes 1997 et 1998. Dans Rapports sur les études et recherche entreprises dans le bassin lémanique. Programme quinquennal 1996-2000. Campagne 1998 .pp . 129-217. CIPEL, Lausanne.
- **Eckenfelder, W.W (1982)**. Chemical and physical measures. In Bennett, G.F.,Feaste and Wilder
- **Eugène A., (2000)**. Écologie des eaux courantes, TEC et DOC, Paris pp 199.
- **F. P. T. Santé Canada., (2010)**. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: document technique-Acide (4-chloro-2-méthylphénoxy) acétique (MCPA)
- **Gemonpre R., (1983)**.Etude de diverses possibilités délimitation des nitrates dans les – 14.
- **Ghaouch M., (1998)**. Détermination des métaux lourds dans les eaux usées, épuration par des polymères d'origines naturelles et test sur les végétaux, Mémoire de DEA. Agence universitaire de la Francophonie- France.
- **Ghoulam, A., ouled brahim, H., & slimani, S., (2020)**. Détermination de l'origine des nitrates dans la nappe du continental intercalaire région adrar (doctoral dissertation, université ahmed draïa-adrar).
- **Grace, J. B., & Harrison, J. S., (1986)**. The biology of Canadian weeds.: 73. *Typha latifolia* L., *Typha angustifolia* L. and *Typha xglauca* Godr. Canadian Journal of Plant Science, 66(2), 361-379.
- **Grisson C. (1999)**. Epuration des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes: une étude bibliographique. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse.
- **Grosclande.g.goord, (1999)** .l'eau usage et polluant, tome ii.4ème edition : inra, paris. P : 11.
- **Guilloteau J.A., Lesavre J., Liénard A. and Genty P., (1993b)**. Wastewater treatment over 70 sand columns. Treatment yields, localisation of the biomass and gaz renewal. Wat. Sci. Tech., 28 (10), pp 251-261.
- **Guilloteau J.A., Liénard A., Vachon A., Lesavre J., (1993a)**. Wastewater treatment by infiltration basins. Case study : Saint Symphorien de Lay, France. Wat. Sci. Tech., 27 (9), pp 97-104.
- **Gulis G., Czompolyova M., Cerhanw J. R., (2001)**. An Ecologic Study of Nitrate in Municipal Drinking Water and Cancer: Incidence in Trnava District, Slovakia. Environ. Res. Section A, 88, 182-187.
- **Haberl , R., Perfler, R., & Mayer, H., (1995)**. Constructed wetlands in Europe. Water Science and Technology, 32(3), 305-315.

- **Haberl R., Perfler R., (1990).** Seven years of research work and experience with wastewater treatment by a reed bed system. In : *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), Pergamon Press, pp 215-214.
- **Hammou ali, B., belkhamza, Y., & nasri, B., (2014).** Evaluation de la pollution azotée des eaux de consommation dans la région d'adrar (doctoral dissertation, université ahmed draia-adrar).
- **Heathwaite A. L., (1993).** nitrogen cycling in surface waters and lakes. Processes, patterns and management, pp 99-140
- **Hill M. J., (1991).** Nitrates and nitrites in food and water. Ellis Horwood, London, 196 pp.
- **Hind A., (2017).** Evaluation des teneurs en nitrates dans les sols et dans les eaux captées et émergentes en zones à vocation agricole, Mémoire de Magister, Université Mentouri Constantine.
- **Holloway, J.M., and Dahlgren, R.A., (2002).** Nitrogen in rock: Occurrences and biogeochemical implications. *Glob. Biogeochem. Cycles* 16, 1118.
- **Holloway, J.M., Dahlgren, R.A., Hansen, B., and Casey, W.H., (1998).** Contribution of bedrock nitrogen to high nitrate concentrations in stream water. *Nature* 395, 785-788.
- **Jones M. B., Saunders M. et Kansime F., (2016).** The potential use of papyrus ( *Cyperus papyrus* L.) wetlands as a source of biomass energy for sub-Saharan Africa, GCB Bioenergy,
- **Khadidja, k. M., (2021).** L'évolution des paramètres physicochimiques et bactériologiques des eaux usées de la ville de Biskra (oued z'mour). Mémoire de master, Université de Biskra.
