



وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



جامعة باجي مختار - عنابة

UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA

Faculté des sciences  
Département de biologie

**THÈSE**

Présentée en vue de l'obtention du diplôme de  
Doctorat en Sciences de Biologie végétale

**Étude d'un système d'épuration biologique des  
eaux usées dans la région de Touggourt**

Par :

**Mohamed Mounir SAGGAÏ**

**Devant le jury :**

Ratiba SERIDI	Professeur	Univ. Badji Mokhtar, Annaba	Présidente
Ryad DJERIBI	Professeur	Univ. Badji Mokhtar, Annaba	Directeur de thèse
Aziz LAIFA	Professeur	Univ. Badji Mokhtar, Annaba	Examineur
Med Tahar IDDER	Professeur	Univ. Kasdi Merbah, Ouargla	Examineur
Samir KATEB	MCA	Univ. Kasdi Merbah, Ouargla	Examineur
M'hamed BOUALLALA	MCA	Univ. Ahmed Draia, Adrar	Examineur

2019/2020

## *Dédicace*

À mes parents,

À ma femme,

À mes filles Aïcha Djoulénar & Djouri tant aimés,

À la mémoire de mes grands-parents,

Mes frères Sofine, Hamza, Toufik, Abdelghafour et Ahmed Zakaria, à ma

sœur Lamia

À mes neveux et nièces

À toutes les personnes que je porte dans le cœur

et qui se reconnaîtront car elles en font autant.

.....

.....

Je vous dédie cette thèse en guise  
de reconnaissance car vous m'êtes si  
chères que je ne peux que vous offrir ce  
que j'ai appris de mieux dans ma vie.

## Remerciements

Cette thèse m'a donnée l'occasion de rencontrer et de travailler avec des personnes absolument épatantes. Si un travail de thèse est porté par une seule personne, c'est aussi et surtout le fruit de rencontres, de soutien, d'entraides et de collaborations avec de nombreuses personnes. Je désire adresser de profonds remerciements à tous ceux qui m'ont entourée et soutenue pendant ces treize années.

Au terme de ce travail, Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à Madame R. SERIDI, Professeur à l'université de Badji Mokhtar, Annaba, d'avoir accepté de présider le jury.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance à mon directeur de thèse Monsieur R. DJERIBI, Professeur à l'université de Badji Mokhtar, Annaba, qui a accepté généreusement d'encadrer ce projet. C'est grâce à son aide, ses conseils et ses recommandations pertinentes ainsi que sa gentillesse que j'ai pu mener à bien ce modeste travail.

Je tiens à remercier vivement et chaleureusement l'équipe ECOBIO de l'université de Rennes 1, en tête Monsieur LAMRANI A. et Monsieur AINOUCHE A., pour m'avoir accueilli dans leur laboratoire durant mon stage de longue durée et pour leur collaboration dans la rédaction de l'article.

J'adresse ensuite mes plus sincères remerciements à Monsieur Med T. IDDER Professeur à l'université Kasdi Merbah, Ouargla, à Monsieur A. LAIFA Professeur à l'université de Badji Mokhtar, à Monsieur S. KATEB Maître de Conférences A à l'université de Ouargla, à Monsieur M. BOUALLALA Maître de Conférences A à l'université Ahmed DRAIA Adrar, qui ont bien voulu accepté de faire partie du jury de cette thèse, malgré leurs multiples préoccupations. Je leur en suis très reconnaissant et leur exprime toute ma gratitude.

Je remercie M. ZAAFOUR Maître de Conférences A pour son aide et ses amendements, ses orientations et ses conseils.

Ma reconnaissance et mes vifs remerciements vont également à tous le personnel de la STEP de Touggourt en particulier Monsieur S. DEBBA et A. BENHANIA qui m'ont grand ouvert les portes durant toutes ses années de travail et d'encadrement.

Je remercie enfin tous mes collègues de la faculté de sciences de la nature et de la vie et particulièrement ceux du département Sciences Agronomiques à l'université de Ouargla

## Liste des abréviations

<b>ONA</b>	Office National d'Assainissement
<b>WWG</b>	WasteWater Garden
<b>E/automne</b>	Entrée automne
<b>E/été</b>	Entrée été
<b>E/ hiver</b>	Entrée hiver
<b>E/print</b>	Entrée printemps
<b>S/automne</b>	Sortie automne
<b>S/été</b>	Sortie été
<b>S/hiver</b>	Sortie hiver
<b>S/print</b>	Sortie printemps

# Liste des tableaux

Tableau 1 : Relation entre la conductivite et la mineralisation .....	7
Tableau 3 : Evolution des teneures en dco (mg d'O <sub>2</sub> /l) dans les eaux brutes et a la sortie des bassins de vetiver. (anonyme, 2003).....	7
Tableau 4 : Evolution des teneurs en CF (n/100 ml) dans les eaux brutes et a la sortie des bassins de vetiver. (anonyme, 2003).....	8
Tableau 5: Caracteristiques physico-chimiques et parasitologique de l'effluent a traiter. (abissy et mandi, 1999). .....	9
Tableau 6: Teneur en éléments minéraux, azote et phosphore, au niveau des differents organes de la plante (Abissy et Mandi, 1999). .....	9
Tableau 7 : Taux exporte d'azote et de phosphore par les differents organes de la plante ( <i>Phragmites communis</i> ) (Abissy et Mandi, 1999). .....	10
Tableau 8: <i>Donnees climatiques de la region de temacine pour la periode 2008-2018</i> .....	23
Tableau 9 : Synthese hydrogeologique regionale des differents aquiferes (chellat et al., 2013). .....	29
Tableau 10: Liste des plantes du bassin de traitement wwg (anonyme, 2007). .....	46
Tableau 11 : Liste des plantes de zone de drainage / irrigation souterraine (anonyme, 2007) .....	48
Tableau 12 : Relation entre la dco et la dbo pour la determinacion de la quantite d'eau a analyser en faveur de la DBO <sub>5</sub> .....	51

# Liste des figures

<b>Figure 1:</b> Coupe Transversale Schematique D'un Filtre A Ecoulement Vertical .....	11
<b>Figure 2:</b> Coupe Transversale Schematique D'un Filtre A Ecoulement Horizontale .....	11
<b>Figure 3 :</b> Situation Geographique De Touggourt.....	22
<b>Figure 4:</b> Diagramme Ombrothermique De Bagnouls Et Gausse De La Region De Temacine .....	25
<b>Figure 5:</b> Situation De Temacine Selon Le Climagramme D'emberger (1998- 2008). .....	26
<b>Figure 6 :</b> Coupe Geologique N-S Passant Par La Cuvette Secondaire Saharienne Et Par Le	27
<b>Figure 7 :</b> Carte Hydrogeologique Da La Region De Temacine (Chellat Et Al., 2013) .....	30
<b>Figure 8:</b> Station D'epuration Des Eaux Usees Wastewater Gardens, Vieux Ksar De Temacine.....	34
<b>Figure 9 :</b> Schema General De La Station Pilote Wwg.....	36
<b>Figure 10 :</b> Vue Generale De La Fosse Septique .....	37
<b>Figure 11 :</b> Les Composants De La Fosse Septique.....	37
<b>Figure 12 :</b> Filtre De La Fosse Septique.....	38
<b>Figure 13 :</b> Bassin Wwg De Temacine .....	39
<b>Figure 14 :</b> L'infrastructure De Bassin Wwg.....	39
<b>Figure 15 :</b> Les Plantes Au Lancement Du Jardin Wwg Decembre 2007 .....	41
<b>Figure 16 :</b> <i>Boitier De Controle</i> .....	42
<b>Figure 17 :</b> Zone De Drainage De La Step Temacine (Avril 2009).....	43
<b>Figure 18 :</b> Zone De Drainage De La Step Temacine (Juillet 2009).....	43
<b>Figure 19 :</b> Evolution De La Temperature Au Cours Du Traitement. ....	58
<b>Figure 20 :</b> Evolution Du Ph Au Cours Du Traitement .....	59
<b>Figure 21 :</b> Variation Du Ph Entree /Sortie .....	59
<b>Figure 22 :</b> <i>Variation Du Ph Entree /Sortie Par Saison</i> .....	60
<b>Figure 23 :</b> Variation De La Ce Entree /Sortie.....	61
<b>Figure 24 :</b> Variation De La Ce Entree/ Sortie Par Saison.....	61
<b>Figure 25 :</b> Evolution De La Conductivite Electrique (Ce) Lors Du Traitement.....	63
<b>Figure 26 :</b> Evolution De La Mes Lors Du Traitement. ....	64
<b>Figure 27 :</b> Variation Des Mes Entree/ Sortie.....	64
<b>Figure 28 :</b> Variation Des Mes Entree/ Sortie Par Saison. ....	64
<b>Figure 29 :</b> Evolution De La Mvs Lors Du Traitement.....	65
<b>Figure 30 :</b> Évolution Des Nitrites Lors Du Traitement.....	66
<b>Figure 31 :</b> Variation Nitrites Entree /Sortie .....	66

# Liste des figures

<b>Figure 32</b> : : Variation Nitrites Entree/ Sortie Par Saison.....	66
<b>Figure 33</b> : Evolution Des Nitrates Lors Du Traitement.....	67
<b>Figure 34</b> : Variation Du Ph Entree /Sortie.....	67
<b>Figure 35</b> : : Variation Des Mes Entree/ Sortie Par Saison.....	68
<b>Figure 36</b> : Proliferation Des Algues Au Niveau Du Boitier De Controle. ....	68
<b>Figure 38</b> : Evolution De La Dbo <sub>5</sub> Lors Du Traitement.....	69
<b>Figure 39</b> : Variation De Dbo <sub>5</sub> Entree /Sortie .....	70
<b>Figure 40</b> : Variation De Dbo <sub>5</sub> Entree/ Sortie Par Saison .....	70
<b>Figure 41</b> : Evolution De La Dco Lors Du Traitement. ....	71
<b>Figure 42</b> : Variation De Dco Entree /Sortie.....	71
<b>Figure 43</b> : : Variation De Dco Entree/ Sortie Par Saison .....	72
<b>Figure 44</b> : Variation Des Coliformes Entree /Sortie .....	73
<b>Figure 45</b> : Variation Des Coliformes Entree/ Sortie Par Saison.....	73
<b>Figure 46</b> : Evolution Des Coliformes Fecaux Lors Du Traitement. ....	74
<b>Figure 47</b> : Evolution Des Streptocoques Fecaux Lors Du Traitement. ....	74
<b>Figure 48</b> : Evolution Des Bacteries Anaerobies Sulfito-Reductrices (Bsr) Lors Du Traitement.....	75
<b>Figure 49</b> : Hauteur Des Tiges Du Nerium Oleander. ....	77
<b>Figure 50</b> : Nombre Des Feuilles Du Nerium Oleander. ....	77
<b>Figure 51</b> : Nombre Des Fleurs Du Nerium Oleander. ....	78
<b>Figure 52</b> : <i>Hauteur Des Tiges Du Cyperus Alternifolius</i> .....	78
<b>Figure 53</b> : Variation De La Hauteur Cyperus Alternifolius Entree/Sortie .....	79
<b>Figure 54</b> : La Taille Moyenne Des Touffes Du <i>Cyperus Alternifolius</i> .....	80
<b>Figure 55</b> : Hauteur Des Tiges Du Juncus Effusus. ....	81
<b>Figure 56</b> : La Taille Moyenne Des Touffes Du Juncus Effusus.....	81
<b>Figure 57</b> : Hauteur Des Tiges Du Tyha Latifolia .....	82
<b>Figure 58</b> : Resultat Des Analyses Statistique De La Hauteur Des Plantes Cyperus Alternifolius, Nerium Oleander Et Juncus Effusus.....	83
<b>Figure 59</b> : : Resultat Des Analyses Statistique Des Tailles De Touffe Des Plantes Cyperus Alternifolius Juncus Effusus .....	84
<b>Figure 60</b> : Evolution De L'azote Totale Chez Les Plantes Etudiees .....	85
<b>Figure 61</b> : Evolution De L'azote Totale Chez Les Plantes Etudiees .....	86
<b>Figure 62</b> : Teneures En Hap Chez Juncus Effusus Et Cyperus Alternifolius.....	88

## Introduction

# PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

## *Chapitres I: Généralités Sur les eaux usées*

<b>1</b>	<b>Les eaux usées .....</b>	<b>4</b>
<b>1.1</b>	<b>Définition.....</b>	<b>4</b>
<b>1.2</b>	<b>Les eaux urbaines résiduaires :.....</b>	<b>5</b>
	<b>Eaux usées d'origine industrielle :.....</b>	<b>5</b>
	<b>Eaux usées d'origine domestique : .....</b>	<b>5</b>
<b>1.3</b>	<b>Les eaux de drainage : .....</b>	<b>6</b>
<b>1.4</b>	<b>Caractéristiques des eaux usées .....</b>	<b>6</b>
<b>1.4.1</b>	<b>Paramètres physiques.....</b>	<b>6</b>
<b>1.4.1.1</b>	<b>La température.....</b>	<b>6</b>
<b>1.4.1.2</b>	<b>La matière en suspension (MES) .....</b>	<b>6</b>
<b>1.5</b>	<b>Paramètres Organoleptiques .....</b>	<b>7</b>
<b>1.5.1</b>	<b>L'odeur.....</b>	<b>7</b>
<b>1.5.2</b>	<b>La couleur .....</b>	<b>7</b>
<b>1.6</b>	<b>Paramètres Chimique .....</b>	<b>7</b>
<b>1.6.1</b>	<b>Le potentiel Hydrogène (pH) .....</b>	<b>7</b>
<b>1.6.2</b>	<b>La Conductivité.....</b>	<b>7</b>
<b>1.6.4</b>	<b>La Demande Chimique en Oxygène (DCO) .....</b>	<b>8</b>
<b>1.6.5</b>	<b>La Demande Biochimique en Oxygène (DBO).....</b>	<b>8</b>
<b>1.6.6</b>	<b>L'azote.....</b>	<b>8</b>
<b>1.6.7</b>	<b>Le Phosphore.....</b>	<b>8</b>
<b>1.7</b>	<b>Les bactéries indicatrices de pollution .....</b>	<b>9</b>
<b>1.7 1</b>	<b>Les coliformes.....</b>	<b>9</b>

1.7.2 Les Streptocoques fécaux .....	9
1.7.3 Les Clostridium sulfito-réductrices.....	9

*Chapitre II : Traitement des eaux usées*

2. Traitement des eaux usées .....	5
2.1 Traitement par boue activées .....	5
2.2 Traitement par lagunage .....	5
2.2.1 Principe générale du lagunage .....	5
2.2.2 Les différents systèmes de lagunages : .....	5
a) Lagunage naturel : .....	5
b) Lagunage aéré : .....	5
2.3 Le pouvoir épuratoire par macrophytes .....	6
2.3.1 - Phytoépuration.....	10
2.3.2 - Les types de filtres plantés : .....	10
2.3.2.1 - Les filtres plantés à écoulement vertical :.....	10
2.3.2.2 - Les filtres plantés à écoulement horizontal : .....	11

*Chapitre III: Phytoépuration*

3. Phytoépuration .....	13
3.1 Historique de la phytoépuration .....	13
3.2 Généralités sur les systèmes de la phytoépuration .....	13
3.2.1 Les marais artificiels .....	14
3.2.1.1 Les composantes d'un marais artificiel.....	14
a) L'eau.....	14
b) Le substrat, sédiment et détritits .....	15
c) La végétation.....	15
d) Les micro-organismes.....	16
e) Les animaux.....	16
3.2.1.2 Les types des marais construits.....	17

a) Bassin à écoulement en surface.....	17
b) Bassin à écoulement sous-surface.....	17
c) Les systèmes hybrides .....	18
3.3 Principe de fonctionnement.....	18
3.3.1. Rôle des micro-organismes.....	18
3.3.1.2. Rôle des macrophytes.....	19
3.3.1.3. Plantes utilisées .....	20

## **PARTIE EXPERIMENTALE**

### *Chapitre IV: Présentation de la région d'étude*

4. Présentation de la région d'étude .....	22
4.1 Le cadre géographique.....	22
4.2. Climatologie .....	22
4.2.1 La température.....	23
4.2.2 L'humidité : .....	24
4.2.3 Le vent :.....	24
4.2.4 L'évaporation : .....	24
4.2.5 L'insolation :.....	24
4.2.6 Les précipitations : .....	24
4.3 Synthèse climatique.....	25
4.3.1 Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen .....	25
4.4. Géomorphologie .....	26
4.5. Géologie .....	27
4.6. Pédologie .....	27
4.7. Hydrogéologie.....	28
4.7.1. Hydrologie superficielle .....	28
4.7.2. Hydrologie souterraine .....	28
4.8. Topographie.....	30

<b>4.9 Points de rejets des eaux usées à Témacine.....</b>	<b>30</b>
--	-----------

### *Chapitre V: Matériel et méthodes*

<b>5. Matériel et méthodes .....</b>	<b>34</b>
<b>5.1 Description de la station de traitement des eaux usées :.....</b>	<b>34</b>
<b>5.1.1 Création de station pilote :.....</b>	<b>34</b>
<b>5.1.2 Présentation de la station pilote WasteWater Garden .....</b>	<b>35</b>
<b>5.1.3. Fonctionnement de la station .....</b>	<b>36</b>
a) <b>Principe de système WWG :.....</b>	<b>36</b>
b) <b>La fosse septique et ses composants.....</b>	<b>37</b>
c) <b>Le bassin WWG.....</b>	<b>38</b>
c) <b>Le boîtier de contrôle .....</b>	<b>41</b>
d) <b>La zone de drain (filtre vert) .....</b>	<b>42</b>
f) <b>Traitement secondaire .....</b>	<b>44</b>
<b>5.1.4 Les espèces épuratrices dans le bassin de traitement de la station WWG .....</b>	<b>44</b>
<b>5.1.5 Zone de drainage.....</b>	<b>47</b>
<b>5.2 Echantillonnage.....</b>	<b>49</b>
<b>5.2. 1 Les analyses des eaux.....</b>	<b>49</b>
<b>5.2.1.1 Paramètres physico chimiques.....</b>	<b>49</b>
a) <b>La Température :.....</b>	<b>49</b>
b) <b>L'oxygène dissous :.....</b>	<b>49</b>
c) <b>Le potentiel hydrogène :.....</b>	<b>50</b>
d) <b>La conductivité électrique : .....</b>	<b>50</b>
e) <b>La matière en suspension MES : .....</b>	<b>50</b>
f) <b>Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) : Norme AFNOR T 90 101 .....</b>	<b>51</b>
g) <b>Détermination de la demande biochimique en oxygène : Norme AFNOR .....</b>	<b>51</b>
h) <b>Les nitrites N-NO2 et nitrates N-NO3 :.....</b>	<b>51</b>
<b>5.2.1.2 Analyses bactériologiques. ....</b>	<b>52</b>

a) Recherche et dénombrement des Coliformes totaux.....	52
b) le test de confirmation appelé aussi test de Mac Kenzie. ....	52
c) Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux .....	53
d) Recherche et dénombrement des spores de bactéries anaérobies Sulfito-réducteurs (BSR) .....	53
e) Recherche de salmonella et shigella .....	53
d) Identification :.....	53
5.2.1.3 Les analyses des plantes .....	54

### *Chapitre VII: Résultats et discussion*

6. Résultats et discussion.....	58
6.1. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux.....	58
6.1.1. La température.....	58
6.1.2. Le pH.....	59
6.1.3. La conductivité électrique (CE) .....	61
6.1.4. Les matières en suspension (MES) .....	63
6.1.5. Les matières volatiles .....	65
6.1.6. Les nitrites .....	66
6.1.7. Les nitrates .....	67
6.1.8. L'oxygène dissous.....	69
6.1.9. Demande biochimique en oxygène (DBO5) .....	69
6.1.10. Demande chimique en oxygène (DCO) .....	71
6.2. Résultats des analyses bactériologiques .....	72
6.2.1. Recherche et dénombrement des coliformes totaux .....	72
6.2.2. Recherche et dénombrement des Coliformes fécaux.....	74
6-2-3. Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux.....	74
6.2.4. Dénombrement des bactéries anaérobies sulfito-réductrices (BSR) .....	75
6.3. Mesure morphométrique du végétale .....	76

<b>6.3.1. Nerium oleander.....</b>	<b>76</b>
<b>6.3.2. Le Cyperus alternifolius .....</b>	<b>78</b>
<b>6.3.3. Juncus effususs .....</b>	<b>80</b>
<b>6.3.3.1 Hauteur des tiges.....</b>	<b>80</b>
<b>6.3.4 Typha latifolia .....</b>	<b>82</b>
<b>6.4. Les résultats d'analyse chimique des macroéléments.....</b>	<b>84</b>
<b>6.4.1. L'azote.....</b>	<b>84</b>
<b>6.4.2. Le potassium : .....</b>	<b>86</b>
<b>6.4.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques :.....</b>	<b>87</b>
<b>Conclusion générale .....</b>	<b>90</b>
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>94</b>
<b>Annexes .....</b>	<b>101</b>

## الملخص

يهدف هذا العمل إلى دراسة نظام معالجة بيئي للمياه العادمة المنزلية من خلال نباتات في المناخ الجاف. لقد مكنت متابعة النظام لعدة سنوات من تحديد الأنواع التي تتكيف مع ظروف المركب التجريبي في حين أن البعض الآخر لا. أثبتت المحطة النموذجية المنجزة مدى كفاءتها وأدائها منذ إنشائها

ومع ذلك، وبسبب العوامل البيئية شدة المنافسة بين الأنواع النباتية المتواجدة بمحطة التطهير، استمرت سبعة أنواع نباتية في التواجد من بين الأنواع الثلاثة والعشرين التي تم استخدامها عند إطلاق المحطة. على الرغم من فقدان 72٪ من الأنواع النباتية في الأراضي حوض المعالجة، إلا أنه تم الحفاظ على مستويات عالية من الانخفاض بالنسبة لكل من BOD، COD، MES، الفوسفور الكلي، الأمونيا التي وصلت إلى نسب: 90٪، 80٪، 94٪، 60٪ و 50٪، على التوالي. في الوقت نفسه، أظهرت الاختبارات الميكروبيولوجية في الماء انخفاضًا كبيرًا جدًا في إجمالي البكتيريا، بنسبة 99٪ تقريبًا. مما يجعل الماء الناتج ذو صفات تمكنه من الاستغلال في الجانب الزراعي.

الكلمات الدلالية: مياه الصرف الصحي \_ التطهير باستعمال النباتات – المعالجة – تماسين

## Résumé

Le présent travail a pour objectif l'étude d'un système de traitement écologique des eaux usées domestiques par le biais des macrophytes en climat aride. Le suivi du système pendant plusieurs années a permis d'identifier des espèces qui s'adaptent aux conditions insinues tandis que d'autres non. La station pilote de zones humides construite a démontré une efficacité et performance depuis sa mise en marche

Toutefois, en raison de contraintes environnementales et de la pression exercée par la concurrence interspécifique, seules sept espèces ont persisté sur les vingt-trois implantées au lancement de la station. Malgré la perte de 72% des espèces initialement utilisées dans les zones humides construites, les rendements d'élimination de la DBO, de la DCO, du MES, du phosphore total, de l'ammoniac et des nitrates ont été maintenus à des niveaux élevés, environ 90%, 80%, 94%, 60% et 50%, respectivement. Parallèlement, les tests microbiologiques dans l'eau ont montré une réduction extrêmement élevée des bactéries coliformes totales et des streptocoques, d'environ 99%, même sans étape de désinfection spécifique. Par conséquent, le système de zones humides construit a produit une eau de haute qualité pouvant être utilisée à des fins agricoles.

Mots clés ; eaux usée – phytoépuration – traitement – Témachine

## Abstract

The present work aims to study a system of ecological treatment of domestic wastewater through macrophytes in arid climate. Monitoring the system for several years has made it possible to identify species that adapt to insitu conditions while others do not. The wetland pilot station constructed has demonstrated efficiency and performance since its inception

However, due to environmental constraints and the pressure of interspecific competition, only seven species persisted on the twenty-three established at the launch of the station. Despite the loss of 72% of species originally used in constructed wetlands, BOD, COD, TSS, total phosphorus, ammonia and nitrate removal efficiencies were maintained at high levels. , about 90%, 80%, 94%, 60% and 50%, respectively. At the same time, microbiological tests in water showed an extremely high reduction of total coliform bacteria and streptococci, by about 99%, even without a specific disinfection step. As a result, the constructed wetland system has produced high quality water that can be used for agricultural purposes.

Keys words: Wastewater – phtoeppuration – treatment – Temachine

*Introduction*

*générale*

## ***Introduction générale***

L'eau a toujours hanté l'esprit des hommes, élément de la vie quotidienne et pivot des civilisations depuis l'antiquité, comme celles de l'Égypte, de la Chine ou du Pérou. Cet élément de la vie facilement utilisé et difficilement obtenu, présente aujourd'hui une rareté majeure à l'échelle du globe et, beaucoup plus gravement dans les zones arides de la planète Terre. Le manque d'eau prend de jour en jour de l'ampleur devant des sources limitées et une explosion démographique accentuée par la demande croissante de deux secteurs stratégiques l'agriculture et l'industrie.

Le traitement des eaux usées pour une réutilisation, est l'une des solutions qui contribue à la préservation des eaux potables, de même la stratégie de réutilisation devient une exigence face aux pénuries d'eau, dues principalement à la baisse régulière du volume des précipitations dans les dernières décennies, et afin de protéger l'environnement ainsi que la santé publique.

Les zones humides construites sont utilisées pour le traitement dans de nombreuses régions du monde depuis les années 1950 et ces systèmes constituent une alternative moins coûteuse aux systèmes de traitement disponibles et relativement plus coûteux (Verhoeven et Meuleman, 1999 ; Scholz et Hwa Lee, 2005 ; Poach et al., 2007). En raison de la facilité d'installation et d'exploitation, les zones humides aménagées offrent un avantage financier aux pays en développement (Konnerup 2009).

L'Algérie à travers les services *l'Office National de l'Assainissement* (ONA) a adopté un programme riche en termes de traitement des eaux usées par la mise en service à la fin 2010, de 194 stations d'épuration dont 36% sont représentées par le lagunage naturel. Ce mode traitement simple dans sa mise en œuvre, écologique, économique, garantit une très bonne qualité des rejets.

Le projet de la station pilote WasteWater Garden (WWG) Témacine (wilaya d'Ouargla) s'inscrit dans la politique algérienne d'assainissement ouverte aux nouveaux procédés de traitement. Le procédé est fondé sur le principe de la phytoépuration. Une technique qui prend de la place pour le traitement des eaux usées à travers le monde. Les potentialités épuratoires des systèmes hydrauliques à plantes macrophytes ont été mis en évidence dès l'année 1946 par Seidel et exploitées avec succès (Finlayso et Chick, 1983; Gordin, 1991; Brix, 1993) dans différents pays

tel que l'Italie, la France, la Russie, les États-unis et le Sénégal. La station est conçue à titre expérimental pour vérifier la faisabilité et l'efficacité du mécanisme dans une région Saharienne.

La phytoépuration est au sens large l'épuration par les plantes. Celles-ci peuvent contribuer à épurer ou dépolluer les trois grands milieux que sont l'air, les sols et l'eau. La phytoépuration de l'eau s'agit d'un système de traitement des eaux utilisant des plantes (généralement plantes macrophytes), des substrats et des microorganismes au sein d'une zone humide artificielle (ou « *constructed wetlands* » pour les anglophones). Les systèmes de phytoépuration peuvent être composés d'un ou plusieurs filtres plantés.

A travers notre étude et suivie, nous essayons de comprendre le fonctionnement des différentes parties du système et les interactions entre effluent et les macrophytes épuratrices dans les conditions arides de la région. De même, suivre l'évolution dans le temps de la végétation dans la zone de traitement. L'étude a comme objectif également l'estimation de la qualité d'eau traitée et les différents domaines possibles d'exploitation.

Ce travail de thèse est organisé en cinq chapitres, il a été scindé en deux parties. Certains résultats obtenus y sont présentés sous forme d'articles acceptés.

La **1<sup>ère</sup> Partie** est consacrée à la synthèse bibliographique comprenant les trois chapitres suivants :

**Le premier chapitre** est réservé aux généralités sur les eaux usées, dans lequel des définitions et concepts généraux sur les eaux usées sont apportés plus à leurs caractéristiques, ainsi que les textes législatifs régissant la qualité des eaux traitées.

**Le deuxième chapitre** est un inventaire des procédés de traitement des eaux usées existants et présente leurs principes de fonctionnement, avantages et inconvénients.

**Le troisième chapitre** est réservé au procédé de la phytoépuration où les résultats de plusieurs études menées à travers plusieurs pays sur le procédé sont illustrés. Des définitions et des techniques pour ce procédé font également partie dans ce chapitre.

La **2<sup>ème</sup> partie** contient trois chapitres qui concernent une présentation de la région d'étude et la méthodologie adoptée pour réaliser ce travail ainsi que les résultats obtenus.

**Le quatrième chapitre** expose le cadre naturel, démographique et édaphoclimatique de la région d'étude.

**Le cinquième chapitre** récapitule les protocoles et les méthodes de travaux adoptés ainsi que les différentes techniques d'analyses utilisées.

**Le sixième chapitre** présente l'ensemble des résultats des campagnes de prélèvement. Le devenir de la végétation épuratrice dans le bassin de traitement au fil du temps. La comparaison de la qualité de l'eau avant après traitement sur le plan physico-chimique et microbiologique ainsi que la comparaison inter-spécimens des espèces végétales étudiées. En sus des résultats obtenus, ce chapitre contient quelques recommandations

*Chapitre I :*  
*Généralités sur*  
*les eaux usées*

## 1 Les eaux usées

### 1.1 Définition

Une eau est dite polluée une fois qu'elle perd ses caractéristiques physiques, chimiques et organoleptiques.

Selon Bouziani (2000), la plupart des eaux usées sont agressives, d'autres sont pathogènes, elles peuvent être à l'origine de graves problèmes de santé publique.

Les eaux usées sont les eaux évacuées résultant de toutes les activités humaines journalières. On peut distinguer selon leurs origines :

\*les eaux usées agricoles qui résultent de l'élevage et de la culture ;

\*les eaux usées industrielles dont les caractéristiques dépendent toujours de l'usage de l'eau dans les procédés de fabrication ;

\*les eaux de ruissellement pluviales qui sont rejetées après la pluie par les systèmes d'évacuation prévus pour les surfaces imperméables ;

Les eaux épurées qui ne sont que très rarement des eaux pures mais plutôt des eaux usées traitées jusqu'à un niveau de pollution toléré par la législation pour leur émission dans la nature (Anonyme, 2000).

Pour comprendre comment on mesure la pollution d'un utilisateur d'eau, il faut tout d'abord répertorier les substances variées qui sont utilisées à la maison et dont nous nous débarrassons avec de l'eau. Généralement, le jargon des hygiénistes fait appel à la couleur, on parle d'eaux grises pour toutes les eaux de lavage et d'eaux noires pour les eaux fécales des W.C que l'on appelle aussi eaux vannes. Cette différence de couleur traduit le niveau du risque sanitaire lié à la dispersion de chacun des deux types d'eau.

Suivant des catégories de type chimique, les substances rejetées dans l'eau se répartissent en :

- Matières organiques biodégradables (protéines, graisses, hydrates de carbone) qui peuvent servir de nourriture à des microorganismes et que ceux-ci vont transformer, en partie, en composés minéraux simples ;

- Sels inorganiques (sodium, potassium, Calcium, Magnésium, chlorures, sulfates, phosphates, nitrates,) dont l'origine vient des savons et des produits de nettoyage et aussi de la minéralisation initiale de l'eau ;
- Produits minéraux éliminés par l'organisme (ammoniaque, phosphates ...)
- Microorganismes apportés par les matières fécales ;
- Substances dangereuses indésirables et toxiques, très peu biodégradables dans le milieu aquatique telles que ;
  - Métaux lourds : Mercure Hg, Plomb Pb....
  - Hydrocarbures : huiles minérales de vidange, solvants pour peinture

## 1.2 Les eaux urbaines résiduaires :

Les eaux usées urbaines résiduaires sont des eaux ménagères ou qui résultent du mélange d'eaux ménagères avec des eaux industrielles et/ou des eaux de ruissellement.

Eaux usées d'origine industrielle :

C'est une eau qui a subi des modifications physico-chimiques et qui rentre dans les processus industriels et qui est rejetée à la fin de la chaîne industrielle, souvent chargée par des huiles ou des métaux lourds.

Eaux usées d'origine domestique :

C'est une eau issue généralement des groupes des agglomérations arrivant des rejets des activités domestiques, elle est constituée par :

- eau ménagère (lavage corporel et du linge, eaux de cuisine),
- eaux vannes chargées de fèces et d'urines,
- eaux de lavage de voirie,
- eaux pluviales,

Elle contient des matières minérales et organiques dans les trois phases solide, liquide et gazeuse et dans les trois états de dispersion : débris grossiers, suspensions (émulsion), colloïdes, molécules dissoutes dissociées ou non. Les eaux usées véhiculent aussi les microorganismes pathogènes ou sporophytes et virus.

Selon Richard (1996), cette eau contient des détergents anioniques (alkylsulfates alkylaryl sulfaté) qui agissent comme émulsionnants, moussant mouillants.

Ils ont la faculté de diminuer la capacité de ré oxygénation des eaux de surface et d'inhiber l'épuration biologique par des bactéries (Collas, 1962).

### 1.3 Les eaux de drainage :

C'est l'eau de lessivage récupérer après irrigation grâce à un système de drainage. Les pollutions dues aux activités agricoles sont de plusieurs natures :

- ▶ Apport aux eaux de surface de nitrates et de phosphates utilisés comme engrais, par suite de lessivage de terre perméables. Ces composés minéraux favorisent la prolifération des algues qui, en abaissent la teneur en oxygène des eaux courantes compromettent la vie des poissons et des autres animaux aquatiques.
- ▶ Apport des pesticides chlorés ou phosphorés, de désherbants, d'insecticides ;
- ▶ En région viticole, apport du sulfate de cuivre (bouillie bordelaise, bouillie bourguignonne), de composés arsenicaux destiné à la protection des vignes (Richard, 1996).

## 1.4 Caractéristiques des eaux usées

### 1.4.1 Paramètres physiques

#### 1.4.1.1 La température

La détermination de la température est essentielle pour les réactions physico-chimiques et biologiques régies par leurs caractéristiques thermodynamiques et cinétiques. A titre d'exemple, la concentration à saturation de l'oxygène dissous, plus l'eau est chaude et plus sa concentration limite diminue le pH et la conductivité est dépendante de la température de même que les processus de biodégradation carbonée (Thomas, 1995).

#### 1.4.1.2 La matière en suspension (MES)

Il s'agit de matières non solubilisées. Elles comportent des matières organiques et des matières minérales (Gaid, 1984). Elles peuvent être inertes ou vivante de petite taille. Ces matières peuvent changer la coloration et la turbidité de l'eau

## 1.5 Paramètres Organoleptiques

### 1.5.1 L'odeur

L'eau d'égout fraîche a une odeur fade qui n'est pas désagréable, par contre en état de fermentation elle dégage une odeur nauséabonde (Ladjel, 2006).

### 1.5.2 La couleur

La coloration d'une eau peut être soit d'origine, naturelle, soit associée à sa pollution (composé organiques colorés). La coloration d'une eau est donc très souvent synonyme de la présence de composés dissous et corrélativement la présence des solutés induit une coloration qui ne se limite pas au seul domaine du visible (Thomas, 1995).

## 1.6 Paramètres Chimique

### 1.6.1 Le potentiel Hydrogène (pH)

Le pH est important pour la vie et le développement de la faune et de la flore existante dans les cours d'eau. Cependant, sa valeur peut être à l'origine des ennuis dans les canalisations (corrosion et dépôts calcaires) (Belkhiri, 1999)

### 1.6.2 La Conductivité

La mesure de conductivité électrique, paramètre non spécifique, est probablement l'une des plus simples et des plus importants pour le contrôle de la qualité des eaux usées (Thomas, 1995).

Elle permet d'évaluer, approximativement la minéralisation globale de l'eau. La relation entre la conductivité et la minéralisation est représentée dans le tableau 01 (Gaid, 1984).

**Tableau 1** : Relation entre la conductivité et la minéralisation

Conductivité ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ )	Appréciation
Conductivité $< 100\mu\text{s}/\text{cm}$	Minéralisation très faible
$100 \mu\text{s}/\text{cm} < \text{conductivité} < 200\mu\text{s}/\text{cm}$	Minéralisation faible
$200 \mu\text{s}/\text{cm} < \text{conductivité} < 333 \mu\text{s}/\text{cm}$	Minéralisation moyenne accentuée
$333 \mu\text{s}/\text{cm} < \text{conductivité} < 600\mu\text{s}/\text{cm}$	Minéralisation moyenne
$666 \mu\text{s}/\text{cm} < \text{conductivité} < 1000 \mu\text{s}/\text{cm}$	Minéralisation importante
Conductivité $> 1000 \mu\text{s}/\text{cm}$	Minéralisation excessive

### **.1.6.3 L'Oxygène Dissous**

L'oxygène est toujours présent dans l'eau. Sa solubilité est en fonction de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité. La teneur de l'oxygène dans l'eau dépasse rarement 10 mg/l. Elle est en fonction de l'origine de l'eau ; L'eau usée domestique peut contenir de 2 à 8 mg/l (Ladjel, 2006)

### **1.6.4 La Demande Chimique en Oxygène (DCO)**

La DCO est d'autant plus élevée qu'il y a des corps oxydables dans le milieu. L'oxygène affecte pratiquement la totalité des matières organiques biodégradables et non biodégradables. Mesuré en mg d'O<sub>2</sub>/l. (Taradat, 1992).

### **1.6.5 La Demande Biochimique en Oxygène (DBO)**

La demande biochimique en oxygène est la quantité d'oxygène en mg/l consommé dans les conditions de l'essai de l'incubation à 20 °C et à l'obscurité pour assurer par voie biologique l'oxydation des matières organiques biodégradables présents dans l'eau usée (Taradat, 1992).

### **1.6.6 L'azote**

Aujourd'hui, le cycle naturel de l'azote est perturbé par le développement démographique, industriel, agricole et de l'urbanisation. (Badia et Gondar, 2003).

Il peut se trouver sous forme minérale (nitrate ammoniacale) ou organique. La présence d'azote organique à l'ammoniacale se traduit par une consommation d'oxygène dans le milieu naturel. (Gerre et Gommelia, 1982).

### **1.6.7 Le Phosphore**

L'apport journalier de phosphore est d'environ 4 g par habitant. Il est dû essentiellement au métabolisme de l'individu et l'usage de détergent. Les rejets varient d'ailleurs suivant les jours de la semaine. (Ladjel et Bouchefer, 2004)

## 1.7 Les bactéries indicatrices de pollution

Cette classe de bactéries comprend des genres et espèces dont la présence dans les eaux ne constituées pas en elle-même un risque sur la santé des populations, mais indique l'importance de la pollution biologique des eaux.

### 1.7.1 Les coliformes

Les coliformes sont divisés, en général, en deux types

- Les coliformes d'origines fécales, comprennent les espèces des genres citobacter, levinea, Klebsiellapneumoniae, Enterbactercloacae.... Etc, rencontre dans les matières fécales humaines ou animales, les eaux usées et les eaux de surface polluées ;
- Les coliformes non fécaux ; correspondant a de nouvelle espèces, Serratiafonticola, Buttiauxellaagrestis, Enterobacterintermédiaire, klebsiellaterrigéna.... Etc qui provient uniquement des eaux d'alimentations et des sols incultes. (Youness A. ; 2009)

### 1.7.2 Les Streptocoques fécaux

Ce sont les espèces appartenant au groupe D (possédant les propriétés qui leurs permettent de se multiplier dans des conditions hostiles de croissance) qui sont recherchées comme test de contamination fécale.

Exemples : *Enterococcusavium*, *Enterococcusfaecalis*, *Streptococcus bovis*, *Streptococcus equinus*...etc.

Chez les espèces fécales, il existerait une spécificité d'habitat, cette particularité jouerait un rôle dans la détermination de l'origine de contamination (Youness, 2009).

