

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohamed khider –Biskra

Faculté des Sciences et de la Technologie

Département de Génie civil et hydraulique

Réf:



جامعة محمد خيضر بسكرة

كلية العلوم و التكنولوجيا

قسم الهندسة المدنية و الري

المرجع:

Thèse présentée en vue de l'obtention
du diplôme de

Doctorat en : HYDRAULIQUE

Spécialité (Option) : Hydraulique Urbaine

**Influence de paramètres réactionnels de la phytoépuration sur le traitement
et la réutilisation des eaux usées épurées dans le secteur agricole. Cas des
eaux usées de la commune de M'ziraa Wilaya de Biskra**

Présentée par :

Sara YUCEF

Soutenue publiquement le : 04/ 07/ 2023

Devant le jury composé de :

Dr. Mahmoud DEBABECHE	Professeur	Président	Université de Biskra
Dr. Nora SEGHAIRI	Professeur	Rapporteur	Université de Biskra
Dr. Leila MIMECHE	MCA	Examineur	Université de Biskra
Dr. Abdelkader OUAOUAK	MCA	Examineur	Université de Eloued

Remerciements

Je voudrais tout d'abord exprimer ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à ma directrice de thèse, **Pr. SEGHAIRI NORA**, Professeur à l'université Mohamed Khider de Biskra et membre du laboratoire LARGHYDE (Laboratoire de Recherche en Génie Civil, Hydraulique, Développement Durable et Environnement) pour son accompagnement, son intérêt pour cette recherche, ses idées pertinentes et ses conseils au cours de l'élaboration de cette thèse.

J'adresse également un immense merci aux **Pr, Debabeche Mahmoud et Pr Ounis Abdelhafid** les directeurs du Laboratoire LARGHYDE.

J'adresse également mes sincères remerciements aux membres de mon jury d'avoir accepté d'évaluer ce travail. Je vous suis très reconnaissante du temps que vous y avez consacré.

Je remercie toutes les personnes avec qui j'ai partagé mes études et notamment ces années de thèse.

Je tiens enfin à remercier particulièrement **Mahmoud DEBABECHE** pour toutes nos discussions et ses conseils qui m'ont accompagné tout au long de mon cursus à l'université.

Il m'est impossible d'oublier Monsieur **Abdelkader OUKOUAK** pour son aide précieuse pour ma recherche bibliographique.

Mes remerciements vont également **Leila MIMECHE** qui a tout fait pour m'aider et qui m'a soutenu dans tout ce que j'ai entrepris.

Enfin, j'adresse un grand merci à ma famille pour son soutien inconditionnel, ainsi qu'à mes proches ayant bien voulu relire ce document, l'appréciation de ce travail et d'apporter ses suggestions congruentes.

Dédicaces

Je dédie ce travail à tous ceux qui me sont chers,

Toute personne qui m'a aidé, m'a encouragé de près ou

de loin

À ma petite famille

À ma grande famille

À toute mes amis

Résumé

Le procédé d'épuration des eaux usées par les ZHAs a connu une grande propagation à travers le monde, apparaît avantageux vu certaines caractéristiques spécifiques, comme la simplicité de leur dimensionnement, leur faible coût et leur excellente intégration paysagère par rapport aux méthodes conventionnelles. Dans les filtres plantés, ce sont les micro-organismes, le substrat et les plantes qui dégradent la matière organique contenue dans les eaux.

Le présent travail est consacré pour le traitement des eaux usées domestiques dans les conditions climatiques de l'Algérie et particulièrement la ville de Biskra (semi-aride), grâce à un système utilisant les bacs plantés, ou nous avons choisi trois plantes (*Phragmites australis*, *Scirpus* et *Papyrus*) qui sont planté séparément (monoculture) ou en combinaison (multicultures). En étudiant l'effet de certains paramètres réactionnels tels que (Densité des végétaux, le substrat et le climat) sur le pouvoir épurateur de ces plantes. Notre étude est menée aussi sur le comportement des courgettes irriguée avec deux types d'eaux (eau usée traitée par les filtres plantés et eau potable de robinet).

Les filtres au gravier plantés de *phragmites*, présentent d'excellentes performances en ce qui concerne l'abattement de la charge polluante des eaux usées. Les résultats obtenus montrent que ces filtres fournissent une élimination importante des (DCO, NO₂ et MES) avec un pourcentage de 89% et 73 % respectivement pour la DCO et les MES durant cinq jours.

Le *papyrus* a donné les meilleurs rendements par rapport au *phragmite australis* et au *scirpus* en mono système, sachant qu'il n'a pas été confirmé que le système mixte augmente l'efficacité de la station. Concernant la densité des végétaux, le pilot expérimental avec une densité de 25 tiges a été le plus efficace pour éliminer les différents polluants. Les résultats ont également montré que le climat affecte le rendement de la station, car il était plus important en été.

La réutilisation des eaux traitées par les filtres plantés dans l'irrigation des courgettes a montré une efficacité importante dans le développement et la croissance de cette culture par apport à l'eau potable.

Les résultats obtenus révèlent que ce procédé naturel réalise un bon rendement épuratoire de la pollution organique et inorganique ce qui indique l'importance du rôle des plantes épuratrices dans la diminution de cette charge polluante.

Mots Clés : Eaux usées, macrophytes, phytoépuration, climat, densité, eau traitée, réutilisation.

Abstract

The process of wastewater treatment by CWs has been widely spread throughout the world, and appears advantageous due to some specific characteristics, such as the simplicity of their dimensioning, their low cost and their excellent landscape integration compared to conventional methods. In planted filters, microorganisms, substrate and plants degrade the organic matter contained in the water.

The present work is devoted to the treatment of domestic wastewater in the climatic conditions of Algeria and particularly the city of Biskra (semi-arid), through a system using planted tanks, where we have chosen three plants (*Phragmites australis*, *Scirpus* and *Papyrus*) which are planted separately (monoculture) or in combination (multicultures). By studying the effect of certain reactional parameters (such as density of plants, substrate and climate) on the purifying power of these plants. Our study was also conducted on the zucchini behavior irrigated with two types of water (wastewater treated by planted filters and drinking water from tap).

The gravel filters planted with *phragmites*, present excellent performances regarding the abatement of the pollutant load of wastewater. The results obtained show that these filters provide a significant removal of (COD, NO₂ and TSS) with a percentage of 89% and 73% respectively for COD and TSS during five days.

The *papyrus* gave the best performances compared to the *phragmites australis* and the *scirpus* in mono system, knowing that it was not confirmed that the mixed system increases the efficiency of the plant. Regarding the density of the plants, the experimental pilot with a density of 25 stems was the most effective in removing the different pollutants. The results also showed that the climate affects the performance of the plant, as it was more important in summer.

The reuse of water treated by the planted filters in the irrigation of zucchini showed a significant efficiency in the development and growth of this crop compared to drinking water.

The results obtained show that this natural process achieves a good purification performance of organic and inorganic pollution, which indicates the importance of the role of purifying plants in the reduction of this pollutant load.

Keywords: Wastewater, macrophytes, phytoepuration, climate, density, treated water, reuse.

ملخص

عرفت نظم معالجة مياه الصرف الصحي بواسطة الأراضي الرطبة انتشارا واسعا في جميع أنحاء العالم، نظراً لامتلاكها خصائصا مميزة، من بساطة تصميمها وتكلفتها المنخفضة وتكاملها الطبيعي الممتاز مقارنة بالطرق التقليدية. في هذه المرشحات المزروعة، الكائنات الحية الدقيقة والركيزة والنباتات هي المسؤولة عن تحليل المادة العضوية الموجودة في الماء.

يتناول هذا العمل معالجة مياه الصرف المنزلية في ظل الظروف المناخية في للجزائر وخاصة مدينة بسكرة (شبه القاحلة) ، عن طريق نظام يستخدم الأحواض المزروعة ، حيث اخترنا في هذا الصدد ثلاثة أنواع من النباتات (القيصوب الجنوبي و الديس و البردي) التي تزرع منفصلة (زراعة أحادية) أو مجتمعة (زراعة متعددة). من خلال دراسة تأثير بعض معاملات التفاعل مثل (كثافة النبات ونوع الركيزة والمناخ) على قدرة هذه النباتات في تصفية المياه المستعملة. كما أجريت دراسة على سلوك الكوسة المروية بنوعين من المياه (مياه الصرف المعالجة بالفلاتر المزروعة ومياه الشرب من الحنفية). تتمتع فلاتر الحصى المزروعة بالقيصوب بأداء ممتاز من حيث تقليل ملوثات مياه الصرف الصحي. كما أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها أن هذه المرشحات توفر إزالة كبيرة لـ DCO ، NO_2^- و MES بنسبة 89% و 73% على التوالي لـ DCO و MES خلال خمسة أيام.

أعطى نبات البردي في النظام الأحادي مردودا أفضل مقارنة بالقيصوب الجنوبي والديس مع العلم أنه لم يتم التأكد من أن النظام المختلط يزيد من كفاءة المحطة. فيما يتعلق بكثافة النباتات، كان النطاق التجريبي بكثافة 25 ساقا هو الأكثر فعالية في القضاء على الملوثات المختلفة. كما أظهرت النتائج أن المناخ يؤثر على أداء المحطة ، حيث كان أكثر أهمية في الصيف.

من جهة أخرى، أظهرت إعادة استخدام المياه المعالجة بالفلاتر المزروعة في ري الكوسة كفاءة كبيرة في تطور ونمو هذا المحصول من مقارنة بمياه الحنفية.

كما أظهرت النتائج المتحصل عليها أن هذه العملية الطبيعية تحقق كفاءة تنقية جيدة للتلوث العضوي وغير العضوي ، مما يدل على أهمية دور النباتات في تقليل هذا الحمل الملوث.

الكلمات المفتاحية: مياه الصرف الصحي ، النباتات الكبيرة ، التنقية النباتية ، المناخ ، الكثافة ، المياه المعالجة ، إعادة الاستخدام.

Sommaire

Remerciements	
Résumé	
Abstract	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Introduction générale.....	1

Première partie bibliographique

Chapitre I : Synthèse bibliographique sur la phytoépuration

I.1. Introduction.....	3
I.2. Présentation générale du procédé de traitement (Phytoépuration).....	4
I.3. Définitions.....	6
I.3.1. Les zones humides naturelles (ZHN)	6
I.3.2. Les zones humides artificielles (ZHA)	7
I.4. Fonctionnement des zones humides artificielles.....	7
I.5. Les mécanismes d'épuration des eaux usées	8
I.5.1. L'élimination des matières en suspension (MES).....	8
I.5.2. Dégradation de la matière organique (MO)	9
I.5.3. Élimination de l'azote.....	10
I.5.3.1. La nitrification.....	11
I.5.3.2. La dénitrification	11
I.5.3.3. L'ammonification.....	12
I.5.4. L'élimination du Phosphore	12
I.5.5. Élimination des métaux	14
I.5.6. Élimination des agents pathogènes et des parasites (organismes indicateurs)	15
I.6. Les eaux usées qui peuvent être épurées par les ZHA	16
I.7. La classification des zones humides artificielles	17

I.7.1. Zones humides artificielles à surface libre (ZHA SL)	17
I.7.2. Les zones humides à écoulement souterrain (ZHA ES).....	18
I.7.2.1. Les zones humides à écoulement horizontal (ZHA EH).....	19
I.7.2.2. Zones humides à écoulement vertical (ZHA EV).....	21
I.7.2.3. Zones humides artificielles hybride (ZHA H)	23
I.8. Rôle de différents composants des ZHA	23
I.8.1. Rôle de matériau de remplissage	23
I.8.2. Rôle des micro-organismes.....	25
I.8.3. Rôle des plantes.....	26
I.8.3.1. Isolation des lits de filtration	28
I.8.3.2. Les parties souterraines pour la croissance bactérienne	28
I.8.3.3. Libération d'oxygène dans la rhizosphère des ZHA.....	28
I.8.3.4. Absorption et stockage des nutriments.....	29
I.8.3.5. Exsudats de racines.....	29
I.9. Les macrophytes les plus utilisées dans les ZHA.....	30
I.9.1. Phragmites Australis.....	30
I.9.2. Typha.....	31
I.9.3. Scirpus (Schoenoplectus).....	32
I.9.4. Papyrus.....	33
I.10. Les avantages et les inconvénients des filtres plantés (FP).....	35
I.10.1. Les avantages.....	35
I.10.2. Les inconvénients	36
I.11. Conclusion.....	36
 Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement	
II.1. Introduction.....	38
II.2. Possibilités de la réutilisation des eaux usées épurées	39

