



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE



UNIVERSITE MOHAMED KHIDER BISKRA

FACULTE DES SCIENCES ET DE LA TECHNOLOGIE
DÉPARTEMENT DE CHIMIE INDUSTRIELLE

Mémoire de Fin d'Etude en Vue de l'Obtention du Diplôme de Master
Spécialité : Génie des procédés
Option : Génie Chimique

THÈME

Élimination des polluants des eaux usées par
filtres plantés (macrophyte) placés en série
(gravier, sable) .

Présenter par :

Badi khaled

Président : sghiri noura
Examineur : ben nadjaai nassima
Encadreur : mimeche liela

Promotion Juin 2015

Dédicace

Je dédie ce modeste travail. À mon père et ma très chère mère, pour leur soutien et encouragement J'espère qu'ils trouveront dans ce travail toute ma reconnaissance et tout mon amour

A mes chers frères et sœurs : yacine , zohra, abdellah, houssem, aya

A mes proshes

A tout mes amis et surtout : khaoula , islam , nasser, manaa , laarbi , sohaib , kada , djamel , hichem, lossif ,

A mes amies et collègues de promotion

A tout ceux qui sont proches de mon cœur et dont je

N'ai pas cité le nom

A toutes les personnes qui connaissent moi de près ou de pré ou de loin, seulement pour leur existence

Badi khaled

SOMMAIRE

SOMMAIRE

LISTE D'ABREVIATION

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

INTRODUCTION GENERALE

PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE 1 : GENERALITE SUR LES EAUX USEES

1.1. INTRODUCTION.....	1
1.2. Définition des eaux usées.....	1
1.3. Origine des eaux usées.....	1
1.3.1. Les eaux usées domestiques	2
1.3.2. Les eaux usées industrielles	2
1.3.3. Les eaux pluviales.....	3
1.3.4. Les eaux agricoles.....	3
1.4. Caractérisation des eaux usées.....	4
1.4.1. Les caractérisations physico-chimiques.....	4
1.4.1.1. La température.....	4
1.4.1.2. Couleur.....	5
1.4.1.3. Goût-odeur.....	5
1.4.1.4 Potentiel Hydrogène	5
1.4.1.5 Turbidité	5
1.4.1.6. Les matières en suspension (MES).....	6
1.4.2. Les caractérisations chimiques	6
1.4.2.1. Demande biochimique en oxygène DBO.....	6
1.4.2.2. La demande chimique en oxygène (DCO).....	6
1.4.2.3. Relation entre la DBO et la DCO et l'oxydabilité.....	7
1.4.2.4. La conductivité électrique (CE).....	7
1.4.2.5. L'azote.....	7
1.4.2.6. L'azote ammoniacal	7

SOMMAIRE

...

SOMMAIRE

1.4.2.7. Nitrate	8
1.4.2.8. Nitrite	8
1.4.2.9. Le phosphore.....	8
1.4.2.10. Le potassium (K ⁺).....	8
1.4.2.11. Le sulfate	9
1.4.3. Les paramètres microbiologiques.....	9
1.4.3.1. Les bactéries.....	9
1.4.3.2. Coliformes thermotolérants.....	9
1.4.3.3. Virus	10
1.4.3.4. Protozoaires.....	10
1.4.3.5. Les helminthes.....	10
1.4.3.6. Coliformes totaux.....	10
1.4.3.7. Les coliformes fécaux (CF).....	11
1.4.3.8. Le Streptococcus fécaux.....	11
1.5. Norme de rejet	11
1.6. Impact des eaux usées sur l'environnement et la santé	12
1.6.1. Impact sur l'être humain.....	12
1.6.2. Impact sur la faune.....	13
1.6.3. Impact sur la flore.....	13
1.7. Conclusion.....	14

CHAPITRE 2 : LA PHYTOEPURATION

2.1. Introduction.....	15
2.2. Historique.....	15
2.3. Rôle des différentes composantes du système	16
2.3.1. Rôle du matériau de remplissage	16
2.3.2. Rôle des plantes	17
2.3.3. Rôle des micro-organismes	19
2.3.4. L'intérêt de la phytoépuration	20
2.3.5. Les macrophytes utilisées en Phytoépuration.....	21
2.3.5.1. Phragmites communis.....	21
2.3.5.2. Cyperus papyrus.....	21
2.3.5.3. Nerium Oleander.....	22

SOMMAIRE

2.4 Conclusion	23
----------------------	----

CHAPITRE 3 : MATERIELS ET METHODES

3.1 Introduction.....	24
3.2. Aperçu sur la zone d'étude	24
3.2.1. Situation géographique	24
3.2.2. Caractéristiques climatiques	25
3.2.2.1. Température.....	25
3.2.2.2. La pluviométrie	25
3.2.2.3. Les vents	25
3.3 Aperçu sur le site de rejet :.....	25
3.4 Préparation du dispositif expérimental.....	27
3.4.1. Choix du Matériels d'étude.....	27
3.4.1.1. Choix du substrat.....	27
3.4.1.2. Choix de macrophyte	29
3.4.1.2.1. Critère de choix du <i>Phragmite australis</i>	29
3.4.1.2.2. Description générale de la plante.....	29
3.5. Analyse physico-chimique.....	30
3.5.1. Température (T°), pH, conductivité électrique (CE), oxygène dissout.....	30
3.5.2. DBO ₅	30
3.5.3. DCO	32
3.5.4. Turbidité	32
3.5.5. MES	32
3.5.6. Dosage des nitrates par spectrophotométrie.....	33
3.5.7. Dosage des nitrites par spectrophotométrie	35
3.5.8. Dosage de l'ammonium par spectrophotométrie	35
3.6. Conclusion.....	36

CHAPITRE 4 : RESULTATS ET DISCUSSIONS

4.1. Introduction.....	37
4.2. Résultats et discussions.....	37
4.3. Conclusion.....	44

CONCLUSION GENERALE

REFERENCE

SOMMAIRE

ملخص

مدينة بسكرة ترمي ما مقداره 15000 م³/اليوم من مياه الصرف الصحي دون أي معالجة وهذا عبر قنوات نحو المصب الرئيسي. تشكل هذه المياه البيئة المناسبة لتفشي الأمراض المنتقلة عبر المياه كما أنها تلوث النظام البيئي الطبيعي.

إن معالجة مياه الصرف تسمح لنا بإعادة استخدامها في القطاعين الفلاحي والصناعي، حيث تطرقت دراسات كثيرة، منذ سنوات لموضوع معالجة مياه الصرف الصحي وتعتبر طرق المعالجة التكنولوجية والكيميائية مكلفة للغاية وتتطلب كفاءة مهنية وتقنيات عالية. إن المعالجة البيولوجية وبالأخص التي تعتمد على النباتات رائدة في هذا المجال، و كانت محل دراسات وتجارب عديدة في العالم (السنغال، المغرب، إيطاليا، إسبانيا، الإتحاد السوفيتي سابقا، كندا، الولايات المتحدة الأمريكية، الخ) حيث كانت النتائج المحصل عليها كانت جد مقنعة و فعالة.

تناولت دراستنا موضوع تطهير مياه الصرف الصحي باستخدام القصب، واهتمنا بمتابعة تغيرات العوامل الفيزيوكيميائية والبيوكيميائية والبيومترية بدلالة زمن المعالجة.

يتكون التركيب التجريبي المستخدم من 4 أحواض متسلسلة، قمنا بملأ حوضين منها بالحصى قطرها يتراوح بين (5-12م) ثم غرست بالقصب (*phragmite australis*) كما ملأنا الحوضين الآخرين بالرمل الرقيق ثم غرسنا القصب (*phragmite australis*) وذلك لمعالجة مياه الصرف الصحي التي تُضخ من قناة الصرف بسكرة.

نتائج التركيب التجريبي توضح بان القصب (*phragmite australis*) يُحسِّن من نوعية مياه الصرف حيث تم تسجيل انخفاض ب: 95,2% من المادة العالق و 96% من الطلب الكيميائي للأكسجين و 92,43% من الطلب البيولوجي للأكسجين و 70% من الآزوت بينما سجلنا انخفاض طفيف لكل من **ph** والناقلية الكهربائية مقارنة بالقيم الأولى قبل المعالجة إلا انه يبقى بدون دلالة.

resumé

résumé

La ville de Biskra rejette 15000 m³/j d'eaux usées, sans traitement et cela à travers un système de canalisation vers l'exutoire. Les eaux usées, rejetées telles quelles dans la nature présentent un danger certain pour les hommes et agit défavorablement sur les écosystèmes naturels. Le traitement de ces derniers par plusieurs techniques présente non seulement de préserver les milieux naturels de tout problèmes mais présente aussi une réutilisation de ces derniers dans le secteur agricole et éventuellement industriel. L'épuration par procédées technologique et chimique est utilisée à travers le monde entier, cependant l'installation des stations de traitement est très coûteuses et demande un personnel qualifié et une haute technicité.

Le traitement par voie biologique et en particulier par macrophytes, a fait l'objet de plusieurs expériences à travers le monde (Sénégal, Maroc, Italie, Espagne, ex URSS, Canada, États unis, etc.), et les résultats obtenus ont été concluant. L a présente étude sur les eaux usées a porté sur l'épuration par macrophytes (*Phragmites australis*), et s'est axée sur la variation des paramètres physicochimiques biochimiques et biométriques, en fonction du temps de traitement.

Le dispositif expérimental installé est constitué de quatre bacs placé en série deux bacs rempli d'une couche de gravier alluvionnaire et planté de *Phragmite australis* et deux bacs rempli d'une couche de sable et planté aussi *Phragmite australis* pour le traitement des eaux usées d'origine domestique pompées du collecteur de rejet « Biskra » Les résultats obtenu montrent que le traitement par *Phragmites australis* améliore la qualité des eaux usées et les rendements obtenus sont de l'ordre de 95, 2% pour la MES, de 96 % pour la DCO et de 92,43% pour la DBO5 et de 70% de l azote . Le pH la CE marquent une légère réduction par rapport aux valeurs initiales, mais restent non significatifs.

LISTE DES ABREVIATIONS

(CE) :La conductivité électrique

(BGN) :Bacilles Gram Négatifs

(CRSTRA) :Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les régions arides.

(DCO) : Demande biochimique en oxygène

(DBO) : Demande chimique en oxygène

(DHWB) : Direction de l'Hydraulique Wilaya de Biskra

(EH) : Equivalents habitants

(ERI): Eau résiduaire industriel

(ERU): Eau résiduaire urbain

(FAO) :Food and agriculture organisation

(ISO) :l'Organisation internationale de normalisation

(MMS) : matières minérales en suspension

(MVS) : matières volatiles en suspension.

(MES): Matière en suspension

(NF EN ISO) : Norme française en International Organisation for Standardisation

(OMS) : Organisation mondiale de la santé

(PH) : Potentiel d'hydrogène

(UCV) :unité de couleur vraie.

(WC) :Water-closet

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Nature de la pollution des eaux.....	2
Figure 2.1 : Rôle des plantes	19
Figure 2.2 : Le Phragmites communis.....	21
Figure 2.3 :Cyperus papyrus.....	22
Figure 2.4 : Nerium Oleander	23
Figure 3.1 : Géographie et réseau urbain de la wilaya de Biskra (Eden –Algerie.com, 2005)	24
Figure 3.2 : Situation de point de prélèvement.....	26
Figure 3.3 : Station de phytoépuration de département hydraulique université de Biskra.....	27
Figure 3.4 : Le substrat utilisé : Gravier alluvionnaire et Sable et agrégat.....	28
Figure 3.5 : Préparation des plantes et implantation.....	29
Figure 3.7 : DBO-mètre.....	31
Figure 3.7 : DCO-mètre.....	32
Figure 3.16 : Spectrophotomètre.....	35
Figure 4 1 : variation de l'ammonium dans les filtres en série.....	37
Figure 4.2 : variation du nitrate dans les filtres en série.....	38
Figure 4.3 : variation du pH dans les filtres en série.....	39
Figure 4.4 : variation de la température dans les filtres en série.....	40
Figure 4.5 : variation de la conductivité dans les filtres en série.....	40
Figure 4.6 : variation de la turbidité dans les filtres en série.....	41
Figure 4.7 : variation de la MES dans les filtres en série.....	41
Figure 4.8 : variation de la DBO ₅ dans les filtres en série.....	42
Figure 4.9 : variation de la DCO dans les filtres en série.....	43

LISTE DES TABLEAUX

Tableau1.1. tableau des normes de rejets internationales (OMS. 1976).....	12
Tableau.3.1. Caractérisation du rejet de la ville de Biskra.....	26
Tableau 3.2. Caractéristique du substrat.....	28
Tableau 3.3. Gamme d'étalonnage.....	34



Introduction général

Introduction générale

Aujourd'hui, la pollution des eaux commence à atteindre un seuil préoccupant, qui doit être pris sérieusement en considération. En effet, l'épuration des eaux usées est devenue un problème de la plus haute importance dans la mesure où le volume des eaux usées ne cesse de croître et les effluents urbains et industriels sont déversés dans les oueds sans traitement préalable. En Algérie, il existe 67 stations dont uniquement 11 sont actuellement fonctionnelles (DHW, 2004).

La technique classique d'épuration est généralement la plus utilisée dans la pratique. Celle-ci consomme beaucoup d'énergie lors de l'homogénéisation et l'aération des eaux chargées, et présente la nécessité d'ajouter des additifs et des désinfectants. A la fin, on se heurte au problème de l'élimination des boues décantées qui s'accumulent généralement en amont avant le traitement par les bactéries.

Il existe actuellement un système d'épuration permettant de résoudre le problème ci-dessus, c'est l'utilisation des lits à macrocytes où l'épuration se fait par l'action combinée de plantes et des micro-organismes dans un lit filtrant. Ce système s'appelle *la phytoépuration*. 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 des milieux végétaux, de façon à en favoriser la dépuración naturel, qui s'effectue à cause du processus d'aération, sédimentation, absorption et métabolisation de la part des microorganismes et de la flore.

Les potentialités épuratoires des systèmes hydrauliques à plantes macrophytes ont été mis en évidence dès l'année 1946 par Seidel et exploitées avec succès dans différents pays tels que l'Italie, la France, la Russie, les Etats unie, le Sénégal, etc. (Finlayson et Chick, 1983, Brix. 1993, etc.). Le mode de traitement des effluents par des Macrophytes est à cent pour cent naturel et dans lequel l'intervention de l'homme est limité, c'est un système qui a prouvé son efficacité dans des étages climatiques différentes, en utilisant de nombreuses espèces (phragmites, tamarix, typha, massette, lentille d'eau,...).