### 1.7.3 Les Clostridium sulfito-réductrices

Les Clostridium sulfito- réductrice ne sont pas seulement d'origine fécale, mais sont des germes ubiquistes, dont la présence dans l'eau est souvent révélatrice d'infiltration telluriques ou de matières organiques en putréfaction, bien que *C. perfringens* soient un indicateur assez spécifique de la pollution liée aux déjections animales. La présence de ses spores permet donc de détecter une contamination ancienne ou intermittente. Leur absence indique une bonne protection des nappes

*Chapitre II :*  
*Traitement des*  
*eaux usées*

## 2. Traitement des eaux usées

### 2.1 Traitement par boue activées

C'est au début du XX<sup>ème</sup> siècle, et en s'appuyant sur les travaux de Pasteur, qu'Edward Ardern et William Lockett donnent naissance au traitement biologique (Ardern et Lockett 1914). Ils constatèrent la formation d'agrégats bactériens lors de l'aération continue d'eaux d'égout. La présence d'oxygène augmente l'activité bactérienne, ce qui accélère la dégradation naturelle de la matière organique. Cette biomasse active prend alors le nom de boues activées.

### 2.2 Traitement par lagunage

#### 2.2.1 Principe générale du lagunage

Le lagunage est fortement dépendant des conditions climatiques essentiellement de la température, du vent, la pluviométrie et l'ensoleillement. Le rendement épuratoire varie selon la taille, la forme et le nombre de bassin qui est fonction du temps de séjour et des conditions climatiques locales. Selon que les lagunes soient artificiellement aérées ou pas.

#### 2.2.2 Les différents systèmes de lagunages :

On distingue deux types de lagunage

##### a) Lagunage naturel :

Ce sont des bassins artificiels imperméables, de faible profondeur pouvant recevoir des effluents bruts ou prétraités et où la recirculation des boues biologiques décantées n'est pas réalisée, et la concentration de la biomasse épuratrice reste faible.

Alimentées d'effluents à traiter, les lagunes naturelles sont normées étangs de stabilisation (Koller, 2004), que l'on classe en fonction des filières de développement des bactéries en trois catégories : anaérobies, aérobies ou facultatifs (mixtes)

##### b) Lagunage aéré :

Ce sont des vastes bassins constituant un dispositif très proche du procédé à boue activées à faible charge. On y effectue une épuration biologique bactérienne comme celle qui se pratique naturellement dans les étangs, en apportant de l'extérieur par l'insufflation d'air ou oxygénation

au moyen d'aérateurs de surface, l'oxygène nécessaire au maintien des conditions aérobies des bactéries épuratrices.

Bien que théoriquement elle ne s'impose pas, une recirculation de l'eau traitée et parfois des boues biologiques en tête de lagune est souvent pratiquée. Elle permet d'améliorer le mélange complet et d'assurer une meilleure répartition de la biomasse.

Il est rare, en raison de la concentration relativement élevée en matières en suspension, que l'on puisse rejeter directement l'effluent traité à l'exutoire sans décantation finale (KOLLER, 2004).

### 2.3 Le pouvoir épuratoire par macrophytes

Selon Laifa (1998), la capacité de certaines plantes à accumuler des métaux lourds dans leurs tissus a suggéré aux scientifiques l'utilisation de ces plantes dans le but d'épurer les eaux résiduaires chargées en métaux lourds ; de plus l'utilisation de ces plantes comme pièges pour les oligoéléments, permet d'évaluer certaines pollutions et même de les éliminer.

Le traitement par macrophytes faisait un sujet d'étude pour pas mal d'expériences à travers le monde entier en utilisant des espèces différentes et des dispositifs variés.

Au Sénégal Morel et Kane (1998) menaient une expérience durant 2 ans (1993-1995) consacré à l'épuration des eaux usées domestiques par l'intermédiaire des macrophytes. Le traitement était expérimenté dans un système de lagunage avec la Laitue d'eau (*Pistia stratiotes*), suivie de 3 systèmes d'épuration tertiaire en parallèle. Une partie du travail de recherche portait sur la possibilité de valoriser la biomasse produite et la fabrication de composts en associant les *Pistia stratiotes* à d'autres déchets.

Les résultats étaient très encourageants, les diminutions de la DCO et de la DBO<sub>5</sub> sont très élevées et même plus importants que ceux obtenus avec une station d'épuration mécanisée à boues activées. La diminution des matières en suspension est de 90 à 95 % pour l'épuration secondaire et total après le filtre biologique à sable de basalte. La désodorisation est totale après ces deux filières. Le traitement tertiaire par lagunage avec *Lemna paucicaustata* n'améliore pas non plus la diminution des particules en suspension et de plus fait conserver à l'eau une légère odeur caractéristique des eaux usées.

Le système vétiver (*Vetiveria zizanoides*), testé dans une expérience au Sénégal, comporte trois bassins de 1 m<sup>2</sup> chacun dont le premier est un bassin d'eau libre et les deuxièmes et

troisièmes bassins sont plantés de *Vetiveria zizanoides*. Les résultats montrent que cette plante possède des potentialités importantes en matière d'épuration des eaux usées domestiques. Cependant, les rendements d'épuration restent améliorables, particulièrement pour ce qui concerne la désinfection.

L'élimination des MES par le système vétiver testé est considérable. Dès la sortie du premier bassin de vétiver, les MES sont retenues à taux de 76 à 81%. Ce taux passe à 87 à 94% à la sortie du second bassin de vétiver.

Les eaux recueillies à la sortie du second bassin de vétiver renferment pour l'essentiel une DCO inférieure à 100 mg/l. Cela correspond à des rendements qui varient entre 90 et 92%.

Les principaux résultats des expériences, sur le système Vétiver, effectuées durant le premier semestre de l'an 2002 sont illustrés dans les tableaux suivants :

**Tableau 2 :** Évolution des teneurs en MES (mg/l) dans les eaux brutes et à la sortie des bassins de Vétiver. (Anonyme, 2003).

		Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin
<b>1<sup>er</sup> Compagne d'analyses</b>	<b>Eau brute</b>	659	612	815	705	519	723
	<b>Sortie Vétiver 01</b>	128	145	192	168	108	135
	<b>Sortie Vétiver 02</b>	65	59	65	48	67	50
<b>2<sup>eme</sup> Compagne d'analyses</b>	<b>Eau brute</b>	728	653	532	834	545	687
	<b>Sortie Vétiver 01</b>	174	156	105	203	112	134
	<b>Sortie Vétiver 02</b>	72	64	57	52	69	55

**Tableau 3 :** Évolution des teneurs en DCO (mg d'O<sub>2</sub>/l) dans les eaux brutes et à la sortie des bassins de Vétiver. (Anonyme, 2003)

		Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin
<b>1<sup>er</sup> Compagne d'analyses</b>	<b>Eau brute</b>	1075	956	1123	994	897	975
	<b>Sortie Vétiver 01</b>	235	228	297	215	206	257
	<b>Sortie Vétiver 02</b>	110	89	90	88	82	94
<b>2<sup>eme</sup> Compagne d'analyses</b>	<b>Eau brute</b>	1230	992	865	1010	920	988
	<b>Sortie Vétiver 01</b>	289	235	242	288	230	207
	<b>Sortie Vétiver 02</b>	98	96	75	102	87	89

**Tableau 4 :** Évolution des teneurs en CF (N/100 ml) dans les eaux brutes et à la sortie des bassins de Vétiver. (Anonyme, 2003).

		Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin
<b>1<sup>er</sup> Compagne d'analyses</b>	<b>Eau brute</b>	2,3 x 10 <sup>7</sup>	9,5 x 10 <sup>6</sup>	1,1 x 10 <sup>7</sup>	1,1 x 10 <sup>8</sup>	8,9 x 10 <sup>6</sup>	7,2 x 10 <sup>7</sup>
	<b>Sortie Vétiver 01</b>	7,9 x 10 <sup>5</sup>	8,5 x 10 <sup>5</sup>	7,4 x 10 <sup>5</sup>	2,1 x 10 <sup>6</sup>	6,7 x 10 <sup>5</sup>	9,3 x 10 <sup>5</sup>
	<b>Sortie Vétiver 02</b>	1,1 x 10 <sup>5</sup>	2,1 x 10 <sup>5</sup>	9,8 x 10 <sup>4</sup>	1,8 x 10 <sup>5</sup>	5,0 x 10 <sup>4</sup>	2,1 x 10 <sup>5</sup>
<b>2<sup>eme</sup> Compagne d'analyses</b>	<b>Eau brute</b>	3,5 x 10 <sup>8</sup>	1,5 x 10 <sup>7</sup>	3,3 x 10 <sup>7</sup>	4,1 x 10 <sup>7</sup>	2,3 x 10 <sup>7</sup>	1,0 x 10 <sup>8</sup>
	<b>Sortie Vétiver 01</b>	1,5 x 10 <sup>6</sup>	3,3 x 10 <sup>5</sup>	6,9 x 10 <sup>5</sup>	7,1 x 10 <sup>5</sup>	3,5 x 10 <sup>5</sup>	2,2 x 10 <sup>6</sup>
	<b>Sortie Vétiver 02</b>	3,1 x 10 <sup>5</sup>	5,6 x 10 <sup>4</sup>	3,3 x 10 <sup>5</sup>	3,2 x 10 <sup>5</sup>	9,7 x 10 <sup>4</sup>	6,8 x 10 <sup>4</sup>

CF : Coliformes Fécaux

En 1999 Abissy et Mandi montaient une expérience dans la ville de Marrakech (Maroc) pour le traitement des eaux usées par plantes enracinées (le roseau). Le dispositif est composé de quatre bacs de 115 L de volume rempli sur une épaisseur de 5 cm de gravier et de 30 cm de sol, dont deux sont plantés de jeunes tiges de roseau densité de 35 tiges/m<sup>2</sup> et les deux autres bacs non plantés sont pris comme témoins.

Les résultats de cette expérience qui s'est déroulée dans un climat aride, montrent que le roseau a un pouvoir épuratoire très important, le rendement pour la DCO était de 72 % et la MES de 91% dans les bacs plantés en roseau, les deux autres non plantés ont présenté des rendements acceptables mais inférieurs de 3 à 7% par rapport aux premiers.

Sur le plan compositions chimiques des eaux traitées les chercheurs ont constaté que dans le lit planté la diminution est de 68%, 48%, 52% et 39% respectivement pour le NTK, le NH<sub>4</sub>, le PT et le PO<sub>4</sub><sup>-</sup>. Pour le sol non planté les diminutions sont plus faibles NTK : 51%, NH<sub>4</sub> : 3%, PT : 12% et le PO<sub>4</sub><sup>-</sup> : -8%.

**Tableau 5:** Caractéristiques physico-chimiques et parasitologique de l'effluent à traiter. (Abissy et Mandi, 1999).

Paramètres	Valeur moyenne sur toute la période d'étude (Août 1994-Septembre 1996)	Unité
<b>pH</b>	6,87 ± 0,27	—
<b>CE</b>	1150,46 ± 252,65	µs/cm
<b>MES</b>	325,11 ± 123,22	mg/l
<b>DCO totale</b>	1149,21 ± 612,45	mgO <sub>2</sub> /l
<b>DCO dissoute</b>	518,99 ± 309,24	mgO <sub>2</sub> /l
<b>DCO particulaire</b>	630,21 ± 377,14	mgO <sub>2</sub> /l
<b>PT</b>	10,93 ± 2,97	mg/l
<b>P-PO3-4</b>	7,28 ± 2,09	mg/l
<b>NTK</b>	56,65 ± 15,92	mg/l
<b>N-NH4</b>	8,56 ± 6,55	mg/l
<b>N-NO-3</b>	0,019 ± 0,021	mg/l
<b>Œufs d'helminthes</b>	2 ± 3	Œufs/l
<b>Kystes de protozoaires</b>	569 ± 435	Kystes/l

**Tableau 6:** Teneur en éléments minéraux, azote et phosphore, au niveau des différents organes de la plante (Abissy et Mandi, 1999).

% Poids sec	Roseau irrigué par eaux usées				Roseau irrigué par eaux douces			
	Tige	Feuille	Racine	Rhizome	Tige	Feuille	Racine	Rhizome
<b>N</b>	0,832	2,299	1,084	1,938	0,308	1,414	0,490	0,602
<b>P</b>	0,040	0,109	0,070	0,136	0,037	0,072	0,025	0,103

**Tableau 7 :** Taux exporté d'azote et de phosphore par les différents organes de la plante (*Phragmites communis*) (Abissy et Mandi, 1999).

Minéralomasse (Kg/ha)	Phosphore	Azote
Tige	23,52	553,44
Feuille	17,99	432,03
Racine	13,25	253,73
Rhizome	92,09	1 313,67
<b>Total</b>	<b>146,88</b>	<b>2 552,90</b>

A travers la recherche bibliographique, on a constaté qu'il y'a plusieurs techniques de traitement des eaux usées et l'utilisation de l'une ou de l'autre est en fonction des conditions in situ.

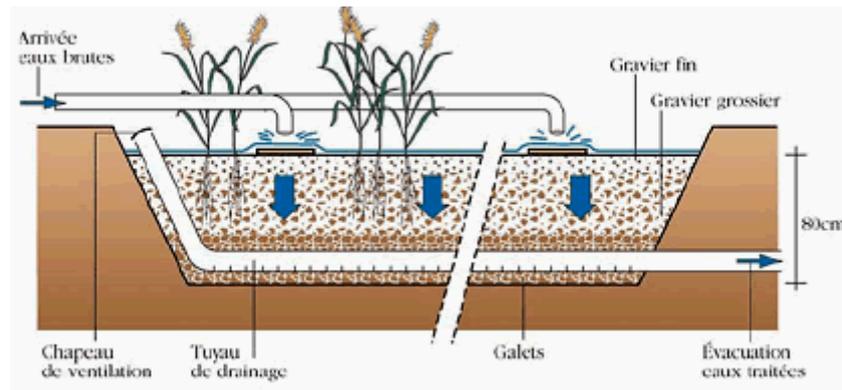
### 2.3.1 - Phytoépuration

La phytoépuration est un système de traitement des eaux utilisant des plantes macrophytes, des substrats et des microorganismes au sein d'une zone humide artificielle nommée "Constructed Wetland" en anglais. Les systèmes de phytoépuration peuvent être composés d'un ou plusieurs filtres plantés

### 2.3.2 - Les types de filtres plantés :

#### 2.3.2.1 - Les filtres plantés à écoulement vertical :

Les stations d'épuration à filtres plantés de macrophytes à flux verticales sont souvent constituées au minimum de deux étages en série eux-mêmes constituées de deux ou trois filtres en parallèle fonctionnant en alternance (voir la Fig. 1). L'objectif de cette alternance de minimiser le colmatage du filtre grâce à la minéralisation, pendant les phases de repos, de la matière organique accumulée (Anonyme, 2005).

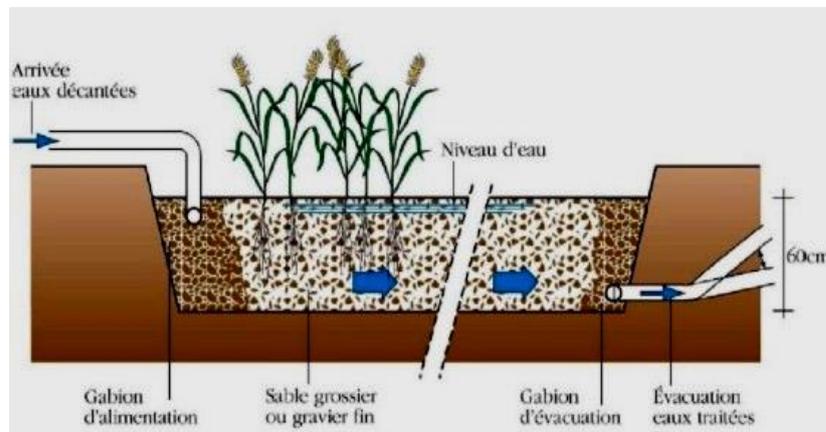


**Figure 1:** Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical

### 2.3.2.2 - Les filtres plantés à écoulement horizontal :

Les lits plantés de macrophytes à écoulement horizontal : Les filtres horizontaux sont des bassins remplis de manière homogène de sable, de gravier ou d'un autre substratum, et dans lesquels ont été plantés des macrocytes (voir Fig2).

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.



**Figure 2:** Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement horizontale

La plupart du temps, l'alimentation a lieu en continu et les matériaux sont pratiquement saturés en permanence.

Il y a deux modes dans ces filtres plantés :

- ✓ Les lits plantés de macrophytes à écoulement horizontal superficiel.
- ✓ Les filtres plantés de macrophytes à écoulement horizontal sous la surface : La station de notre étude (Anonyme, 2010).

# *Chapitre III :*

# *Phytoépuration*

### 3. Phytoépuration

#### 3.1 Historique de la phytoépuration

Les marais artificiels sont l'écosystème le plus important sur terre pour ses conditions hydrologiques et son rôle comme étant un écotone entre les deux systèmes terrestre et aquatique (Vymazal, 2010). L'usage des marais pour recevoir les eaux usées remonte au début du siècle. Les marais, les marécages et les tourbières étaient perçus comme des milieux récepteurs d'eaux usées, mais jouaient tout de même un rôle épuratoire non négligeable. Les premières notions scientifiques relatives à l'usage des marais pour le traitement des eaux usées remontent aux environs de 1946 avec Seidel (Vymazal, 2005).

Le procédé développé par Seidel, aussi appelé "Max Planck Institute System (MPIS)" ou "Krefeld Process (KP)", comporte plusieurs étages successifs. Les plantes généralement utilisées sont le phragmite (*Phragmites australis*), le scirpe (*Scirpus sp.*), l'iris (*Iris sp.*) et la quenouille (*Typha sp.*). Ce type de procédé fut introduit en 1964 par Kickuth en Allemagne (Vymazal, 2010). Kickuth a développé en Allemagne, depuis 1964, un procédé de traitement à écoulement horizontal sous la surface. Ce procédé utilise surtout le roseau commun (*Phragmites australis*) mais peut aussi comprendre, pour certaines applications particulières, le jonc (*Juncus sp.*), le scirpe (*Scirpus sp.*), l'iris des marais (*Iris pseudacorus*) ou la menthe d'eau (*Mentha aquatica*). Un premier système fut mis en exploitation à Othfresen en 1974 (Vymazal, 2002). Ce procédé utilise un mélange de sol organique, de sable et d'argile dont la perméabilité est relativement faible.

Ce mélange est sélectionné afin de favoriser la croissance des plantes et d'augmenter la capacité d'adsorption du sol en vue principalement d'enlever tous les nutriments. La capacité hydraulique est maintenue par le réseau de racines et de rhizomes des plantes qui croissent et qui meurent. Selon Kickuth, le développement des plantes permet d'obtenir, après 3 ans, une perméabilité de l'ordre de ( $10^{-1}$  à  $9.10^{-1}$  cm/s<sup>-1</sup>), quel que soit le type de sol retenu (Greenway, 2010).

#### 3.2 Généralités sur les systèmes de la phytoépuration

Le marais est un espace transitionnel entre terre et eau. Les limites entre le marais, la terre ou l'eau souterraine ne sont pas donc toujours distinctes. Le terme marais « wetland » englobe un large rang de milieux humides comprenant les marécages, les prairies immergées humides et les bandes humides le long des cours d'eaux (DuPoldt et al; 2000). Selon « The Clean Water Act » du gouvernement des Etats Unis, les marais sont définies comme « des

surfaces submergées ou saturées par l'eau de surface ou souterraine à une fréquence et une durée suffisante pour supporter, sous des circonstances normales, une végétation répandue, typiquement adaptée à la vie dans des conditions de sol saturé » (Mitsch et Gooselink, 1993 in Brix, 1997).

### 3.2.1 Les marais artificiels

Les marais construits pour le traitement d'eau sont des systèmes complexes intégrant de l'eau, des plantes, des animaux, des microorganismes et le milieu qui les entoure. (DuPoldt et al; 2000). Un marécage construit est défini comme un marais construit spécifiquement pour le contrôle de pollution et l'aménagement des déchets, à un emplacement autre que celui d'un marais naturel déjà existant (Sherwood, 1993).

D'après Lecomte (1998), la méthode des « zones humides » est une technique utilisée pour les eaux usées ou pour les eaux de mines, qu'il s'agisse d'eau d'exhaure ou d'eau de drainage de zone de dépôts de déchets miniers (terrils, lagune...).

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. (Poulet et al, 2004)

#### 3.2.1.1 Les composantes d'un marais artificiel

Un marais construit est constitué par un bassin désigné proprement pour contenir de l'eau, un substrat, et souvent, des plantes vasculaires. D'autres composantes importantes des marais, tels que les communautés microbiennes et les invertébrés se développeront naturellement :

##### a) L'eau

Un marais peut être construit presque n'importe où dans le paysage en formant la surface du sol afin de collecter l'eau en scellant le bassin pour retenir l'eau. L'hydrologie est le facteur le plus important dans la conception d'un marais construit car il lie tous les fonctions dans le marais et car il est souvent le facteur primaire du succès ou l'échec d'un marais construit. L'hydrologie d'un marais construit n'est pas très différente de celle des surfaces d'eau, bien qu'elle diffère en quelques aspects importants :

- De petits changements dans l'hydrologie peuvent avoir des effets assez significatifs sur un marais et l'efficacité de son traitement ;

- A cause de sa large superficie et sa petite profondeur, un système de marais communique vigoureusement avec l'atmosphère à travers la pluie et l'évapotranspiration (la perte combinée de l'eau par l'évaporation de la surface d'eau et la perte à travers la transpiration par les plantes) ;

- La densité de la végétation d'un marais influence vigoureusement son hydrologie, premièrement, en gênant les voies d'écoulement, quand l'eau parcourt son chemin sinueux à travers le réseau des tiges, des feuilles, des racines et rhizomes et, deuxièmement, en bloquant l'exposition au vent et au soleil. (DuPoldt et al; 2000).

### **b) Le substrat, sédiment et détrit**

Les substrats utilisés pour construire un marais comprennent le sol, le sable, le gravier, les pierres et des matériaux organiques comme le compost. Les sédiments, et les détrit s'accumulent dans le filtre à cause des vitesses basses d'eau et la haute productivité typique des marais. Les substrats, les sédiments, et le détrit sont importants pour plusieurs raisons :

- Ils supportent beaucoup d'organismes vivant dans le marais ;
- La perméabilité du substrat influence le mouvement d'eau à travers le marais ;
- Plusieurs transformations biologiques (spécialement microbiennes) ont lieu dans le substrat ;
- Les substrats fournissent un stockage pour plusieurs contaminants ;
- L'accumulation du détrit augmente la quantité de la matière organique dans le marais. La matière organique fournit des sites pour l'échange de matériaux et l'attachement microbien, c'est une source de carbone ; la source d'énergie qui règle certaines réactions biologiques importantes dans le marais.

Les caractéristiques physiques et chimiques des sols et autres substrats sont altérées quand ils sont submergés.

### **c) La végétation**

Les plantes vasculaires (les hautes plantes) et les plantes non vasculaires (algues) sont importantes dans les marais construits. La photosynthèse par les algues augmente le contenu d'oxygène dissous dans l'eau qui à son tour affecte les réactions des nutriments et des métaux.

Les plantes vasculaires contribuent au traitement des eaux résiduaires et des eaux de ruissellement en différentes manières :

- Elles stabilisent les substrats et limite l'écoulement ;
- Elles ralentissent la vitesse de l'eau, permettant aux matières suspendues de se déposer ;
- Elles prélèvent le carbone, les nutriments, et les éléments traces et les incorporent dans les tissus des plantes ;
- Elles transfèrent les gaz entre l'atmosphère et les sédiments ;
- La fuite d'oxygène des surfaces supérieures des structures de la plante crée des macrosites oxygénés dans le substrat ;
- Les systèmes racinaires et leurs tiges fournissent des sites pour l'attachement microbien; • Elles créent le détritit quand elles meurent et pourrissent.

#### d) Les micro-organismes

Les microorganismes comprennent les bactéries, les levures, les champignons, les protozoaires, les algues des écorces. La biomasse microbienne est un évier majeur du carbone organique et plusieurs nutriments. L'activité microbienne consiste à :

- Transformer un grand nombre de substances organiques et inorganiques en solution inoffensive ou insoluble ;
- Altérer les conditions réduction/oxydation (redox) du substrat et ainsi influence la capacité des processus du marais ;
- Elle est impliquée dans le recyclage des nutriments

La communauté microbienne d'un marais construit peut être influencée par les substances toxiques, tels que les pesticides et les métaux lourds, et des soins doivent être prises pour éviter de tels substances chimiques d'être introduites à des concentrations préjudiciables. (DuPoldt et al; 2000).

#### e) Les animaux

Les marais construits offrent un habitat pour une diversité riche d'invertébrés et de vertébrés. Les animaux invertébrés, tel que les insectes, et les vers ; contribuent au processus de traitement en fragmentant le détritit et consommant la matière organique ; les larves de plusieurs insectes sont aquatiques et consomment des quantités significantes des matériaux durant leurs

stades larvaires, qui peut durer pour plusieurs années. Les invertébrés accomplissent aussi un nombre de rôles écologiques ; par exemple, les nymphes des libellules sont des prédateurs importants des larves des moustiques.

Malgré que les invertébrés sont les animaux les plus importants en matière de l'amélioration de la qualité d'eau, les marais construits attirent aussi une variété d'amphibiens, tortues, oiseaux et mammifères. (DuPoldt et al; 2000).

### 3.2.1.2 Les types des marais construits

Il y a différents types de marais construits : bassin à écoulement en surface, bassin à écoulement sous surface et des systèmes hybrides, qui incorporent les deux systèmes précédents. (DuPoldt et al; 2000).

#### a) Bassin à écoulement en surface

Un bassin à écoulement en surface consiste en un bassin profond, sol ou autre matériel pour supporter les racines de la végétation, et une structure contrôlant l'eau pour maintenir une petite profondeur. Des marais à écoulement en surface ressemblent aux marais naturels et peuvent offrir un habitat naturel et des bénéfices esthétiques en plus du traitement d'eau. Dans le marais à écoulement en surface, les couches superficielles sont souvent anaérobiques. Les marais des eaux de tempête et les marais construits pour traiter les eaux de drainage des mines et les ruissellements d'agriculture sont habituellement des marais à écoulement en surface.

Les avantages des marais à écoulement en surface sont que leur coût capital et de fonctionnement sont bas, et que leur construction, fonctionnement et maintenance sont simples. L'inconvénient principal des systèmes à écoulement en surface est qu'ils nécessitent une plus grande surface que les autres systèmes. (DuPoldt et al; 2000)

#### b) Bassin à écoulement sous-surface

Un bassin à écoulement sous surface consiste en un bassin en cachette avec un substrat poreux de roche ou de gravier. Le niveau d'eau se présente sous la surface du substrat. Dans la plupart des systèmes des Etats Unies, l'écoulement est horizontal, bien que quelques systèmes Européens utilisent des flux à écoulement vertical. Les systèmes à écoulement sous surface sont

appelés par plusieurs noms : les lits immergés végétés, la méthode de zone de racine, le filtre microbien de roche - phragmite, et les systèmes filtrants plante – roche.

A cause des contraintes hydrauliques imposées par le substrat, les filtres à écoulement sous surface sont plus convenables aux eaux usées à basses concentrations en solides et sous des conditions d'écoulement uniformes. Les filtres à écoulement sous surface ont été souvent utilisés pour réduire la demande biochimique en oxygène ( $DBO_5$ ) des eaux usées domestiques. (DuPoldt et al; 2000).

### c) Les systèmes hybrides

Les systèmes hybrides à plateforme nécessite que tous les processus de prélèvement auront lieu dans le même espace. Dans les systèmes hybrides il y a plusieurs cellules désignées pour différents types de réactions. Un traitement effectif des drainages de mines peut nécessiter une séquence de différentes cellules de marais pour promouvoir les réactions aérobiques – anaérobiques. Comme pour le prélèvement de l'ammoniac des eaux usées d'agriculture.

## 3.3 Principe de fonctionnement

L'épuration est réalisée selon le principe de l'épuration biologique majoritairement aérobie dans les milieux granulaires fins à grossier. (Poulet *et al*, 2004). Selon Lecomte (1998), le principe consiste à développer des étendues marécageuses au travers des quelles coulent les effluents.

Lors de la traversée du marécage, les métaux lourds, présents en grande quantité dans l'effluent, sont immobilisés par l'action de végétation (flore bactérienne, algues, phragmite et plantes supérieures du marais.....). Lorsqu'il s'agit d'eaux usées, l'action des microorganismes et de la végétation provoque la dégradation des matières organiques et la dénitrification des eaux. En aval, on obtient ainsi une eau de qualité acceptable qui peut être envoyée telle qu'elle dans le réseau hydrologique, sans risquer d'empoisonner le milieu naturel.

Selon Lecomte (1998), le phénomène provoque également la neutralisation de l'acidité de l'eau, notamment par la forte production d' $H_2S$  gazeux liée à l'activité bactérienne.

### 3.3.1. Rôle des micro-organismes

Les bactéries se nourrissent des matières dont sont chargées les eaux usées. Elles les transforment en molécules inoffensives. La dégradation de la matière organique et la

dénitrification d'azote dans la région des racines des plantes où s'effectue le traitement est médiaturé par les microorganismes. L'émission d'oxygène par les racines des macrophytes crée des zones oxydées autour des racines. La plupart du contenu organique des eaux résiduares est décomposé en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et eau dans ces zones en utilisant l'oxygène comme dernier accepteur d'électrons. En plus l'ammoniaque est oxydée en nitrates par bactéries nitrifiante dans ces zones.

Par ces processus les nitrates sont convertis en azote (N<sub>2</sub>), qui s'évapore vers l'atmosphère. Dans une région de la rhizosphère, la matière organique peut être décomposée anaérobiquement en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et méthane (CH<sub>4</sub>) par des processus fermentifs. L'existence simultanée des zones oxydées, anoxiques, et de réduction, et l'interaction entre les différents types de processus de dégradation microbiennes dans ces zones, est essentiel pour une décomposition de la matière organique et un prélèvement des nutriments efficace dans la région des racines des plantes où s'effectue le traitement. En plus de tels interactions peuvent être favorables pour la décomposition des composés persistants, tel que les hydrocarbures chlorés (Kobayashi et Rittman, 1982).

### 3.3.1.2. Rôle des macrophytes

Au-delà de l'aspect esthétique, les macrophytes contribuent indirectement à la dégradation des matières volatiles en suspension (MES) de l'effluent brute ;

\* La croissance des racines et des rhizomes permet une régulation de la conductivité hydraulique initiale. La faible granulométrie du substrat (sable ou gravier) ainsi que l'apport important de matière organique sont propice au colmatage du filtre. La croissance des parties racinaires limite ces risques en formant des pores tubulaires le long des racines qui se développent. Toutefois dans des filtres à écoulement horizontal, il ne faut pas escompter une conductivité hydraulique supérieure à celle des matériaux d'origine. (Poulet *et al*, 2004).

\* La couverture foliaire est un régulateur thermique ayant un impact sur les rendements épuratoires sous des climats froids.

\* De petites quantités d'oxygène provenant des parties aériennes sont rejetées à l'apex des radicelles des plantes, mais elles sont insuffisantes pour contribuer seules à la satisfaction des besoins d'oxygène de la biomasse bactérienne, responsable de la dégradation. (Poulet *et al*, 2004)

### 3.3.1.3. Plantes utilisées

Selon Poulet *et al.*, (2004), le développement racinaire accroît la surface de fixation pour le développement des microorganismes et pour des réactions de précipitation. Auquel s'ajoute très certainement aussi un facteur encore très mal documenté de stimulation de l'activité, voire de la diversité et de la densité des microorganismes, impliqués à divers titres dans les processus épuratoires. Il s'agit d'un concept bien connu en agronomie et qui peut se résumer sous la forme triviale suivante « un sol planté est biologiquement plus riche et actif qu'un sol nu ». Les tissus racinaires et leurs exsudats constituent vraisemblablement des niches plus accueillantes pour les microorganismes que des substrats minéraux inertes.

Le rôle du métabolisme des plantes (assimilation des nutriments) affecte plus ou moins le traitement en fonction des surfaces mises en jeu. Si pour les filtres plantés verticaux l'assimilation est négligeable, les surfaces plus importantes mises en jeu dans les filtres horizontaux peuvent conduire à de prélèvement pouvant être raisonnablement prises en compte dans les bilans, mais qui devraient cependant se situer au maximum à 20% pour l'azote et 10% pour le phosphore. Tous ces éléments ne sont pas directement exportables dans la biomasse faucardable, mais se trouvent aussi piégés dans le système racinaire dont le devenir à long terme, c'est-à-dire 10-15 ans, n'a pas encore été étudié. (Poulet *et al.*, 2004)

*Chapitre IV :*  
*Présentation de*  
*la région d'étude*

## 4. Présentation de la région d'étude

### 4.1 Le cadre géographique

Touggourt dépend administrativement de la wilaya d'Ouargla qui fut capitale de l'Oasis.

Touggourt, historiquement capitale de l'Oued Righ, chef-lieu de commune et de daïra, elle détient une indéniable vocation de pôle régionale et de centre de transit (Anonyme, 1999).

Positionnement géographique :

Géographiquement, Touggourt est située à  $33^{\circ} 16'$  de latitude Nord,  $6^{\circ} 04'$  de longitude Est et à 55 mètres d'altitude. Elle est distante de :

- 160 km d'Ouargla, chef-lieu de wilaya ;
- 160 km de Hassi Messaoud ;
- 220 km de Biskra ;
- 450 km de Constantine ;
- 620 km d'Alger (Anonyme, 1999).

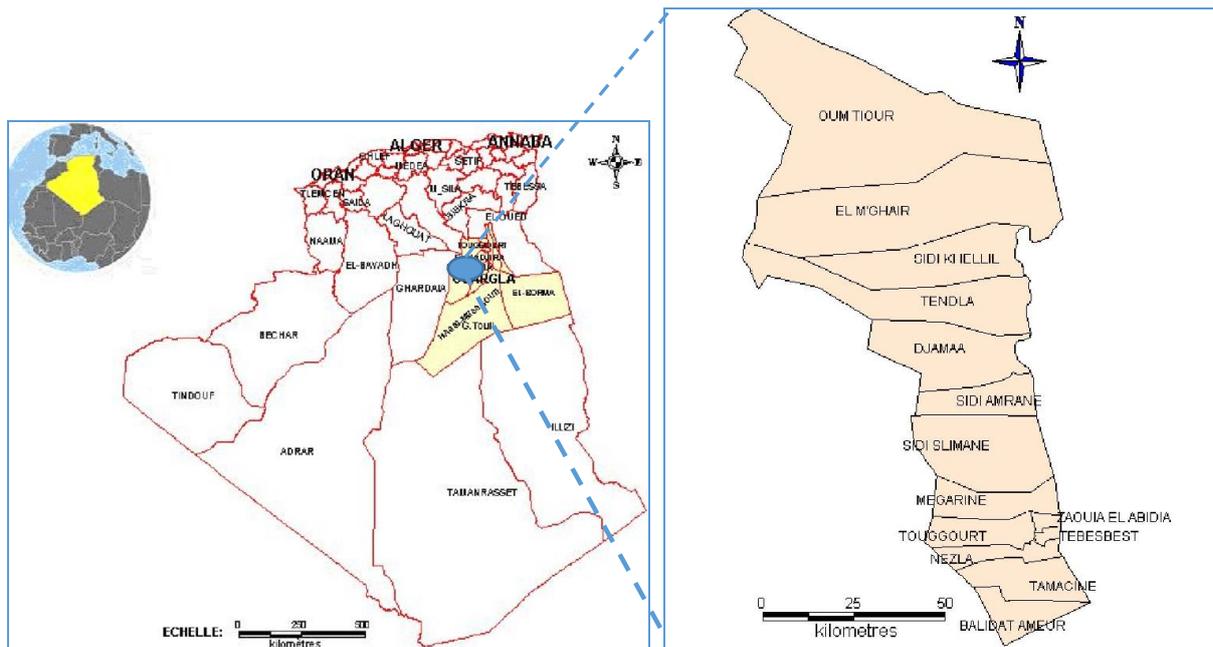


Figure 3 : Situation géographique de Touggourt

### 4.2. Climatologie

Le caractère fondamental du climat saharien est la sécheresse de l'air mais les microclimats jouent un rôle considérable au désert. Le relief, la présence d'une végétation abondante peut modifier localement les conditions climatiques.

Pour une meilleure caractérisation du climat de la région de Témacine nous avons

utilisé les données de la station météorologique la plus proche (station Sadi Mehdi), se rapportant à une période de 10 ans (2008-2018).

**Tableau 8:** *Données climatiques de la région de Témacine pour la période 2008-2018*  
(O.N.M. Touggourt 2018)

	<b>TM (°C)</b>	<b>Tm (°C)</b>	<b>T moy. (°C)</b>	<b>H (%)</b>	<b>V (m/s)</b>	<b>Evapo.</b>	<b>Inso. (h)</b>	<b>Préc. (mm)</b>
Janvier	18,27	5,06	11,66	60,23	8,39	100,97	256,15	11,49
Février	19,95	6,33	13,14	53,24	9,40	132,32	239,78	6,26
Mars	24,14	10,04	17,09	49,50	9,98	163,62	268,73	7,54
Avril	29,31	14,66	21,98	45,05	10,71	207,89	292,54	10,73
Mai	33,77	19,16	26,46	40,66	10,48	245,24	328,04	2,00
Juin	38,52	23,74	31,13	36,44	9,73	285,29	324,77	0,52
Juillet	42,21	26,97	34,59	33,06	9,30	347,69	363,64	0,08
Aout	41,17	26,38	33,78	36,58	9,12	309,82	345,24	1,33
Septembre	36,22	22,72	29,47	46,25	9,27	222,20	276,66	6,69
Octobre	30,50	16,77	23,63	50,43	7,99	175,41	276,36	4,17
Novembre	23,32	9,99	16,65	56,68	8,13	132,03	252,34	7,06
Décembre	18,54	5,43	11,98	62,39	7,27	90,48	238,58	3,41
M.A	<b>29,66</b>	<b>15,60</b>	<b>22,63</b>	<b>47,54</b>	<b>9,15</b>	-		-
Cumul	-	-	-	-	-	<b>2412,96*</b>	-	<b>61.29*</b>

T M : température maximale.

T m : température minimale.

H : Humidité relative.

V : vents.

Ins. : Insolation.

T moy. : Température moyenne.

Préc. : Précipitations.

\* : Cumul

#### 4.2.1 La température

Elle est marquée par une grande amplitude entre les températures de jour et de nuit, d'été et d'hiver. La période chaude commence au mois de Mai jusqu'au mois de septembre, et la période froide commence au mois de Novembre jusqu'au mois de Mars.

La température moyenne maximale du mois le plus chaud en juillet avec 42.21°C. Et La

température moyenne minimale du mois le plus froid en janvier avec 5.06°C, et la température moyenne annuelle et de l'ordre de 22.63°C (Tableau 8).

#### **4.2.2 L'humidité :**

L'humidité de l'air est très variable. Elle est inversement proportionnelle aux températures. Elle passe par un maximum de 63.83% au mois de Janvier, et un minimum de 29.22% au mois de Juillet, et l'humidité moyenne annuelle de 45.59% (Tableau 8).

#### **4.2.3 Le vent :**

Il n'y a pas de désert sans vent. Le vent est le facteur principal de la topographie désertique.

A Témacine. Les vents dominants sont de direction Sud-ouest vers Nord-est, la vitesse maximale du vent est 3.72 m/s au mois de Avril et avec une vitesse minimale du vent est 1.93 au mois Décembre, et la vitesse moyenne annuelle de 2.9 m/s (Tableau 8).

#### **4.2.4 L'évaporation :**

L'évaporation suit une évolution inverse aux précipitations qui résulte de l'action conjuguée de l'ensoleillement et du vent, elle constitue ainsi le principal facteur responsable des pertes d'eau.

L'évaporation maximum mensuelle est de 319.1mm au mois de Juillet, et l'évaporation minimum mensuelle est de 71.61mm au mois de Décembre, le cumul est de l'ordre de 2140.14 mm/an (Tableau01).

#### **4.2.5 L'insolation :**

L'insolation est considérable à Témacine, car l'atmosphère présente une grande pureté durant toute l'année.

La durée moyenne annuelle de l'insolation est de 283.5 heures/mois, avec un minimum de 235.8 heures/mois au mois de Décembre, et un maximum de 361.03 heures/mois au mois de Juillet (Tableau 8).

#### **4.2.6 Les précipitations :**

Les précipitations sont très faibles et irrégulières. Les pluies sont en général torrentielles et durent peu de temps sauf cas exceptionnels.

Le cumul annuel des précipitations est de 58.11m, avec un maximum de 16.47 mm en Janvier, et un minimum de 0.07 mm en Juillet (Tableau 8).

### 4.3 Synthèse climatique

#### 4.3.1 Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen permet de déterminer la période sèche suivant un principe à échelle  $P = 2T$ .  $P$  : précipitation.

$T$  : température moyenne annuelle

L'aire comprise entre les deux courbes représente la période sèche dans la région de Touggourt (2007- 2017).