II.2.1. La réutilisation des eaux usées épurées en agriculture.....	40
II.2.1.1. Facteurs limitant la réutilisation agricultural.....	42
II.2.1.2. Facteurs limitant la réutilisation dans l'irrigation des paysages urbains.....	42
II.2.2. La réutilisation des eaux usées épurées en industrie.....	42
II.2.3. La réutilisation des eaux usées épurées en zone urbaine.....	43
II.2.4. La production d'eau potable.....	43
II.2.4.1. La réutilisation potable indirecte.....	44
a) Facteurs limitant la réutilisation potable indirecte.....	44
II.2.4.2. La réutilisation potable directe.....	44
a) Facteurs favorisant la réutilisation potable directe.....	45
II.2.5. La recharge de nappe.....	46
II.3. Domaines de réutilisation des eaux usées épurées en Algérie.....	47
II.3.1. Réutilisation pour l'irrigation.....	48
II.3.2. Réutilisation municipale.....	48
II.3.3. Réutilisation industrielle.....	49
II.4. Les normes.....	49
II.5. Les déférentes réglementations dans le monde.....	50
II.5.1. L'Organisation mondiale de la santé (OMS).....	50
II.5.2. FAO.....	53
II.5.3. EPA.....	54
II.6. La législation Algérienne.....	58
II.6.1. Le contexte réglementaire Algérienne.....	58
II.6.2 Norme Algérienne de la qualité de l'eau épurée.....	59
II.7. Risques associés à la réutilisation des eaux usées.....	60
II.7.1. Définition du risque	61
II.7.2. Risque microbiologique	62
II.7.2.1. Les légionelles.....	63

II.7.2.2. Virus.....	65
II.7.3. Risque chimique.....	65
II.7.3.1. Les métaux lourds.....	66
II.7.3.2. Les micro-polluants organiques.....	67
II.7.3.3. Contaminants émergents (CEs).....	68
II.7.4. Risque environnemental.....	69
II.7.4.1. Les eaux souterraines.....	69
II.7.4.2. Les eaux superficielles.....	70
II.7.5. Risque sanitaire.....	70
II.7.5.1. Microorganismes pathogènes.....	70
II.8. Les avantages et les inconvénients de la réutilisation des eaux usées épurées.....	72
II.8.1. Les avantages.....	72
II.8.2. Les inconvénients.....	72
II.9. Conclusion.....	73

Deuxième partie expérimentale

Chapitre I : Méthodes et Matériels

I.1. Introduction.....	74
I.2. Le site des essais expérimentaux.....	74
I.3. Préparation et choix des plantes.....	74
I.4. Préparation des filtres plantés et choix du matériel.....	75
I.4.1. Première partie.....	76
I.4.2. Deuxième partie.....	77
I.4.3. Troisième partie.....	78
I.5.Choix des eaux usées.....	79
I.6. Caractéristiques des échantillons des eaux usées municipales.....	80
I.7. Analyse des paramètres physico- chimiques des eaux usées.....	80
I.7.1. Mesure de des paramètres physiques (pH, CE et température).....	81

I.7.1.1. PH.....	81
I.7.1.2. La conductivité électrique.....	81
I.7.1.3. La température (T).....	81
I.7.2. Les paramètres chimiques.....	82
I.7.2.1. Nitrate (NO ₃ ⁻)	82
I.7.2.2. Nitrite (NO ₂ ⁻)	84
I.7.2.3. L'ammonium.....	86
I.7.2.4. L'ortho-phosphate	89
I.8. Les paramètres biologiques.....	91
I.8.1. La demande chimique en oxygène (DCO)	91
I.9. Conclusion.....	91

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

II.1. Introduction.....	92
II.2. L'influence du substrat sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de phragmites.....	92
II.2.1. L'évolution des matières en suspension.....	93
II.2.2. Evolution du pH.....	95
II.2.3. La température (T).....	96
II.2.4. La Conductivité électrique (CE).....	97
II.2.5. Les nitrate NO ₃ ⁻	98
II.2.6. Nitrite NO ₂ ⁻	100
II.2.7. DCO	101
II.3. L'influence du type de plante	103
II.3.1. Évolution du pH.....	104
II.3.2. Conductivité électrique (CE)	105
II.3.3. Phosphate.....	106
II.3.4. Ammonium.....	108

II.3.5. Nitrite.....	109
II.3.6. DCO.....	110
II.4. L'effet de la densité.....	111
II.4.1. pH.....	112
II.4.2. Température.....	112
II.4.3. Conductivité électrique	113
II.4.4. Phosphate.....	114
II.4.5. Ammonium.....	115
II.4.6. Nitrate.....	117
II.4.7. Nitrite.....	117
II.4.8. DCO.....	118
II.5. L'influence du climat sur l'effet épuratoire des filtres.....	119
II.5.1. pH	120
II.5.2. La température (T)	121
II.5.3. La Conductivité électrique (CE)	122
II.5.4. Les nitrates.....	123
II.5.5. Nitrite.....	124
II.5.6. DCO.....	125
II.6. Conclusion.....	126

Chapitre III : Irrigation de certaines cultures par les eaux usées récupérées à la sortie des filtres plantés

III.1. Introduction.....	128
III.2. Les propriétés des Courgettes	128
III.3. Les courgettes en Algérie	131
III.4. Les paramètres influençant sur les plantes.....	132
III.4.1. Les besoins en eau d'une culture.....	132
III.4.2. L'effet du climat.....	132

III.4.3. L'évapotranspiration d'une culture.....	133
III.4.3. Les besoins journaliers.....	133
III.4.4. Besoins en eau des cultures en comptant le taux de rationnement.....	134
III.4.5. Le déficit pluviométrique.....	134
III.4.6. Calcul des besoins nets en eau.....	134
III.5. L'arrosage des cultures.....	135
III.6. Comparaison entre les paramètres physico-chimiques des eaux usées épurées et les normes nationales	135
III.7. Le développement des courgettes au cours de l'essai expérimental.....	136
III.7.1. Préparation de plantation.....	136
III.7.2. Le développement des courgettes en fonction de leurs longueurs.....	137
III.7.3. Les fleurs données par les deux groupes de courgette.....	138
III.7.4. Les fruits donnés par les deux groupes de courgette.....	138
III.8. Le développement des courgettes en fonction de temps d'irrigation.....	139
III.8.1. Photos des tiges des courgettes GA et GB dans les premiers jours d'irrigation.....	139
III.8.2. Le développement des courgettes GA et GB en fonction de temps.....	140
III.8.3. Le développement des courgettes suivant leurs longueurs.....	141
III.8.4. La différence entre les rendements des courgettes du GA.....	142
III.8.5. Le développement des fruits des courgettes GA.....	143
III.8.6. Le développement des fruits de courgettes GA le 22/06/2021.....	143
III.9. Conclusion.....	144
Conclusion générale.....	145
Référence bibliographiques	149

Liste des tableaux

Première partie

Tableau I.1. Les principaux mécanismes d'enlèvement des polluants dans un FP.....	14
Tableau I.2. Rôle de quelques parties de la plante dans un filtre planté.....	27
Tableau I.3. Rôles majeurs des plantes dans un FP à flux sous-surfacique.....	34
Tableau II.1. Les volumes des eaux usées épurées réutilisées des diffères usages dans l'Algérie.....	48
Tableau II.2. Lignes directrices de qualité microbiologique recommandées pour l'utilisation des eaux usées en agriculture décrit par l'OMS.....	52
Tableau II.3. Les directives de la FAO pour la réutilisation agricole des eaux traitées 1999...	54
Tableau II.4. Directives de l'EPA pour la réutilisation de l'eau 1992	56
Tableau II.5. Les normes algériennes des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation.....	59
Tableau II.6. Certaines maladies transmises par les eaux usées.....	71

Deuxième partie

Tableau I.1. Les caractéristiques des filtres plantés utilisés dans la première partie.....	76
Tableau I.2. Les caractéristiques du substrat et les différentes couches utilisées dans la première partie.....	76
Tableau I.3. La distribution des densités dans les différents filtres de la deuxième partie.....	77
Tableau I.4. Les caractéristiques de différentes couches du substrat utilisées dans la deuxième partie.....	78
Tableau I.5. Caractéristique d'un échantillon des eaux usées municipales.....	80
Tableau I.6. Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates.....	83
Tableau I.7. Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrites.....	85
Tableau I.8. Etablissement du courbe d'étalonnage de l'ammonium.....	88
Tableau I.9. Courbe d'étalonnage des phosphates.....	90
Tableau III.1. Carte d'identité de courgette.....	129
Tableau III.2. Superficies et productions de la courgette durant la période 2007-2016.....	131
Tableau III.3. Comparaison entre les différents paramètres des eaux usées épurées et les	

normes Algériennes du ministère des ressources en eau.....	136
Tableau III.4. Le développement des courgettes irriguées par les eaux épurées par les filtres plantées et celles des eaux de robinet.....	137
Tableau III.5. Comparaison de nombre de fleurs entre les deux groupes des courgettes.....	138
Tableau III.6. Comparaison de nombre de fruits entre les deux groupes des courgettes.....	139

Liste des figures

Première partie

Figure I.1. Schéma d'un filtre à surface libre en coupe transversale.....	18
Figure I.2. Schéma d'un filtre horizontal en coupe transversale.....	21
Figure I.3. Schéma du filtre planté de <i>roseaux</i> à flux vertical.....	22
Figure I.4. Photo de <i>phragmites australis</i>	31
Figure I.5. Photo de <i>typha</i>	32
Figure I.6. Photo de <i>scirpus</i>	33
Figure I.7. Photo du <i>papyrus</i>	34

Deuxième partie

Figure I.1. Photo de développement des racines des jeunes tiges de <i>phragmites Australis</i>	75
Figure I.2. Préparation du substrats et remplissage des filtres de la première partie.....	77
Figure I.3. Photos représentent les étapes de la préparation du substrat de la deuxième partie.....	78
Figure I.4. Photos montre la préparation du substrat de la troisième partie.....	79
Figure I.5. Le point de prélèvement des eaux usées.....	80
Figure 1.6. Multi paramètres utilisé pour la mesure des paramètres physiques.....	81
Figure I.7. La gamme des solutions filles et le dosage des nitrates.....	83
Figure I.8. Courbe d'étalonnage des nitrates.....	84
Figure I.9. La gamme des nitrites.....	86
Figure I.10. Courbe d'étalonnage des nitrites.....	86
Figure I.11. La gamme d'étalonnage et le dosage d'ammonium.....	88
Figure I.12. La gamme d'étalonnage et le dosage L'ortho-phosphate.....	90
Figure I.13. Configuration de la courbe d'étalonnage des phosphates.....	90
Figure I.14. Photo du Spectromètre UV-visible	91
Figure II.1. Evolution des MES des eaux épurées dans les filtres plantés de phragmite et non plantés en fonction de la variation du substrat.....	94

Figure II.2. Evolution du pH des eaux épurées dans les filtres plantés de phragmite et non plantés en fonction de la variation du substrat.....	96
Figure II.3. Evolution de la température des eaux épurées par les filtres plantés de phragmite et non plantés en fonction de la variation du substrat.....	97
Figure II.4. Evolution de la conductivité électrique des eaux épurées à la sortie des filtres plantés ou non de phragmite en fonction de la variation du substrat.....	98
Figure II.5. Evolution du NO_3^- des eaux épurées par les filtres plantés ou non de phragmites et les filtres en fonction de la variation du substrat.....	99
Figure II.6. Evolution du NO_2^- des eaux épurées dans la station pilote en fonction de la variation du substrat.....	101
Figure II.7. Evolution de la DCO dans les eaux épurées par les filtres en fonction de la variation du substrat.....	102
Figure II.8. Rendements d'élimination de la DCO aux sorties de tous les filtres plantés et non plantés en fonction de la variation du substrat.....	103
Figure II.9. Valeurs de pH à l'entrée et à la sortie des filtres pilotes monocultures et polyculture.....	105
Figure II.10. Valeurs de conductivité électrique à l'entrée et les sorties des échelles pilotes monocultures et polyculture.....	106
Figure II.11. Concentrations de phosphate en mg/l à l'entrée et sorties des échelles pilotes monocultures et polyculture.....	107
Figure II.12. Concentrations d'ammonium à l'entrée et à la sortie des échelles pilotes monocultures et polyculture.....	109
Figure II.13. Concentrations de nitrites en mg/l à l'entrée et sorties des pilotes expérimentaux monocultures et polyculture.....	110
Figure II.14. Concentrations de DCO en mg/l à l'entrée et aux sorties des pilotes expérimentaux monocultures et polyculture.....	111
Figure II.15. Valeurs du pH à l'entrée et sorties des filtres pilotes de différentes densités...	112
Figure II.16. Les valeurs de la température à l'entrée et les sorties des filtres plantés de différentes densités.....	113
Figure II.17. Valeurs de conductivité électrique à l'entrée et les sorties des échelles pilotes de différentes densité.....	114
Figure II.18. Concentrations de phosphate à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différentes densités.....	115

Figure II.19. Concentrations de l'ammonium à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différente densité.....	116
Figure II.20. Concentrations de nitrate à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différentes densités.....	117
Figure II.21. Concentrations de nitrite à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différentes densités.....	118
Figure II.22. Concentrations de la DCO à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différentes densités.....	118
Figure II.23. La variation de pH dans les périodes d'hiver et d'été en fonction de temps de séjour	121
Figure II.24. Variation de la température dans les périodes d'hiver et d'été en fonction du temps de séjour sur les différents filtres plantés et nus.....	122
Figure II.25. Variation de CE dans les périodes d'hiver et d'été en fonction de temps de séjour.	123
Figure II.26. Variation des nitrates dans les périodes d'hiver et d'été en fonction du temps de séjour.....	124
Figure II.27. Variation des nitrites dans la période d'hiver et d'été en fonction de temps de séjour.	125
Figure II.28. Influence du temps de séjour sur la variation de DCO durant les deux périodes d'essais.....	126
Figure III.1. La différence entre le développement des tiges des courgettes GA et GB pendant les premiers jours.....	140
Figure III.2. Le développement des courgettes GA et GB.....	140
Figure III.3. La différence entre les développements des courgettes GA et GB suivant leurs longueurs.....	141
Figure III.4. La différence entre les rendements des courgettes de GA et GB.....	142
Figure III.5. Le développement des fruits des courgettes GA.....	143
Figure III.6. Le développement de fruits des courgettes GA le 22/06/2021.....	144

Introduction générale

Introduction générale

Le monde aujourd'hui souffre d'une pénurie d'eau, surtout dans les zones arides et semi-arides qui sont les régions les plus touchées par cette pénurie, l'Algérie est classée parmi ces régions où l'eau potable est une contrainte contre le développement de plusieurs secteurs, ce qui nécessite une gestion spécifique et la création des stratégies pour préserver les ressources existantes et de trouver d'autres sources possibles (**Bedouh, 2014**). Le secteur agricole est l'un de ces secteurs qui bénéficie d'un grand soutien par l'état, grâce à son importance dans le développement économique et qui garantit de la sécurité alimentaire, mais l'eau potable reste le facteur limitant à cause de sa grande consommation, donc la recherche de nouvelles ressources d'eau est devenue incontournable. La réutilisation des eaux est une solution adéquate et inépuisable qui accroît jour par jour, et qui donne une quantité importante d'eau pour combler les besoins en eau agricole. La réutilisation des eaux usées est donc une activité en plein développement. L'utilisation de l'eau usée traitée pour la production agricole permet en effet, de valoriser les matières fertilisantes qu'elle contient au lieu de les rejeter (**Metahri, 2012; Hannachi et al., 2014**).