Dans des études réalisées précédemment par des étudiants de MASTER (**Benhafid. H 2014**), 2014 « Elimination du phosphates par un système combinée d'un filtre à sable et un filtre planté ». Mémoire de master sur le même sujet, où nous avons étudié l'effet des filtres placées en série dont le premier est un filtre à sable nu, nous avons remarqué une amélioration nette de l'élimination des polluants. Dans La présente étude nous proposons d'étudier la possibilité

Introduction général

d'améliorer le pouvoir épuratoire des filtres plantés de *Phragmite Australis* placés en série mais cette fois-ci le premier est rempli du gravier et le deuxième rempli du sable. Pour aboutir à cet objectif notre mémoire a été divisé en deux parties et chaque partie est répartie en deux chapitres.

Dans la première partie le premier chapitre a mis l'accent sur les caractéristiques des eaux usées alors que dans le deuxième chapitre nous avons présenté un détail sur les filtres à macrophytes et les éléments qui les constituent, en montrant en détail le rôle de chacun d'eux. Dans la seconde partie, le premier et le deuxième chapitre ont été dédiés respectivement aux méthodes et procédure expérimentale et à la présentation et discussion des résultats obtenus.

1.1. Introduction

Les eaux usées sont des milieux extrêmement complexes, altérées par les activités anthropiques à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autre. Elles sont considérées comme polluées et doivent être donc traitées avant toute réutilisation ou injection dans les milieux naturels récepteurs (**Selghi. 2001**). C'est pourquoi, dans le souci de respect de ces différents milieux naturels récepteurs, des traitements d'abattement ou d'élimination de ces polluants sont effectués sur tous les effluents urbains ou industriels. Ces traitements peuvent être réalisés de manière collective dans une station d'épuration ou de manière individuelle également par des procédés intensifs ou extensifs (**Paulsrud et Haraldsen. 1993**).

1.2. Définition des eaux usées

D'après (**Rodier et al.2009**), 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 de 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 et 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, pluviales, industrielle et/ou agricole. En pratique l'eau est considérée comme polluée lorsque ses propriétés chimiques, physiques et biologiques ne respectent pas des normes prédéfinies pour un objectif bien déterminé de qualité.

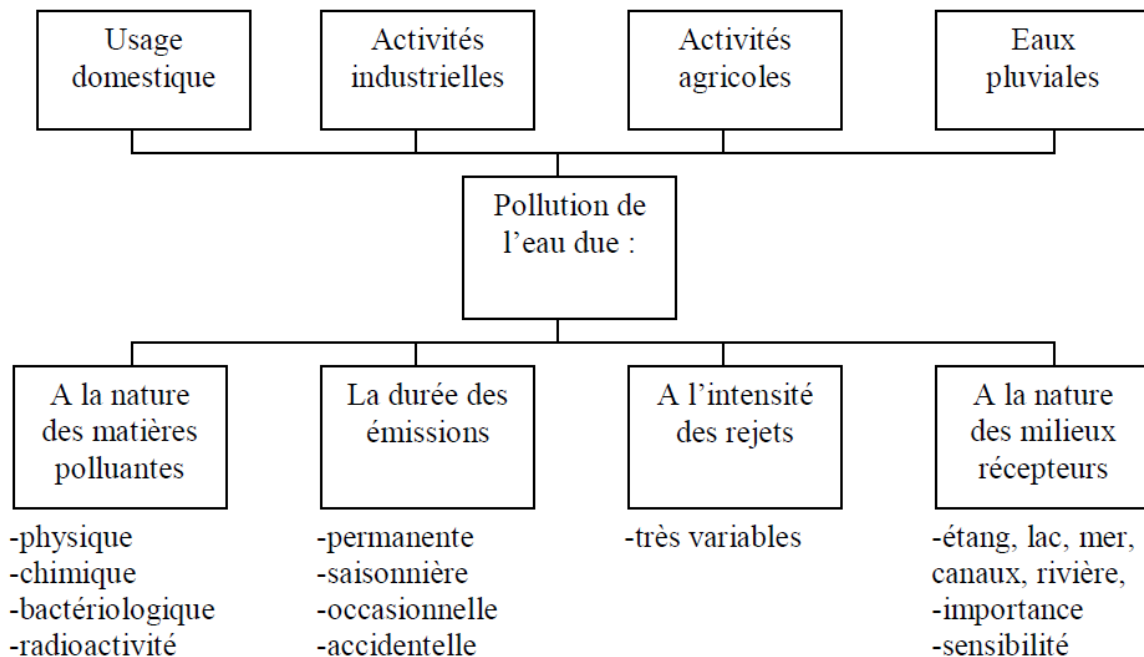
1.3. Origine des eaux usées

Toutes les activités humaines, qu'elles soient domestiques, industrielles, artisanales, agricoles... produisent des eaux usées. On distingue trois grandes catégories d'eaux usées : les eaux domestiques, les eaux industrielles, les eaux pluviales et de ruissellement.

1.3.1. Les eaux usées domestiques

Elles constituent généralement l'essentiel de la pollution et se composent ;

- 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.



(Source : Direction de l'environnement, 1990).

Figure 1.1 : Nature de la pollution des eaux.

- Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents.
- Des eaux de salle de bains chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle. Généralement des matières grasses hydrocarbonées.
- Des eaux de vannes qui proviennent des sanitaires (WC). Très chargés en matières organiques hydrocarbonées et composés azotés, phosphorés et en microorganismes. (Rejsek, 2002)

1.3.2. Les eaux usées industrielles

Les déchets et les effluents industriels définissent largement la qualité et le taux de dépollution 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 résiduaires d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée. Indépendamment de la charge de la pollution organique ou minérale, de leur caractère putrescible ou non, elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés **(Rodier, 2005)**.

1.3.3. Les eaux pluviales

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 et al, 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.

1.3.4. Les eaux 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,...). (**Grosclaude, 1999**).

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**).

1.4. Caractérisation des eaux usées

Les normes de rejet des eaux usées fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique. Ce potentiel de pollution généralement exprimés en mg/l est quantifié et apprécié par une série d'analyse. Certains de ses paramètres sont indicateurs de modification que cette eau sera susceptible d'apporter aux milieux naturels récepteurs. Pour les eaux usées domestiques, industrielles, et les effluents naturels, on peut retenir les analyses suivantes :

1.4.1. Les caractérisations physico-chimiques

Ils résultent de l'introduction dans un milieu des substances conduisant à son altération, se traduisant généralement par des modifications des caractéristiques physico-chimique du milieu récepteur. La mesure des ces paramètres se fait au niveau des rejets, à l'entrée et à la sortie des usines de traitement et dans les milieux naturels.

1.4.1.1. La température

La température est un facteur écologique important des milieux aqueux, son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique) et elle joue un rôle important dans la nitrification et la dénitrification biologique. La dénitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32°C par contre elle est fortement diminuée pour des températures de 12 à 15°C et elle est arrêté pour des températures inférieurs à 5°C (**Bollag, 1973 ; Rodier et al. 2005**).

1.4.1.2. Couleur

La coloration des eaux peut être due à certaines impuretés telles que le fer (couleur rouille) et le manganèse (couleur noire) et également à certaines matières organiques en particulier provenant de la dégradation de végétaux (substances humiques, tannins, lignine). L'unité de couleur (unité HAZEN) correspond à 1mg/l de platine (sous forme de K_2PtCl_6). On l'appelle encore unité platino-cobalt ou unité de couleur vraie (UCV). Pour l'eau potable, le degré de couleur maximale acceptable est de 15 UCV (**Tardat-Henry et Beaudry, 1984; Rodier, 2005**).

1.4.1.3. Goût-odeur

Selon les normes, les eaux de consommation doivent posséder un goût et une odeur non désagréables. Ces deux propriétés, purement organoleptiques sont extrêmement subjectives et il n'existe aucun appareil pour les mesurer. Elles sont causées par la présence des substances relativement volatiles dans l'eau comme le chlore, le bioxyde de soufre (SO_2) ou le sulfure d'hydrogène (H_2S) ou organiques comme les esters, les alcools, les dérivés aromatiques et des composés plus ou moins bien identifiés résultant de la décomposition de matières animales ou végétales, comme les algues ou encore dus à la pollution. Dans le cas d'une eau potable, l'apparition ou le changement de goût et d'odeur peuvent être signe d'activité microbienne et de lacunes dans le traitement ou de contamination dans le réseau de distribution (**Tardat-Henry et Beaudry, 1984 ; Rodier, 2005**).

1.4.1.4 Potentiel Hydrogène

Le pH (potentiel Hydrogène) L'acidité, la neutralité ou l'alcalinité d'une solution aqueuse peut s'exprimer par la concentration en H_3O^+ (notée H^+ pour simplifier). De manière à faciliter cette expression ; on utilise le logarithme décimal de l'inverse de la concentration en ion H^+ : c'est le pH. (**Paul Daniel et al ,2009**).

1.4.1.5 Turbidité

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 matière en suspension (MES) fines, comme les argiles, les grains de silice et les microorganismes. De plus la turbidité va perturber le fonctionnement des unités de désinfection, réduire l'efficacité du chlorure, c'est toute fois un indicateur facile à mesurer (**Bordet, 2007**).

1.4.1.6. Les 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 décantables (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).

1.4.2. Les caractérisations chimiques

1.4.2.1. 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-épuration et d'en déduire la charge maximale acceptable, principalement au niveau des traitements primaires des stations d'épuration. (**Rodier, 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 organiques et/ou inorganiques.

1.4.2.2. La demande chimique en oxygène (DCO)

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

La DCO étant fonction des caractéristiques des matières présentes, de leur proportion respective, 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**).

1.4.2.3. Relation entre la DBO et la DCO et l'oxydabilité

Le rapport DCO/DBO₅ détermine la possibilité et le rendement de dégradation que l'on peut espérer par un traitement d'oxydation biologique (**Moll, 2005**). La valeur du rapport DCO/DBO₅ d'une eau usée mixte nous permet d'avoir une idée sur sa biodégradabilité :

DCO/DBO₅ ≈ 1 → bonne biodégradabilité.

DCO/DBO₅ ≈ 1,5 à 2,0 → biodégradabilité moyenne.

DCO/DBO₅ ≈ 3,0 à 4,0 → biodégradabilité faible. (**Ouali, 2001**).

1.4.2.4. La conductivité électrique (CE)

La conductivité est la propriété que possède une eau à favoriser le passage d'un courant électrique. Elle fournit une indication précise sur la teneur en sels dissous (salinité de l'eau). La conductivité s'exprime en micro Siemens par centimètre. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau (**Rejsek, 2002**). Sa mesure est utile car au-delà de la valeur limite de la salinité correspondant à une conductivité de 2500 μSm/cm, la prolifération de microorganisme peut être réduite d'où une baisse du rendement épuratoire.

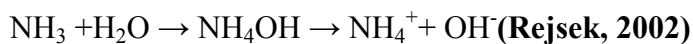
1.4.2.5. L'azote

L'azote se trouve dans l'eau usée sous forme organique ou ammoniacale dissoute. Il est souvent oxydé pour éviter une consommation d'oxygène (O₂) dans la nature et un risque de toxicité par l'ammoniaque gazeux dissous (NH₃), en équilibre avec l'ion ammoniac (NH₄⁺) (**Martin, 1979**). La nitrification est une transformation chimique de l'azote organique par l'intermédiaire de bactéries et passe par les étapes :

- N organique à NH₄⁺ : ammonification
- NH₄⁺ à NO₂⁻ : nitrification par *Nitrosomonas*
- NO₂⁻ à NO₃⁻ : nitrification par *Nitrobacter* (**Chellé et al. 2005**).

1.4.2.6. L'azote ammoniacal

Pour désigner l'azote ammoniacal, on utilise souvent le terme d'ammoniaque qui correspond aux formes ionisées (NH₄⁺) et non ionisées (NH₃) de cette forme d'azote. L'ammoniaque constitue un des maillons du cycle de l'azote. Dans son état primitif, l'ammoniac (NH₃) 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 (NH₄⁺). Les réactions réversibles avec l'eau sont fonction également de la température et sont les suivantes :



1.4.2.7. Nitrate

Les nitrates sont, d'un point de vue chimique, des sels de l'acide nitrique. Ces sels sont caractérisés par la présence de l'ion nitrate NO_3^- composé d'un atome d'azote et de trois atomes d'oxygène. Ils existent naturellement dans les sols et les eaux. Les ions nitrates se forment naturellement au cours du cycle de l'azote, notamment lorsque des matières organiques se décomposent, par l'action des bactéries du sol. **(Guenfoud, 2009).**

1.4.2.8. Nitrite

Le Nitrite NO_2^- est très instable, très réactif il peut jouer le rôle d'oxydant ou de réducteur, cette grande instabilité explique en partie sa toxicité.

En raison de la stabilité de l'ion nitrate la plus part des substances azoté de l'environnement ont tendance à se transformer en nitrate. Par conséquent toutes les sources d'azote (notamment l'azote organique l'ammoniaque et les engrais) devraient être considéré comme source des nitrates dans l'eau (en particulier les eaux souterraines) comprennent les matières animales et végétales en décompositions. Pour ces raisons, le consommateur est devenu méfiant à l'égard de l'eau de robinet lorsqu'il est citadin ou à l'égard de l'eau de puits lorsqu'il vit à la campagne et ce manque d'intérêt, l'a naturellement incité à boire de l'eau embouteillée. **(Guenfoud, 2009).**

1.4.2.9. Le phosphore

La concentration en phosphore dans les effluents secondaires varie de 6 à 15 mg/l (soit 15 à 35 mg/l en P_2O_5). Cette quantité est en général trop faible pour modifier le rendement **(FAO, 2003)**. Mais s'il y a excès, il est pour l'essentiel retenu dans le sol par des réactions d'adsorption et de précipitation; cette rétention est d'autant plus effective que le sol contient des oxydes de fer, d'aluminium ou du calcium en quantités importantes. On ne rencontre pas en général de problèmes liés à un excès de phosphore **(Asano, 1998)**.

1.4.2.10. Le potassium (K^+)

Le potassium est présent dans les effluents secondaires à hauteur de 10 à 30 mg/l (12 à 36 mg/l de K_2O) et permet donc de répondre partiellement aux besoins **(Faby, 1997)**. Il faut noter cependant que, s'il existe, un excès de fertilisation potassique conduit à une fixation

éventuelle du potassium à un état très difficilement échangeable, à une augmentation des pertes par drainage en sols légers, à une consommation de luxe pour les récoltes (FAO, 2002).