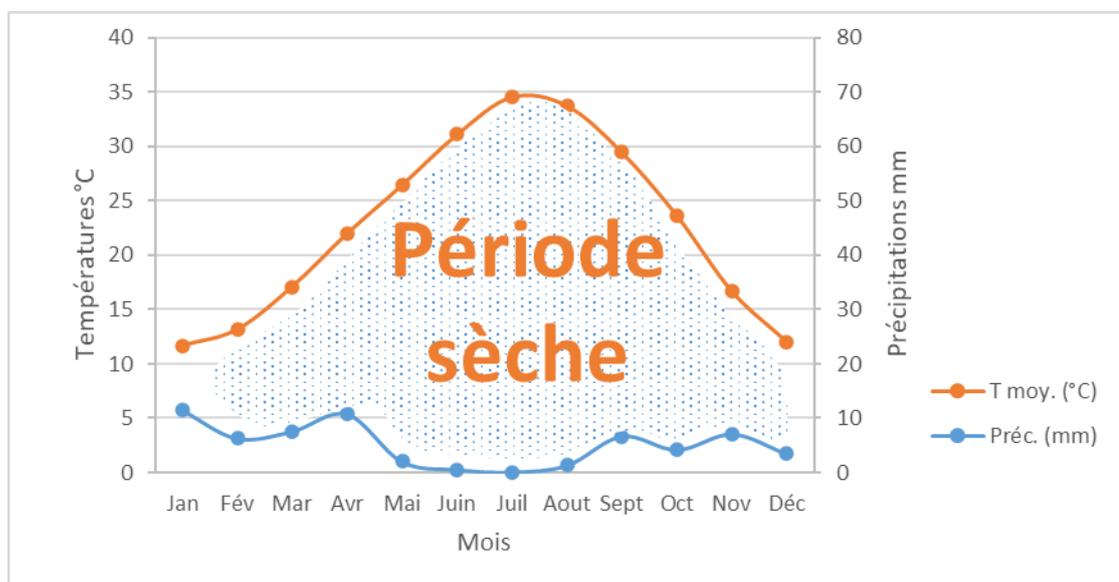


Figure 4: Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen de la région de Témacine

#### 4.3.2. Climagramme d'Emberger

Emberger (1955) a établi un quotient pluviothermique à l'issu duquel il classe les différents types de climat.

Nous avons utilisé la formule de Stewart (1968) adaptée pour l'Algérie et le Maroc.

$$Q_3 = 3.43P/M-m.$$

Où:

$Q_3$ : quotient pluviothermique d'Emberger (1955) modifié par Stewart (1968) pour l'Algérie et le Maroc.

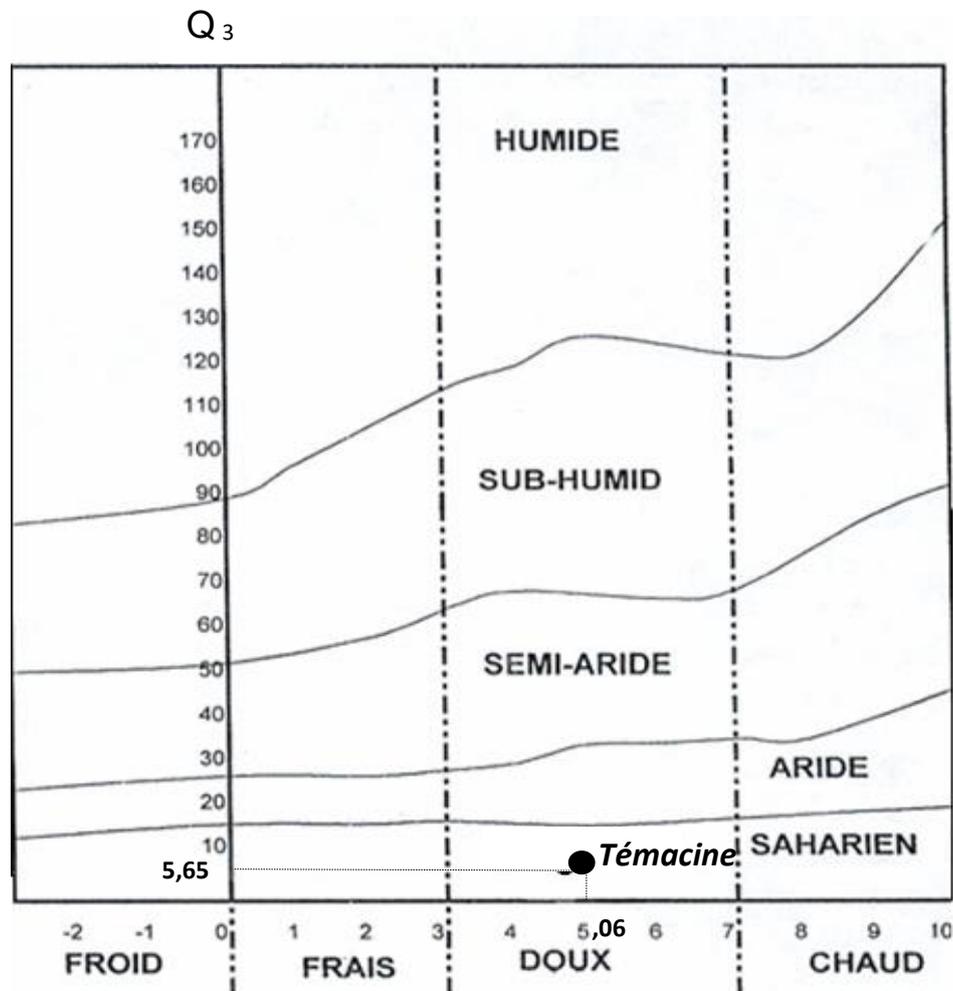
$P$  : pluviométrie moyenne annuelle en mm.

$M$  : moyenne des températures maximales du mois le plus chaud en °C.

$m$  : moyenne des températures minimales du moi le plus froid en °C.

Grâce à cette formule il est possible de calculer le quotient pluviothermique de la région d'étude.

Les calculs donnent  $Q_3$  égale à 5,83 avec  $m = 4,26^\circ\text{C}$ . Ce qui permet de classer la région dans l'étage bioclimatique saharien à hiver doux.



*Figure 5:* Situation de Témacine selon le Climagramme d'Emberger (1998- 2008).

#### 4.4. Géomorphologie

La vallée d'El Oued Righ est un large fossé de direction Sud Nord, prenant son origine au sud de la palmeraie d'El Goug débouchant sur le chott Merouane (Ghettas., 2009).

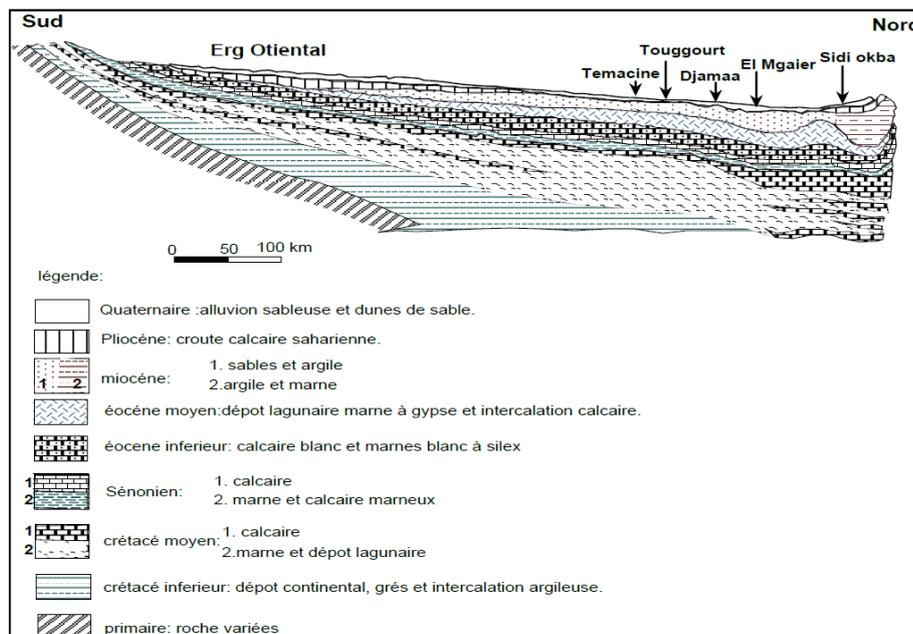
La région caractérise par une faible pente peut être incorporé entre (0-3%), sauf quelques collines comme Vieux Ksar et la Sommet située au Est du lac. La dénivellation entre le haut et le bas du paysage est de quelques mètres seulement, les pentes sont faibles et le relief est peu marqué reposant sur les formations mio-pliocènes et sénonien qui s'infiltrent progressivement

vers le Nord. Généralement le relief n'est pas une seule municipalité 5,58% de la superficie totale.

#### 4.5. Géologie

La région de Touggourt se présente comme une cuvette synclinale du grand bassin sédimentaire du bas Sahara. Ce dernier se situe entre la bordure septentrionale du Hoggar et la bordure méridionale de l'Atlas Saharien. Avec plus de 600 km de diamètre, il couvre 720.000 km<sup>2</sup> de superficie et s'étend des pieds de l'Aurès au Nord jusqu'au tassili au Sud. (UNESCO, ERESS, 1972)

Tous les terrains, depuis le cambrien jusqu'au tertiaire, sont dissimulés en grande partie par le grand Erg Oriental, soit 125.000km<sup>2</sup>. Cependant quelques affluents sont observés sur les bordures (Helal *et al*, 2004 *in* Labeled et Meftah, 2007).



**Figure 6 :** Coupe géologique N-S passant par la cuvette Secondaire Saharienne et par le Bassin de l'Oued Righ (A.Cornet, 1962) modifié 2009. (Belksier *et al.*, 2014)

#### 4.6. Pédologie

Au Sahara, la couverture pédologique présente une grande hétérogénéité et se compose des classes suivantes : sol minéraux, sols peu évolués sols halomorphes et sols hydromorphes. La fraction minérale est constituée dans sa quasi-totalité de sable.

La fraction organique est très faible (inférieure à 1%) et ne permet pas une bonne agrégation.

Ses sols squelettiques sont très peu fertiles car leur rétention en eau est très faible, elle représente environ 8% en volume d'eau disponible (Daoud et al, 2004 in Labeled et Meftah, 2007).

## 4.7. Hydrogéologie

### 4.7.1. Hydrologie superficielle

Les ressources en eau de la surface représentent par la couche de surface dont leur profondeur varie entre (01 et 08 m) qui est composé d'une couche d'argile, elle réduit le niveau d'eau en été et plus élevée en hiver d'atteindre la surface de la terre, d'endommager les produits agriculture, ainsi que les communautés urbaines (Tableau 9).

### 4.7.2. Hydrologie souterraine

Selon Guendouz (1985), ressources en eau souterraines du Sahara septentrional sont contenues dans deux grands aquifères qui s'étendent au-delà des frontières Algériennes. Ceux du continental intercalaire (CI) et des complexe terminaux (CT)

Les formations sont constituées par une série de dépôts alternativement marins et continentaux dans un vaste bassin sédimentaire.

Dans la région de Témacine, il existe deux sources d'eau sont:

#### a) Le complexe terminal

##### ▪ La nappe Mio-pliocène

La nappe est une couche ancienne qui est appelé la couche du sable leur profondeur entre (30 et 70m) d'atteindre leur profondeur jusqu'à de 35m cette nappe est le plus exploitable surtout dans le domaine agricole (irrigation des palmiers) (figure 7).

Un forage peut irriguée 50ha de palmier.

##### ▪ La nappe Sénonien

Est nommée par la couche de calcaire qui est situé sur la profondeur (100 et 200m), cette nappe est le moins exploitable.

#### b) Le continentale intercalaire

##### ▪ La nappe albienne

Situe à une profondeur (1000-1700m) qui se trouve sur une zone de 600.000km<sup>3</sup>.

Elle caractérise par une température élevée comprises entre (50-55°C) et de faible teneur en sel, la nappe est la plus exploitée dans la région.

**Tableau 9** : Synthèse hydrogéologique régionale des différents aquifères (Chellat et al., 2013).

ERE	Etage		Lithologie	Nature Hydrogéologique
Q u a t e r n a i r e			Sables.	Nappe superficielle (la nappe phréatique)
			Argiles, évaporites.	Substratum (imperméable)
T e r t i a i r e	Mio-Pliocène		Sables.	1 <sup>ère</sup> nappe des sables (Complexe Terminal).
			Argiles gypseuses	(semi-perméable)
		Pontien	Sables, graviers et grès	2 <sup>ème</sup> nappe des sables (Complexe terminal).
	Eocène	Moyen	Argiles lagunaires	Substratum
S e c o n d a i r e	C r é t a c é	Inférieur		Nappe des calcaires (Complexe Terminal).
		Sénonien calcaire	Dolomies et calcaires	
		Sénonien lagunaire	Evaporites, argiles	Substratum
		Cénomaniens	Argiles, marnes	Substratum
		Albien Barrémien	Sables et grès	Nappe albienne (Continental Intercalaire).

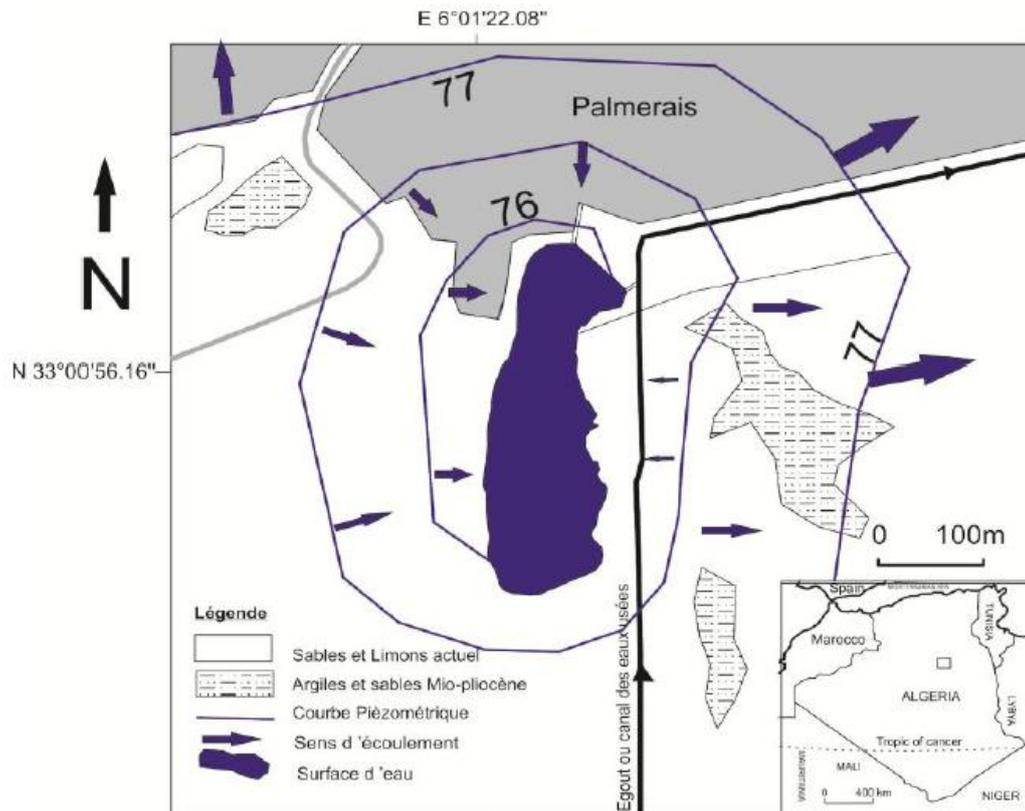


Figure 7 : Carte hydrogéologique de la région de Témacine (Chellat *et al.*, 2013)

#### 4.8. Topographie

Le lieu de résidence de l'agglomération de Touggourt présente une dépression par rapport à toute la région. Elle est caractérisée par une altitude moyenne de 60 à 80 m, et une déclivité de 0 à 2 %. (S.T.E.P Touggourt, 2008).

#### 4.9 Points de rejets des eaux usées à Témacine

Points de rejets : un terrain plat marque la localité de Témacine, ce qui rend l'assainissement de la ville pénible. On dénombre huit points de rejet qui déversent dans la rive gauche du canal d'Oued Righ (selon son sens d'écoulement) (SEDAT, 2006).

- **Point de rejet N°01**

Il se situe au Sud de la ville de Témacine menu d'une station de relevage. Le collecteur qui s'échappe à ce point de rejet est chargé de l'évacuation des eaux usées d'une partie de la cité de Tamellaht en PVC de 250 mm de diamètre, pente 10% débit de rejet  $0.09\text{m}^3/\text{s}$  et vitesse d'écoulement 0.6 m/s (SEDAT, 2006).

- **Point de rejet N°02**

L'autre partie de la cité de Tamellaht est assainit de ses eaux usées via un collecteur qui débouche sur ce point de rejet.

En PVC avec 315mm de diamètre, pente 7%, débit de rejet  $0.045\text{m}^3/\text{s}$  et vitesse d'écoulement  $0.8\text{m/s}$  (SEDAT, 2006).

▪ **Point de rejet N°03**

Toujours au sud de Témacine, un autre collecteur qui distingue entre la palmeraie Bourouba et la palmeraie Makchicha est mis en place pour acheminer les eaux usées de la partie Est de la cité de Tamellaht (SEDAT, 2006).

▪ **Point de rejet N°04**

C'est le premier des quatre points de rejet signalés à El koudia, en allant vers le Nord de cette cite, le collecteur chargé d'assainir la partie Sud de la cite en question et d'autres cités voisines déverse dans le canal de Oued Righ en ce point de rejet conduit en PVC à 315mm de diamètre ; pente 4% débit de rejet  $0.038\text{m}^3/\text{s}$  et vitesse d'écoulement  $0.68\text{m/s}$  (SEDAT, 2006).

▪ **Point de rejet N°05**

Pas loin du point des rejets précédent se trouve une autre issue pour rejoindre le canal d'Oued Righ en ce point de rejet.

Conduite en PVC 315mm de diamètre ; pente 8%; débit de rejet  $0.038\text{m}^3/\text{s}$  et vitesse d'écoulement  $0.68\text{m/s}$  (SEDAT, 2006).

▪ **Point de rejet N°06**

Un peu au Nord de la cité El koudia on signale la présence d'un collecteur d'assainissement qui véhicule une partie des eaux usées de la dites cité pour les rejetées dans le canal de Oued Righ avec un PVC 315 mm de diamètre, pente 3% débit de rejet  $0.038\text{m}^3/\text{s}$ ; et vitesse d'écoulement  $0.68\text{m/s}$  (SEDAT, 2006).

▪ **Point de rejet N°07**

L'autre partie des eaux usées de la cité El koudia et celle de la cité de Témacine (ancien ksar) sont acheminées vers ce point de rejet par un colleur d'assainissement, pour finir dans le canal d'Oued Righ (SEDAT, 2006).

▪ **Point de rejet N°08**

Les eaux usées de la cité El Bhour sont évacuées vers ce point de rejet par l'intermédiaire d'une station de pompage.

Les deux avec PVC de 250mm de diamètre, pente 6%, débit de rejet  $0.023\text{m}^3/\text{s}$  et vitesse d'écoulement  $0.6\text{m/s}$ .

A cause de son nombre d'habitant, la daïra de Témacine a une grande part, malheureusement, dans la pollution du canal Oued Righ d'où l'urgence d'épurer ces rejets. Dans le but d'assembler tout les rejets de la localité en un seul exutoire, ayant l'aspect technico-économique, quelques propositions peuvent se présentées comme solution (SEDAT, 2006).

*Chapitre V :*  
*Matériel et*  
*méthodes*

## 5. Matériel et méthodes

### 5.1 Description de la station de traitement des eaux usées :

#### 5.1.1 Création de station pilote :

C'est en 2004, à l'issu d'une rencontre pluridisciplinaire et multiculturelle organisée par Monsieur le Cheikh de la Zaouïa Tidjania de Témacine et l'association SHAMS, afin d'envisager les conditions d'un développement et d'un avenir durable des oasis sahariennes. Le bureau d'étude Institute WasteWater Gardens (division Espagne (W.W.G)), suite à plusieurs échanges avec des chercheurs de l'INRAA, ont gagné un appel d'offre pour la réalisation d'un système pilote de traitement des eaux usées par plantes proposée par le Ministère des Ressources en Eau, Direction de l'Assainissement et de la Protection de l'Environnement (MRE / DAPE), pour un système traitant 15m<sup>3</sup>/Jour d'eaux usées d'origine domestique, en bordure de vieux Ksar de Témacine

La station est mise en service en Juillet 2007. En avril 2008 une offre est établie en réponse à une sollicitation du Ministère des Ressources en Eau à la station expérimentale de l'INRRA de Sidi Mahdi Touggourt, en vue de prendre en charge l'ensemble des aspects agronomiques de l'unité pilote du vieux Ksar de Témacine sur un période de deux ans.



**Figure 8:** Station d'épuration des eaux usées WasteWater Gardens, Vieux Ksar de Témacine.

### 5.1.2 Présentation de la station pilote WasteWater Garden

La station pilote WWG de vieux Ksar de Témacine été essentiellement créée dans le but de traiter 15 m<sup>3</sup>/Jour d'eaux usées pour une production de 100 personnes et à raison de 150 L par habitant/jour. Comme le site d'étude qui est le vieux Ksar ne comporte que 07 familles dont les eaux usées arrivent gravitairement à la fosse septique à raison de 3.5 m<sup>3</sup>/Jour, le manque a été complété par l'utilisation des eaux usées provenant de la fosse de refoulement par système de pompage qui entraîne environ 11 ou 12 m<sup>3</sup> /Jour. (Nelson *et al.*, 2008)

La gestion actuelle de la station est assurée par la commune de Témacine avec la participation de la subdivision de l'hydraulique et l'office National d'assainissement qui contrôle le fonctionnement. Le suivi des plantes du bassin WWG était sous-traité par convention, pendant les deux premières années de la mise en marche de la station, à l'institut national de recherche agricole de Sidi Mahdi.

Les eaux usées sortant et traversant le filtre de la fosse septique après un traitement primaire qui a duré 2,5 jours, se dirigent gravitairement et sous terre vers le bassin WWG où elles subissent un second traitement qui dure 04 jours au minimum afin d'augmenter le taux d'épuration.

Au démarrage en 2006, il y a eu plantation dans le bassin WWG de 1000 plantes représentant 23 espèces. Compte tenu des conditions climatiques rendues difficiles par les vagues de chaleur particulièrement en période estivale, beaucoup de plantes ont été détruites et remplacées par l'institut National de Recherche Agricole (l'I.N.R. A) de Sidi Mahdi, selon des méthodes étudiées. Par contre, il est à signaler qu'à la fin 2009, il y a eu une phase d'acclimatation qui a entraîné une prolifération importante qui a bénéficié du bon suivi effectué par l'I.N.R.A.

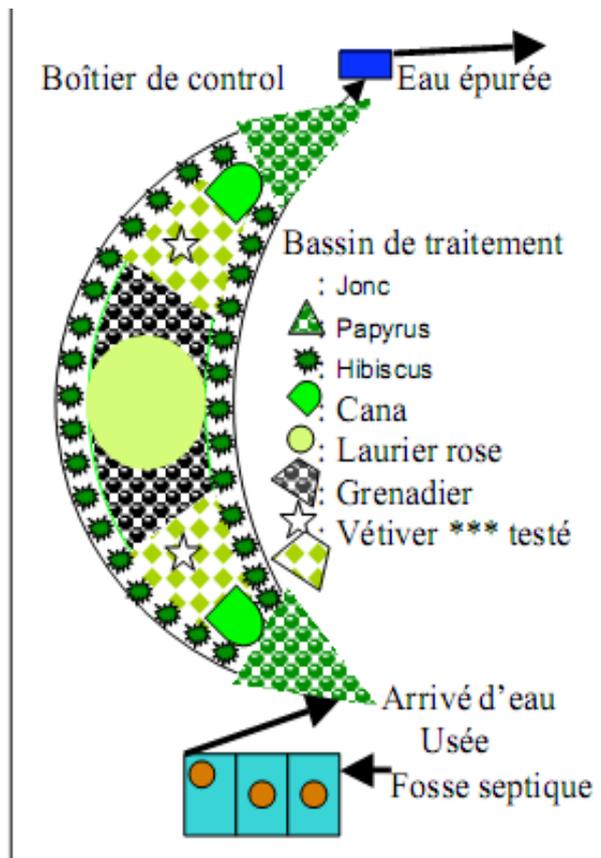


Figure 9 : Schéma général de la station pilote WWG

### 5.1.3. Fonctionnement de la station

#### a) Principe de système WWG :

Le système WWG est un bioprocédé ou processus complexe mais naturel qui traite l'effluent des eaux usées et qui repose essentiellement sur les interactions symbiotiques entre des plantes capables de vivre dans des sols gorgés d'eau, le gravier et les microorganismes. Le gravier sert de support au développement des plantes et des micro-organismes qui se nourrissent de composés organiques ou inorganiques présents dans l'effluent souterrain.

Les eaux usées se caractérisent par la présence de composés organiques et inorganiques en excès qui peuvent être utilisés comme source d'énergie par les plantes et les microorganismes. Les racines fournissent une surface de développement importante pour la microfaune et la microflore rhizosphériques. Elles libèrent de nombreux composés tels que les sucres produits par l'activité photosynthétique de la plante, des hormones, des enzymes ainsi que de l'oxygène et de l'eau. Les microorganismes rhizosphériques en retour favorisent la croissance de la plante. Il se crée une sorte de symbiose entre les eaux résiduelles et l'activité des microbes qui alimentent les plantes de façon permanente (Nelson *et al.*, 2008).

De fait, les écoulements racinaires favorisent la biodégradation des polluants organiques en stimulant l'activité microbienne.

**b) La fosse septique et ses composants**

**Figure 10 :** Vue générale de la fosse septique

La fosse septique est principalement constituée de deux (02) compartiments reliés entre eux à l'aide d'une conduite de 0,4 m. La vitesse de l'effluent des eaux usées est freinée par la présence à l'entrée de la fosse septique d'un mur qui s'élève à 0,80 m du sol. Le volume des eaux dans la fosse septique est estimé à 45 m<sup>3</sup>. (Figure 8 et 9).



**Figure 11 :** Les composants de la fosse septique

La fosse est munie d'un filtre mécanique ou naturel représenté par un panier placé en aval afin d'empêcher le passage de matières solides et n'autorise que le seul accès au traitement secondaire, des eaux riches en nutriment. Le « lif » qui à base de fibres de palmiers se distingue par le fait qu'il soit d'origine local et peu cher en tant que moyen servant à filtrer les eaux et garder les matières solides qui peuvent entraîner un colmatage dans le jardin WWG au cours de l'écoulement des eaux chargées. Le « lif » est une matière biodégradable pouvant devenir un compost utile pour les plantes du jardin et celles de la zone de drainage.

Un tube d'un diamètre de 0,50 m est placé à la fin de la fosse septique. Il sert à évacuer l'eau vers le jardin WWG (Figure 10).



*Figure 12* : Filtre de la fosse septique

En outre, une cheminée en PVC de 110 mm de diamètre est utilisée pour l'évacuation des gaz. Il est prévu son changement en brique ou en métal afin d'éviter l'éclatement du PVC suite à l'exposition prolongée au soleil.

### c) Le bassin WWG

Le bassin WWG est une **zone** artificielle et humide à flux souterrain horizontal comme il est indiqué sur la figure 28.



**Figure 13 :** Bassin WWG de Témacine

La Zone artificielle humide représente une surface globale de 400 m<sup>2</sup> pour un volume total de 260 m<sup>3</sup>, gravier inclus et un volume de 88 m<sup>3</sup> d'eau. Des murs y ont été construits à l'intérieur de la zone pour ralentir l'effluent (figure 11).

Le bassin se distingue par l'imperméabilité dont il a bénéficié à la suite de sa construction en béton armé en utilisant le ciment de type HTS et un dosage de 400 Kg/m<sup>3</sup> appliqué avec du clinker pour le solidifier.



**Figure 14 :** L'infrastructure de bassin WWG

Le niveau de l'eau dans le bassin est contrôlé à l'aide 03 pésomètres fixés à l'intérieur du jardin WWG. Le premier est situé dans le premier tiers, le second est placé au milieu alors que le troisième est situé dans le dernier tiers. Dans le jardin, le niveau de l'eau est de 0.55 m, recouvert par une couche de gravier de 10 à 15 cm de profondeur.

Les plantations principales ont été réalisées au printemps soit entre le 30 avril et le 2 Mai, période pendant laquelle on constate une grande diversité végétale. 95 % des plantes sont reconnues pour leur capacité à vivre dans un tel milieu gorgé d'eau et 5% des plantes sont considérées comme étant des plantes-test.

La plantation a été réalisée à raison d'un à trois plants (selon leur taille) par mètre carré, en associant des plantes à racines horizontales, à profondeur moyenne et d'autres se distinguent par une profondeur plus importante afin de garantir un envahissement de toute la couche de gravier par les racines.

Une plante de l'espèce *Vétiver zizaniodes* a été importée du Maroc en raison de ses grandes capacités d'épuration des eaux usées. Elle se distingue par la longueur importante de ses racines allant de 03 à 05 m de profondeur et son rôle positif représenté par le freinage de la montée des dunes et la lutte contre l'érosion des sols d'où son appellation de «Clou végétal».



**Figure 15 :** Les plantes au lancement du jardin WWG décembre 2007

### c) Le boîtier de contrôle

Le boîtier de contrôle est généralement placé dans l'unité de traitement WWG ou à l'extérieur comme c'est le cas de la station pilote WWG de Témachine. Il est à base de béton armé et se distingue par son imperméabilité (Figure 14).

Le boîtier de contrôle comme l'indique son nom, permet de contrôler le niveau d'eau dans l'unité et facilite l'écoulement de l'eau traitée vers la zone de drain, appelée aussi filtre vert. Ce dernier,

est une zone verte additionnelle dont les plantes bénéficient également de nutriments toujours présents dans les flux.



**Figure 16 :** *Boîtier de contrôle*

**d) La zone de drain (filtre vert)**

L'eau évacuée du bassin WWG est dirigée vers des tranchées de drainage pouvant servir à alimenter une zone verte additionnelle dont les plantes bénéficient également des nutriments toujours présents dans l'eau traitée (Nelson et al., 2008).



**Figure 17 :** Zone de drainage de la STEP Témacine (avril 2009)



**Figure 18 :** Zone de drainage de la STEP Témacine (juillet 2009)

Le système comporte un réseau de drainage gravitaire souterrain de 468 mètres, reparti en six zones principales. Des tests répétés ont été faits afin de s'assurer qu'il y a une répartition égale entre les différentes zones.

L'eau transitant par le boîtier de contrôle du bassin WWG, est ensuite orientée vers deux conduites principales. Les conduites de drain sont des tubes de 63 mm de diamètre sectionnés manuellement tous les 10 à 15 cm, et posées sur une couche de 0,5 à 0,7 m de gravier, recouvert par une couche de 5 cm de

gravier et enfin par de la terre. Les eaux sont distribuées par des conduites de 110 mm de diamètre qui se connectent ensuite par des réductions aux lignes de drain proprement dites.

Cependant et afin d'assurer une sécurité additionnelle, et à la demande des services de l'hydraulique de Témacine, une conduite additionnelle a été ajoutée à la sortie du boîtier de contrôle afin d'évacuer les eaux en cas de non fonctionnement du boîtier de contrôle.

Des vannes ont été placées au début des conduites principales afin de procéder à des plantations dans la zone de drainage utilisée comme site expérimental. A cet effet, un boîtier a été installé avec un système de tuyaux flexibles afin de pouvoir arroser manuellement ces nouvelles plantes.

La plantation dans la zone de drainage, a débuté entre les lignes de drain par 138 plants représentant 17 espèces, principalement des arbres fruitiers. Compte tenu des conditions climatiques sévères de la région, la plantation des arbres fruitiers a échoué et a été remplacée par des plantes d'ornement et de nouveaux arbres fruitiers (Figure 15).

#### f) Traitement secondaire

Après que les eaux usées aient subies un traitement primaire, elles bénéficient d'une élimination de 20 à 30 % de la DBO présentée sous forme particulaire.

Leur principe consiste en un faible ruissellement d'eaux usées par gravité avec une vitesse de l'ordre de 4L/min sous terrain à travers des masses de matériaux telles que les racines des plantes et gravier qui constituent un large et spécifique filtre supportant un biofilm épais de microorganismes beaucoup plus variés. Ce film regroupe une masse principale de cellules bactériennes hétérotrophes monocellulaires qui coexistent avec des microorganismes aérobies facultatifs ou anaérobies. Il est également constitué d'organismes plus développés tels que les champignons, les algues et également une faune prédatrice.

#### 5.1.4 Les espèces épuratrices dans le bassin de traitement de la station WWG

Le choix des plantes est effectué à partir de 3 principaux critères :

- Les plantes qui assurent le traitement des eaux usées aux racines profondes, moyennes et superficielles et/ou s'épanouissent dans un tel milieu.
- Les plantes à haute productivité utilitaire et/ou esthétique.
- Les plantes "TEST" (dont certaines faisant partie de celles qui ont été utilisées fréquemment dans les systèmes WWG, mais non encore essayées dans un climat tel que celui de Témacine) (Anonyme, 2010).

Les plantations principales se sont faites entre 27 avril – 17 mai 2007 (Anonyme, 2010). Pour cette unité pilote, une grande diversité végétale a été recherchée ; environ 95% des plantes sont reconnues pour

leurs capacités à vivre dans un tel milieu saturé d'eau et 5% des plantes sont des plantes-test. Une attention spéciale a été donnée à l'inclusion de plantes à forte valeurs ajoutée.

Une densité de 1 à 3 plantes (selon leur taille) par mètre carré a été appliquée, en associant des plantes à racine superficielles moyennement profondes et très profondes afin de garantir une pénétration efficace de toute la couche de gravier.

Toute partie de la plante émergeant de la surface du bassin peut être utilisée sans danger puisqu'elle n'est pas en contact direct avec les eaux usées. Ainsi les fruits fibres, écorces médicinales, fleurs coupées ou le bois peuvent être récoltés et/ou consommés sans danger. Les seules parties impropres à la récolte et consommation sont les racines car elles sont en contact direct avec les effluents, sous la surface du gravier (Anonyme, 2007).

Tableau 10: Liste des plantes du bassin de traitement WWG (Anonyme, 2007).

Noms communs	Quantité	Noms scientifiques	Familles
Laurier feuille	3	<i>Laurus nobilis</i>	<i>Lauraceae</i>
Vétiver	407	<i>Vetiver zizanioides</i> (synonyme: <i>Andropogon muricatus</i> )	<i>Poaceae</i> ou <i>Gramineae</i>
Figuier	2	<i>Ficus carica</i>	<i>Moraceae</i>
Jasmin	2	<i>Jasminum grandiflora</i>	<i>Oleaceae</i>
Lantana	10	<i>Lantana camara</i>	<i>Verbenaceae</i>
Rose de Touggourt, rose de Syrie, rose de Damascus	3	<i>Rosa damascena</i> Mill	<i>Rosaceae</i>
Rosier	2	<i>Rosa Banksia</i>	<i>Rosaceae</i>
Rosier	25	Variété non identifiée	<i>Rosaceae</i>
Hibiscus; Rose de Chine	40	<i>Hibiscus rosa sinensis</i>	<i>Malvaceae</i>
Laurier rose	61	<i>Nerium oleander</i>	<i>Apocynaceae</i>
Menthe	6	<i>Mentha spicata</i>	<i>Lamiaceae</i>
Cana, Balisier comestible, Balisier rouge	105	<i>Cana indica</i>	<i>Cannaceae</i>
Papyrus	44	Variété non identifiée	<i>Cyperaceae</i>
Euonimus ou Euonymus, Fusain	90	<i>Euonimus japonica</i>	<i>Celastraceae</i>
Chèvrefeuille	2	<i>Lonicera caprifolium</i>	<i>Caprifoliaceae</i>
Pélarгонium	6	<i>Pelargonium rosa</i>	<i>Geraniaceae</i>
Grenadier	4	<i>Punica granatum</i>	<i>Punicaceae</i>
Mûrier	2	<i>Morus nigra</i> L	<i>Moraceae</i>
Papaye	4	<i>Carica papaya</i>	<i>Caricaceae</i>
Bananier	5	<i>Musa ssp</i>  Variété non identifié	<i>Musaceae</i>
Goyave, gouyave, pomme goyave	4	<i>Psidium guajava</i>	<i>Myrtaceae</i>
Atriplex	2	<i>Atriplex halumis</i>	
Citronnelle, herbe citron, verveine des Indes, jonc odorant.  En parfumerie, elle est connue sous le nom de schénante	2	<i>Cymbopogon citratus</i>	<i>poaceae</i>
Jonc	110	<i>Juncus</i> (variété non identifiée)	<i>juncaceae</i>

### 5.1.5 Zone de drainage

La zone de drainage ayant été choisie comme site expérimental pour servir de zone d'irrigation souterraine, des vannes ont été placées au début des conduites principales afin de pouvoir assurer l'apport d'eau dans les différentes sections plantées.

Il est cependant important d'assurer un apport d'eau additionnel aux eaux traités, de par leur fluctuation et du fait que les jeunes arbres (plantés tardivement !) ont besoin d'un apport d'eau régulier. A cette fin, un boîtier a été installé avec un système de tuyaux flexibles afin de pouvoir arroser les plantes manuellement (Anonyme, 2007).

- **Plante**

- ✓ Date de plantation : 12 juin 2007
- ✓ Nombre de plantes total : plantation entre 468mètre de 138 plantes parmi 17 espèces en 6 zones, principalement des espèces d'arbres fruitiers (Anonyme, 2007).

Tableau 11 : Liste des plantes de zone de drainage / Irrigation souterraine (Anonyme, 2007)

Noms communs	Quantité	Noms scientifique	Familles
Pruneaux	4	Variété non identifiée	<i>Rosaceae</i>
Cognassier	5	<i>Choenomeles japonica</i>	<i>Rosaceae</i>
Amandier	6	<i>Prunus dulcis</i>	<i>Rosaceae</i>
Vigne	16	<i>VITIS vinifera</i>	<i>Vitaceae</i>
Pruniers	14	Prunus 'domestica', 'salicana', 'américana'	<i>Rosaceae</i>
Abricotier	13	<i>Prunus armeniaca L</i>	<i>Rosaceae</i>
Pêcher	12	<i>Prunus persica</i>	<i>Rosaceae</i>
Poirier	6	<i>Pyrus communis</i>	<i>Rosaceae</i>
Oranger ou mandarine	5	Variété non identifiée –oranger doux (citrus sinensis? Citrus aurantium? Citrus reticulata?)	<i>Rutaceae</i>
Citronnier	7	Citrus limon	<i>Rutaceae</i>
Rosiers	12	Variété non identifiée	<i>Rosaceae</i>
Lantana	4	<i>Lantana camara</i>	<i>Verbenaceae</i>
Pélargonium	4	<i>Pelargonium rosa</i>	<i>Geraniaceae</i>
Jasmin	10	<i>Jasminum grandiflora</i>	<i>Oleaceae</i>
Menthe poivrée	8	<i>Mentha piperata</i>	<i>Lamiaceae</i>
Verveine odorante, citronnelle, Verveine à 3 feuilles, herbe Louise, Thé herbe	4	Aloysia triphylla britton Synonymes: -Aloysia citriodora Ortega ex pers. -Aloysia citrodora Palau -Lippia citriodora Kunth -Lippa triphyla (L'Hér.) Kuntze -Verbena triphylla L'Hér. -Zappania citrodora Lam.	<i>Verbenaceae</i>
Grenadier	12	<i>Punica granatum</i>	<i>Punicaceae</i>

Après leur traitement dans le WWG, l'écoulement des eaux filtrées est acheminé vers des drains pouvant permettre la réutilisation de ces eaux dans des parcelles qui peuvent destinées à la production végétale.

Durant les premières semaines, la zone des drains pourra bénéficier d'un lessivage de surface. D'une part pour lessiver le sel de surface, mais surtout pour entraîner le plus rapidement possible les racines en profondeur et éviter qu'elles ne s'installent dans les tuyaux de drainage niveau des drains où se trouvera une source d'humidité facilement disponible pour les jeunes plants.

Pour éviter de rentrer dans le cercle vicieux, « lessivage des sels dépôt de sel en surface », il sera impératif de mulcher toute la surface du sol autour du tronc des plantes :

- ✓ Limite l'évaporation excessive, source de salinité des sols.
- ✓ Permet une accumulation de matière organique qui, au fil du temps créera une couche humifère précieuse pour l'amélioration de la qualité des sols.
- ✓ Limite la croissance des mauvaises herbes (Anonyme, 2007).