Il existe plusieurs types différents de procédés de traitement des eaux usées, le procédé de traitement le plus utilisé est le procédé biologique. Le bon fonctionnement de ce type de procédé est conditionné en large partie par l'aptitude à la séparation entre la boue et l'eau traitée (**Tixier, 2003**).

La solution qu'on proposera dans notre étude, est de faire compter sur d'autres procédés non conventionnels qui montrent leur capacité à épurer les eaux usées, et l'élimination de la pollution à des niveaux conformes aux normes nationales. Le procédé proposé est la phyto-épuration qu'on appelle les zones humides artificielles (ZHA). Ces systèmes ont de faibles besoins en énergie et sont faciles à utiliser et à entretenir, ils sont adaptés lorsque la disponibilité de terrain qui est le facteur limitant (**Mitsch et Jørgensen, 2003; Vymazal, 2005; Garcia et al., 2010; Brix, 2020**).

Les zones humides artificielles (ZHA) sont des systèmes écologiques similaires aux zones humides naturelles qui sont construits pour épurer des eaux usées en utilisant les processus de purification naturels qui comprennent des processus biologiques, chimiques et physiques. Dans les filtres plantés, ce sont les micro-organismes, le substrat et les plantes qui dégradent la matière organique contenue dans les eaux (**Corzo et Sanabria, 2019; Shiwei et al., 2019; Zheng et al., 2020; Youcef et al., 2022**).

Les plantes (les macrophytes) exploitent les capacités d'adaptation des systèmes racinaires aux fortes charges polluantes et aux conditions d'anoxie ou d'hypoxie du substrat, entraînant des relations symbiotiques entre les microorganismes et les racines qui favorisent l'élimination des polluants (**Kern et Idler, 1999**) (*Phragmites, Scirpus et le papyrus*).

Les objectifs de cette recherche sont d'évaluer en premier lieu l'efficacité du traitement des eaux usées et l'abattement des principaux paramètres de la pollution des eaux par un procédé de traitement biologique par des filtres plantés de macrophytes (*Phragmites, Scirpus et le papyrus*) et d'étudier en second lieu l'influence de certains nombres de facteurs tels que (Densité des végétaux, le substrat et le climat) sur le pouvoir épurateur de ces plantes. En dernier lieu notre étude est menée sur le comportement des courgettes irriguée avec deux types d'eau d'origine différente. Le premier est provenu des eaux potables et le deuxième est provenu des eaux usées issue des filtres plantés et traitée biologiquement.

Cette étude comporte deux parties principales :

La partie bibliographique : est composée de deux chapitres ; dont le premier chapitre passe en revue le procédé d'épuration de ces eaux usées par les filtres plantés des macrophytes. Ils sont considérés comme une solution technique, économique adéquate et environnementale durable pour le traitement des eaux usées dans les petites communautés. Dans Le deuxième chapitre des explications sur la réutilisation des eaux usées épurées pour des fins agricoles en se basant sur les normes pour l'irrigation sans risque pour le recyclage des eaux usées traitées.

La partie expérimentale : sera présentée en trois chapitres. Dans le premier chapitre, une présentation détaillée du protocole expérimental suivi lors de la réalisation des travaux du laboratoire et sur terrain sera exposée. Cette présentation va comprendre le choix des plantes (les *phragmites, papyrus* et les *scirpus*) et la préparation des filtres. Nous avons opté aussi pour l'analyse au laboratoire, à fin de déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie des filtres plantés. Les paramètres testés (pH, conductivité électrique, Température, Phosphates, Nitrate, Nitrite, et DCO).

Le second chapitre présente les résultats obtenus en étudiant l'influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes tels que (le substrat, type de plante, l'effet de la densité, et le climat). L'objectif du dernier chapitre c'est l'irrigation d'une culture (la courgette) par les eaux usées récupérées à la sortie des filtres plantés en comparant son développement par rapport à celle irriguée par les eaux potables.

Première partie

Synthèse bibliographique

*Chapitre 1 : Synthèse bibliographique sur la
phytoépuration*

I.1. Introduction

Dans des nombreuses villes d'Asie et d'Afrique, la croissance démographique a dépassé les améliorations apportées aux infrastructures d'assainissement et de traitement des eaux usées, ce qui rend la gestion des eaux usées urbaines extrêmement difficile (**Vasudevan et al., 2011**), et cause une augmentation du nombre des rejets des eaux usées dans la nature, ce qui intervient à la dégradation des milieux environnementaux et affectent la santé humaine, ça nécessite de projeter et de construire des nouvelles stations d'épurations. Mais l'adoption des systèmes d'épurations conventionnelles n'est pas adéquate et inadaptée dans ce cas à cause de leur coût très élevé et de leurs équipements qui nécessitent la main d'œuvre qualifiée pour les gérer et les maintenir ce qui impose de trouver d'autres solutions qui répondent à ces exigences.

Les zones humides artificielles (ZHA) qu'on appelle aussi les filtres plantés à macrophyte (FP) sont des technologies non conventionnelles, alternatives de traitement localisées (**Vasudevan et al., 2011**) qui sont considérées comme une solution technique, économique adéquate et environnementale durable pour le traitement des eaux usées dans les petites communautés (**Zidan et al., 2015**). Ces systèmes ont de faibles besoins en énergie et sont faciles à utiliser et à entretenir, ils sont adaptés lorsque la disponibilité de terrain qui est le facteur limitant (**Garcia et al., 2010**). Il s'agit des systèmes de traitement des eaux usées qui utilisent des processus naturels faisant appel à des lits ou des canaux peu profonds (**Choudhary et al., 2011; Vasudevan et al., 2011**), et qui se composent d'eau, de plantes, de micro-organismes et d'un environnement(substrat) (**Choudhary et al., 2011**), en gravier ou d'autre matière, qui interagissent entre eux pour dépurifier différents types d'eaux usées, telles que les eaux municipales, industrielles, agricoles, les eaux de drainage minier acides et autres eaux polluées, Les éléments clés de sa configuration qui ont le plus d'influence sur l'efficacité du système sont le support et les plantes (**Corzo et Sanabria, 2019**).

Les ZHA sont efficaces pour l'élimination de divers polluants (**Zidan et al., 2015**), elles sont capables de réduire les nutriments, la demande biochimique en oxygène, la demande chimique en oxygène, la matière en suspension, la couleur, les métaux et les composés toxiques des eaux usées de différentes origines (**Choudhary et al., 2011**), aussi elles sont capables de réduire les agents pathogènes à des niveaux acceptables pour l'utilisation ultérieure de l'eau traitée, en particulier pour l'irrigation (**Vasudevan et al., 2011**). La réduction ou l'élimination des contaminants est réalisée par divers mécanismes de traitement y

compris la sédimentation, la filtration, la précipitation chimique, l'adsorption, les interactions microbiennes et l'absorption ou la transformation par les plantes (Choudhary et al., 2011).

L'objectif de ce chapitre est de présenter une revue de littérature récente des solutions basées sur la nature, plus spécifiquement les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées, qui représente le contexte scientifique dans lequel cette thèse a été menée.

I.2. Présentation générale du procédé de traitement (Phytoépuration)

Les premières expériences sur la possibilité de traitement des eaux usées par les macrophytes ont été commencées en Allemagne par *Kathe Seidel* (Vymazal, 2005; Vymazal, 2010) entre les années 1952 et 1956 (Vymazal, 2005) à l'Institut *Max Planck de Krefeld* (Liénard, 2010), *Seidel* a fait les premières remarques sur le rôle des zones humides naturelles sur l'épuration des eaux usées rejetées dans la nature, suivant lequel a réalisé les premières expérimentations de ce type de filière et projeté la première station d'épuration pour une petite collectivité, mais qui nécessitait plus d'études (Molle, 2012). Elle a effectué aussi des nombreuses expériences sur le traitement des différents types des eaux usées y compris les eaux usées de phénol, de laiterie et de bétail (Vymazal, 2005).

Au début des années 1960, *Seidel* a intensifié ses essais des ZHA dans des eaux usées et de boues d'origines différentes et a tenté d'améliorer les performances du traitement des eaux usées en milieu rural et décentralisé, qu'il s'agit de fosses septiques ou de systèmes de bassins à traitement inefficace. Elle a planté des macrophytes dans des remblais peu profonds de fossés en forme de plateaux et donc elle a créé des plateaux artificiels et des fossés cultivés (Vymazal, 2005). Elle a nommé ce système par la méthode *hydrobotanique*, ensuite, elle a amélioré ce dernier en utilisant des sols sableux à haute conductivité hydraulique dans des bassins scellés plantés avec diverses espèces de macrophytes (Vymazal, 2005) telles que les *quenouilles* (*Typha*), le *scirpe* (*Scirpus*) et les *roseaux* (*Phragmites*), ces derniers étant les plus utilisés (Reed, 1993). Pour surmonter les systèmes de fosses septiques anaérobies, elle a intégré une étape de filtration des boues primaires dans des sols sableux, percolés verticalement et plantés de *Phragmites australis*.

Le système consistait donc en un lit d'infiltration à travers lequel les eaux usées s'écoulaient verticalement et en un lit d'élimination à écoulement horizontal. Ce système a été la base des systèmes hybrides qui ont été relancés à la fin du 20^{ème} siècle (Vymazal, 2005). Puis *Reinhold Kickuth* de l'Université de Gottingen a développé un autre système sous le nom

de *Root Zone Method*, ce système différait du système de *Seidel* par l'utilisation de sols cohérents à forte teneur en argile. Le premier type complet de traitement des eaux usées municipales de type *Kickuth* à écoulement horizontal a été mis en service en 1974 dans la communauté de *Liebenburg-Othfresen*, sur une partie de zone qui a été utilisée pour déverser des déchets (limon, argile et scories) provenant de l'extraction du minerai de fer. Il contenait des bassins de décantation pour séparer le limon et l'argile (**Vymazal, 2005**). La plupart des expériences de *Kickuth* ont été menées dans ZHA avec un écoulement souterrain soit horizontal ou vertical mais la première zone humide entièrement construite a été à surface d'eau libre aux Pays-Bas en 1967. Cependant, les zones humides à écoulement libre ne se sont pas beaucoup répandues en Europe où les ZHA à écoulement souterrain ont prévalu dans les années 1980 et 1990 (**Vymazal, 2010**).

Le concept de *Kickuth* était plus proche de la compréhension traditionnelle du traitement des eaux usées par le sol, mais sa déclaration selon laquelle la croissance des racines et des rhizomes améliorerait la conductivité hydraulique des sols lourds a échoué sur plusieurs sites de construction précoces et a porté un dur revers à la reconnaissance scientifique. Le sol qui a été utilisé est de faible conductivité hydraulique qui entraîne un écoulement en surface et par conséquent un temps de rétention court dans le système. Au 1977 *Kickuth* a également proposé une taille de lits de végétation de seulement 2 m² par EH⁻¹ qui est avéré trop petit pour obtenir un effet de traitement satisfaisant (**Vymazal, 2005**).