1.4.2.11. Le sulfate

La présence de sulfate 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).

1.4.3. Les paramètres microbiologiques

Les microorganismes comprennent, par ordre croissant de taille : les virus, les bactéries, les protozoaires et les helminthes. Ils proviennent dans leurs immenses majorités des matières fécales : on distingue alors la flore entérique (intestinale) normale et les microorganismes pathogènes.

1.4.3.1. Les bactéries

Les bactéries sont des organismes unicellulaires simples et sans noyau. Leur taille est comprise entre 0,1 et 10 μm . la quantité moyenne de bactéries dans les fèces est d'environ 10¹² bactéries/g (Asano, 1998). La majorité de ces bactéries ne sont pas pathogènes. Cependant, chez un hôte infecté, le nombre de bactéries pathogènes peut être très important.

1.4.3.2. Coliformes thermotolérants

Il s'agit là de coliformes possédants les mêmes caractéristiques que les coliformes mais à 44°C ; ils remplacent dans la majorité des cas l'appellation de « Coliforme fécaux ».

➤ Escherichia coli

Il s'agit là de coliformes thermotolérants qui produisent, en outre, de l'indole à partir du tryptophane à 44°C. Les Escherichia coli sont en général considérés comme de bons indices de contamination fécale, leur présence est constante dans les excréments humains. Ils

sont considérés comme un peu fragiles et disparaissent en général avant les pathogènes qui les accompagnent. **(Lebres, 1999).**

1.4.3.3. Virus

Systèmes « sub-biologiques » pour les uns, organismes vivants pour d'autres, les virus ne sont en tout cas pas des cellules, mais seulement des messages génétiques ; un virus isolé est incapable de métabolisme ou de multiplication, il ne peut que se répliquer aux dépens d'une cellule vivante infectée : c'est un parasite absolu. La taille des virus est généralement comprise entre 10 et 300 nm. **(Andriamirado et al, 2005).**

On estime leur concentration dans les eaux usées urbaines comprise entre 10³ et 10⁴ particules par litre. Leur isolement et leur dénombrement dans les eaux usées sont difficiles, ce qui conduit vraisemblablement à une sous-estimation de leur nombre réel. Les virus entériques sont ceux qui se multiplient dans le trajet intestinal ; parmi les virus entériques humains les plus importants, il faut citer les entérovirus (exemple : polio),

1.4.3.4. Protozoaires

Les protozoaires sont des organismes unicellulaires munis d'un noyau, plus complexes et plus gros que les bactéries. La plupart des protozoaires pathogènes sont des organismes parasites, c'est-à-dire qu'ils se développent aux dépens de leur hôte.

Certains protozoaires adoptent au cours de leur cycle de vie une forme de résistance, appelée kyste. Cette forme peut résister généralement aux procédés de traitements des eaux usées. **(Baumont, 1999).**

1.4.3.5. Les helminthes

Les helminthes sont des vers multicellulaires. Tout comme les protozoaires, ce sont majoritairement des organismes parasites. La concentration en œufs d'helminthes dans les eaux usées est de l'ordre de 10 à 10³ œufs/l. Beaucoup de ces helminthes ont des cycles de vie complexes comprenant un passage obligé par un hôte intermédiaire. Le stade infectieux de certains helminthes est l'organisme adulte ou larve, alors que pour d'autres, ce sont les œufs. **(Faby, 1997).** Les œufs d'helminthes sont très résistants et peuvent notamment survivre plusieurs semaines voire plusieurs mois sur les sols ou les plantes cultivées **(Baumont et al. 2004).**

1.4.3.6. Coliformes totaux

Il s'agit de Bacilles Gram Négatifs (BGN), aérobies ou anaérobies facultatifs, non sporulés, ne possédant pas d'oxydase, capable de se multiplier en présence des sels biliaries et

capables de fermenter le lactose avec production d'acide et de gaz en 24 à 48 heures à une température comprise entre 36 et 37°C, selon l'ISO.

1.4.3.7. Les coliformes fécaux (CF)

Les coliformes fécaux, ou coliformes thermotolérants, sont un sous-groupe des coliformes totaux capables de fermenter le lactose à une température de 44°C. Ce sont des bâtonnets Gram (-), aérobies et facultativement anaérobies ; non sporulant, on les désigne souvent sous le nom d'*Escherichia Coli* bien que le groupe comporte plusieurs souches différentes (*Citrobacterfreundii*, *Entérobacter aéroènes*, *Klebsiellapneumoniae* ...etc.)(OMS, 1979 ; Rodier et al., 2005 ; Joly et Reynaud, 2003).

La recherche et le dénombrement des coliformes fécaux est un examen proposé en raison d'une concordance statistique entre leur présence et l'existence d'une contamination fécale quasi certaine (Rodier et al. 2005).

1.4.3.8. Les Streptococcus fécaux

Sont considérées comme streptocoques fécaux, toutes les bactéries Gram (+) de forme oblongue ou de cocci sphériques légèrement ovales (OMS, 1979). Ils se disposent, le plus souvent, en diplocoques ou en chainettes (Leclerc et al, 1995 ; Joly et Reynaud, 2003).

1.5. Norme de rejet

La norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépasser ou une limite inférieure à respecter. Un critère donné est rempli lorsque la norme est respectée pour un paramètre donné Une norme est fixée par une loi, une directive, un décret-loi.

Les normes internationales selon l'organisation mondiale de la santé respective pour les eaux usées.

Caractéristiques	Normes utilisées (OMS)
PH	6,5-8,5
DBO5	<30 mg/1
DCO	<90 mg/1
MES	<20 mg/1
NH+4	<0,5 mg/1
NO2	1 mg/1
NO3	<1 mg/1
P2O5	<2 mg/1
Température T	<30°C
Couleur	Incolore
Odeur	Inodore

Tableau1.1 : tableau des normes de rejets internationales (OMS. 1976)

1.6. Impact des eaux usées sur l'environnement et la santé

1.6.1. Impact sur l'être humain

Les maladies transmissibles partent d'un réservoir d'infection vers un hôte à travers une chaîne dite cycle de transmission, qui implique trois principaux éléments: l'agent, l'environnement et l'hôte (WHO. 1996). Les agents infectieux peuvent être transmis par l'air, l'eau, les aliments, la poussière, les produits sanguins, les excréta, le sol et les insectes (**Birley 1995**).

Les maladies d'origine hydrique ou alimentaire sont peut-être les problèmes de santé les plus répandus dans le monde contemporain (**WHO. 1996**). L'eau, les aliments, et le sol, quand ils sont contaminés, vont transmettre des bactéries, des virus, et des parasites qui causent de nombreuses maladies comme la diarrhée, le choléra, la fièvre typhoïde et les vers intestinaux. L'utilisation des eaux usées pour irrigation comporte un certain nombre de risques à cause de la présence de nombreux agents pathogènes (virus, bactéries, parasites) dans les eaux, les sols et les végétaux (**Strauss et Blumenthal. 1990. Mara et Cairncross. 1992**). D'une manière générale les maladies liées aux excréta sont très répandues dans les pays en développement. Donc un bon nombre d'entre elles pourraient créer un problème de santé publique dans le sillage des systèmes de Réutilisation des eaux usées.

Il existe 4 catégories de personnes sur qui l'utilisation agricole des eaux résiduaires fait peser un risque potentiel distinct du risque effectif (**Mara et al. 1992**):

- les ouvriers agricoles travaillant dans les champs et les membres de leur famille.
- les manutentionnaires et manipulateurs des produits des récoltes,
- les consommateurs des cultures (hommes et bétail).
- les personnes vivant à proximité des champs.

L'organisation Mondiale de la Santé (OMS) a tenu depuis 1971 une série de réunions d'experts consacrées à la réutilisation des effluents qui ont abouti à l'adoption de recommandations et de directives de références. en 1987.

1.6.2. Impact sur la faune

- Changement dans la composition, l'abondance et la diversité des espèces ;
- Mortalités massives des poissons ;
- Trouble de la reproduction et du développement, malformations et mortalité embryonnaire ;
- Perturbation des fonctions thyroïdienne et immunitaire chez les oiseaux piscivores ;
- Bioaccumulation de contaminants (substances toxiques) ;
- Féminisation des oiseaux et des reptiles males ;
- Perte d'habitats ;
- Blocage des voies de migration ou d'évacuation par les sédiments accumulés ;
- Remplacement des poissons d'eau froide par des poissons d'eau chaude ;
- Concentrations accrues des pathogènes dans les mollusques, (**Cherak, 1999**).

1.6.3. Impact sur la flore

Sur la nutrition minérale des plantes: L'épandage des boues résiduaires ou l'irrigation par les eaux usées provoque notamment une augmentation de la concentration des sols en éléments minéraux nutritifs essentiels pour le développement des végétaux (d'azote, le phosphore et le potassium) (**Cherak, 1999**).

Sur la croissance des végétaux: Les apports répétés des eaux usées sur le sol agricole plusieurs fois provoquent une augmentation de la concentration des sols en éléments nutritifs et par conséquent ils favorisent une croissance importante des végétaux (**Cherak, 1999**).

Sur la biomasse des végétaux: On observe différents effets selon l'espèce végétale et la quantité des eaux usées d'irrigation et les boues d'épandages si l'irrigation est régulière on observe une action positive concernant la matière sèche, (**Cherak, 1999**) et si l'irrigation est excessive par les eaux usées on observe des effets négatifs tels que :

- Diminution du poids du grain du blé de printemps.
- Diminution de la teneur en sucre de la betterave
- Changement dans la composition, l'abondance et la diversité des espèces.

- Augmentation de la croissance des plantes nuisibles immergées.
- Nombre accru de fleurs d'eau, qui sont parfois toxiques.
- Bioaccumulation de contaminants (substances toxique), (**Cherak, 1999**).

1.7 Conclusion

Les eaux usées sont toutes les eaux qui sont de nature à contaminer les milieux dans lesquelles elles seront déversées. C'est pourquoi, dans un souci de respect de ces différents milieux, des traitements sont réalisés sur ces effluents.

Dans ce chapitre, nous avons exposé les eaux usées en général, nous avons commencé par la définition des eaux usées, leur notions rejeté international, en suite nous allons définie la pollution et leurs types, dans le chapitre suivant nous allons discuter comment filtrer les eaux usées grâce à une méthode des plantes.

2.1 Introduction

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, on a vu apparaître sur le marché, des systèmes d'épuration «rustiques», techniques alternatives aux procédés artificiels, tels que le lagunage, l'épandage ou encore les lits filtrants plantés de macrophytes.

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

L'expérience et le suivi des stations de ce type révèlent cependant qu'un certain nombre de problème subsistent. Tout d'abord des problèmes de conception dus à un manque de maîtrise des phénomènes hydrologiques, hydrauliques et épuratoires. Mais aussi des problèmes de réalisation du fait de l'absence de référentiel.

2.2 Historique

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

Le premier système mis en exploitation date de 1974 (**Grison, 1999**). Exporté vers des pays européens (notamment le Danemark et le Royaume Uni), le système a fait l'objet de nombreuses critiques de la part de scientifiques qui ont contesté le dimensionnement et l'aptitude des roseaux à augmenter la perméabilité des sols en place utilisés comme substrat (**Brix, 1987**). Des recherches étaient menées en Europe pour fiabiliser le fonctionnement des filtres planté de macrophytes jugé potentiellement intéressant et susceptible de combler un

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

Ce genre de procédé d'épuration de plus en plus utilisé à travers le monde, à titre d'exemple, plus de 2000 stations d'épuration à filtres plantés fonctionnent en France L'utilisation des végétaux aquatiques pour le traitement des eaux usées est relativement ancienne;

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

2.3. Rôle des différentes composantes du système

2.3.1. Rôle du matériau de remplissage

De par sa granulométrie, le matériau de remplissage a un rôle évident de filtration des matières en suspension présentes dans les eaux usées, d'où le nom de filtres. Son efficacité dans ce rôle dépend en grande partie de la texture du matériau que l'on approche par sa granulométrie et qui interviendra notamment sur les caractéristiques hydrodynamiques (Conductivité hydraulique en milieu saturé ou non). Il assure un support de fixation pour le développement des microorganismes et ne pas être entraînés par les eaux usées.

Lorsque les eaux usées passent au travers du média, celui-ci permet d'effectuer un bon enlèvement des matières en suspension et de la partie organique associée. Lorsque le média filtrant a une bonne capacité d'adsorption, il pourra permettre l'accumulation du phosphore si les conditions sont favorables. Pour ce faire, il faut que des ions de fer ou d'aluminium soient disponibles (**Gabriela et al. 2005**).

Le choix d'une granulométrie adaptée doit nécessairement prendre en compte la chute de la conductivité hydraulique liée au développement bactérien (par réduction de la porosité totale) et la nécessaire porosité supplémentaire, dite "libre à l'air", indispensable pour la diffusion qui est le facteur prépondérant de l'aération du milieu. Les équilibres biologiques fluctuent au gré

des indispensables périodes d'alimentation et de repos et sont aujourd'hui encore très mal connus et relativement peu étudiés (**Prochaska et Zouboulis, 2009**).

La composition du matériau de remplissage influence également le traitement par sa capacité à adsorber le phosphore ou encore les métaux lourds. Cela dépend essentiellement de sa teneur en fer, aluminium, calcium et du temps de séjour des eaux dans le massif, variable avec la porosité du matériau en place, à mettre en relation avec cinétiques compatibles avec les objectifs de traitement fixés.

Le choix de matériaux de remplissage s'opère en deux temps:

- ✓ sélection à partir des informations demandées aux carrières: granulométries, teneur en fines, minéralogie (teneur en calcaires).
- ✓ vérification sur le chantier de la conformité de la livraison par rapport aux matériaux définis dans la carrière sélectionnée, sur la base de mesures de granulométrie et de propreté. Des tests de perméabilité peuvent également être réalisés (**Arias et al. 2005**). Pour la mise en place des graviers, il n'y a pas de précautions particulières à prendre dès lors qu'ils sont bien lavés et repris sans mélange avec le sol lorsqu'ils sont stockés sur le site.

Pour la mise en place des sables, on recommande une confection de couches successives de 15 à 20 cm pour limiter les problèmes de ségrégation. Le sol qui retient la rhizosphère du système fournit une superficie stable pour l'attachement microbien, un substrat solide pour la croissance de plantes, et fonctionne directement dans la purification de l'eau usée par de processus physico chimique.