## 5.2 Echantillonnage

Durant l'étude, des échantillons d'eau usée brute (bassin de décantation) et traitée (boitier de contrôle) ont été prélevé avec des intervalles de temps variable.

Au lancement de la station, les prélèvements se faisaient de façon hebdomadaire, mais la fréquence est devenue avec le temps mensuelle.

Des prélèvements d'eau au niveau du bassin de traitement ont été également effectués pour contrôler l'écoulement des eaux et aussi pour vérifier la qualité d'eau à différents niveaux de la chaîne de traitement.

Les espèces épuratrices ont fait sujet d'analyse et suivi. Nous avons sélectionné quatre espèces pour les mesures morphométriques et quelques analyses chimiques.

### 5.2.1 Les analyses des eaux

#### 5.2.1.1 Paramètres physico chimiques

##### a) La Température :

La température est mesurée à l'aide d'un thermomètre étalonné avec une plage de mesure  $-50^{\circ}\text{C}$  à  $+50^{\circ}\text{C}$ .

##### b) L'oxygène dissous :

Deux techniques de détermination de l'oxygène dissous sont disponibles.

- **Méthode chimique : Iodométrie de winkler :**

Cette méthode demande beaucoup de manipulation et a l'inconvénient d'être sensible à un certain nombre d'interférences (substances réductrices ou oxydantes).

On lui préfère la méthode polarographique qui a l'avantage d'être rapide, simple mais qui nécessite un appareillage relativement coûteux.

- **Méthode polarographique**

La réduction de l'oxygène au niveau d'une cathode appropriée engendre un courant proportionnel à la pression partielle de l'oxygène dans la solution.

L'étalonnage est effectué directement dans l'air : la pression partielle d'oxygène est la même dans un liquide saturé à 100%. Pour les réglages il y a lieu de se conformer aux indications du constructeur.

La lecture de la teneur en oxygène dissous est lue directement sur l'appareil en milligramme d'O<sub>2</sub> par litre, ou proportion d'oxygène par rapport à la saturation à la température de l'essai.

**c) Le potentiel hydrogène :**

L'électrode de verre est universellement employée pour la mesure du pH et utilisée au laboratoire ainsi que sur site de prélèvement. La norme est applicable dans le cas de mesures effectuées sur des eaux dont la température est comprise entre 0 et 60°C et le pH entre 1 et 11.

**d) La conductivité électrique :**

La mesure de la conductivité électrique est réalisée à l'aide d'un conductimètre portable étalonné. La valeur est lue directement sur l'appareil en ms/cm.

**e) La matière en suspension MES :**

L'analyse des matières en suspension (MES) est réalisée selon les normes NFEN 872 d'avril 1996 et NFT90 105-2 de janvier 1997.

Deux techniques sont utilisées pour déterminer le taux des matières en suspension dans un échantillon : la méthode par filtration puis séchage à 105°C ainsi que la méthode par centrifugation puis séchage à 105°C. Le choix de l'une ou de l'autre de ces méthodes est conditionné par la teneur en MES de l'échantillon à analyser.

La technique par filtration est adaptée à des échantillons peu chargés et, généralement applicables aux eaux de la source, aux eaux usées ainsi qu'aux eaux de rejet.

La méthode par centrifugation est, quant à elle, réservée à des échantillons présentant des concentrations supérieures à 300mg/l, telles que les boues liquides et certaines eaux très chargées. Elle

provoquent un colmatage des filtres, et si la durée de filtration est supérieure à 30 minutes environ, l'utilisation de la méthode par centrifugation est recommandée.

#### f) Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) : Norme AFNOR T 90 101

La DCO est mesurée par spectrophotométrie après digestion de l'échantillon durant deux heures dans un réacteur DCO.

Cette technique est réalisée en trois étapes qui consistent dans un premier temps à ajouter 2 ml d'échantillon dans un tube de réactif DCO. Le tube est soigneusement fermé et placé dans le réacteur DCO puis chauffé pendant deux heures à 150°C. La valeur de la DCO correspondante est directement lue à l'aide d'un colorimètre.

#### g) Détermination de la demande biochimique en oxygène : Norme AFNOR

Ce test est réalisé à l'aide d'un appareil DBO<sub>5</sub> type MF 120, mais il concerne directement la valeur DCO autrement dit, en connaissant la valeur DCO, il est possible de déterminer la quantité d'eau à analyser et ce conformément au tableau 11

**Tableau 12 :** Relation entre la DCO et la DBO pour la détermination de la quantité d'eau à analyser en faveur de la DBO<sub>5</sub>.

marge de DCO Conversion	Volume d'eau en ml	Coefficient de conversion
0 - 40	432	1
40 - 80	365	2
80 - 200	250	5
200 - 400	164	10
400 - 800	97	20
800 - 2000	43.5	50
2000 - 4000	22.7	100

#### h) Les nitrites N-NO<sub>2</sub> et nitrates N-NO<sub>3</sub> :

Ils sont mesurés par la méthode colorimétrique à l'aide de l'appareil DR/820 HACH utilisant des réactifs spéciaux (HACH) suivant le manuel de DR /820.

On met dans le tube de l'appareil 10 ml d'eau distillée puis on y ajoute un réactif concernant le nitrate ou le nitrite puis on procède au réglage de l'appareil pour la mesure puis on met 10 ml de l'échantillon et on lui ajoute un sachet du réactif approprié au test (nitrate ou nitrite). Le tout est mélangé puis mis dans l'appareil pour lecture du résultat.

### 5.2.1.2 Analyses bactériologiques.

L'analyse bactériologique a été limitée, dans cette présente étude, à la recherche sélective de certaines bactéries considérées comme témoins de contamination fécale. Quand le taux de ces bactéries devient élevé, il dénonce, systématiquement, la présence éventuelle de germes pathogènes.

#### a) Recherche et dénombrement des Coliformes totaux

Pour le dénombrement des coliformes en milieu liquide, nous avons opté pour la méthode basée sur la technique du nombre le plus probable (NPP). L'ensemencement des échantillons est réalisé dans du bouillon BCPL (bouillon lactosé au bromocrésol pourpre) réparti à raison de 10ml par tube dans des tubes munis d'une cloche de Durham. La technique du NPP que nous avons utilisé en milieu liquide fait appel à deux tests consécutifs à savoir :

##### ❖ Le test de présomption :

Il est réservé à la recherche des coliformes totaux.

Une série de tubes contenant le milieu sélectif (BCPL) à raison de trois tubes par dilution est ensemencée avec 1 ml d'échantillon. Les tubes sont incubés à 37°C pendant 24 à 48 heures. Seront considérés comme positifs, les tubes présentant à la fois :

- Un dégagement gazeux (supérieur au 1/10 de la hauteur de la cloche)
- Un trouble microbien accompagné d'un virage du milieu au jaune (ce qui constitue le témoin de la fermentation du lactose présent dans le milieu).

Ces deux caractères étant témoins de la fermentation de lactose dans la condition opératoire décrite. La lecture finale est réalisée selon les prescriptions de la table de Mac Grady (Rejsek, 2002).

#### b) le test de confirmation appelé aussi test de Mac Kenzie.

Il est réservé à la recherche des Coliformes fécaux à partir des réactions positives du test de présomption. (Rodier ; 1996).

Les tubes de BCPL considérés comme positifs lors des dénombrements des coliformes totaux feront l'objet d'un repiquage à l'aide d'une anse bouclée dans, à la fois :

- un autre tube de BCPL muni d'une cloche
- et un tube d'eau peptonée exempte d'indole. Puis l'incubation des tubes est réalisée à 44 ° C pendant 24 à 48 heures.

**c) Recherche et dénombrement des Streptocoques fécaux**

La recherche des Streptocoques fécaux ou Streptocoques du groupe « D » de la classification de Lancefield, est réalisée en milieu liquide selon la technique du nombre le plus probable (NPP). (Rodier, 1996). Cette technique fait appel, également, à deux tests consécutifs à savoir :

- ❖ **Le test de présomption** : réalisé en milieu Roth S/C
- ❖ **b) Le test de confirmation** : réalisé en milieu Eva Lytski.

Les tubes sont incubés, pour les deux différents tests, à **37°C** pendant **24 à 48** heures.

**d) Recherche et dénombrement des spores de bactéries anaérobies Sulfito-réducteurs (BSR)**

Pour l'énumération des spores de BSR, la méthode par incorporation a été utilisée en gélose Viande foie répartie en tubes profonds (norme NF T 90-415).

A partir des dilutions préalablement préparées, 1ml de chaque dilution est aseptiquement transféré dans deux tubes à vis stériles, puis 15 ml de gélose viande foie prête à l'emploi sont ajoutés dans chaque tube. Après refroidissement, les tubes sont incubés à 37°C pendant 72 h.

**e) Recherche de salmonella et shigella**

La recherche des salmonella et shigella nécessite :

- ❖ **Enrichissement** : 1 ml de l'échantillon d'eau est introduit dans 10 ml de S.F.B L'incubation est réalisée à 37°C pendant 24 à 48 heures. (Rodier, 1996).
- ❖ **Isolement** : à partir du bouillon d'enrichissement, des isolements sont réalisés sur les deux milieux : SS et Hektoen. L'incubation est réalisée à 37°C pendant 24 à 48 heures. (Rodier, 1996)

**c) lecture** : après 24 heures, il est possible de différencier les colonies (+), et au bout de 36 à 48 heures, toutes les colonies ont généralement leurs aspects caractéristiques selon le milieu d'isolement. (Rodier, 1996)

**d) Identification :**

L'identification des espèces bactériennes recherchées a été réalisée à l'aide de galeries biochimiques miniaturisées ApI 20 E. Néanmoins, l'identification biochimique a été précédée, au préalable, par des examens macroscopiques et microscopiques réalisés après coloration de gram.

### 5.2.1.3 Les analyses des plantes

Pour les plantes épuratrices de la zone de traitement ; l'étude a portée sur :

Le suivie et analyse de 4 espèces végétale : laurier rose *Nerium oleander*, le jonc *Juncus effus*, le papyrus *Cyperus alternifolius* et les massettes *Typha latifolia*.

Le choix des espèces est fait par rapport à leur répartition spatiale dans la zone de traitement. Les espèces choisies couvrent une partie assez importante dans le bassin de traitement.

#### Positions systématiques des espèces végétales susmentionnée

<u>Domaine</u>	<i>Eukaryota</i>
<u>Sous-domaine</u>	<i>Bikonta</i>
Règne	<i>Plantae</i>
Sous-règne	<i>Tracheobionta</i>
Division	<i>Magnoliophyta</i>
Classe	<i>Liliopsida</i>
Sous-classe	<i>Commelinidae</i>
Ordre	<i>Typhales</i>
Famille	<i>Typhaceae</i>
Genre	<i>Typha</i>
Nom binominal	<i>Typha latifolia</i> L.



Communément appelées quenouilles, sont de la famille des Typhacées. La hauteur de la tige varie entre 100 à 270 cm et la taille de la feuille entre 6 à 25 mm. Sans aucun parfume ni nectar, elles se décrivent comme étant linéaire, avec des épis staminés et une floraison estivale. Elles proviennent des régions tempérés et chaudes des deux hémisphères et on les retrouve particulièrement en Europe, en Asie et en Amérique. Elles colonisent les marais et les rivages saturés en eau douce. En effet, elles ne peuvent pas tolérer les eaux saumâtres et préfère un PH neutre (Gagnon V, 2012)

Domaine	<i>Eukaryota</i>
Sous-domaine	<i>Bikonta</i>
Règne	<i>Plantae</i>
Sous-règne	<i>Tracheobinta</i>
Division	<i>Magnoliophyta</i>
Classe	<i>Liliopsida</i>
Sous-classe	<i>Commelinidae</i>
Ordre	<i>Cyperales</i>
Famille	<i>Cyperaceae</i>
Genre	<i>Cyperus</i>
Nom binominal	<i>Cyperus alternifolius</i> L.



Au bord de l'eau le *Cyperus* développe d'impressionnantes tiges souples bien vertes que coiffent des feuilles disposées en rayon. (Pereire, 2006).

Longueur : de 60 à 120 cm  
 Etagement et distance de plantation : 30 cm  
 Terre : ordinaire, humide  
 Exposition : ensoleillée  
 Multiplication : par bouture et par division des touffes. Ce genre compte plus de six cent espèces de laïches, dont des annuelles et des vivaces persistantes, répandus surtout dans les habitats

humides de presque toutes les régions du globe, sauf les plus froides. Les larges touffes d'épaisses tiges cylindriques ou triangulaires portent des feuilles graminiformes issues de la base et sont coiffées d'inflorescences compactes ou de grandes ombelles de petits épis floraux paléiformes. La plupart des espèces ornementales se plaisent au bord de l'eau ou en sol marécageux. Elles tolèrent les rayons directs du soleil. Multiplier par semis ou division. (Burnie et al ;1999)

Domaine	<i>Eukaryota</i>
Sous-domaine	<i>Bikonta</i>
Règne	<i>Plantae</i>
Sous-règne	<i>Tracheobinta</i>
Division	<i>Magnoliophyta</i>
Classe	<i>Liliopsida</i>
Sous-classe	<i>Commelinidae</i>
Ordre	<i>Juncales</i>
Famille	<i>Juncaceae</i>
Genre	<i>Juncus</i>
Nom binominal	<i>Juncus effusus</i> L.



Le *Juncus effusus* plante herbacée vivace, de taille variable, souvent en touffes ou bien pourvues de rhizomes traçants. Feuilles longues et étroites, lisses, planes ou plus ou moins cylindriques, à moelle cloisonnée ou non. Fleurs plus ou moins nombreuses, petites, réunies en inflorescences (cymes ou corymbes), munies à leur base de bractées scarieuses.

Elle pousse dans des milieux humides divers et variés (prairies humides, tourbières, landes humides, bords des mares et des étangs, fossés, chemins forestiers humides, dépressions arrière dunaires humides, suintements de falaises maritimes, etc.) (Le Bail et al., 2019).

Domaine	<i>Eukaryota</i>
Sous-domaine	<i>Bikonta</i>
Règne	<i>Plantae</i>
Division	<i>Magnoliophyta</i>
Classe	<i>Magnoliopsida</i>



Ordre	<i>Gentianales</i>
Famille	<i>Apocynaceae</i>
Genre	<i>Nerium</i>
Nom binominal	<i>Nerium oleander</i> L.

(Encyclopaedia universalis, 1985)

Le Laurier Rose est un arbuste vigoureux, touffu, à port dressé et arrondi. Feuilles de texture ferme, allongées, pointues. Fleurs en forme de Pervenche, groupées en bouquets terminaux, pendant toute la belle saison.

C'est un arbre très glabre à tiges érigées. Il est de 2 à 5 m de hauteur, au feuillage persistantes, allongé et coriace, aux fleurs qui s'épanouissent en bouquets à l'extrémité des branches, légèrement parfumées ; elles fleurissent du printemps à la fin de l'été. Feuilles persistantes, pointues, s'amincissant en pétiole, enroulées au bord ; grosse nervure centrale et nombreuses nervure latérales. Ses pétales rose mais parfois blanche ou rouge sont régulières et disposées en corymbe roux. Les fruits sont des follicules allongés striées, renferment des graines de petite taille, poiles, à aigrette sessile (Quezel et SANTA, 1963 ; Grivisard *et al.*, 1964 ; Dejean Arrecgros, 1978 ; Lewonczuk, 2004),

### **Paramètres étudiés chez les plantes pour les espèces végétales épuratrices**

- La notation présence absence des espèces au fil du temps
- Les mesures morphométriques des 4 espèces choisis
- Analyse chimique de quelques paramètres chimiques dans les organes des plantes sélectionnées pour l'étude.

### **Paramètres étudiés pour les eaux**

- Paramètres physico-chimiques d'eau : DBO5, DCO, MES, pH, Nitrate, Nitrite, Température.
- Paramètres microbiologique : Coliformes, sellmonel. Recherche et dénombrement des spores de bactéries anaérobiques sulfatoréductrices (BSR). Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux.

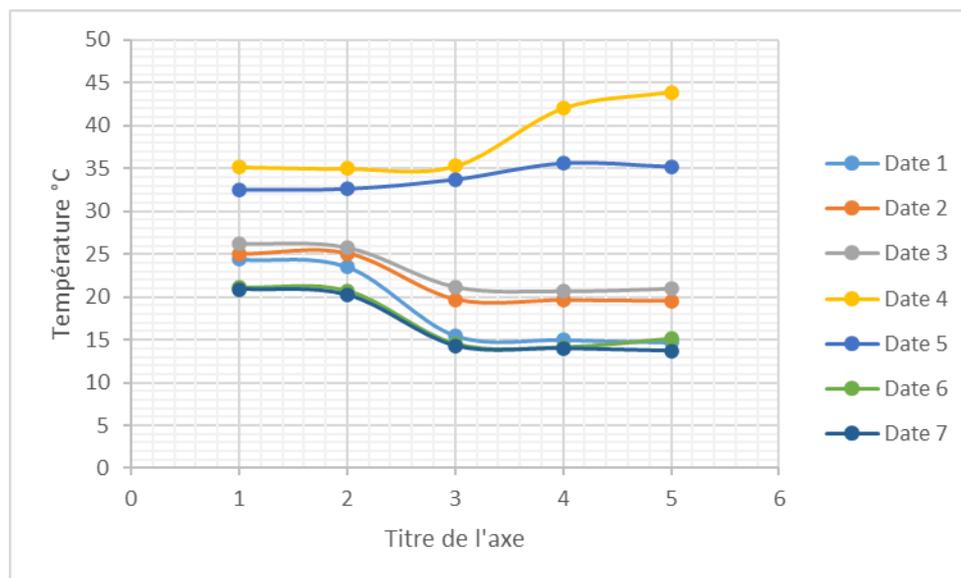
# *Résultats et discussion*

## 6. Résultats et discussion

### 6.1. Résultats des analyses physico-chimiques des eaux

#### 6.1.1. La température

L'évolution de la température au cours des différentes périodes de prélèvements réalisés a été suivie au niveau de chaque site formant le réacteur biologique. Les valeurs obtenues sont illustrées par la figure 16.



**Figure 19** : Evolution de la température au cours du traitement.

Les mesures de température effectuées ont révélé, dans un premier temps, une valeur qui varie entre 20,9 et 26,3°C, au niveau de la fosse septique (amont de la station) ; puis on assiste à une décroissance de température à partir de la sortie de la fosse septique. Celle-ci est comprise entre 13,7 °C à 21°C en aval du boîtier de contrôle. Cette diminution est due, probablement, au séjour des eaux dans la fosse septique et à leur circulation sous le lit du jardin contenant du gravier et des plantes (macrophytes).

Il importe de signaler qu'aux mois de juillet et Août 2009, la température a varié entre 32,5 à 35,2°C à l'entrée de la station et s'est progressivement élevée jusqu'à ce qu'elle atteigne une température comprise entre 35,2°C à 43,9°C au niveau du boîtier de contrôle. Cette augmentation de température se justifie par l'augmentation de la température atmosphérique qui semble influencer directement sur le gravier du lit du jardin, considéré comme étant un matériau chauffant.

6.1.2. Le pH

Les valeurs de pH mesurées au cours des différentes étapes du traitement sont représentées dans la figure 17.

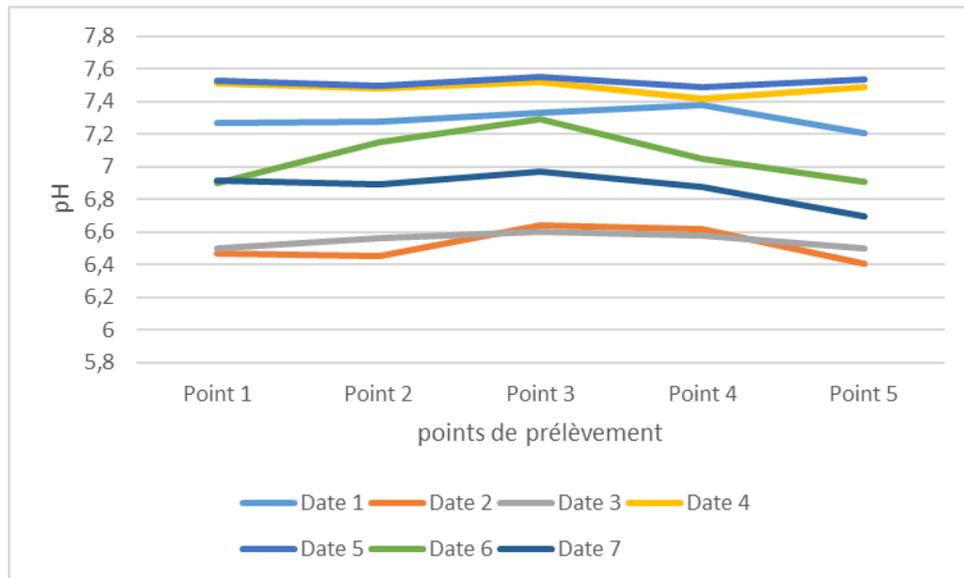


Figure 20 : Evolution du pH au cours du traitement

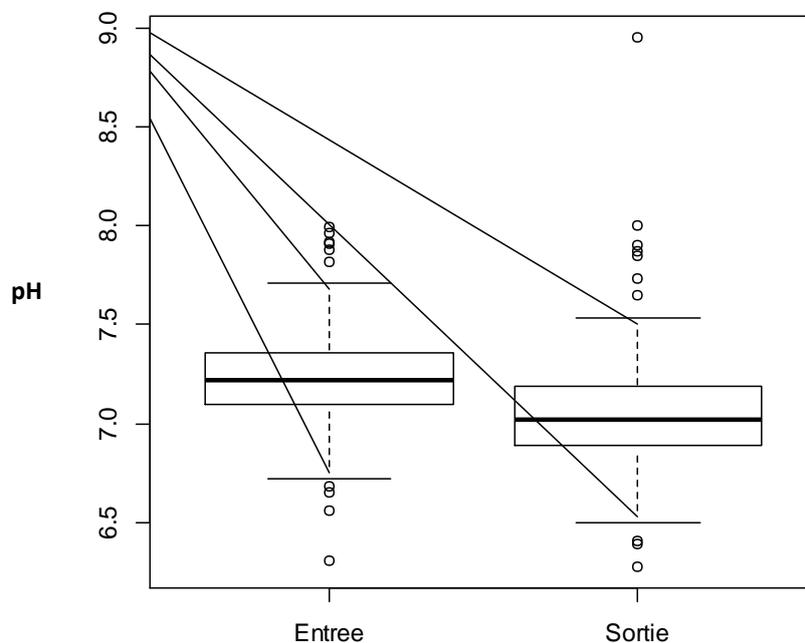
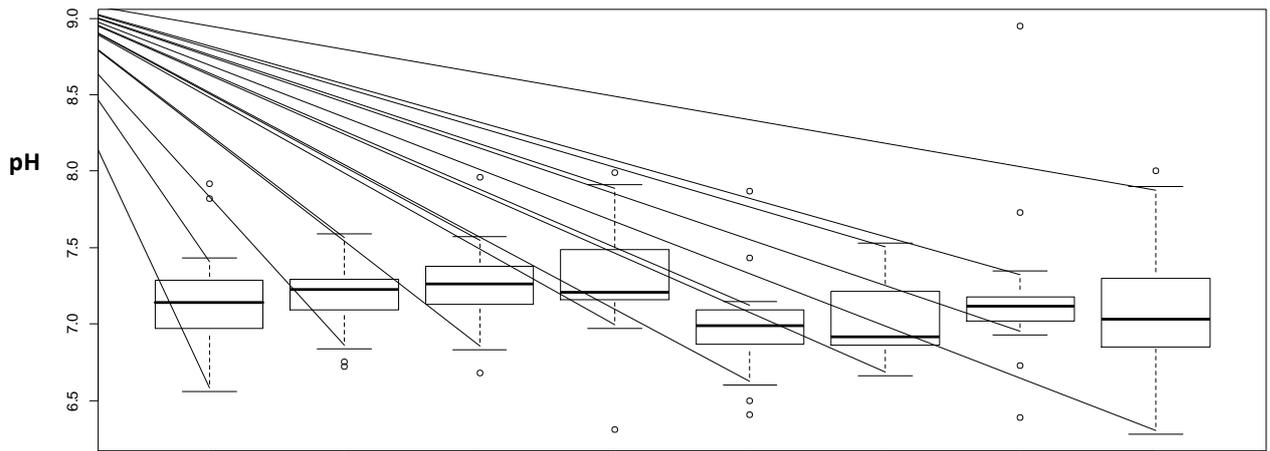


Figure 21 : Variation du pH entrée /Sortie

Les écarts entre les valeurs de pH à l'entrée et à la sortie de station sont plus ou moins faibles durant toute la période du suivi. À l'entrée de la station, le pH des eaux est proche de la neutralité, avec parfois, une légère tendance à l'alcalinisation. Ceci est attribué à la contenance

des eaux souterraines (utilisées pour la production de l'eau potable) en ions bicarbonate (Torrens *et al.*, 2010). Lors du passage de l'eau usée dans les bassins de lagunage, il y a un développement de bactéries dégradantes de la matière organique et de micro-algues. Ces dernières, par le biais de la photosynthèse, consomment le  $\text{CO}_2$  dissous dans l'eau aboutissant à une alcalinisation, selon l'équation (1) (Bouarab, 2000 ; Elhachemi *et al.*, 2012)



**Figure 22 :** Variation du pH entrée /Sortie par saison

À l'entrée de la fosse septique, les eaux présentent des valeurs de pH souvent proches de la neutralité avec parfois une légère tendance vers l'acidité ou bien vers l'alcalinité ( $6,5 < \text{pH} < 8,5$ ). C'est la caractéristique des eaux usées domestiques, ce qui satisfait aux exigences biologiques et assure la stabilité du procédé de traitement biologique. Cependant, ces valeurs subissent une légère augmentation à la sortie de la fosse septique, conséquence probable, de la dégradation de la matière organique (protéines, lipides...).

**E/automne    E/été    E/hiver    E/Print    S/automne    S/été    S/hiver    S/Print**

En outre, Une légère baisse du pH est observée au niveau du boîtier de contrôle ; en aval du jardin. Ce phénomène est sûrement dû à une dégradation partielle de la matière organique au niveau racinaire (dégradation en anaérobiose), avec production d'acides organiques.

Si le pH reste cependant relativement proche de la neutralité, ceci est probablement dû, soit à une légère acidification des eaux usées après ammonification, sous l'effet de la concentration élevée en biomasse qui va consommer le  $\text{NH}_4^+$  formé entraînant une baisse du pH, soit à la décomposition de la matière carbonée présente dans le l'eau usée.

Cette explication peut être ramenée aux travaux de Penaud (1989) relatifs à l'étude de la biodégradation de certains composés xénobiotiques. L'auteur a montré que l'alcalisation du milieu pendant les premières heures du processus sous l'effets de la libération d'ions ammonium, était suivie d'une acidification du milieu caractérisée par une reprise de la croissance bactérienne et par la dégradation d'un produit qui engendre la formation de métabolites intermédiaires acides ainsi qu'une consommation des ions ammonium.

Le pH de la station a subi une légère variation. Le pH moyen à l'entrée était de 7. A la sortie du système, le pH était de 8. La même tendance a été trouvée par d'autres auteurs (Kadlec et Wallace, 2009), qui ont obtenu une augmentation d'une demi unité de pH pour une zone humide planté de *Typha latifolia*.

### 6.1.3. La conductivité électrique (CE)

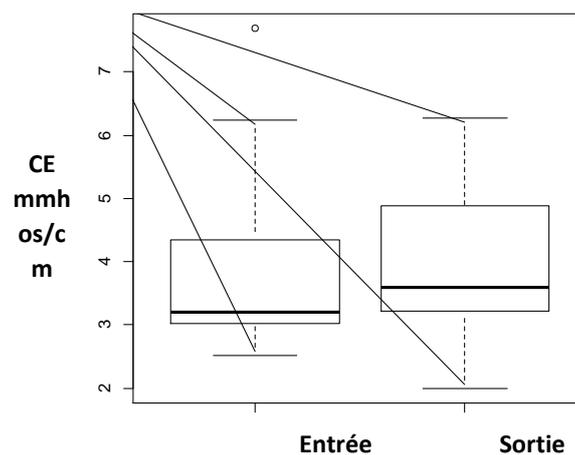


Figure 23 : Variation de la CE entrée /Sortie

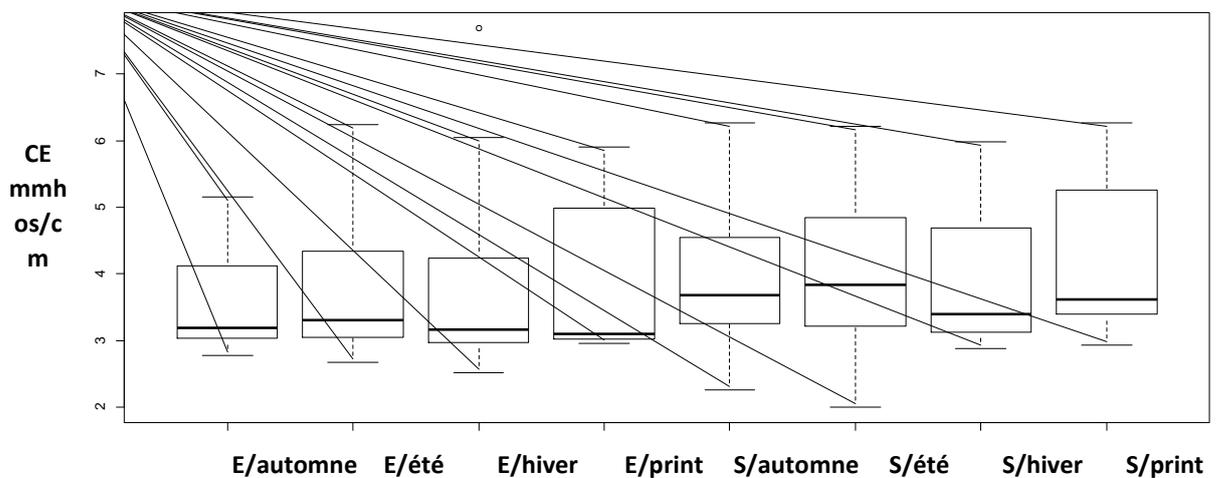


Figure 24 : Variation de la CE entrée/ sortie par saison

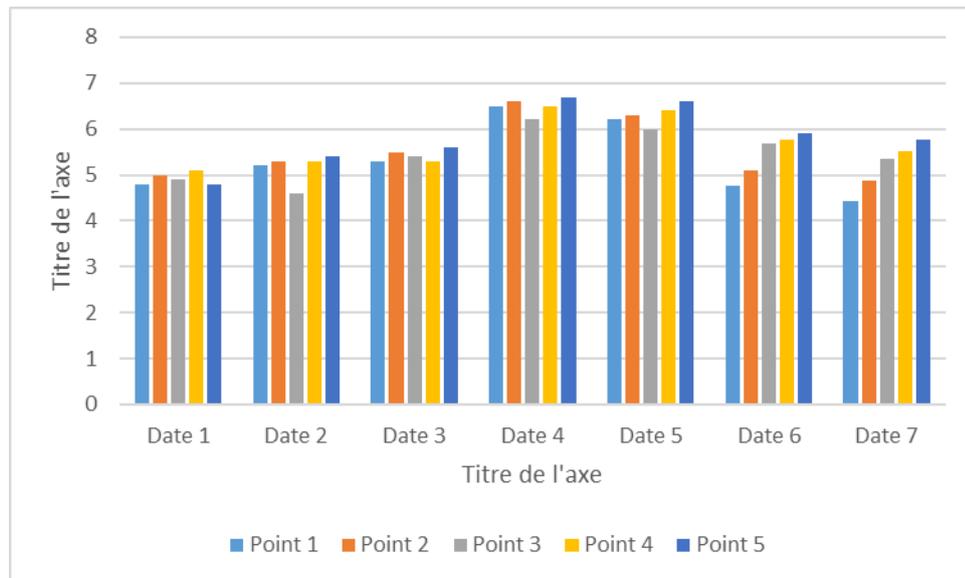
La figure 22 montre que la conductivité électrique (CE) enregistre des valeurs plus au moins stable le long de traitement sur les différents points de mesure.

Les valeurs en hiver sont en moyenne de  $4,92 \text{ ms/cm} \pm 0,14$ , par contre en été la moyenne est  $5,44 \text{ ms/cm} \pm 0,43$ . La qualité à la sortie (boitier de contrôle) reste acceptée pour l'irrigation.

En général, La conductivité électrique, était pratiquement la même dans la sortie ( $4,5$  à  $5,9 \text{ mmhos/cm}$ ) par rapport à la moyenne d'entrée ( $4,9$  à  $6 \text{ mmhos/cm}$ ). Ces données étaient statistiquement similaires par conséquent, nous concluons que la zone humide de traitement n'a pas eu d'effet sur ce facteur.



**Figure 21** : Salinisation du gravier du jardin ainsi que de la zone de drainage.



**Figure 25** : Evolution de la conductivité électrique (CE) lors du traitement

Une variation de la CE a été constatée entre la sortie de la fosse septique et au niveau même du bassin WWG. En effet, une légère diminution de la C.E a été révélée dans la plus parts des prélèvements réalisés au niveau du bassin. Cette variation est probablement due à l'absorption d'une partie des sels minéraux utilisés pour la photosynthèse par les plantes macrophytes constituant le jardin biofiltrant. En aval, au niveau du boîtier de contrôle, la conductivité semble légèrement augmentée. Ce phénomène est consécutif à une minéralisation de la matière organique.

#### 6.1.4. Les matières en suspension (MES)

Le taux des MES est un paramètre important à prendre en compte lors des études de faisabilité relatives au colmatage du sol et du gravier. Ces MES peuvent obstruer les pores et provoquer tout au moins en surface, une imperméabilisation. La cinétique de ce phénomène dépend de la teneur en MES de l'eau usée utilisée, mais également des caractéristiques physiques du sol (texture, porosité et perméabilité).

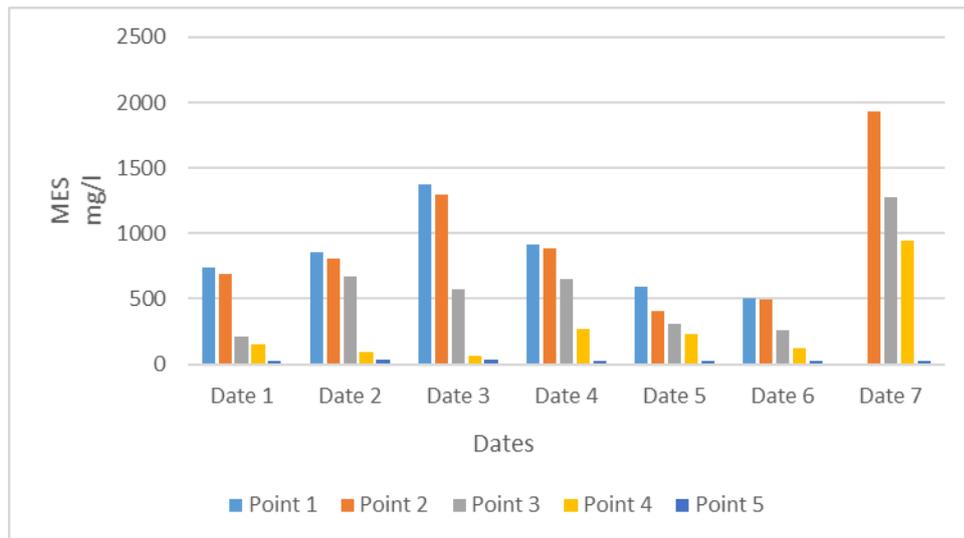


Figure 26 : Evolution de la MES lors du traitement.

Les résultats relatifs aux dosage des MES au niveau des différentes parties du système épuratoire révèlent nettement une diminution significative des MES à l'issus du processus d'épuration des eaux. En effet, une diminution de plus de 97% des matières en suspension a été constatée suite aux dosages réalisés au niveau du boîtier de contrôle.

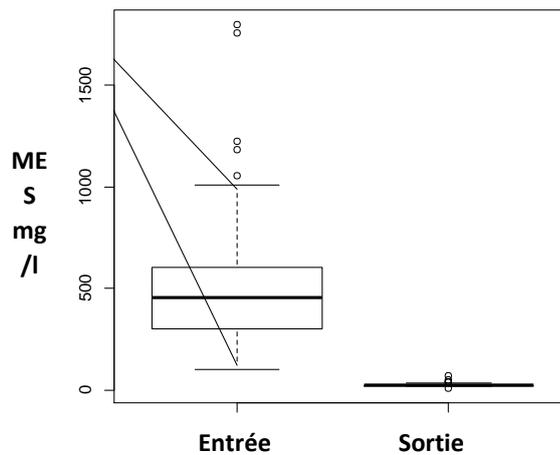


Figure 27 : Variation des MES entrée/ sortie.

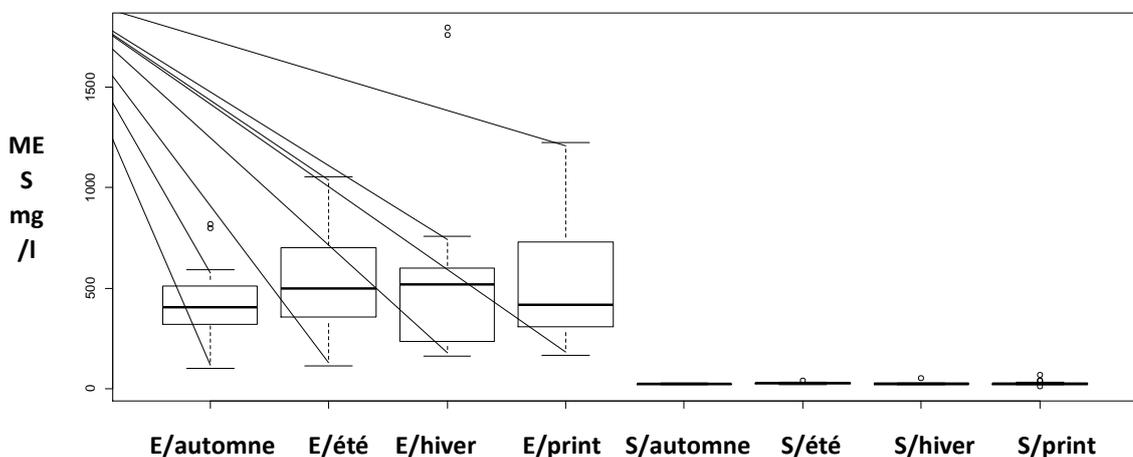
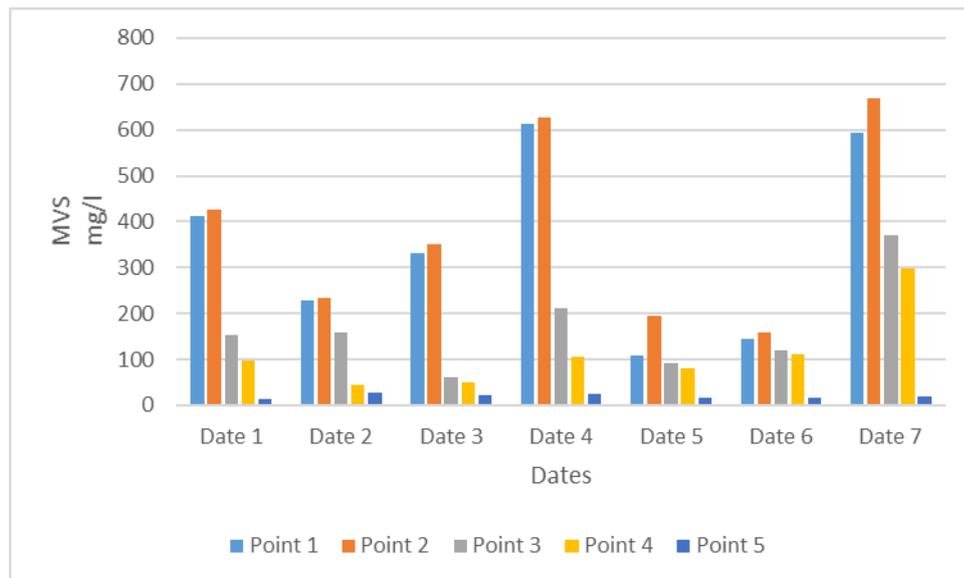


Figure 28 : Variation des MES entrée/ sortie par saison.

Cette réduction des MES, peut avoir pour causes plusieurs facteurs physiques et biologiques tels que la décantation préalable des MES à l'entrée du système souvent accélérée par la température, l'absorption des MES par les racines des macrophytes, le rôle de filtre que joue le gravier et surtout l'utilisation des MES par les microorganismes. Ceci démontre clairement l'efficacité du système de traitement WWG qui est traduite au niveau de la figure 26 par un déclin significatif des valeurs des MES lors des différentes campagnes de prélèvements.