En Amérique du Nord, les ZHA à surface libre ont commencé par l'ingénierie écologique des zones humides naturelles pour le traitement des eaux usées à la fin des années 60 et au début des années 70, qui a été adoptée pour toutes sortes d'eaux usées. La technologie à écoulement souterrains s'est répandue plus lentement en Amérique du Nord, des milliers de stations d'épuration de ce type sont en service (**Vymazal, 2010**)

En 1978, les recherches ont été lancées en France par *Cemagref* sous le conseil de Dr *Seidel* (**Liénard, 2010**) par une évaluation d'une station réalisée par elle pour un site d'accueil d'enfants composé de cinq étages de traitement en série alimenté en eaux usées brutes (**Molle, 2012**). Puis le *Cemagref* a dimensionné d'autres projets avec une amélioration qui sont : *Pont Rémy* en 1985, puis *Gensac la Pallue* en 1987 (**Molle, 2012**).

Dans les années 1980, Plusieurs pays européens, dont le Royaume-Uni, ont adopté cette technologie et les premiers guides techniques européens ont été publiés à la suite de la

conférence internationale sur l'utilisation ZHA dans la lutte contre la pollution de l'eau, qui s'est tenue à Cambridge, au Royaume-Uni, en 1990 (Vasudevan et al., 2011).

En 1983, les ZHA ont été introduites au Danemark, En dépit des problèmes d'écoulement en surface, les systèmes à base de sol ont montré un effet de traitement élevé pour la plupart des paramètres si une zone de *roseau* de 3–5 m² EH⁻¹ était utilisée, les systèmes danois ont été conçus avec un rapport longueur : largeur faible. Il a entraîné des lits très larges et une longueur de passage réduite. Cependant, la conception avec de très longues tranchées d'entrée posait des problèmes de distribution de l'eau et, par conséquent, la tranchée d'entrée était subdivisée en deux ou plusieurs unités distinctes pouvant être chargées séparément afin d'obtenir un meilleur contrôle de la distribution de l'eau (Vymazal, 2005)

En 2004, Molle et les autres ont ressortit des informations plus générales prenant les analyse des petites collectivités avec un bilan de 24h et ils ont développé autres règles de dimensionnement tenu en compte la charge hydraulique et organique (Molle, 2012).

En 2005, Vymazal a mentionné que le plus grand nombre de marais artificiels à écoulement horizontal sont opérationnels en Allemagne où le nombre de ces systèmes peut dépasser 50000, L'Autriche (environ 1000), le Royaume-Uni (environ 800), l'Italie (environ 300), le Danemark (environ 200), la République tchèque (environ 160), la Pologne, le Portugal (environ 120) (Vymazal, 2005).

I.3.Définitions

I.3.1. Les zones humides naturelles (ZHN)

Les ZHN sont des terres où la surface de l'eau est suffisamment proche de surface du sol, ce qui permet de maintenir les conditions de saturation. Les marais, les tourbières et les marécages sont tous des exemples (Reed, 1993). D'après la Convention de Ramsar, qui a proposé une définition des zones humides : "Les zones humides sont des marais, de marécages, de tourbières ou d'eau, qu'elles soient naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, avec de l'eau statique ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris les zones d'eau de mer dont la profondeur à marée basse ne dépasse pas six mètres" (Scholz et Lee, 2005).

Scholz et lee, ont proposé une autre définition, plus succincte, est la suivante : "Les zones humides sont un monde à mi-chemin entre les écosystèmes terrestres et aquatiques et

présentent certaines des caractéristiques de chacun". Cela complète la description de Ramsar, puisque les zones humides sont l'interface entre l'eau et la terre (Scholz et Lee, 2005).

Ces définitions mettent l'accent sur l'importance écologique des zones humides. Cependant, les processus naturels de purification de l'eau qui se produisent au sein de ces systèmes et sont devenus de plus en plus pertinents pour les personnes impliquées dans l'utilisation pratique des zones humides pour le traitement de l'eau (Scholz et Lee, 2005).

Les zones humides se caractérisent par les éléments suivants (Scholz et Lee, 2005):

- 1) La présence de l'eau.
- 2) Les sols uniques qui diffèrent des sols des hautes terres.
- 3) La présence d'une végétation adaptée aux conditions de saturation.

I.3.2. Les zones humides artificielles (ZHA)

Les ZHA sont des systèmes écologiques de traitement des eaux usées, qui sont conçus et construits pour utiliser les processus de purification naturels (Wang et al., 2019), aussi pour contrôler la pollution et gérer les déchets dans un endroit autre que les zones humides naturelles existantes (Reed, 1993; Vymazal, 2010) elles comprennent des processus biologiques, chimiques et physiques (Corzo et Sanabria 2019; García-Ávila et al., 2019). Ils sont constitués de plantes, de substrat et les assemblages microbiens associés. Les racines des plantes s'étendent dans les interstices du substrat et absorbent les nutriments (par exemple l'azote et le phosphore) des eaux usées (Vymazal, 2010; Lin-Lan et al., 2019).

I.4. Fonctionnement des zones humides artificielles

La ZHA est une filière d'épuration qui s'appuie sur le pouvoir épurateur des végétaux aquatiques (Mimeche, 2014), les ZHAs à écoulement souterrain consistent en des lits qui sont généralement creusés dans le sol, tapissés, remplis d'un milieu granulaire et plantés de macrophytes émergents. Les eaux usées circulent dans le milieu granulaire et entrent en contact avec les biofilms, les racines et les rhizomes des plantes. Les contaminants sont éliminés par un large éventail de procédés. Elles sont donc conçues pour simuler les processus qui se produisent dans les zones humides naturelles, mais dans un environnement plus contrôlé (Garcia et al., 2010) et qui comprend des interactions physiques, chimiques et biologiques (aérobies et anaérobies) (Choudhary et al., 2011).

Les eaux usées sont traitées par plusieurs mécanismes, tels que l'adsorption (fixation chimique et chélation à la surface active du milieu), la filtration (par le substrat et le réseau de biofilm), la précipitation, chimie redox (oxydation et réduction dues au gradient redox présent dans le système), la prédation (brouillage par la microfaune), la sédimentation (décantation et dépôt de gros solides à faible vitesse), phytoremédiation (absorption active des polluants dans les racines et les feuilles des plantes) et la dégradation biologique (la production de la biomasse par minéralisation des nutriments et des matières organiques) (**Vasudevan et al., 2011**).

I.5. Les mécanismes d'épuration des eaux usées

Les deux principaux mécanismes interviennent au processus d'épuration dans la plupart des ZHA sont la séparation liquides/solides et les transformations des constituants (**Choudhary et al., 2011**).

- Les séparations comprennent généralement la séparation par gravité, la filtration, l'absorption, l'adsorption, l'échange d'ions, le stripping et la lixiviation.
- Les transformations peuvent être chimiques, notamment les réactions d'oxydation/réduction, la floculation, les réactions acide/base, la précipitation et les réactions biochimiques se produisant dans des conditions aérobies ou anaérobies facilitées par l'environnement de la zone racinaire.

Les séparations et les transformations peuvent toutes deux conduire à l'élimination des contaminants dans les zones humides. Tous ces processus sont divisés en trois catégories, à savoir physique, chimique et biologique (Tableau I.1) (**Choudhary et al., 2011**).

I.5.1. L'élimination des matières en suspension (MES)

Les matières en suspension (MES) dans les eaux usées sont des matières solides insolubles visibles à l'œil nu qui peuvent contenir différents types de contaminants, tels que des nutriments et des composés organiques, ils sont éliminés dans les ZHA par des mécanismes physiques, les prédominants sont la floculation/sédimentation et la filtration. Les forces de surface sont également responsables de la réduction des solides en suspension, notamment par la force d'attraction et les forces électriques de Vander Waal, qui peuvent être attractives ou répulsives, l'élimination est très efficace dans les types des ZHA (**Choudhary et al., 2011**).

I.5.2. Dégradation de la matière organique (MO)

La matière organique est un paramètre très indésirable qui permet de connaître le degré de pollution des eaux usées qu'on concentre à éliminer dans les stations d'épuration. Dans les ZHA leur élimination est fait par plusieurs mécanismes physiques et biochimiques, il se fait par le processus de sédimentation/filtration et le piégeage des particules dans les espaces vides du substrat, aussi par la dégradation microbienne par la croissance des bactéries à la surface du substrat, racines et rhizomes des plantes (**Choudhary et al., 2011**). La matière organique contient environ 45 à 50 % de carbone (C), qui est utilisé par un large éventail de microorganismes comme source d'énergie. À cette fin, les plantes fournissent de l'oxygène dans la zone des racines pour convertir le carbone organique en dioxyde de carbone. Les matières organiques solubles peuvent également être éliminées par un certain nombre de procédés de séparation, notamment par adsorption/absorption (**Choudhary et al., 2011**).

Les transformations biochimiques sont des mécanismes importants pour la dégradation de la matière organique dans les zones humides. Elles peuvent expliquer l'élimination de certains constituants organiques par minéralisation ou gazéification et la production de matière organique par la synthèse d'une nouvelle biomasse. Les décomposeurs (bactéries et champignons) dans les zones humides jouent le rôle principal dans l'élimination de la matière organique par minéralisation et gazéification (**Choudhary et al., 2011**).

La réduction de la teneur en matière organique, par les microbienne est effectuée soit par voie aérobie, soit par voie anaérobie. La dégradation aérobie des substances chimiques organiques solubles est régie par deux groupes de micro-organismes : les chimio-hétérotrophes aérobies, qui oxydent les substances organiques et libèrent de l'ammoniac, et les chimio-autotrophes, qui oxydent l'azote ammoniacal en nitrites et nitrates (nitrification). Les deux groupes consomment des substances organiques, mais le taux métabolique le plus rapide des hétérotrophes signifie qu'ils sont principalement responsables de la réduction de la DBO du système (**Vasudevan et al., 2011**).

Un apport insuffisant d'oxygène réduira considérablement les performances de l'oxydation biologique aérobie dans les zones humides. Cependant, si l'apport en oxygène n'est pas limité, la dégradation aérobie sera régie par la quantité de la MO disponible. La dégradation anaérobie se produit dans les ZHA en l'absence d'oxygène et est effectuée par des bactéries hétérotrophes anaérobies. Elle est plus lente que la dégradation aérobie. Lorsque

l'oxygène est limitant à des charges organiques élevées, la dégradation anaérobie prédominera (**Vasudevan et al., 2011**).

Généralement dans les ZHA SL (Les zones humides artificielles à surface libre) et les ZHA EV (Les zones humides artificielles à écoulement vertical), les processus de dégradation microbienne sont principalement aérobies, dans les ZHA EH, ce sont les processus anoxiques et anaérobies qui prédominent. L'efficacité du traitement est similaire pour les ZHA EH et en ZHA SL, tandis que pour les ZHA EV, le pourcentage d'efficacité est plus élevé (**Vymazal, 2010**).

I.5.3. Élimination de l'azote

Comme nous le savons, une forte concentration d'azote dans les eaux usées domestiques et industrielles provoque un très grave problème d'eutrophisation des organismes récepteurs des eaux usées. D'autre part, il existe une variété de formes d'azote inorganiques et organiques qui sont essentielles pour tous les organismes vivants (**Choudhary et al., 2011**). L'azote peut être éliminé des eaux usées par plusieurs processus dans les ZHA comme l'adsorption, la volatilisation, l'adsorption et l'absorption par les plantes, l'ammonification et la nitrification-dénitrification (**Choudhary et al., 2011**). Les deux derniers mécanismes sont les plus importants dans le système (**Vasudevan et al., 2011**). L'absorption par les plantes ne représente pas une élimination permanente, sauf si les plantes sont récoltées régulièrement (**Healy et al., 2007**).

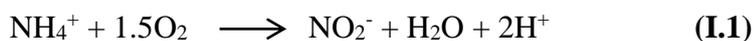
Les formes inorganiques de l'azote présentes dans les eaux usées sont l'ammonium (NH_4^+), le nitrite (NO_2^-) et le nitrate (NO_3^-). Toutes ces formes inorganiques d'azote sont éliminées de manière significative par l'absorption des plantes à des taux de charge hydraulique faibles. Dans les ZHA, les plantes transforment les formes d'azote inorganiques en composés organiques qui servent à construire les cellules et les tissus. L'élimination de l'azote dépend principalement des interactions microbiennes (**Choudhary et al., 2011**).

L'élimination de l'azote total est généralement faible en raison de la faible nitrification dans les zones humides saturées et ZHA EH et de la dénitrification faible ou nulle dans les ZHA SL et ZHA EV, respectivement. Dans les zones humides de type ZHA SL, l'azote est éliminé par nitrification dans la colonne d'eau aérobie et par dénitrification ultérieure dans la couche de litière anoxique à la surface du lit. La volatilisation peut être une voie importante pour l'élimination de l'azote dans les ZHA à la surface d'eau ouverte où les assemblages

d'algues peuvent créer des valeurs de pH élevées pendant la journée grâce à leur activité photosynthétique. Dans les ZHA EV, la nitrification est très élevée mais, aucune dénitrification ne se produit (Vymazal, 2010).

I.5.3.1. La nitrification : est un processus *chimio-autotrophe* dans lequel l'ammoniac est oxydé en nitrate par des bactéries nitrifiantes (*Nitrosomonas* et *Nitrobacter*) dans les zones aérobies (Vasudevan et al., 2011).

