

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

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



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

Mémoire de Master

Filière : hydraulique
Spécialité : hydraulique urbaine
Thème

*Étude de l'impact de type de substrat sur la qualité des
eaux usées épurées par filtre planté*

Nom et Prénom de l'étudiant

Sallouh Oumaima

Encadreur: Dr. Mimeche Leila

Co-encadreur : Belhadj Khouloud

Promotion: Juin 2022

Remerciements

En premier lieu, je tien à remercier mon DIEU, pour m'avoir donné la force et la patience, la santé et la volonté pour accomplir ce travail.

Je remercie mon encadreur Dr. Mimeche Leïla pour avoir encadré et dirigé ce travail avec une grande rigoureuse scientifique, sa disponibilité, ses précieux conseils, la confiance qu'elle nous a accordé et pour son suivi régulier à l'élaboration de ce travail ; sans oublier l'ensemble de nos professeurs qui nous ont accompagnés tout au long de notre cursus universitaire.

JE remercie m elle Belhadj Khouloud pour son aide et son accompagnement pour le bon déroulement du travail.

Mes vifs remerciement vont Mme Haceni Lida pour son accueil chaleureux au niveau de laboratoire du CRSTRA, et elle n'as jamais manqué de répondre à nos multiples questions.

JE remercie très sincèrement les membres du jury d'avoir accepté de juger mon modeste travail.

Oumaima

Dédicace

Grâce à dieu le tout puissant, qui m'a donné la volonté, qui m'a éclairé vers le bon chemin, et qui ma permet d'arriver à ce but.

Je dédie ce mémoire:

*Aux deux personnes les plus chères à mon cœur, mon **Père** et ma **Mère**, qui m'ont soutenu dans mes études, et pour leurs encouragements et leur amour;*

*À mes chères frères **Yassine**, **Mohamed**, et mon petit frère **Nizar**;*

*À ma très chère sœur **Marwa** ;*

À toute ma famille;

*À mes chères amies et mes collègues et surtout **Meriem**, **Asma**, **Afaf**, **Hadjer***

*À tous les enseignants qui m'ont suivie tout au long de mes etudes surtout mon encadreur **Dr. Mimeche Leila** et **Dr. Belhadj kholoud** pour leurs conseils très précieux et leur aide pendant la réalisation de ce travail;*

À tous ceux qui me sont chers;

Oumaima

Liste des Tableaux

TABLEAU	TITRE	PAGE
Tableau II.1	Littérature récente sur les macrophytes connus pour leur potentiel d'accumulation de métaux lourds (Partie Bibliographique)	32
Tableau III.1	Caractéristiques physico-chimique d'échantillon d'eaux usées (Partie expérimentale)	45
Tableau III.2	Plage de mesure de la DBO ₅	51
Tableau III.3	courbe d'étalonnage	56
Tableau III.4	Calibration	60

Liste des figures

Partie bibliographique

FIGURE	LE TITRE	PAGE
Figure I.1	Schéma de mise en œuvre de lit bactérien	19
Figure I.2	Schéma de principe de la mise en œuvre de disques biologiques	20
Figure I.3	Schéma de base du procédé de boues activées	21
Figure II.1	Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement	26
Figure II.2	Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement Horizontal	27
Figure II.3	Système hybrides [www.Hidrik.com]	28
Figure II.4	Epuration biologique aérobie	35
Figure II.5	Principe de fonctionnement de la phytoépuration	38

Partie expérimentale

FIGURE	LE TITRE	PAGE
Figure III.1	Photo présentation du bac	42
Figure III.2	les types du substrat utilisés dans notre étude	43
Figure III.3	Photo du Rejet Sidi gezelle	44
Figure III.4	la période de développement racinaire	46
Figure III.5	filtre planté de phragmite et le prélèvement	47
Figure III.6	l'échantillon d'eaux dans laboratoire	48
Figure III.7	l'appareil multi paramètres	48
Figure III.8	OxiTop® 6 postes et Enceinte DBO	49
Figure III.9	Spectrophotomètre UV-VIS DR 5000	51
Figure III.10	Analyseur portable parallèle SL1000	52
Figure III.11	Spectrophotomètre UV-VIS DR 6000	53
Figure III.12	. filtre la matière en suspension	60
Figure IV.1	Evolution de PH	62
Figure IV.2	Evolution de la conductivité	64

Figure IV.3	Evolutions de la température	65
Figure IV.4	Évolution de la demande biologique en oxygène	66
Figure IV.5	Taux de diminution de la DBO ₅	66
Figure IV.6	Évolution de la Demande chimique en oxygène	67
Figure IV.7	Taux de diminution de la DCO	67
Figure IV.8	Évolution de la MES	68
Figure IV.9	Taux d'élimination de la MES	69
Figure IV.10	Évolution de l'azote ammoniacal	69
Figure IV.11	Taux d'élimination l'azote ammoniacal	70
Figure IV.12	Évolution de Nitrate	71
Figure IV.13	Taux d'élimination Les Nitrates	71
Figure IV.14	Evolution de nitrite	72
Figure IV.15	Taux d'élimination les nitrites	73
Figure IV.16	Evolution de l'ortho phosphate	74
Figure IV.17	Taux d'élimination de l'ortho phosphate	74

Sommaire

REMERCIEMENTS	
DEDICACE	
LISTE DES TABLEAUX	
LISTE DES FIGURES	
RESUME	
INTRODUCTION GENERALE	1

Partie bibliographique

Chapitre I : Introduction sur le traitement des eaux usées

I.1.Introduction.....	4
I.2.Définition d'une eau usée	4
I.3.La diversité des polluants.....	4
I.4.les principaux polluants	5
I.4.1.pollution organique	5
I.4.2.La pollution par les matières en suspension.....	5
I.4.3.La pollution toxique	5
I.4.4.La pollution azotée et phosphorée.....	5
I.4.5.La pollution microbologique	6
I.5.Origine des eaux usées	6
I.5.1.Origine domestiques.....	6
I.5.2.Origine industrielles	7
I.5.3.Origine agricoles	8
I.5.4.Origine de pluie.....	8
I.6.caractéristiques des eaux usées	9
I.6.1 Paramètres Physiques	9
I.6.1.1. La température.....	9
I.6.1.2 matières en suspension(MES).....	9

I.6.2.Paramètres Organoleptiques	9
I.6.2.2.La couleur	10
I.6.3.Paramètres Chimiques	10
I.6.3.1.Le potentiel Hydrogène (pH).....	10
I.5.3.2La Conductivité	10
I.6.3.3.L'Oxygène Dissous	11
I.6.3.4.La Demande Chimique en Oxygène (DCO).....	11
I.6.3.5.La Demande Biochimique en Oxygène (DBO).....	11
I.6.3.6.L'azote	11
I.6.3.7.Les nitrate	12
I.6.3.8.L'azote ammoniacal	12
I.6.3.9.Le Phosphore	13
I.6.3.10.Le sulfate	13
I.6.4.Paramètres Bactériologiques.....	13
I.6.4.1.Les coliformes.....	14
I.6.4.2.Les streptocoques fécaux et Entérocoques	14
I.6.4.3.Les bactéries sulfite-réductrices	15
I.7.Traitement des eaux usées.....	15
I.8.Principales technologies du traitement des eaux.....	16
I.9.Les méthodes de traitements.....	16
I.9.1.Prétraitements.....	17
I.9.2.traitements physico-chimiques : traitements primaires.....	17
I.9.3.Traitements biologiques : traitements secondaires.....	18
I.9.3.1.Les procédés biologiques extensifs.....	18
I.9.3.1.1.Lits bactériens	18
I.9.3.1.2.Disques biologiques.....	19
I.9.3.1.3.Les boues activées	20
I.3.3.2.1.Le lagunage.....	21
I.9.3.2.2.Les bio filtres et filtres bactériens	22

I.9.3.2.3. Les filtres plantés de macrophytes (phytoépuration).....	22
I.9.4.traitements tertiaires.....	22
I.9.4.1. La déphosphoration.....	23
I.9.4.2. Désinfection.....	23
I.10.Les impacts sociologiques et environnementaux.....	23
I.11.Conclusion	24

Chapitre II : Les filtres Plantés des Macrophytes

II.1.Introduction.....	25
II.2.Historique de la technique de traitement par filtre plantes de macrophytes	25
II.3.Les types des filtres plantes de macrophytes.....	26
II.3.1.Les filtres plants a écoulement vertical.....	26
II.3.2.Les Filtres à écoulement horizontal.....	26
II.3.3.Les filtres à système hybrides	27
II.4. Rôles de différentes composantes de filtre planté de macrophytes	28
II.4.1.Rôles des macrophytes.....	28
II.4.2.Généralités sur les macrophytes.....	29
II.4.3. Définition des macrophytes.....	29
II.4.4. Classification des macrophytes.....	29
II.4.4.1.Macrophytes flottants libres.....	30
II.4.4.2.Macrophytes submergés.....	30
II.4.4.3.Végétation marécageuse	31
II.4.5. Critères de sélection des macrophytes pour l'épuration des eaux usées.....	31
II.4.6. les microorganismes.....	34
II.4.6.1.Définition	36
II.4.6.2.Description et rôle de substrat.....	36
II.4.6.3.Caractéristique du substrat.....	36
II.5.Interaction substrat-plante.....	37

II.6.Fonctionnement des filtres plantes de macrophytes.....	37
II.7.Les mécanismes d'élimination des polluants dans les filtres plantes de macrophytes.....	38
II.7.1. Mécanisme d'élimination de la matière organique.....	38
II.8.Performances, avantages et limites des filtres plants de macrophytes.....	39
II.8.1.Avantages.....	39
II.8.2.Inconvénients.....	40
II.9.Traitement des eaux usées par filtres plants de macrophytes en Algérie.....	40
II.9.Conclusion	41

Partie Expérimentale

Chapitre III : Matériels et Méthode

III.1.Introduction	42
III.2. Préparation du pilote expérimentale	42
III.2.1.Préparation des bacs	42
III.2.3.1.Les caractéristiques du substrat et les différentes couches de substrat utilisées.....	43
III.3. Les Eaux usées	44
III.3.1.Analyse de différentes caractéristiques de l'échantillon des eaux usée.....	45
III.4.Analyse des échantillons.....	46
III.4.1.Prise d'eau échantillons	46
III.4.1.1.Critères de choix des macrophytes.....	46
III.2.3. Choix des macrophytes.....	46
III.3.1.2.Prélèvement des échantillons.....	47
III.4.2.Analyse du laboratoire.....	48
III.4.2.1. Mesure de (pH, CE, et la température)	49
III.4.2.2.Détermination de la DBO ₅	50
III.4.2.3.Détermination de la DCO.....	52
III.4.2.4.Détermination des paramètres azotés.....	53
III.4.2.4.1. Les nitrates et l'ammonium	53

III.4.2.4.2. Dosage des nitrites par spectrométrie d'absorption moléculaire.....	54
III.4.2.5.Détermination de phosphate.....	57
III.4.2.6.Détermination des matières en suspensions (MES).....	61
III.5.Conclusion	62

Chapitre IV : Résultats et Discussion

IV.1.Introduction.....	63
IV.2.Variation des paramètres physico-chimiques.....	63
IV.2.1.Evaluation du PH	63
IV.2.2.Evaluation de la Conductivité.....	64
IV.2.3.Evaluation de la température	65
IV.2.4. Evolution de la DBO.....	66
IV.2.5.Evolution de la DCO.....	67
IV.2.6. Evaluation de la MES.....	69
IV.2.7.Évolution de l'Azote ammoniacal.....	70
IV.2.8.Évolution du Nitrate.....	71
IV.2.9.Evolution du Nitrite.....	73
IV.2.10. Evolution de l'ortho phosphate.....	74
IV.3.Performances de désinfection.....	76
IV.4.Conclusion.....	77
CONCLUSION GENERALE.....	78
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	
ANNEXES	

Résumé

L'objectif de la présente étude est pour, d'une part, tester les performances d'un substrat à diminuer la charge polluante des eaux usées d'autre part, compléter le traitement par l'utilisation planté Phragmites australis en mettant en évidence les potentialités épuratoires de cette mixture (substrat + plante).

Les analyses ont été effectuées sur vingt bacs dont 8 plantés sur 4 substrats différents: sable alluvionnaire, gravier alluvionnaire, argile et terre végétale et 12 autres échantillons sans laissés comme témoin.

L'analyse physico-chimique des eaux usées après le traitement montre qu'il s'agit d'un effluent faiblement acide (pH = 6.3), L'élimination moyenne de la DBO₅ et de la DCO est très importante, elle est de l'ordre de (90.75 %, 70.33%). L'élimination de la DCO indique qu'une bonne assimilation bactérienne prend place dans le filtre à sable planté

L'élimination des MES par ce système est de (MES: 92%) dans le filtre à sable planté. De plus, l'utilisation de sable comme filtre de purification augmente la concentration de conductivité électrique dans l'eau filtrée à un degré supérieur au niveau avant traitement.

Les concentrations en nitrates et nitrites et ortho phosphates avec des valeurs respectives de (5.61 mg/l, 0.154 mg/l, 2.733 mg/l) sont faibles par rapport les eaux usées avant filtration.

Une réduction importante de la teneur en NH₄-N a été observée au des expériences (95,44 % pour sable, 90.21% pour gravier, 86,8% pour argile). Les filtres plantés se sont légèrement mieux comportés pour l'élimination du NH₄-N.

Les résultats obtenus dans cette étude permettent de confirmer la performance épuratoire d'un filtre à sable planté à traiter les rejets pendant toute la période de l'expérimentation.

Mot clés: Substrat ; Les eaux usées ; épuratoire ; filtre à sable

Abstract

The objective of this study is to; on the one hand, test the performance of a substrate in reducing the organic load of wastewater, on the other hand, to complete the treatment by using planted *Phragmites australis* by highlighting the purification potential of this mixture (substrate + plant).

analyses were carried out on twenty samples including 8 planted on 4 different substrates alluvial sand, alluvial gravel and clay, topsoil and 12 other samples without planting as control.

The physicochemical analysis of the wastewater after the treatment shows that it is a weekly acidic (pH = 6.3), the average elimination of BOD₅ AND COD is very high; it is of the order of (90.75%, 70.33%). The elimination of COD indicates that a good bacterial assimilation takes place in the planted sand filter

The removal of suspended solids per system is (SS: 92% of a sand filter. In addition, the use of sand as a purification filter increases the concentration of electrical conductivity in the filtered water to a higher degree. At the level before treatment.

The concentrations of nitrates and nitrites and orthophosphates with respective values of (5.61.0.154.2.733 mg/l) are low compared to the wastewater before filtration.

A significant reduction in NH₄-N content was observed in the experiments (95.44% for sand, 90.21% for gravel, and 86.8% for clay) Planted filters performed slightly better for NH₄-N removal.

The results obtained in this study make it possible to confirm the purification performance of a planted sand filter to treat rejects throughout the period of the experiment.

Key words: substrate; wastewater; purification; sand filter

الهدف من هذه الدراسة هو، من ناحية اختبار أداء الركيذة لتقليل الحمل الملوث لمياه الصرف الصحي ، من ناحية أخرى ، لإكمال المعالجة باستخدام الفراغيت استرالي المزروعة من خلال تسليط الضوء على إمكانية تنقية هذا الخليط (الركيذة + النبات)

تم إجراء التحاليل على عشرين خزناً ، تم زرع 8 منها على 4 ركائز مختلفة: الرمل الغريني والحصى الغريني والطين والترية السطحية و 12 عينة أخرى دون زرعها كعناصر تحكم.

أظهر التحليل الفيزيائي والكيميائي للمياه العادمة بعد المعالجة أنها نفايات سائلة حمضية ضعيفة (الرقم الهيدروجيني =6.3) ، ومتوسط التخلص من الطلب البيوكيميائي والكيميائي للاكسجين مرتفع للغاية وهي بترتيب (90.75%، 70.33%)

يشير التخلص من الطلب الكيميائي للاكسجين إلى أن الامتصاص البكتيري الجيد يحدث في مرشح الرمل المزروع.

تمت إزالة المادة المعلقة بواسطة هذا النظام بنسبة (92%) في مرشح الرمل المزروع. بالإضافة إلى ذلك ، فإن استخدام الرمل كمرشح تنقية يزيد من تركيز التوصيل الكهربائي في المياه المفلترة بدرجة أعلى من المستوى قبل المعالجة.

تراكيز النترات والنترت و فوسفات الأورثو بقيم خاصة (5.61 مجم / لتر ، 0.154 مجم / لتر ، 2.733 مجم / لتر) منخفضة مقارنة بالمياه العادمة قبل الترشيح.

لوحظ انخفاض معنوي في محتوى ازوت امونيا خلال التجارب (95.44% للرمل ، 90.21% للحصى ، 86.8% للطين). كان أداء المرشحات المزروعة أفضل قليلاً لإزالة الازوت امونيا.

أتاحت النتائج التي تم الحصول عليها في هذه الدراسة تأكيد أداء التنقية لمرشح الرمل المزروع لمعالجة مياه الصرف الصحي طوال فترة التجربة.

الكلمات الرئيسية: الركيذة. المياه العادمة؛ التنقية ؛ مرشح الرمل



*Introduction
générale*

Les ressources en eau, plus que toute autre forme de ressources, constituent un élément fondamental et nécessaire au maintien et au développement de toute activité humaine, économique et sociale.

Actuellement, le monde souffre de la pollution environnementale. Cette pollution est due généralement à l'augmentation des activités humaines dans tous les secteurs et elle cause des dégâts pour la santé humaine et altère l'équilibre écologique. Pour cette raison, tous les pays ont déployé des efforts pour résoudre cette problématique surtout des raretés et l'altération des qualités des eaux à cause de la diversité des sources de la pollution hydrique.

Les rejets des eaux usées suivent une tendance exponentielle, en effet ces rejets sont les principales causes de la dégradation des écosystèmes récepteurs. Les eaux usées non traitées contiennent généralement des niveaux élevés de matières organiques, de nombreux micro organismes.

La phytoépuration est l'une des méthodes biologiques utilisables dans la réhabilitation des sites pollués in situ. Il existe diverses techniques de phytoremédiation applicables au traitement des eaux usées, à la purification des eaux de surface et des eaux souterraines, à l'élimination des substances nutritives excessives des réservoirs d'eau et à la remise en état des sols pollués à la suite de catastrophes environnementales (**DORDIO ET CARVALHO 2013**).

L'épuration des eaux usées doit actuellement franchir une étape importante du fait des récentes directives environnementales de plus en plus rigoureuses. Pour répondre aux besoins des petites collectivités ayant des contraintes techniques et financières leur interdisant les systèmes techniques d'épuration classiques, il y a l'apparition des systèmes d'épuration rustiques, techniques alternatives aux procédés artificiels, tels que le lagunage, l'épandage ou encore les lits filtrants plantés de macrophytes. Mais le monde entier se penche actuellement sur l'utilisation des macrophyte ou microphyte (appelé aussi la Phytoépuration) comme moyen efficace et économique.

Le filtre planté à macrophytes est devenu aujourd'hui une alternative intéressante pour le traitement des eaux usées, compte tenu des avantages qu'il présente. En effet, ce système quasi naturel est moins coûteux à réaliser et à exploiter, construit directement sur le site du rejet et nécessite peu d'équipements mécanisés (**BRIX, 1997**). Les filtres plantés des

Macrophytes ont été une solution largement utilisées et jugées attrayantes, et un nombre important de travaux ont été effectués partout dans le monde depuis les recherches de Seidel (1953). Les filtres plantés de macrophytes sont des systèmes d'épuration permettant un reconstituant contrôlé de phénomène d'autoépuration naturelle (**VYMAZAL 2005**). L'épuration résiduaire consiste à éliminer les éléments solides maintenus en suspension et à réaliser l'épuration biologique de l'eau en éliminant la pollution organique de manière naturelle ; des micro-organismes sont capables de transformer des molécules organiques ou minérales pour leur propre métabolisme. Selon **CHRISTINA ET al, (2009)** Les macrophytes de part leur système racinaire ainsi que le substrat constitué d'une succession de gravier constituant le filtre planté de macrophytes, créent un milieu favorable pour l'activité biologique et le développement des micro-organismes responsable de l'épuration. L'intérêt que présentent ces macrophytes est dû particulièrement aux rhizomes horizontaux et verticaux qui fournissent un support pour la croissance des bactéries et pour la filtration des substances particulières (**MARIKA ET al 2009**). Ces derniers sont capables de produire des exsudats toxiques pour les bactéries pathogènes. Les potentialités épuratoires des plantes aquatiques ont été mises en évidence par Seidel en 1978, il a été montré qu'elles s'adaptent facilement à divers types de milieux. Cette nouvelle technologie extensive d'épuration a été exploitée avec succès par plusieurs chercheurs dans le monde. Cependant, en Algérie il existe très peu d'études dans le domaine du traitement des eaux usées par les macrophytes et l'université de Biskra est parmi les rares établissements qui sont entrain de conduire des recherches dans ce domaine.

Le matériau filtrant est très important. En effet, il conditionne la fiabilité et les performances du mécanisme. Les principales caractéristiques du milieu filtrant sont est leur pouvoir de jouer le rôle support de plantes et des microorganismes pour améliorer le traitement des eaux usées. Il faut trouver un compromis qui nécessite une granulométrie grossière et l'épuration des eaux qui nécessite une granulométrie fine. Cela rend délicat le choix de la granulométrie du massif filtrant (**MARIKA ET al 2009**).

En premier lieu, les matières organiques biodégradables, qui causent la chute de la concentration en oxygène dans les eaux de surface, sont caractérisées par des paramètres globaux, souvent la DCO ou la DBO. Ensuite, les matières azotées et phosphorées, ou «nutriments», sont à l'origine des phénomènes d'eutrophisation. L'azote ammoniacal

contribue en plus à diminuer la concentration en oxygène du milieu et peut avoir des effets toxiques.

L'objectif de ce travail est de contribuer au développement d'une technique efficace, économique et écologique qui permet l'épuration des eaux usées sans problèmes d'impact sur le paysage, dans une région à climat semi-aride. L'étude consiste à tester les potentialités épuratrices des filtres plantés. Donc notre mémoire consiste à une étude comparative entre quatre types de sol à savoir : le sable, l'argile, le gravier alluvionnaire et le composte à augmenter le rendement du pouvoir épuratoire des filtres plantés.

Notre travail est divisé en quatre parties. Le premier chapitre est une synthèse bibliographique des eaux usées et leur impact sur l'environnement. La dépollution des eaux usées par des filtres plantés de macrophytes, description et présentation sont le contenu du chapitre deux. Dans le troisième chapitre une description du matériel et les protocoles utilisés pour évaluer les indicateurs de pollution ont été présentés. Le quatrième chapitre est consacré à l'effet des différents substrats sur l'élimination des polluants des eaux usées urbaines de la ville de Biskra.

Partie Bibliographique

CHAPITRE 1 :Introduction

*Sur le traitement des eaux
usées*

I.1.Introduction

Lorsque l'homme utilise l'eau il ne fait pas que la consommer, mais il en rejette une partie dans l'environnement. C'est ce que l'on appelle l'eau usée. Cette eau usée peut contenir différents polluants. On a donc tout d'abord commencé à la traiter pour des raisons sanitaires. Les premiers réseaux d'évacuation des eaux usées remontent à l'antiquité. Au XIX^e siècle les premiers systèmes de traitement de ces eaux ont vu le jour, les premiers objectifs étaient alors sanitaires, hygiéniques et l'amélioration du confort. La prise de conscience écologiste des années 70-80 a permis de prendre en compte l'impact environnemental des eaux usées : il a alors fallu éliminer de nombreux polluants chimiques, dont certains étaient encore inconnus. Cependant de nombreux progrès restent encore à faire. Les méthodes de traitements sont en constante évolution.

I.2.Définition d'une eau usée

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

I.3.La diversité des polluants

Il existe plusieurs types de polluants dans l'eau usée. Ils ont été mis en évidence progressivement et grâce aux améliorations techniques de détection. Les premiers éléments à avoir attiré l'attention ont été les bactéries, à l'origine de problèmes sanitaires, tels le choléra. Les eaux usées domestiques sont aussi source de matière organique, dissoute ou sous forme particulaire qui contient du carbone, de l'azote et aussi du phosphore ; ces substances nutritives en trop fortes concentrations enrichissent, parfois jusqu'à l'asphyxie le milieu où elles sont déversées, sols et eaux de surface.