- **Khalfaoui, M., (2012).** Etude Expérimentale de L'élimination de Polluants Organiques et Inorganiques par Adsorption sur des Matériaux Naturels : Application aux Peaux d'Orange et de Banane. Thèse de doctorat en sciences en génie des procédés. Université Mentouri, Constantine.
- **KIHAL, M., (2014).** Elimination des polluants organiques présents dans les eaux usées domestiques de la commune de Sidi Okba, par un filtre planté de macrophytes (Master's thesis).
- **Kurt S., (2007).** [http://biblio.mpipz.mpg.de/thome/band1/tafel\\_065\\_small.jpg](http://biblio.mpipz.mpg.de/thome/band1/tafel_065_small.jpg).
- **L'hirondel J., L'hirondel J. L., (2002).** Nitrate and Man: Toxic, Harmless or Beneficial? CABI Publishing, New York, 168 pp.

- **Laatra M., Chenini H., (2013).** Etude comparative entre deux plantes (*Typha latifolia* et *Phragmites Australis*) à accumuler le zinc (Zn). Mémoire de master université de Biskra.
- **Lemaire, G.; Nicolardot, B., (1997).** Maitrise de l'azote dans les agrosystèmes. In: INRA.ISBN: 978-2-7380-0764-3.
- **Liénard A., Boutin C. and Esser, D., (1990).** Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In : *Constructed Wetland in Water Pollution Control* (Adv. Wat. Pollut. Control n°11). P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), Pergamon Press, pp 183-192.
- **Magee P. N., Barnes J. M., (1956).**The production of malignant primary hepatic tumors in therat by feeding dimethylnitrosamine. *Brit. J. Cancer*, 10, 114-120.
- **Magee P. N., Barnes J. M., (1967).** Carcinogenic nitroso compounds, *Adv. Cancer Res.*, 10,163-169.
- **Marika T, Jaanis J, Jaak T., (2009).** Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of the total environment*.
- **Mebarki, A., (2018).** Etude des nitrates dans le mio pliocène de la ville de biskra, mémoire de magister, Université mohamed khider de Biskra.
- **Medjdoub T., (2014).** Étude, Conception et dimensionnement d'une STEP par filtres plantés de roseaux des eaux usées des zones éparses de la commune de Terny
- **Messinga T. T., Speijers G. J. A., Meulenbelt J., (2003).** Health implications of exposure to environmental nitrogenous compounds. *Toxicol. Rev.*, 22, 41-51.
- **Mimeche L., (2014).** Thèse présentée en vue de l'obtention Du diplôme de Doctorat en sciences en Hydraulique 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- Université Mohamed Khider – Biskra (2014).
- **Mouchmouche,D .,(2018) .** Elimination des phosphates, nitrates et nitrites présents dans les eaux usées par coagulation-floculation en utilisant les sels de fer. Mémoire de Master, Université Mohamed Khider – Biskra
- **Ohkouchi, N., and takano, Y., (2014).** Organic nitrogen: sources, fates, and chemistry. *Treatise geochem.* 2, 251-289.
- **Oldham R. S., latham d. M., hilton-brown D., towns M., cooke A. S., burn A.,( 1997).** the effect of ammonium nitrate fertiliser on frog (*rana temporaria*) survival. *Ag. Ecosyst. Environ.*, 61, 69-74.

- **Ouaddah, B., (2014).** Adsorption des nitrates par un matériau phylliteux traitement des eaux nitratées, memoire de magister, Université Mohamed boudiaf Oran.
- **Pauline M.S., (1995).** Cours de procédé unitaires biologiques et traitement des eaux. Edition OPU, Ben Aknoun, Alger.
- **Poulet, J. B., Terfous, A., Dap, S., & Ghenaim, A., (2004).** Stations d'épuration a lits filtrants plantes de macrophytes, Courrier du Savoir – N°05, pp. 103-106.