Il se divise en deux étapes : la première est la conversion de l'ammonium en nitrite par les bactéries *Nitrosomonas* et la seconde est la conversion du nitrite en nitrate par les bactéries *Nitrobacter*. Dans ce processus, les bactéries nitrifiantes tirent leur énergie de l'oxydation de l'ammoniac et de nitrite, tandis que le dioxyde de carbone est utilisé comme source de carbone (Choudhary et al., 2011). Les réactions globales pour ces deux étapes sont les suivantes :



La réaction globale de nitrification est donnée ci-dessous (Saeed et Sun, 2012):



La nitrification est influencée par la température, la valeur du pH, l'alcalinité de l'eau, la source de carbone inorganique, l'humidité, la population microbienne, les concentrations d'ammonium-N et d'oxygène dissous (Choudhary et al., 2011).

I.5.3.2. La dénitrification : est la conversion du nitrate en N_2 gazeux et peut être réalisée biologiquement dans des conditions anoxiques. Plusieurs genres de bactéries hétérotrophes (*Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* et *Spirillum*) sont capables de dénitrification. La dénitrification peut être inhibée par plusieurs facteurs, notamment la présence d'oxygène dissous, l'insuffisance de carbone (MO) et des températures inférieures à 5°C (Vasudevan et al., 2011).

Elle est aussi définie comme un processus de décomposition anaérobie dans lequel la matière organique est décomposée par des micro-organismes en utilisant le nitrate au lieu de l'oxygène comme accepteur d'électrons. Le processus se déroule en deux étapes : d'abord le

nitrate est réduit en oxyde nitreux, qui est ensuite réduit en azote atmosphérique. La dénitrification est illustrée par l'équation suivante (Vymazal, 2007).



Elle contribue à 60-70% de l'élimination totale de l'azote dans ZHA. Le taux de dénitrification est influencé par de nombreux facteurs tels que la concentration de nitrates, l'espèce microbienne, le type et la qualité de la source de carbone organique, les hydropériodes, l'absence d'O₂, le potentiel redox, l'humidité du sol, la température, le pH, la présence d'agents dénitrifiants, le type de sol, le niveau d'eau et la présence d'eau de surface (Choudhary et al., 2011).

I.5.3.3. L'ammonification : est un processus biochimique complexe dans lequel l'azote organique est biologiquement converti en ammoniac par plusieurs étapes intermédiaires. Ce processus se déroule plus rapidement que la nitrification dans les zones aérobies du substrat. Les taux d'ammonification sont influencés par le pH, la température, le rapport carbone/azote (C/N), les nutriments disponibles et les conditions du substrat. Dans les ZHA, l'adsorption de l'ammoniac ionisé se fait par une réaction d'échange de cations avec le substrat (Choudhary et al., 2011).

Si les eaux usées entrantes sont riches en azote organique, l'ammonification est la première étape de la transformation de l'azote dans les systèmes à écoulement souterrain. Il s'agit d'un processus biochimique complexe, qui libère de l'énergie, dans lequel les acides aminés sont soumis à une désamination oxydative produisant de l'ammoniac (NH₃), comme le montre l'équation (Saeed et Sun, 2012)



Dans une ZHA, ce processus diminue avec la profondeur, ce qui indique que l'ammonification est plus rapide dans la zone supérieure où la condition est aérobie, et plus lente dans la zone inférieure. La plage de pH idéale pour ce processus est de 6,5 à 8 et elle est plus rapidement à des températures élevées (Saeed et Sun, 2012).

I.5.4. L'élimination du Phosphore

Le phosphore (P) est présent dans les différentes eaux usées sous forme organique et inorganique, la seule forme qui est considérée biologiquement disponible c'est la forme inorganique soluble, les autres formes (organique dissous et insolubles organique ou bien

inorganique) ne sont pas utilisable avant d'être transformés au première forme (**Choudhary et al., 2011**).

La partie majeure du phosphate est éliminée des eaux usées par la rétention des sédiments, ses transformations dans les ZHA sont : l'accrétion de la tourbe/sol, l'adsorption/désorption, la précipitation/dissolution, l'absorption par les plantes/microbiens, la fragmentation, la lixiviation et la minéralisation. L'adsorption fait référence au mouvement du P inorganique soluble de l'eau interstitielle du sol vers les surfaces minérales du sol, où il s'accumule sans pénétrer la surface du sol. La précipitation peut se référer à la réaction des ions de phosphate avec des cations métalliques tels que Fe, Al, Ca ou Mg, formant des solides amorphes ou parfois mal cristallisés. Parmi les précipités minéraux importants dans l'environnement des zones humides, on peut citer *Apatite*, *Hydroxylapatite*, *Variscite*, *Strengite*, *Vivianite* et *Wavellite* (**Choudhary et al., 2011**).

Le phosphore réactif soluble absorbé par les plantes est converti en phosphore tissulaire, qui est généralement plus élevée au début de la saison de croissance, avant que le taux de croissance maximum ne soit atteint (**Choudhary et al., 2011**). L'absorption par les bactéries, les algues et les lentilles d'eau et les macrophytes fournit un mécanisme d'élimination initial. Cependant, il ne s'agit que d'un stockage à court terme car 35-75% du P stocké est finalement libéré dans l'eau lors du dépérissement des algues et des microbes. Les conditions anaérobies qui existent à l'interface sol/eau peuvent également provoquer la libération de P dans la colonne d'eau.

Le seul stockage à long terme du P dans la ZHA se fait par l'accumulation de tourbe et la fixation du substrat. L'efficacité du stockage à long terme de la tourbe est fonction du taux de charge et dépend également de la quantité de fer, de calcium, d'aluminium et de matières organiques natives dans le substrat. Il a été démontré que les sédiments des lacs et des réservoirs agissent comme des puits de P (**Healy et al., 2007**).

La rétention de phosphore reste toujours faible dans tous les types de ZHA (**Vymazal, 2010**). Cependant, les matériaux qui sont généralement utilisés pour les ZHA à écoulement souterraine (gravier lavé ou la roche concassée) fournissent une très faible capacité de sorption et précipitation. Récemment, des matériaux de filtration fabriqués tels que les agrégats d'argile légers ou les déchets tels que les scories d'acier de four, ont été testés ou il se trouve que l'élimination du phosphore est très élevée avec ces substrats, mais il est important

de réaliser que la sorption et la précipitation sont des processus saturables et que la sorption diminue avec le temps (Vymazal, 2010).

Tableau I.1. Les principaux mécanismes d'enlèvement des polluants dans un FP (adapté de (Tchobanoglus et al., 2003; Dotro et al., 2017))

Contaminant	Risques environnementaux	Principaux mécanismes d'enlèvement
Matières en suspension	Formation du dépôt de boues et création de conditions anaérobies dans le milieu aquatique. Problèmes esthétiques.	Sédimentation, filtration
Matières organiques	Épuisement de l'oxygène dissous naturellement présent dans le milieu aquatique. Développement de conditions septiques.	Sédimentation, filtration (enlèvement de la MO particulaire) et dégradation biologique (enlèvement de dissoute)
Azote	Diminution de l'oxygène dissous, toxicité des eaux (en fonction de la forme d'azote et la concentration). Accélération de l'eutrophisation dans le milieu aquatique naturel. Pollution des eaux souterraines.	Ammonification suivie par nitrification et dénitrification, absorption par les plantes et récolte de la biomasse végétale
Phosphore	Accélération de l'eutrophisation dans le milieu aquatique naturel.	Réactions d'adsorption – précipitation conduites par les propriétés de médias filtrants, absorption par les plantes et enlèvement avec la biomasse végétale récoltée

I.5.5. Élimination des métaux

Les processus d'élimination des métaux dans les ZHA sont très complexes et comprennent une combinaison de réactions biotiques et abiotiques (Yalcuk et Ugurlu, 2009), telles que la sédimentation, la Filtration, la floculation, l'adsorption, la précipitation, la coprécipitation, l'échange de cations et d'anions, la complexation, l'oxydation et la réduction,

l'activité microbienne et l'absorption par les plantes (Yalcuk et Ugurlu, 2009; Choudhary et al., 2011), La filtration et la sédimentation sont les principaux processus d'élimination des métaux lourds dans les ZHA. Les métaux lourds peuvent être adsorbé au sol ou aux sédiments, ou peut être chélaté ou complexé avec de la matière organique. De plus, la formation d'oxydes est également un mécanisme important pour l'élimination (Choudhary et al., 2011).

L'élimination biologique est également une voie importante pour l'élimination des métaux lourds dans les ZHA ; elle comprend l'absorption par les plantes et les microbes. Le taux d'élimination des métaux par les plantes varie considérablement, en fonction du taux de croissance des plantes, des espèces végétales et de la concentration des métaux lourds dans les eaux usées. La concentration maximale de métaux dans les plantes a été observée dans les racines. On sait que certaines plantes accumulent une quantité relativement élevée de métaux lourds dans leur biomasse, Ces plantes sont appelées des hyperaccumulateurs.

Les micro-organismes fournissent également une quantité mesurable de stockage et d'absorption de métaux lourds (Choudhary et al., 2011) qui peut être effectuée en aérobie par des bactéries oxydant les métaux, ou en anaérobie par des bactéries réduisant les sulfates. Les premières comprennent l'oxydation des métaux (fer, nickel, cuivre, plomb et zinc) par des bactéries oxydant les métaux (*Thiobacillus ferrooxidans* dans le cas du fer) suivie de la précipitation des *oxyhydroxydes* métalliques. Dans les zones anaérobies, l'activité des bactéries réduisant les sulfates entraîne une réduction des ions sulfate pour produire du sulfure d'hydrogène, qui est ionisé dans l'eau pour donner des ions sulfure qui réagissent avec les ions métalliques pour produire du sulfure métallique qui précipite par la suite. En plus de réduire les composés sulfurés (Vasudevan et al., 2011).

I.5.6. Élimination des agents pathogènes et des parasites (organismes indicateurs)

Un agent pathogène est un agent biologique qui provoque une maladie ou une affection humaine. Les parasites, en revanche, sont des organismes qui vivent en symbiose avec leur hôte, bien que certains parasites soient également considérés comme des agents pathogènes, qui peuvent être divisés en 5 catégories : virus, bactéries, protozoaires, champignons et helminthes. Son élimination est nécessaire lorsqu'il s'agit d'eaux usées domestiques. Dans certains cas, les eaux souterraines peuvent présenter des taux élevés de pathogènes (Weber et Legge, 2008).

En raison de la grande diversité des organismes impliqués et de la difficulté à les détecter, l'utilisation des indicateurs d'organismes pour surveiller la présence de contamination fécale en général, et d'agents pathogènes en particulier. Les indicateurs les plus couramment utilisés dans les systèmes d'épuration des eaux usées sont les bactéries coliformes (en particulier les coliformes fécaux tels que : *E. coli*) et les streptocoques fécaux. Les autres organismes utilisés sont les *bactériophages* et les virus *coliphages*. Il n'existe cependant aucun indicateur fiable de la présence de protozoaires ou d'helminthes parasites, qui sont donc directement surveillés (**Vasudevan et al., 2011**).

Le traitement des pathogènes repose sur une série de mécanismes au sein de ZHA comprennent, la sédimentation, la mort naturelle, l'inactivation ou la mort liée à la température, l'oxydation, la prédation (pâturage par protozoaire), l'inactivation ou la mort liée à une chimie de l'eau défavorable, l'interaction avec le biofilm, la filtration mécanique (filtration à travers le substrat et le biofilm), l'exposition aux biocides et au rayonnement UV, attaque par des bactéries et des virus lytiques (**Weber et Legge, 2008; Vasudevan et al., 2011**).

Dans les systèmes d'eaux à surface libres, la température, le rayonnement solaire et la filtration du milieu sont considérés comme les facteurs les plus importants qui affectent l'élimination des coliformes fécaux. En revanche, dans les zones humides à écoulement souterrain, l'aération et l'écoulement hydraulique, la concurrence et la prédation microbiennes, la mort naturelle et l'inactivation sont considérés comme étant les facteurs les plus importants. La filtration, le piégeage et la sédimentation ont été cités comme des processus probablement importants dans l'élimination de structures relativement grandes, tandis que la mort naturelle n'est pas considérée comme un processus important en raison de la survie prolongée de nombreux types de kystes et d'ovules dans l'environnement (**Vasudevan et al, 2011**).

I.6. Les eaux usées qui peuvent être épurées par les ZHA

Les zones humides peuvent traiter efficacement les déchets municipaux, agricoles, le drainage des acides miniers, les eaux souterraines contaminées (**Zidan et al., 2015**) les lixiviats de décharge, les eaux pluviales urbaines et les eaux usées industrielles, notamment celles du papier et de la pâte à papier, de la transformation alimentaire, de l'industrie pétrochimique, de la chimie, du textile et des tanneries (**Choudhary et al., 2011**) et d'autres eaux polluées, elles peuvent être appliquées comme (**Claire, 2012**) :

- Traitement secondaire ou tertiaire pour les eaux usées domestiques ;
- Traitement des eaux issues de déversoirs d'orage ;
- Traitement combiné tertiaire ;
- Traitement des rejets associés aux activités minières et des lixiviats de décharge ;
- Traitement des effluents industriels ;
- Traitement des eaux strictement pluviales, de ruissèlement routier et de ruissèlement agricole.