Puis de nouveaux problèmes sont arrivés. La révolution industrielle a apporté de nombreux polluants métalliques ainsi que des produits chimiques toxiques tels que les nonylphénols retrouvés dans l'industrie de la papeterie. Les polluants que l'on découvre aujourd'hui sont

des composés actifs tels que les détergents, les médicaments, les œstrogènes et des perturbateurs endocriniens. Leur présence est à relier directement à leur utilisation quotidienne dans la population. Ces nouveaux polluants sont autant de défis à relever et autant de nouvelles technologies à créer pour y répondre (SOLENE.M et *al*, 2013).

I.4.les principaux polluants (OUATOUAT. K, 2020)

I.4.1.pollution organique

Les rejets contenant des substances organiques sont à l'origine d'une consommation de l'oxygène présent dans le milieu récepteur et peuvent, s'ils sont trop abondants, entraîner la mortalité des poissons par asphyxie. La pollution organique présente également un impact sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine.

I.4.2.La pollution par les matières en suspension

Par leur effet obscurcissant, les matières en suspension présentes dans les eaux diminuent la photosynthèse qui contribue à l'aération de l'eau. Les organismes vivants peuvent alors manquer d'oxygène. Par ailleurs, les matières en suspension donnent aux rivières un aspect sale et trouble et peuvent gêner les poissons ou entraîner leur mortalité par bouchage des branchies. Enfin, elles sont à l'origine d'envasements posant ainsi un problème d'entretien des cours d'eau et le colmatage des frayères perturbe la reproduction des poissons.

I.4.3.La pollution toxique

Certaines substances présentes dans les rejets industriels peuvent, même à dose infinitésimale, être dangereuses pour le milieu aquatique et pour l'homme (en cas de baignade ou d'ingestion). Les pollutions toxiques peuvent être classées en deux groupes suivant leur origine : les produits d'origine minérale, tels que les métaux ou métalloïdes (mercure, cadmium, plomb, arsenic...) ; les produits d'origine organique (produits de synthèse, dérivés nitrés...)

I.4.4.La pollution azotée et phosphorée

Une augmentation de la pollution azotée entraîne, d'une manière générale, une croissance excessive des algues et plantes dans le milieu récepteur et une consommation supplémentaire de l'oxygène dissous, d'où une dégradation du milieu aquatique (phénomène d'eutrophisation). Elle a également un impact sur la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. Elle provient presque exclusivement en Bretagne du secteur agricole

(les rejets industriels représentant 1% des nitrates). Le phosphore est lui aussi l'un des facteurs de la prolifération d'algues.

I.4.5. La pollution microbiologique

Elle correspond à la présence dans l'eau de germes pathogènes pour l'homme ou pour la faune aquatique. Elle provient en général de rejets directs d'effluents contaminés non traités : eaux usées domestiques, ou déjections animales (lisier par exemple). Pour les zones les plus sensibles (notamment zones de ramassage de coquillages), un traitement spécifique des effluents est nécessaire. Ces différentes pollutions peuvent être liées : une pollution azotée ou phosphorée entraîne une pollution organique par eutrophisation, ce qui génère des particules organiques et peut être toxique.

I.5. Origine des eaux usées

D'après (RODIER *et al*, 2005), On peut classer comme eaux usées, les eaux d'origine urbaines constituées par des eaux ménagères (lavage corporel et du linge, lavage des locaux, eaux de cuisine) et les eaux vannes chargées de fèces et d'urines ; toute cette masse d'effluents est plus ou moins diluée par les eaux de lavage de la voirie et les eaux pluviales. Peuvent s'y ajouter suivant les cas les eaux d'origine industrielle et agricole. L'eau, ainsi collectée dans un réseau d'égout, apparaît comme un liquide trouble, généralement grisâtre, contenant des matières en suspension d'origine minérale et organique à des teneurs extrêmement variables. En plus des eaux de pluies, les eaux résiduaires urbaines sont principalement d'origine domestique mais peuvent contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle d'extrême diversité. Donc les eaux résiduaires urbaines (ERU) sont constituées par :

- Des eaux résiduaires ou eaux usées d'origine domestique, industrielle et/ou agricole
- Des eaux pluviales ou de ruissellement urbain.

I.5.1. Origine domestiques

Les effluents domestiques sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines : urines, fèces (eaux vannes) et eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères).

Ces eaux sont généralement constituées de matières organiques dégradables et de matières minérales, ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension. Elles se composent

essentiellement par des eaux de vanne d'évacuation de toilette. Et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains.

Elles proviennent essentiellement :

- Des eaux de cuisine qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses ;
 - Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents ;
 - Des eaux de salle de bain chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement des matières grasses hydrocarbonées ;
 - Des eaux de vannes qui proviennent des sanitaires (w. c), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et microorganisme.
- (REJSEK, 2002)

I.5.2.Origine industrielles

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

- Pollution due aux matières en suspension minérales (Lavage de charbon, carrière, tamisage du sable et gravier, industries productrices d'engrais phosphatés....) ;
- Pollution due aux matières en solution minérales (usine de décapage, galvanisation...) ;
- Pollution due aux matières organiques et graisses (industries agroalimentaires, équarrissages, pâte à papier...) ;
- Pollution due aux rejets hydrocarbonés et chimiques divers (raffineries de pétrole, porcherie, produits pharmaceutiques.....) ;
- Pollution due aux rejets toxiques (déchets radioactifs non traités, effluents radioactifs des industries nucléaires....).

Les eaux résiduelles d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée. Indépendamment de la charge de la

pollution organique ou minérale, de leur caractère putrescible ou non, elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés. (**RODIER ET al, 2005**).

I.5.3.Origine agricoles

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

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

Donc ces eaux sont l'issus :

- Des apports directs dus aux traitements des milieux aquatiques et semi-aquatiques tels que le désherbage des plans d'eau, des zones inondables (faucardage chimique) et des fossés, ainsi que la démoustication des plans d'eau et des zones inondables (étangs et marais).
- Des apports indirects dus en particulier à l'entraînement par ruissellement, aux eaux de rinçage des appareils de traitement, aux résidus présents dans des emballages non correctement rincés ou détruits, aux eaux résiduaires des usines de fabrication et de conditionnement. (**GROSCLAUDE ,1999**).

I.5.4.Origine de pluie

Les eaux de ruissellement des zones urbaines sont généralement transportées par des réseaux d'égouts pluviaux distincts ou par des réseaux d'égouts unitaires. Le volume des eaux de ruissellement varie en fonction de l'imperméabilité du sol. Dans une zone urbaine, de 30 à 50 % des eaux de pluie peuvent s'écouler en surface avant d'atteindre un réseau d'égouts séparatifs ou unitaires (**BLIEFERT, 2010**). Dans le cas d'un réseau d'égouts séparatifs, les eaux de pluie sont rejetées directement dans les eaux réceptrices ou acheminées dans des installations de traitement des eaux pluviales afin d'en réduire le débit ou d'en améliorer la qualité (**FONKOU, 2010**). Dans le cas d'un réseau d'égouts unitaires, l'ensemble des écoulements est acheminé à une installation de traitement des eaux usées lorsque le débit est

faible, mais lorsqu'il est élevé et qu'il pourrait excéder la capacité du réseau d'égouts ou de la station de traitement (pendant les fortes pluies), une partie de l'écoulement est détournée vers les eaux réceptrices au moyen de structures de trop-pleins.

I.6.caractéristiques des eaux usées

I.6.1 Paramètres Physiques

I.6.1.1. La température

La température est un facteur abiotique important. Sa mesure est nécessaire, étant donné le rôle qu'elle joue dans la solubilité des gaz, dans la dissociation des sels dissous et dans la détermination du pH (**WHO, 1987**). La température agit également comme facteur physiologique sur le métabolisme et la croissance de la plupart des organismes vivant dans l'eau, notamment ceux microscopiques (**WHO, 1987**) et est, de ce fait, directement liée à la vitesse de dégradation de la matière organique (**MARA ET al, 1979**).

I.6.1.2 matières en suspension(MES)

Selon **REJSEK (2002)**, la pollution particulaire est due à la présence de particules de grande taille, supérieure à 10 μ m, en suspension dans l'eau, et que l'on peut assimiler aux matières en suspension (MES). En fait, les matières en suspension ne sont des particules solides véritablement en suspension que dans des conditions moyenne d'écoulement des effluents correspondant à une vitesse minimale de 0,5 m/s. En fonction de la taille des particules, on distingue les matières grossières ou décan tables (diamètre supérieur à 100 μ m) et les matières en suspension. On peut également prendre en compte une partie des matières colloïdales, de dimension inférieure, qui constitue la limite entre la phase solide et la phase dissoute (entre 1 et 10⁻² μ m).

I.6.2.Paramètres Organoleptiques

I.6.2.1.La Turbidité

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

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

Unité JTU (Jackson Turbidité Unit) = unité FTU (Foraine Turbidité Unit) = unité NTU (Néphélobimétrie Turbidité Unit).

I.6.2.2. La couleur

Une eau pure observée sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair car les longueurs d'ondes courtes sont peu absorbées alors que les grandes longueurs d'onde (rouge) sont absorbées très rapidement. (REJESK, 2002). La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration. (RODIER ET al, 2005).

I.6.3. Paramètres Chimiques

I.6.3.1. Le potentiel Hydrogène (pH)

La mesure du pH des eaux usées donne une indication sur l'alcalinité ou l'acidité de ces eaux. Il est important pour la croissance des micro-organismes qui ont généralement un pH optimal variant de 6,5 à 7,5. Des valeurs de pH inférieures à 5 ou supérieures à 8,5 affectent directement la viabilité et la croissance des microorganismes (MARA, 1980 ; WHO, 1987). Le pH est donc l'un des paramètres les plus importants de la qualité de l'eau. Il doit être étroitement surveillé au cours de toutes opérations de traitement (RODIER, 1996)

I.5.3.2 La Conductivité

La conductivité est la propriété que possède une eau de favoriser le passage d'un courant électrique. Elle est due à la présence dans le milieu d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique. Elle dépend de la nature de ces ions dissous et de leurs concentrations.

(REJSEK, 2002). La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm².

➤ L'unité de conductivité est le siemens par mètre (S/m).

1 S/m = 10⁴ μS/cm = 10³ ms/m. (RODIER et al, 2005).

I.6.3.3.L'Oxygène Dissous

La concentration en oxygène dissous d'une eau est fonction de plusieurs facteurs, à savoir ; la température, la pression atmosphérique et la salinité (**RHALLABI, 1990**), ou alors de l'intensité de l'activité photosynthétique. En effet, l'oxygène dissous provient soit de l'atmosphère par diffusion, soit de la photosynthèse des organismes autotrophes, essentiellement les algues. Il est consommé lors de la respiration des animaux et végétaux présents dans l'eau, de la décomposition des matières organiques par les micro-organismes aérobies et de l'oxydation de certaines substances chimiques (**WHO, 1987**).

I.6.3.4.La Demande Chimique en Oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau quel que soit leur origine organique ou minérale.

La DCO étant fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives, des possibilités de l'oxydation. (**RODIER et al, 2005**).

La DCO est la concentration, exprimée en mg. L⁻¹, d'oxygène équivalente à la quantité de dichromates consommée par les matières dissoutes et en suspension lorsqu'on traite un échantillon d'eau avec cet oxydant dans des conditions définies par la norme. (**REJSEK, 2002**).

I.6.3.5.La Demande Biochimique en Oxygène (DBO)

Pratiquement, la demande biochimique en oxygène devrait permettre d'apprécier la charge du milieu considéré en substances putrescibles, son pouvoir auto-épurateur et d'en déduire la charge maximale acceptable, principalement au niveau des traitements primaires des stations d'épuration. (**RODIER et al, 2005**).

Selon **REJSEK (2002)**, la demande biochimique en oxygène après 5 jours (DBO₅) d'un échantillon est la quantité d'oxygène consommé par les microorganismes aérobies présents dans cet échantillon pour l'oxydation biochimique des composés biodégradable.

I.6.3.6.L'azote

L'azote présent dans l'eau peut avoir un caractère organique ou minéral. L'azote organique est principalement constitué par des composés tels que des protéines, des polypeptides, des

acides aminés, de l'urée. Le plus souvent ces produits ne se trouvent qu'à de très faibles concentrations. Quant à l'azote minéral (ammoniaque, nitrate, nitrite), il constitue la majeure partie de l'azote total. (RODIER ET *al*, 2005).

I.6.3.7. Les nitrates

Les nitrates se trouvent naturellement dans les eaux provenant en grande partie de l'action de l'écoulement des eaux sur le sol constituant le bassin versant. Leurs concentrations naturelles ne dépassent pas 3 mg /L dans les eaux superficielles et quelques mg/L dans les eaux souterraines. La nature des zones de drainage joue donc un rôle essentiel dans leur présence et l'activité humaine accélère le processus d'enrichissement des eaux en nitrates. La teneur en nitrates est en augmentation ces dernières années, de l'ordre de 0,5 à 1 mg/l/an, voire 2 mg/l/an dans certaines régions. Cette augmentation a plusieurs origines :

- Agricole : agriculture intensive avec utilisation massive d'engrais azotés ainsi que rejets d'effluents d'élevage. Cette source représente les 2/3 de l'apport en nitrates dans le milieu naturel ;
- Urbaine : rejet des eaux épurées des stations d'épuration où l'élimination de l'azote n'est pas totale et qui peuvent rejeter des nitrates ou des ions ammonium qui se transformeront en nitrates dans le milieu naturel. Cette source représente les 2/9 des apports ;
- Industrielle : rejet des industries minérales, en particulier de fabrication des engrais azotés. Cette source représente 1/9 des apports. (REJSEK, 2002)

I.6.3.8. L'azote ammoniacal

Pour désigner l'azote ammoniacal, on utilise souvent le terme d'ammoniaque qui correspond aux formes ionisées (NH_4^+) et non ionisées (NH_3) de cette forme d'azote.

L'ammoniaque constitue un des maillons du cycle de l'azote. Dans son état primitif, l'ammoniac (NH_3) est un gaz soluble dans l'eau, mais, suivant les conditions de pH, il se transforme soit en un composé non combiné, soit sous forme ionisée (NH_4^+). Les réactions réversibles avec l'eau sont fonction également de la température et sont les suivantes :



I.6.3.9. Le Phosphore

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état minéral ou organique. Les composés phosphorés qui, sans hydrolyse ou minéralisation répondent au test spectraux photo métrique sont considérés comme étant des ortho phosphates.

L'hydrolyse en milieu acide fait apparaître le phosphore hydrolysable et minéralisation, le phosphore organique. Chaque fraction (phosphore en solution ou en suspension) peut être séparée analytiquement en ortho phosphates, phosphore hydrolysable et phosphore organique.

Suivant les cas, la teneur en phosphates peut être exprimée en mg/L de PO_4 ou de P_2O_5

1mg/L PO_4 = 0,747 mg/L P_2O_5 = 0,326 mg/L P (RODIER et al, 2005).

I.6.3.10. Le sulfate

La concentration en ion sulfate des eaux naturelles est très variable. Dans les terrains ne contenant pas une proportion importante de sulfates minéraux, elle peut atteindre 30 à 50 mg/L, mais ce chiffre peut être très largement dépassé (jusqu'à 300 mg/L) dans les zones contenant du gypse ou lorsque le temps de contact avec la roche est élevé. La teneur en sulfates des eaux doit être reliée aux éléments alcalins et alcalinoterreux de la minéralisation. Leur présence dans l'eau est généralement due à des rejets en provenance d'ateliers de blanchiment (laine, soie, etc.), d'usines de fabrication de cellulose (pâte à papier, etc.) et d'unités de décoloration. Sont utilisées, par ailleurs, les propriétés réductrices des sulfites dans les eaux de chaudières pour éviter la corrosion liée à la présence d'oxygène dissous ; l'injection dans le circuit se fait habituellement en continu à la concentration de 20 mg/L. Cependant un excès d'ions sulfites dans les eaux de chaudières peut avoir des effets néfastes car il abaisse le pH et peut alors développer la corrosion. En cas de rejet dans l'environnement, les sulfites se combinent à l'oxygène en donnant des sulfates. (RODIER et al, 2005).

I.6.4. Paramètres Bactériologiques

Les bactéries sont ubiquitaires dans la nature car il s'agit probablement des premiers êtres vivants apparus sur la terre (archéobactéries). Seules quelques dizaines d'espèces sont adaptées à l'homme : la plupart sont inoffensives ou même utiles, étant commensales et

faisant partie des flores cutanées, digestive, buccale, génitale ; certaines sont pathogènes, opportunistes ; une minorité est régulièrement pathogène. (RODIER *et al*, 2005).

I.6.4.1. Les coliformes

Sous le terme de « coliformes » est regroupé un certain nombre d'espèces bactériennes appartenant en fait à la famille des Enterobacteriaceae.

La définition suivante a été adoptée par l'Organisation Internationale de Standardisation

(ISO):

« Bacille à Gram négatif, non sporogone, oxydase négative, facultativement anaérobie, capable de croître en présence de sels biliaires ou d'autres agents de surface possédant des activités inhibitrices de croissance similaire, et capable de fermenter le lactose (et le mannitol) avec production d'acide et d'aldéhyde en 48 h, à des températures de 35 à 37 C° ». (REJSEK, 2002).

Les coliformes comprennent les genres : Echerichia, Citrobacter, Enterobacter, Klebsiella, Yersinia, Serratia.

- Le terme de « coliformes fécaux » ou de « coliformes-tolérants » correspond à des coliformes qui présentent les mêmes propriétés (caractéristiques de coliformes) après incubation à la température de 44 C°. Le groupe des coliformes fécaux comprend les espèces suivantes : Citrobacter Freund, Citrobacter diversus, Citrobacter amalonaticus, Entrobacter aerogenes, Entrobacter cloacae, Echerichia coli, Klebsiella pneumonia, Klebsiella oxytoca, Moellerella wisconsensis, Salmonella (sous genre III Arizona), Yersinia enterocolitica.
- Le terme « E. coli présumé » correspond à des coliformes thermo tolérants qui produisent de l'indole à partir de tryptophane, à 44 C°.
- Le terme « E. coli » correspond à des coliformes thermo tolérants qui produisent de l'indole à partir du tryptophane et ont les caractères biochimiques propres à cette espèce. (RODIER *et al*, 2005)

I.6.4.2. Les streptocoques fécaux et Entérocoques

Sous la dénomination générale de « streptocoques fécaux », il faut entendre l'ensemble des streptocoques possédant la substance (acide échoïques) antigénique caractéristique du groupe

D de Landefeld, c'est-à-dire essentiellement : Entérocoques fécaux, *E. faecium*, *E. durans*, *E. hirae*, Streptocoques bovis, *S. suis* et *S. equinus*. Ces streptocoques du groupe D sont généralement pris globalement en compte comme des témoins de pollution fécale, car tous ont un habitat fécal.

Toutefois, d'une façon générale, les concentrations en streptocoques fécaux sont, dans les milieux naturels autres que ceux spécifiquement pollués par le bétail, inférieures à celles des coliformes fécaux. Il faudra tenir compte de cette différence des concentrations (que l'on peut évaluer à un rapport de 1 à 2 ou 4) dans le choix des prises d'essai. (RODIER *et al*, 2005).

I.6.4.3. Les bactéries sulfite-réductrices

Les Clostridies sulfite-réducteurs sont souvent considérés comme des témoins de pollution fécale. La forme spore, beaucoup plus résistante que les formes végétatives des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux, permettrait ainsi de détecter une pollution fécale ancienne ou intermittente.

Sans débattre de l'intérêt réel d'une telle indication concernant la date de pollution, il faut cependant considérer que si les Clostridies sulfite-réducteurs peuvent certes être des germes fécaux, ce sont également des germes telluriques et que, de ce fait, aucune spécificité d'origine fécale ne peut être attribuée à leur mise en évidence.

Dans une telle optique d'interprétation, il y a intérêt à ne rechercher que les espèces les plus susceptibles d'être d'origine fécale : c'est le cas en particulier de Clostridies perfringens. (RODIER *et al*, 2005). Selon (REJSEK, 2002), les spores des bactéries anaérobies sulfite réductrices et celles de Clostridies perfringens peuvent être intéressantes en tant qu'indicateurs de traitement. Ainsi, elles peuvent montrer l'efficacité d'un traitement de filtration, où elles se comportent comme des kystes de parasites, aussi bien au niveau d'une station de traitement qu'au niveau du sol : signe d'efficacité de la filtration naturelle.

I.7. Traitement des eaux usées

Le traitement des eaux est nécessaire à la préservation de notre environnement altéré par de nombreuses pollutions. Il est ainsi indispensable de traiter les eaux usées urbaines et industrielles avant leur rejet dans le milieu naturel. De façon parallèle à la dégradation des ressources en eau, le traitement des eaux de surface et des eaux souterraines pour la production d'eau potable est au centre des préoccupations de santé publique.

Le traitement de l'eau implique presque toujours la mise en œuvre de plusieurs techniques et procédés, simultanément ou successivement. Il implique à la fois l'épuration de rejet et la purification de l'eau pour la rendre propre à la consommation humaine. Un procédé de traitement est choisi en fonction de la nature et de l'origine de la pollution visée, c'est dire de la propriété physico-chimique des polluants contenus dans l'effluent à traiter et de leur concentration. (MANHAL ABOUZLAM, 2006)

I.8.Principales technologies du traitement des eaux

Les méthodes utilisées et les filières de traitement définies dépendent de l'origine des eaux à traiter et de l'objectif du traitement lié à la qualité du milieu récepteur. Les principales techniques mises en œuvre en traitement des eaux sont de nature physique, chimique, physico-chimique ou biologique.

Le premier objectif de toute filière de traitement relève du domaine de la clarification afin d'éliminer les matières en suspension présentes dans les eaux (séparation solide-liquide). On distingue notamment les actions physiques suivantes : dégrillage, tamisage, coagulation-floculation-décantation et filtration.

Les méthodes chimiques de traitement reposent sur l'interaction chimique entre les polluants à traiter et les réactifs qui aident à la séparation des polluants de l'eau, à la destruction ou à la des effets nocifs associés à ces polluants.

Dans les méthodes biologiques, des procédés aérobies et anaérobies sont mis en œuvre. Dans ceux-ci, des micro-organismes jouent un rôle majeur permettant de dégrader les composés organiques présents dans l'effluent.

Ces différentes technologies sont généralement combinées en fonction de la qualité de l'eau à traiter et des objectifs du traitement. Les techniques chimiques d'oxydation, et notamment les procédés d'oxydation avancée POA s étudiés dans ce mémoire, ont souvent une place très importante parmi les différentes techniques de traitement. (MANHAL ABOUZLAM, 2006)

I.9.Les méthodes de traitements

Les méthodes de traitement des eaux usées sont diverses et peuvent être classées en trois catégories: les traitements primaires, secondaires et tertiaires. On peut également tenter une classification physique et biologique qui revient grossièrement à distinguer d'un côté les

traitements primaires et de l'autre les traitements secondaires et tertiaires. (MOULIN.S et al ,2013)

I.9.1.Prétraitements

Cette étape importante est destinée à retenir les débris solides volumineux, les sables, les huiles et les graisses à l'entrée de la chaîne de traitement.

- ✓ **Dégrillage** : A l'arrivée, les eaux usées sont soumises à cette opération qui consiste à retenir les gros débris solides par une grille métallique ou un tamis tournant automatique. Les solides sont ensuite envoyés en décharge ou à une unité d'incinération.
- ✓ **Dessablage, déshuilage** : Pour effectuer ces deux opérations, un ouvrage commun est généralement utilisé.

Le dessablage permet l'élimination des matières en suspension de taille importante ou de densité élevée via un décanteur classique. Cette étape est indispensable pour ne pas avoir une obstruction des canalisations ou une abrasion des équipements. Les sables extraits sont souvent envoyés en décharge.

Le déshuilage est réalisé par coalescence (présence de chicanes favorisant la séparation des phases) ou par flottation. Pour cette dernière, une injection de fines bulles d'air permet la remontée rapide des graisses dans le bassin. Ces matières flottées sont éliminées en raclant la surface. Cette étape est indispensables et très importante pour protéger les réacteurs biologiques, car ces corps flottés perturbent les échanges gazeux et influencent négativement les traitements biologiques qui utilisent l'oxygène pour oxyder les molécules organiques.