Les sols sont très efficaces en enlevant les solides en suspension, les bactéries pathogènes et les virus par filtration et par l'adsorption (**Brix et Arias, 2005**). Les processus de précipitation dans le sol sont d'une façon permanent par laquelle certains ions sont enlevés des eaux usées. La coprécipitation du phosphate avec le fer, l'aluminium et le calcium peut enlever des quantités significatives du phosphore (**Vymazal, 2007**).

2.3.2. Rôle des plantes

Les plantes ont de nombreux rôles :

- ✓ -Absorption et exportation de la phytonutrition et des éléments toxiques. Dans les eaux usées, la présence d'azotes et de phosphore sous diverses formes est significative. Il

s'agit d'éléments essentiels pour la vie de plantes, ils peuvent en absorber de grandes quantités : 20-40 g/m d'azote, environ la moitié du phosphore .A cela s'ajoute que certaines espèces sont capables d'absorber, sans problèmes, quelques éléments toxiques comme les métaux lourds.

- ✓ Minéralisation poussée des dépôts assurée par la présence des rhizomes, des racines, des radicelles et d'une grande quantité de lombrics garantit qui donnent une sorte de terreau parfaitement aéré et dont la perméabilité reste élevée.

- ✓ Réduction du volume du rejet à travers l'absorption radicale et la transpiration foliaire.

- ✓ Les racines servant de support au biofilm, elles sont, avec leur environnement immédiat, des zones particulièrement actives pour le métabolisme aérobie alors qu'en s'en éloignant les processus anaérobies dominant. Elles assurent l'ouverture du support minéral. En effet, leurs rhizomes et leurs racines créent, en se développant, des sortes de tunnels **(Haberl and Perfler, 1990 ; Cooper et al, 1996)**, des voies hydriques.

- ✓ Les végétaux aquatiques ont, au cours de leur évolution, développent la faculté de transférer l'oxygène formé par synthèse chlorophyllienne vers leurs parties souterraines (rhizomes, racines et radicales). Une partie de cet oxygène est excrétée dans le milieu environnant pour participer à l'oxydation des sels minéraux nécessaires à la nutrition des plantes. Une fraction résiduelle, relativement minime, mais dont l'estimation, à caractère polémique, a fait l'objet d'investigations scientifiques **(Armstrong et Armstrong, 1988 ; Brix, 1990)**, pour ne citer que les plus connus), et encore disponible pour participer aux processus de dégradation aérobie de la matière organique. Elle s'ajoute aux phénomènes limités, dans un milieu saturé, de diffusion depuis la surface.

- ✓ Considéré comme un support à la population microbienne. Dans le système de phytoépuration se trouve une population microbienne spécifique, capable d'attaquer la substance organique et de la décomposée en molécules simple. Et ceci est l'un des principaux mécanismes à travers lequel se réalise la phytoépuration des eaux usées. Pour que ce mécanisme se face d'une manière efficace et continue, il est nécessaire que les microorganismes disposent de sites dans lequel ils s'installent et des matières organiques pour alimenter leur métabolisme.

- ✓ On suppose enfin, qu'au niveau de leurs racines, certaines plantes sécrètent des antibiotiques, contribuant ainsi à l'élimination des micro-organismes pathogènes **(Vincent et al., 1994)**.

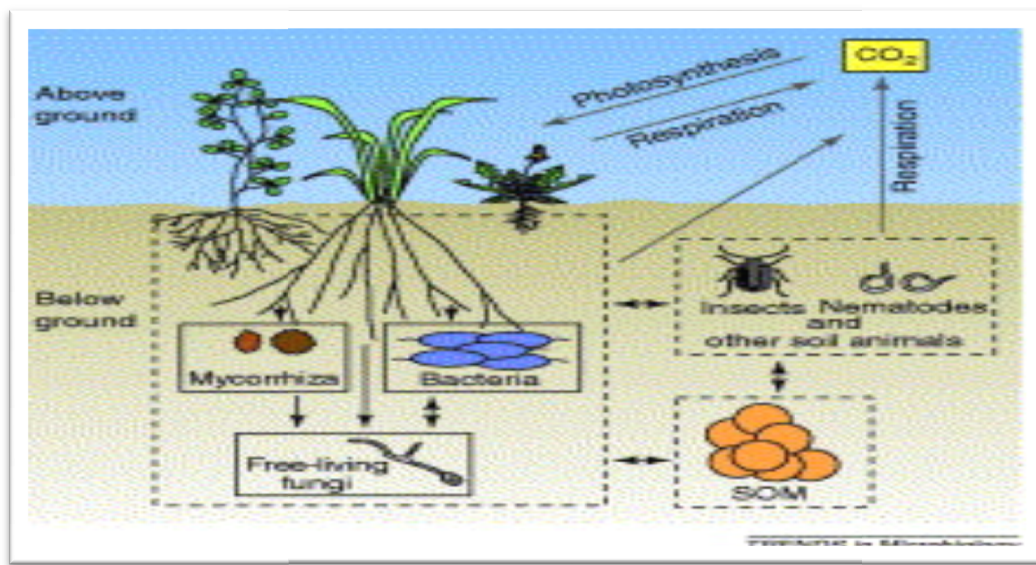


Figure 2.1. Rôle des plantes (Edwards et al., 2006)

2.3.3. Rôle des micro-organismes

Les microorganismes résultent principalement de la transformation des éléments nutritifs via les enzymes extracellulaires ainsi que par la respiration et la fermentation microbiennes. Ils ont besoin d'un support de fixation pour se développer et ne pas être entraînés par les eaux usées; celui-ci est assuré par les plantes (surtout leurs organes souterrains) et le matériau. La dégradation de la matière organique par les micro-organismes est productrice de biomasse bactérienne qui doit être à son tour dégradée pour éviter le colmatage (Keith et al. 2003).

En biologie les organismes les plus importants dans le processus de la phytoépuration sont les bactéries. Ces derniers entrent dans le processus du traitement par les plantes, présents dans la matière fécale des eaux résiduaires et les sols et les organismes de l'eau (Bhupinder et al, 2009).

Les micro-organismes ont un rôle essentiel à jouer dans tous les systèmes de traitement d'eaux usées à partir des plantes. Qu'ils soient aérobies ou anaérobies, ce sont eux qui consomment la partie carbonée des eaux usées pour la transformer principalement en CO₂ pour les bactéries aérobies et aussi en méthane pour les bactéries anaérobies (Edwards et al, 2006). Lorsqu'il est possible de maintenir des conditions séquentielles aérobies et anaérobies, les bactéries nitrifiantes vont transformer l'azote ammoniacal en nitrites et nitrates dans les zones aérées et les bactéries dénitrifiantes vont permettre la transformation des nitrates et nitrites en azote gazeux dans les zones anaérobies (Keith et al., 2003).

2.3.4. L'intérêt de la phytoépuration

L'intérêt majeur de ce type d'installation est l'intégration harmonieuse dans le paysage. Les stations d'épuration plantées de macrophytes sont conçues à la manière de jardins d'eau, avec une grande diversité de plantes vivaces, et des étagements en terrasses respectant la déclivité du terrain naturel dans la mesure du possible. L'entretien d'une telle station est le même nature que le jardinage courant, et le personnel technique d'une collectivité peut aisément s'en occuper.

En assurant une exploitation fidèle aux préconisations (comme l'alimentation alternée, le coup d'œil régulier sur le circuit hydraulique), le problème des odeurs ne se pose pas l'aération oxygénation en la clé.

Il est possible, et souvent préférable, de traiter les eaux usées brutes en tête de station, sans décantation préalable : les matières filtrables amenées par les eaux (papier, matières fécales, etc.) se déposent en surface des lits du 1^{er} étage et constituent ainsi une couche de filtration fine, qui se 'composte' et se minéralise progressivement.

A la différence des systèmes conventionnels, il n'y a pas de production de boues, mais d'un résidu peu volumineux, stable et minéralisé, à l'aspect de terreau sur le 1^{er} étage de traitement (1,5 cm par an). Il n'y a donc pas de problème de stockage ou de traitement de déchets (un simple raclage de la surface du 1^{er} étage tous les 10 ans suffit).

L'application d'une filière plantée de macrophytes, du fait de la diversité des facteurs de dégradation mis en jeu, est adaptée à un large éventail d'effluents (**Vymazal et al, 1998**).

Les stations d'épurations plantées de macrophytes s'adaptent facilement aux regroupements d'habitations isolés (hameaux, lieux-dits), et offrent ainsi une alternative pertinente à la construction de réseaux de collecte coûteux. De plus, ces filières n'ont besoin que d'un environnement technique simple (clôture, zones de circulation rustiques, cabanon technique).

En raison de sa rusticité, ce procédé réduit grandement le coût de la maintenance et la consommation d'énergie.

En été, moment de l'année où les milieux récepteurs doivent être particulièrement protégés, les zones tampons plantées d'arbres offrent la possibilité de réduire sensiblement le volume et l'impact des rejets.

2.3.5. Les macrophytes utilisées en Phytoépuration

2.3.5.1. *Phragmites australis*

Phragmites australis: Plante vivace à rhizome rampant, très ramifié, émettant des tiges nombreuses, élevées (de 60 cm à deux mètres), dures et luisantes ; feuilles glauques, à ligule courte et ciliée, à limbe de plusieurs décimètres de long et large d'un pouce, très pointu au sommet et rude sur les bords, strié en long sur les deux faces ; inflorescence grande, très étalée, brun jaunâtre, à axe velu sur les nœuds inférieurs ; épillet très nombreux, grands (1-2 cm), à glumes très inégales, à axe sinueux très velu, portant 4 – 10 fleurs à longue arête.- Espèce cosmopolite, surtout représentée au Sahara par une forme à feuilles courtes, raides et piquantes, un peu enroulées en long, à tiges plus courtes que dans le roseau habituel d'Europe. (Ozenda, 2004)



Figure 2.2 Le *Phragmites communis*

2.3.5.2. *Cyperus papyrus*

Au bord de l'eau le *Cyperus* développe d'impressionnantes tiges souples bien vertes que coiffent des feuilles disposées en rayon. (Ozenda, 2004). Ce genre compte plus de six cent espèces de laïches, dont des annuelles et des vivaces persistantes, répandus surtout dans les habitats humides de presque toutes les régions du globe, sauf les plus froides. Les larges touffes d'épaisses tiges cylindriques ou triangulaires portent des feuilles graminiformes issues de la base et sont coiffées d'inflorescences compactes ou de grandes ombelles de petits épis floraux paléiformes.

La plupart des espèces ornementales se plaisent au bord de l'eau ou en sol marécageux. Elles tolèrent les rayons directs du soleil. Multiplier par semis ou division.



Figure 2.3: Cyperus papyrus

2.3.5.3 Nerium Oleander :

Son nom : Nerium, vient de Nerion qui signifie en grec « eau ». Laurier rose en effet, préfère les terres bien arrosées. Ses feuilles seront alors plus grandes et sa floraison plus abondante. **(Pereire, 2006)**. Le Laurier Rose est un arbuste vigoureux, touffu, à port dressé et arrondi. Feuilles de texture ferme, allongées, pointues. Fleurs en forme de Pervenche, groupées en bouquets terminaux, pendant toute la belle saison. C'est un arbuste d'une grande beauté dont il existe de très nombreuses variétés, à fleurs simples ou doubles, dans de merveilleux coloris vif ou pastel. A signaler que toutes les parties de la plante sont toxiques.

De hauteur de 1 à 4 m, à longues feuilles lancéolées, persistantes, glabres, verticillées par trois, à nervure médiane très saillantes en dessous ; inflorescence en cyme ; fleurs à grande corolle (3-5 cm), roses ou plus rarement blanches ; capsules longues (8-10 cm), libérant des graines couvertes de nombreux poils roux. La plante est très toxique, notamment pour les chameaux **(Ozenda, 1991)**



Figure 2.4: Nerium Oleander

2.4 Conclusion

Dans ce chapitre nous avons passé en revue les principales recherches relatives à la technique d'épuration par filtres plantés à macrophytes dite la phytoépuration ou marais artificiels. Nous avons essayé de présenter l'essentiel de la phytoépuration et la description des substrats et des plantes les plus utilisées.

3.1. Introduction

Le dispositif expérimental utilisé est situé dans une aire aménagée pour les essais de la phytoépuration au niveau de l'université de Biskra. Ville caractérisée par un été très chaud et sec et un hiver doux. Les conditions climatiques de la ville de Biskra constituent une niche écologique pour tous les macrophytes et les microphytes, ainsi que les microorganismes tels que les bactéries, les champignons qui assurent à leurs tours le potentiel épurateur des lits à macrophytes à traiter les eaux usées et qui assurent le bon déroulement de ce processus de la phytoépuration.

3.2. Aperçu sur la zone d'étude

3.2.1. Situation géographique

Située au pied du versant méridional du massif de l'Aurès, Biskra appelé la porte de l'espace saharien d'une superficie de 21.671.2 Km², cette wilaya est limitée:

- Au nord par la wilaya de Batna et la wilaya de M'sila.
- À l'est par la wilaya de Khenchela.
- À l'ouest par la wilaya de Djelfa.
- Au sud par la wilaya d'El oued.

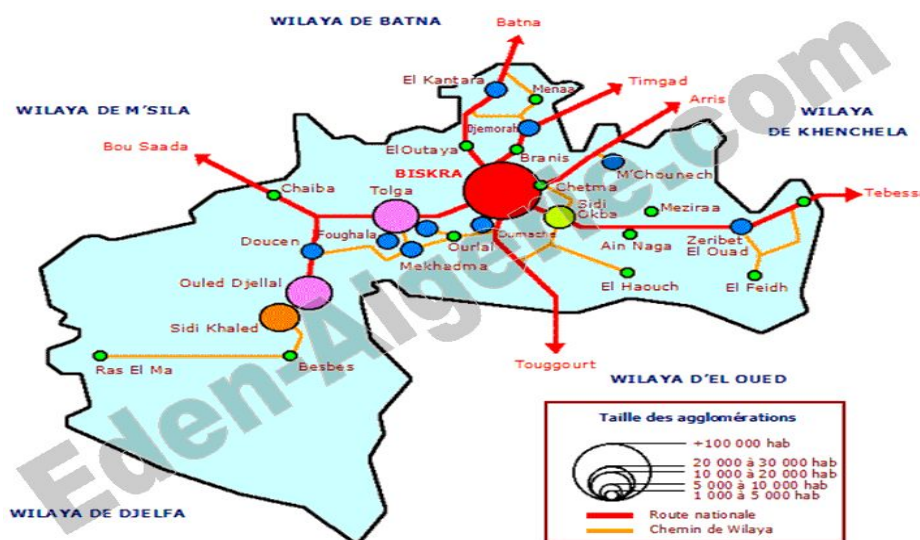


Figure 3.1: Géographie et réseau urbain de la wilaya de Biskra (www.Eden –
Algerie.com, 2005)

3.2.2. Caractéristiques climatiques

3.2.2.1. Les températures

Du fait de la pureté de leur atmosphère et souvent aussi de leur position continentale, les déserts présentent de forts maximums de température et de grands écarts thermiques. Celle-ci (la température) est un facteur favorable lorsqu'il y a suffisamment d'eau, et de fait les mares, les suintements ou les oueds représentent un milieu biologique très riche. Mais en milieu sec la température devient un facteur aggravant car, toutes choses égales d'ailleurs, elle augmente la vitesse de l'évapotranspiration (**Ozenda, 1991**).