I.7. La classification des zones humides artificielles

La classification des ZHA est basée sur plusieurs critères, suivant le type de végétation (émergente, submergée, à feuilles flottantes, flottante) (**Vymazal, 2010**), suivant l'hydrologie, il existe deux types principaux les zones humides à surface libre et à écoulement souterrain (**Reed, 1993; Choudhary et al., 2011**). Les zones humides à écoulement souterrain sont classées selon la direction de l'écoulement (vertical ou horizontal). Différents types de ZHA pourraient être combinés en systèmes hybrides pour obtenir meilleures performances de traitement, notamment pour l'azote (**Vymazal, 2010**).

I.7.1. Zones humides artificielles à surface libre (ZHA SL)

Une ZHA SL est un bassin étanche peu profond ou une séquence de bassins, contenant 20 à 30 cm de sol d'enracinement (**Vymazal, 2010**) pour supporter les racines de la végétation émergente et de l'eau à une profondeur relativement faible (**Reed, 1993**), de 20 à 40 cm (**Vymazal, 2010**). La végétation émergente dense couvre une fraction importante de la surface, généralement plus de 50%. Les plantes ne sont généralement pas récoltées et la litière fournit le carbone organique nécessaire à la dénitrification qui peut se faire dans des poches anaérobies dans la couche de litière (**Vymazal, 2010**). La couche proche de la surface est aérobie, tandis que les eaux plus profondes et le substrat sont généralement anaérobies (**Choudhary et al., 2011**), la voie d'écoulement prévue à travers le système est horizontale (**Reed, 1993**).

Ce type de système est efficace pour éliminer les matières organiques par dégradation microbienne et la sédimentation des particules colloïdales. Les solides en suspension sont efficacement éliminés par décantation et filtration à travers la végétation dense. L'azote est éliminé principalement par nitrification (dans la colonne d'eau) et dénitrification ultérieure (dans la couche de litière), et volatilisation de l'ammoniac sous des valeurs de pH élevées

causée par la photosynthèse des algues. La rétention du phosphore est généralement faible en raison du contact limité de l'eau avec des particules de sol qui adsorbent et/ou précipitent le phosphore. L'absorption par les plantes ne représente que le stockage temporel, car les nutriments sont libérés dans l'eau après la décomposition de la plante (Vymazal, 2010).

Les ZHA SL sont utilisées pour traiter les eaux de ruissellement, les eaux de décharge, les eaux d'agricoles et de drainage, les effluents industriels (Vasudevan et al., 2011) et des mines (Choudhary et al., 2011).

Ce type de ZHA est fréquemment utilisé en Amérique du Nord et en Australie. En Europe, cette technologie a récemment fait l'objet d'une plus grande attention, notamment en Suède et au Danemark où ces systèmes sont utilisés pour éliminer l'azote de la pollution diffuse (Vymazal, 2010). Ses avantages sont que son coût d'investissement et d'exploitation faibles, mais ils ont généralement une efficacité d'élimination des contaminants inférieure à celle des ZHA à écoulement souterrain. Une grande variété de plantes submergées et flottantes ont été utilisées, par exemple *Typha*, *Scirpus*, *Digitaria*, *Cyperu* etc (Choudhary, et al., 2011).

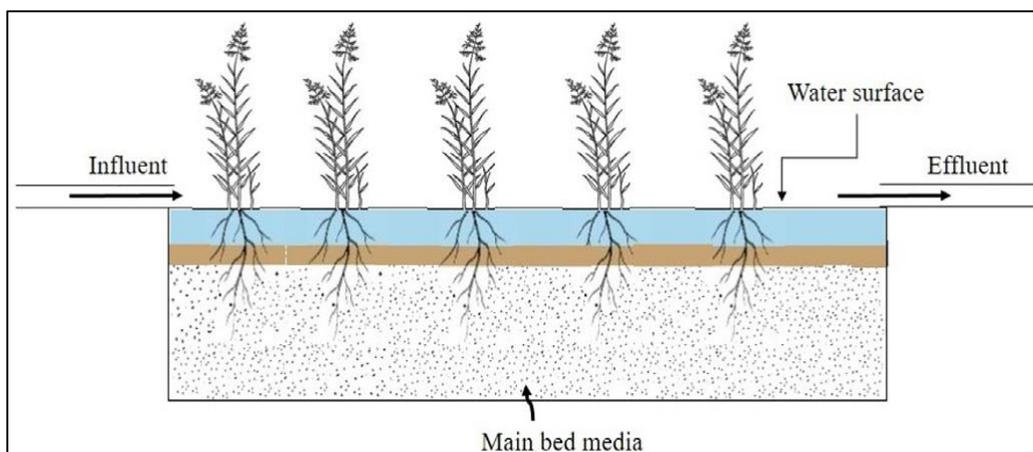


Figure I.1. Schéma d'un filtre à surface libre en coupe transversale (Bakhshoodeh et al., 2020)

I.7.2. Les zones humides à écoulement souterrain (ZHA ES) :

Une zone humide à écoulement souterrain (ZHA ES) consiste en un bassin étanche avec un substrat poreux de roche, de gravier et de sol ou une combinaison de ceux-ci (Choudhary et al., 2011). Elle est conçue pour maintenir le niveau de l'eau en dessous du niveau du lit, minimisant ainsi l'exposition humaine (Zidan et al., 2015). Les eaux usées sont poussées verticalement ou horizontalement dans les sédiments par gravité, selon le type de système (Choudhary et al., 2011).

Selon (Reed, 1993) le type de zone humide à écoulement souterrain présente plusieurs avantages par rapport au type ZHA SL. Si la surface de l'eau est maintenue sous la surface du média, il y a peu de risque d'odeurs, ou d'insectes. De plus, le substrat offre une plus grande surface disponible pour le traitement que le concept ZHA SL, de sorte que le traitement peut être plus rapide que le type ZHA SL, qui peut donc être plus petite que l'autre système conçu pour les mêmes conditions de traitement des eaux usées. La position de l'eau et les débris végétaux accumulés à la surface du lit offrent une meilleure protection thermique par temps froid que le type ZHA SL (Reed, 1993).

Elles ont été le plus souvent utilisées pour réduire la demande biochimique en oxygène, la demande chimique en oxygène, les solides en suspension, les métaux et les nutriments des eaux usées domestiques et industrielles (Choudhary et al., 2011).

Ces systèmes sont très populaires en Europe et en Afrique du Sud. Elles se subdivisent en deux types : à écoulement horizontal (EH) et à écoulement vertical (EV), selon la direction de l'écoulement des eaux usées. Récemment, la combinaison des deux types a été utilisée, sous le nom de systèmes hybrides. Ces systèmes hybrides agissent plus efficacement pour améliorer la qualité des eaux usées. Les stations d'épuration à écoulement horizontal sont plus efficaces sur une base territoriale que les systèmes à écoulement vertical. Les espèces végétales généralement utilisées dans les stations d'épuration à écoulement vertical comprennent les *roseaux communs* (*Phragmites australis*), la *quenouille* (*Typha* spp.), le *scirpe* (*schoenoplectus*), *Canna indica*, *Pseudacorus* spp. etc (Choudhary et al., 2011).

I.7.2.1. Les zones humides à écoulement horizontal (ZHA EH)

Ce type de zone humide a été développé dans les années 1950 en Allemagne par *Käthe Seidel* qui a conçu ces zones en utilisant des matériaux grossiers comme milieu d'enracinement. Puis dans les années 1960, des sols à forte teneur en argile ont été utilisés par *Reinhold Kickuth* dans le système "méthode de la zone racinaire", après les ZHA EH 1980, été introduite au Danemark et, en 1987, près de 100 systèmes basés sur le sol étaient mis en service. À la fin des années 1980, ZHA EH ont également été introduits dans d'autres pays, tels que l'Autriche et le Royaume-Uni, puis dans les années 1990, ce système s'est répandu dans la plupart des pays européens, ainsi qu'en Amérique du Nord, en Australie, en Asie et en Afrique. À la fin des années 1980, les sols ont été remplacés par des matériaux grossiers et, à l'heure actuelle, le gravier ou la roche lavés dont la granulométrie est d'environ 10 à 20 mm sont couramment utilisés (Vymazal, 2010).

Les ZHA EH consistent en des lits de gravier ou de roches scellés par une couche imperméable et plantés de macrophytes (**Vymazal, 2010**). Les eaux usées sont alimentées à l'entrée et s'écoulent à travers le milieu poreux selon un parcours plus ou moins horizontal (**Vymazal, 2010; Vasudevan et al., 2011**) et maintenues à une profondeur constante sous la surface du substrat (**Garcia et al., 2010**) jusqu'à ce qu'elles atteignent la zone de sortie, où elles sont collectées et évacuées. Dans les lits filtrants, la pollution est éliminée par dégradation microbienne et par des processus chimiques et physiques dans un réseau de zones aérobies, anoxiques et anaérobies, les zones aérobies étant limitées aux zones adjacentes aux racines où l'oxygène fuit vers le substrat (**Vymazal, 2010; Vasudevan et al., 2011**) Le temps de séjour dans ce système doit être plus conséquente pour la dégradation microbienne de la matière carbonée sous conditions anoxiques/anaérobies à cause de la limitation de l'oxygène et une nitrification généralement partielle (**Claire, 2012**).

Concernant les matières en suspension sont principalement retenus par filtration et sédimentation, avec une efficacité généralement très élevée, pour l'azote, le mécanisme principal d'élimination est la dénitrification. L'élimination de l'ammoniac est limitée en raison du manque d'oxygène dans le lit de filtration comme conséquence d'une saturation permanente en eau. Le phosphore est éliminé principalement par les réactions d'échange, où le phosphate déplace l'eau ou les hydroxydes de la surface du fer et les oxydes d'aluminium hydratés. À moins que des matériaux spéciaux ne soient utilisés, l'élimination du P est généralement faible en ZHA EH (**Vymazal, 2010**).

Les ZHA EH sont le plus répandu en Europe (**Vymazal, 2005**), elles sont couramment utilisées pour traiter les eaux domestiques et municipales et la superficie requise pour les conditions du Royaume-Uni et par habitant est de 5 m² EH (**Vasudevan et al., 2011**).

La conception des ZHA EH peut varier selon les paramètres suivants (**Claire, 2012**) :

- Le matériau du massif filtrant ;
- Le niveau d'eau dans le filtre ;
- Le mode d'alimentation du filtre (continue, par bâchées contrôlées, fil de l'eau) ;
- Les charges appliquées ;
- Les ou l'espèces végétales plantées.

L'inconvénient de ce système est sa sensibilité au colmatage. Le type de matériaux et la charge appliquée peuvent aussi conduire au colmatage (**Claire, 2012**).

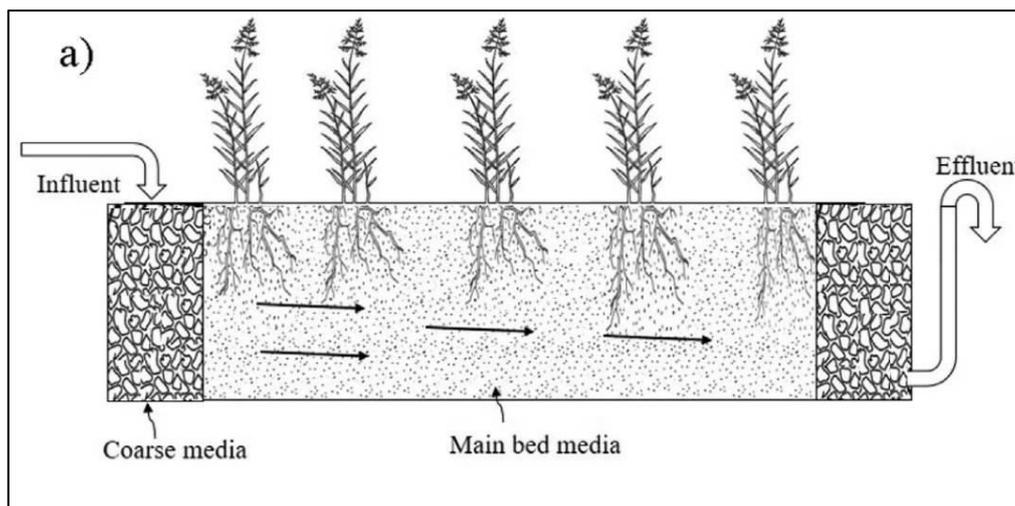


Figure I.2. Schéma d'un filtre horizontal en coupe transversale (Bakhshoodeh et al., 2020)

I.7.2.2. Zones humides à écoulement vertical (ZHA EV)

Les zones humides artificielles à écoulement vertical ont été initialement introduites par Seidel pour oxygéner les effluents des fosses septiques anaérobies (Vymazal, 2010). Cependant elles ne se sont pas répandues aussi rapidement que ZHA EH, probablement en raison des exigences d'exploitation et de maintenance plus élevées dues à l'utilisation des pompes pour lever les eaux usées à la surface de la zone humide (Vymazal, 2010).