(ABOUZLAM. M, 2006)

I.9.2.Traitements biologiques : traitements secondaires

Le traitement biologique des eaux usées est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes. Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées. Une multitude d'organismes est associée à cette dégradation selon différents cycles de transformation. Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Cette microflore, extrêmement riche, peut s'adapter à divers types de polluants qu'elle consomme

sous forme de nourriture (substrats). Il est ainsi possible d'utiliser systématiquement cette microflore dans un processus contrôlé pour réaliser l'épuration des eaux résiduaires.

Il existe plusieurs procédés biologiques d'épuration. On distingue souvent les procédés biologiques extensifs et les procédés biologiques intensifs. (MOULIN.S et al, 2013).

I.9.2.1.Les procédés biologiques extensifs

Dans ces procédés, tout se passe naturellement sans intervention artificielle et mécanique. Parmi ces procédés, on peut citer :

I.9.2.1.1.Lits bactériens

L'effluent contenant la pollution ruisselle sur le support et pénètre dans le bio film alors que l'air chemine naturellement à travers le lit qui repose sur une grille. Le décrochage de la biomasse est spontané par une augmentation de la phase endogène, par l'action des larves et par la vitesse de passage du fluide. Une décantation secondaire est indispensable.

La hauteur du lit bactérien est de 1 à 3 m pour un garnissage classique et de 6 à 12 m pour des garnissages plastiques.

Une aération permanente s'établit de bas en haut (lit plus chaud que l'air ambiant, effet de cheminée).

La distribution régulière de l'effluent est réalisée par des éléments fixes (rigoles, rampes fixes) ou mobiles (sprinklers rotatifs). (DHAOUADI. H, 2008)

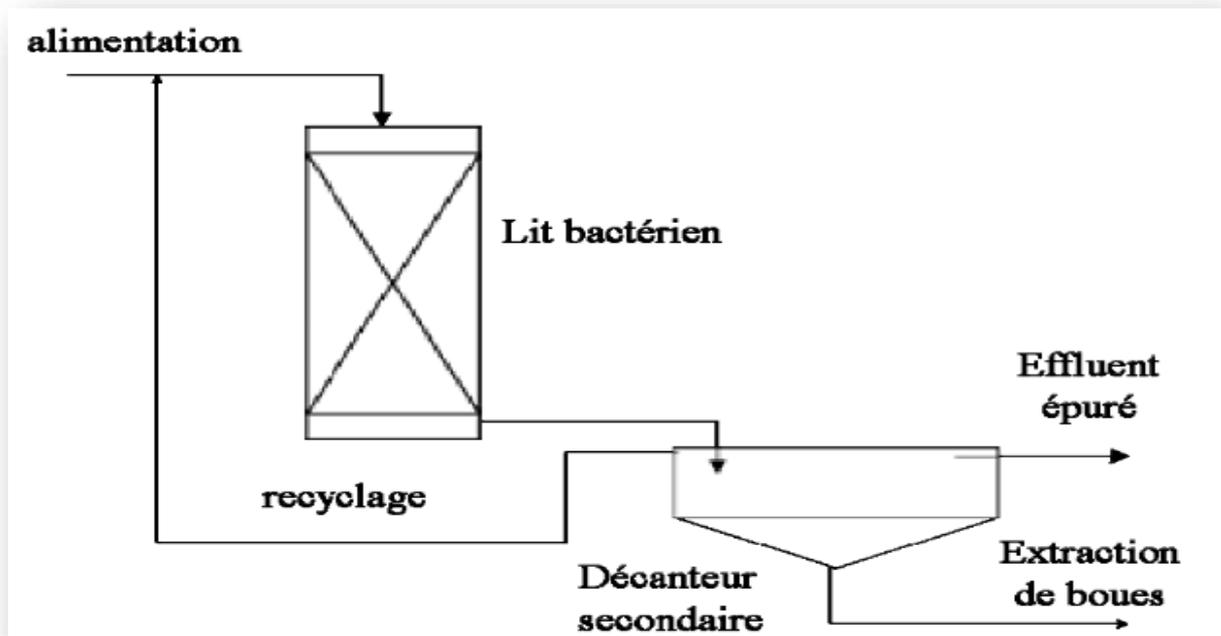


Figure I.1 : Schéma de mise en œuvre de lit bactérien (DHAOUADI. H, 2008)

I.9.3.1.2. Disques biologiques

Les disques biologiques ou bio disques sont des disques enfilés parallèlement sur un axe horizontal tournant. Ces disques plongent dans une auge, où circule l'eau à épurer ayant subi une décantation. Pendant une partie de leur rotation ils se chargent de substrat puis ils émergent dans l'air le reste du temps (pour absorber de l'oxygène). Les disques sont recouverts par un bio film sur les deux faces.

Ils ont un diamètre de 1 à 3 m, sont espacés de 20 mm et tournent à une vitesse de 1 à 2 tr mn⁻¹.

Les boues en excès se détachent du disque et sont récupérées dans un clarificateur secondaire avant rejet dans le milieu naturel.

Il faut veiller à ce que la vitesse périphérique des bios disques ne dépasse pas -120 m min (en pratique 13 m min⁻¹), pour obtenir un bon mélange dans l'auge, un bon transfert du substrat et éviter un décrochage excessif du bio film. La colonisation des bios disques a lieu en quelques jours, et l'épaisseur du bio film varie entre 1.5 et 3 mm Ce procédé ne nécessite pas de recyclage et résiste très bien aux à-coups de pollution. Aussi, il y a très peu de risques de colmatage. (DHAOUADI. H, 2008)

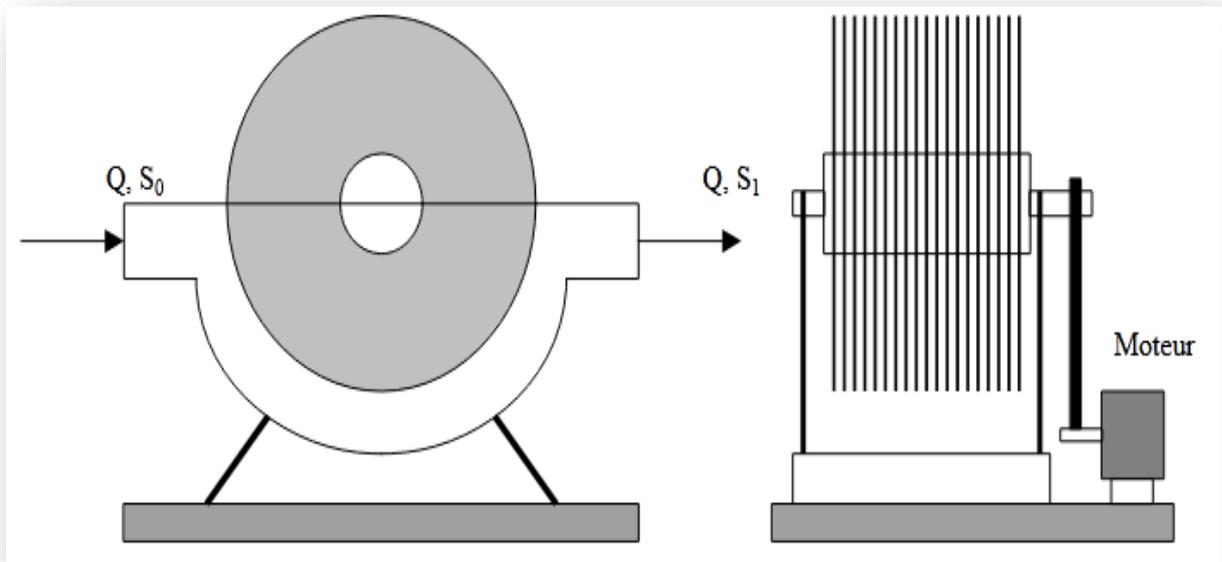


Figure I.2: Schéma de principe de la mise en œuvre de disques biologiques. (DHAOUADI. H, 2008)

I.9.3.1.3. Les boues activées

On force ici le mélange du dioxygène, des eaux usées et des bactéries dans des bassins. Les espèces sont sélectionnées selon ce que l'on souhaite éliminer : carbone, azote, phosphore. Les bactéries et leurs déchets du métabolisme forment, dans un bassin appelé clarificateur, des boues (boues secondaires) qui sont ensuite traitées et utilisées pour la fertilisation des sols par exemple. Une partie de ces boues retourne dans les bassins pour éviter une trop grande perte en bactéries. (DHAOUADI. H, 2008)

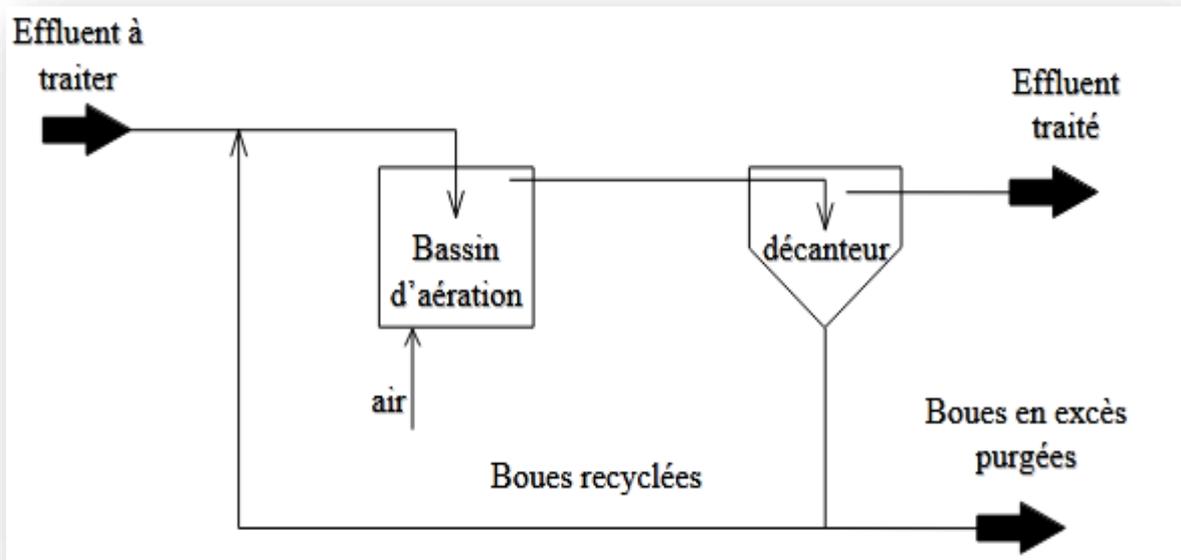


Figure I.3: Schéma de base du procédé de boues activées

I.7.3.2. Les procédés biologiques intensifs

La prolifération des bactéries est activée artificiellement dans ces procédés.

I.3.3.2.1. Le lagunage

Le lagunage est un procédé d'épuration qui consiste à faire circuler des effluents dans une série de bassins pendant un temps suffisamment long pour réaliser les processus naturels de l'autoépuration. Il est pratiqué dans les régions très ensoleillées, dans des bassins de faible profondeur.

Le principe général consiste à recréer, dans des bassins, des chaînes alimentaires aquatiques. Le rayonnement solaire est la source d'énergie qui permet la production de matières vivantes par les chaînes trophiques. Les substances nutritives sont apportées par l'effluent alors que les végétaux sont les producteurs du système en matière consommables et en oxygène. (HATEMDHAOUADI, 2008)

I.9.2.2. Les bio filtres et filtres bactériens

On peut également faire percoler l'eau à travers un matériau où se développent des bactéries. Cela peut être des galets ou des supports (lits bactériens) ou des argiles cuites, des schistes, des sables. . . (Bio filtres). Ces traitements sont utilisés en plus du processus des boues activées, permettant d'éliminer une plus grande diversité de polluants. En effet, on va alors concentrer les bactéries et ainsi localiser leur action, la rendant plus efficace. (MOULIN. S, 2013)

I.9.3.2.3. Les filtres plantés de macrophytes (phytoépuration)

La phytoépuration est un vaste terme émergent qui a été utilisé au cours des dernières décennies pour un groupe de technologies vertes respectueuses de l'environnement qui reposent fondamentalement sur les plantes (aquatiques, semi-aquatiques et terrestres) et les enzymes associées, les micro-organismes et la consommation d'eau, l'absorption, l'élimination, la rétention, la transformation, dégradent ou immobilisent les contaminations (organiques et/ou inorganiques) d'origine différente, provenant du sol, des sédiments et des milieux aquatiques ou de l'atmosphère (MUELLER *et al*, 1999 ; PIVETZ, 2001, GHOSH *et SINGH*, 2005 ; VISHNOI *et SRIVASTAVA*, 2007 ; MULBRY *et al*, 2008 ; RIDZUAN *et al*. 2010 ; DHIR 2013). En résumé, la phytoépuration dans les milieux aquatiques est directement l'absorption et l'accumulation de contaminants provenant des milieux aquatiques et leur assimilation par les plantes (NDIMELE *et NDIMELE*, 2013). Deux approches ont été présentées dans la littérature sur la phytoépuration, la phytoépuration naturelle ou continue et la phytoépuration chimiquement améliorée (LOMBI *et al*, 2001 ; ALKORTA *et al*, 2004) (FARRAJI. H, 2014)

I.9.4.traitements tertiaires

Ces traitements sont à la fois physico-chimiques et biologiques. On les réalise après les traitements primaires et secondaires afin d'éliminer des éléments nutritifs résiduels, des polluants organiques résistants, des métaux, des pigments. . . Par exemple, on peut utiliser des traitements biologiques avancés pour éliminer le phosphore par le Déplacement Nutritif Biologique (DNF). On fait passer l'eau par différents réservoirs avec des bactéries et dans des conditions environnementales différentes (différence de concentration en dioxygène par exemple). On récupère en suite les boues lors d'un nouveau passage dans un clarificateur.

Un autre type de traitement que l'on pourrait classer comme tertiaire est le traitement aux UV. On dénature alors des molécules, comme les œstrogènes, sensibles à ces rayons. (MOULIN.S *et al*, 2013)

I.9.4.1. La déphosphoration

L'élimination du phosphore concerne le traitement de déphosphoration, soit physico-chimique soit biologique. La déphosphoration biologique, de développement récent, est basée sur la succession de phases anaérobies et aérobies au cours du traitement biologique mais son rendement est en générale moins bon que celui de la déphosphoration physico-chimique. (REJSEK, 2002).

La déphosphoration peut aussi être réalisée par précipitation physico-chimique en présence de sels minéraux comme le sulfate d'ammonium ou le chlorure ferrique et s'effectuer soit simultanément aux réactions biologiques dans le bassin de boues activées, soit en traitement final. (GROSCLAUDE, 1999).

I.9.4.2. Désinfection

Une désinfection des eaux usées peut être souhaitée. Elle est alors obtenue en utilisant une grande variété de méthodes

- chimiques (avec la chloration ou l'ozonation, par exemple) ;
- physiques (par rayonnement ultraviolet ou filtration membranaire, par exemple) ;
- biologiques (avec le lagunage, par exemple). (GROSCLAUDE, 1999).

I.10. Les impacts sociologiques et environnementaux

L'eau est notre bien commun, notre patrimoine, le sens même de la vie. Cependant, lorsqu'elle est polluée, elle devient néfaste pour l'environnement et dangereuse dans la perturbation de l'écosystème. Ces perturbations se font ressentir sur le milieu naturel et sur la santé humaine. Sur le milieu naturel en effet, la pollution du milieu aquatique due aux matières organiques biodégradables provoque une surconsommation d'oxygène pour son élimination, son excès pouvant diminuer l'autoépuration de l'eau. L'apport massif des Éléments nutritifs tels que phosphore (sous forme de phosphate), azote (ammonium, nitrates et azote gazeux), carbone (gaz carbonique) et autres éléments minéraux, provenant essentiellement des activités humaines, de l'agriculture et de l'industrie entraînent la

croissance anarchique d'algues et de plantes aquatiques, provoquant ainsi le processus d'eutrophisation.

Le milieu aquatique peut aussi être perturbé par des apports aux effets divers à savoir : l'augmentation de la turbidité de l'eau (lavage de matériaux de sablière ou de carrière...), modification de la salinité (eaux d'exhaure des mines de sel...), augmentation de la température (eaux de refroidissement des centrales nucléaires...).

La pollution de l'eau a des effets très négatifs sur la santé humaine. L'absorption d'une eau polluée expose le sujet à des maladies hydriques très graves telles que le choléra qui est le plus redoutable. De plus, la poliomyélite, la typhoïde, d'innombrables gastro-entérites et les diarrhées sont causées par les bactéries et virus contenus dans l'eau polluée. La pollution chimique a également de graves conséquences sur l'homme du fait de ses effets cumulatifs. Des substances chimiques toxiques mal éliminées par l'organisme y demeurent et ne manifestent leur nocivité qu'après un temps assez long et de manière quasi irréversible. Le plus souvent, ces matières toxiques s'attaquent au tube digestif, provoquant des diarrhées plus ou moins graves et douloureuses. Plusieurs s'attaquent au foie, voire au système nerveux (arsenic, mercure). Les nitrates qui sont par ailleurs suspectés cancérigènes empoisonnent le sang et perturbent le système d'échange d'oxygène chez l'homme. (MOULIN.S *et al*, 2013)

I.11. Conclusion

L'importance du traitement des eaux usées est connue depuis l'antiquité romaine : à l'époque son but principal était de traiter les eaux issues de l'agriculture afin de diminuer les odeurs émises. Cependant, il a fallu attendre le XIXe siècle pour que l'épuration de l'eau devienne incontournable à la société. Les apparitions sporadiques des épidémies ayant été reliées aux bactéries présentes dans l'eau, les populations urbaines ont pris conscience que l'enjeu du traitement des eaux était fondamental. Peu après, les grandes villes ont aussi compris qu'il fallait réduire la quantité de polluants présents dans l'eau que l'on déversait dans l'environnement. Ce furent les premiers pas vers des contrôles plus stricts des eaux usées. Le traitement des eaux usées permet donc à la population urbaine aussi bien que rurale de mieux contrôler son impact sur l'environnement. Traiter les eaux usées aujourd'hui a une visée aussi bien sanitaire qu'environnementale. Ces techniques tendent à être aussi rapprochées de la nature que possible, utilisant même dans certains cas des bassins d'épuration avec des plantes.

CHAPITRE II : Les filtres

Plantés des Macrophytes

II.1.Introduction

Les capacités épuratoires “naturelles” de certains milieux aquatiques vis-à-vis de ces eaux usées chargés en matières organiques ont été mieux appréciées et, en particulier, les interfaces entre la terre et l’eau, ont bien été identifiées comme pouvant participer à l’épuration de nos effluents. L’amélioration des connaissances dans ce domaine a fortement participé à la conception de nouveaux systèmes de traitement des eaux s’inspirant des processus naturels.

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

II.2.Historique de la technique de traitement par filtre plantes de macrophytes

La technologie des filtres plantés de macrophytes pour le traitement des eaux des collectivités est une technique au développement récent .Apparu en France dans les années 80, ce type de traitement a vu son développement s'accroître depuis 1997.

La forte demande actuelle pour ce type de stations d'épuration de la part des élus est réelle. Il s'agit d'une technologie fiable, simple d'exploitation, facilitant grandement la gestion des boues (en ce qui concerne les filtres à écoulement vertical) et qui et qui, de surcroit, est bien acceptée par les habitants en raison d'une image ressentie comme "naturelle", renforcée par sa bonne aptitude à l'intégration dans le paysage rural. (AER ,2005)

II.3.Les types des filtres plantes de macrophytes

On distingue deux types des filtres plantés, suivant sens de l’écoulement :

- les filtres à écoulement vertical
- les filtres à écoulement horizontal

Les stations à filtres plantés sont généralement un assemblage de lits en parallèle et ou en série.

II.3.1. Les filtres plants a écoulement vertical

Les stations d'épuration à filtres plantés de roseaux à flux vertical sont souvent constituées au minimum de deux étages en série eux-mêmes constitués de deux ou trois filtres en parallèle fonctionnant en alternance. L'objectif de cette alternance est de minimiser le colmatage du filtre grâce à la minéralisation, pendant les phases de repos, de la matière organique accumulée. Le temps de repos nécessaire sur le premier étage est environ deux fois le temps de fonctionnement ce qui conduit à 3 lits en parallèle. Pour le deuxième étage les temps de repos et de fonctionnement sont équivalents : 2 lits suffisent donc. La rotation s'effectue le plus souvent tous les 3-4 jours. Les filtres du premier étage sont exclusivement constitués de différents types de graviers dans lesquels les phénomènes d'aération par diffusion sont sensiblement plus élevés que dans du sable. (AER ,2005)

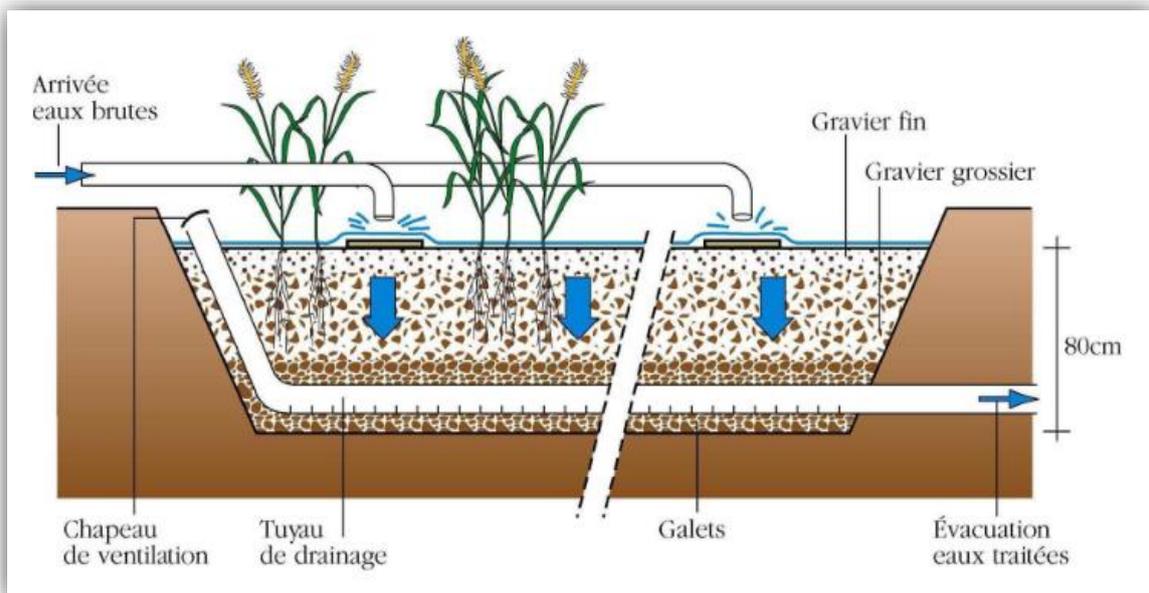


Figure II.1 : Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement

II.3.2. Les Filtres à écoulement horizontal

Les filtres horizontaux sont, quant à eux, complètement saturés en eau par un système de siphon en sortie permettant de régler la hauteur d'eau dans le bassin. Des gabions de répartition en entrée et sortie de filtre permettent une sensibles au colmatage que les filtres à écoulement vertical, les filtres horizontaux sont nécessairement alimentés par des eaux

préalablement débarrassés de leurs matières en suspension. Cela peut se faire soit par l'intermédiaire d'un décanteur-digesteur ou d'une fosse toutes eaux, placé en amont, soit par un premier étage de filtration planté à écoulement vertical.