La température représente un facteur limitant de toute première importance car elle contrôle l'ensemble des phénomènes métaboliques et conditionne de ce fait la répartition de la totalité des espèces et des communautés d'êtres vivants dans la biosphère. (**Ramade, 2003**).

3.2.2.2. La pluviométrie

Elle constitue un facteur écologique d'importance fondamentale, non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres, mais aussi pour certains écosystèmes limniques tels les mares et les lacs temporaires, et les lagunes saumâtres soumises à des périodes d'assèchement (**Ramade, 2003**).

3.2.2.3. Les vents

Il constitue en certains biotopes un facteur écologique limitant. Sous l'influence de vents violents, la végétation est limitée dans son développement (**Ramade, 2003**).

Il intervient des fois par sa violence, par les particules qu'il transporte et qui peuvent déchirer les parties aériennes des plantes, et par les remaniements qu'il provoque dans le sol. Cependant son action peut être quelquefois favorable, par exemple lorsqu'il provoque un important dépôt de sable sur des sols salés qui étaient stériles, ou bien lorsqu'il contribue à la dispersion des végétaux et de leurs semences (**Ozenda, 1991**).

3.3. Aperçu sur le site de rejet :

Les eaux usées utilisées dans notre étude sont pris de rejet de la ville de Biskra situé à côté de la station d'épuration projetée. Ce rejet collecte actuellement plus de 15000m³/j d'eau usée. (**DHWB, 2010**) il prend en considération les différents types des eaux rejetées (domestique, industrielles, hospitalières etc.....) Tableau 3.1

Tableau.3.1. Caractérisation du rejet de la ville de Biskra.

Paramètres	Unité	17/02/2015
Phosphates	mg/l	43.06
pH	/	8.10
Conductivité	$\mu\text{s}/\text{cm}$	1885
Turbidité	UNT	339
Oxygène dissous	Mg/l	2.11
DBO ₅	mg/l	380
DCO	mg/l	664
T	C°	16.5
MES	mg/l	720
Nitrates	mg/l	51.452
Sulfate	mg/l	188.68

Les analyses physico chimiques réalisées sur ces eaux ont montrés un degré de pollution très important, la DBO₅ dépasse 380mg/l, la DCO est plus que 664 mg/l. La présence des nutriments est aussi importante (Tableau 3.1).



Figure.3.2. Situation de point de prélèvement.

3.4. Préparation du dispositif expérimental.

Les essais expérimentaux ont été effectués dans l'aire expérimentale du département d'hydraulique de l'université de Biskra, aménagée spécialement pour les essais de la phyto-épuration (**Figure 3.3**).



Figure3.3 Station de phytoépuration de département hydraulique université de Biskra

3.4.1. Choix du Matériels d'étude

3.4.1.1. Choix du substrat

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 du substrat : gravier alluvionnaire (cailloux), sable et caractéristique du substrat dans le (**Figure3.4**).



Figure 3.4. Le substrat utilisé : Gravier alluvionnaire et Sable et agrégat

Le première et deuxième bac est rempli 2 couches (1^{ère} Couche agrégat et 2^{ème} couche Gravier alluvionnaire).

Le troisième et quatrième bac est rempli a 2 couches (1^{ère} Couche de agrégat et 2^{ème} couche Sable), En commençant par le fond du bac

Tableau 3.2 caractéristique du substrat

Bac	Couches	Substrat	Diamètres	Epaisseur
N1	1 ^{ère} Couche	Agrégat	50 à 70 mm	5 Cm
	2 ^{ème} couche	Gravier alluvionnaire	5 à 12 mm	30 Cm
N2	1 ^{ère} Couche	Agrégat	50 à 70 mm	5 Cm
	2 ^{ème} couche	Gravier alluvionnaire	5 à 12 mm	30 Cm
N3	1 ^{ère} Couche	Agrégat	50 à 70 mm	5 Cm
	2 ^{ème} couche	Sable	Fin	30 Cm
N4	1 ^{ère} Couche	Agrégat	50 à 70 mm	5 Cm
	2 ^{ème} couche	Sable	Fin	30 Cm

3.4.1.2. Choix de macrophyte :

3.4.1.2.1. Critère de choix du *Phragmite australis* :

Le *Phragmite*. A qui est une plante endémique est choisi car il répond aux exigences suivantes ;

- Une planté qui a monté son efficacité concernant l'épuration des eaux usées de la région de Biskra (**Benhafid. H 2014**)
- Adaptation aux conditions climatiques locales,
- Durée du cycle de végétation important,
- Vitesse de croissance remarquable,
- Facilité d'exportation de la biomasse produite et efficacité d'épuration.

3.4.1.2.2. Description générale de la plante :

Le *Phragmite* est une plante qui résiste aux milieux les plus argileux et rocailleux facile à implanter ou marécageux (**Fauteux, 2002**). Sa hauteur est de 1 à 7 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. Elles sont dressées au bord de l'eau (nappe de roseau) et appelées roselier ou phragmitaire (**Gaujous, 1995**).

Nous avons laissé les plantes dans l'eau 15 jours avant l'implantation, Pui plantée les quarts bacs



Figure 3.5: Préparation des plantes et implantation

3.5. Analyse physico-chimique

Les analyses physico chimiques des eaux usées (nitrate nitrite, DBO₅, l'ammonium, DCO, Turbidité, Matière en suspension, pH, conductivité électrique) ont été réalisées au laboratoire de CRSTRA. Dans cet essai on a effectué deux analyses : une analyse des eaux brutes avant traitement et une autre analyse des eaux récupérées après épuration à la sortie de chaque bac.

3.5.1. Température (T°), pH, conductivité électrique (CE), oxygène dissout (O₂) : la Température (T°) :le pH, la conductivité électrique (CE) et oxygène dissout sont mesurés à l'aide d'un Multi Paramètre (multi 3430).

3.5.2. DBO₅ :

La DBO « Demande Biochimique en Oxygène » correspond à la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes aérobies de l'eau pour oxyder les matières organiques, dissoutes ou en suspension dans l'eau. Il s'agit donc d'une consommation potentielle de l'oxygène par voie biologique.

La DBO est mesurée au bout de 5 jours (=DBO₅), à 20 °C (température favorable à l'activité des micro-organismes consommateurs d'O₂) et à l'obscurité

Préparation de l'échantillon

- Evaluer la plage de mesure de l'échantillon à analyser et choisir le volume d'échantillon, (ex : 164ml), (suivie le tableau « sélection le volume d'échantillon »).
- Mesurer exactement le volume d'échantillon à l'aide du ballon de débordement et le verser dans un flacon DBO₅ (éventuellement utiliser un entonnoir).
- Si nécessaire ajouter de l'inhibiteur de nitrification ATH (*N-Allylthiourea*). La nitrification est une 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 DBO₅.
- Remplir le joint caoutchouc avec 3-4 comprimés de NaOH et le placer dans le flacon.
- Visser le manomètre à lecture digitale du DBO₅ sur le flacon, et régler le manomètre suivant les étapes visées au
- Poser l'échantillon sur le support à flacons.
- Démarrage et Incubation de l'échantillon selon la norme (DBO₅ sur 5 jours à 20°C).

- Lecture des valeurs mémorisées après 5 jours

Sélection le volume d'échantillon

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

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

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

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 à lecture digitale.



Figure 3.7. DBO-mètre

3.5.3. DCO : La DCO est mesurée par un DCO-mètre de type « codplusecolorimètre » qui permet de lire directement la DCO de la solution.



Figure3.7. DCO-mètre

3.5.4. Turbidité :

La mesure de la turbidité est lue par le turbidimètre, directement avec l'utilisation de l'eau. La lecture se fait directement sur l'appareil après que l'échantillon d'eau est placé dans une cuvette

3.5.5. MES :

Le paramètre MES englobe tous les éléments en suspension dans l'eau: MES=MMS (matières minérales en suspension) + MVS (matières volatiles en suspension).

Principe

La technique de mesure consiste à filtrer l'eau à analyser sur une membrane filtrante. La différence de poids de la membrane avant et après filtration, nous donnera la teneur en matières en suspensions de l'eau après avoir séché à l'étuve à 150°C.

Matériel

Entonnoir, papier filtre, étuve, une pipette de 100 ml et un dessiccateur.

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 200 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 Soient : PE: le volume, en millilitres de la prise d'essai. = 200 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. Le taux de matières en suspension, exprimé en milligrammes par litres, est donné par l'expression :

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

3.5.6. Dosage des nitrates par spectrophotométrie

Principe et domaine d'application

Cette méthode peut être utilisée uniquement pour des eaux contenant une très faible quantité de matières organiques, elle est donc applicable sur des eaux destinées à la consommation humaine. Les NO₃ en solution aqueuse présentent un spectre d'absorption dans l'UV avec un maximum entre 200 à 250nm.

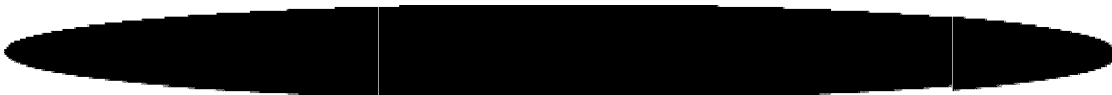
La mesure de l'absorbance en UV à 220 nm permet une détermination rapide de la concentration en nitrates d'une eau. Cette méthode n'est pas recommandée pour des eaux riches en matière organique.

L'acidification de l'échantillon avec de l'acide chlorhydrique à 1 mol. L⁻¹ permet d'éviter les interférences de l'hydroxyde ou de carbonate de calcium à des concentrations supérieures à 1g de CaCO₃/l. La droite d'étalonnage respecte la loi de Beer-Lambert pour des concentrations en nitrates inférieures à 11 mg d'azote des nitrates par litre.

- **Préparation des solutions**



Dissoudre 0.7218g de nitrate de potassium, préalablement séché à 105°C pendant 24h, dans 1000mL d'eau distillée



- **Mode opératoire**

-Diluer la solution précédente au 1/10.

- A partir d'une solution étalon à 10 mg de N-NO₃, préparer une gamme étalon dans des fioles jaugées de 50 ml comme indiqué sur le tableau suivant :

Tableau 3.3 gamme d'étalonnage

Volume de solution étalon ml	1	2	4	7	10	20	25	35
Masse d'azote des nitrates mg N-NO ₃ .L ⁻¹	0.2	0.4	0.9	1.4	2	4	5	7

Réalisation de la gamme d'étalonnage pour des nitrates par spectrophotométrie

- Compléter à 50 ml avec de l'eau déionisée

- Lire l'absorbance à 220 nm en utilisant de l'eau distillée pour régler le zéro d'absorbance et en utilisant des cuves spéciales pour

▪ **Dosage de l'eau à analyser**

- Prélever une prise d'essai de 50 ml d'échantillon.

- Filtrer si nécessaire pour éliminer le trouble du aux matières en suspension.

-Ajouter 1 ml d'acide chlorhydrique à 1 mol. L⁻¹ et mélanger fortement.

-lire l'absorbance dans les mêmes conditions que pour la gamme étalon.

Expression des résultats

Déduire, de la courbe d'étalonnage et de l'absorbance de l'échantillon, la masse d'azote des nitrates exprimée en mg de N-NO₃. L⁻¹. Il est possible de transformer cette concentration en concentration en NO₃. L⁻¹ par la formule suivante:

$$CNO_3 = C N-NO_3 \cdot 62/14$$

62 : masse molaire de l'ion nitrate en g.mol⁻¹.

14 : masse molaire de l'azote en $\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$

3.5.7. Dosage des nitrites par spectrophotométrie

On utilisant la méthode spectrométrique à la sulfanilamide (ISO5667). Dont les nitrites réagissent avec la sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui après copulation avec le N⁻¹ Naphtylénediaminedichloride donne naissance à une coloration rose. On poursuit le mode opératoire suivant: Dans une fiole, prendre 50ml d'eau à analyser plus 1ml du réactif mixte (de la sulfanilamide et de l'acide phosphorique et de N-1 Naphtylénediamine) et attendre 10min. L'apparition de la coloration rose indique la présence de NO_2^- en mg/l mesuré par un spectromètre à la longueur d'onde de 543nm

3.5.8. Dosage de l'ammonium par spectrophotométrie



Figure 3.16 : Spectrophotomètre

Protocole d'analyse Azote ammoniacal L a méthode utilisé est la spectrophotométrie(NET 90-015) avec une longueur d'onde 380 nm.

- Remplir la première éprouvette avec 25 ml d'eau distillé (blanc)
- Remplir l deuxième avec 25ml d'échantillon (eaux usées) + 1 ml de solution de Rochelle +1 ml de réactif de Nessler,
- Presser shift times et après [1 minute de réaction] placer le blanc dans le puits de mesure, -
- Fermer le capot, après presse Zéro.
- placer l'échantillon dans puits de mesure. Fermer le capot. Presser Read/Entrer, après lire le résultat.

3.6 Conclusion

Dans ce Chapitre nous avons essayé de présenter le matériel et les méthodes utilisés afin d'évaluer la rigueur épurateur des quatre substrats plantées de phragmite australis .Sur une période de cinq mois, où on a procédé à l'analyse au laboratoire, à fin de déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux usées avant et après irrigation. Les paramètres testés sont : Température, pH, conductivité électrique, turbidité, DBO₅, DCO, Matière Organique, Turbidité, Matière en suspension, oxygène dissous, nitrate, nitrite

4.1. Introduction

L'expérimentation réalisée au laboratoire consiste à mesurer les indicateurs de pollution des eaux usées brutes et traitées par un système combiné d'un filtre rempli de gravier et d'un filtre à sable. Les deux filtres sont plantés de phragmites australis.