Les premiers ZHA EV étaient composés de plusieurs étages, avec des lits dans le premier étage alimentés en rotation. Les ZHA EV sont très souvent utilisés pour traiter les eaux usées domestiques et municipales, notamment lorsque des limites de rejet sont fixées pour l'azote ammoniacal. Cependant, de nombreux rapports ont été publiés sur leur utilisation pour différents types d'eaux usées, comme les effluents de raffinerie, les lixiviats de compostage, les eaux de ruissellement des aéroports, les effluents de laiterie ou de la production de fromage (Vymazal, 2010).

Dans les ZHA EV, les eaux usées sont pompées en haut vers le lit et réparties sur la surface puis elles sont laissées percoler à travers le milieu et s'écoulent vers le bas à travers le milieu granulaire (Garcia et al., 2010). Un nouveau bassin n'est alimenté qu'une fois que toute l'eau s'est écoulee du lit. Le percole des eaux de cette manière augmente la quantité d'oxygène dissous et donc rend le filtre beaucoup plus aérobie et très efficace pour la nitrification. Les ZHA EV peuvent assurer une certaine dénitrification si leur conception permet de laisser le lit inondé. Elles sont également efficaces pour l'élimination des matières organiques et des solides en suspension. L'élimination du P est faible, sauf si l'on utilise des

milieux à forte capacité de sorption. Par rapport aux ZHA EH, les ZHA EV nécessitent moins de terrain (**Vasudevan et al., 2011**).

Dans les ZHA EV à flux ascendant, les eaux usées sont acheminées au fond de la zone humide et s'accumulent vers le haut et est ensuite collectée soit près de la surface, soit à la surface du lit (**Vasudevan et al., 2011**).

Les systèmes verticaux peuvent être classés en au moins quatre types selon les régimes hydrauliques : débit non saturé (comme les filtres à ruissellement classiques), débit saturé en permanence, débit non saturé intermittent, et inondation et drainage des zones humides. À l'exception des systèmes à flux saturé en permanence, le mode de fonctionnement des autres systèmes verticaux améliore l'aération du lit par rapport aux zones humides à flux horizontal (**Garcia et al., 2010**).

Le dimensionnement des ZHA EV varie selon les caractéristiques du système (**Claire, 2012**):

- Matériaux du filtre ;
- Charge hydraulique appliquée ;
- Système de distribution ;
- Charges organiques appliquées ;
- Système d'aération ;
- Gestion des cycles alimentation repos ;

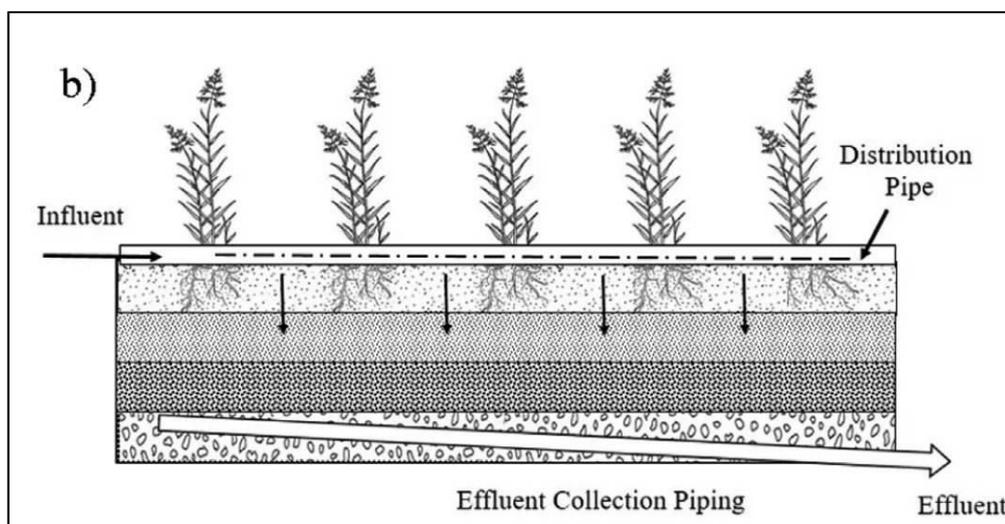


Figure I.3. Schéma du filtre planté de roseaux à flux vertical (**Bakhshoodeh et al., 2020**)

I.7.2.3. Zones humides artificielles hybride (ZHA H)

Différents types de zones humides artificielles peuvent être combinés afin d'obtenir un effet du traitement plus élevé, en particulier pour l'azote. Cependant, les systèmes hybrides comprennent le plus souvent des systèmes EV et EH disposés en de manière étagé, pour fournir les meilleures conditions pour la nitrification et la dénitrification (Vymazal, 2005). Il est possible donc de produire un effluent à faible DBO, qui est entièrement nitrifié et partiellement dénitrifié et qui présente donc une concentration d'azote total beaucoup plus faible (Vymazal, 2005). Les systèmes EV-EH qui combinent les étapes EV et EH sont en service dans de nombreux pays du monde et sont utilisés en particulier lorsqu'il est nécessaire d'éliminer l'ammoniac-N et l'azote total (Vasudevan et al., 2011).

Le système EV-EH a été conçu à l'origine par Seidel dès la fin des années 1950 et le début des années 1960, mais l'utilisation des systèmes hybrides était alors très limitée. Dans les années 1980, le système hybride EV-EH Des zones humides artificielles ont été construites en France et au Royaume-Uni. Actuellement, les zones humides hybrides sont mises en service dans de nombreux pays du monde et sont utilisées en particulier lorsque l'élimination de l'azote ammoniacal et de l'azote total est nécessaire (Vymazal, 2010).

Les ZHA H ont été utilisées pour traiter des eaux usées de plusieurs sources, par exemple, les lixiviats des décharges, les lixiviats des composts, les abattoirs, aquaculture de crevettes et de poissons (Vymazal, 2010).

I.8. Rôle de différents composants des ZHAs

I.8.1. Rôle de matériau de remplissage

Le substrat est l'un des composants les plus importants dans les ZHAs où se produisent la plupart des réactions physiques, chimiques et biologiques, il joue un rôle important, il supporte le développement de biofilms (Yang et al., 2018; Corzo et Sanabria, 2019), et la croissance des plantes dans le filtre (Yang et al., 2018), il abrite de nombreux organismes vivants (DuPoldt et al., 2000). Sa perméabilité affecte le mouvement de l'eau à travers la zone humide (DuPoldt et al., 2000).

Les substrats permettent de stocker de nombreux contaminants (DuPoldt et al., 2000) et il est considéré le seul stockage de phosphore à long terme, qui dépend du taux de charge et de la quantité de fer, de calcium, d'aluminium et de matières organiques natives dans le substrat

(Healy et al., 2007). Les mécanismes de purification des substrats comprennent la sédimentation physique et la filtration, la sorption et l'enfouissement dans sa matrice, la complexation et la précipitation par la composition des colloïdes, l'échange d'ions, la diffusion gazeuse, la dégradation, la transformation et la bio-immobilisation microbiennes à l'intérieur, et l'absorption et le métabolisme par les racines des plantes à son niveau (Wang et al., 2019).

L'accumulation de litière augmente la quantité de matière organique dans la zone humide. La matière organique fournit des sites pour l'échange de matières et l'attachement microbien, et est une source de carbone, la source d'énergie qui dirige certaines des réactions biologiques importantes dans les zones humides (DuPoldt et al., 2000).

Comme il est bien documenté que les profondeurs d'enracinement des macrophytes couramment utilisés ne dépassent pas 0,8 m, les ZHA EV sont généralement construits sans dépasser cette profondeur (la profondeur la plus utilisée dans la pratique est 0,6 m). Cependant, certains auteurs recommandent une profondeur de 1m afin d'éviter une pénétration rapide de l'eau à travers le substrat (Prochaska et Zouboulis, 2009).

Divers matériaux pourraient être utilisés comme substrats y compris des matériaux naturels qui sont des matériaux extraits de la nature qui peuvent être utilisés directement sans transformation, et les matériaux artificiels (Wang et al., 2019). Ces matériaux comprennent la terre, le sable, le gravier, la roche et les matières organiques le compost.

Les sédiments et les déchets qui s'accumulent dans la ZHA en raison des vitesses d'eau améliorent l'effet épuratoire du substrat (DuPoldt et al., 2000) ; d'après la documentation, d'autres matériaux ont été testés : soient naturels tels que la zéolithe, le calcaire, le schiste, l'argile granulée, l'opaque, la pierre ponce, soient des sous-produits industriels tels que les scories, les cendres volantes, les cendres de charbon, les boues d'alun, les miettes de briques creuses et les coquilles de palmier à huile ont été couramment utilisés mais il y a peu d'études ont utilisé des supports en plastique (Corzo et Sanabria, 2019).

Pour les ZHA SL, un substrat riche en fer, en calcium et en aluminium est recommandé, pour les ZHA EH, un sol ou du gravier est recommandé. Dans les ZHA EV, une couche de sable active d'une profondeur de 1,0 m (Healy et al., 2007). Un matériau de calcite approprié a été identifié, mais les tests en grandeur réelle ont montré que l'élimination était bonne au début, mais après quelques mois, les filtres étaient saturés de phosphore et il y avait un colmatage. Il n'a pas été possible par la suite de résoudre les problèmes inhérents à ce

matériau. Au lieu de cela, l'élimination du phosphore peut être obtenue par simple précipitation avec un composé d'aluminium dans le réservoir de sédimentation avant la zone humide (**Brix et Arias, 2005**).

La sélection des substrats est l'une des questions clés dans l'épuration des eaux usées par les ZHA et les substrats appropriés peuvent éliminer efficacement divers polluants, éviter le colmatage et améliorer le cycle de fonctionnement. Les problèmes à prendre en compte pour la sélection des matériaux comprennent leur source et leur coût, la faisabilité hydraulique et technique, la capacité à éliminer les contaminants, le soutien à la croissance des plantes et l'adhésion des microbes, la sécurité (pollution secondaire), le colmatage, la durée de vie du substrat, etc. Le choix du substrat est devenu un sujet de confusion pour les scientifiques et les ingénieurs, en raison de la multitude de problèmes à prendre en compte (**Wang et al., 2019**).

I.8.2. Rôle des micro-organismes

Les fonctions des ZHA sont largement réglementées par les micro-organismes et leur métabolisme (**DuPoldt et al., 2000**). Les micro-organismes comprennent plusieurs types comme les bactéries, les levures, champignons, protozoaires, algues de couennes (**DuPoldt et al., 2000**), Ils jouent un rôle dominant et indispensable dans l'épuration des eaux usées, ils peuvent transformer un grand nombre d'éléments organiques et substances inorganiques en substances inoffensives ou les substances insolubles, modifient les conditions de réduction/oxydation (redox) du substrat et affecte donc la capacité de traitement de la ZHA, ils interviennent au recyclage des nutriments (**DuPoldt et al., 2000**).

Certaines transformations microbiennes sont aérobies (en présence d'oxygène libre) tandis que d'autres sont anaérobies (en absence d'oxygène libre). Les microbes sont capables de dégrader la plupart des polluants organiques, mais le taux de dégradation varie considérablement, en fonction des propriétés chimiques et structurales du composé organique, et de l'environnement chimique et physique du sol (**Choudhary et al., 2011**).

Les microorganismes peuvent également participer à l'élimination des parasites et des agents pathogènes. La plupart des études sur les communautés microbiennes se sont concentrées sur les bactéries et quelques-unes ont porté sur les champignons et les protozoaires. Des méthodes moléculaires sont utilisées pour révéler la diversité bactérienne dans les ZHA et pour caractériser les communautés présentes. Dans une étude, 166 séquences bactériennes ont été vérifiées, dont 80 % étaient affiliées aux *protéobactéries* et comprenaient

des représentants des cinq classes de ce groupe. Dans un autre système de zones humides utilisé pour le traitement des déchets porcins, les communautés bactériennes étaient dominées par des bactéries du sol bien connues (*Pseudomonas*, *Arthrobacter* et *Bacillus*). Cependant, les modèles de diversité et de fonctionnement des microbes sont actuellement difficiles à déterminer. Zhang et al a signalé que la biomasse microbienne (pas l'activité), est corrélée à la richesse en espèces hydrophytes dans les ZHA (Vasudevan et al., 2011).

La communauté microbienne peut être affectée par des substances toxiques, telles que les pesticides et les métaux lourds, donc il faut empêcher l'introduction de ces produits chimiques à des concentrations dommageables (DuPoldt et al., 2000).

I.8.3. Rôle des plantes

La présence de macrophytes est l'une des caractéristiques les plus visibles des ZHA, ce qui les distingue des filtres de sol ou des lagunes non plantées. Les macrophytes qui poussent dans les ZHA ont plusieurs propriétés en rapport avec le processus d'épuration qui en font un élément essentiel de la conception (Vymazal, 2011), il y a deux types de plantes : Les plantes vasculaires et les plantes non vasculaires (les algues). La photosynthèse par les algues augmente la teneur en oxygène dissous de l'eau qui, à son tour, affecte les nutriments et les métaux (DuPoldt et al., 2000). Les macrophytes jouent le rôle d'un catalyseur de l'activité microbienne dans le filtre, ils favorisent l'abattement de DBO5, DCO, azote et pathogènes (Claire, 2012). L'assimilation de nutriments par le végétal est un mécanisme majoritaire de la dégradation de la pollution de l'effluent, elle est plus importante pour les effluents dilués. Son rôle mécanique : est d'aider le transfert des eaux dans le filtre (Claire, 2012), par la création des voies hydrauliques à travers les milieux pour maintenir et améliorer la conductivité hydraulique. Les rôles secondaires sont la fourniture de surfaces (racines et rhizomes) pour la croissance des bactéries fixées et le développement de la biomasse, la perte radiale d'oxygène (diffusion d'oxygène des racines vers la rhizosphère), l'absorption de nutriments et l'isolation de la surface du lit dans les régions froides et tempérées (Vasudevan et al., 2011). L'aération. Assimilation de nutriments. Isolation. Biodiversité. L'évapotranspiration et donc le séchage de la matière organique (Molle, 2012).