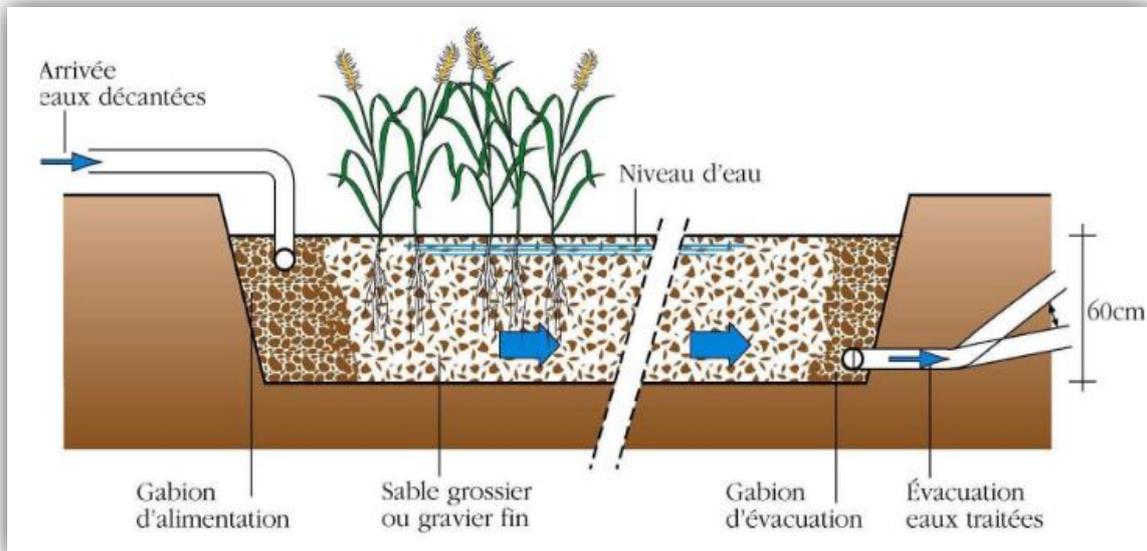


Figure II.2 : Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement Horizontal

II.3.3. Les filtres à système hybrides

Les systèmes hybrides c'est l'association des filtres verticaux et de filtres horizontaux en séries dont le but est d'avoir une bonne nitrification dans les filtres verticaux qui sont bien oxygénés, mais aussi une dénitrification dans les filtres horizontaux où l'on trouve les conditions d'anoxie nécessaires à cette réaction. Dans ce cas on n'obtiendra pas notre objectif car le rendement de la dénitrification n'est pas très élevé à cause de la dégradation de la majeure partie des matières organiques qui ont été dégradés dans le premier filtre (vertical). Mais des études récentes en Danemark ont montré que lorsqu'on met des filtres horizontaux en premier étage suivis de filtres verticaux dont les premiers filtres ont pour rôle la rétention des matières en suspension et l'élimination des matières organiques dissoutes, les seconds mieux oxygénés assurent la nitrification. Une recirculation des effluents nitrifiés en tête de traitement peut permettre d'obtenir de bons résultats en matière de dénitrification. (MIMECHE.L, 2014).

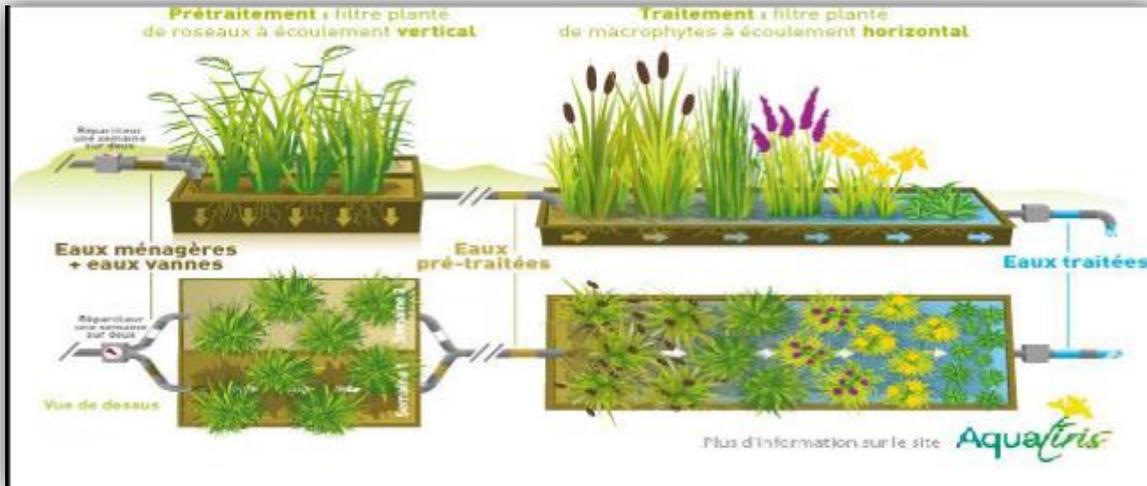


Figure II.3 : Système hybrides [www.Hidrik.com]

II.4. Rôles de différentes composantes de filtre planté de macrophytes

II.4.1. Rôles des macrophytes

Plusieurs macrophytes ont été utilisées dans le processus de la phytoépuration, mais les espèces les plus utilisées sont celles supportant des conditions hydriques en excès ou se développant en bordures des cours d'eau; souvent des roseaux, jonc, massette, bambous, ...etc. (DRUOEZ NADJEH, LEILA MIMCHE, 2020)

- La présence de plantes épuratrices contribue à :
 - ◆ Empêcher la formation d'une couche comatante en surface liée à l'accumulation des matières organiques retenues par filtration mécanique.
 - ◆ Favoriser le développement de micro-organismes lesquels contribuent au même titre que les rhizomes, racines, radicules mais aussi lombrics à une minéralisation poussée de la matière organique avec formation d'une sorte de terreau parfaitement aéré et de perméabilité élevée.
 - ◆ Assurer une protection contre le gel dans la mesure où les massifs en hiver sont couverts par la végétation.
 - ◆ Créer de l'ombre et donc maintenir une hygrométrie contribuant à la formation d'une biomasse bactérienne.
 - ◆ Accroître la surface de fixation des microorganismes par le développement racinaire.
 - ◆ De plus, il semblerait que les tissus racinaires et leurs exsudats constituent des niches plus accueillantes que des substrats inertes car un sol planté est

biologiquement plus riche et actif qu'un sol nu.

- ◆ Participer à l'intégration paysagère des dispositifs.

II.4.2. Généralités sur les macrophytes

Les macrophytes, qu'ils soient indigènes ou exotiques, patrimoniaux ou envahissants, sont des espèces quelquefois peu connues car difficiles à repérer et à identifier sous les eaux des milieux où ils se développent : cours d'eau, plans d'eau, marais, ou milieu marin. Que ce soit pour la conservation de certaines espèces (posidonie) ou la gestion de certaines invasives (jussie), il est indispensable de passer par une première phase de connaissance de leur distribution, plus communément appelée inventaire.

Les macrophytes extraient du milieu environnant (eau, sédiment) les nutriments nécessaires à l'édification de leur organisme. Les plus importants de ces nutriments sont l'azote et le phosphore. Cette extraction retire donc du milieu une part des nutriments disponibles et contribue à ce que l'on a depuis longtemps dénommé «autoépuration» des milieux aquatiques.

Avec le développement de la population humaine, les milieux aquatiques ont servi de plus en plus de récepteurs des effluents domestiques avec des conséquences sans cesse plus visibles.

La protection croissante des cours d'eau a donc conduit depuis un peu plus d'un siècle à la création de systèmes d'épuration maintenant bien connus. (BOTTNER B ET NOEL C, 2014).

II.4.3. Définition des macrophytes

Le terme macrophytes désigne l'ensemble des plantes aquatiques visibles à l'œil nu, telles que les roseaux. De tels végétaux permettent la dégradation des composés polluants présents dans leur milieu, caractéristique utilisée depuis les années 80 dans des stations d'épuration particulières, dites à macrophytes ou à filtres plantés de roseaux.

Les formes macroscopiques de la végétation aquatique désignées comme macrophytes aquatiques (WETZEL, 1983) comprennent les macros algues, certaines espèces de fougères et d'angiospermes habitant une zone humide. C'est l'une des composantes de base caractérisant l'habitat des terres humides.

(MUENSCHER, 1944) considérait les plantes aquatiques comme "les espèces qui se tiennent normalement dans l'eau et doivent croître pendant au moins une partie de leur cycle de vie dans l'eau, soit complètement submergées, soit émergées". (A M)

II.4.4. Classification des macrophytes

- ✓ Selon la classification scientifique de **BENTHAM ET HOOKER (1862- 1883)**

II.4.4.1. Macrophytes flottants libres

Les plantes flottant à la surface de l'eau sont incluses dans ce groupe. Les racines des plantes n'ont aucun lien direct avec le sol, de sorte qu'elles peuvent se déplacer librement d'un endroit à l'autre à la surface de l'eau. Par conséquent, ce groupe de plantes n'est pas vu en permanence dans un lieu. Les plantes importantes vues dans ce groupe sont *Salvinia* et *Eichhornia*. *Nymphoides indica* et *Nymphaea nouchali* étaient les deux macrophytes racinaires à feuilles flottantes présents dans la zone d'étude. Les feuilles arrivent à la surface de l'eau en formant de longs pétioles.

II.4.4.2. Macrophytes submergés

Ils sont fréquents dans les zones saturées d'eau. Les plantes s'enracinent au sol pour l'ancrage et les nutriments. La tige des plantes s'allonge et flotte librement dans l'eau. Ils poussent également vers la lumière à la surface de l'eau. Ainsi ce groupe de plantes forme un tapis épais à la surface de l'eau avec un nombre maximum de feuilles où vers le sol, les feuilles seront fortement réduites, laissant suffisamment de place à la faune aquatique pour se déplacer. Ils fournissent également un abri et une protection aux organismes aquatiques. Ils jouent un rôle important dans l'augmentation de la teneur en oxygène dissous de l'eau. Ce groupe est comparativement plus élevé dans l'habitat de l'écosystème fragile (F) que dans celui de l'habitat naturel (N H).

Certaines de ces plantes comme *Limnophila* sp. étale sa couronne le long de l'eau pour produire des fleurs. Chez *Vallisneria natans* et *Blyxa auberlii*, le corps végétatif sera toujours sous l'eau, mais la tige florale remontera à la surface et les fleurs s'ouvriront à la surface de l'eau pour effet de pollinisation croisée. Les plantes comme *Chara* et *hydrilla verticillata* sont limitées principalement sous l'eau.

Bien que le *Chara* soit une algue, il est attaché au fond et a une forme de vie ressemblant à celle des plantes supérieures. Le *chara* peut ainsi être classé écologiquement avec la végétation submergée (**ODUM, 1971**).

II.4.4.3. Végétation marécageuse

Une grande variété de plantes de ce groupe s'établit en quelques semaines après la baisse de l'eau dans le barrage. Ils germent principalement sur les bords de l'eau et constituent la nourriture de la faune aquatique. Les espèces importantes de ce groupe comprennent *Eleocharis dulcis*, *Eretroflexa*. (A M)

II.4.5. Critères de sélection des macrophytes pour l'épuration des eaux usées

Les macrophytes aquatiques conviennent mieux au traitement des eaux usées que les plantes terrestres en raison de leur croissance plus rapide et de leur plus grande production de biomasse, de leur capacité relativement plus élevée d'absorption de polluants et de meilleurs effets de purification en raison du contact direct avec de l'eau contaminée. Ils jouent également un rôle important dans les aspects structurels et fonctionnels des écosystèmes aquatiques en modifiant les régimes de mouvement de l'eau (conditions d'écoulement et d'impact des vagues), en fournissant un abri aux poissons et aux invertébrés aquatiques et en servant de source de nourriture, et en modifiant la qualité de l'eau en régulant l'équilibre en oxygène, le cycle des nutriments et l'accumulation de métaux lourds (SRIVASTAVA ET *al.* 2008 ; DHOTE ET DIXIT 2009). Leur capacité à hyper accumuler les métaux lourds en fait des candidats de recherche intéressants notamment pour le traitement des effluents industriels et des eaux usées (MKANDAWIRE ET *al.* 2004; ARORA ET *al.* 2006; UPADHYAY ET *al.* 2007; MISHRA ET *al.* 2009; RAI 2010A) .Le potentiel des macrophytes aquatiques pour l'élimination des métaux lourds a été étudié et examiné de manière approfondie (BROOKS ET ROBINSON 1998; CHENG 2003; PRASAD ET FREITAS 2003 ; SURESH ET RAVISHANKAR 2004; SRIVASTVA ET *al.* 2008; DHIR ET *al.* 2009A ; DHOTE ET DIXIT 2009; MARQUES ET *al.* 2009; RAI 2009). Le tableau 2 résume la littérature récente sur le potentiel de phytoremédiation de certains macrophytes. Il a clairement souligné certaines généralisations telles que l'existence d'une grande variation en ce qui concerne la quantité d'accumulation de métaux lourds par différentes plantes indiquant que le potentiel de phytoremédiation des plantes aquatiques dépend du niveau de tolérance et de la toxicité des genres ou espèces de plantes utilisées dans une étude particulière. .

Deuxièmement, au sein d'un genre et/ou d'une espèce de plante particulière, il existe une différence de potentiel d'accumulation pour le même métal lourd. La variation existante est due au fait que le potentiel de phytoremédiation est régulé par des facteurs environnementaux tels que la spéciation chimique et les concentrations initiales du métal, la température, le pH,

le potentiel redox, la salinité et l'interaction de différents métaux lourds entre eux. (ARAVIND *et al.* 2009) ont rapporté que la supplémentation en métal lourd Zn dans les milieux de croissance contenant du Cd entraînait une diminution de l'accumulation de Cd dans *Ceratophyllum demersum* indiquant l'existence d'interactions métal-métal (Zn et Cd). BOULE *et al.* (2009) ont trouvé des niveaux d'absorption et de tolérance de Cu beaucoup plus faibles chez *lemna minor* de la zone non contaminée par rapport à un autre écotype (*l. minor*) de la mine polluée à l'uranium. Les macrophytes aquatiques ont la capacité de concentrer les métaux lourds dans leurs racines, leurs pousses ainsi que leurs feuilles. Cependant, l'accumulation de métaux lourds est beaucoup plus élevée dans les racines de ces plantes (MISHRA *et al.* 2009 ; PAIVA *et al.* 2009 ; MUFARREGE *et al.* 2010). V.K. MISHRA *et al.* (2008) ont comparé le potentiel de phytoremédiation de trois macrophytes aquatiques et ont conclu qu'*Eichhornia crassipes* était plus efficace dans l'élimination des métaux lourds (Fe, Zn, Cu, Cr et Cd), suivi par *Pistia stratiotes* et *Spirodela polyrrhiza*. Rahman *et al.* (2008) ont signalé qu'une supplémentation externe en acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) dans le milieu de croissance de *Spirodela polyrrhiza* augmentait l'absorption de métaux lourds, As(V) et As(III).

Une caractéristique très intéressante révélée par des études sur des plantes modèles est que l'étape clé ne repose pas sur les nouveaux gènes mais sur la régulation différentielle et l'expression de gènes communs chez les plantes hyperaccumulatrices et non hyperaccumulatrices. . (ANJULI *et al.*, 2012)

Tableau II.1 : Littérature récente sur les macrophytes connus pour leur potentiel d'accumulation de métaux lourds. (ANJULI *et al.*, 2012)

Plants	Métaux lourds	Accumulation (base de poids sec)
Eichhornia crassipes	Hg	119 ng Hg g ⁻¹
	Cd	3992 µg Cd g ⁻¹
	Cu	314 µg Cu g ⁻¹
	Cr, Cd, Ni	2.31 mg Cr g ⁻¹
		1.98 mg Cd g ⁻¹
		1.68 mg Ni g ⁻¹
	Cr	1258 µg Cr g ⁻¹
Elodea densa	Hg	177 ng Hg g ⁻¹

Eleocharis acicularis	Fe, Pb, Zn, Mn, Cr, Cu, Ni	59500µg Fe g ⁻¹ 1120µg Pb g ⁻¹ 964µg Zn g ⁻¹ 388µg Mn g ⁻¹ 265µg Cr g ⁻¹ 235µg Cu g ⁻¹ 47 µg Ni g ⁻¹
Lemna gibba	Ur, As Zn	897 µg Ur g ⁻¹ 1022 µg As g ⁻¹ 4.23–25.81 mg Zn g ⁻¹
Lemna minor	Ti Cu Pb	221 µg Ti g ⁻¹ 400 µg Cu g ⁻¹ 8.62 mg Pb g ⁻¹
Elodea canadensis	Ni	>3500 µg Ni g ⁻¹
Pistia stratiotes	Hg Cr, Cd, Ni Zn	0.57 mg Hg g ⁻¹ 2.50mgCrg ⁻¹ 2.13mgCdg ⁻¹ 1.95 mg Ni g ⁻¹ >12 mg Zn g ⁻¹
Egeria densa	Cd, Cu, Zn	70.25 mg Cd g ⁻¹ 45.43 mg Cu g ⁻¹ 30.40 mg Zn g ⁻¹
Salvinia auriculata	Pb	91 n g Hg g ⁻¹ 494 µg Pb g ⁻¹
Salvinia minima	Cd, Pb	1262µgCdg ⁻¹ 7705 µg Pb g ⁻¹ 14 000 µg Pb g ⁻¹
Salvinia natans	Cr	7.40 mg Cr g ⁻¹
Ceratophyllum demersum	As Cd Cd, Zn	525 µg As g ⁻¹ 1293 µg Cd g ⁻¹ 143µgCdg ⁻¹ 57 µg Zn g ⁻¹
Potamogeton pusillus	Cu	162 µg Cu g ⁻¹
Vallisneria spiralis	Cr, Cd, Ni	2.85mgCrg ⁻¹ 2.62mgCdg ⁻¹

		2.14 mg Ni g ⁻¹
	Hg	158 µg Hg g ⁻¹
Myriophyllum triphyllum	Cd	17 µg Cd g ⁻¹
Typha aungustifoila	Cr, Zn, Cu	20 210 µg Cr g ⁻¹ 16325µgZng ⁻¹ 7,022µg Cu g ⁻¹
Typha latifolia	Zn, Ni, Cu	340µgZng ⁻¹ 55µgNig ⁻¹ 50 µg Cu g ⁻¹
Sagittaria montevidensis	Hg	62 mg Hg g ⁻¹
Wolffia globosa	As	>1000 µg As g ⁻¹
Spirodela polyrhiza	As	7.65 n mol As g ⁻¹
Mentha sp.	Fe	378 lg Fe g ⁻¹

II.4.5. les microorganismes

II.4.5.1. La dégradation aérobie de la matière organique

Deux processus consommateurs d'oxygène se développent parallèlement. Ce sont:

- ❖ **Oxydation de la matière organique :** Cette opération fournit l'énergie aux micro-organismes (catabolisme), énergie nécessaire à la synthèse cellulaire et à la multiplication des micro-organismes (anabolisme), le processus d'oxydation aboutit à un accroissement de la masse cellulaire totale.
- ❖ **Auto-oxydation progressive de la masse cellulaire :** La stabilisation de la culture conduit rapidement au décès des micro-organismes et s'accompagne d'une lyse des cellules libérant des produits divers. Durant cette période, les besoins en oxygène sont limités aux besoins respiratoires d'entretien des cellules; c'est une phase de décroissance dite phase de respiration endogène. (DHAOUADI, 2008)

II.4.6. le matériau de remplissage (substrat)

Les couches de matériaux posées dans les lits, filtrent automatiquement les matières en suspensions présentes dans l'eau usée à traiter. Leur rendement dépend des caractéristiques hydrodynamiques, de la granulométrie et du type des matériaux utilisés. L'optimisation et le choix des matériaux de remplissage sont imposés par l'épaisseur et du type de filtre utilisé (FV ou FH). On doit avoir une filtration efficace tout en évitant le colmatage et la migration des particules entre les différentes couches ainsi les matériaux utilisés seront des granulats silicatés, roulés, lavés et calibrés. Un filtre est constitué de terre, de sable, de gravier, et de matières organiques telles que du compost.

Leur perméabilité affecte la circulation de l'eau ainsi, ils retiennent les sédiments et les déchets qu'elle transporte. Non seulement ils servent de support à la végétation, mais deviennent aussi le support d'un grand nombre d'organismes vivants, et le lieu de nombreuses transformations chimiques et biologiques (en particulier bactériennes) formant une source de carbone et d'énergie pour l'activité biologique. En fin ces substrats assurent le stockage de nombreux contaminants. (DRUOEZ N et MIMCHE. L, 2020).

II.4.6.1. Définition

Un substrat en botanique est une substance qui sert de support à une plante, ou une algue. Il peut prendre la forme de roches, de bois, de racines, de limon, d'argile, de sédiments, de sable, de terre, de fumier, d'humus et de tourbe.

II.4.6.2. Description et rôle de substrat

Le traitement par filtration utilisant le sol comme substrat est souvent appliqué aux eaux usées urbaines par de nombreux chercheurs, de sorte que les filtres à sable sont utilisés comme une étape dans le processus de traitement de l'eau pour la purification de l'eau. 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 débris 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 débris 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 débris augmente la quantité de la matière organique dans le marais. La matière organique fournit des sites pour l'échange de matériau ;

II.4.6.3. Caractéristique du substrat

Un substrat : Ensemble des produits présent dans l'eau résiduaire utilisable par les bactéries, Pour leurs croissances. Généralement, il est constitué par :

- ◆ Des éléments majeurs: C, H, O, N
- ◆ Des éléments mineurs : P, Mg, K, S... éléments moins importants quantitativement mais les Bactéries peuvent se développer qu'en leurs présences.
- ◆ Vitamines, hormones
- ◆ Également par des éléments trace ou oligoélément (fer, cobalt, nickel...).

Dans ce milieu complexe tous ces éléments sont en concentration suffisante pour permettre une biodégradation des éléments présents dans le milieu.

II.5. Interaction substrat-plante

La première technique d'épuration des eaux usées des agglomérations a été celle des champs d'épandage. L'utilisation des sols comme système épurateur met à profit :

- ses propriétés physiques et physicochimiques : filtration, adsorption, échange d'ions ;
- ses propriétés biologiques : action de la microflore, des végétaux ;

Le système épurateur est donc constitué à la fois du sol et des cultures. Certains éléments polluants sont évacués à l'atmosphère : une partie du carbone est transformée en gaz carbonique par la respiration bactérienne et nocturne des plantes. D'autres sont importés par les plantes : d'abord C et N, puis P, K, Ca, Mg et enfin, dans une proportion faible mais pouvant devenir dangereuse, les métaux lourds.

- Cela nous permet à nouveau d'assumer la responsabilité de nos déchets, et de ne traiter qu'avec cette idée.

Dans des bassins plantes ou on va retrouver des bactéries. Ces bactéries vont avoir pour rôle de casser les molécules polluantes et de traiter nos eaux. On a des bassins qui sont plantés de roseaux.

Ces roseaux vont bouger avec le vent, vont aérer le substrat, vont permettre à ces bactéries d'être hébergées dans leurs racines, dans leur rhizosphère. Et puis, dès qu'on va amener une charge polluante dessus, une eau chargée, eh bien, elles vont se développer et elles vont attaquer cette pollution.

II.6. Fonctionnement des filtres plantes de macrophytes

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 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.

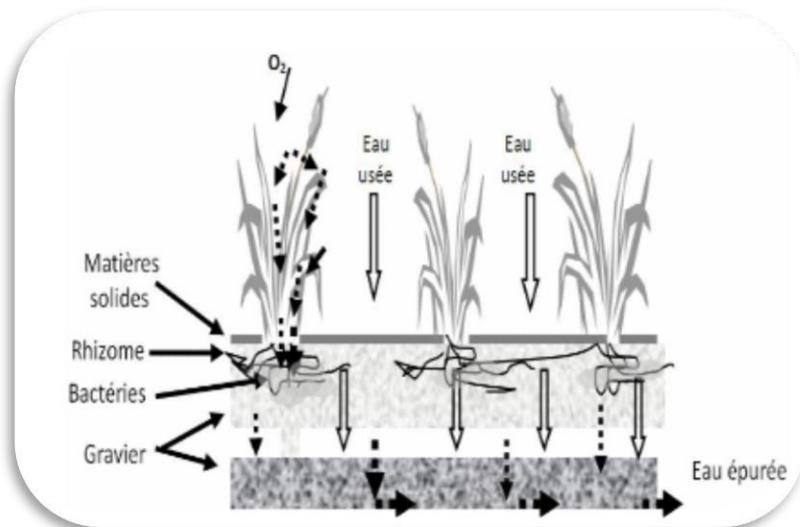


Figure II.5 : Principe de fonctionnement de la phytoépuration
(M.BENSLIMANE ET *al*, 2013)

II.7. Les mécanismes d'élimination des polluants dans les filtres plantes de macrophytes

II.7.1. Mécanisme d'élimination de la matière organique

Le processus biologique d'épuration par cette éco-technique permet l'élimination des matières organiques biodégradables avec production de sels minéraux. Ceci conduit au phénomène d'eutrophisation qui se manifeste par une prolifération de micro-algues qui croissent sous l'effet conjugué de la présence des dérivés azotés et phosphorés dans l'eau et de la photosynthèse due aux radiations solaires.