### 6.1.5. Les matières volatiles



**Figure 29 :** Evolution de la MVS lors du traitement.

Les résultats du dosage de la MVS au cours du processus bioépuratoire sont illustrés par la figure 28. Dans un premier temps, nous constatons une légère augmentation de la concentration des matières volatiles au niveau de la sortie de la fosse septique comparativement à la valeur de la MVS déterminée à l'entrée de celle-ci. Cette augmentation a été estimée à seulement 9.68%. Elle sera cependant suivie d'une importante diminution, estimée à 51,89 % constatée à l'entrée du jardin WWG. Au niveau du boîtier de contrôle, la réduction de la MVS a atteint un taux de près de 95 %.

Ce paramètre est suivi uniquement au niveau du bassin WWG, afin de vérifier l'impact de la végétation à travers les systèmes racinaires par rapport au processus de dégradation de la matière en suspension.

6.1.6. Les nitrites

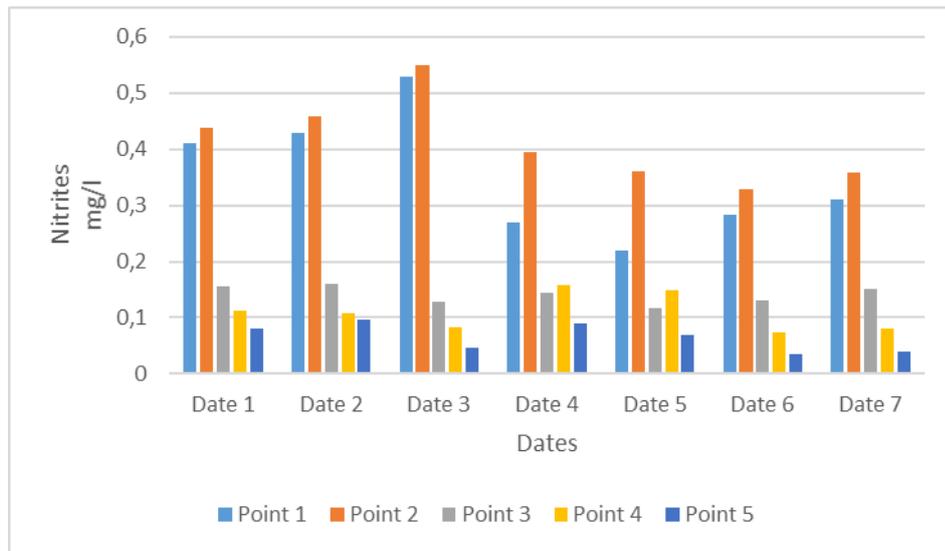


Figure 30 : Évolution des Nitrites lors du traitement.

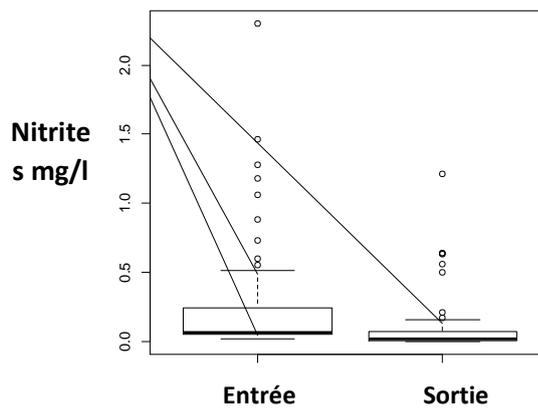


Figure 31 : Variation Nitrites entrée /Sortie

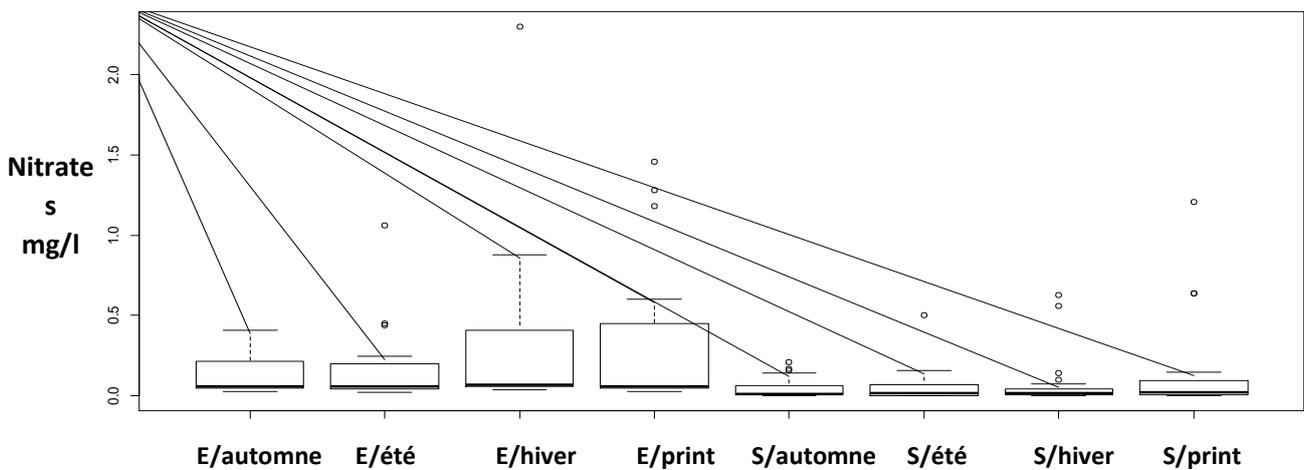


Figure 32 : : Variation Nitrites entrée/ sortie par saison.

Les résultats du dosage des nitrites au cours du processus d'épuration sont illustrés par la figure 30. Ils révèlent, dans un premier temps, une légère augmentation de la concentration des

nitrites à la fin du traitement primaire comparativement à leurs valeurs mesurées à l'entrée de la fosse septique. Cette augmentation a été estimée à 17,81 %. Elle sera cependant suivie d'une importante diminution, estimée à 59,64% constatée à l'entrée du jardin WWG. Au niveau du boîtier de contrôle, la réduction des nitrites a atteint un taux de près de 81,28%, excepté au cours de la saison hivernale où une légère augmentation en aval du jardin WWG a été constatée.

### 6.1.7. Les nitrates

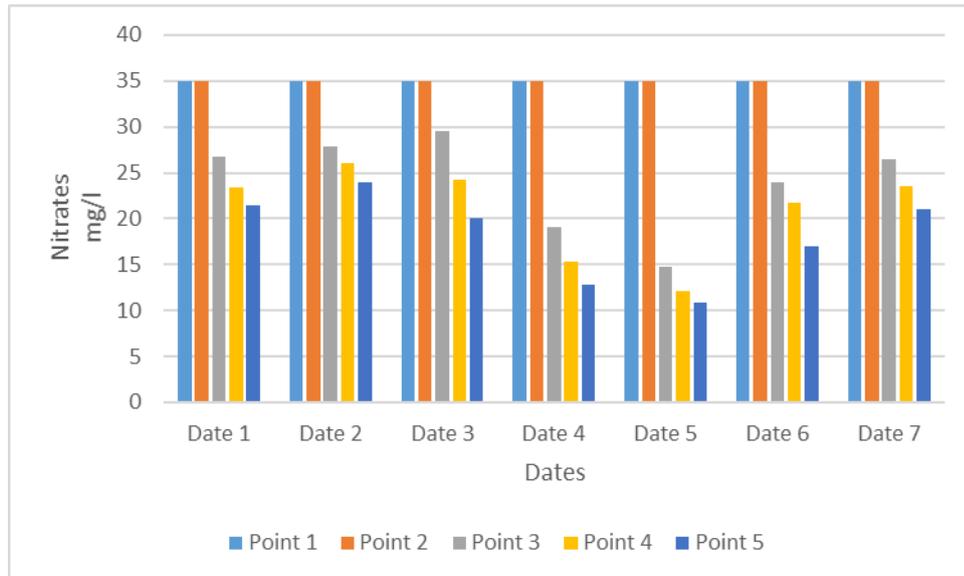


Figure 33 : Evolution des nitrates lors du traitement

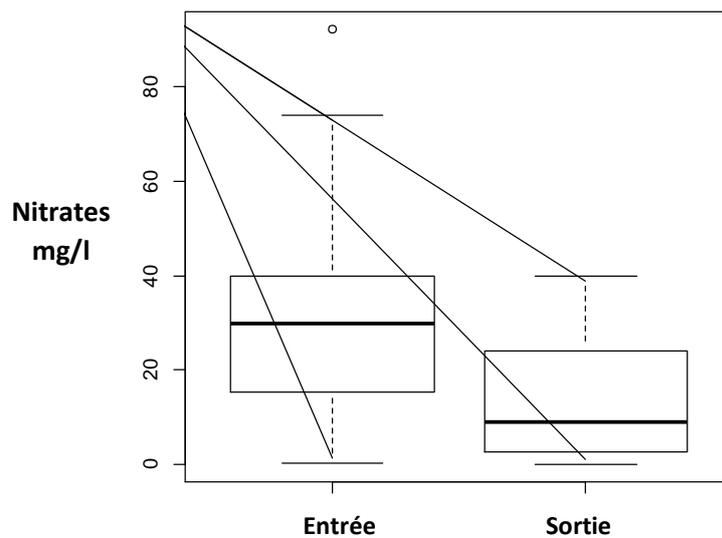
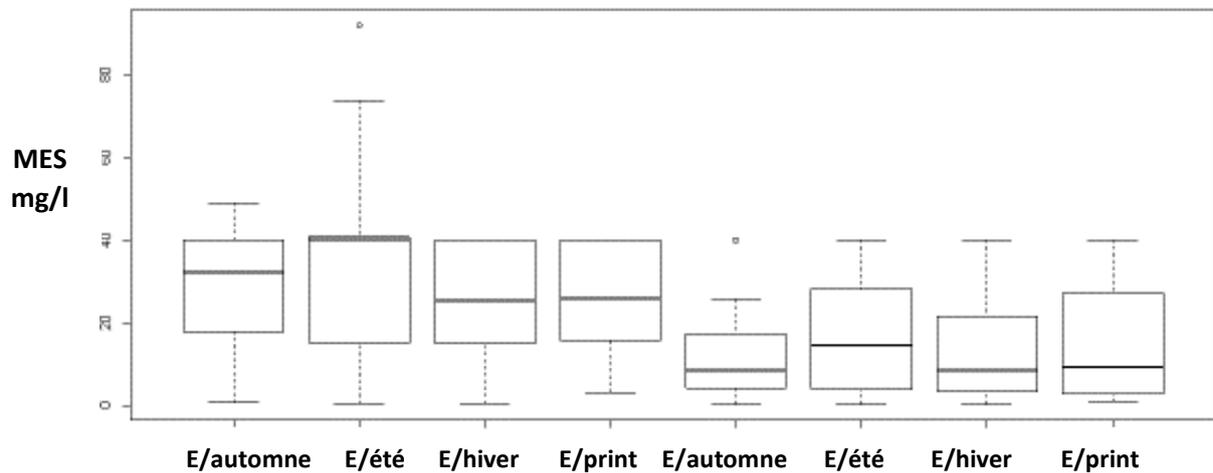


Figure 34 : Variation du pH entrée /Sortie



**Figure 35** : : Variation des MES entrée/ sortie par saison

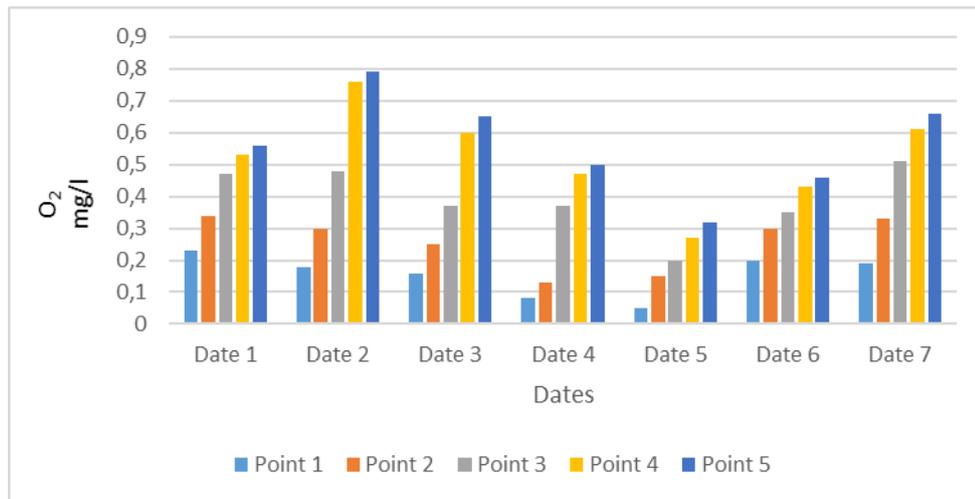
Les résultats du dosage des nitrates au cours du processus d'épuration sont illustrés par la figure 23. Ils révèlent, à l'entrée du processus épuratoire, des concentrations estimées en moyenne à 35mg/l. Ces concentrations diminuent progressivement jusqu'à atteindre une valeur moyenne estimée à environ 22 mg/l au niveau du boîtier de contrôle correspondant à un taux d'élimination estimé à 48,04%.

La prolifération des algues dans le boîtier de contrôle (figure 35) témoigne d'une présence de quantités résiduelles importantes de matières azotées considérés comme étant des éléments d'eutrophisation.



**Figure 36** : Prolifération des algues au niveau du boîtier de contrôle.

### 6.1.8. L'oxygène dissous

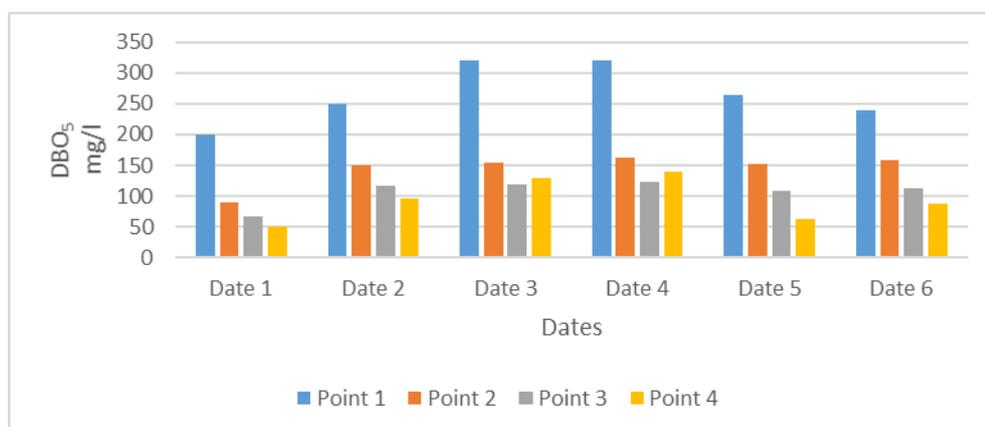


**Figure 37 :** Evolution de l'oxygène dissous lors du traitement.

Les résultats du dosage de l'oxygène dissous au cours du processus d'épuration sont illustrés par la figure 36. Sur la base des résultats obtenus, il importe de noter que la quantité d'oxygène dissous dans les eaux usées brutes est assez faible. En effet, les résultats révèlent que la concentration mesurées aux mois de Février et Décembre 2009 ainsi que celle estimée au cours du mois de janvier 2010, présente une valeur moyenne comprise entre 0,16 mg/l et 0,23 mg/l seulement. En outre, une concentration d'oxygène plus faible a été mesurée aux mois de juillet et août 2009. Cependant, à la sortie de la fosse septique plus précisément à l'entrée du jardin on assiste à une augmentation progressive de la concentration en oxygène dissous pour atteindre une concentration moyenne maximale estimée à 3,5 mg/l.

### 6.1.9. Demande biochimique en oxygène (DBO5)

Les résultats obtenus suite aux mesures de la DBO<sub>5</sub> au cours du processus d'épuration sont illustrés par la figure 37.



**Figure 38 :** Evolution de la DBO<sub>5</sub> lors du traitement.

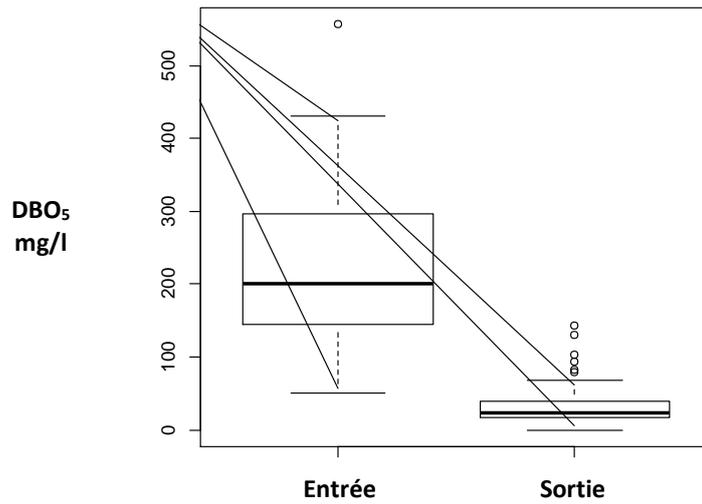


Figure 39 : Variation de DBO<sub>5</sub> entrée /Sortie

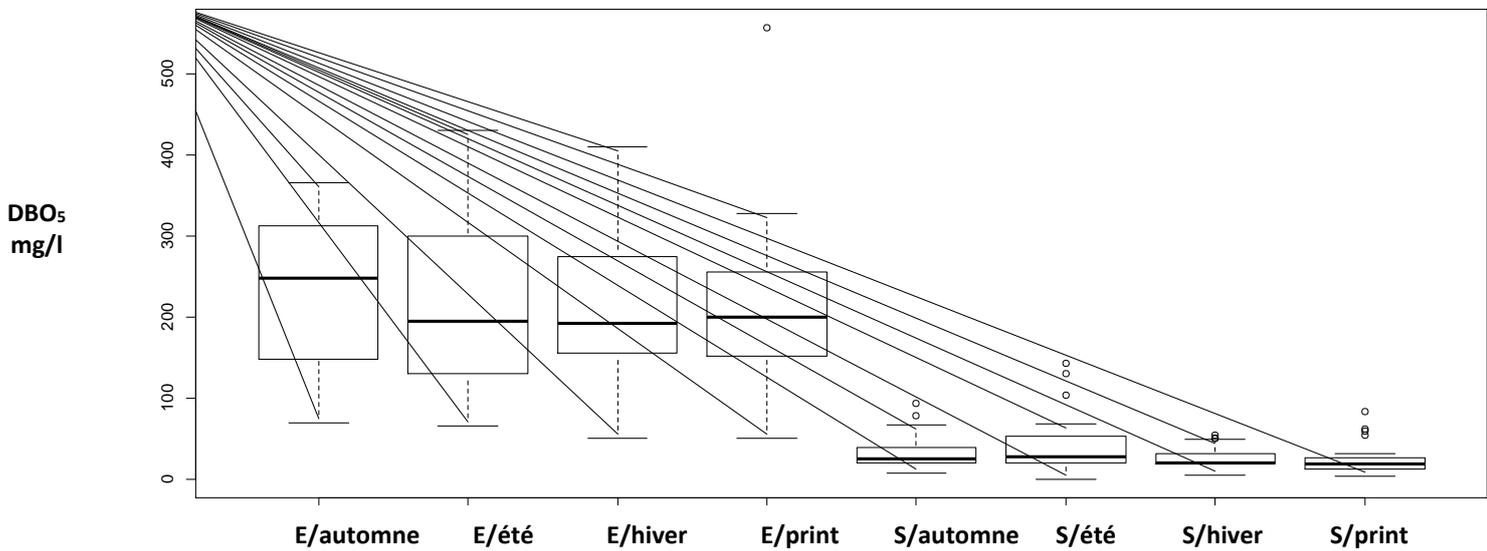


Figure 40 : Variation de DBO<sub>5</sub> entrée/ sortie par saison

Nous constatons une demande biologique en oxygène assez élevée à l'entrée du réacteur biologique compte tenu de la forte charge organique contenue dans les eaux usées brutes. Cependant, les résultats révèlent une nette atténuation de cette demande dans les eaux au cours du traitement secondaire jusqu'à atteindre un taux de réduction maximale estimée à environ 85% au niveau du boîtier de contrôle, soit à la fin du traitement.

6.1.10. Demande chimique en oxygène (DCO)

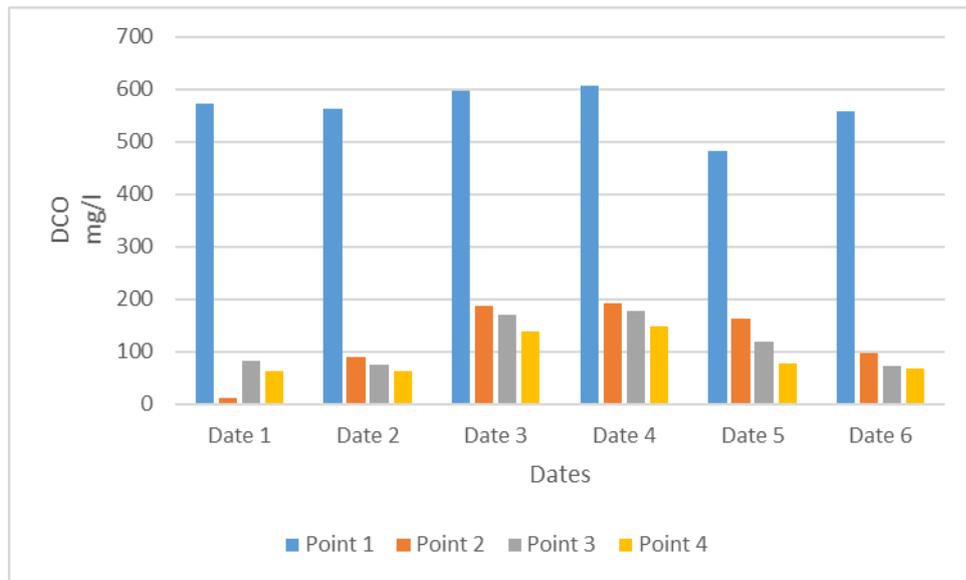


Figure 41 : Evolution de la DCO lors du traitement.

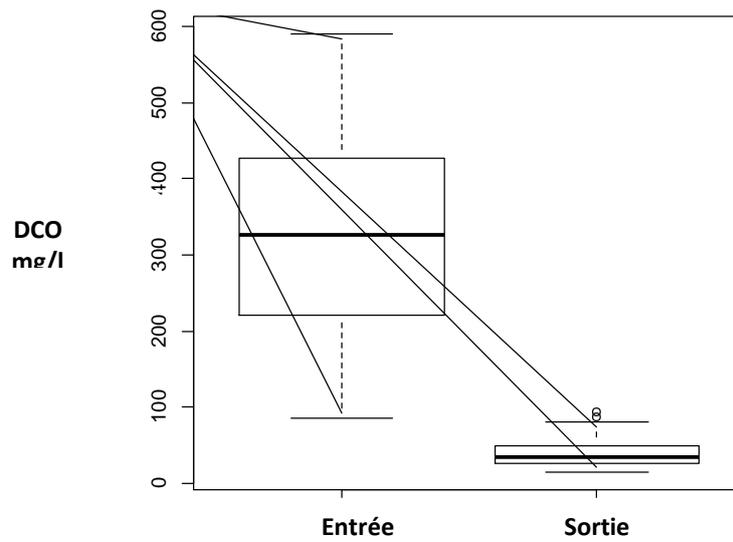
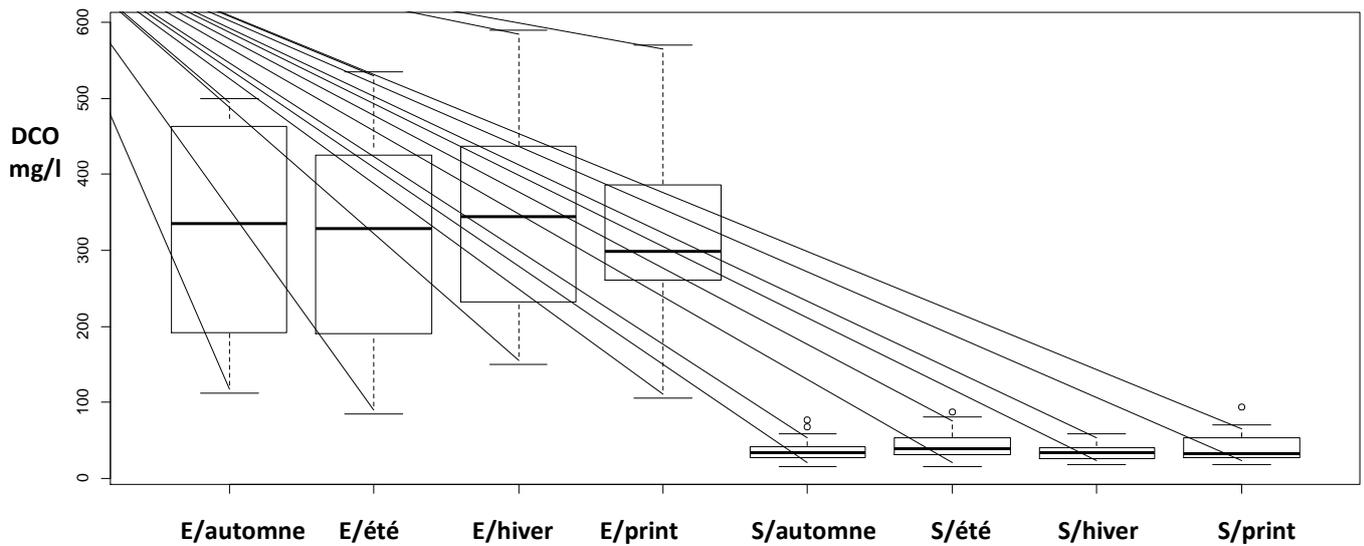


Figure 42 : Variation de DCO entrée /Sortie



**Figure 43** : : Variation de DCO entrée/ sortie par saison

Les résultats obtenus suite aux mesures de la DCO au cours du traitement sont illustrés par la figure 43.

Au même titre que la DBO<sub>5</sub>, la demande chimique en oxygène enregistre des valeurs assez élevées à l'entrée de la fosse septique compte tenu de la forte charge organique et/ou minérale contenue dans les eaux usées brutes. Aussi, les résultats des mesures réalisées révèlent une forte atténuation de cette demande dans les eaux au cours du traitement secondaire jusqu'à atteindre un taux de réduction maximale estimée à environ 85% à la fin du processus épuratoire.

## 6.2. Résultats des analyses bactériologiques

Rappelons que les eaux soumises au traitement par le système WWG sont de nature résiduaire. Il est, donc, tout à fait naturel qu'elles renferment des micro-organismes dans la matière fécale, parmi lesquelles les bactéries hétérotrophes représentent le plus grand pourcentage. Cette flore entérique normale est synonyme, parfois, d'une présence d'organismes pathogènes autres que la microflore entérique opportuniste. Cet ensemble assure une part prépondérante dans l'élimination de la matière organique.

### 6.2.1. Recherche et dénombrement des coliformes totaux

Les coliformes totaux colonisent le tube digestif de l'homme et des animaux, et témoignent d'une contamination fécale récente (Gordon et Cowling 2003). Les résultats des dénombrements réalisés au cours des différentes campagnes sont illustrés par la figure 44.

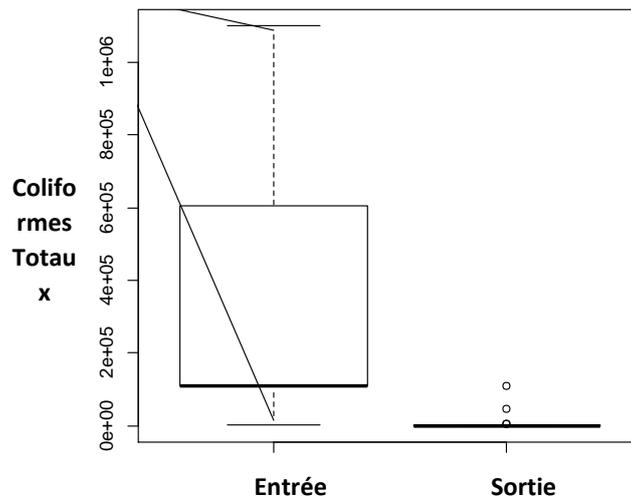


Figure 44 : Variation des coliformes entrée /Sortie

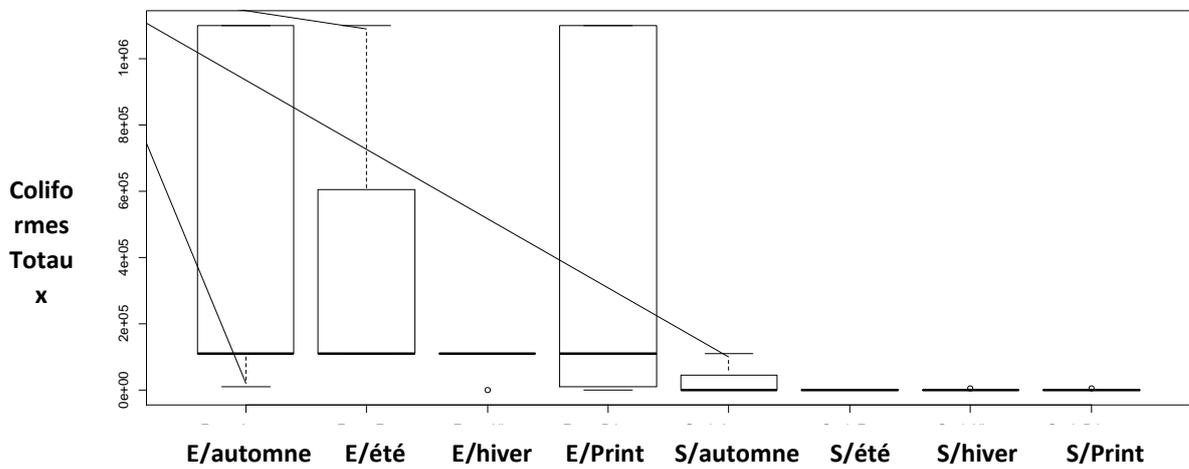


Figure 45 : Variation des coliformes entrée/ sortie par saison

L'énumération des coliformes totaux en amont du système WWG a révélé un taux assez élevé de ces microorganismes dépassant en moyenne  $10^7$  germes/100 ml d'échantillon. Cependant, à l'issue d'une première décantation au niveau de la fosse septique (traitement primaire), les analyses effectuées à l'entrée de la fosse septique ont révélé un taux de réduction variant entre 30 et 35%. Après passage des eaux à travers le jardin biofiltrant (traitement biologique ou secondaire), les analyses effectuées sur des eaux prélevées au niveau du boîtier de contrôle, ont révélé une réduction maximale de cette microflore qui a atteint en moyenne un taux estimé à plus de 99% (figure 43). A l'issue de ces résultats, il est clair que l'apport du réacteur biologique s'avère être indiscutable en matière de réduction de la microflore hétérotrophe mésophile.

### 6.2.2. Recherche et dénombrement des Coliformes fécaux

Les résultats des dénombrements des coliformes totaux réalisés au cours des différentes campagnes sont illustrés par la figure 46.

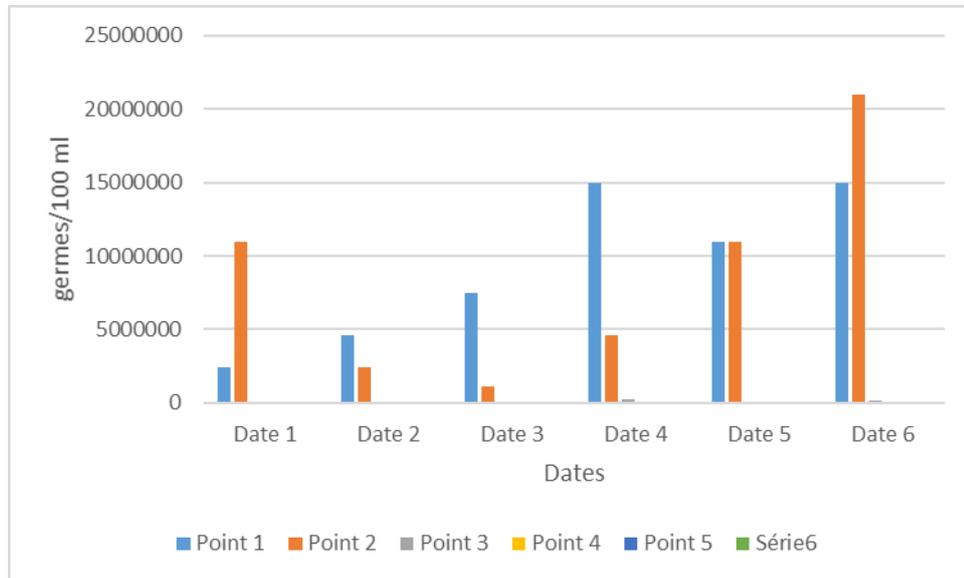


Figure 46 : Evolution des Coliformes fécaux lors du traitement.

Les dénombrements réalisés ont révélé une diminution perceptible après décantation, au niveau de la fosse septique, estimée à environ 27, 98%. Cependant, à l'issus du traitement secondaire, un taux d'élimination maximale a été révélé et qui a été estimé à plus de 99 %.

### 6-2-3. Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux

En raison de leur habitat, ces bactéries entériques sont considérées comme témoins de pollution fécale ancienne au même titre que les BSR, à condition que leur présence soit accompagnée de celle des coliformes dits thermo-tolérants.

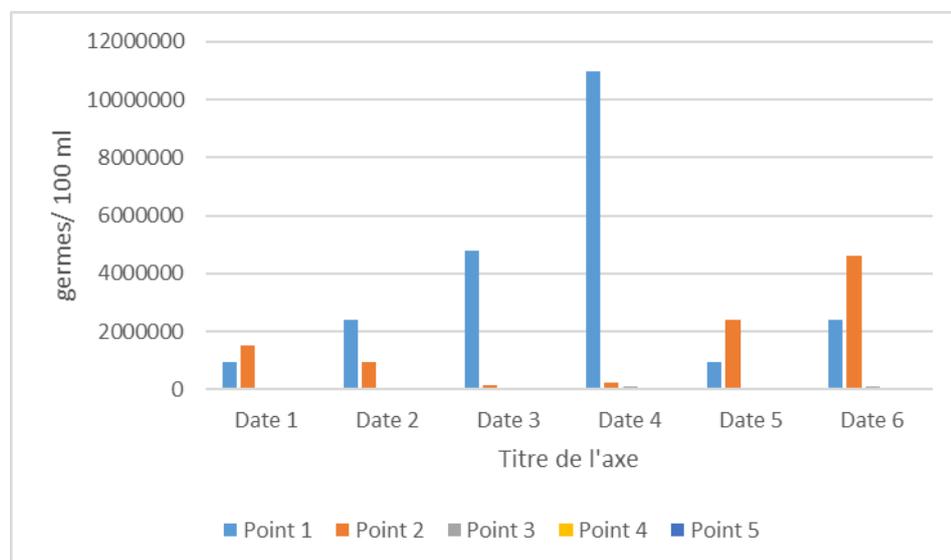


Figure 47 : Evolution des streptocoques fécaux lors du traitement.

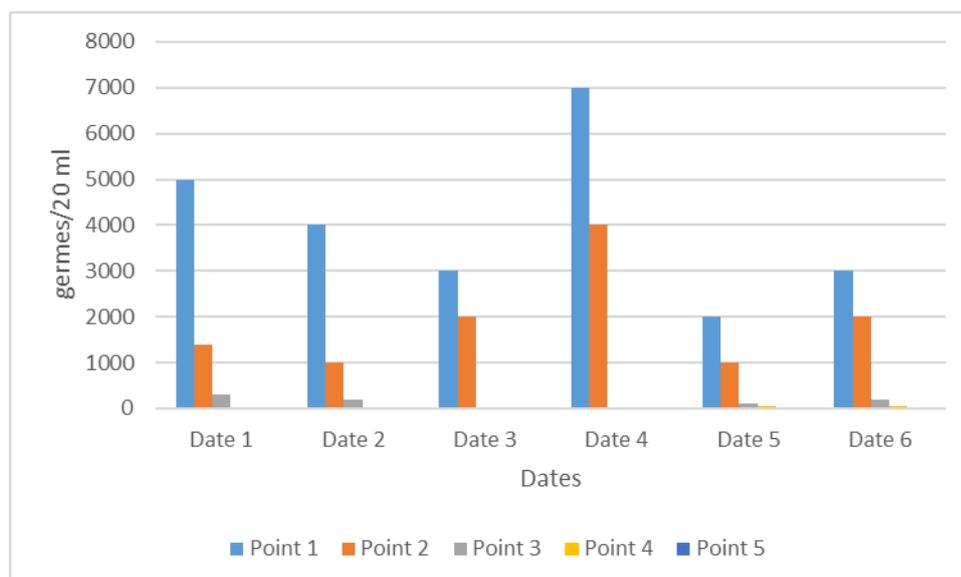
Les dénombrements effectués sur les eaux brutes à l'entrée de la fosse septique ont révélé une densité relativement faible de ces bactéries comparées à celles des coliformes fécaux. Elle a été estimée à environ  $5 \cdot 10^5$  germes/100 ml. Cependant, après décantation (traitement primaire), un taux de réduction de plus de 70% a été révélé. Ce dernier atteindra, enfin, une moyenne de plus de 99 % dans l'aire de sortie du jardin WWG.

#### 6.2.4. Dénombrement des bactéries anaérobies sulfito-réductrices (BSR)

Comme l'indique leur nom, et pour se développer, ces micro-organismes exigent une absence stricte d'oxygène. La forme spore peut renseigner sur une quelconque contamination, récente ou antérieure, quoi que les nouvelles directives européennes ne les considèrent plus comme étant des indicateurs de pollution fécale (référence).

Les résultats obtenus (figure 47) à l'issus du traitement primaire, expriment un taux de réduction estimé à plus de 50% a été obtenu. Après passage au niveau du WWG, les analyses des prélèvements réalisés au niveau de la sortie du bassin ont révélé, cependant, un taux d'élimination maximal qui a été estimé à plus de 99 %. Enfin, des analyses ultimes réalisées sur les eaux prélevées au niveau du boîtier de contrôle ont révélé quant à elles un taux maximal atteignant les 99,97%.

On suppose enfin, qu'au niveau de leurs racines, certaines plantes sécrètent des antibiotiques contribuant ainsi à l'élimination des micro-organismes pathogènes. Peu d'investigations à caractère original et récent l'abordent (Mimeche,2014)



**Figure 48 :** Evolution des bactéries anaérobies sulfito-réductrices (BSR) lors du traitement.

### 6.2.5. Recherche des espèces appartenant aux genres *Salmonella* et de *Shigella*

A l'issue des 7 campagnes de prélèvements réalisées au cours de l'année 2009, aucun des échantillons destinés aux analyses bactériologiques n'a permis de révéler la moindre présence de ces deux bactéries pathogènes. L'explication probable à ce phénomène, souvent rare, pourrait résider dans la nature même des eaux ainsi que dans leurs compositions en matière de salinité, présence de concentrations importantes de détergents...etc. Il serait, cependant, souhaitable de multiplier, et ceci de façon régulière et systématique, les campagnes d'analyses bactériologiques destinées particulièrement à la recherche et à la mise en évidence de ce genre de bactéries pathogène et qui pourrait poser de graves problèmes de santé publique.

## 6.3. Mesure morphométrique du végétal

Les résultats des paramètres sont des valeurs moyennes de deux ans de suivi sur les mêmes espèces et les mêmes individus.

De même il faut signaler que le suivi n'a pas pu être continué pour plusieurs années à cause des faucardages réalisés à plusieurs reprises sans prévision.

### 6.3.1. *Nerium oleander*

#### 6.3.1.1. Hauteur

La taille des tiges ne présentait pas des valeurs proches en comparaison des plants situés à l'entrée par rapport à ceux de la sortie. Le comportement du *Nerium oleander* est en relation avec la qualité de l'eau en profondeur du bassin WWG, les plantes à l'entrée du bassin sont nettement supérieures aux celles de la sortie.

La moyenne pour ce paramètre est de durant 3 ans (2009-2011) de suivi est de 171,40 cm au niveau de l'entrée, et de 153 cm en moyenne pour la sortie (figure 49 b).

Nos mesures effectuées en automne 2010, nous ont permis d'enregistrer une hauteur moyenne de 170 cm, et qui passe à 186,66 cm en printemps qui correspond à la période d'activité végétative (figure 49 a).