4.2. Résultats et discussions

La figure (4.1) présente les résultats relatifs à l'abattement des polluants, obtenus pendant le traitement par les filtres combinés. Tel qu'illustré, la concentration en NH_4^+ à l'effluent est de 79 mg/l. Des valeurs sous les 5 mg/l ont été atteintes de façon régulière. En revanche, la nitrification a généré des concentrations de nitrate allant jusqu'à 30 mg NO_3^- /l.

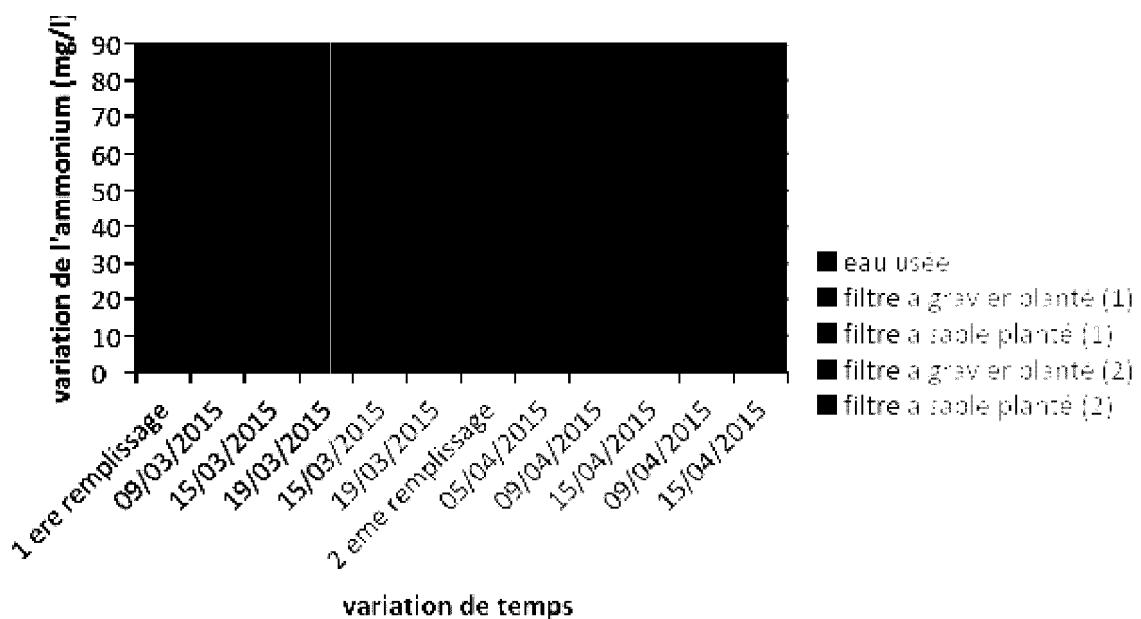


Figure 4 1 : variation de l'ammonium dans les filtres en série.

Le suivi de l'évolution de l'azote est basé sur une relation symbiotique plantes-bactéries, dans laquelle les bactéries utilisent l'oxygène fourni au milieu par les plantes pendant la photosynthèse pour dégrader le carbone organique. L'abattement de l'azote et les nitrates à l'entrée et la sortie des filtres est présenté sur les figures (4.1, 4.2).

Nous observons une augmentation très nette des rendements d'élimination de l'azote ammoniacal de l'ordre de 70% pour le filtre planté rempli du gravier. Cet abattement est amélioré pour le filtre rempli planté rempli de sable. et qui a pu atteindre. La séquence nitrification-dénitrification est considérée comme le processus majeur d'élimination de l'azote

(Reddy et al, 1989). En conditions anaérobies, les nitrates peuvent être éliminés par dénitrification microbienne.

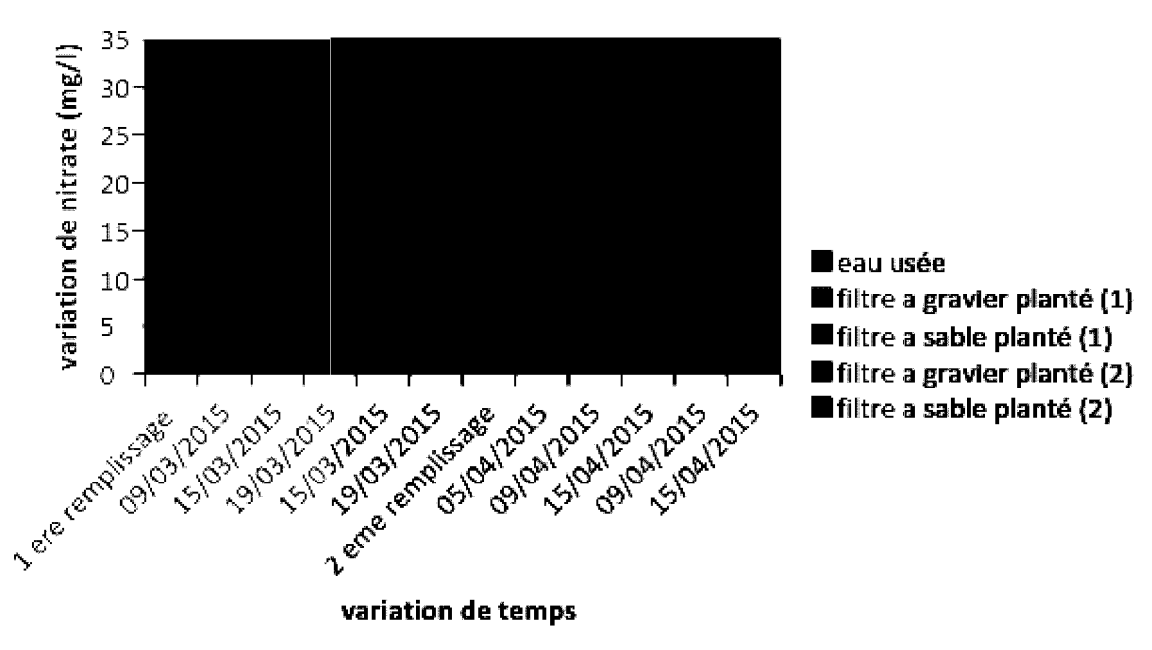


Figure 4.2 : variation du nitrate dans les filtres en série.

Cela explique la diminution du taux de l'azote ammoniacal par les deux filtres plantés. L'absorption de l'azote par la plante résulte d'une élimination temporaire d'une portion disponible de nitrate et d'ammonium. Cependant, à moins que les plantes ne soient faucardées, une portion non négligeable d'azote fixé peut retourner dans le système sous forme dissoute (Reed., 1990).

Pour la réduction des nitrates, nous constatons une diminution très remarquable des teneurs en nitrates à la sortie des filtres plantés. Dans une étude réalisée par Benhafide H (2014) pour la réalisation de sa mémoire de MASTER encadré par M^{me} Mimeche.I, ils ont montré que l'abattement de l'azote ammoniacal et les nitrates était faible, mais au cours de notre étude le filtre remplis de sable et planté a montré une efficacité importante dans l'élimination de ces deux polluant ceci est expliqué par la présence des macrophytes. En effet les macrophytes aquatique tels que le roseau sont dotés d'une espace d'air interne bien développé à travers les tissu de la plante qui assure le transfert de l'oxygène vers les racines et les rhizomes (Brix, 1994). Ces quantités d'oxygène favorisent pratiquement la prolifération bactérienne nitrifiante au niveau de la rhizosphère.

Les observations visuelles, elle donnait lieu de croire à la présence de dénitrification en profondeur. Cela a déjà été observé par certains auteurs. Par exemple, (Brix, 1994) a étudié la nitrification et dénitrification simultanées dans un filtre planté de *Tipha latifolia*. Ils affirment que la dénitrification était supportée par les couches internes anoxie, alors que la nitrification avait lieu sur les couches externes du filtre planté lesquelles sont exposées à l'oxygène dissous.

Peu après, une perte de nitrification est survenue. Cette perte temporaire s'expliquerait par le phénomène de desquamation qui a été observé dans le filtre à sable.

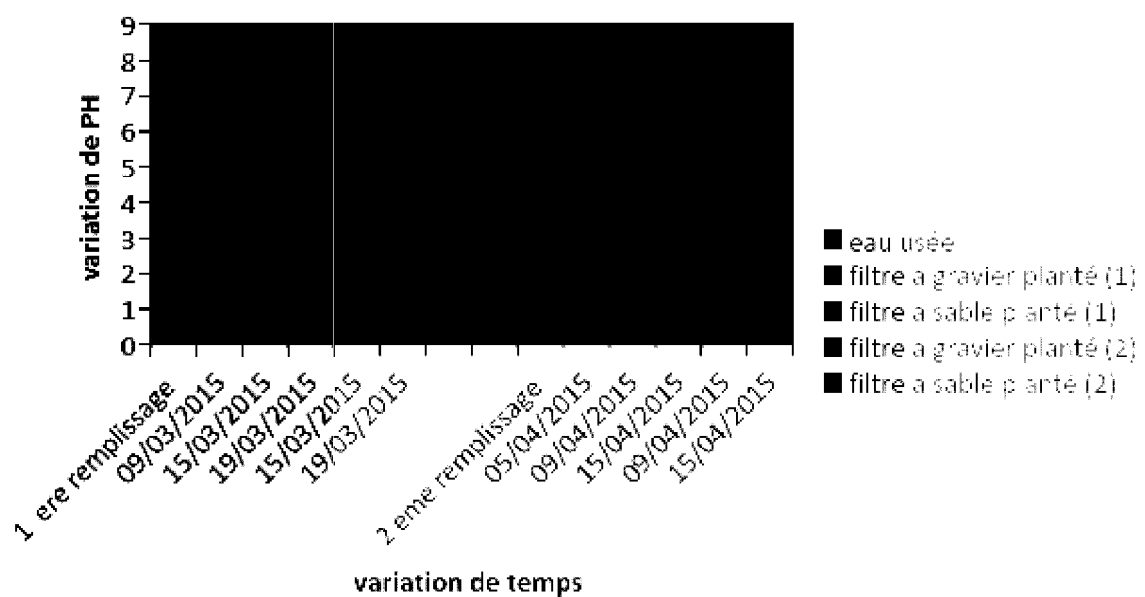


Figure 4.3 : variation du pH dans les filtres en série.

La figure (4.3) présente l'évaluation du pH des eaux usées domestiques et des filtres placés en série. On constate une baisse du pH moyen les différents filtres par rapport à celui des eaux usées d'alimentation. Il passe de 8.10 (E.U.D) à 7,13 et 7.00 en moyenne, respectivement pour le filtre à gravier et filtre à sable, au cours du temps.

On remarque une variation de la température (figure 4.4). Généralement elle a augmenté dans le filtre remplis du sable par rapport à celui rempli du gravier. Cela est dû à une activité des microorganismes de la rhizosphère importante.

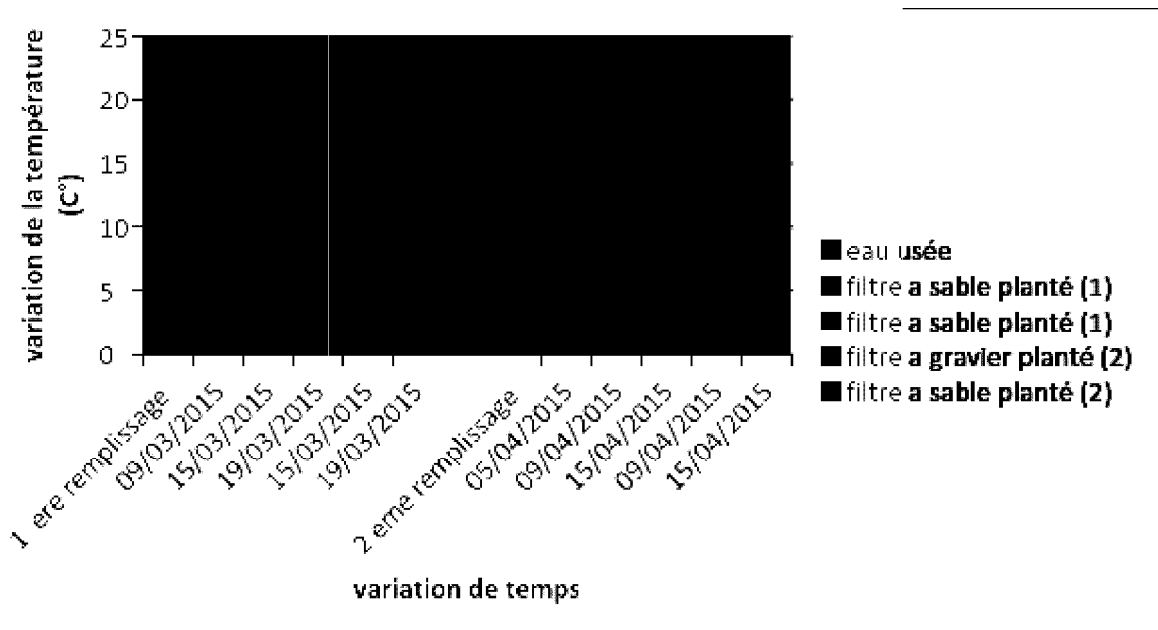


Figure 4.4: variation de la température dans les filtres en série.