Ce sont des micro-organismes qui peuvent dégrader et assimiler une grande partie de la matière organique contenue dans les eaux usées. Ces bactéries rejettent dans le milieu des produits de dégradation qui sont les matières minérales solubles et les gaz dissous. En fonction de l'équilibre du milieu et en particulier des taux d'azote et de phosphore, les bactéries les mieux adaptées se développent rapidement et dominent les autres espèces. On constate une régulation naturelle du taux bactérien en fonction de la matière organique présente dans le milieu et des autres conditions de développement (température, ensoleillement, pH, oxygène dissous...).

- ✓ Quelque soit le processus biologique considéré, on trouve :

-Les bactéries aérobies qui transforment en présence d'oxygène dissous, la charge organique dissoute en matières minérales (nutriments) et gaz. Les bactéries du cycle de l'azote assurent la nitrification (formation de nitrites) et la nitrification (formation de nitrates).

- Les bactéries anaérobies qui sont essentiellement méthanogènes (formation de méthane) réalisent la transformation de la matière organique au niveau des sédiments. (Y. LIBES)

II.8.Performances, avantages et limites des filtres plants de macrophytes

II.8.1.Avantages

- Ces technologies vertes en tant qu'éco responsables présentent de nombreux avantages pour la décontamination des milieux aquatiques pollués par rapport à d'autres systèmes de traitement (XIMENEZ-EMBUN ET *al*, 2001 ; BISSEN ET FRIMMEL 2003 ; GHOSH ET SINGH, 2005 ; KIRKHAM, 2006 ; VERMA ET *al*, 2007 ; OLGUIN ET SANCHEZ-GALVAN, 2010 ; LANDMEYER, 2012 ; WANG ET CALDERON, 2012 ; DELMAIL ET *al*, 2013).
- Très rentable ;
- Compatible avec l'environnement, vert esthétiquement ;
- Technologie mondialement réalisable (pas besoin d'équipement ou de matériel de haute technologie);
- Entretien facile (approvisionnement et énergie) solaire ;
- Opération in situ et ex situ disponible ;
- Empêcher le déploiement de la contamination dans l'atmosphère ou le sol par une opération in situ ;
- Convient aux eaux contaminées à faible profondeur pour le contrôle hydrologique des eaux souterraines ;
- Traitement périodique contre traitements continus ;
- Différents types de nombreuses contaminations peuvent être traités en une seule fois ;
- Produire de la biomasse pour la production d'énergie renouvelable ;
- Propagation de masse rapide par culture tissulaire disponible ;
- Presque traitable pour tous les types de contaminations (organiques, inorganiques et radionucléides);
- Utilisable approximativement dans tous les milieux (aquatique, sédiment, sol et atmosphère);
- large pH acceptable (2-10) pour le traitement ;

- Les molécules chélatantes ont affecté positivement la phytoremédiation ;

(HOSSEIN FARRAJI, 2014)

II.8.2. Inconvénients

Inconvénients de la phytoremédiation aquatique Comme chaque technologie, la phytoremédiation souffre d'inconvénients qu'il convient de prendre en compte lors de son application (MOJIRI ET AL. 2013 ; ASSUNÇÃO ET al, 2003; ALKORTA ET al, 2004 ; GHOSH ET SINGH, 2005 ; SHIYAB ET al, 2009 ; DELMAIL ET AL., 2013, KUMAR ET al, 2013 ; NAN ET al, 2013).

- La biomasse récoltée contient une pollution dangereuse ;
- Nécessité de longue date d'un traitement efficace;
- Les milieux profondément pollués sont traités de manière limitée ;
- Limité aux conditions de croissance climatique (zone tropicale, subtropicale et tempérée);
- Limité à une faible concentration de sites pollués ;
- Gestion de la biomasse récoltée requise ;
- Espèces hyper accumulatrices limitées introduites pour les milieux aquatiques;
- La chute des feuilles peut provoquer la propagation du contaminant ;
- La plupart des plantes hyper accumulatrices ont des racines limitées et des croissances;
- La plupart des espèces hyper accumulatrices ne consomment que des éléments limités;
- De nombreux systèmes de propagation des hyper accumulateurs sont sexués ;
- Recyclage dans le sol et l'eau par la pluie dans les pollutions volatilisées ;
- Possibilité d'introduire de la biomasse contaminée dans la chaîne alimentaire animale et humaine ;

(HOSSEIN FARRAJI, 2014)

II.9. Traitement des eaux usées par filtres plants de macrophytes en Algérie

L'Algérie considère actuellement la résolution des problèmes de l'eau comme l'une de ses priorités majeures. Pour cela, le secteur des ressources en eau a fait, ses dernières années, un grand effort en matière d'assainissement pour préserver les ressources en eau contre toute forme de pollution. Mais, malgré les très bons résultats atteints, de nombreux défis restent à relever. Il s'agit, en particulier, d'augmenter la capacité des stations d'épuration actuelles,

d'aménager le secteur d'assainissement semi-urbain et rural et de gérer les boues de manière efficace. En effet, le coût élevé des systèmes conventionnels se manifeste davantage à mesure que l'assainissement progresse vers des municipalités de plus en plus petites. Cet état de fait, a entraîné la recherche et le développement de systèmes plus économiques, plus écologiques, et aussi moins compliqués à exploiter par rapport à une station conventionnelle. Le traitement des eaux usées par phytoépuration s'inscrit dans cette dernière catégorie. Il pourra offrir un meilleur potentiel pour une application dans les conditions de notre climat.

En Algérie, la seule station de ce type a été réalisée en 2007 à la wilaya temacine 100 EH d'Ouargla, et jusqu'à maintenant, elle a donné un bon rendement épuratoire. On peut dire, alors, que la « phytoépuration » va offrir, pour notre pays, les meilleures chances de succès en épuration des eaux usées des petites agglomérations. Ceci nécessite le renforcement du potentiel scientifique et technique existant par le dimensionnement, la construction, l'opération et le contrôle d'une série de ce type de station dans des locations différentes du pays sous des conditions divers pour l'accumulation d'une base solide de donnée expérimentales. Il est important de préciser que cette suggestion n'élimine en rien d'autres procédés qui pourraient être applicables mais présente plutôt les avenues les plus prometteuses compte tenu de l'état actuel des connaissances. (BENYAGOUB. M *et al*, 2014)

II.9. Conclusion

Ainsi, depuis les années 1970, le regard porté sur les macrophytes s'est nettement élargi. Ces espèces ne sont plus seulement considérées comme des nuisances, même si la gestion des macrophytes invasives a pris une ampleur nouvelle, à la fois en termes de budgets alloués et de réglementation. Les recherches menées durant ces décennies ont permis de préciser leurs intérêts comme indicateurs d'état et de fonctionnement des milieux aquatiques, comme partenaires opérationnels de l'épuration des eaux usées domestiques (« zones de rejets végétalisés ») ou de renaturation des milieux dégradés. Des demandes sociales ont émergé depuis, dont celles portant sur la préservation de la biodiversité et des usages qui y sont liés, en relation directe avec une forte progression de la sensibilisation du public vis-à-vis de la nature. Cette évolution se poursuit et les macrophytes, ces constituants omniprésents des milieux aquatiques, vont rester, de fait, concurrents et partenaires des activités humaines, mieux perçus car mieux connus.



Partie Expérimentale

CHAPITRE III :

Matériels et méthodes

III.1.Introduction

La réutilisation et le recyclage des eaux usées sont essentiels au développement de politiques solides de gestion durable de l'eau et de l'environnement. Dans les régions arides et semi-arides, la réutilisation des eaux usées est un élément essentiel de développement, car elle assure une ressource alternative durable en eau, la réduction de la pollution de l'environnement et la protection de la santé publique. (DEBAB et KHELLADI, 2003).

L'épuration des eaux usées doit actuellement franchir une étape importante du fait des récentes directives environnementales de plus en plus rigoureuses. Pour répondre aux besoins des petites collectivités ayant des contraintes techniques et financières leur interdisant les systèmes techniques d'épuration classiques, il y a l'apparition des systèmes d'épuration rustiques, techniques alternatives aux procédés artificiels, tels que le lagunage, l'épandage ou encore les lits filtrants plantés de macrophytes. (POULET *et al*, 2003) mais le monde entier se penche actuellement sur l'utilisation des macrophytes ou microphytes (appelé aussi la Phytoépuration) comme moyen efficace et économique.

Le but de ce volet de notre mémoire consiste en l'analyse expérimentale du pouvoir épurateur de quelques substrats utilisés dans des filtres plantés de macrophytes (phytoépuration) dans le but de traiter les eaux usées urbaines de la ville de Biskra située dans une région aride. Dans ce cadre, un choix s'est penché sur le gravier alluvionnaire, sable, argile, composte.

III.2. Préparation du pilote expérimentale

III.2.1.Préparation des bacs

Nous avons utilisé 20 bassines identiques de forme ronde en plastique d'une hauteur de 33 cm, de base supérieure de 33 cm et de base inférieure de 29 cm de diamètre; dont 8 parmi ces bacs sont plantés de macrophytes et 12 bacs est utilisé comme témoin (sans plantes). Des robinets en plastique sont placés sous les éviers pour recueillir le filtrat pour l'évacuation de l'eau épurée.

Chaque bac est équipé d'un Tube en PVC de 02 cm de diamètre ils sont placés verticalement au centre pour assurer l'aération entouré par un filtre en plastique pour éviter tout colmatage des orifices constituant le tube.

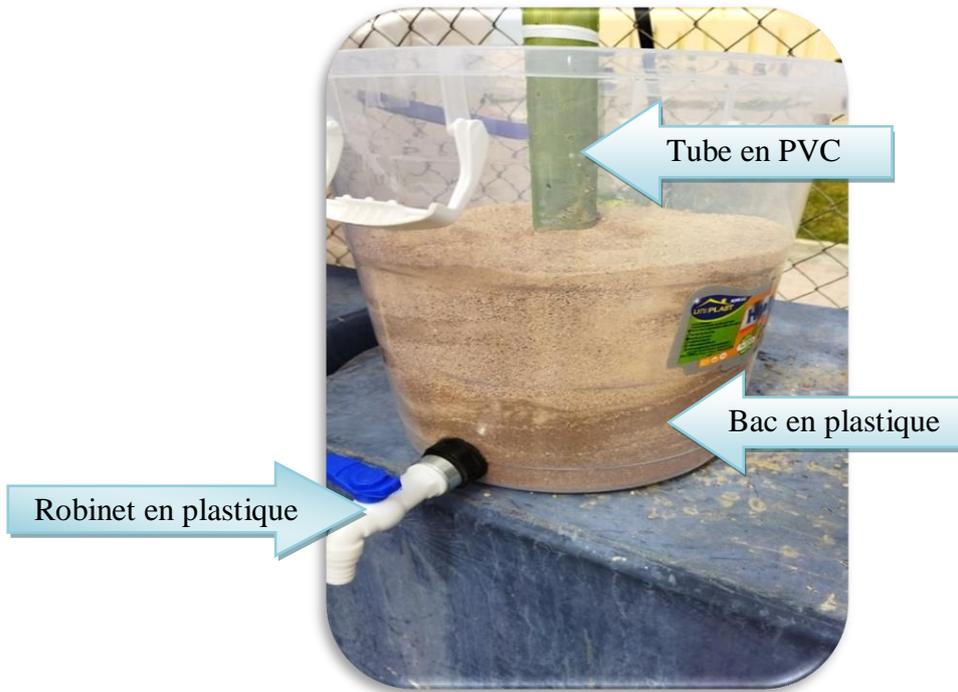


Figure III.1: Photo présentation du bac

III.2.3.1. Les caractéristiques du substrat et les différentes couches de substrat utilisées

Notre étude est d'évaluer l'effet du substrat dans les filtres plantés de macrophytes. Pour aboutir à cet objectif on a choisi quatre types de substrat : gravier, sable alluvionnaire, argile et composte.

- a) La première couche est constituée de Galet diamètre entre (40-60 mm) et épaisseur de la couche (7cm).
- la deuxième couche les substrats utilisés dans notre étude sont : le gravier alluvionnaire, le sable alluvionnaire, l'argile et la terre végétale. Ils sont pris directement de la région de Biskra aussi bien des oueds comme le sable et le gravier alluvionnaire et pour ce qui est de la terre végétale et l'argile du département des sciences agricoles à l'université Mohamed *Khider* Biskra. L'épaisseur de la couche (12 cm);
- Les graviers alluvionnaire sont tamisés pour obtenir des diamètres de (0.8 ; 1.5).



Le Sable alluvionnaire



Le Gravier alluvionnaire



La terre végétale



L'argile

Figure III.2 : les types du substrat utilisés dans notre étude

III.3. Les Eaux usées

Le rejet de sidi Gezelle constitue la source de prélèvement des eaux usées à traiter par phytoépuration dans notre station pilote. Il est situé à sud de la ville de Biskra, il reçoit toutes les eaux usées de la zone d'El-Alia, il a un pH proches de la neutralité et sont moyennement salines.

La charge polluante générée par l'effluent a une moyenne de 230 mg/l de la DBO₅ et ... mg/l pour la DCO et... mg/l pour les matières en suspension. (tableau.1)

Ils sont utilisés, d'une façon illégale, pour l'irrigation de certains types des cultures.



Figure III.3 : Photo du Rejet Sidi gezelle

III.3.1. Analyse de différentes caractéristiques de l'échantillon des eaux usées

Paramètres	Moyennes valeurs
Température degré Celsius (°C)	25.3
pH	8.58
Conductivité (μ S /cm)	4760
M.E.S (mg/l)	684
DBO ₅ (mg/l)	230
DCO (mg/l)	630.68
Nitrites NO ₂ ⁻ (mg/l)	0.603
Nitrates NO ₃ ⁻ (mg/l)	364
NH ₄ (mg/l)	64.9
Salinité (ppm)	2400
TDS (%)	0.24
Ortho Phosphates (mg/l)	14.298

Tableau III.1: Caractéristiques physico-chimique d'échantillon d'eaux

Les analyses ont été effectuées au niveau de deux laboratoires de recherche Hydraulique, laboratoire d'ADE ; laboratoire CRSTRA.

III.4. Analyse des échantillons

III.4.1. Critères de choix des macrophytes

Généralement le choix des végétaux à implanter s'appuie sur un certain nombre de critères importants : adaptation aux conditions climatiques locales, durée du cycle de végétation, vitesse de croissance, facilité d'exportation de la biomasse, et l'abondance sans aucun entretien particulier. Notre travail est basé essentiellement sur l'effet de substrat sur la phytoépuration. Le choix de *Phragmite Australis* est justifié par le fait que dans les zones aride c'est une plante épuratrice de 1^{er} choix (MIMECHE.L, 2014).

Dans notre travail, nous avons utilisé le roseau (*Phragmites australis*), plante qui résiste aux milieux les plus argileux et rocailleux facile à implanter ou marécageux. C'est une plante herbacée, halophytes à tamarix des oueds à nappe phréatique persistance, à faible profondeur (2 à 3 m) (MIMECHE.L, 2016). Sa hauteur est de 1 à 5 mètres, cette plante comporte 2 sortes de tiges : les une souterraines, appelées rhizomes, les autres aériennes dressées et simples, portant de longues feuilles rubanées qui se terminent par des inflorescences (MIMECHE.L, 2014). Elles sont dressées au bord de l'eau (nappe de roseau) et appelées roselier ou phragmitaire (MIMECHE et al, 2020).

Ce sont des macrophytes qui appartiennent au groupement des hélrophytes et se caractérisent tout particulièrement par leurs systèmes racinaires très actifs et capables de résister à des conditions très difficiles même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée.

Le développement de nouvelles tiges intervient entre le printemps et l'automne (d'avril à octobre). Ce végétal peut même supporter des périodes de gel dont l'action est positive sur la déshydratation des boues (phénomène gel – dégel– rétractation) (ESSER, 1999).

Les roseaux sont capables d'absorber et de concentrer des quantités importantes de certains polluants et ils contribuent à l'autoépuration des eaux. Leur développement s'accélère dans les eaux calmes et les rivières (DAJOZ, 1985).

Pour arriver à notre objectif on a choisi un type de plante qui répond le plus possible aux critères *Phragmites*, été prises Les jeunes tiges de la plante ont été prises à partir de leurs lieux initiaux à un stade moyen de leurs croissances pendant le mois de Février, puis les mettre dans l'eau pendant 30 jours, jusqu'au développement remarquable des racines (phase d'adaptation).



Figure III.4 : la période de développement racinaire

III.3.1.2. Prélèvement des échantillons

Le protocole expérimental consiste en une série de bassins. Ces tiges sont repiquées à partir de la quatrième semaine après la période d'adaptation dans des bassins remplis d'un substrat expérimental qui diffère dans la troisième couche, puis irrigués avec des eaux usées le 24-4-2022 à 10:30 h. Laissé au repos pendant trois jours, 26-4-2022 En même temps, nous avons commencé à échantillonner chaque réservoir. Ensuite, des échantillons sont prélevés pendant la période $t = 5$ jours. L'échantillonnage de l'eau est un processus délicat qui nécessite le plus grand soin.



Figure III.5 : filtre planté de phragmite et le prélèvement

III.4.2. Analyse du laboratoire

Après la préparation des bacs, leur remplissage avec l'eau usée est réalisé, on commence à faire les prélèvements, Les échantillons d'eau ont été collectés après chaque temps de séjour ont été analysés au niveau du laboratoire. Lorsque les prises d'échantillons sont achevées, à la sortie de chaque filtre ont fait l'objet d'une mesure de pH, conductivité électrique, demande chimique en oxygène (DCO), demande biologique en oxygène (DBO_5), Matières en suspension (MES) et Nitrates, Nitrites, Ortho phosphate.



Figure III.6: l'échantillon d'eaux dans laboratoire

III.4.2.1. Mesure de (pH, CE, et la température)

La mesure du pH et de la conductivité a été effectuée à l'aide d'un multi paramètre, en remplaçant pour chaque paramètre l'électrode. La lecture de la température a été réalisée aussi pendant la mesure de la conductivité.

L'étalonnage de l'appareil a été effectué avec des solutions tampons de pH=4,01 et pH= 6,8 et pH= 9.5 (Réf. catalogue de l'appareil).



Figure I.7 : l'appareil multi paramètres

III.4.2.2. Détermination de la DBO₅

La DBO₅ est la mesure de la consommation d'oxygène d'un effluent après cinq jours à 20 °C dans un incubateur de type (TS 606/02). La consommation d'oxygène de l'échantillon

provient de la dégradation des molécules organiques et de l'oxydation des molécules inorganiques comme les sulfures, les ions ferreux et les différentes formes de composés azotés.



Figure III.8 : OxiTop® 6 postes et Enceinte

a) Préparation de l'échantillon

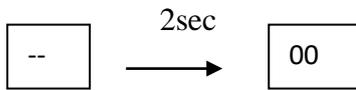
- Un volume approprié d'échantillon est placé Et le verser dans un flacon DBO_5
- Si nécessaire ajouter de l'inhibiteur de nitrification ATH (N-Allylthiourea).

La nitrification est un processus, contrôlé par l'action de certains micro-organismes spécifiques, qui conduit à la transformation de l'ammoniac en nitrite (nitrosation par Nitrosomonas) puis à la transformation du nitrite en nitrate

- Placer un barreau d'agitation dans le flacon DBO_5 .
- Remplir le joint caoutchouc avec 3-4 comprimés de NaOH et le placer dans le flacon.
- Visser le manomètre OxiTop® à lecture digitale du DBO_5 sur le flacon, et régler le Manomètre suivant les étapes visées au (I).
- Poser l'échantillon sur le support à flacons.
- Démarrage et Incubation de l'échantillon selon la norme (DBO_5 sur 5 jours à 20°C).
- Lecture des valeurs mémorisées après 5 jours (voir II).

I) Manomètre OxiTop®

- + • Appuyez simultanément sur S, MS et M jusqu'à l'affichage de 2 sec 00



- Après 5 jours appuyez sur M jusqu'à ce que la valeur mesurée soit affichée (1 seconde).

M



II) Sélection le volume d'échantillon

Convertir la valeur mesurée affichée dans le manomètre OxITop® avec le tableau ci- dessous

(La valeur mesurée * facteur = DBO₅ en mg/l) :

Tableau III.2: Plage de mesure de la DBO₅

Volume d'échantillon en ml	Plage de mesure DBO mg/l	Gouttes ATH (N-Allylthiourea)	Facteur
432	0 _ 40	09	1
365	0 _ 80	07	2
250	0 _ 200	05	5
164	0 _ 400	03	10
97	0 _ 800	02	20
43.5	0 _ 2000	01	50
22.7	0 _ 4000	01	100

b) Principe de mesure

Le poste de mesure de la DBO consiste en 1 flacon d'échantillon et une sonde DBO et constitue un système fermé. Dans le flacon, au-dessus du volume d'échantillon, se trouve un volume de gaz ayant une quantité définie d'air. Au cours de la détermination de la DBO, les bactéries présentes dans l'eau usée (l'échantillon peut être utilisé dilué ou non dilué)

consomment l'oxygène dissout dans l'échantillon. Celui-ci est remplacé par l'oxygène contenu dans le volume de gaz du flacon. Le dioxyde de carbone qui se forme alors est absorbé avec NaOH qui se trouve dans le joint caoutchouc du flacon. Ainsi la pression diminue dans le système. Celle-ci est mesurée par les sondes DBO est affichée directement comme valeur DBO sur le Manomètre OxiTop® à lecture digitale

III.4.2.3.Détermination de la DCO

la DCO a été déterminée par le spectrophotomètre UV-VIS DR 5000 bénéficie d'un balayage de longueurs d'onde à grande vitesse dans le spectre de lumière visible et ultraviolette et est livré avec plus de 250 méthodes préprogrammées, qui comprennent les méthodes de test les plus couramment utilisées aujourd'hui.



Figure III.9 : Spectrophotomètre UV-VIS DR

❖ Mode d'emploi

- Raccordez l'alimentation.
- Fermez le compartiment pour cuve.
- Mettez l'appareil sous tension en appuyant sur l'interrupteur «Marche/Arrêt» situé au dos.
- A chaque mise sous tension de l'appareil, une série de tests de diagnostic est exécutée automatiquement pour garantir le fonctionnement des principaux composants du système.
- Le «Menu principal" s'affiche quand les diagnostics à la mise sous tension sont terminés.

- Appuyez sur la touche "Longueur d'onde unique" pour sélectionner la valeur de longueur d'onde.
- Appuyez sur la touche "options".
- Appuyez sur λ pour saisir la longueur d'onde.
- Entrez la longueur d'onde à l'aide du clavier alphanumérique.
- Appuyez sur "OK" pour confirmer le retour à l'écran "Longueur d'onde unique".
- Pour déterminer la valeur du blanc, on utilise de l'eau désionisée à la place d'un échantillon, fermez le compartiment pour cuves puis appuyez sur "Zéro".
- Insérez la cuve d'échantillon dans le compartiment pour cuves, fermez le compartiment puis appuyez sur "Mesurer".
- Répétez l'opération jusqu'à ce que tous les échantillons aient été mesurés.
- Quand vous aurez terminé, mettez l'appareil hors tension et remettre la couverture.

III.4.2.4. Détermination des paramètres azotés

III.4.2.4.1. Les nitrates et l'ammonium

Les nitrates, l'ammonium sont déterminées par la L'analyser portable parallèle Hach SL1000 (PPA) réalise les mêmes tests avec moitié moins d'étapes manuelles. Obtenez des résultats extrêmement précis beaucoup plus rapidement Vous pouvez prendre simultanément jusqu'à quatre mesures colorimétriques et deux mesures simultanées avec 2 électrodes.



Figure I.10: Analyseur portable parallèle SL1000

III.4.2.4.2. Dosage des nitrites par spectrométrie d'absorption moléculaire

De cette présente méthode décrit le dosage des nitrites dans les eaux par spectrométrie d'absorption moléculaire.

Cette méthode est applicable dans toutes les eaux. Les teneurs en ammonium peuvent être déterminées sans dilution pour des échantillons dont les concentrations se situent entre 0,02 et 0,8 mg/l d'azote nitreux (NO_2^-).