- **Radoux, M., (1989).** Epuration des eaux usées par Hydrosère reconstituée. Tribune de l'eau, 42(4), 62-68.
- **Reddy, K.R., Patrick, W.H., and Broadbent, F.E., (1984).** Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sédiments. CRC Crit. Rev. Environ. Control 13, 273-309.
- **Resjeck F., (2002)** . analyse des eaux des eaux, aspects réteglementaire et technique. Edition : scérén.p.166-195
- **Rodier J., (2005).** L'analyse de l'eau naturelle, eaux résiduaires, eaux de mer. 8ème Edition DUNOD technique.
- **Rodier,J., BAZIN, C., Broutin, J.P.,Chambon P., Champsaur, H. et Rodi, L. (2005).** L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. EdDunod, Paris.
- **Rouse J. D., bishop C. A., struger j., (1999).** nitrogen pollution: an assessment of its threat to amphibian survival. Environ. Health perspect., 107, 799-803.
- **Scheiner, J. D. (2005).** Spéciation du Carbone, de l'Azote et du Phosphore de différentes boues de stations d'épuration au cours de leurs incubations contrôlées dans deux types de sol (Doctoral dissertation).
- **SeghairI N et Guerrouf N., (2018).** L'abattement des nitrates et de l'ammonium présents dans les eaux usées domestiques par un filtre planté de papyrus. Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement N°4 – 2018 .ISSN 1737-6688.
- **Seghairi, N., Debabeche, M. (2011).** Possibilités de rétention du cuivre et du zinc sur un filtre planté de papyrus, Communication orale, 3ème Edition du Congrès International sur Eau, Déchets etEnvironnement- Fès- Maroc.
- **Simon, H.A., (1985).** Maintaining the peace .In M.D. Ward (Ed.), Theories, models, and simulations in international relations (pp. 535-548). [Essays in honor of Harold Guetzkow.] Boulder, CO: West view Press,
- **Smith, V.H., Tilman, G.D., Nekola, J.C.,( 1999).** Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. Environ. Pollut. 100, 179–196



- **Super M., Heese H., MacKenzie D., Dempster W., DuPlessis J., Ferreira J., (1981).**An epidemiological study of well water nitrates in a group of South West African/Namibian infants. *Water Res.* 15, 1265-1270.
- **Testud F., (2004),** Engrais minéraux. *Toxicol. Pathol.* 1, 21-28.
- **Tiglyene, S., Mandi, L., et Jaouad, A. (2005).** Enlèvement du chrome par infiltration verticale sur lits de *Phragmites australis* (Cav.) Steudel. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 18(2), 177-198.
- **Van Dongen, LGJM, Jetten MSM, Van Loosdrecht MCM., (2001).** The combined Sharon/Anammox process. A sustainable method for N-removal from sludge water. 1èreed London: STOWA. (STOWA, ed. *Water and wastewater Practitioner Series*).
- **Vandermeersch, S., (2006).** Etude comparative de l'efficacité des traitements d'épuration des eaux usées pour l'élimination des micro-organismes pathogènes. Université libre de bruxelles.
- **Walker R., (1990).** Nitrates, nitrites and N-Nitrosocompounds: A review of the occurrence in food and diet and the toxicological implications. *Food Add. Cont.*, 7, 717-768.
- **Wang R. (2009).** Phytoépuration de boues biologiques provenant de l'industrie agroalimentaire: traitement par un système de marais artificiels à flux vertical en région méditerranéenne française (Doctoral dissertation, Aix-Marseille 1).
- **Who ., (1995).** Concern for Europe's Tomorrow, Health and the environment in the WHO European region. World Health Organization (WHO), Rapport WHO European Centre for Environment and Health, Stuttgart, 537 pp.
- **Who., (2003).** Nitrate and nitrite in Drinking-water (Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality). World Health Organization (WHO), Rapport WHO/SDE/WSH/04.03/56, 16 pp.
- **Yvan S. J, Cécile T, Michel J., (2002).** Dossier « Assainissement autonome. Histoires d'eau usée 0 », revue la maison écologique n° 8.