L'évolution de la conductivité électrique des eaux usées domestiques et des eaux des différents filtres est présentée sur les figures (4.13, 4.14). Les résultats des teneurs montrent

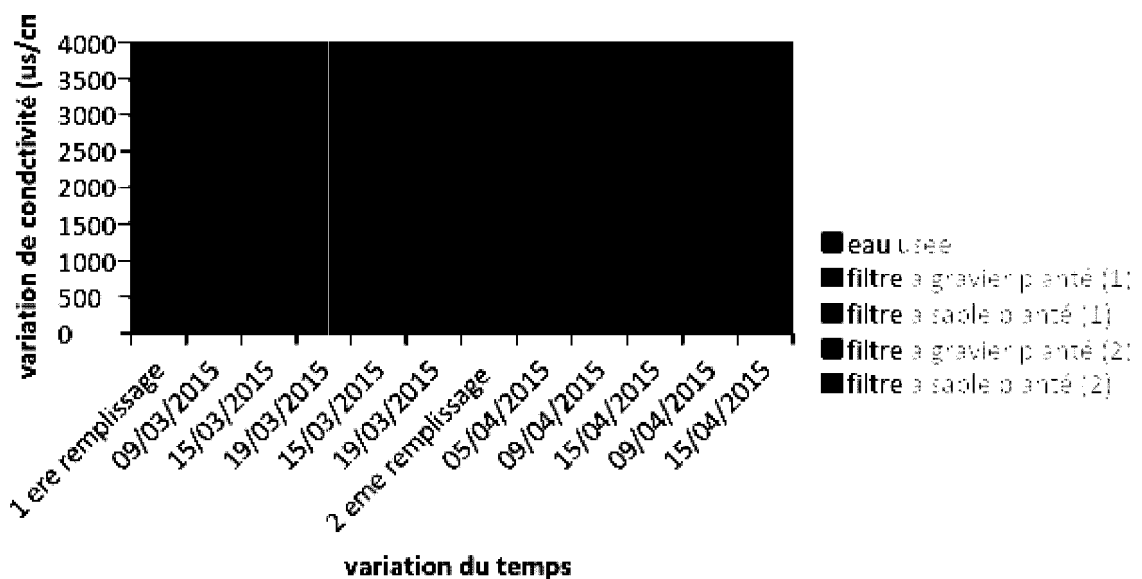


Figure 4.5: variation de la conductivité dans les filtres en série.

Que la conductivité dans le filtre à sable a diminué par rapport au filtre à gravier. Cette dernière atteint une moyenne de 2500 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Généralement et d'après des études réalisées par plusieurs chercheurs (Abissy et mandi, 1999, et Mimeche, Debabeche, 2011) pour des plantations de type (Typha, phragmite, tamarix) La conductivité a augmenté, alors que pour .

La conductivité électrique mesuré au cours de cette année on a remarqué un légère diminution par apport aux eaux usées, possible que cela est dû à la baisse de température observée au cours de cette année ce qui a diminué l'évaporation.

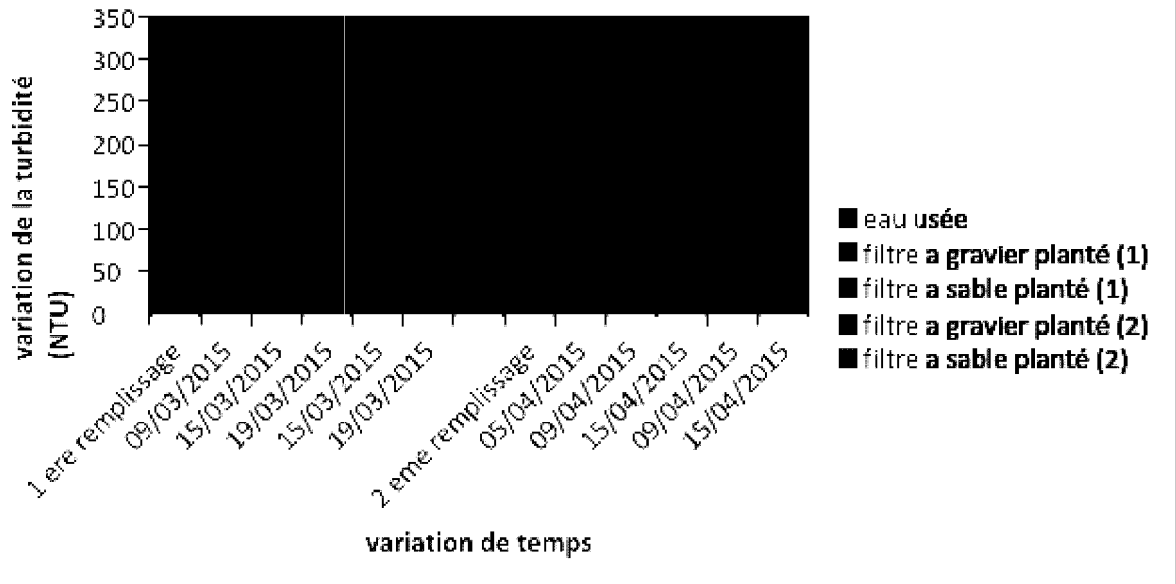


Figure 4.6: variation de la turbidité dans les filtres en série.

Nous constatons que la turbidité diminue considérablement dans les filtres plantés remplis de gravier qui est amélioré dans le filtre planté de gravier. Le pourcentage d'élimination est de 83,07 % et 95,38 % respectivement pour le filtre planté rempli de gravier et pour le filtre planté rempli de sable.

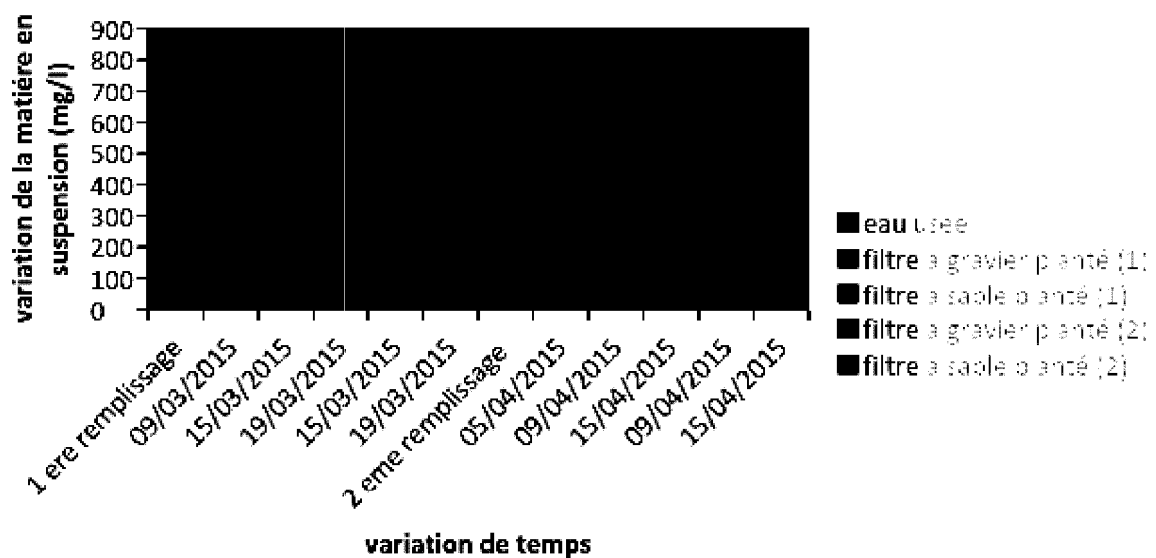


Figure 4.7 : variation de la MES dans les filtres en série.

Le massif filtrant du filtre à sable contribue à l'élimination en grande partie des matières en suspension relativement grossière. La diminution de la turbidité dans le filtre nu engendre l'élimination des micros organismes (**Boutin., 1987**).

On a remarqué que l'élimination des matières en suspension est excellente dans tous les systèmes plantés, donc une grande disparition des matières en suspension et des matières colloïdales. Selon (**Olivier, 1995**) la mesure de la turbidité est très importante pour l'estimation rapide de MES. Dans notre cas, la diminution enregistrée de la turbidité, montre que l'eau est devenue assez claire (<10 mg/l, les normes de la Turbidité).

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**).

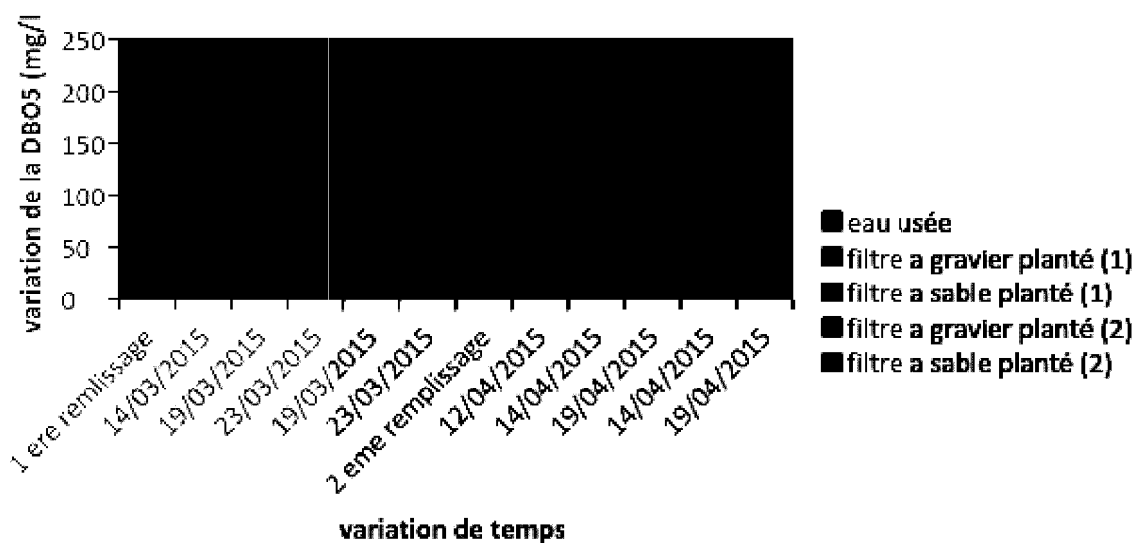


Figure 4.8: variation de la DBO₅ dans les filtres en série.

La figure (4.8) représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micros organismes pour oxyder et dégrader l'ensemble de la matière organique d'un échantillon d'eau usées maintenu à 20C°, à l'obscurité pendant 5 jours.

On remarque que l'abattement de la DBO₅ est de 60% dans le filtre planté rempli de gravier. Cette performance a considérablement augmenté et qui est arrivé à 90% dans le filtre planté rempli de sable

Cette dégradation peut se faire en présence ou en absence d'oxygène (Boutin, 1987). L'élimination de la charge organique se fait par simple filtration en plus des processus biologiques dus à la flore bactérienne et aux plantes. (Abissy et Mandi, 1998 et Ben ameu, 2010)

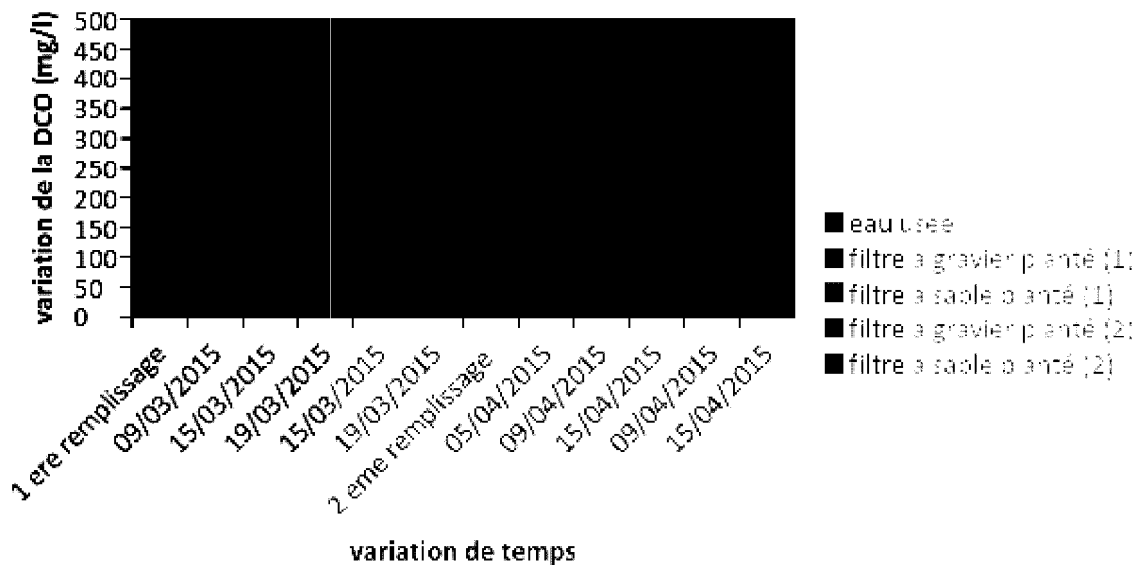


Figure 4.9 : variation de la DCO dans les filtres en série.

La concentration en DCO totale pour les eaux brutes à l'entrée des filtres plantés est de 480 mg/l. les teneurs de la DCO enregistrées à la sortie du filtre planté de 170 à 40 mg/l en fonction du temps. A la sortie du filtre à sable, la concentration en DCO a aussi diminué d'une façon remarquable

Selon (Brix, 1987) les filtres placés en série ont la capacité d'améliorer le rendement épuratoire des marais artificiels pour l'abattement de la DCO..

4.3. Conclusion

.Ce chapitre a été entièrement consacré à la présentation des résultats, issus des analyses physicochimiques avant et après irrigation des deux filtres testées. En effet, à travers ces analyses ont a pu évaluer le meilleur rendement enregistré pour chaque paramètre durant les s phases de l'étude. Notre travail a permis d'étudier les possibilités d'enlèvement des polluants existants dans les effluents urbains à l'aide du procédé composé d'un filtre à gravier placé en série avec un filtre à sable. Les deux filtres sont plantés de *Phragmite australis*.

Nous avons remarqué une diminution importante de la concentration des polluants dans les filtres placés en série. Le premier filtre a permis une élimination des polluants qui est arrivé à 50% alors que le filtre à sable planté a permis d'améliorer le rendement épuratoire qui a pu atteindre 90%. Cette performance est due à leurs transformations par la flore présente dans les deux filtres.

Les résultats obtenus montrent que la présence de filtre à sable améliore le rendement épuratoire. Dans des études réalisées par le même équipe de recherche le taux d'abattement de polluant n'as pas atteint 50% alors qu'avec la présence de filtre à sable planté l'abattement de la pollution a atteint 90%.

Conclusion générale

Conclusion générale

Au terme de ce travail dont l'objectif est la possibilité d'augmenter le pouvoir épurateur des filtres dans les régions arides, en les plaçant en série. Le premier filtre proposé est rempli avec du gravier et planté avec du phragmite australis. Ce choix est dû aux résultats obtenus par ce même équipe de recherche sur la détermination du pouvoir épuratoire des filtres à gravier planté de macrophytes. Le deuxième filtre est rempli du sable et planté avec le même macrophyte.

Concernant l'élimination de la matière organique et leur relation avec la consommation de l'oxygène dissous :

L'élimination de la matière organique dans les bassins à macrophytes est basée sur une relation symbiotique plantes-bactéries, dans laquelle les bactéries utilisent l'oxygène fourni au milieu par les plantes pendant la photosynthèse pour dégrader le carbone organique, en retour les sous-produits de cette réaction sont utilisés par la plante. Dont les rendements d'élimination ont pu atteindre 70 à 90%. Ceci est confirmé par la diminution de l'oxygène dissous dans les bassines par rapport à celui des eaux usées brutes. Cependant les plantes récupèrent ces quantités en oxygène par leur activité métabolique.