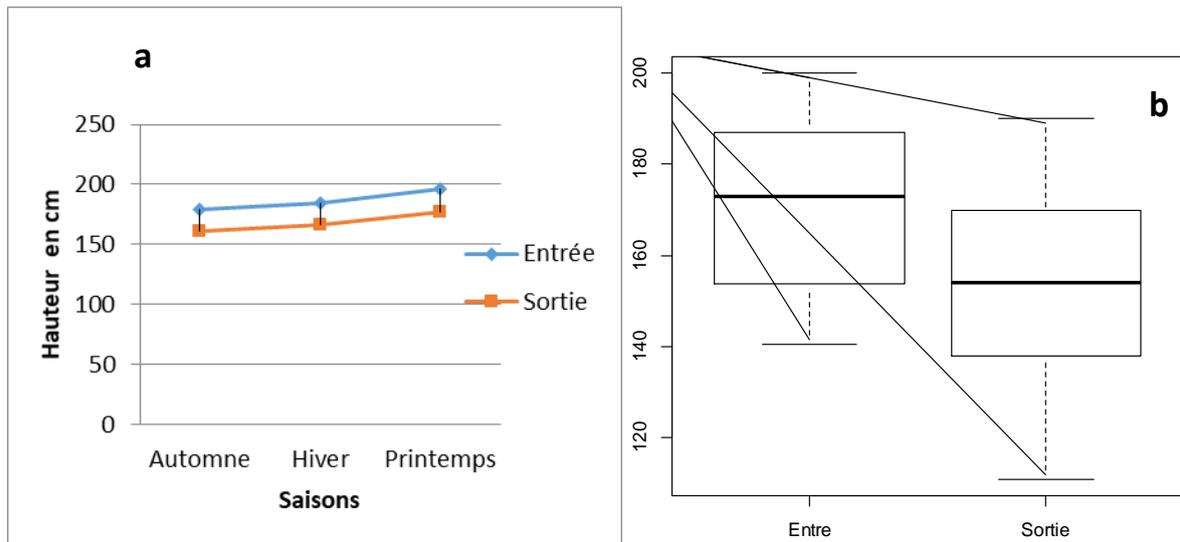


Figure 49: Hauteur des tiges du *Nerium oleander*.

### 6.3.1.2. Nombre de feuilles

Le nombre de feuilles n'a pas beaucoup fluctué entre l'automne et l'hiver. Par contre, durant la période printanière une augmentation remarquable soit de 17 feuilles/rameau en moyenne à l'entrée comme à la sortie du bassin de WWG (figure 50).

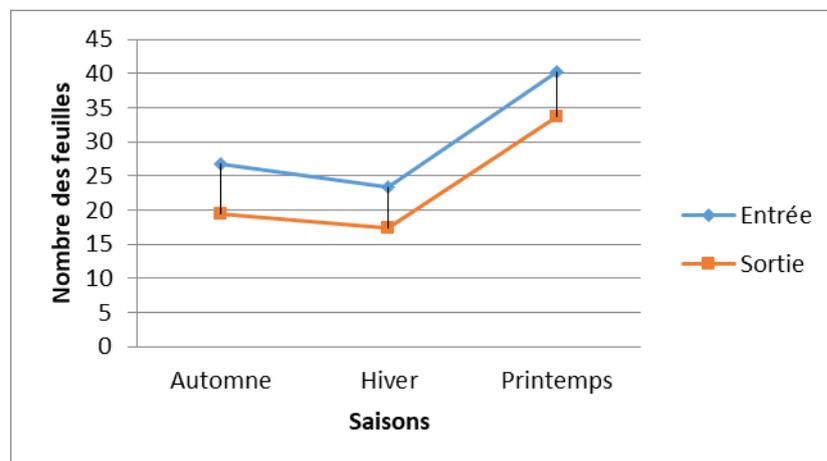


Figure 50: Nombre des feuilles du *Nerium oleander*.

### 6.3.1.3. Les fleurs

Le comptage des fleurs n'est effectué qu'en printemps. La moyenne calculé est de 11 fleurs à l'extrémité de chaque rameau au niveau des plantes situées à l'entrées du WWG tandis qu'à la sortie, la moyenne est de 07 fleurs (Figure 51).

D'une façon générale, les valeurs moyennes se résument à une nullité tout au début de la phase d'expérimentation et 27 fleurs à la fin du cycle végétatif.

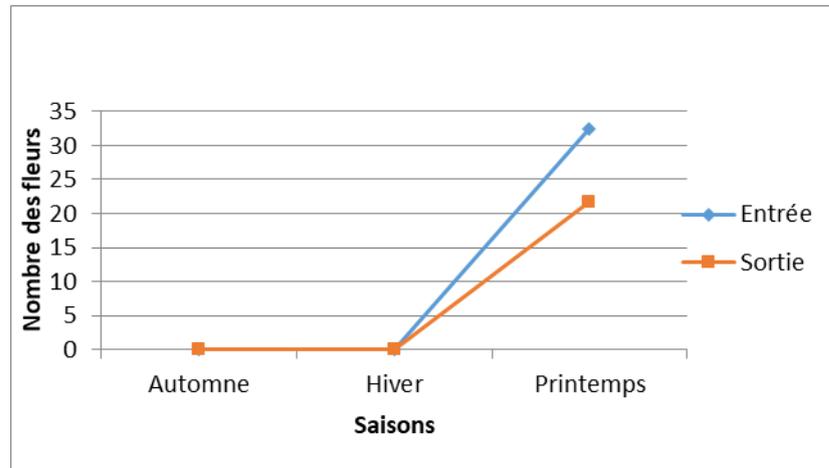


Figure 51 : Nombre des fleurs du *Nerium oleander*.

Les paramètres morphométriques (hauteur, nombre des feuilles et fleurs) de l'espèce *Nerium oleander* sont supérieurs en amont à ceux en aval.

### 6.3.2. Le *Cyperus alternifolius*

#### 6.3.2.1. La hauteur des tiges

D'après la figure ci-dessous, les individus situés dans le côté droit et gauche du bassin présentent une augmentation progressive de la hauteur des tiges au cours du temps (la hauteur des tiges dans l'entrée est supérieure à la sortie).

Dans le côté gauche du bassin, la hauteur des tiges est supérieure à celle des individus du côté opposé.

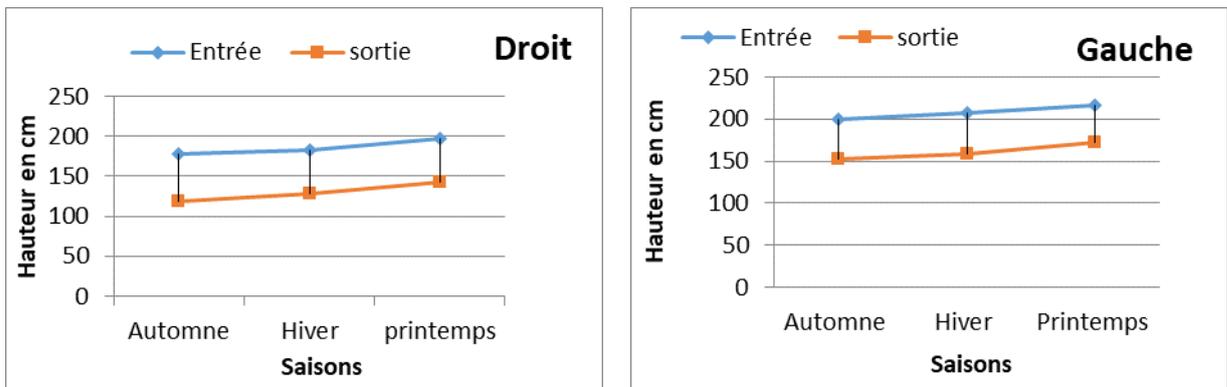
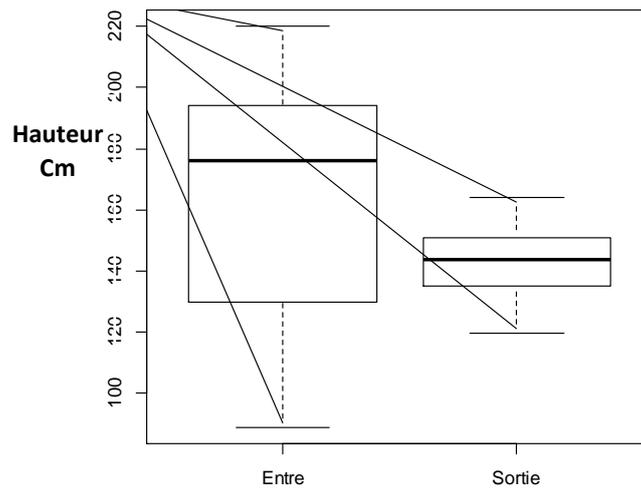


Figure 52 : Hauteur des tiges du *Cyperus alternifolius*



**Figure 53 :** variation de la hauteur *Cyperus alternifolius* entrée/sortie

En moyenne, la hauteur du *Cyperus alternifolius* à l'entrée est de 196,77 cm et de 145,44 cm à la sortie.

Une augmentation de l'ordre de 36 cm en moyenne est enregistré durant les trois saisons de suivi, ce qui explique l'adaptation de l'espèce avec le milieu et sa tolérance aux composante de l'effluent. Le paramètre vigueur de la plante a été analyse et décrit dans la même image qui celui du paramètre hauteur.

### 6.3.2.2. La taille de touffe

Les taille moyenne des touffes dans la partie amont du WWG est de 185,5cm, où les plantes se trouvent dans des conditions probablement favorables pour leurs développements végétatifs ; cependant, les touffes en aval sont moins importantes avec une moyenne de 136,94cm.

Une augmentation de 22 cm est la moyenne enregistrée durant la période de suivi.

Les plantes sur les bordures gauche et droite du WWG se comportent de la même manière durant les saisons, avec une dominance remarquable des plants de la partie gauche du bassin.

Cependant la taille des touffes à la sortie est trop faible par rapport à l'entrée (figure 53 Droit), soit un écart d'environ 74 cm.

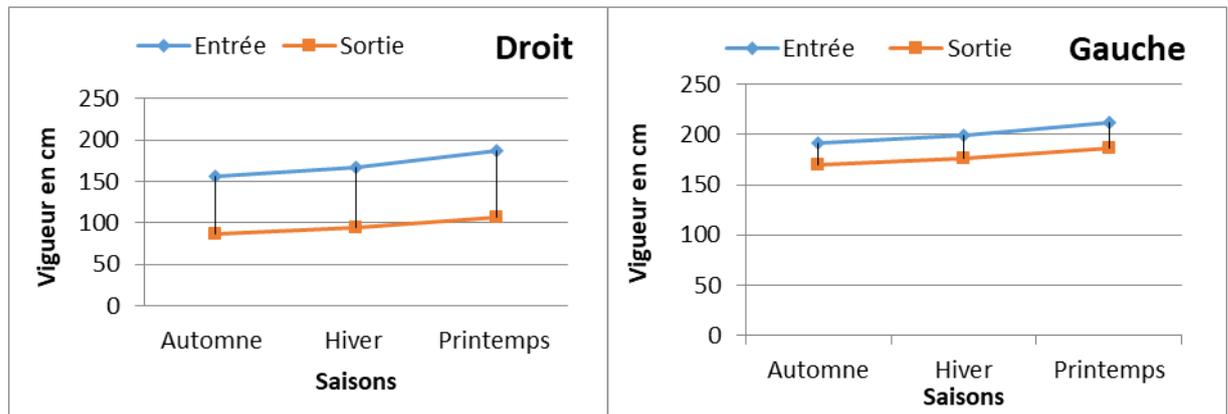


Figure 54 : la taille moyenne des touffes du *Cyperus alternifolius*

La taille des touffes est en étroite relation avec la multiplication végétative des plantes, cette dernière dépendant de la richesse du milieu en éléments nutritifs et également en fonction des conditions du milieu à savoir le substrat et l'environnement racinaire.

D'après les observations sur terrain les plantations dans la partie droite sont venues en retard par rapport à la partie gauche ce qui explique la différence en taille

### 6.3.3. *Juncus effusus*

#### 6.3.3.1 Hauteur des tiges

Le comportement du *Juncus effusus* est totalement le contraire par rapport au *Cyperus alternifolius*. Les plantes à l'entrée du bassin de traitement sont plus haut que ceux la sortie.

En moyenne on enregistre une taille de 116,33 cm pour la partie entrée contre 128,33 cm pour la partie sortie (figure 55).

Le *Juncus effusus* préfère une eau contenant beaucoup plus d'éléments décomposés, ce qui est le cas de l'effluent à la sortie du WWG. La différence de taille durant 9 mois est de 50 cm (de 102,5 cm et 150 cm).

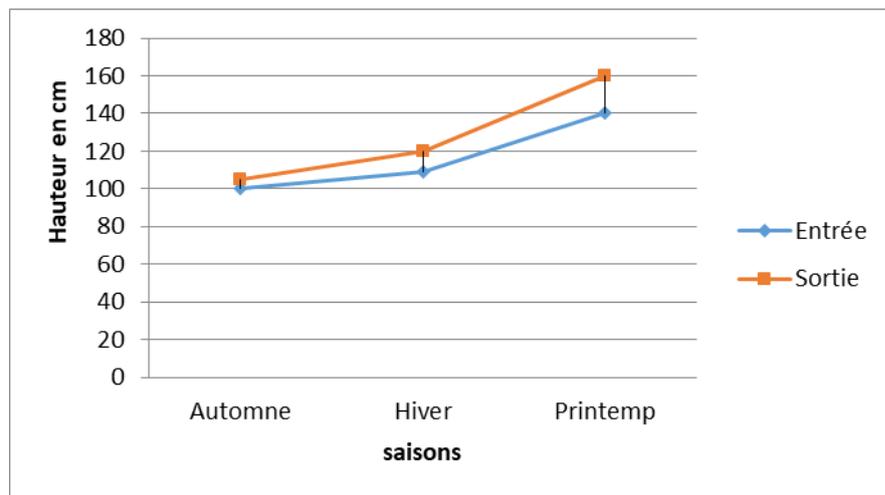


Figure 55 : Hauteur des tiges du *Juncus effusus*.

### 6.3.3.2. La taille de touffe

La taille de la touffe passe par un gradient ascendant depuis l'automne jusqu'au printemps à l'amont comme à l'aval du WWG.

La figure 56 exprime des valeurs moyennes de 152,66 cm pour la taille des touffes la sortie, alors que la moyenne pour les plantes à l'entrée est de 183,33 cm en moyenne (figure 56).

La différence entre les deux cotés est de 30 cm est qui est due ç la plantation échelonnée au niveau du WWG.

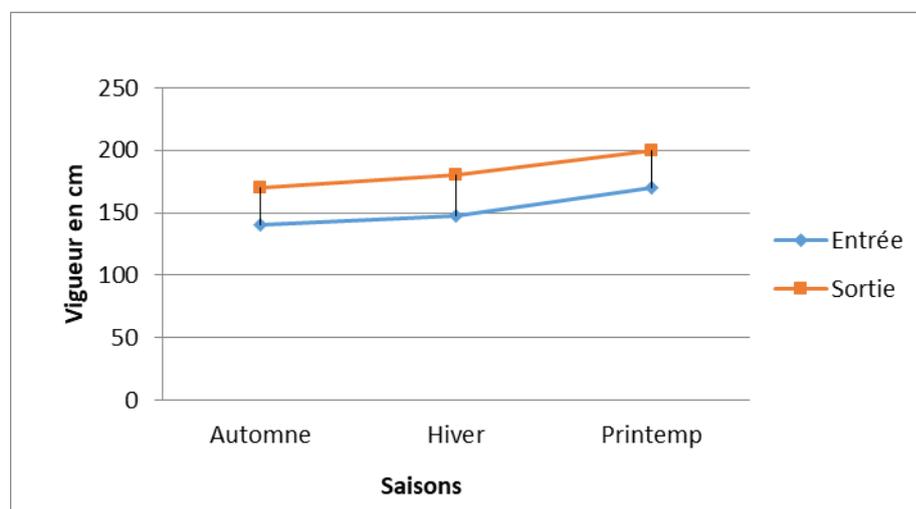


Figure 56 : La taille moyenne des touffes du *Juncus effusus*

Les mesures effectuées sur le *Juncus effusus*, permet de constater que les plantes dans la partie aval du WWG sont bien développées que celles en aval, ce qui est probablement en relation directe avec la qualité des eaux.

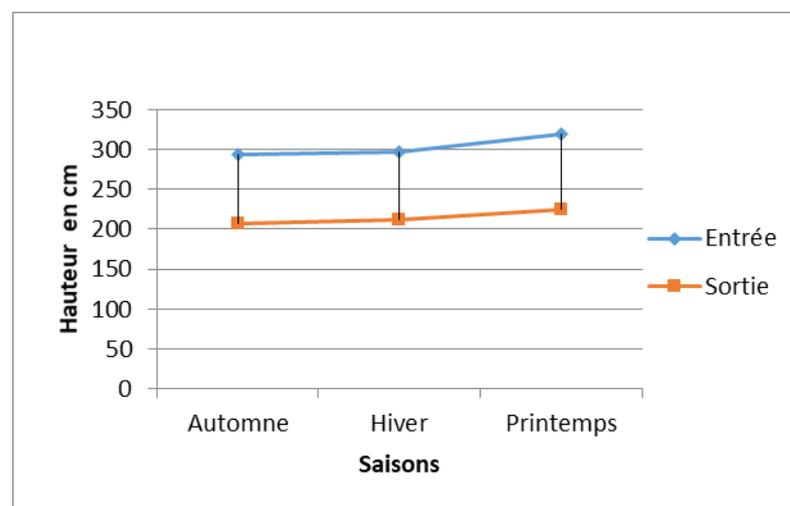
### 6.3.4 *Typha latifolia*

#### 6.3.4.1 Hauteur des tiges

La hauteur des massettes (*Typha latifolia*) suit un gradient croissant de l'amont vers l'aval du WWG. Une moyenne de 303,55 cm pour la partie entrée contre 214,77 cm pour les plantes de la sortie du bassin.

Durant la période d'étude, la vitesse de croissance des plantes présente un taux d'augmentation de 20 cm en moyenne en printemps.

L'espèce se comporte bien au niveau du bassin de traitement, le développement végétatif est le témoin. D'après la figure 57, l'écart entre les plantes à l'entrée et à la sortie est d'environ 100 cm



**Figure 57 :** Hauteur des tiges du *Typha latifolia*

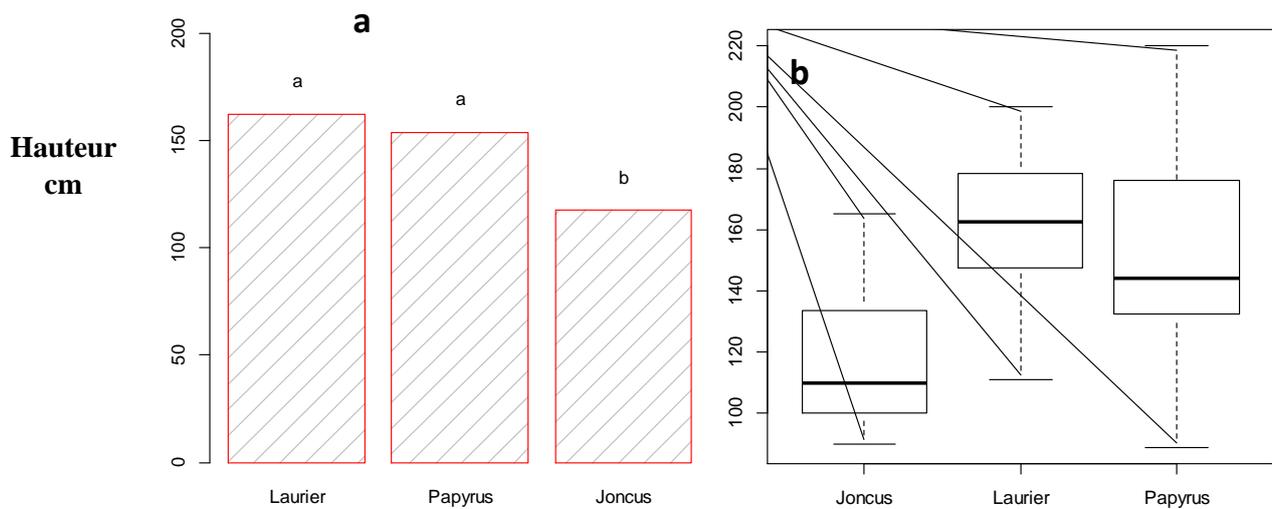
La qualité des eaux au cours du traitement change en concentration des éléments chimiques. La dégradation de la matière organique et l'oxygénation de l'eau permet aux plantes en aval d'avoir une solution riche et assimilable, ce qui engendre une bonne croissance et un bon développement.

Des études ont montré que la présence de végétaux entraîne le plus souvent une stimulation des processus de dégradation des polluants organiques grâce à la sécrétion des exsudats racinaires servant de source d'énergie à l'activité des microorganismes (Binet *et al.*, 2000)

### Conclusion des résultats biométriques

L'évolution des espèces ; *Nerium oleander*, *Cyperus alternifolius*, *Juncus effusus* et *Typha latifolia* à travers les mesures biométriques effectuées trois années consécutives, nous permet de constater que leur comportement est le même de l'amont à l'aval dans le bassin WWG.

Les plantes sont sous l'effet la composante de l'eau, la saison et la nature des systèmes racinaires.



**Figure 58 :** Résultat des analyses statistique de la hauteur des plantes *Cyperus alternifolius*, *Nerium oleander* et *Juncus effusus*

D'après la figure ci-dessus (figure 58 a.), l'analyse statistique nous permet de distinguer deux groupes de végétaux par rapport à leur taille en fonction du milieu WWG. Le *Juncus effusus* forme le groupe (b) avec une moyenne faible et une variation très hétérogènes des valeurs. Ceci peut être expliqué par les écarts de taille entre entrée et sortie plus au faucardage appliqué.

Le *Cyperus alternifolius* et le *Nerium oleander* forment le groupe (a), où la croissance est plus importante. Les valeurs pour le papyrus sont hétérogènes pour les mêmes raisons que *Juncus effusus* écart de 40 cm, cependant pour le *Nerium oleander* la variation est de l'ordre de 20 cm (figure 58 b).

Les touffes des *Cyperus alternifolius* et *Juncus effusus* présentes des différences significatives entre les plantes situées à l'entrée par rapport à la sortie du WWG (figure 59).

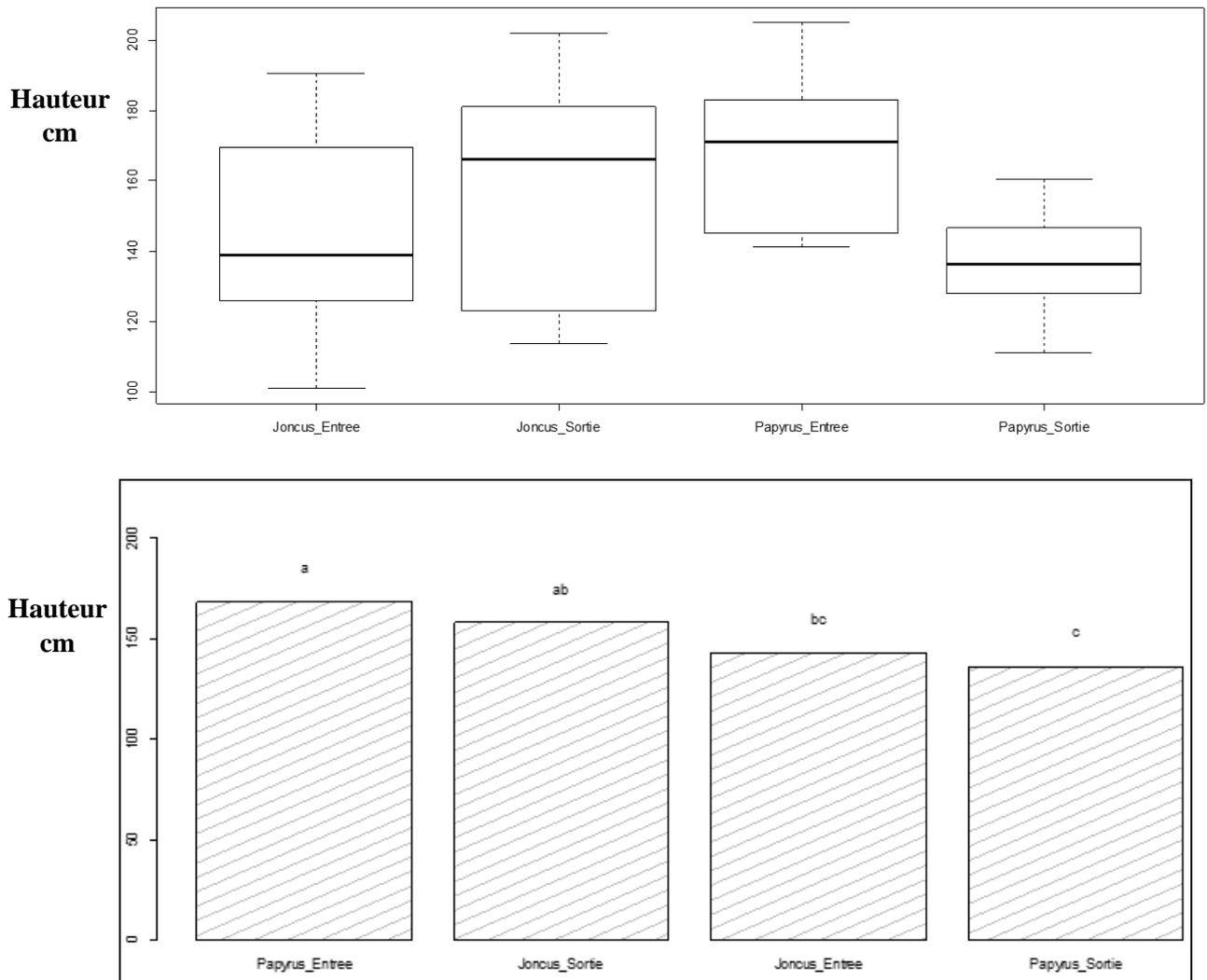


Figure 59 : : Résultat des analyses statistiques des tailles de touffe des plantes *Cyperus alternifolius* et *Juncus effusus*

#### 6.4. Les résultats d'analyse chimique des macroéléments

L'analyse chimique des plantes est limitée à deux macro éléments l'azote et le potassium plus hydrocarbures aromatiques polycycliques.

##### 6.4.1. L'azote

Le dosage de l'azote effectué sur trois saisons, nous a permis de calculer une moyenne de 7100 ppm à l'entrée et de 5600 ppm pour le *Nerium oleander* plantes

Les valeurs les plus élevées en azote sont enregistrées en printemps, qui coïncide avec la reprise de l'activité physiologique du végétale.

Dans les conditions de filtre horizontal, la nitrification est très limitée où les faibles concentrations en oxygène ne permettent pas ces réactions. Toutefois ces rendements sont dépendants de la température : en-dessous d'une température de l'eau de 8°C, la nitrification est fortement ralentie.

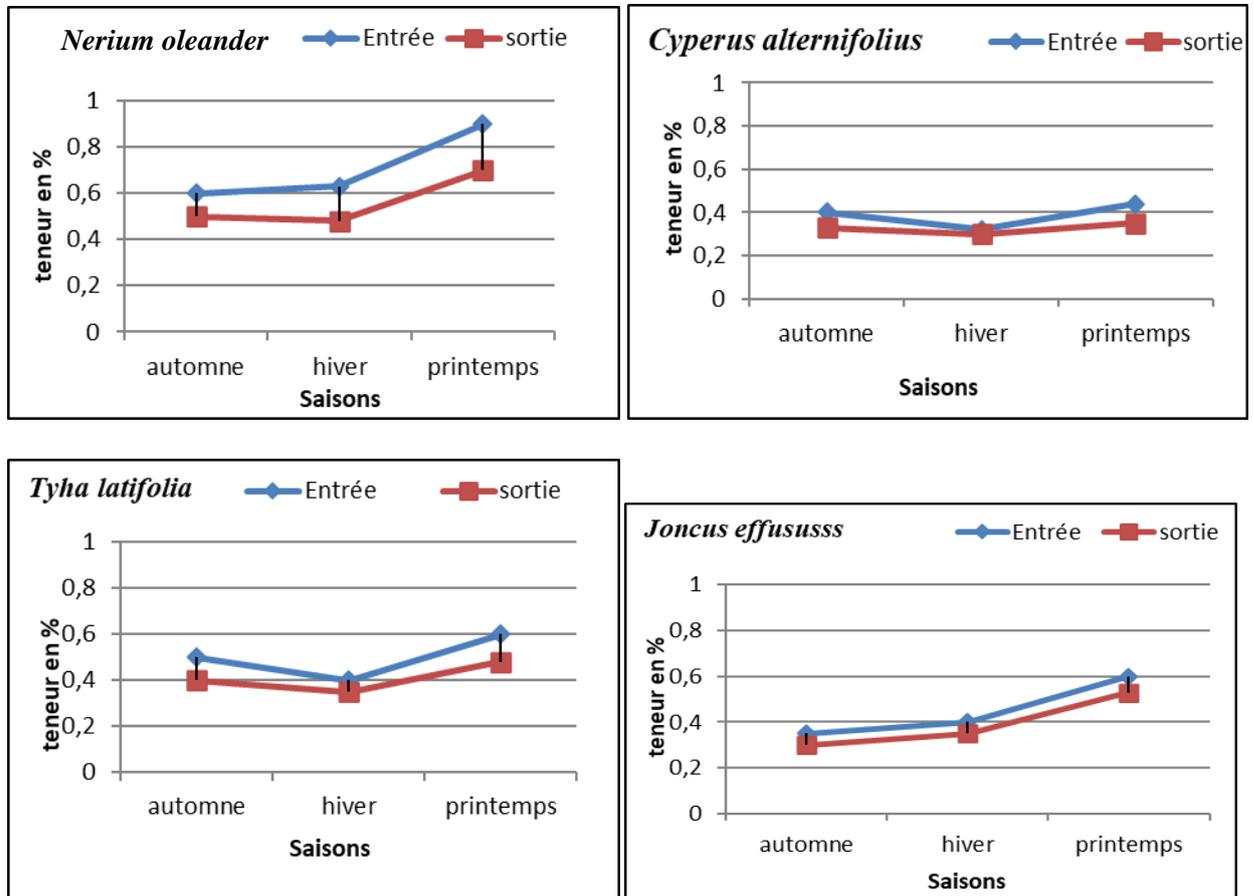


Figure 60 : Evolution de l'azote totale chez les plantes étudiées

Pour le *Cyperus alternifolius*, l'azote se présente d'une autre manière, car nous avons pris en considération l'évolution de cet élément chimique au niveau de l'entrée et la sortie du bassin expérimentale. Les résultats sont respectivement de l'ordre de 3800ppm (0.38%) pour l'entrée du bassin et 3200 ppm pour la sortie du bassin, soit une moyenne de 3500 ppm (0.35%)

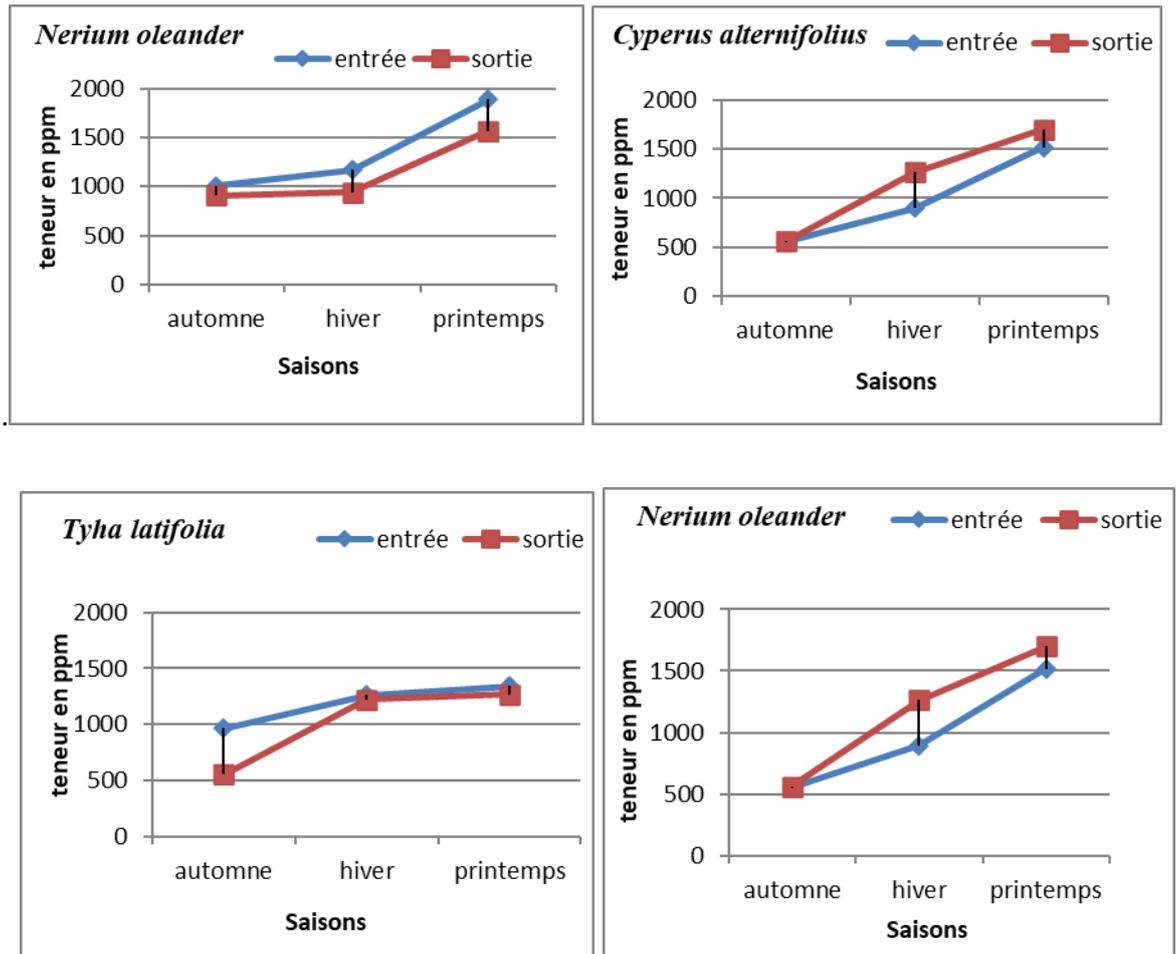
Les teneurs en azote chez le *Juncus effusus* est de 4500 ppm en moyenne à l'entrée et de 3900 ppm à la sortie du bassin

La dernière espèce *Typha latifolia* ce manifeste de la même image que celle du *Cyperus alternifolius* pour son comportement durant les saisons. Une valeur moyenne de l'azote 5000 ppm est enregistrée à l'entrée du bassin face à 4000 ppm (0,4%) à la sortie du bassin. Ce qui a donné en moyenne pour l'entrée et la sortie du bassin de 4500 ppm (0,45%).

D'après Kucuk *et al.*, (2003), l'azote ammoniacal et du nitrate sont utilisés par la plante pour la croissance de ses tissus, ils peuvent être emmagasinés dans les racines et rhizomes, les tiges et les feuilles

#### 6.4.2. Le potassium :

Le potassium a d'autres fonctions portées différentes à l'azote, en générale, il est pour maintenir de la pression de turgescence des cellules de la plante, donc sa rigidité, d'où son importance à doser.



**Figure 61** : Evolution de l'azote totale chez les plantes étudiées

Pour la culture de *Nerium oleander* dont le graphique ci-dessous, les valeurs ainsi trouvées sont de l'ordre de 1038,4 ppm à l'entrée 779,36 ppm à la sortie

La teneur moyenne en potassium pour l'espèce *Cyperus alternifolius* est de 908,88 ppm.

Pour le *Cyperus alternifolius*, les teneurs moyennes en potassium sont comme suite ;

- 1355,66 ppm à l'entrée,
- 1138,08 ppm à la sortie.

Les concentrations en potassium chez *Juncus effusus* sont estimés à une moyenne trouvée à est de 988.67ppm à l'entrée du bassin et de 1174.74ppm à la sortie.

En dernière la *Tyha latifolia*, pour cette espèce la concentration du potassium dans ses tissus finalise notre expérimentation à fait ressortir les résultats suivants :

- A l'entrée une valeur moyenne de 1187,23 ppm.
- A la sortie une valeur moyenne de 1012,15 ppm.

La teneur en potassium est en relation inversement proportionnel à la teneur en lignine chez les végétaux et par conséquent nous avons remarqué une teneur très élevée chez le *Cyperus alternifolius* suivie par *Tyha latifolia* et le *Juncus effusus* et en fin le *Nerium oleander*.

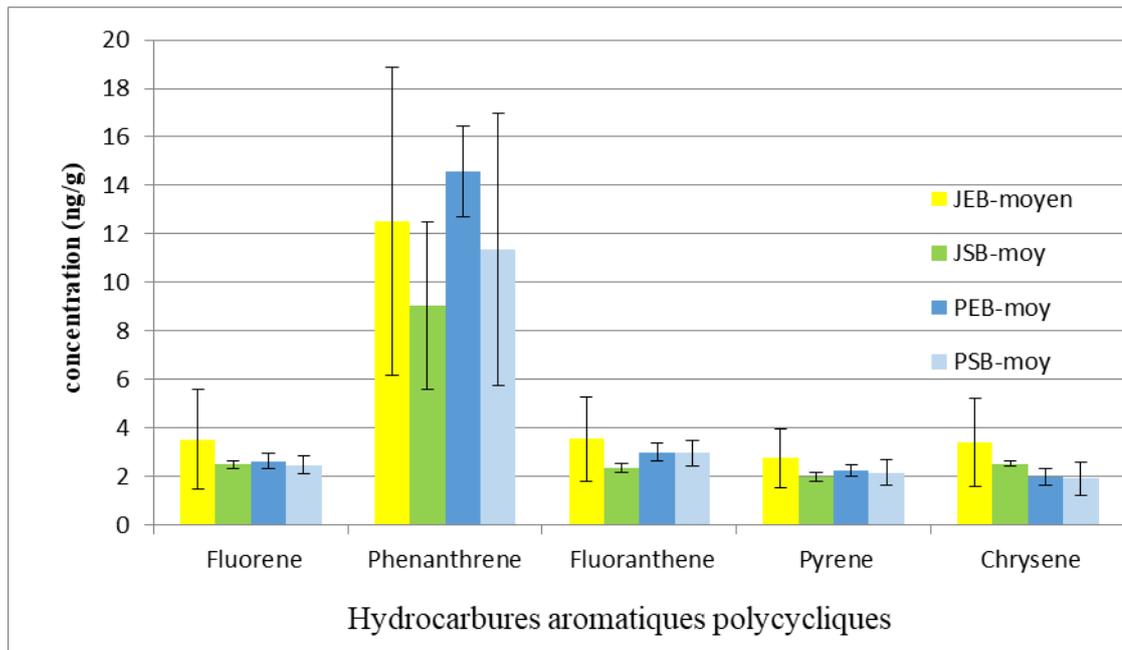
La relation entre la composition chimique et l'aspect morphométrique, fait ressortir que les teneurs pour les éléments dosés ont diminué de l'amont qu'en aval. Ceci est dû forcément à la charge d'eau dans l'entrée. De plus la vitesse d'écoulement lente, ce qui offre au système racinaire un temps suffisant pour absorber et accumuler certains éléments ; par conséquent diminuer leur concentration dans l'effluent.

#### 6.4.3 Hydrocarbures aromatiques polycycliques :

Selon Stottmeister et al. (2003), certaines espèces végétales sont capables d'absorber des polluants organiques, de les métaboliser dans leurs tissus et de les décomposer en composés moins toxiques ou non toxiques. Parmi ces polluant on cite les HAPs.

Dans cette étude, une analyse est effectuée sur les plantes deux espèces : *Juncus effusus* et *Cyperus alternifolius*. Cela est dans un objectif de vérifier le potentiel épurateur de ces espèces vis-à-vis un polluant d'origine hydrocarbure.

Il est important que durant quelque mois en 2010 à 2011, les eaux usées arrivées à la station contenaient une quantité d'eau de station de lavage de véhicule



**Figure 62 :** Teneures en HAP chez *Juncus effusus* et *Cyperus alternifolius*

Pour estimer l'efficacité de réduction des polluants organiques, nous avons évalué la présence de phénanthrène. Ce dernier a été considéré comme une molécule modèle dans plusieurs laboratoires, et il représente les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui constituent une grande famille de polluants hautement dangereux (Vandermeersch *et al.*, 2015).