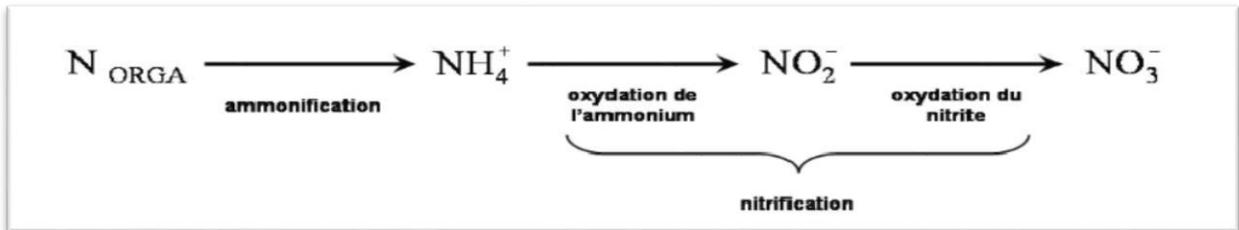
Figure I.11 : Spectrophotomètre UV-VIS DR 6000

❖ Principe

Réaction des ions nitrites présents dans une prise d'essai, à pH 1,9 avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide en présence d'aide ortho phosphorique pour former un sel diazoïque qui forme un complexe de coloration rose avec le di chlorhydrate de N-(naphtyl-1)diamino- 1,2 éthane (ajouter avec le réactif amino-4 benzène sulfonamide) mesurage de l'absorbance à 540 nm.

La minéralisation de la matière organique présente dans le sol est réalisée par des micro-organismes. L'azote minéral ainsi produit est ensuite transformée par des bactéries aérobies en nitrates. Cette transformation, appelée nitrification, comporte deux étapes: la nitrification qui produit des nitrites (NO_2^-) et la nitrification qui transforme les nitrites en nitrates. Si les conditions de milieu le permettent, les nitrates seront utilisés par des bactéries anaérobies comme source d'énergie et transformés en azote gazeux. Notons que les nitrates peuvent également s'adsorber et se fixer sur les argiles et humus. Les nitrites sont les sels de l'acide nitreux.

L'acide nitreux est un acide instable de formule HNO_2 , la formule de l'ion nitrite est NO_2^- .



❖ Echantillonnage

Prélever les échantillons pour laboratoire dans des flacons en verre, conserver entre 2 et 5 °C et analyser dans les 24 h (voir INQ-LAB 05).

❖ Méthode de travail

1. Réactifs et matériel

* Réactifs

a) Réactif mixte

Dissoudre 40 gr d' amino-4 benzène sulfonamide ($\text{NH}_2\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_2\text{NH}_2$) dans un mélange formé de 100ml d'acide ortho phosphorique et de 500ml d'eau. Ajouter 2 gr de di chlorhydrate de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane ($\text{C}_{10}\text{H}_7\text{NH}-\text{CH}_2-\text{CH}_2-\text{NH}_2-2\text{HCl}$), compléter le volume à 1000 ml avec de l'eau distillée.

Cette solution est stable pendant un mois si elle est conservée entre 2 et 5°C.

b) Solution étalon mère de nitrites 100 mg/l

Dissoudre 0,15 g de nitrite de sodium (séché à 105°C durant au moins 2 h) dans 1000 ml d'eau distillée. Cette solution est stable pendant un mois si elle est conservée entre 2 et 5°C.

c) Solution étalon fille de nitrites 1 mg/l

Prélever à l'aide d'une pipette 1ml de la solution étalon de nitrites de concentration 100 mg/l, la transvaser dans une fiole de 100ml et compléter au volume avec de l'eau distillée. Cette solution est préparée le jour de l'emploi.

* Matériel

- Matériel courant de laboratoire : verrerie (fioles et pipettes...).
- Spectrophotomètre UV -Visible permettant des mesures à une longueur d'onde de 540 nm, équipé de cuves de 10 mm d'épaisseurs.

2. Traitement des échantillons

Pas d'application

3. Partie expérimentale

- Nettoyage de la verrerie

La verrerie doit être lavée avec une solution d'acide chlorhydrique à environ 2 mol/l et rincée abondamment à l'eau avant l'emploi.

- Calibration

Dans une série de fioles jaugées de 50 ml, introduire à l'aide d'une pipette, les volumes de la solution étalon fille de nitrites 1 mg/l, indiqués dans le tableau ci-dessous, ajouter de l'eau distillée au contenu de chaque fiole, ajouter ensuite 1 ml du réactif mixte et attendre au moins 20 mn. L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- . Enfin, mesurer l'absorbance de chaque étalon à la longueur d'onde (environ 540 nm).

Tableau III.3 : courbe d'étalonnage

\$ fille 1 mg/l	0	1	2	5	20	40
Eau distillée (ml)	50	49	48	45	30	10
Réactif Mixte (ml)	1	1	1	1	1	1
Attendrer 20 mn						
[NO_2^-] en mg/l	0	0.02	0.04	0.1	0.4	0.8

- Dosage

Introduire 50 ml d'échantillon, ajouter 1 ml du réactif mixte (a) et attendre au moins 20 mn. L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- . Enfin, mesurer l'absorbance de chaque étalon à la longueur d'onde (environ 540 nm). Effectuer parallèlement au dosage, un essai à blanc en suivant le même mode opératoire en utilisant les mêmes quantités des réactifs mais en employant le même volume approprié d'eau distillée à la place de la prise d'essai.

4. Mesures et calcul du résultat

Les résultats sont affichés directement par le spectromètre en mg/l des nitrites.

5. Enregistrement du résultat

Les résultats sont retranscrits sur la feuille des résultats puis dans une trame informatique.

❖ Contrôle de qualité

Contrôle de la concentration d'une solution comme contrôle de qualité.

Si la valeur observée sort des limites définies sur la carte de contrôle correspondante, une action corrective est prise.

❖ Mesures de sécurité

1. Sécurité et hygiène

- Le réactif mixte est dangereux. Tout contact avec la peau ou toute ingestion du réactif doit-être évité.
- Acide phosphorique : corrosif.
- N-1- Naphtyle éthylène diamine : irritant.

❖ Remarques

- Les échantillons doivent-être analysés aussi vite que possible dans les 24 heures qui suivent leur prélèvement.
- La concentration de nitrate et de nitrites dans l'eau peuvent être exprimées sous forme de nitrates ou nitrites ou forme d'azote .un milligramme de nitrates par litre (mg/l de NO_3) équivaut à 0.226 mg de nitrates, sous forme d'azote par litre (mg – N/l), et nitrites un mg/l équivaut à 0.304 mg-N/l (*).

III.4.2.5.Détermination de phosphate

La mesure des ortho phosphates par spectrométrie. Cette méthode de dosage s'applique aux différentes types d'eaux : souterraines, de surface et résiduaires, à des concentrations variable à l'état dissous et non dissous. Les teneurs en ortho phosphates peuvent être déterminées sans dilution pour des échantillons dont les concentrations se situent entre 0,04 et 0.4 mg/l.

❖ Principe

C'est une réaction des ions ortho phosphates avec une solution acide contenant des ions molybdate et d'antimoine pour former un complexe d'antimonyl-phosphomolybdate.

❖ Echantillonnage

Prélever des échantillons pour laboratoire dans des bouteilles en polyéthylène, polychlorure de vinyle ou, de préférence, en verre. En cas de faible concentration de phosphate, utiliser des bouteilles en verre (voir INQ-LAB 05).

❖ Méthode de travail

1. Réactifs et matériel

* Réactifs

a) Acide sulfurique à 9 mol/L (dilution de 1/2)

Introduire $500 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'eau dans un bécher de 2L. Ajouter avec précaution, sous agitation et refroidissement continu, $500 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'acide sulfurique ($\rho = 1.84 \text{ g/ml}$). Bien mélanger et laisser la solution refroidir à température ambiante.

b) Réactif mélange (solution molybdate acide)

Dissoudre $13 \text{ g} \pm 0.5 \text{ g}$ d'heptamolybdate d'ammonium tétra hydraté $[(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}, 4\text{H}_2\text{O}]$ dans $100 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'eau. Dissoudre $0.35 \pm 0.05 \text{ g}$ de tartrate de potassium et d'antimoine hémi hydraté $[\text{K}(\text{SbO}) \text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6, \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}]$ dans $100 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'eau. Ajouter, tout en agitant, la solution de molybdate à $300 \text{ ml} \pm 5 \text{ ml}$ d'une solution d'acide sulfurique à 9 mol/L. Ajouter la solution de tartrate et bien mélanger. Conservé dans une bouteille en verre brun, ce réactif est stable pendant au moins deux mois.

c) Acide ascorbique, solution, $\rho = 100 \text{ g/l}$

Dissoudre $10 \text{ g} \pm 0.5 \text{ g}$ d'acide ascorbique ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_6$) dans 100 ml d'eau. Cette solution est stable pendant deux semaines si elle est conservée dans une bouteille en verre brun au réfrigérateur et peut être utilisée tant qu'aucune coloration n'apparaît.

d) Ortho phosphates, solution mère, $\rho = 50 \text{ mg/l}$

Sécher quelques grammes de dihydrogénophosphate de potassium jusqu'à masse constante à 105°C . Dissoudre $0.2197 \text{ g} \pm 0.0002 \text{ g}$ de KH_2PO_4 dans environ $800 \text{ ml} \pm 10 \text{ ml}$ d'eau dans

une fiole jaugée de 1000 ml. Ajouter 10 ml \pm 0.5 ml de solution d'acide sulfurique (dilution de $\frac{1}{4}$) et compléter au volume avec de l'eau. Conserver dans un flacon en verre bouché, cette solution est stable pendant au moins trois mois. Une réfrigération à environ 4 °C est recommandée.

e) Ortho phosphates, solution étalon, $\rho = 2 \text{ mg/l}$

Introduire, à l'aide d'une pipette, 20 ml \pm 0.01 ml de la solution mère d'ortho phosphates dans une fiole jaugée de 500 ml. Compléter au volume avec de l'eau et bien mélanger. Préparer et utiliser cette solution le jour de l'emploi.

* Matériel

- Balance analytique à 0,1 g et à 0,0001 g près.
- Spectromètre doit convenir pour la mesure de l'absorbance dans les régions du spectre visible et proches de l'infrarouge. La longueur d'onde la plus sensible est 880nm, mais si une perte de sensibilité peut être admise l'absorbance peut être mesurée à 700 nm.

2. Traitement des échantillons

Pas d'application.

3. Partie expérimentale

- Nettoyage de la verrerie.

La verrerie doit être lavée avec une solution d'acide chlorhydrique (1.12g/m) à environ 40°C à 50 °C et rincée soigneusement avec de l'eau. Ne pas utiliser de détergents contenant des phosphates. la verrerie utilisée pour la phase de développement de la coloration doit être rincée de temps en temps avec une solution d'hydroxyde de sodium (2 mol/l) à fin d'éliminer les dépôts de complexe coloré qui ont tendance à adhérer en fines couches aux parois de la verrerie.

- Calibration

Tableau III.4 : Calibration

N° Fiole	0	1	2	3	4	5	6
S. fille 2.0 mg/l P (m L)	0	0.8	1.6	2	4	6	8
qsp 40 ml eau distillée (m L)	40	39.2	38.4	38	36	34	32
Conc. mg/l en P	0.0	0.04	0.08	0.1	0.2	0.3	0.4
Conc. mg/l en PO ₄ ³⁻	0.0	0.1224	0.2448	0.306	0.612	0.918	1.224
Formule : $P \times 3.06 = PO_4^{3-}$							
Acide ascorbique (m L)	1	1	1	1	1	1	1
Réactif –mélange (m L)	2	2	2	2	2	2	2
qsp 50 ml eau distillée en m L	7	7	7	7	7	7	7

Après un laps de temps compris entre 10 à 30 min, mesurer l'absorption à 880 nm.

○ Dosage

Introduire 40 ml d'échantillon, ajouter 1 ml d'acide ascorbique et 2mL de réactif mélange dans une fiole jaugé de 50 ml. Compléter le volume. Effectuer parallèlement au dosage, un essai à blanc en suivant le même mode opératoire en utilisant les mêmes quantités de réactif mais en employant le même volume approprié d'eau distillée à la place de la prise d'essai.

4. Mesures et calcul du résultat

Les résultats sont retranscrits sur la feuille des résultats puis dans une trame informatique.

5. Enregistrement du résultat

Les résultats sont retranscrits sur la feuille des résultats puis dans une trame informatique.

❖ **Contrôle de qualité**

Contrôle de la concentration d'une solution connu comme contrôle de qualité. Si la valeur observée sort des limites définies sur la carte de contrôle correspondante, une action corrective est prise.

❖ Mesures de sécurité

1. Sécurité et hygiène

- H₂SO₄ : corrosif.

2. Protection de l'environnement

- Pas d'application.

❖ Remarques

- Si l'échantillon pour essai est trouble et/ou coloré, il convient de le filtrer.
- Si l'échantillon pour essai comporte une forte concentration en ortho phosphate, il convient de réduire le volume de la prise d'essai.

III.4.2.6. Détermination des matières en suspensions (MES)

Les matières en suspension (MES) sont déterminées par filtration sur des membranes. La teneur en MES est déterminée par différence de poids du filtre avant et après filtration et séchage à 105 °C pendant une heure et 30 min.



Figure III.12: filtre la matière en suspension

* Matériel

Flacon filtration 1000 ml, papier filtre, étuve, éprouvette graduée 100 ml, Bouchon caoutchouc trou unique, Filtre Helder Magnetic, pompe, balance

* **Mode opératoire**

Peser le papier filtre. Après séchage de celui-ci à l'étuve à 105°C. Durant une heure de refroidissement au dessiccateur. Filtrer 100 ml de l'échantillon d'eau à analyser, sécher le filtre à l'étuve (150°C) jusqu'à ce que le poids reste constant après refroidissement.

* **Calculs**

Le taux de matières en suspension, exprimé en milligrammes par litres, est donné par l'expression :

$$M.E.S = (M1 - Mo) * 1000 / PE \text{ en mg/l}$$

- Soient : PE : le volume, en millilitres de la prise d'essai. = 100 ml.
- Mo : la masse, en milligrammes de la capsule vide.
- M1 : la masse en milligrammes, de la capsule et de son contenu après séchage à 105°C.

III.5.Conclusion Dans ce chapitre nous avons présentés les méthodes d'analyse au laboratoire choisi pour mesurer chaque paramètre à fin de déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux usées et es eaux traitées de la ville de Biskra utilisées dans cette étude. Et d'autre part un aperçu sur la préparation du dispositif expérimental (bacs, substrat et plantes) dans un objectif est de tester l'effet de substrat sur l'épuration des eaux usées.



CHAPITRE IV :
Résultats et Discussion

IV.1.Introduction

La phytoépuration est un procédé de valorisation des déchets par les végétaux qui comprend notamment les techniques de rhizofiltration (phytofiltration) et de phytostabilisation par substrat sur passera dans ce chapitre.

Les résultats des tests des paramètres physique-chimiques un total 20 échantillon prélevés dans quatre type de substrat planté et non planté, en comparaison entre leurs performances dans la phytoépuration.

IV.2.Variation des paramètres physico-chimiques

L'évaluation de la qualité de l'eau après filtration dépend de plusieurs paramètres physico-chimiques tel que : pH, conductivité électrique, température, TDS, DBO5, DCO, MES, L'ammonium, Nitrates, Nitrites et de Ortho phosphates.

IV.2.1.Evaluation du PH

Les résultats des valeurs de pH obtenus des eaux usées brutes et les eaux récupérées des filtres après un temps de séjour présenté par l'histogramme suivant : (Figure IV.1)

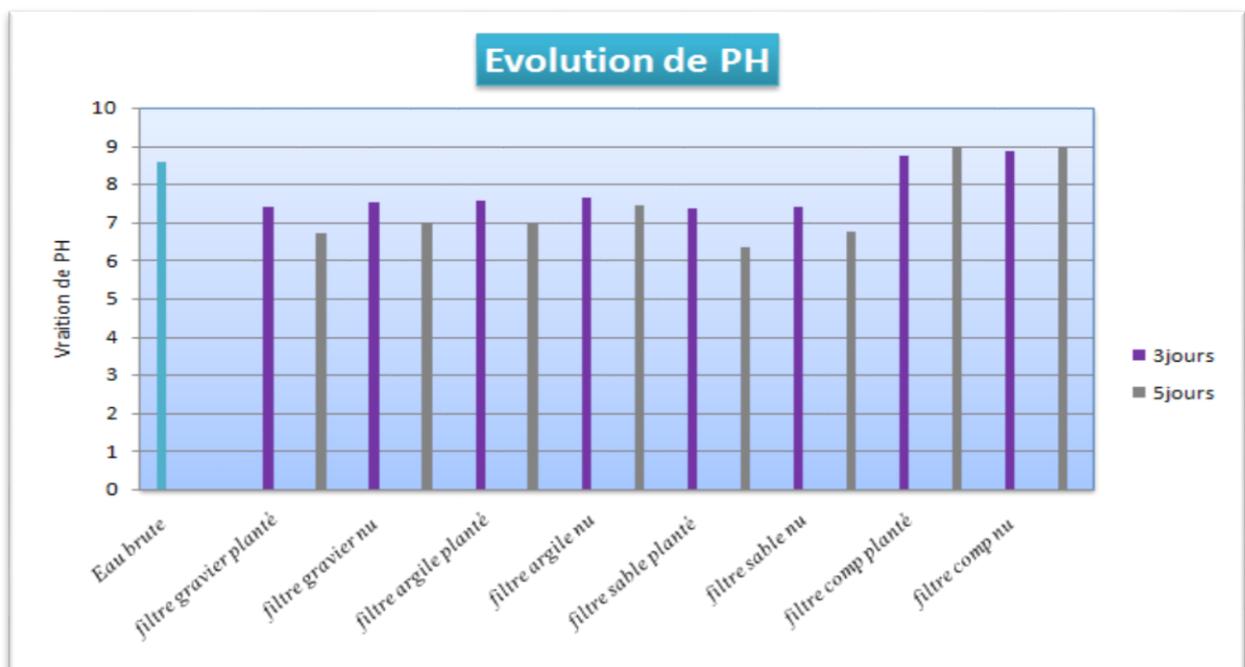


Figure IV.1 : Evolution de PH

Le graphique représenté sur la (figure II.1) montre que les eaux récupérés ont subi une diminution du pH par rapport aux eaux usées brute, dans le filtre a sable planté ou non planté

la valeur de pH oscillent entre (6.3, 7.3) voisines de la neutralité vers des valeurs acides. Ce qui est de nature à favoriser le développement bactérien nécessaire à la dégradation biologique des organiques (MAIGA ET al, 2006).

Alors une augmentation du pH des eaux récupérés des bacs composte planté ou non planté est observée et varie entre (8.7, 8.9).

Cette baisse peut se conjuguer par plusieurs facteurs :

- L'accumulation de H^+ suite à l'activité des bactéries nitrifiantes.
- L'accumulation de CO_2 dû au métabolisme des plantes ou à la dégradation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes.
- La production des ions H^+ par la plante pour compenser le prélèvement de certains cations (nutrition minérale) D'après (REJSEK, 2002), pour les processus d'épuration aérobie, la biomasse a besoin d'un pH proche de la neutralité pour réaliser son activité épuratrice, ce qui est le cas général des eaux résiduaires urbaines. Lors de la fermentation, il y a production d'acides organiques qui peuvent diminuer le pH du milieu qui seront utilisés par la biomasse anaérobie avec une production finale de méthane (CH_4). Si l'installation fonctionne correctement, le pH sera proche de la neutralité. Les résultats obtenus sont confirmés par les résultats de MICMECHE L (2014).

IV.2.2.Evaluation de la Conductivité Présente l'analyse de la conductivité électrique exprimée en ($\mu s/cm$) après un temps de séjour (Figure IV.2)

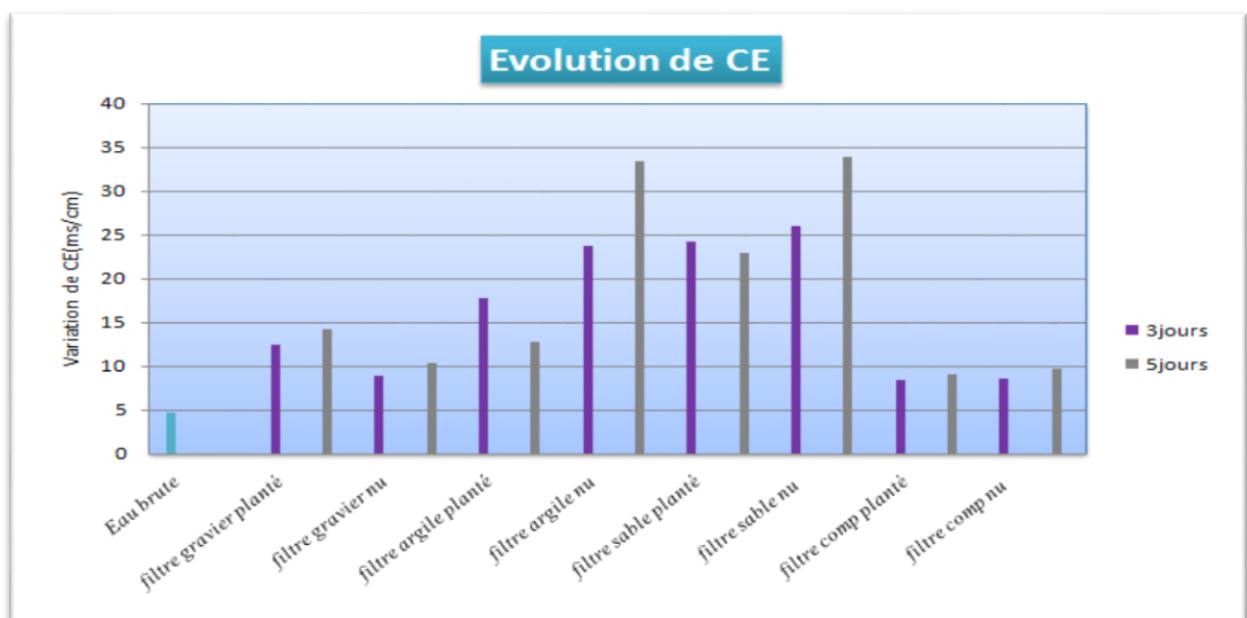


Figure IV.2 : Evolution de la conductivité

L'analyse a montré que le sable en tant que filtre de purification augmente la concentration de conductivité électrique dans l'eau brute après le temps de séjours .Cette augmentation de la (CE) est liée à la minéralisation de la matière organique.

RANJANI ET al, (1996) ont associé cette augmentation au lessivage des minéraux du sol et à la minéralisation de la matière organique.

IV.2.3.Evaluation de la température

La température des eaux traitées après temps séjours présentés dans le graphe (Figure IV.3) La température des eaux varie entre 24.7 °C et 25.3°C,(différentes variantes) avec une moyenne 25.0 °C cette variation est dû aux conditions météorologiques de la zone expérimentale.