Le pH à la sortie des filtres plantés diminue par rapport à celui des eaux usées brutes, où les plantes libèrent les exsudats racinaires et favorisent les conditions pour les micro-organismes. La conductivité électrique des eaux traitées par les filtres plantés est constamment inférieure à celle des eaux usées brutes.

Les filtres placés en série jouent un rôle très important dans l'abattement de la turbidité et de la couleur, et leurs diminutions est relative à la diminution de la matière organique et inorganique.

Le rôle des plantes aquatiques placés dans des filtres à gravier dans l'élimination de l'azote semble être prépondérant soit par stockage dans ces tissus en croissance, soit par stimulation des réactions de nitrification et dénitrification, et jouent un rôle très remarquable surtout pour la diminution de l'azote ammoniacal. Mais malgré cela cette élimination n'a jamais dépassé 50% mais la présence des filtres en série a permis d'améliorer cette élimination qui est arrivé à 70%.

Conclusion générale

La diminution des ortho phosphates dans les eaux traitées peut impliquer deux phénomènes, soit l'absorption par le substrat soit la consommation par les plantes. Cependant l'emplacement de deux filtres en série avec deux types de substrat permis une adsorption très importante est par conséquent améliore le rendement.

Il est nécessaire de signaler que les eaux usées ayant subi le traitement par phytoépuration, ne sont passés par aucun prétraitement au préalable. Selon la bibliographie, dans la pratique, l'utilisation d'un prétraitement aurait contribué favorablement à la réduction de quelques paramètres (30% DBO5, 12% NH_4^+ , ...etc).

En fin l'ensemble de ces résultats confirme l'efficacité de l'utilisation des filtres plantés de macrophytes en série dans l'épuration des eaux usées résiduelles, où l'élimination des matières polluantes permet l'obtention d'une eau de bonne qualité qui peut être réutilisée dans le secteur industriel et dans l'irrigation et pourrait résoudre un des problèmes de la pénurie d'eau dans notre pays et notamment dans les zones arides. Donc ces résultats encouragent le développement de la recherche vers d'autres voies, notamment les facteurs influents sur les mécanismes de l'élimination des matières polluantes.

Les références bibliographiques

Les références bibliographiques

- **ABISSY M. et L. MANDI, (1999)** : Utilisation de plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines : cas du roseau. Rev. Sci. Eau 12/2 pp 285-315.
 - **Angel C., (1998)**. Application de la spectrométrie UV –visible pour la mesure en ligne de la qualité des eaux.
 - **Asano T.(1998)**. Wastewater reclamation and reuse. ED, water quality management library,
 - **Anonyme.,(1996)**. Réutilisation des eaux usées épurées: risques sanitaires et faisabilité en Ile de France. Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile- France. P 15-21, 27.
 - **Audic JM, Esser D, (2006)**, .l'épuration: Nettoyée pour protéger l'écosystème aquatique, un récit de vingt-cinq ans de recherche partenariale pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement avec suez environnement et société d'ingénierie nature et technique, Ed Cemagref.
 - **Armstrong J. & Armstrong W. (1988)**. *Phragmites australis* – preliminary study of soil oxidising sites and internal gas transport pathways. *New Phytol.*, 108, 373-382.
 - **Arias, C.A., Brix, H., et Marti, E., (2005)**. Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. *J. Environ. Sci. Health* 40, p.1431–1443.
 - **Baumont S., (1999)**. Réutilisation des eaux usées épurées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France.
 - **Bhupinder Dhir, P. Sharmila, and P. Pardha Saradhi, (2009)**. Potential of Aquatic Macrophytes for Removing Contaminants from the Environment. *Environmental Science and Technology*, 39: p.754–781.
 - **Bordet J., (2007)**. L'eau dans son environnement rural hydraulique et cycle de l'eau, l'alimentation en eau potable, l'assainissement des agglomérations. Edition Johantet. Paris
 - **Bollag JM .(1973)** , Nitrate and nitrite volatilization by microorganisms in laboratory experiments. Editions:4 , United States.
 - **Boutin C. (1987)**. Domestic wastewater treatment in tanks planted with rooted macrophytes: case study, description of the system, design criteria and efficiency. *Wat.Sci. Tech.* pp29-40.
 - **Birley M.H (1995)**. The health impact assessment of development projects. London HMSO.
-

Les références bibliographiques

- **Baumont S, Camard J-P, Lefranc A, Franconi A. (2004).**, Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS.
 - **Benhafid. H (2014)**, « Elimination du phosphates par un système combinée d'un filtre à sable et un filtre planté »
 - **Bliefert, C. & perraud, R (2010).**chimie de l environnement .air; eau, sols; déchets; éditeur: de Boeck
 - **Brix, H., Arias, C. A. (2005).** The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25, p.491-500.
 - **Brix, H (1987).**, traitement of wastewater in the rhizosphere of wetland plants-the root-zone method, botanical insitue , university of Arhus Risskov Denmark, IAWPRC ,
 - **Brix H. and Schierup H.H (1990).** Soil oxygenation in constructed reed beds: the rôle of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In : *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), Pergamon Press, 53-66.
 - **Brix H., (1994).** Functions of macrophytes in constructed wetlands. *Wat.sci. Tech.* vol . 29, N°. 4, 71-78.
 - **Cherak.L, (1991).** étude expérimentale de l'influence des eaux résiduaires (Batna, fesdis,El- madher) sur certaines activités microbiennes (minéralisation du carbone et de l'azote) dans un sol calcaire de la région d'El- madher (W.de Batna). incidence sur les microfiores telluriques et le comportement d'une graminée fougère (*Avena abla* « WL »-88) thèse magister – institue d'agronomie. Université Batna 108p
 - **Chellé F., Dellale M., Dewachter M., Mapakou F., Vermey L. (2005).**, L'épuration des eaux : pourquoi et comment épurer Office international de l'eau, 15 pages. 138
 - **Collas p., Dabouineau L., Lamy Y. (1999).** Phytoremédiation et phytorestoration ou L'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux, l'université U.C.O Bretagne Nord à Guingamp. P.1-5
 - **Cooper P., Griffin P., (1999).** A review of a design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. *Wat. Sci. Tech.* 40, 1-9.
 - **Cooper P.F., Job G.D., Green M.B. & Shutes R.B.E. (1996).** Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment. *WRc Publications*, Medmenham, Marlow, UK
 - **CSHPF. (1995).**, Recommandations sanitaires relatives à la désinfection des eaux usées urbaines.
 - **D.H.W. (2004)**-Des donnés sur l'état de l'assainissement
-

Les références bibliographiques

- **Edwards, A., Kay, D., Lowe, NN., Stapleton, C, Watkins, j., et Wyer, M, (2006).** A literature review of the efficacy of natural systems in removing faecal indicator bacteria. Environment agency northwest region and UK water industry research (UKWIR). 250 pp
 - **Faby J.A, Brissaud F., (1997).** l'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office international de l'eau. P 76
 - **FAO. (2002),** The use of treated waste water (tww) in forest plantations in the near east region Near east forestry commission (fifteenth session), 5 pages. 140
 - **FAO. (2003),** L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. FAO Irrigation and Drainage paper, 65p.
 - **Faucteux A., (2002).** Des réseaux contre les eaux usées. *Revue de la science au quebec*. Nouvelle édition
 - **Fonkou T., Fonteh M.F., Djousse Kanouo M. & Amougou Akoa,(2010).** Performances des filtres plantes de *Echinochloa pyramidalis* dans l'épuration des eaux usées de distillerie en Afrique Subsaharienne *Tropicultura*, 2010, 28, 2, 69-76.
 - **Gagnon, V. (2012).** Effet de l'espèce de plante en marais filtrants artificiels selon la saison, le type de marais filtrant et la nature des polluants. Rapport de Thèse de Doctorat Spécialité Génie des Procédés, Université de Montréal, Canada.
 - **Gabriela Vaccaa, Helmut Wandb, Marcell Nikolausza, Peter Kuschka, Matthias Ka., (2005).** Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands *Water Research* 39: p1361–1373.
 - **Gaujous D. (1995),** La pollution des milieux aquatiques ; aide mémoire.Ed. Techniques et documentations. Lavoisier.Paris, 220p.
 - **GROSCLAUDE G.,(1999).** L'eau : usage et polluants. Edition INRA.
 - **Grison, (1999),** .épuration des eaux uses par des filters plantés de macrophytes, étude bibliographie agence de l'eau Rhone Méditerrané et Corse.
 - **Guenfoud N., (2009).** Qualité des eaux de consommation dans la région de Constantine teneur en nitrate et nitrite. Constantine.
 - **Harberl R , Perfler R, Mayer H , (1995),** constructed wetlands in Europe ,Pergamon, vol 32,
 - **Haberl R., Perfler R. (1990).** Seven years of research work and experience with Waste water treatment by a reed bed system. In : *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, P.F. Cooper and B.C. Findlater (Eds), Pergamon Press, pp 215-214.
-

Les références bibliographiques

- **JOLY B., REYNAUD A., (2003).** Entérobactéries : systématiques et méthodes d'analyses. Edition Technique et documentation, Paris.
 - **Kadlec, R.H., Wallace, S. (2009).** Treatment wetlands *CRC Press/Taylor & Francis Group: Boca Raton, Florida, United States.* 2nd edition. 120pp.
 - **Keith R. Hench, Gary K. Bissonnettea, Alan J. Sexstonea, Jerry G. Colemanb, , Keith Garbuttb, Jeffrey G. Skousena, (2003).** Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands *Water Research* 37 p. 921–927.
 - **Lebres H., (1990).** coliformes, coliformes thermo tolérants et Escherichia coli. Institut pasteur d'Algérie. P 60.
 - **LECLERC H., GAILLARD J.L., SIMONET M., (1995).** Microbiologie générale : la bactérie et le monde bactérien. Edition Doin, 535p.
 - **Marika Truu, Jaanis Juhanson, Jaak Truu (2009):** Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. *Science of the total environment.*
 - **Mathieu C et Pieltain F, (2003).**Analyse chimique des sols: méthodes choisies, éditeur Tec & Doc Lavoisier
 - **Martin G., (1979).** Le problème de l'azote dans les eaux. Technique et documentation.
 - **Mara D. & CAIRNCROSS S.(1992).**Guide pour l'utilisation sans risque des eaux résiduaires et des excréta en agriculture et aquaculture. mesures pour le protection de la santé publique .OMS. Genève
 - **Moll, D.(2005).** Les normes de rejet des eaux usées et les paramètres d'analyse de la pollution (Grenoble eau pure rapport).
 - **Olivier T., (1995).** Métrologie des eaux résiduaires. Tec et Doc, Paris.
 - **Ouali S., (2001).** Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux Edition OPU, Ben Aknon, Alger.
 - **Ozenda P., (1991).** Flore et végétation du Sahara. 2ème édition. Ed. C.N.R.S. Paris.
 - **Ozenda P., (2004),** Flore et végétation du sahara, CNRS, Paris, 661p
 - **Paulsrud B et Haraldsen S, (1993).** Experiences with the norvegain approval system for small waste water treatment plants. *wat. sc. techn.* vol. 28. n°10.pp25-32
 - **Paul Daniel Sindilariu, Alexander Brinker, Reinhard Reiter. (2009).** Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent.*Ecologie modelling* 520-532.
-

Les références bibliographiques

- **Poulet J.B, Terfous A, Dap S, Ghenaim 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, September 2003, I.N.S.A Strasbourg, PP 505-507.
 - **Poulet JB, A.Terfous, S.Dap et A. Ghenaim Insa ; Juin (2004).**, Stations D'épuration A Lits filtrants plantes de macrophytes Strasbourg.
 - **Prochaska, C.A. Zouboulis, A.I. (2009)** Treatment performance variation at different depths within vertical subsurface-flow experimental wetlands fed with simulated domestic sewage. *Desalination* 237 p. 367–377.
 - **Ramade F. (2000).**, Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Ed. Ediscience international, Paris, 689p.
 - **Ramada F (2003)** élément d écologie fondamentale, ED, dunod, paris 689 p
 - **Rapport,(2008)** décembre, Recycler les eaux usées guide pratique pour la construction et la rénovation durable de petits bâtiments recommandation pratique,.
 - **Reddy, K.R., D'Angelo, E.M., and DeBusk, T.A. (1989).** Oxygen transport through aquatic macrophytes: the role in wastewater treatment. *Journal of Environmental Quality* 19: 261–267.
 - **Reed. G.H, (1990).** Natural system for wastewater treatment. *WPCF*, 211-260.
 - **Rodier L. (2005).**, L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Ed. Dunod, Paris. 8eme edition,
 - **Rodier Jean, Legube Bernard, Merlet Nicole, Brunet Régis. (2009).** L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. 9eme Édition 1383p.
 - **Rodier j., (1997)** .analyse de l'eau naturelles, eaux résiduaires et eaux de mers. Édition duno .
 - **Rejsek F., (2002).** Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques.
 - **Salghi R(2001).**, Cours du Dr.Salghi R. Différentes filières de traitement des eaux. Ecole nationale des sciences appliquées d'Agadir.
 - **Suschka j, Ferreira E,(1986).**..activated sludge respirometrie measurements. *Water research.* 20,2,137-144,.
 - **Strauss M. & BLUMENTHAL.U.J.(1990).**Use of human wastes in agriculture and aquaculture. Utilization practices and health perspectives .IRCWD. Dubendhorf
 - **Tardat-Henry M., beaudry, J.P. (1984),** Chimie des eaux, Ed. le Griffon d'argile INC, Canada.
 - **Tela Botanica (1997/1999,)** écologie, dynamique et gestion – Actes du colloque international de Marignac (Haute-Garonne ; septembre 1997 - 1999,).
-

Les références bibliographiques

- **Vincent G., Dallaire S., Lauzer D. (1994).** 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, China.
 - **Vymazal J., Brix H., Cooper P.F., Green M.B., Haberl R., (1998),** Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe., Backhuys Publisher (Pvb), Leide. pays bas .210p.
 - **Vymazal, J. (2007).** Removal of nutrients in various types of constructed wetland. *Sci. Total Environ.* 380, p.48–65.
 - **WHO. (1996).** The world health report 1996 .fighting disease, fostering development .WHO. Genève
-