Dans cette étude, nous présentons un test typique (figure 62) qui montre que le phénanthrène a subi une diminution spectaculaire à la sortie du bassin de traitement. En effet, de nombreuses données indiquent que la métarémediation assistée par les macrophytes peut agir comme un méta-organisme pour dégrader et dissiper les polluants organiques car ils possèdent un potentiel métabolique élevé (El Amrani *et al.*, 2015).

# *Conclusion*

## *générale*

## *Conclusion générale*

Les WasteWater Gardens (WWG) ou jardins biofiltrants, appartiennent à la famille des zones humides artificielles/construites. Via l'activité intense des plantes et des microbes, celles-ci reproduisent les conditions des zones humides naturelles, qui ont une aptitude élevée à nettoyer, purifier et protéger l'environnement de la pollution et c'est la raison pour laquelle elles sont d'ailleurs surnommées les reins de la terre. Néanmoins, ils se distinguent par les bassins à flux souterrains, contrecarrant ainsi tout contact avec l'atmosphère extérieure, et par conséquent, l'absence d'odeurs nauséabondes, de moustiques ni encore de risque de contact humain accidentel.

Les WWG s'appuyant sur un procédé principalement naturel. Aucune dépense pour des produits chimiques souvent coûteux n'est à prévoir. Les WWG sont l'assurance de coûts d'entretiens minimaux. Seule la présence de jardiniers compétents est nécessaire. Ils font, en effet preuve, de grande efficacité d'épuration, tout en réduisant la contamination des sources d'eau douce et des sols de l'environnement direct.

A l'issue de cette présente étude dont l'objectif principal était d'estimer la faisabilité d'un tel système épuratoire implanté pour la première fois en Algérie dans une zone semi-aride, les résultats obtenus consécutifs aux différentes analyses physico-chimiques et bactériologiques semblent être très encourageants. En effet, pour une courte durée d'essai estimée à environ 24 mois, ce système, basé sur les activités épuratrices combinées de macrophytes et de microphytes, a révélé un fort pouvoir épurateur malgré quelques inconvénients susceptibles d'entraver l'activité bioépuratrice recherchée. Ainsi, les différents dosages réalisés sur les MES, la CE, la DBO<sub>5</sub>, la DCO ainsi que sur certains éléments nutritifs ont révélé de forts taux de réduction atteignant souvent des valeurs supérieures à 80%.

Par ailleurs, l'élimination de la microflore hétérotrophe mésophile souvent nuisible présente initialement dans les eaux usées brutes a, également, atteint des taux dépassant souvent les 99% révélés au niveau des prélèvements réalisés en aval du réacteur biologique.

Ces résultats préliminaires obtenus grâce à cette étude, présagent ainsi d'un avenir certain et surtout durable pour ce type de système d'épuration des eaux usées urbaines en Algérie. Il serait cependant souhaitable d'envisager d'autres campagnes d'analyses notamment

celles qui concernerait particulièrement les éléments toxiques comme les métaux lourds et certaines substances organiques récalcitrantes qui échappent souvent au traitement secondaire.

Enfin, il semblerait que l'utilisation et la généralisation de l'usage des systèmes WWG en Algérie et surtout dans les zones semi arides soit fortement conseillés au courant des années à venir.

Après plusieurs e des années de mise en services la qualité d'eau à la sortie du bassin WWG est bonne. Les résultats des analyses physicochimique de l'eau obtenus après 6 mois d'étude, nous permettent de remarquer la grande différence entre les valeurs de pollution enregistrées à l'entrée et la sortie de la station d'épuration WastewaterGerdens.

Les épuratrices biologiques étudiées *Nerium oleander*, *Cyperus alternifolius*, et *Tyha latifolia*, présentent le même comportement vis-à-vis la hauteur des tiges, la vigueur, le nombre de feuilles et fleurs, qui s'accroît de point en point depuis l'entrée jusqu'à la sortie. Par contre chez le *Juncus effusus* le comportement est tout à fait le contraire.

Les analyses chimiques effectuées sur les espèces épuratrices montrent que la teneur en azote et en potassium suit, généralement, un ordre décroissant de l'amont en aval.

La teneur en Azote chez les quatre espèces est en moyenne de 6300 ppm, 3500 ppm, 4200 ppm et 4500 ppm pour le *Nerium oleander*, *Cyperus alternifolius*, *Juncus effusus*, et *Tyha latifolia* respectivement. Chez *Nerium oleander*, la teneur en azote est supérieure par rapport aux autres espèces.

Les teneurs moyennes en potassium chez le *Nerium oleander*, *Cyperus alternifolius* et *Tyha latifolia* sont respectivement de 908,88ppm, 1246,87ppm, 1099,69 ppm. Par contre le *Juncus effusus* qui présente une moyenne de 1081.7ppm, est présent un comportement différent où la teneur en potassium est beaucoup plus dans les individus à la sortie que ceux de l'entrée.

La teneur en potassium est plus concentrée chez les parties aériennes du *Cyperus alternifolius* par rapport à les autres espèces.

La station montre une efficacité d'épuration acceptable notamment en printemps où les activités des macrophytes est optimal.

Les plantes épuratrices peuvent jouer un rôle important dans les procédés de dépollution des eaux usées par voie biologique grâce à leur pouvoir de bioaccumulation, renforcé par leur capacité extraordinaire de multiplication et de résistance

En perspectives, il serait intéressant d'étudier :

- l'aspect physiologique des plantes pour comprendre d'avantage leur fonction ;
- Doser les métaux lourds rejetés dans les eaux et différentes parties du végétale ;
- essais d'exploitation des eaux traitées dans plusieurs créneaux agriculture, piscicultures, horticultures, etc

# *Références bibliographiques*

## Références bibliographiques

- Abissy M. et L. Mandi (1999). Utilisation des plantes aquatiques enracinés pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. *Rev. Sci. Eau* 12/2 pp 285-315.
- Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (2005). Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes. Recommandations techniques pour la conception et la réalisation. Version N°1. Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux, 45 p.
- Attab, S. (2011). Amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées de la station d'épuration Haoud BERKAOUI par l'utilisation d'un filtre à sable local. Magistère en Biologie. Université KASDI Merbah-Ouargla. Fac. des Sciences de la Nature & de la Vie & des Sciences de la Terre & de l'Univers. Option: Microbiologie appliquée.
- Bechac J.P., P. Boutin, B. Mercier et P. Nuer (1984). Traitement des eaux usées. Ed. Eyrolles, Paris. 281p.
- Belksier M.S., Chaab S., Abour F., Zeddouri A., Bouselsal B., Kechiched R. (2014). L'irrigation et le risque de pollution saline. Exemple des eaux de la nappe libre dans la région de Touggourt, *International Journal for Environment & Global Climate Change*, Volume 2, Issue 3 (2014), pp. 32-39 ISSN 2310-6743  
[http://ijegcc.ewdr.org/component/k2/item/download/319\\_a28aab41e355d3f2dbf39f297ecd5b6e.html](http://ijegcc.ewdr.org/component/k2/item/download/319_a28aab41e355d3f2dbf39f297ecd5b6e.html).
- Bengouga, K. (2010). Contribution à l'étude du rôle de la végétation dans l'épuration des eaux usées dans les régions arides. Mém. de Magistère. Univ. Mohamed KHIDER. Biskra. Fac. des Sciences Exactes, des Sciences de la Nature et de la Vie. Dpt des Sciences Agronomiques. Spéc. Sci. Agro.
- Binet, P., J. M. Portal and C. Leyval (2000). "Dissipation of 3-6-ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass." *Soil Biology and Biochemistry* 32(14): 2011-2017.
- Blake G. et J. P. Dubois (1982). L'épuration des eaux usées par plantes aquatiques. 103 p.
- Boulifa O. (2003) : État de lieu de la pollution dans le chott d'Oum Erraneb. Mém. Ing. Université de Ouargla. 104 p.
- Bountoux J. (1993). Introduction à l'étude des eaux douces (eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson) qualité et santé. 2eme ed. Technique et documentation Lavoisier. Paris, P : 160-165 167 p
- Bouziani M. (2000). L'eau de la pénurie aux maladies. Ed. IBN KHALDOUN. Oran, 247 p.
- Brix, H. (1993). Macrophytes-mediated oxygen transfer in wetlands: Transport mechanism and rate. In: G. A. Moshiri (Ed). Lewis Publishers Boca Rattan, Ann Arbor, London.

## Références bibliographiques

- Brix, H. (1994). Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 29(4): 71-78.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water science and technology*, 35(5), 11-17. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00047-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00047-4)
- Burnie G, Forrester S, Greig D, et al. (1999). *Botanica: The Illustrated A-Z of over 10,000 Garden Plants*, 3rd edn., p. 74. Random House: New South Wales
- Collas R. (1960). *La pollution des eaux*. Presse universitaire de France collection : Que sais-je ? N° 983, Paris.
- Czerwenka W. et K. Seidel (1976). Combination of biological and chemical treatment works- In: biological control of water pollution, Tourbier J. and Pierson R.W., e., Philadelphia Univ. Pennsylvania, p. 287-293
- Dejean Arrecgros . (1987). *Petit guide panoramique de la flore méditerranéenne*. Ed. Delachaux et Niestlé, Paris, Pp26
- Divet L. et P. Schulhof, 1980 : *le traitement des eaux*. Presse universitaire de France collection : Que sais-je ? N° 1874, Paris.
- Dubief J. (1953). *Essai sur l'hydrogéologie superficielle au Sahara*. Institut du physique du globe de l'Algérie, pp 258-301.
- DuPoldt, C., R. Edwards, L. Garber, T. Murphy, G. Rider, M. Sayers, F. Suffian, C. Takita, H. Webster. A. (2000). *Handbook of Constructed Wetlands*. Diane Publishing Co., Darby, PA.
- EPA. 2004. *Constructed treatment Wetland*. Available from: [http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/2004\\_09\\_20\\_wetlands\\_pdf\\_ConstructedW\\_pr.pdf](http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/2004_09_20_wetlands_pdf_ConstructedW_pr.pdf). Accessed october 3rd, 2019.
- Edeline F. (1980). *L'épuration biologique des eaux résiduaires théorie et technologie*. 306 p.
- El Amrani, A., Dumas, A.S., Wick, L.Y., Yergeau, E., Berthom\_e, R. (2015). Omics' insights into PAH degradation toward improved green remediation biotechnologies. *Environ. Sci. Technol.* 49, 11281e11291.
- UNESCO. (1972). *Etude des ressources en eau du Sahara septentrional*. Rapport final Projet ERESS, 78p, Paris.
- Faby J. A. et F. Brissaud (1997). *L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation*. Office international de l'eau. Etude réalisée pour le compte du ministère de l'agriculture, de la pêche et de l'alimentation – FNDAE.
- Gagnon V. (2012). *Effet de l'espèce de plante en marais filtrants artificiels selon la saison, le type de marais filtrant et la nature des polluants*. Rapport de thèse de doctorat spécialité Génie des procédés. Université de Montréal, Canada.
- Gaid A.(1984). *Epuration biologique des eaux usées urbaines* . Edition OPU ; Alger . 261 p

## Références bibliographiques

- Ghettas, N. (2009). Epuration des eaux usées : Cas de la ville de Tougourt. Ingéniorat d'état en biologie. Université KASDI Merbah-Ouargla. Fac. des Sciences de la Nature, la Vie, la Terre & de l'Univers. Filière : Ecologie Végétale & Environnement. Option : Ecosystème steppique & saharien, 89 p.
- Gordon, D. M., et A. Cowling (2003). The distribution and genetic structure of *Escherichia coli* in Australian vertebrates: host and geographic effects. *Microbiology*. 149 (12):3575-3586.  
URL. <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.567.6751&rep=rep1&type=pdf>
- Grisvard P., Chaudun V., Chouard P., Guillaumin A. et Schneiter P. (1964). Le bon jardinier – Encyclopédie horticole, ED. La maison rustique, T.2 Paris, P1667
- Guendouz. A., 1985 : Contribution à l'étude géochimique et isotopique des nappes profondes du Sahara nord-est septentrional, Algérie. Thèse Univ. Paris-Sud, Orsay, France.
- Haijoubi, E.H., Benyahya, F., Bendahou, A., Essadqui, F.Z., El Behhari, M., El Mamoune, A.F., Ghailani, N.N., Mechita, M.B. et Barakat, A. (2017). Etude de la qualité bactériologique de l'eau utilisée dans l'industrie agroalimentaire dans le Nord du Maroc. *Pan African Journal Medical Journal*, 26:13. DOI: 10.11604/pamj.2017.26.13.10591
- Harding J. P. C et B. A. Whitton (1978). Zinc, cadmium and lead in water, sediment and submerged plants of the Derwent Reservoir, Northern England. *Water Res.* 12, P. 307-316.
- Heller R. (1981). *Physiologie végétale I. nutrition*. 2eme Ed. Masson, pp: 66-77.
- Hutchinson G. E. (1975). *A treatise on limnology*. Vol. III: *Limnological botany*-New York, London, Sydney, Toronto; Jhon Wiley and Sons, 660 p.
- Impens R. et C. Avril (1992). Code de bonne pratique pour l'utilisation en agriculture de fertilisants et amendements riches en Cadmium. Note de synthèse. UERBV. Faculté des sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique. 76 p.
- Khelili T. et B. Lammouchi (1992). Contribution à la cartographie des sols de la cuvette de Ouargla et étude de quelques cartes thématiques. *Mémo. Ing. Agro. INAFS/AS.*, Ouargla. 54p.
- Kobayashi H. and . Rittmann B E. (1982). Microbial removal of hazardous organic compounds. *Environ. Sci. Technol.*1982163170A-183A. Publication Date:March 1, 1982  
<https://doi.org/10.1021/es00097a002>
- Koller E. (2004). *Traitement des pollutions industrielles : eau, air, déchets, sol, boues*. Edition DUNOD
- Konnerup D, Koottatep T, Brix H (2009). Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological engineering*, 35 (2): 248-257.

## Références bibliographiques

- Kucuk, O.S., Sengul, F., and Kapdan, I.K. (2003). Removal of ammonium from tannery effluents in a reed bed constructed wetland, *Water Sci. Technol.* 48 (11–12), pp. 179–186.
- Lagerwerff J. V., G. T. Biersdorf (1972). Interaction of zinc uptake and translocation of cadmium in radish. *Proc. 5th Annual Conf. on Trace Substances and Environmental Health Univ. of Missouri, Columbia*, p. 515-522.
- Laifa A. (1998). Contribution à l'étude de la décontamination des milieux pollués par le mercure utilisation des plantes., *Mém. Ing. Université de Annaba*. 127p.
- Lamoreaux R. J. and W. R Chaney (1977). Growth and water movement in silver maple seedlings affected by cadmium. *J. Environ. Qua.* 6 (2): 201 – 205.
- Le Bail J., Thomassin G., et Lacroix P. (2019) : Guide d'aide à la reconnaissance de certaines plantes indicatrices de zones humides en Pays de la Loire. Recueil de 51 fiches. Conservatoire Botanique National de Brest. Antenne régional des pays de la Loire. pp77
- Lecomte P. (1998) : les sites pollués, traitement des sols et des eaux souterraines. 2ème Ed..Technique et documentation .Paris
- Lewonczuk W. (2004). Intoxication des animaux par le laurier rose (*Nerium oleander*), Etude de cas cliniques. Thèse de doctorat vétérinaire, Université Paul Sabatier, Toulouse, 74 p
- Lisan, B. (2015). Récupération d'eau de pluie et phyto-épuration / bio-filtres. Version V1, 24 p.
- Lithellieux J. (1984). Ouargla cité saharienne des origines au début du XXème siècle. Librie Orientaliste Paul Geutner, S A (Paris).295 p.
- Lonchamp J. P. (2000). Hyppa. Unité de Malherbologie et Agronomie. INRA–Dijon. [http://www.inra.fr/Dijon/malherbo/hyppa/hyppa-f/phrco\\_fh.htm](http://www.inra.fr/Dijon/malherbo/hyppa/hyppa-f/phrco_fh.htm).
- Martin-Prevel P., J. Gargnard, P. Gautier (1984). L'analyse végétale dans le contrôle de l'alimentation des plantes tempérées et tropicales.
- Meftah A. (1995). Contribution à l'étude des effets des métaux lourds sur la dénitrification biologique « cas du Mercure ». *Mém. Ing. Université de Annaba.*, pp 12-16.
- Mimeche L. (2014). Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride –Application à la région de Biskra-. Mémoire de Doctorat en Hydraulique, option: Hydraulique. Université Mohamed Khider, Biskra.
- Molle, P. (2012). Les filtres plantés de roseaux : évolution de la recherche et tendances actuelles. *Sciences Eaux and Territoires : la Revue du IRSTEA, IRSTEA, 2012*, p. 24 - p. 31.
- Morel, M.A. et Kane, M. (1998). Le lagunage à macrophytes, une technique permettant l'épuration des eaux usées pour son recyclage et de multiples valorisations de la biomasse. *Sud Sciences & Technologies*, 1:5-12.

## Références bibliographiques

- Morel M A. et M. Kane (2003). Lagunage à macrophytes à Dakar : Lagunage à macrophytes, une technique permettant l'épuration, le recyclage des eaux usées et la valorisation de la biomasse. 1998 © Sud Science & Technologie juin 2002© h2o.net
- Nelson M., Cattin F., Rajendran M., and Hafouda L. (2008): Value-adding through creation of high diversity gardens and ecoscapes in subsurface flow constructed wetlands: Case studies in Algeria and Australia of Wastewater Gardens ® systems. Iith International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control Indore, India, International Water Association (IWA), Vikram University IEMPS, ICWST, November 2008.
- Nelson, M., Wolverton, B.C. (2011). Plants þ soil/wetland microbes: food crop systems that also clean air and water. *Adv. Space Res.* 47, 582e590.
- Nelson M, n.d. PII: S0925e8574(98)00099-8-EcolEng1999B2wwsystemperformance. Pdf [WWW Document] URL  
<http://www.globalecotechnics.com/wpcontent/uploads/2011/12/EcolEng1999B2wwsystemperformance.pdf> (Accessed 15 June 2016).
- Ozenda P., 1983 : Flore du Sahara. 2eme ed. Centre National de la recherche Scientifique. France, Paris, pp 176
- Piret T. et G. Kooken, 1979 : Etude du transfert air-plante du Cd et Zn. *Bull. Rech. Agron. Gembloux*, 14 (2) : 177-186.
- Poach ME, Hunt PG, Reddy GB, Stone KC, Johnson MH, Grubbs A (2007). Effect of intermittent drainage on swine wastewater treatment by marsh-pond-marsh constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 30 (1): 43–50.
- Poulet, J.B., Terfous, A., Dap, S. et Ghenaim, A. (2004). Stations d'épuration à lits filtrants plantés de macrophytes. *Courrier du Savoir*, 5:103-106.
- Quezel P. et Santa S. (1963). Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Ed. CNRS, Tom II, Paris, 1170pp.
- Ramoul A. (1998). Approche du rôle épurateur des eaux chargées en Chrome par phragmites communis L. *Mém. Ing. Université de Constantine.*, pp25.
- Rasmussen, P., and Anderson, N.J. (2005). Natural and anthropogenic forcing of aquatic macrophyte development in a shallow Danish lake during the last 7000 years. *Journal of Biogeography*, 32(11): 1993-2005. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01352.x>
- Rejsek, F. (2002) : Analyse des eaux aspects réglementaires et techniques. Ed CRDP, Aquitaine. France.
- Richard C. (1996) : Les eaux, les bactéries, les hommes et les animaux Ed. Scientifiques et médicale Elsevier, Paris PP 32-34

## Références bibliographiques

- Richter G. (1993). *Métabolisme des végétaux. Physiologie et biochimie.* Ed. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes, France. 256 p.
- Riemer D. N. S. J. Toth, (1968). A survey of the chemical composition of aquatic plants in New Jersey. NJ. Agr. Exp. Stat. Coll. Agric. Environ. Sci. Rutgen Univ. Bull. 820, 14 p.
- Rodier J., C. Bazin, J-P. Broutin, P. Chambon et H. Champsaur, L. Rodi (1991). *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*
- Rouillois-Brigol M. (1975). *Le pays de Ouargla (Sahara Algérienne).* Edition département géographique. Paris. Sorbonne. 390 p.
- Scholz M, Lee BH. (2005). Constructed wetlands: a review. *International Journal of Environmental Studies*, 62 (4): 421-447.
- Slimani R. (2003). Contribution à l'étude hygiénique des caractères physico-chimiques et bactériologique des eaux usées de la cuvette de Ouargla et leurs impacts sur la nappe phréatique. *Mém. Ing. Université de Ouargla.* 85p.
- Stottmeister, U., A. Wie[ss]ner, P. Kusch, U. Kappelmeyer, M. Kastner, O. Bederski, R. A. Muller and H. Moormann (2003). "Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment." *Biotechnology Advances* 22(1-2): 93-117.
- Toth L. (1972). Reeds control eutrophication of Balaton lake water *Res.* 6, pp. 1533 – 1539.
- Ulehlova B., S. Husak et J. Duorak (1973). Mineral cycles in reed stands of Nesyt Fishpond in southern Moravia *Pol. Arch. Hydrobiol.* 20 (1), pp. 121-129.
- Vandermeersch, G., Lourenço, H.M., Alvarez-Muñoz, D., Cunha, S., Diogenes, J., Cano-Sancho, G., Sloth, J.J., Kwadijk, C., Barcelo, D., Allegaert, W., Bekaert, K., Fernandes, J.O., Marques, A., Robbens, J. (2015). Environmental contaminants of emerging concern in seafood e European database on contaminant levels. *Environ. Res.* 29e45. Non-regulated environmental contaminants in seafood: contributions of the ECsafeSEAFOOD EU project 143, Part B.
- Verhoeven JTA, Meuleman AFM., 1999 : Wetlands for Wastewater Treatment: Opportunities and Limitations. *Ecological Engineering* 12 (1-2): 5-12.
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Journal of Ecological Engineering*, 25 (5), 478–490. doi:10.1016/j.ecoleng.2005.07.010
- (11) (PDF) Polishing of Landfill Leachate. Available from: [https://www.researchgate.net/publication/290606996\\_Polishing\\_of\\_Landfill\\_Leachate](https://www.researchgate.net/publication/290606996_Polishing_of_Landfill_Leachate) [accessed Oct 04 2019].
- White M. C., A. M. Dekker et R. L.Chaney, 1981: Metal complexation in xylem fluid. *Chemical composition of tomato and soybean stem exudates.* *Plant Physiol.*, 67 : pp 292-300.
- Yettou R., 2001 : *Guide de lagunage des petites et moyennes collectivités locales au Maroc.* 30p.

## Références bibliographiques

Anonyme. (1984) Office national de l'eau ; les plantes aquatiques utiles : les lentilles d'eau ou lemnacées. Utilisation en phyto-épuration ou valorisation. 115p.

Anonyme. (1995): Monographie de la Wilaya de Ouargla. 161 p.

Anonyme (1997). : « Chocat ». Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement, TEC & DOC.

Anonyme a., 1999 : Centre ARICO, MAPAQ. Fiche descriptive des mauvaises herbes du Québec « Guide d'identification des mauvaises herbes du Québec ». Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation.  
[www.org.gouv.qc.ca/dgpar/arico/ph202-1.htm](http://www.org.gouv.qc.ca/dgpar/arico/ph202-1.htm)

Anonyme b., 1999: O.N.S (Office National des Statistiques)

Anonyme, 2000 : Questions sur l'eau. Rev. Pollution et épuration de l'eau. INASEP « Intercommunal Namuroise de Services Publics ».  
<http://www.ciger.be/inasep/chap1/inex.shmtl>

Anonyme, 1999 : Direction de l'artisanat Touggourt

Anonyme a., 2001: O.N.M (Office National de Météorologie de Ouargla)

Anonyme b., 2001 : La ville de Ouargla : étude d'assainissement des eaux résiduaires pluviale et irrigation. Mesures complémentaires de lutte contre la remonté de la nappe phréatique. Mission IA. Reconnaissances et diagnostic de l'assainissement. BG Ingénieurs conseils. 204 p.

Anonyme, 2003 : Traitement des eaux usées domestiques : Test sur les capacités épuratrices du vétiver. RAPPORT FINAL. 06p

Anonyme, 2003: EDEMIAO (Entreprise de Distribution des Eaux Ménagères et Industrielles et assainissement / Ouargla).

Anonyme, 2004 : Direction d'hydraulique de la wilaya de Ouargla (D.H.W).

# *Annexes*



## Research article

# Long-term investigation of constructed wetland wastewater treatment and reuse: Selection of adapted plant species for metaremediation



Mohamed Mounir Saggai<sup>a, b</sup>, Abdelkader Ainouche<sup>a</sup>, Mark Nelson<sup>c, d</sup>, Florence Cattin<sup>c, d</sup>, Abdelhak El Amrani<sup>a, \*</sup>

<sup>a</sup> University of Rennes 1, OSUR/CNRS-UMR 6553, Ecosystèmes-Biodiversité-Evolution, campus de Beaulieu, Bâtiment 14A, 35042, Rennes Cedex, France

<sup>b</sup> University of Kasdi Merbah Ouargla, Laboratoire de Bioressources Sahariennes: Préservation et Valorisation, BP 511 route de Ghardaïa, Ouargla, 30000, Algeria

<sup>c</sup> Institute of Ecotechnics, 24 Old Gloucester St., London, WC1 3AL, UK

<sup>d</sup> Wastewater Gardens International, Santa Fe, NM, 87508, USA

## ARTICLE INFO

## Article history:

Received 13 October 2016

Received in revised form

5 June 2017

Accepted 18 June 2017

Available online 24 June 2017

## Keywords:

Constructed wetlands

Water recycling

Metaremediation

Engineered systems

Water reuse

## ABSTRACT

A highly diverse plant community in a constructed wetland was used to investigate an ecological treatment system for human wastewater in an arid climate. The eight-year operation of the system has allowed the identification of a highly adapted and effective plant consortium that is convenient for plant-assisted metaremediation of wastewater. This constructed wetland pilot station demonstrated effective performance over this extended period. Originally, there were twenty-five plant species. However, because of environmental constraints and pressure from interspecific competition, only seven species persisted. Interestingly, the molecular phylogenetic analyses and an investigation of the photosynthetic physiology showed that the naturally selected plants are predominately monocot species with C4 or C4-like photosynthetic pathways. Despite the loss of 72% of initially used species in the constructed wetland, the removal efficiencies of BOD, COD, TSS, total phosphorus, ammonia and nitrate were maintained at high levels, approximately 90%, 80%, 94%, 60% and 50%, respectively. Concomitantly, the microbiological water tests showed an extremely high reduction of total coliform bacteria and streptococci, about 99%, even without a specific disinfection step. Hence, the constructed wetland system produced water of high quality that can be used for agricultural purposes. In the present investigation, we provide a comprehensive set of plant species that might be used for long-term and large-scale wastewater treatment.

© 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

## 1. Introduction

Because of increasing anthropogenic activity and poor wastewater management policies, humanity is now facing water shortages and water quality crises in many areas of the world. Several investigations have reported that only 20% of the wastewater worldwide receives adequate treatment (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) UN-WATER, n.d.), and the treatment capacity is as low as 8% in low-income countries (Sato

et al., 2013). Wastewater from human dwellings and activities has been a primary target of many treatment technologies. In parallel, many strategies have been used in the attempt to solve this concern. Ecological and green strategies have emerged as low-cost, effective and socially accepted approaches. Concomitantly, recent 'omic' approaches, when combined with other methods, such as stable-isotope probing (SIP), yield information on community members that metabolize a particular substrate in complex ecosystems. Hence, it is possible to link taxonomic groups with organic pollutant degradation (Singleton et al., 2007, 2005). These approaches have highlighted the idea that complex organic pollutants are metabolized by microbial consortia and assemblages of green plants in the field (Terrence et al., 2013). These innovative approaches bring new insight on how organisms can function as a meta-organismic entity to both remediate polluted ecosystems and, by effectively treating

\* Corresponding author.

E-mail addresses: [mounirsaggai@yahoo.fr](mailto:mounirsaggai@yahoo.fr) (M.M. Saggai), [abdelkader.ainouche@univ-rennes1.fr](mailto:abdelkader.ainouche@univ-rennes1.fr) (A. Ainouche), [nelson@biospheres.com](mailto:nelson@biospheres.com) (M. Nelson), [fc@internationalsolutions.org](mailto:fc@internationalsolutions.org) (F. Cattin), [abdelhak.elamrani@univ-rennes1.fr](mailto:abdelhak.elamrani@univ-rennes1.fr) (A. El Amrani).

human and industrial wastewater, prevent the contamination of water resources (El Amrani et al., 2015).

Indeed, plants have been shown to be the main ecological engineer in polluted environments, as plant roots release exudates that contain various nutritional and signalling molecules that influence bacterial and fungal populations. In wetlands, water-tolerant plants also pump air into their root systems, creating microzones where aerobic microbes can thrive. The complex interactions of these populations play a pivotal role in the biodegradation of complex organic xenobiotics. Studies on emerging integrative approaches, such as (meta-) genomics, (meta-) transcriptomics, (meta-) metabolomics, and (meta-) proteomics, illustrate how “omics” approaches can bring new insight to deciphering the molecular mechanisms of pollutants at both the single species and the community levels (El Amrani et al., 2015).

Accumulating data, considering the functioning of the whole biome involved in decontamination, show that plants that have adapted to contaminated ecosystems deeply influence the microbiome associated with the rhizosphere (defined as the area located in the vicinity of roots) and reprogram the microbiome in this area. Thereby, as distinct from phytoremediation, bioremediation or mycoremediation, which separately consider plants, bacteria or fungus, respectively, metaremediation was recently proposed as a new strategy to remediate polluted environments (El Amrani et al., 2015). Recent data have suggested that the joint action of plant-fungal-bacterial consortia results in the rapid and effective degradation of complex molecules (Boonchan et al., 2000). Consequently, in natural ecosystems, remediation must be evaluated at the meta-organismic level (Bell et al., 2014). Therefore, to reach a high catabolic potential, it is necessary to integrate the global meta-organism/holobiont scale to increase the efficiency of biologically based remediation.

The constructed Temacine wetland (Algeria) traces its origins to Biosphere 2 project systems based on high-biodiversity, subsurface-flow wetlands treatment/recycling systems for wastewater, which were developed by NASA and then further evolved into “Wastewater Gardens” (Nelson and Wolverton, 2011; Nelson, n.d.). The system studied was implemented by Dr. Mark Nelson and Florence Cattin of Wastewater Gardens International ([www.wastewatergardens.com](http://www.wastewatergardens.com)). The project was financed by the Algerian Government Ministry of Water Resources, Department of Sanitation and Environmental Protection (Ministère des Ressources en Eau (MRE) - Direction de l'Assainissement et de la Protection de l'Environnement (DAPE/MRE), and the town of Temacine with the support of the Belgian Technical Cooperation for the study and training part of the project. Covering 400 m<sup>2</sup> and shaped like a crescent moon, the Wastewater Gardens system was designed to handle 15 m<sup>3</sup> of daily wastewater effluent from 100–150 people (Nelson and Wolverton, 2011).

Constructed wetlands are engineered systems designed to use natural wetland processes, associated with wetland hydrology, soils, microbes and plants, to treat wastewater (Vymazal, 2009). Recent investigations have confirmed that the rhizosphere in wetlands is especially effective at reducing contaminants and improving water quality (Kaplan et al., 2016).

This technological approach has been spreading around the world as thousands of wastewater-constructed wetlands were implemented in many countries in varying climates and ecological conditions over the last few decades (Kadlec RH and Wallace SD, n.d.; United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) UN-WATER, n.d.). This strategy has been shown to produce high water quality in a myriad of conditions; thus, the concept of using constructed wetlands has gained support in Africa. Firstly in South Africa then in the late 1990s, wetlands were piloted in Egypt in Alexandria, Abbu Attwa, Ismailia (Williams et al., 1995), and several

systems were implemented in Morocco (Salama et al., 2014). However, there is no information concerning the longevity of the functioning of these particular wetland ecosystems and how the initial high biodiversity evolved in this wetland and climatic environment.

In this work, we present the data collected during eight years, from 2008 to 2015, of a pilot station of a national program aiming to use biological treatment of wastewater in small agricultural communities and towns. The constructed wetland studied in this paper was installed in the town of Temacine located in Wilaya de Ouargla (Algeria) in 2007. Our results show that the wastewater treatment of the pilot station accomplished a significant reduction of the organic load in an arid climate over the course of the study and produced an effluent of high-quality water, which meets the requirements and is being used for agricultural/horticultural irrigation. At the same time, from the initially higher biodiversity of plant species, only the plants that are well-adapted to these wetland and environmental conditions were maintained. Hence, in the present investigation we provide a comprehensive set of plant species which might be used for a long treatment program and for large-scale wastewater treatment in arid areas.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Pilot station and samplings

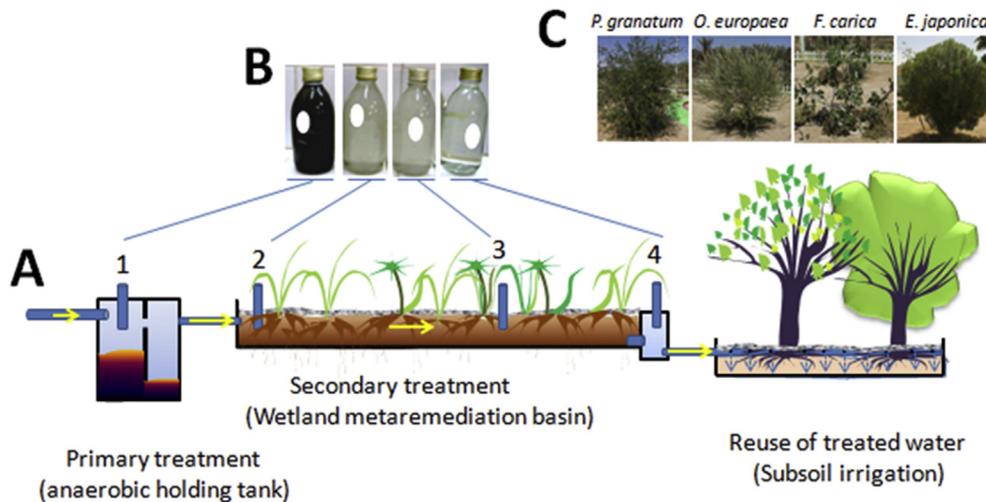
The trial was conducted in a subsurface, horizontal flow, constructed wetland in Temacine designed (Lat. 31° 36' N, Long. 5° 54' 6" N and 32° 18' E, alt. 49 m) by Wastewater Gardens International (Fig. 1). The climate is Saharan and arid with an average annual rainfall of approximately 60 mm. The mean temperature ranges between 10 °C and 35.8 °C. The experimental design contained a wastewater sedimentation and primary treatment tank in the form of a 2-chamber septic tank with a final filter followed by a 400 m<sup>2</sup> treatment basin with 3% bottom slope, which had a 60 cm gravel bed (8–12 mm particle size, with an average porosity of 29%) with 5 cm of dry gravel covering the wastewater in the plant-assisted metaremediation treatment basin, thus insuring no bad odour or human contact occurs. The sample-collecting pipes are located as indicated in Fig. 1. These collecting points were used to collect samples for the biochemical and microbiological analyses.

A large plant biodiversity was established at the installation of the pilot station to optimize the absorption and biodegradation of organic and inorganic molecules contained in wastewater. Special attention was given to the inclusion of plants with high added values. The choice of plants was made according three main criteria: (i) plants adapted to arid environments and developing different root systems: deep, medium and shallow, (ii) plants with high utility and productivity and/or pleasing aesthetics, and (iii) plants which were to be tested (some of which were previously used in Wastewater Garden systems but not yet tested in this particular arid climate). The plants were initially planted from April to May 2007. Several supplementary species were added the following year to increase plant biodiversity.

Wastewater was discharged in the pilot station with a gravity-led horizontal flow of 15 m<sup>3</sup>/day. This corresponds to a retention time of 2.7 days in the sedimentation tank and 5 days in the metaremediation constructed wetland basin. The water flows reached the wet zone by gravity at an average speed of 4 L per second. The treated water was conducted through a drainage network for drip irrigation of an adjacent planted field.

### 2.2. Biochemical and bacteriological analysis

Samples were collected twice a month in the morning and then analysed in the laboratory of Saharan Bioresources at Ouargla



**Fig. 1.** Schematic representation of the pilot station. A. The primary treatment occurred in an anaerobic septic tank. The yellow arrows show the gravity flow. The resulting treated water was reused by gravitational flow to irrigate a field with crops and trees. B. Visual observation of wastewater samples collected at different point as depicted by the pipes 1, 2, 3 and 4. C. Phenotypical and morphological aspects of agronomical and commercial species developed in the subsurface irrigation field during the eight-year trial. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

University using the AFNOR method for the determination of BOD (Biological Oxygen Demand), COD (Chemical Oxygen demand), TSS (Total Suspended Solid), nitrite ( $\text{NO}_2\text{-N}$ ), nitrate ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), and total phosphorus (TP). Temperature, pH, electrical conductivity (EC) and dissolved oxygen (DO) were measured *in situ*. Total coliform bacteria and faecal Streptococcus were determined by inoculation in a liquid medium (Ausland et al., 2002). Meteorological data (air temperature, solar radiation, humidity, air speed and direction of wind, and precipitation depth) were collected from the weather station at INRAA Touggourt.

### 2.3. Phenanthrene quantification

The determination of the phenanthrene concentration in the effluent was performed as follows. Samples were collected from the indicated points of the pilot station and then immediately lyophilized at  $-20\text{ }^\circ\text{C}$ . The resulting materials were weighed. Phenanthrene was extracted by an accelerated solvent extractor (ASE 200, Dionex) with dichloromethane at  $100\text{ }^\circ\text{C}$  and under a pressure of 100 bars. The extracts were dried under a gentle flux of nitrogen and finally weighed. One microliter of the extract was injected onto a Shimadzu QP2010+MS gas chromatograph/mass spectrometer (Shimadzu, Tokyo, Japan). The injector used was in splitless mode and maintained at a temperature of  $310\text{ }^\circ\text{C}$ . The chromatographic separation was performed on a fused silica SLB-5 ms capillary column (from Supelco, length = 60 m, diameter = 0.25 mm, film thickness =  $0.25\text{ }\mu\text{m}$ ) under the following temperature program:  $70\text{ }^\circ\text{C}$  (held for 1 min) to  $130\text{ }^\circ\text{C}$  at  $15\text{ }^\circ\text{C}/\text{min}$  and then  $130\text{ }^\circ\text{C}$  to  $300\text{ }^\circ\text{C}$  (held for 15 min) at  $3\text{ }^\circ\text{C}/\text{min}$ . The helium flow was maintained at 1 ml/min. The chromatograph was coupled to the mass spectrometer by a transfer line heated to  $250\text{ }^\circ\text{C}$ . The analyses were performed in SIM mode (Selective Ion Monitoring). Quantification was based on the internal standard phenanthrene- $d_{10}$ , which was added to the sample post-extraction and prior to the analysis by GC-MS.

### 2.4. Molecular phylogenetic analysis

We searched for rbcL sequences in GenBank databases (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>). Among the 25 taxa used herein, 18 had available rbcL sequences. For the remaining 7 taxa, we used rbcL

sequences from a congeneric relative (such as for the genera *Jasminum*, *Lonicera*, *Pelargonium*, *Morus*, *Musa* and *Psidium*) only if there were no other congeners used in the experimental design (such as for *Rosa*). Therefore, 28 rbcL sequences were included in a data matrix and aligned using EMBL-EBI bioinformatics web (Li et al., 2015). After adjusting the data matrix by cutting the incomplete edges, we searched for the best-fit substitution model for the rbcL sequences alignment (based on the lowest Bayesian Information Criterion) prior to performing a phylogenetic analysis using the Maximum Likelihood (ML) method conducted in MEGA7 (Kumar et al., 2016). The bootstrap method was used to evaluate the robustness of the nodes (Felsenstein, 1986).

### 2.5. Scanning electron microscopy

Plant species were harvested from the wetland; leaf cross-sections were cut out with a razor and placed on a support. The plant materials were sputter-coated with gold for 240 s to avoid charging and then observed and imaged through scanning electron microscopy (JSM 7100F).

### 2.6. Statistics

Statistical analyses for the comparison of means between the concentrations of water parameters and between seasons were studied by ANOVA. Statistical analyses were performed using Excel.