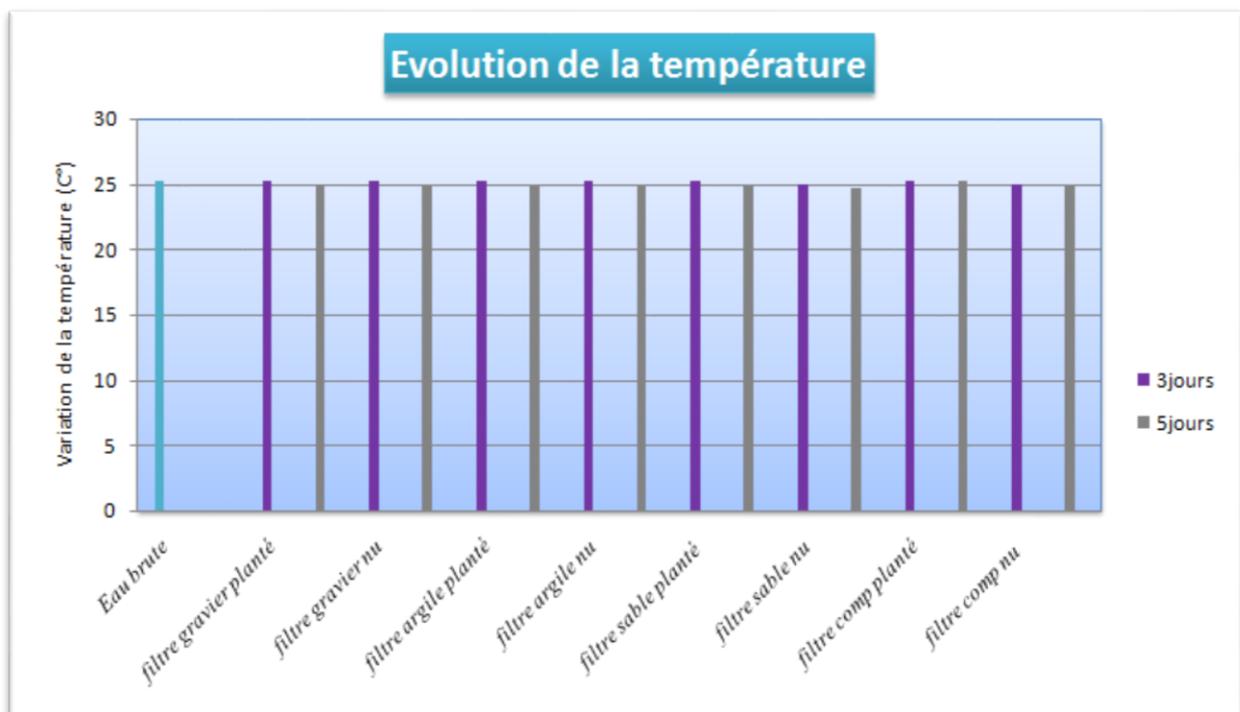


Figure IV.3 : Evolutions de la température

IV.2.4. Evolution de la DBO₅

Au vu de ces résultats, On enregistre un abattement très significatif de la DBO₅. Les rendements enregistrés en matière d'abattement de la DBO₅ sont nettement en faveur du procédé de phytoépuration sur le sable (95.44%), puis le gravie (90.21%) puis l'argile (86.8%). Cette dégradation peut se faire en présence ou en absence d'oxygène (**MIMECHE.L 2014**).

L'élimination de la charge organique se fait par simple filtration en plus des processus biologiques dus à la flore bactérienne et aux plantes. (VYMAZAL, 2007).

SABBAH ET *al*, (2004) ont signalé qu'un taux d'élimination de la DBO de 95 % dans un système de filtration intermittente sur sable a été observé. Ce résultat a montré que cette technique de traitement est très efficace pour éliminer les matières organiques des effluents d'eaux usées. MOTTIER ET *al*, (2000) ; BALI ET *al*, (2010) ET LAAKSONEN ET *al*, (2017) ont montré que 90% de la DBO₅ était éliminée dans la filtration sur sable grossier/fin et dans les systèmes de filtres à sable intermittents, respectivement.

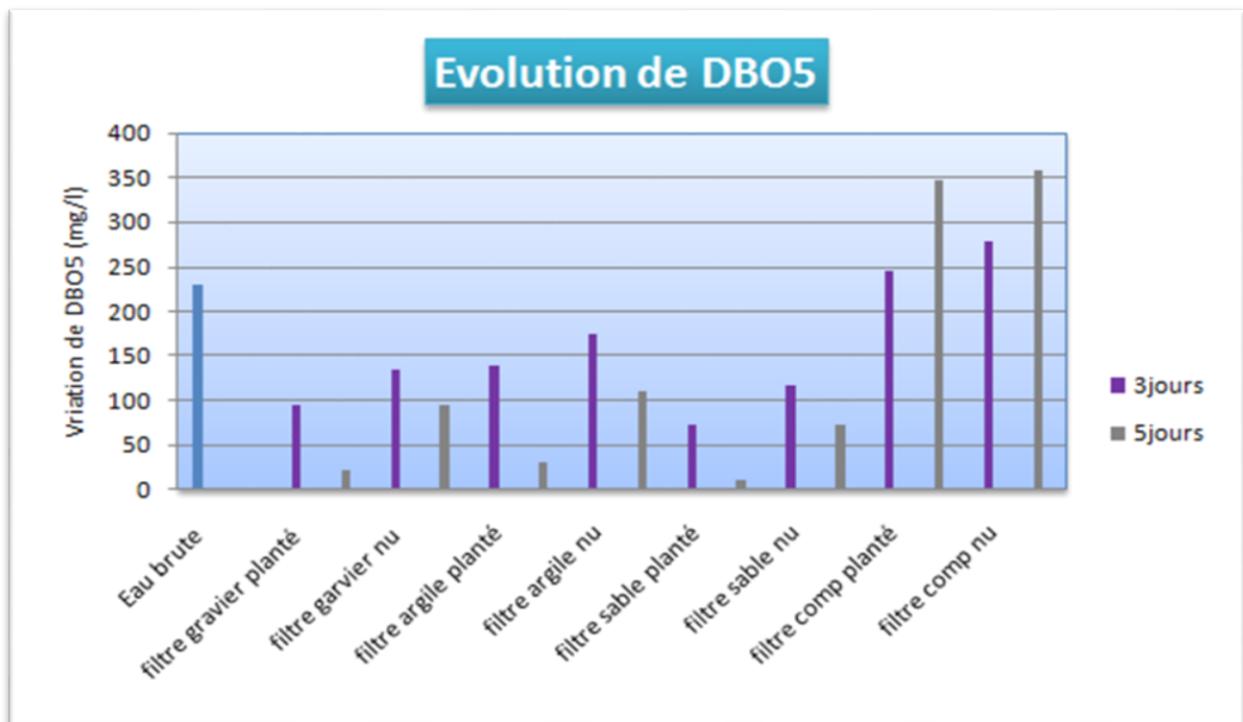


Figure IV.4: Évolution de la demande biologique en oxygène



Figure IV.5 : Taux de diminution de la DBO₅

IV.2.5. Evolution de la DCO

Nos résultats présentent une baisse remarquable de la DCO dans les eaux des bacs où le rendement atteint 77.06% marqué par le bac sable planté. **TIGLYENE ET al,(2005)** ont rapporté qu'il y a une meilleure oxygénation du sol dans le lit à *Phragmites australis* (abattement de 74 % en DCO totale) permettant aux bactéries aérobies de proliférer et d'assurer, en conséquence, une meilleure minéralisation et oxydation de la matière organique par rapport au système non planté (élimination de 60,5% en DCO totale).

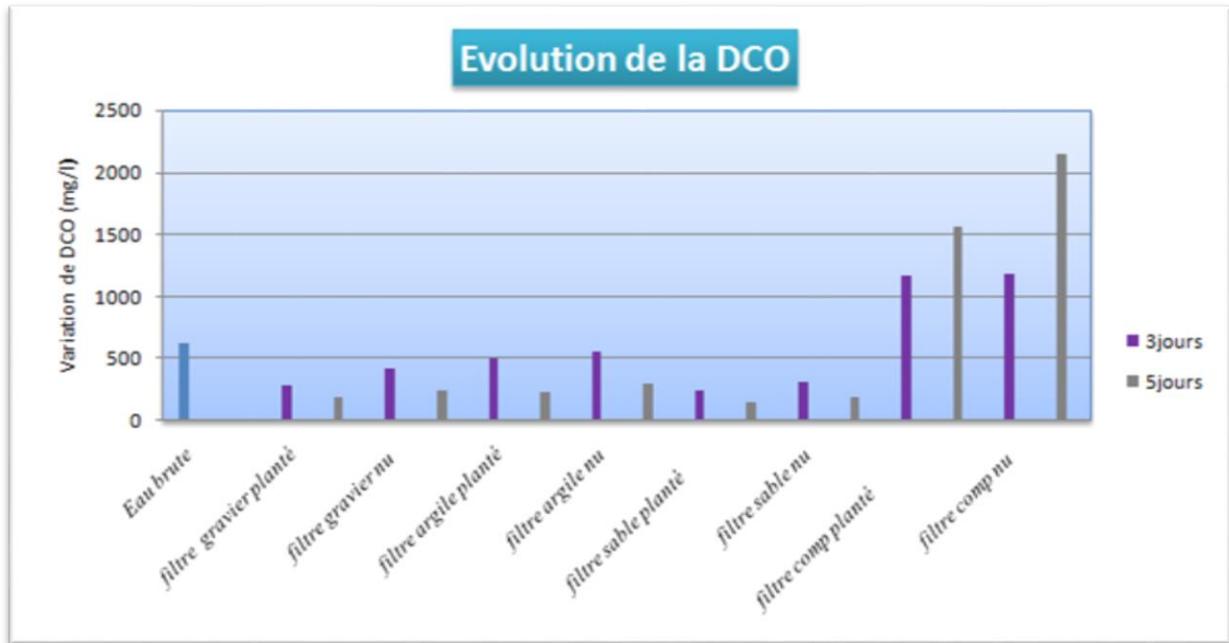


Figure IV.6 : Évolution de la Demande chimique en oxygène



Figure IV.7: Taux de diminution de la DCO

IV.2.6. Evaluation de la MES

D’après le graphe ci-dessous, les eaux usées brutes ont une charge en MES 684 (mg/l), La valeur minimale de la matière en suspension est observée au niveau du filtre remplis du sable alluvionnaire et au filtre remplis du gravier alluvionnaire. Au niveau des filtres remplis de composte les valeurs de la matière en suspension ont augmenté d’une manière considérable.

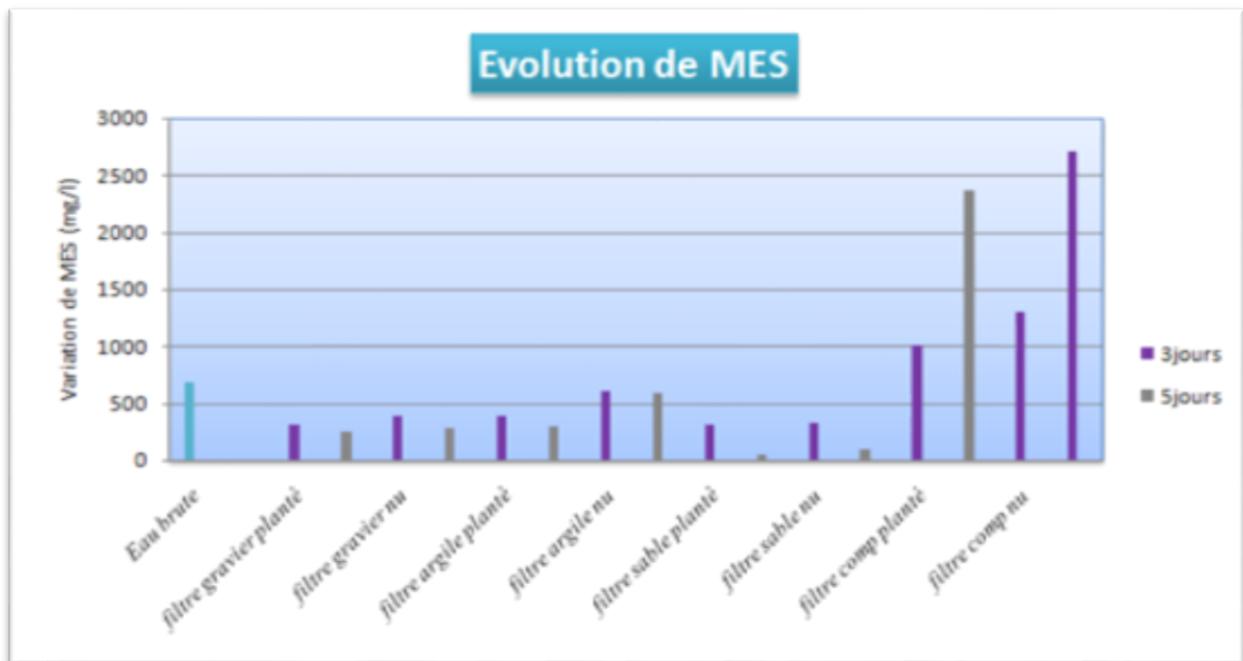


Figure IV.8 : Évolution de la MES

La figure (IV.9) présente le rendement épuratoire en MES de l'eau brute et à la sortie des bacs après un temps de séjour. Sur la période de suivi on a obtenu une diminution importante dans les eaux récupérées des bacs. Le rendement d'abattement des MES atteint les 92.39% pour le sable, 63.88% pour le gravier alluvionnaire et 57.74% pour l'argile.

Les résultats sont parfaits puisque la théorie admise à ce sujet est celle qui présente les plantes aquatiques comme des barrières physiques freinant le transport de MES vers la sortie des bassines et contribuant ainsi à leur décantation et digestion dans les sédiments (VYMAZAL, 2007 ; KADLEC, ET al, 2000 ; MARIKA ET al, 2009).

SCHNEITER ET al, (1983), MARIN (1987) ET HAMMOU ET al. (1995) rapportent que l'élimination de la demande chimique en oxygène (DCO) et des MES s'opère principalement dans les bassins de tête.



Figure IV.9 : Taux d'élimination de la MES

IV.2.7.Évolution de l'Azote ammoniacal

Selon les résultats, la teneur en azote dans les eaux usées récupérées connaît une diminution après le temps de séjours par rapport à celle des eaux usées brutes. (Figure IV.10)

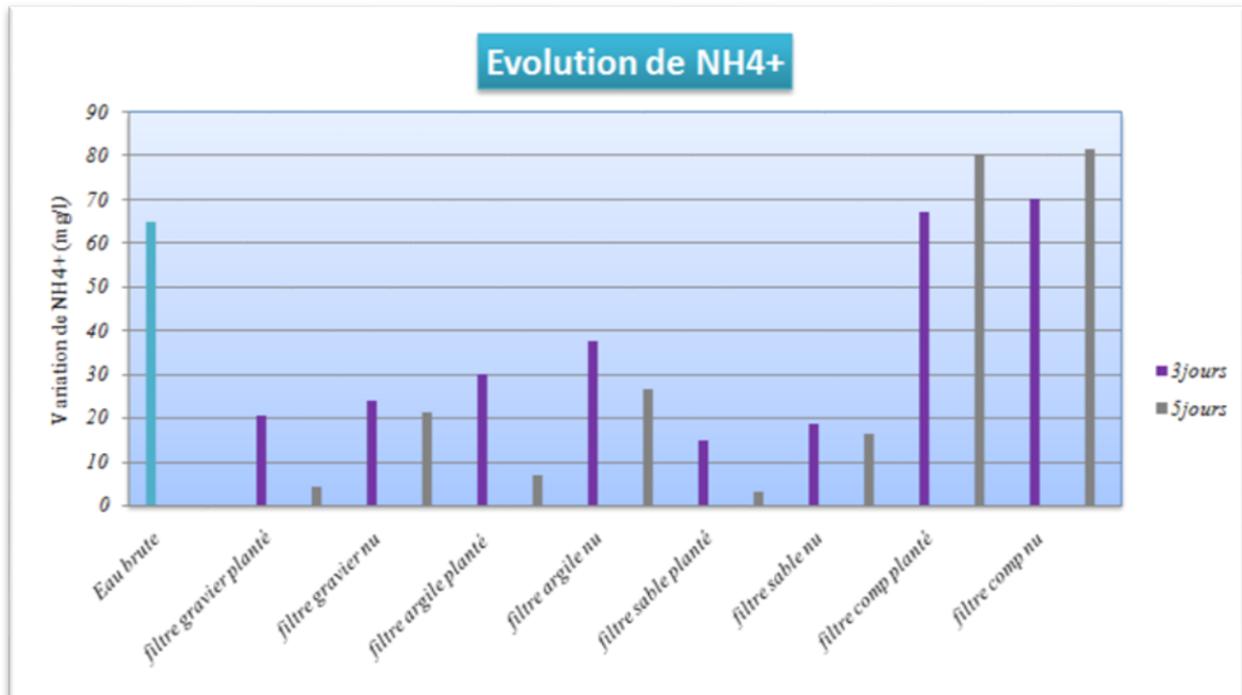


Figure IV.10 : Évolution de l'azote ammoniacal

Augmentation très nette des rendements d'élimination de l'azote ammoniacal qui varient respectivement entre 95.44 %, 86.8 % dans les bacs étudiés.

Cette rétention de l'azote se fait selon deux processus: l'absorption de l'azote par les végétaux, au départ, l'azote minéral ($\text{NH}_4^+ \text{NO}_3^-$) est prélevé puis transformé et stocké sous forme organique par les plantes mais une fois que celles-ci se décomposent, l'azote organique retourne dans le sol et la dénitrification microbienne permet l'élimination totale de l'azote nitrique (NO_3^-) et azote gazeux. (CHADLIA ET al, 2020).

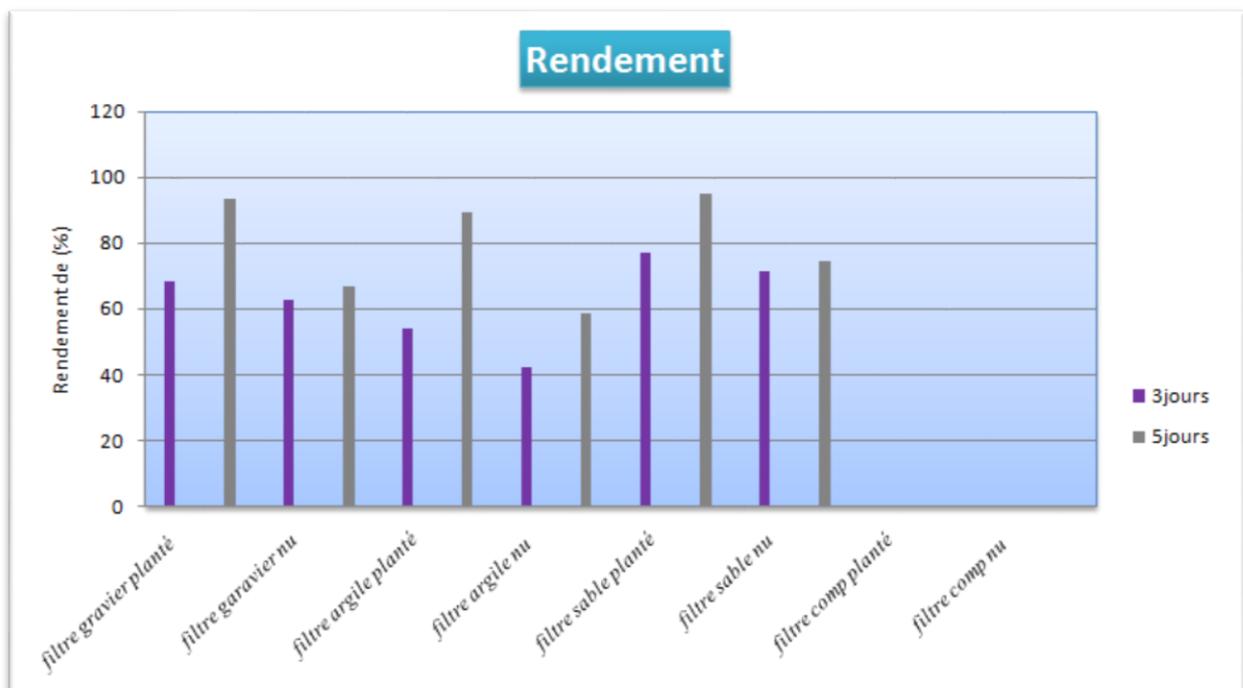


Figure IV.11: Taux d'élimination l'azote ammoniacal

IV.2.8.Évolution du Nitrate

Les concentrations des nitrates varient entre 5.61 mg/L et 27.7 mg/L après le temps de séjours et sont très inférieures à 36.4 mg/ L dans les eaux brute. L'élimination totale de l'azote nitrique (NO_3^-) en azote gazeux. L'efficacité de ces processus varie selon la saison, les conditions hydrologiques et l'espèce végétale présente et sa maturité. (Figure IV.12)

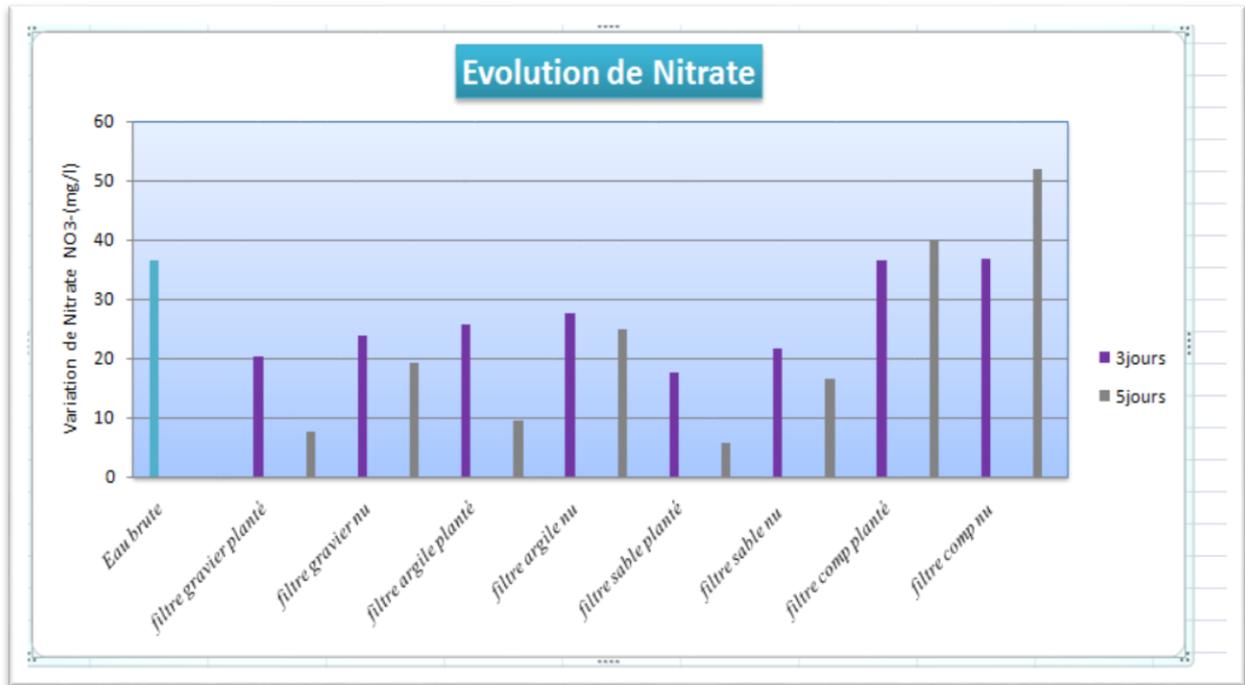


Figure IV.12 : Évolution de Nitrate

Le rendement de l'abattement des nitrates au niveau des filtres plantés est de 86.8% pour l'argile, 90.21% pour le gravier et 95.44 % pour le sable alors qu'il situe entre 52.03% et 68,27 % dans les bacs non plantés.

Comme dans les résultats obtenus par de nombreuses études ont montré que l'absorption par les plantes est une voie importante pour l'élimination de l'azote dans les systèmes de filtres à sable plantés. (LEE ET al. 2009)



Figure IV.13 : Taux d'élimination Les Nitrates

IV.2.9. Evolution du Nitrite

Les concentrations du nitrite et de leurs efficacités d'élimination avant et après épuration sont illustrées aux deux Figures (14,15).

La concentration de nitrite NO_2^- pour les filtres en composte a augmenté progressivement pour atteindre une valeur maximale de 0.839 mg/L et a commencé à décliner pour atteindre 0.154 mg/L dans le filtre sable planté à la fin de la période expérimentale.