## 3. Results and discussion

### 3.1. Constructed wetlands for wastewater treatment and reuse

Many pilot constructed wetland systems based on the Wastewater Garden (WWG) International design, which is based on the metabolic activities of plants and their associated microbiomes, have been implemented in 14 countries worldwide to test their performance and reliability in a myriad of climate conditions (Nelson and Wolvert, 2011). The WWG wastewater treatment and reuse technology have been shown to produce very high-quality water. However, the efficacy of WWG and other constructed wetlands in retaining or eliminating organic and mineral pollutants, total suspended particles and pathogenic bacteria has

generally been tested over a shorter period than the current study (Chen et al., 2015; Choi et al., 2016; Hadad et al., 2006; Kadlec RH and Wallace SD, n.d.; Nelson and Wolverton, 2011; Ranieri and Gikas, 2014; Ranieri, 2012). Therefore, there are little data about how these constructed wetlands may function over longer periods of years and how the efficacy of remediation may change. In this work, our attention was focused on the investigation of a pilot station located in an arid area in Temacine (Algeria). The station was constructed in 2007, and a high biodiversity of plants and a large selection of rhizosphere-associated microbiomes were used in an effort to optimize the metabolic potential. Twenty-five local plant species (see Table 1) were planted; 1 to 3 plants (depending on size) were planted per square meter, and plants with shallow, moderately deep, and very deep roots were combined to ensure effective penetration of all of the gravel. A large number species was used for the experiments because there is no prior experience in the region with constructed wetlands, and there was an expectation of losses due to the stresses of the site's environmental conditions and uncertainties about the suitability of some species in water-saturated wetland substrates. Fig. 1 shows the gravity flow of wastewater from the first treatment zone (septic tank) to the metaremediation basin. The treatment basin received a total of 15 m<sup>3</sup> of wastewater per day. The treated water was conducted through a drainage network for drip irrigation of a planted field. Although the constructed wetland was designed for 15 m<sup>3</sup> of wastewater per day, the volume of the effluent fluctuated depending on the season, the weather conditions, and the activity of the homes and buildings connected to the system. Water losses in the metaremediation wetland basin system are higher in spring and summer than in autumn and winter. We hypothesized that these variation are mainly related to evapotranspiration by the plants.

### 3.2. Eight years of pilot system operation leads to selection of better-adapted plants

Throughout the eight years of the remediation system experiment, some species failed to develop and died, especially some local plants such as *Vetiver zizanioides*, *Lantana camara*, *Lonicera*

*caprifolium* and *Atriplex halumis*. They were planted several times but failed to grow or persist. Indeed, as sessile organisms, higher plants must cope, in their habitats, with imposed environmental constraints. When these conditions are far from the optimal conditions, plants species adapt their whole genome expression, their physiologic behaviour and, consequently, their phenotypes. This physiological and phenotypical plasticity defined tolerant and sensitive species to the given environmental factors.

At the beginning of the trial, we assumed that wetland wastewater remediation based on high biodiversity is desirable for a large metabolic and physiologic potential to clean up the polluted water. However, over the eight-year trial, several species repeatedly died after planting. Meanwhile, other species continued to grow and showed significant development in these conditions. It is not surprising that this mesocosm polluted by the influent human wastewater and characterized by extreme temperatures, humidity and salinity allowed the development of highly adapted/tolerant plants. Systems aiming to treat wastewater from a tool industry in Argentina resulted in the disappearance of 6 out of 8 transplanted macrophyte species in a pilot-scale wetland (Hadad et al., 2006). The authors noted that interspecific competition and tolerance to residual pollution highly impacted adaptation and plant performance in the constructed wetlands for wastewater treatment. Interspecific competition is an interaction between coexisting species within a community, which compete for a limited environmental resource by direct or indirect mutual inhibition. The differences in competitive ability among species are essentially due to the differences in properties of the species and their adaptability to the environment (Wang et al., 2015). In parallel, many ecological factors may impact interspecific competition. During the preparation of this manuscript, a very interesting work highlighted the role of mycorrhizal hyphal complexes in connecting multiple host plants to form common mycelial networks that affect plant competitive outcomes and community composition through differential resource allocation (Workman and Cruzan, 2016). To better understand how plants species are selected in artificial constructed wetlands on a longer time scale, metagenomic investigations are needed to unravel how the microbiome of this special environment may shape plant community.

### 3.3. Molecular and phylogenetic analysis of tolerant plants

To evaluate whether a correlation can be established between the evolutionary origin and diversity of the plants and their ability to tolerate exposure to wastewater during several years, we performed a phylogenetic analysis of these species to discover the most tolerant lineages compared with the eliminated ones.

Because the *rbcl* gene has been widely studied in plants and is commonly used for angiosperm phylogenies (Kress et al., 2009), we constructed an *rbcl* sequence data matrix to represent the phylogenetic diversity of the plant set used in this experiment following the procedure presented in the methods section. The analysis involved 28 *rbcl* nucleotide sequences representing the 25 plants used at the onset (2007) trial, which comprised 1 magnolid (in red-brown in the tree), 9 monocots (in green in the tree), and 15 eudicots (in blue in the tree). Three additional taxa (Magnolia, Nuphar and Amborella) were introduced in the analysis to serve as the outgroup and to root the tree. The Maximum Likelihood phylogenetic tree generated from this data matrix illustrates well the wide phylogenetic diversity of the plants used at the onset of the construction of the pilot station, which belongs to three main and early diverging angiosperm lineages: monocots, eudicots and magnolids (see Fig. 2). As summarized in the Venn diagram (Fig. 3A), only 7 species among the 25 initially used tolerated the experimental conditions over the course of the 8 years. Among the

**Table 1**

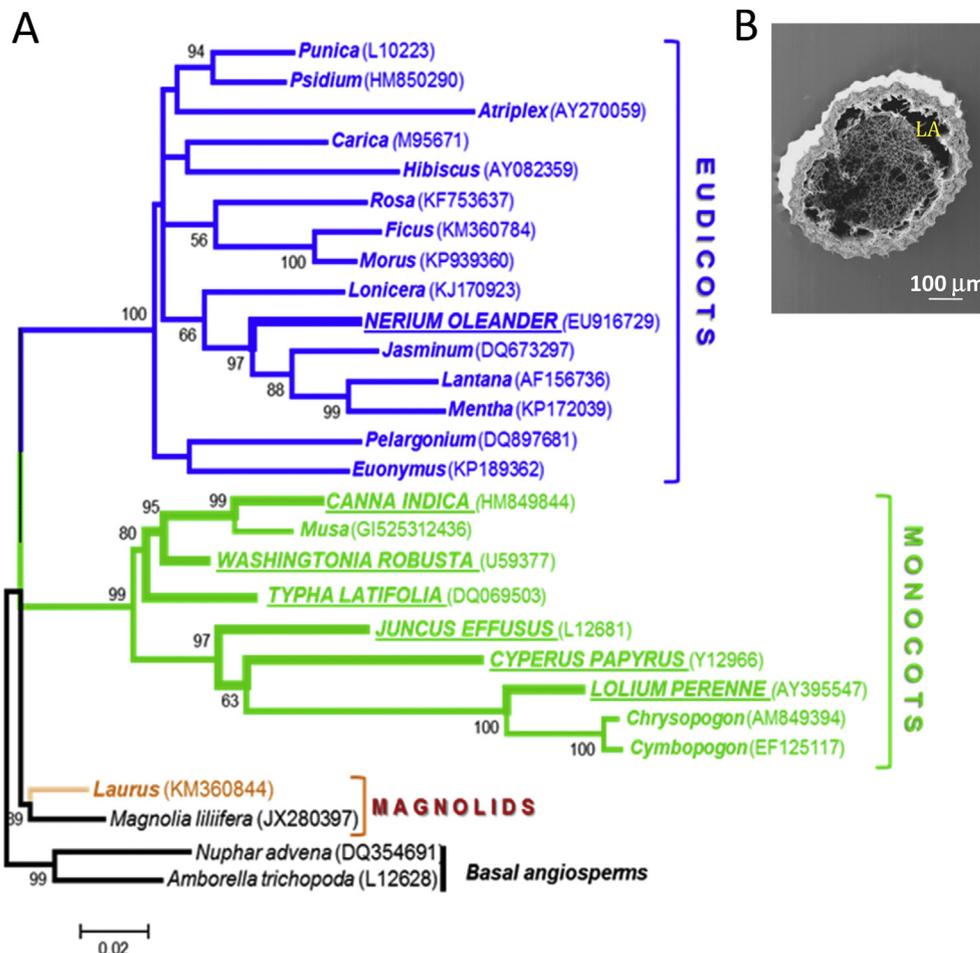
Plant biodiversity used in assisted metaremediation constructed wetland basin, list used at the beginning of the trial (2007).

Number	Species	Families	Quantity
01	<i>Laurus nobilis</i>	Lauraceae	03
02	<i>Cymbopogon</i>	Poaceae	407
03	<i>Ficus carica</i>	Moraceae	03
04	<i>Jasminum grandiflora</i>	Oleaceae	03
05	<i>Lantana camara</i>	Verbenaceae	10
06	<i>Chrysopobon</i>	Poaceae	03
07	<i>Rosa Banksia</i>	Rosaceae	03
08	<i>Cyperus papyrus</i>	Cyperaceae	44
09	<i>Hibiscus rosa sinensis</i>	Malvaceae	40
10	<i>Nerium oleander</i>	Apocynaceae	61
11	<i>Mentha spicata</i>	Lamiaceae	06
12	<i>Canna indica</i>	Cannaceae	105
13	<i>Typha latifolia</i>	Typhaceae	08
14	<i>Euonimus japonica</i>	Celastraceae	90
15	<i>Lonicera caprifolium</i>	Caprifoliaceae	03
16	<i>Pelargonium rosa</i>	Geraniaceae	06
17	<i>Punica granatum</i>	Punicaceae	04
18	<i>Morus nigra</i> L	Moraceae	03
19	<i>Carica papaya</i>	Caricaceae	04
20	<i>Musa ssp</i>	Musaceae	05
21	<i>Psidium guajava</i>	Myrtaceae	04
22	<i>Atriplex halumis</i>	Chenopodiaceae	03
23	<i>Juncus effusus</i>	Juncaceae	110
24	<i>Washingtonia robusta</i>	Arecaceae	03
25	<i>Lolium perenne</i>	Poaceae	02

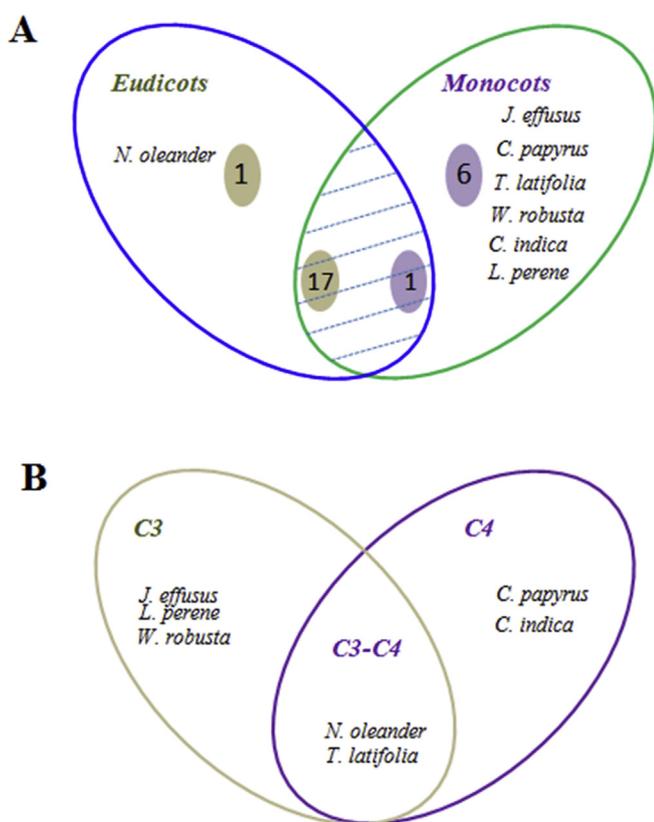
15 genera representative of various rosid and asterid eudicot lineages, only *Nerium oleander* (Apocynaceae; Asterids) showed a tolerant phenotype. On the other hand, 6 of the 9 monocot species, all deriving from various commelinid lineages (Zingiberales, Poales, Arecales) tolerated the eight-year pilot experiment, whereas only the magnolid representative (*Laurus*) failed to grow in these conditions. Thus, these results provide some evidence supporting the selection of monocots in such wastewater-constructed wetland conditions.

It is tempting to speculate that monocots species express a particular set of detoxifying genes in these conditions, which featured high accumulation followed by high degradation of organic pollutants. Among tolerant plants, *J. effusus* and *T. latifolia* have previously been suggested to be able to absorb and degrade organic xenobiotic and to also to stimulate microbial degradation in the gravel bed substrate in wastewater wetland mesocosm pilot stations (Klink et al., 2016; “Use of Poaceae f. species to decontaminate soil from heavy metals,” n.d.). Additionally, *L. perenne* (“Use of Poaceae f. species to decontaminate soil from heavy metals,” n.d.) and *T. latifolia* (Klink et al., 2016) were found to accumulate high concentrations of heavy metals. Interestingly, in our previous investigation (El Amrani et al., 2015; Ramel et al., 2007), and in other research based on wide genome analysis (Weisman et al., 2010), we showed that under xenobiotic induced stress, plants express a specific set of genes involved in xenobiotic

degradation and tolerance. It was proposed that “the whole expressed genome responsible for the signalling, transport, and detoxification of xenobiotics” constitutes the xenome (Edwards et al., 2011). These genes belong to multigenic groups such as many original sets of transcription factors potentially involved in organic pollutant signalling; ascorbate peroxidases, glutathione-S-transferases, glycosyltransferases, and CYPs have been described as participating in the conjugation step and ATP-binding cassette (ABC) transporters in the compartmentalization of pollutants. A model for the detoxification of organic pollutants by plant cells has been proposed and dubbed the “green liver” because of the analogy to the mammalian liver (Sandermann, 1992). Hence, genome expression analyses are necessary to bring new insights about the differences between detoxification mechanisms in monocots and eudicots in plant-assisted wetland metaremediation. On the other hand, the wastewater treatment resulted in high salt accumulation in the treatment basin; this is in accordance with several other already published works (Herpin et al., 2007; Lu et al., 2016). High-salinity conditions are toxic for plant cells. However, halophytic plants are able to escape this toxic effect, as they have evolved many strategies to survive high-salinity environments (Gupta et al., 2014). Interestingly, most of the selected plants are known to survive to salt stress and are classified as halophytes. This finding is in accordance with our mesocosm conditions.



**Fig. 2.** Molecular phylogenetic analyses (A), and leaf cross-section of a representative monocotyledons species (B). A: The percentages shown next to the branches indicate the clades supported by bootstrap values higher than 50%. After 8 years of phytoremediation trial, only 7 species, 6 monocots and 1 eudicot, they are indicated by thick branches. Their taxon names are in bold capital and underlined. The other taxa that did not survive in this trial are indicated by thin branches in the tree and taxon names in small caps. B: Leaf cross-section of representative monocots, large aerenchyma (LA). Photograph indicated the leaf cross-section of a *Juncus* plant.



**Fig. 3.** Venn diagram depicting selected eudicots and monocots and C3/C4 photosynthesis plants at the end of the 8-year trial. (A) After 8 years of plant-assisted wetland metaremediation, 17 species, mainly eudicots died. The shaded area indicates the number of monocots (purple) and eudicots (grey) that died. As shown in the diagram, at the end of the trial only seven species were maintained in the treatment basin, mainly monocot plants. (B) Venn diagram depicting C3, C4 and C3-C4 plants at the eighth year of the trial. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

### 3.4. Physiological adaptation to artificially constructed wetland

Photosynthetic C3 or C4 pathways may highly impact plant adaptation in arid wetland conditions (Atkinson et al., 2016). Indeed, C4 plants exceed 50% photosynthesis efficiency compared with C3 plants in arid conditions (Wang et al., 2012). This is due to the mechanism of carbon fixation. Ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase (Rubisco) is the only used enzyme to fix CO<sub>2</sub> throughout the Calvin cycle in C3 plants. However, in C4 plants, the carbon fixation is initially catalysed by phosphoenolpyruvate carboxylase (PEPC), and this additional metabolic and histological compartmentation allows CO<sub>2</sub> concentrations to increase around Rubisco. Hence, this CO<sub>2</sub> concentration mechanism suppresses the oxygenation reaction by Rubisco and the subsequent energy-wasting photorespiratory pathway. This evolutionary transition from C3 to C4 photosynthesis occurred independently several times in a number of plant lineages and has resulted in a more efficient use of water and nitrogen. It is reasonable to speculate that such a feature may influence plant tolerance in constrained environments such as polluted wetland ecosystems. As shown in the Venn diagram (see Fig. 3B), two strict C4 plants were identified, and an additional two species are considered as C3-C4 intermediate plants. Even though *Nerium oleander* is considered as a C3 plant, the PEPC activity in this plant increased under stress conditions (Mandal, n.d.). Similarly, it has been reported that *Typha latifolia* exhibits a high carbon assimilation rate similar to C4 plants (Holm

et al., 1997). These data may argue that, in our conditions, C4 photosynthesis may bring a significant ecological advantage to survive polluted constructed wetland conditions.

### 3.5. Histological adaptation

Wetland conditions limit gas diffusion, and they are characterized by hypoxic and anoxic conditions. There is a strong relationship between soil saturation and the development of communities dominated by plants specifically adapted to such conditions. Hence, tolerance to waterlogged soil in a number of plant species has been shown to be associated with the production of specialized air cavities called aerenchyma (Steffens et al., 2013). These histological changes allow internal oxygen movement/ventilation from the leaves to the submerged roots of the plants. It is reasonable to speculate that selected plants in the pilot station are able to implement an affective aerenchyma network to facilitate oxygen ventilation in the submerged part of the plants, which are mainly in contact with wastewater. This aerenchyma formation has been described for many wetland and aquatic plants. Interestingly, this process has been investigated recently in *Typha latifolia* (found in the selected plant set). The authors showed that in wetland conditions 50% of leaf cross-sections were occupied by aerenchyma as a result of the degradation of some specialized cells designated as programmed cell death-susceptible cells (Ni et al., 2014). To verify these morphological changes, we harvested *Juncus effusus* leaves, and their cross-sections were examined and imaged through scanning electron microscopy. As expected, a large number of parenchyma was observed (Fig. 2B). We conclude that the ability to form aerenchyma by the selected plants is one of the important features of stress tolerance induced by wetland conditions and oxygen deprivation in the plant-assisted metaremediation basin.

### 3.6. Assessment of the pilot station efficiency over eight years

After several years of plant assisted metaremediation, we assumed that only highly adapted plants were maintained in the treatment basin. It is of high interest to evaluate the treatment reliability of this adapted mesocosm. Hence, to achieve this task, samplings of the influent and the effluent were collected from the sampling points 1 and 4 as shown in Fig. 1A. Typically, three assays were performed monthly; these values were used to generate data corresponding to each season. The data collected over the eight-year trial are depicted as a heat map (Fig. 4).

Typically, the TSS concentration of the sewage passing through the septic tank fluctuated during the four seasons from a minimum of 400 mg/l to a maximum of 560 mg/l. TSS at the output underwent a reduction rate from 91% to 96% in spring and in summer. The ANOVA showed that the difference between the entry and exit system is highly significant ( $p < 0.01$ ).

The analyses showed no significant changes in the efficacy of the pilot station during the eight years of the trial. The residence time of almost 6 days in the constructed wetland allowed the system to provide clear and clean water with a greatly reduced TSS compared with that of the original sewage organic load (see Fig. 1B; samples were harvested in February 2016). We conclude that the removal of the organic load is due to physical filtration by the gravel substrate in addition to biochemical processes associated with the bacteriome and fungi associated with the macrophyte rhizosphere; similar studies outline the multiplicity of physical, chemical and biological processes in constructed wetlands (Nelson and Wolverson, 2011). The reduction of TSS is similar to those in many other wetland treatment systems, e.g., that found by Gersberg et al. (1986) for a residence time of 6 days.

The total phosphorus and BOD presented the same trends

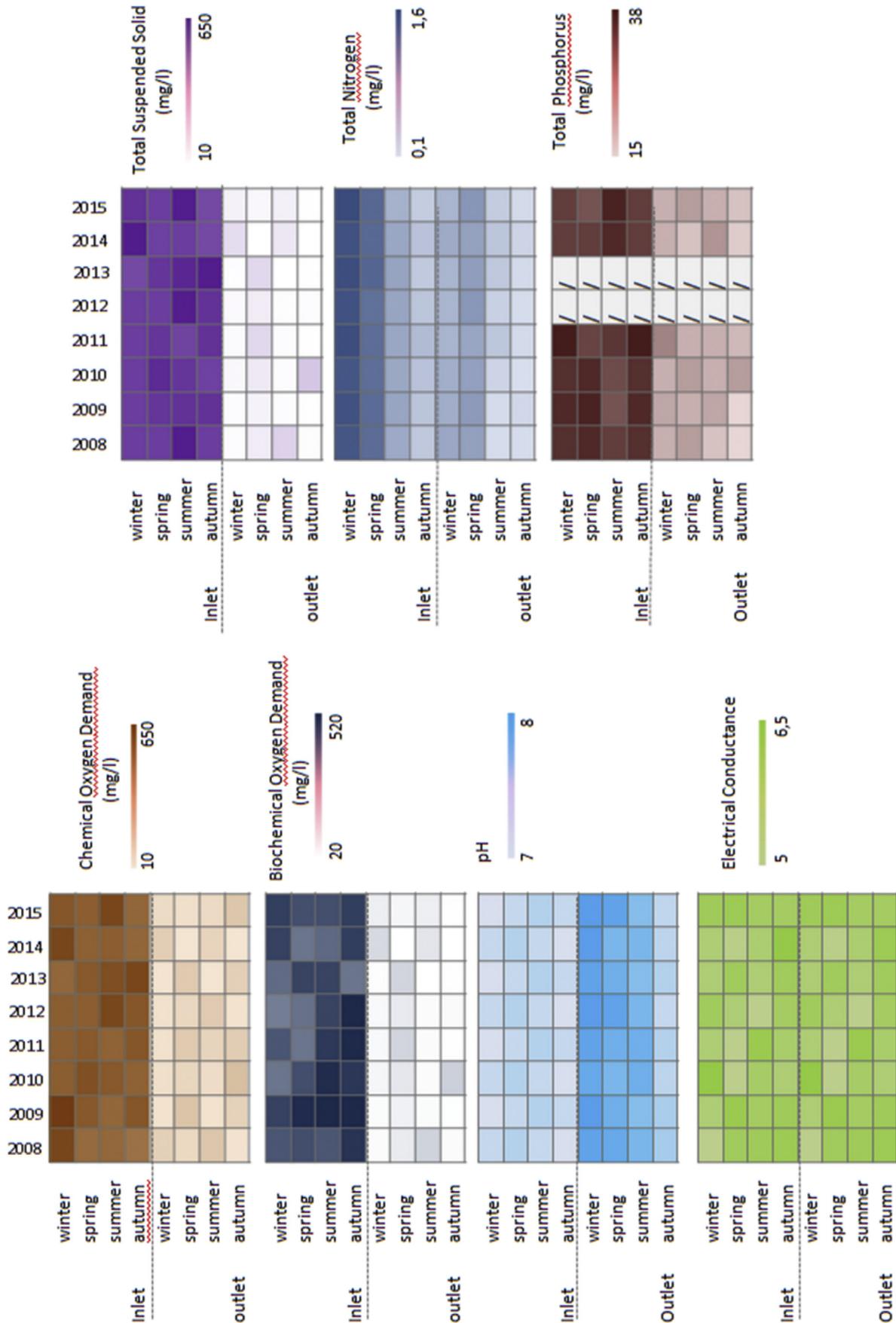


Fig. 4. Heat map of chemical and biochemical factors over eight years of the wetland pilot trial. Colours in the heat map represent the value of a given chemical indicator. The horizontal bar-plot at the right hand side of each map represents the biochemical indicators and the level of these later at the inlet or outlet of the pilot station. "/" indicates missing values. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

because high concentrations are found in the wastewater entering the pilot station. Total phosphorus and BOD were reduced by approximately 60% and 80 to 95% at the outlet, respectively. On the contrary, the total nitrogen concentration was high at the inlet in winter and spring, but it decreased in summer and autumn at the outlet. This biochemical indicator presents similar trends but with lower decreases compared with the other contaminants measured. The pilot station showed significant seasonal variations of BOD at the wetland entrance during the eight-year trial. However, the differences between the entry and the outlet of the system evaluated by ANOVA are very highly significant ( $p > 0.05$ ).

Load of influent sewage COD fluctuated widely between 430 mg/l and 540 mg/l in winter with an average of 470 mg/l. The COD was reduced dramatically in the effluent of the system, and it followed the same fluctuations in the treated water over the eight years. The COD removal was approximately 80%. The ANOVA showed that the effectiveness of the treatment for COD removal was highly significant ( $p > 0.05$ ).

The pH of the station underwent a slight variation. The average pH at the entrance was 7. At the outlet of the system the pH was 8. The same tendency was found by other authors (Kadlec RH and Wallace SD, n.d.), who obtained an increase of half a pH unit for a wetland planted with *Typha latifolia*.

Electrical conductivity, in general, was virtually the same in the output (4.5–5.9 mmhos/cm) compared with the input average (4.9–6 mmhos/cm). These data were statistically similar; hence, we conclude that the treatment wetland did not affect EC.

To estimate the reduction efficiency of organic pollutants, we assessed the presence of phenanthrene. This later was considered as a model molecule in several laboratories, and it represents the polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), which constitute a large family of highly hazardous pollutants (Vandermeersch et al., 2015). In this study we present a typical assay (data not shown) which shows that phenanthrene underwent a dramatic decrease at the outlet of the treatment basin. Indeed, there is much data indicating that macrophyte-assisted metaremediation may act as a meta-organism to degrade and dissipate organic pollutants as they possess high metabolic potential (El Amrani et al., 2015).

Total faecal coliform bacteria and streptococci were also determined to assess the efficacy of the pilot station. A typical analysis (data not shown) where plant-assisted metaremediation achieved an approximately 99% decrease in sewage pathogens. Similar results have been published by other authors (Morató et al., 2014; Stottmeister et al., 2003). Indeed, root exudates have been shown to exert a bactericidal effect on pathogenic germs (Stottmeister et al., 2003). This effect varies depending on the species of plant used. Interestingly, *J. effusus* and *Typha* have been proven to be especially efficient. Experiments conducted in mesocosm-scale tests have revealed that the number of bacteria (colony-forming units) was reduced by 90% after a very short contact time of 7–11 h. The bactericidal effect of highly adapted wetland plants (helophytes) was investigated *in vitro*. The authors concluded that the bactericidal effect is an active process that requires the direct presence of plants (Nelson and Wolverton, 2011). However, one can notice that plant root exudates also stimulate the rhizosphere-associated micro-organisms. Recent investigations have suggested that plants can modulate their microbiota to dynamically adjust to their environment (Vandenkoornhuysen et al., 2015). Additional characterization of the molecular dialogue between the plant and microorganisms is needed to better understand how plant species select microorganisms in the rhizosphere.

#### 4. Conclusion

Overall, in this study, we investigated metaremediation by

plant-assisted constructed wetlands of high biodiversity based on the principle of using plants and their associated microbial rhizosphere as the main ecological engineer to accomplish wastewater treatment. The system studied underwent a selection of species with a greater ability than others to survive and tolerate local environmental conditions while handling wastewater in the local climate of Temacine.

Despite the very significant changes observed in the plant community, 72% of the initial planted species were not found to be well adapted for long period of wetland and polluted environment, and in the rhizosphere-associated microbiome during the eight-year trial, the quality of the treated water demonstrated that the pilot station is highly reliable and efficient.

The pilot station of Temacine in an arid climate, through a system of horizontal subsurface flow wetland treatment, provided good treatment of domestic wastewater and effectively reduced the organic load which underwent a reduction rate from 91% to 96% in spring and in summer and pathogenic bacteria about 99% over an extended period of eight years. This sewage treatment system used no chemicals or electricity and operated by gravity flow rather than with pumps/aerators and other equipment that more high-tech, typical sewage treatment plants require. The treated wastewater exiting the wetland treatment meets high standards and was safely reused for crop and tree irrigation. This method conserves potable water and chemical fertilizers which might otherwise be needed for the irrigation. The constructed wetland also provides a pleasant, green landscape in an arid desert environment.

#### Author contributions

The experimental work was conducted by Mohamed Mounir Saggai, Abdelhak El Amrani, Mark Nelson and Florence Cattin. Abdelkader Ainouche conducted phylogenetic analysis. The manuscript was written by Abdelhak El Amrani and Mohamed Mounir Saggai. Data analysis was performed by Mohamed Mounir Saggai and Abdelhak El Amrani. All authors approved the final version of the article.

#### Conflicts of interest

The authors declare no conflict of interest.

#### Acknowledgments

Authors would like to thank Emilie Jardé for the technical support for phenanthrene extraction and analyses. This study was supported by the CNRS and the Observatoire des Sciences et de l'Univers de Rennes (OSUR) and by the programme franco-algérien de formation supérieure en France (PROFAS) to M.M.S.

#### Appendix A. Supplementary data

Supplementary data related to this article can be found at <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.06.040>.

#### References

- Atkinson, R.R.L., Mockford, E.J., Bennett, C., Christin, P.A., Spriggs, E.L., Freckleton, R.P., Thompson, K., Rees, M., Osborne, C.P., 2016. C4 photosynthesis boosts growth by altering physiology, allocation and size. *Nat. Plants* 2, 16038, 16038.
- Ausland, G., Stevik, T.K., Hanssen, J.F., Köhler, J.C., Jenssen, P.D., 2002. Intermittent filtration of wastewater-removal of fecal coliforms and fecal streptococci. *Water Res.* 36, 3507–3516.
- Bell, T.H., Joly, S., Pitre, F.E., Yergeau, E., 2014. Increasing phytoremediation efficiency and reliability using novel omics approaches. *Trends Biotechnol.* 32, 271–280.
- Boonchan, S., Britz, M.L., Stanley, G.A., 2000. Degradation and mineralization of

- high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbons by defined fungal-bacterial cocultures. *Appl. Environ. Microbiol.* 66, 1007–1019.
- Chen, J., Liu, Y.S., Su, H.C., Ying, G.G., Liu, F., Liu, S.S., He, L.Y., Chen, Z.F., Yang, Y.Q., Chen, F.R., 2015. Removal of antibiotics and antibiotic resistance genes in rural wastewater by an integrated constructed wetland. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 22, 1794–1803.
- Choi, Y.J., Kim, L.H., Zoh, K.D., 2016. Removal characteristics and mechanism of antibiotics using constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 91, 85–92.
- Edwards, R., Dixon, D.P., Cummins, I., Brazier-Hicks, M., Skipsey, M., 2011. New perspectives on the metabolism and detoxification of synthetic compounds in plants. In: Schröder, P., Collins, C.D. (Eds.), *Organic Xenobiotics and Plants, Plant Ecophysiology*. Springer, Netherlands, pp. 125–148.
- El Amrani, A., Dumas, A.S., Wick, L.Y., Yergeau, E., Berthomé, R., 2015. "Omics" insights into PAH degradation toward improved green remediation biotechnologies. *Environ. Sci. Technol.* 49, 11281–11291.
- Felsenstein, J., 1986. Distance methods: a reply to farris. *Cladistics* 2, 130–143.
- Gersberg, R.M., Elkins, B.V., Lyon, S.R., Goldman, C.R., 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Res.* 20, 363–368.
- Gupta, B., Huang, B., Gupta, B., Huang, B., 2014. Mechanism of salinity tolerance in plants: physiological, biochemical, and molecular characterization, mechanism of salinity tolerance in plants: physiological, Biochemical, and Molecular Characterization. *Int. J. Genomics* 2014 (2014), 18.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Bonetto, C.A., 2006. Macrophyte growth in a pilot-scale constructed wetland for industrial wastewater treatment. *Chemosphere* 63, 1744–1753.
- Herpin, U., Gloaguen, T.V., da Fonseca, A.F., Montes, C.R., Mendonça, F.C., Piveli, R.P., Breulmann, G., Forti, M.C., Melfi, A.J., 2007. Chemical effects on the soil–plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation—a pilot field study in Brazil. *Agric. Water Manag.* 89, 105–115.
- Holm, I., Doll, J., Holm, E., Pancho, J.V., Herberger, J.P., 1997. *World Weeds: Natural Histories and Distribution*. LeRoy Holm, Jerry Doll, Eric Holm, et al [WWW Document]. URL: <http://eu.wiley.com/WileyCDA/WileyTitle/productCd-0471047015.html> (Accessed 8 June 2016).
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D., n.d. *Treatment Wetlands, Second Edition* - Robert H. Kadlec, Scott Wallace - Google Livres [WWW Document]. URL <https://books.google.fr/books?id=hPDqfNRMH6wC&pg=PA151&lpg=PA151&dq=wetland+pH&source=bl&ots=k6O45Xb0aT&sig=HK4yzvnmPcnz5tFggJK20ISGYTs&hl=fr&sa=X&ved=0ahUKEwjAute01KzNahWHAAsAKHfVWVAJAQ6AEIbTAN#v=onepage&q=wetland%20pH&f=false> (Accessed 16 June 2016).
- Kaplan, D.I., Xu, C., Huang, S., Lin, Y., Tolić, N., Roscioli-Johnson, K.M., Santschi, P.H., Jaffé, P.R., 2016. Unique organic matter and microbial properties in the rhizosphere of a wetland soil. *Environ. Sci. Technol.* 50, 4169–4177.
- Klink, A., Polechońska, L., Cegiłowska, A., Stankiewicz, A., 2016. *Typha latifolia* (broadleaf cattail) as bioindicator of different types of pollution in aquatic ecosystems—application of self-organizing feature map (neural network). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 14, 14078–14086.
- Kress, W.J., Erickson, D.L., Jones, F.A., Swenson, N.G., Perez, R., Sanjur, O., Bermingham, E., 2009. Plant DNA barcodes and a community phylogeny of a tropical forest dynamics plot in Panama. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106, 18621–18626.
- Kumar, S., Stecher, G., Tamura, K., 2016. MEGA7: molecular evolutionary genetics analysis version 7.0 for bigger datasets. *Mol. Biol. Evol.* 33, 1870–1874.
- Li, W., Cowley, A., Uludag, M., Gur, T., McWilliam, H., Squizzato, S., Park, Y.M., Buso, N., Lopez, R., 2015. The EMBL-EBI bioinformatics web and programmatic tools framework. *Nucleic Acids Res.* 43, 580–584.
- Lu, Y., Abu-Reesh, I.M., He, Z., 2016. Treatment and desalination of domestic wastewater for water reuse in a four-chamber microbial desalination cell. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 17236–17245.
- Mandal, M., n.d. Physiological changes in certain test plants under automobile exhaust pollution. - Abstract - Europe PMC [WWW Document]. URL <http://attachment/255/> (Accessed 31 May 2016).
- Morató, J., Codony, F., Sánchez, O., Pérez, L.M., García, J., Mas, J., 2014. Key design factors affecting microbial community composition and pathogenic organism removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 481, 81–89.
- Nelson, M., Wolverton, B.C., 2011. Plants + soil/wetland microbes: food crop systems that also clean air and water. *Adv. Space Res.* 47, 582–590.
- Nelson M, n.d. PII: S0925–8574(98)00099–8-EcolEng1999B2wwssystemperformance.pdf [WWW Document]. URL <http://www.globalecotechnics.com/wp-content/uploads/2011/12/EcolEng1999B2wwssystemperformance.pdf> (Accessed 15 June 2016).
- Ni, X.L., Meng, Y., Zheng, S.S., Liu, W.Z., Ni, X.L., Meng, Y., Zheng, S.S., Liu, W.Z., 2014. Programmed cell death during aerenchyma formation in *Typha angustifolia* leaves. *Aquat. Bot.* 113, 8–18.
- Ramel, F., Sulmon, C., Cabello-Hurtado, F., Taconnat, L., Martin-Magniette, M.L., Renou, J.P., El Amrani, A., Couée, I., Gouesbet, G., 2007. Genome-wide interacting effects of sucrose and herbicide-mediated stress in *Arabidopsis thaliana*: novel insights into atrazine toxicity and sucrose-induced tolerance. *BMC Genomics* 8, 450.
- Ranieri, E., 2012. Chromium and nickel control in full and small scale subsurface flow constructed wetlands. *Soil Sediment Contam.* 21, 802–814.
- Ranieri, E., Gikas, P., 2014. Effects of plants for reduction and removal of hexavalent chromium from a contaminated soil. *Water Air Soil Pollut.* 225, 1–9.
- Salama, Y., Chennaoui, M.A., Mountadar, M., Rihani, M., Assobhei, O., 2014. Review of wastewater treatment and reuse in the Morocco: Aspects and perspectives [WWW Document]. URL: [https://scholar.google.fr/citations?view\\_op=view\\_citation&hl=fr&user=aPrMMIAAAA&citation\\_for\\_view=aPrMMIAAAA:bEWYMUwI8FkC](https://scholar.google.fr/citations?view_op=view_citation&hl=fr&user=aPrMMIAAAA&citation_for_view=aPrMMIAAAA:bEWYMUwI8FkC) (Accessed 8 June 2016).
- Sandermann, H., 1992. Plant metabolism of xenobiotics. *Trends Biochem. Sci.* 17, 82–84.
- Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T., Zahoor, A., 2013. Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agric. Water Manag.* 130, 1–13.
- Singleton, D.R., Hunt, M., Powell, S.N., Frontera-Suau, R., Aitken, M.D., 2007. Stable-isotope probing with multiple growth substrates to determine substrate specificity of uncultivated bacteria. *J. Microbiol. Methods* 69, 180–187.
- Singleton, D.R., Powell, S.N., Sangaiah, R., Gold, A., Ball, L.M., Aitken, M.D., 2005. Stable-isotope probing of bacteria capable of degrading salicylate, naphthalene, or phenanthrene in a bioreactor treating contaminated soil. *Appl. Environ. Microbiol.* 71, 1202–1209.
- Steffens, B., Steffen-Heins, A., Sauter, M., 2013. Reactive oxygen species mediate growth and death in submerged plants. *Front. Plant Sci.* 4 <http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2013.00179>.
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kuschik, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., Müller, R.A., Moormann, H., 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnol. Adv.* 21 Int. Symposium Environ. Biotechnol. 22, 93–117.
- Terrence, H.B., Yergeau, E., Maynard, C., Juck, D., Whyte, L.G., Greer, C.W., 2013. Predictable bacterial composition and hydrocarbon degradation in Arctic soils following diesel and nutrient disturbance. *ISME J.* 7, 1200–1210.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) UN-WATER, n.d. WWAP (World Water Assessment Programme). 2012. The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk. Paris, UNESCO.
- Use of Poaceae f. species to decontaminate soil from heavy metals [WWW Document], n.d. URL <http://connection.ebscohost.com/cj/articles/29962357/use-poaceae-f-species-decontaminate-soil-from-heavy-metals> (Accessed 31 May 2016).
- Vandenkoornhuise, P., Quaiser, A., Duhamel, M., Le Van, A., Dufresne, A., 2015. The importance of the microbiome of the plant holobiont. *New Phytol.* 206, 1196–1206.
- Vandermeersch, G., Lourenço, H.M., Alvarez-Muñoz, D., Cunha, S., Diogène, J., Cano-Sancho, G., Sloth, J.J., Kwadijk, C., Barcelo, D., Allegaert, W., Bekaert, K., Fernandes, J.O., Marques, A., Robbens, J., 2015. Environmental contaminants of emerging concern in seafood – European database on contaminant levels. *Environ. Res.* 29–45. Non-regulated environmental contaminants in seafood: contributions of the ECsafeSEAFOOD EU project 143, Part B.
- Vymazal, J., 2009. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol. Eng.* 35, 1–17.
- Wang, C., Guo, L., Li, Y., Wang, Z., 2012. Systematic comparison of C3 and C4 plants based on metabolic network analysis. *BMC Syst. Biol.* 6, 1–14.
- Wang, Z., Gong, H., Zhang, J., 2015. Receding water line and interspecific competition determines plant community composition and diversity in wetlands in Beijing. *PLOS ONE* 10, e0124156.
- Weisman, D., Alkio, M., Colon-Carmona, A., 2010. Transcriptional responses to polycyclic aromatic hydrocarbon-induced stress in *Arabidopsis thaliana* reveal the involvement of hormone and defense signaling pathways. *BMC Plant Biol.* 10, 59.
- Williams, J., Bahgat, M., May, E., Ford, M., Butler, J., 1995. Mineralisation and pathogen removal in Gravel Bed Hydroponic constructed wetlands for wastewater treatment. *Water Sci. Technol.* 32, 49–58.
- Workman, R.E., Cruzan, M.B., 2016. Common mycelial networks impact competition in an invasive grass. *Am. J. Bot.* 103, 1041–1049.