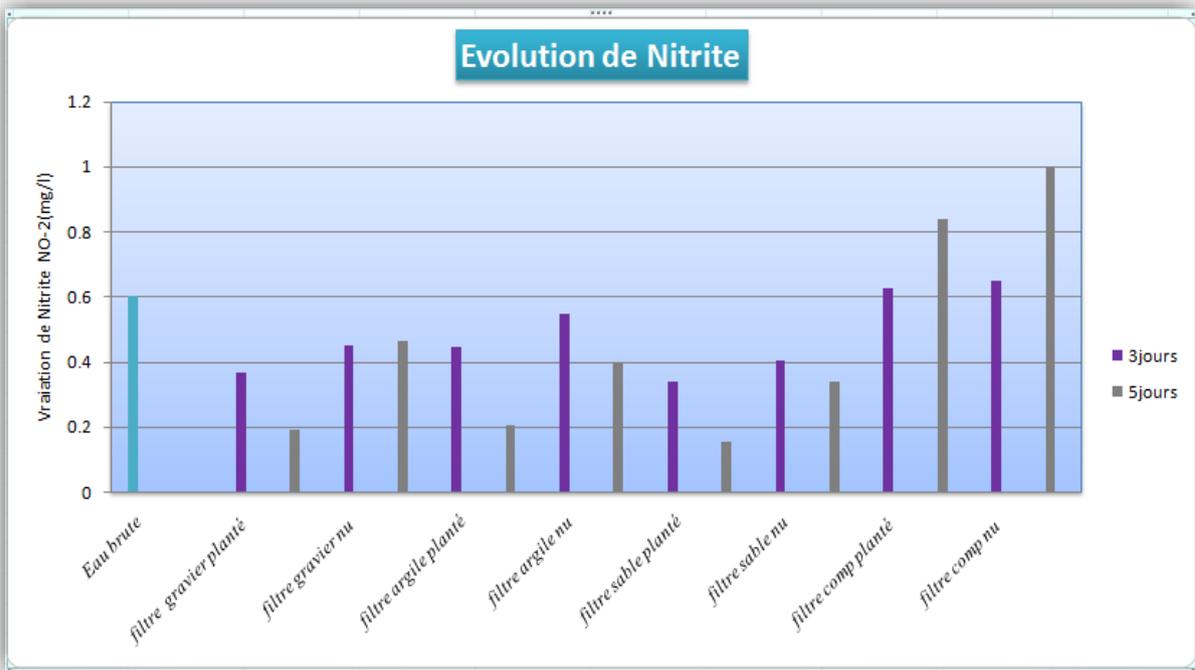


Figure IV.14: Evolution de nitrite



Figure IV.15 : Taux d'élimination les nitrites

IV.2.10. Evolution de l'ortho phosphate

Les concentrations de PO_4^{3-} sont comprises entre 2.73 mg/ L et 20 mg/ L. Les résultats de l'analyse sont présentés dans le (Figure II.16.) Nous remarquons une diminution des valeurs de l'ortho phosphate.

Les résultats ont clairement indiqué que la structure du milieu jouait un rôle important dans l'élimination du phosphore. **BALI ET al, (2010) ET BUNCE ET al, (2018)** ont rapporté que le filtre à sable intermittent avait une capacité élevée d'élimination du phosphore (92%).

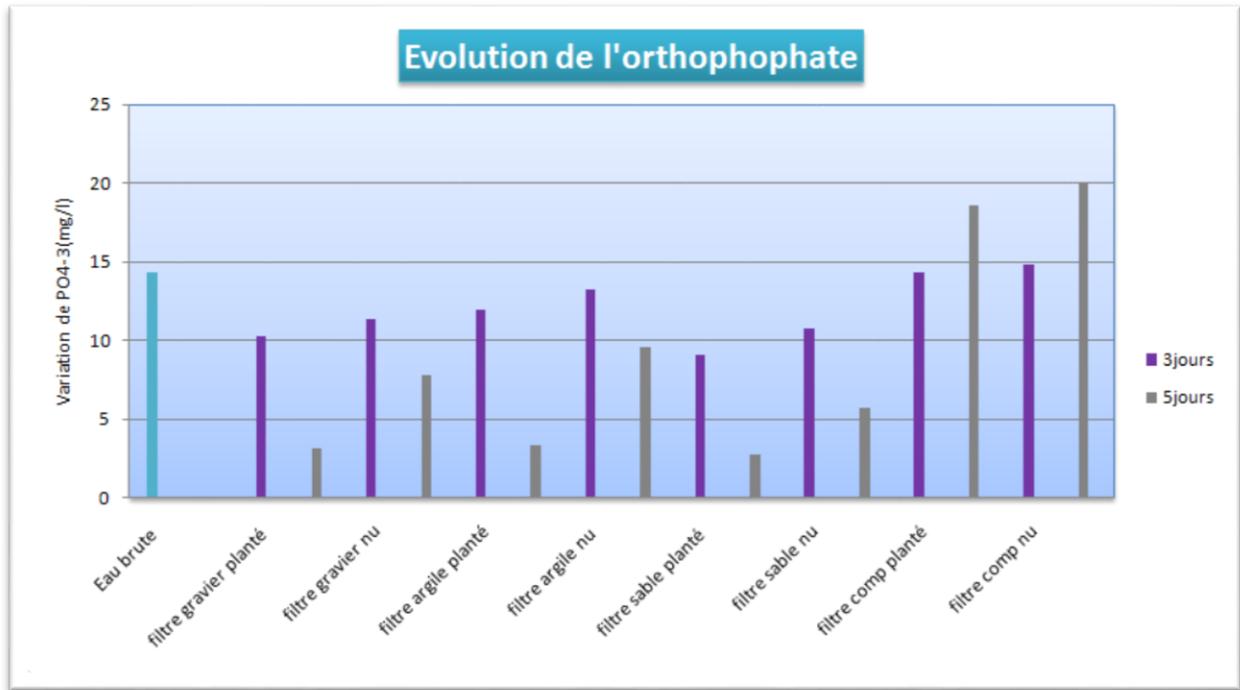


Figure IV.16 : Evolution de l'ortho phosphate

Les résultats ont indiqué une efficacité d'élimination élevée du l'ortho phosphate sur (90 %) qui est composé d'un média filtrant à sable.

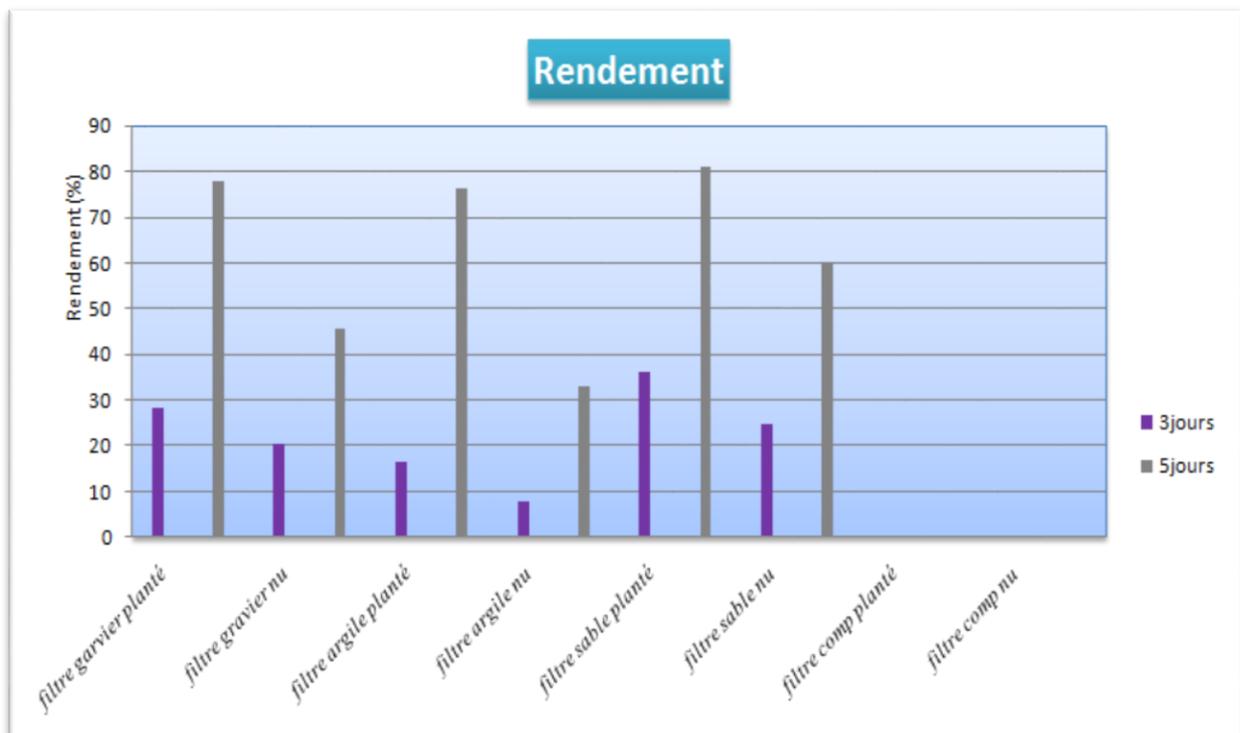


Figure IV.17 : Taux d'élimination de l'ortho phosphate

IV.3. Performances de désinfection

Les résultats ont révélé une amélioration significative de la qualité des eaux usées épurées par filtre planté des macrophytes. Les eaux usées brutes étaient fortement chargées de différents types de contaminants.

Le pilote expérimentale préparé au niveau de la station de phytoépuration est composé d'un ensemble de bacs : quatre remplis respectivement de sable alluvionnaire, gravier alluvionnaire, argile et finalement du composte. Ces quatre bacs sont plantés avec du phragmite australis, une plante qui a montré son efficacité dans l'élimination des polluants dans les zones arides. Quatre autres bacs remplis des mêmes substrats sont laissés nus avec 3 répétitions pour chacun.

D'après les résultats illustrés dans les graphes précédents et qui présentent l'évolution de principaux paramètres de pollution pendant 3 et 5j, on a observé une diminution importante de ces paramètres dans les eaux récupérées des bacs plantés de macrophytes par rapport au bac non planté. Le taux d'élimination est comme suit :

- ✓ Les résultats montrent un abattement très important de la DBO₅. Les taux d'enlèvement sont respectivement sable 95.44%, gravier 90.21% et argile 86.8%. Résultats confirmés par (BENSMINA-MIMECHE ET *al*, 2010) ET (GARCIA ET *al*, 2005) qui expliquent que cette décroissance est assurée par le bon fonctionnement du système.
- ✓ Les rendements épuratoires pour la DCO enregistrés sur la période de suivi varient de 77.6% à 60% pour le filtre planté et non planté après filtration sur substrat. Cela suggère que le filtre utilisé a contribué à éliminer de la charge DCO. Résultat confirmé par (TIGLYENE ET *al*, 2005), qui a obtenu une élimination moyenne de la DCO 74% pour le système planté.
- ✓ La température est un facteur écologique à un effet important sur la multiplication et le métabolisme. Elle joue un rôle important dans la nitrification et la dénitrification biologique. Sa mesure est nécessaire, étant donné le rôle qu'elle joue dans la solubilité des gaz, dans la dissociation des sels dissous et dans la détermination du pH.
- ✓ Les eaux usées brutes ont une charge en MES très variable. Dans tous les prélèvements, nous remarquons une diminution de la teneur en MES au niveau des bacs. Sauf ceux remplis du composte.
- ✓

On peut dire que les concentrations des principaux paramètres de pollution NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} montrent un abattement très important au niveau des filtres remplis, du sable du gravier, suivi des filtres remplis de l'argile. Les filtres plantés possèdent un rendement toujours important par rapport aux filtres nus.

La diminution de ces nutriments dans les filtres plantes est expliquée par leur utilisation dans la croissance de tissus des plantes (**GARCIA ET al, 2005**) comme ils peuvent être emmagasinés dans leurs racines et rhizomes, les tiges et les feuilles (**KUCUK ET al, 2003**).

En conclusion, cette étude recommande l'utilisation du sable dans le traitement des eaux usées, aussi le gravier alluvionnaire peut être une solution.

IV.4.Conclusion

La présente étude a été réalisée dans le but, d'évaluation sur l'efficacité de l'utilisation du substrat dans l'épuration des eaux usées. Les performances épuratoires du système de traitement composé de filtrants à gravier et sable et argile et composte ont été étudiées.

Les conclusions tirées à partir de nos résultats : les substrats ont un rôle important dans l'autoépuration en raison des fortes activités microbiennes et du temps de séjour important dans les milieux poreux. Cependant, le potentiel phytoépuration peut varier rapidement d'un point à un autre.

Dans notre étude les résultats obtenus montrent une efficacité importante des filtres à sable plantés pour l'abattement de tous les polluants.



Conclusion

Générale

Le traitement des eaux usées est un processus très important pour la vie quotidienne des habitants des villes et du monde rural. On effectue l'épuration des eaux usées non seulement pour protéger la santé de la population et éviter les maladies contagieuses, mais aussi pour protéger l'environnement.

Le traitement par filtre planté en utilisant le sol comme substrat est souvent appliqué à des eaux usées par plusieurs chercheurs.

Les filtres plantés est un système de traitement biologique qui se base sur l'effet du substrat, des macrophytes et des micro-organismes qui permettent la rétention des MES par filtration sur la plage d'infiltration, la décomposition de la matière organique par des micro-organismes édaphiques ou allochtones (**OUAZZANI, 1998**) et l'élimination des formes d'azote par minéralisation et oxydation biologique

Le pouvoir épurateur du sol est considéré le processus le plus probable de transformation des polluants organiques. Le sol occupe donc une position centrale dans la régulation des pollutions avec un double rôle d'épuration et de stockage des polluants. Il va pouvoir participer à leur élimination, diminuer ou retarder leurs impacts. La rétention d'une molécule organique par le sol est le résultat global d'un ensemble de phénomènes, impliquant des interactions avec les constituants organiques et minéraux des sols (**BARTHESE ET SZNKNECT, 2009**). De même, la persistance est la résultante d'un ensemble de processus de dissipation, physico-chimique et biologique, qui font diminuer la concentration du polluant en fonction de cinétiques caractéristiques du polluant et du milieu (**BARTHESE ET SZNKNECT 2009**).

Notre protocole d'analyse, préparé au niveau de la station de phytoépuration de département d'hydraulique de l'université de Biskra. Il est constitué de 20 bacs dont 8 sont plantés de *phragmites australis* et 16 bacs nus avec 3 répétitions pour chaque substrat. Dans cette étude quatre types de sol sont proposés : gravier alluvionnaire, sable alluvionnaire, argile et composte.

Les résultats obtenus montrent que

- ✓ Un abattement très important de la DBO₅ (sable 95.44%, gravier 90.21%, argile 86.8%). Le plus important est observé au niveau du substrat.

- ✓ Les rendements épuratoires pour la DCO enregistrés sur la période de suivi varient de 77.6% à 60 %.
- ✓ Les eaux usées brutes ont une charge en MES très variable. Dans tous les prélèvements, nous remarquons une diminution de la teneur en MES au niveau des bacs plantés ou nu.
- ✓ les concentrations des principaux paramètres de pollution physico- chimiques, (PO_4 , NO_3^- ,) montrent une diminution importante au niveau du filtre planté de sable suivi du filtre planté du gravier. Les bacs remplis de compostes sont les bacs qui ont montrés une efficacité faible dans l'abattement de la pollution.

Les résultats obtenus dans cette étude permettent de confirmer la performance épuratoire d'un filtre à sable planté à traiter les rejets pendant toute la période de l'expérimentation



Références

bibliographiques

Références

- **ANJULI SOOD, PERMLUNIYAL, RADHA PRASANNA, AMRIK S. AHLUWALIA, 2012**, phytoremédiation potential of aquatic macrophytes, azolla, royal swedish academy of sciences.
- **AER** : Agence de l'eau Rhône-Méditerranée 2005.
- **A M** : (AQUATIC MACROPHYTES CHAPITRE IV) Auteur inconnu.
- **BENYAGOUB M ET al, 2014**, les filtres plantés de roseaux pour le traitement des eaux usées domestiques dans un climat semi édition of the International Conférence on Water Ressources in the Méditerranéen Basin: WATMED7.
- **BENSLIMANE M ET al, 2013**, performances épuratoires et intérêt du procédé de phyto traitement des eaux usées par des végétaux macrophytes, courrier du savoir n°17.
- **BENSMINA, M.; DEBABECHE, L.; MANCER, H. 2010**, Analyse du pouvoir épuratoire d'un filtre implanté de phragmite australis pour le traitement des eaux usées sous climat semi- aride -région de biskra, journal international environmental conflict management, santa catarina – brazil, 1(1) 10-15.
- **BARTHESE V. ET S. SZENKNECT (2009)**. Les méthodes de traçage pour étudier la migration des polluants dans les sols industriels. CLEFS CEA, 57, 61-65
- **BLIEFERT, 2010**, umweltchemie dritte aktualisierte auflage.
- **BOTTNER B ET NOEL C, 2014**, Repérer les macrophytes depuis le ciel ou sous les eaux, quel appui pour les gestionnaires ?, Sciences Eaux & Territoires n°15.
- **BRIX .H. (1987)** : treatment of wastewater in the rhizosphère of wetland plants- the roots-zone method .Wat .Sci. Tech.19 -107-118.
- **BRIX, H. (1997)**. do macrophytes play a role in constructed wetlands systems, wat. sci. and technologie, 35,5,11-17.
- **BALI, M., GUEDDARI, M. & BOUKCHINA, R. 2010** Treatment of secondary wastewater effluents by infiltration percolation. Desalination 258, 1–4.
- **CHADLI, A ET al 2020**. Évaluation des performances auto-épuratoires d'une zone de rejet végétalisés impactée par des eaux usées domestique, Algerian Journal of Environmental Science and Technology June edition. Vol.6. N°2.
- **DAJOZ, 1985**.Précis d'Ecologie.. In: Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon, 4 édition gauthier villars.

- **DORDIO ET CARVALHO 2013**, Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix journal of Hazardous Materials 252-253C:272-292.
- **DRUOEZ NADJEH, LEILA MIMCHE, 2020**, Mémoire Effet du substrat sur l'élimination des polluants des eaux usées de la ville de Biskra par filtres plantés, université Mohamed Khider Biskra.
- **DEBAB ET KHELLADI , 2003**. Antimicrobial properties of roots exudate of three macrophytes: *Mentha aquatica* L., *Phragmites australis* (Cav.) Trin. and *Scirpus lacustris* L.. Proceedings of the 4th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, Guangzhou,,p150-155.
- **ESSER (1999)**.Tabloidization of News. A Comparative Analysis of Anglo-American and German Press Journalism. European Journal of Communication, 14:3, 291-324.
- **FONKOU, 2010**, performances des filtres plantes de *echinochloa pyramidalis* dans l'épuration des eaux usées de distillerie en afrique subsaharienne , tropicultura.
- **GROSCLAUDE, GERARD, DIR. (1999)** l'eau, tome 1 : milieu naturel et maitrise et tome 2 : usages et polluants. Versailles, institut national de la recherche agronomique (coll. « un point sur ... »).
- **GARCÍA, P.; AGUIRRE, J.; BARRAGÁN, R.; MUJERIEGO, V.; 2005**. Matamoros and J.M. Bayona. Effect of keydesign parameters onthe efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands, *ecologi. Engenering* 25 405–418
- **HATEM DHAOUADI, 2008** les procède biologique d'épuration, université virtuelle de Tunis.
- **HOSSEIN FARRAJI, 2014**, wastewater engineering: types, characteristics and treatment technologies available online at <http://www.ijsrpub.com/books>.
- **HAMMOU N., PICOT B. & BONTOUX J (1995)**; les depots sedimentaires en lagunages a microphytes : evolution des quantites, des caracteristiques physico-chimiques et des charges en metaux lourds, *environmental technology*, 13: 647-655.
- **KOBAYASHI ET RITTMAN, 1982** Microbial removal of hazardous organic compoundus. *Environ sci technol*,16, 170a-180a.
- **KUCUK, O.S.; SENGUL, F.; AND KAPDAN, I.K. 2003**, Removal of ammoniam from tannery effluents in a Reed bed constructed wetland, *water science. Technology*. 48 (11–12) 179–186.
- **LEE, C. G., FLETCHER, T. & SUN, G. 2009**, nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in life sciences* 9, 11–22.

- **LAAKSONEN, P., SINKKONEN, A., ZAITSEV, G., MÄKINEN, E., GRÖNROOS, T. & ROMANTSCHUK, M. 2017** treatment of municipal wastewater in full-scale on-site sand filter reduces bod efficiently but does not reach requirements for nitrogen and phosphorus removal. *environmental science and pollution research international* 24 (12), 11446–11458.
- **MARIKA ET AL 2009**, Leaching the poison – The importance of process and partnership in working with Yolngu, *journal of rural studies* Published by Elsevier
Online ISSN: 0743-0167.
- **.MIMECHE.L, 2014**, thèse Etude de faisabilité de l’installation de station d’épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride Application à la région de Biskra, Université Mohamed Khider Biskra.
- **MANHAL ABOUZLAM, 2006**, Thèse optimisations d’un procédé de traitement des eaux par ozonation catalytique, l’université de Poitiers.
- **MARA ET AL, 1979**, microalgae and wastewater treatment, *Saudi journal of biological sciences*.
- **MOTTIER, V., BRISSAUD, F., NIETO, P. & ALAMY, Z. 2000** wastewater treatment by infiltration percolation: a case study. *water science and technology* 41 (1), 77–84.
- **MAIGA ET AL, 2006** performances épuratoires d’une filière de trois étages de bassins de lagunage à microphytes sous climat sahélien : cas de la station de traitement des eaux usées de l’eier.
- **OUAZZANI N. (1998)**. traitement extensif des eaux usées sous climat aride en vue d’une réutilisation en agriculture. Hese de doctorat, faculte des sciences semlalia, universite cad i ayyad, marrakech, 223 p.
- **POULET ET AL, 2004**, stations dépurations à lits filtrants plantés de macrophyte
- **RHALLABI N, (1990)** ; épuration des eaux usées domestiques dans un chenal algal a haut rendement et leur réutilisation en irrigation – aspect bactériologique. Mémoire de diplôme D’études supérieures en 3eme cycle, faculté des sciences, université Mohammed v, rabat, Maroc.
- **POULET J.B, TERFOUS A, DAP S, GHENAÏM A, (SD) (2003)**. Station d’épuration à lits filtrants plantes de macrophytes. In: Poulet J.B, et al, (Eds). *I.C.O.W.a.P,Biskra, , I.N.S.A Strasbourg*, PP 505-507.

- **RANJANI ET AL. (1996)** treatment of maize processing industry wastewater by constructed wetlands. dans : proceedings of 5th international conference on wetlands systems for water pollution control, vol. 1, vienne, autriche, 15-19, 9 p.
- **REJSEK, F. (2002)**. Analyse des eaux, Aspects Réglementaires Et Techniques. Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine. France.
- **RODIER ET al, 2005**, l'analyse de l'eau contrôle et interprétation édition entièrement mise à jour.
- **RODIER J., BAZIN C., BROUTIN J.-P., CHAMBON P. ET RODI L., RODI L, 1996**, L'analyse de l'eau ; eaux naturelles, eaux résiduaires et eau de mer, 8e édition duno.
- **SOLENE MOULIN, DAVID ROZEN- RECHELSMILENA STANKOVIC, 2013** qualité vs quantité, traitement des eaux usées. Atelier l'eau.
- **SCHNEITER ET AL., 1983**. R.W. Schneiter, E.J. Middlebrooks, R.S. Sletten. Cold region wastewater lagoon sludge accumulation. Water Res., 17 , pp.
- **SABBAH, I., GHATTAS, B., HAYEEK, A., OMARI, J., HAJ, Y., ADMON, S. & GREEN, M. 2004** Intermittent sand filtration for wastewater treatment in rural areas of the Middle East: a pilot study. Water Science and Technology 48 (11–12), 147–152.
- **SCHNEITER ET AL, 1983**, Water Research, Wastewater lagoon sludge characteristics.
- **TIGLYENE S., L. MANDI et A. JAOUAD (2005)**. Enlèvement du chrome par infiltration verticale sur lits de *Phragmites australis* (Cav.) Steudel., Rev. Sci. Eau., 18, 117-198.
- **TIGLYENE, S. , JAOUAD, A. AND MANDI, L.(2008)** 'traitement du rejet du tannage par infiltration percolation: élimination et spéciation du chrome dans le sol environnemental technologie, 29:6, 61624 <http://dx.doi.org/10.1080/09593330801983888>.
- **VYMAZAL, 2007** Removal of nutrients in various types of constructed wetland. Sci. Total Environ. 380, p.48–65.
- **Vymazal, J., 2005** - Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands system for wastewater treatment, Ecol. Eng. 25 pp. 478–490.
- **WHO, 1987**: the magazine of the world health organization, technology for water supply and sanitation in developing countries.
- **Y.LIBES, 2010**. Les eaux usées et leur épuration.

➤ **Site d'Internet**

<https://www.suezwaterhandbook.fr/eau-et-generalites/processus-elementaires-du-genie-biologique-en-traitement-de-l-eau/solutions-extensives/epuration-par-le-sol#:~:text=La%20premi%C3%A8re%20technique%20d'%C3%A9puration,de%20la%20microflore%2C%20des%20v%C3%A9g%C3%A9taux.>



Annexes

Annexes