Ils aussi stabilisent les substrats, limitent le flux canalisé et ralentissent la vitesse de l'eau, ce qui permet aux matières à sédimenter, ils absorbent du carbone, des nutriments et des traces éléments et les incorporent dans leur tissu, ils transfèrent des gaz entre l'atmosphère et les sédiments, la fuite d'oxygène des structures végétales souterraines crée des microsites

oxygénés dans le substrat leurs systèmes de tiges et de racines fournissent des sites pour l'attachement microbien ils créent des déchets lorsqu'ils meurent et se décomposent.

Les études sur la tolérance des plantes aux eaux usées recommandent d'utiliser des espèces végétales indigènes et de réaliser des études préliminaires en laboratoire pour tester la tolérance des plantes avant de les utiliser pour la phytoremédiation d'un effluent spécifique (**Corzo et Sanabria, 2019**). Les ZHA sont généralement plantées de végétation émergente (plantes non ligneuses qui poussent avec leurs racines dans le substrat et leurs tiges et feuilles émergeant de la surface de l'eau) (Tableau I.2). Parmi les plantes émergentes couramment utilisées, on trouve les *joncs*, les *quenouilles*, les *roseaux* et un certain nombre d'espèces de feuillus (**DuPoldt et al., 2000**).

Tableau I.2. Rôle de quelques parties de la plante dans un filtre planté (Vymazal, 2011)

La partie de la plante	Le rôle
Tissu végétal aérien	Atténuation de la lumière - croissance réduite de la photosynthèse Influence de l'isolation du microclimat en hiver. Réduction de la vitesse du vent - réduction du risque de la remise en suspension. Aspect esthétique du système. Stockage des nutriments
Tissu végétal dans l'eau	Effet de filtrage. filtrer les gros débris. Réduction de la vitesse du courant. augmentation de la vitesse de sédimentation, réduction du risque de remise en suspension. Excrétion de l'oxygène de la photosynthèse. une dégradation aérobie accrue. Absorption des nutriments. Fourniture d'une surface pour la fixation des périphytons.
Racines et rhizomes dans le sédiment	Stabilisation de la surface des sédiments moins d'érosion Prévention de l'encrassement du milieu dans les systèmes à flux vertical Fourniture d'une surface pour la croissance bactérienne La libération d'oxygène augmente la dégradation (et la nitrification)

	Absorption des nutriments Libération d'antibiotiques, de phytométallophores et de phytochelatines
--	--

I.8.3.1. Isolation des lits de filtration : L'isolation que la couverture végétale fournit pendant l'hiver, en particulier dans les régions climatiques tempérées et froides, est très importante pour une performance régulière du système. Lorsque la litière est recouverte de neige, elle assure une isolation parfaite et aide à maintenir le substrat à l'abri du gel. La couche de litière aide à protéger le sol du gel en hiver, mais d'un autre côté, elle maintient également le sol plus frais au printemps. En conséquence, les processus responsables de l'élimination des polluants ne ralentissent pas de manière substantielle, et les performances d'épuration sont constantes au cours de l'année (Vymazal, 2011).

I.8.3.2. Les parties souterraines pour la croissance bactérienne : la rhizosphère végétale améliore la densité et l'activité microbiennes en fournissant une surface racinaire pour la croissance microbienne, une source de composés de carbone par le biais des exsudats racinaires et un environnement micro-aérobie par la libération d'oxygène par les racines (Vymazal, 2011).

I.8.3.3. Libération d'oxygène dans la rhizosphère des ZHA: La différence entre les sols saturés et les sols bien drainés est la disponibilité d'oxygène pour la respiration des racines, la respiration microbienne et l'oxydation chimique. Dans les sols bien drainés, il y a une forte teneur en oxygène dans les espaces poreux présente cela veut dire que les micro-organismes sont capables d'obtenir de l'oxygène directement à partir de leur environnement. Dans une région saturée en eau, la teneur en oxygène est faible donc les sols saturés en eau deviennent anaérobies (sans oxygène ou anoxiques), sauf pour quelques millimètres à la surface donc, les racines et les rhizomes des plantes qui poussent dans des substrats saturés d'eau doivent obtenir de l'oxygène de leurs organes aériens à l'intérieur par les espaces d'air des plantes. Et les plantes fuient l'oxygène de leurs racines.

Les taux de libération d'oxygène par les racines dépendent de la concentration interne en oxygène, de la demande en oxygène du milieu environnant et de la perméabilité des parois des racines. la fuite d'oxygène au niveau des racines sert à : (1) oxyder et détoxifier les substances réductrices potentiellement nocives dans le rhizosphère, (2) favoriser la nitrification (oxydation de l'ammoniac) et la décomposition aérobie des substances organiques

et (3) favoriser la formation de précipités de fer et de les hydroxydes et oxyhydroxydes de manganèse qui, en outre peut coprecipiter les métaux (Vymazal, 2011).

I.8.3.4. Absorption et stockage des nutriments: Les plantes ont besoin de nutriments pour leur croissance et leur reproduction, les macrophytes enracinés absorbent les nutriments principalement par leur système racinaire. Ils sont très productives, des quantités considérables de nutriments peuvent être liées dans leur biomasse, le stockage total d'une substance dans un compartiment particulier est appelé "stock permanent", seul le stock dans les parties supérieures qui peuvent être récoltées est considéré un élimination des nutriments (Vymazal, 2011).

Même les stocks de nutriments élevés dans les parties supérieures en surface, ils sont très faibles par rapport à la charge d'entrée annuelle dans les ZHA, de sorte que la quantité de nutriments séquestrés dans la biomasse représente généralement moins de 5 % de la charge d'entrée (Vymazal, 2011).

I.8.3.5. Exsudats de racines : Les systèmes racinaires libèrent également d'autres substances, outre l'oxygène. Ces substances sont généralement des composés organiques tels que les métabolites anaérobies, les acides organiques, phytométallophores, peptides (par exemple les phytochélatines), alcaloïdes, phénoliques, terpénoïdes ou stéroïdes. L'ampleur de cette libération n'est pas encore claire, mais il a été signalé sont généralement de l'ordre de 5 à 25 % du carbone fixé par photosynthèse. Ce carbone organique exsudé par les racines peut agir comme une source de carbone pour dénitrificateurs et ainsi augmenter l'élimination des nitrates (Vymazal, 2011).

Les fonctions des exsudats radiculaires sont multiples, mais pour le processus de traitement des ZHA EH, la libération de composés antimicrobiens, de phytométallophores et de phytochélatines est la plus importante. Les phénoliques sont des autres composés libérés dans la rhizosphère et qui peuvent être toxiques pour les microorganismes (Vymazal, 2011).

Les exigences suivantes concernant les plantes doivent être prises en compte pour l'utilisation de ces systèmes (Scholz et Lee, 2005):

- Adaptabilité écologique (aucun risque de maladie ou de mauvaise herbe pour les écosystèmes naturels environnants).
- Tolérance aux conditions locales en termes de climat, de parasites et de maladies.

- Tolérance aux polluants et aux conditions hypertrophiques de saturation en eau.
- Propagation facile, établissement, propagation et croissance rapides.
- Capacité élevée d'élimination des polluants, par assimilation directe ou amélioration indirecte de la nitrification, de la dénitrification et d'autres processus microbiens.

I.9. Les macrophytes les plus utilisées dans les ZHA

I.9.1. *Phragmites Australis*

La plante la plus utilisée pour les ZHA est *Phragmites australis* (*roseaux communs*) (*Phragmites communis Trin.*), est une herbe pérenne et tolérante aux inondations, avec un système de rhizomes étendu qui pénètre généralement à des profondeurs d'environ 0,6 à 1 m. Les tiges sont rigides avec des entre-nœuds creux, dont la hauteur des pousses varie de moins de 0,5 m à des formes géantes d'environ 8 m de hauteur, provenant des marais du delta du Danube et des fleuves Tigre et Euphrate. Le *roseau commun* est une herbe cosmopolite présente comme composant dominant dans les communautés littorales d'eau douce, saumâtre et dans certain cas aussi marin, presque partout dans le monde. Sa répartition est très étendue en Europe, en Afrique, en Asie, en Australie et en Amérique du Nord entre 10 et 70 degrés de latitude (Vymazal, 2011).

Sa biomasse aérienne maximale est très variable en fonction de la latitude, du climat, de la salinité, de la profondeur de l'eau, de l'eutrophisation et des interactions entre ces facteurs. Dans leur étude (Vymazal, 2011).

Les *Phragmites australis* sont utilisés dans toute l'Europe, au Canada, en Australie, dans la plupart des régions d'Asie (à l'exception de l'Inde et du Népal) et en Afrique (à l'exception de sa partie centrale). *Phragmites karka* est utilisé dans les ZHA EH en Inde et au Népal et *Phragmites mauritanus Kunth* est utilisé en Afrique centrale. Aux États-Unis, le *roseau commun* est considéré comme une espèce de plante exotique et envahissante par les organismes chargés des ressources naturelles et de la faune (Vymazal, 2011).

Le *Phragmite australis* est une plante vivace, dont les pousses émergentes au printemps. Une gelée violente tue ces pousses, ce qui illustre la tendance à la réduction de la vigueur vers l'extrémité nord de son aire de répartition. Les tiges creuses des pousses mortes en hiver sont importantes pour transporter l'oxygène vers le rhizome relativement profond (Scholz et Lee, 2005).

La reproduction de cette espèce dans les peuplements fermés se fait principalement par propagation végétative, bien que la germination des graines permette la colonisation d'habitats ouverts. Les pousses isolées survivent souvent et se régénèrent loin du peuplement principal (Scholz et Lee, 2005).



Figure I.4. Photo de phragmites australis (source : forestryimages.org)

I.9.2. Typha

Les *Typha* spp. (*Quenouilles*) (*Typhaceae*) sont des plantes vivaces à tiges sans jointures (Vymazal, 2011), et sont des espèces appartenant à la petite famille des *Typhaceae* (Scholz et Lee, 2005), ces plantes mesurent jusqu'à 3 m de haut et ont un système de rhizomes horizontaux très ramifiés. Les feuilles sont plates ou légèrement arrondies sur le dos, dans leurs parties basales spongieuses. Les espèces de *quenouilles* sont généralement trouvées dans les baies peu profondes, des fossés d'irrigation, les lacs, les étangs, les rivières et les marais des eaux saumâtres et douces. Les principales espèces de *Typha* présentes dans les zones humides sont *T. latifolia* L. (*quenouille commune, feillus quenouille*), *T. angustifolia* L. (à feuilles étroites quenouille), *T. domingensis* Pers. (*quenouille du sud, Santo Domingo cattail*), *T. glauca* Godr. (*quenouille bleue*) et *T. orientalis* C. Presl (*Broadleaf cumbungi, Raupo*) (Vymazal, 2011).

T. latifolia est une espèce cosmopolite, mais on ne le trouve qu'en Afrique centrale et en Afrique du Sud. *T. angustifolia* est également considérée comme une espèce cosmopolite par certains auteurs mais d'autres le considèrent comme un étranger en Amérique du Nord. Elle

non plus présente dans les tropiques, où il est remplacé par *T. domingensis*. *T. glauca*, est un hybride de *T. latifolia* et *T. angustifolia*, est la plus courante en Amérique du Nord, *T. domingensis* est que l'on trouve dans les régions subtropicales et tropicales des Amériques, Australie et Afrique, et *T. orientalis* se trouve en la région située entre l'Asie de l'Est (Chine, Japon) et L'Australie (Vymazal, 2011).

Le *typha* est une espèce très productive dont la valeur maximale de la biomasse aérienne, tant dans les peuplements naturels que dans les zones humides construites, est très souvent utilisée dans les ZHA SL, mais elle est probablement la deuxième plante la plus utilisée pour les ZHA EH pour divers types d'eaux usées dans le monde. La *quenouille* est très courante dans les stations d'épuration des eaux usées municipales et domestiques aux États-Unis (Vymazal, 2011).

En revanche, la croissance des colonies par les graines est moins probable. Les graines ont besoin d'humidité, de lumière et de températures relativement élevées pour germer, bien que cela puisse se produire dans des conditions anaérobies. Lorsque l'intensité lumineuse est faible, la germination est stimulée par les fluctuations de température (Scholz et Lee, 2005).



Figure I.5. Photo de typha (source : en.wikipedia.org)

I.9.3. Scirpus (Schoenoplectus) (Vymazal, 2011)

Les espèces appartenant au genre *Scirpus* (*Cyperaceae*) sont des herbes annuelles ou pérennes qui poussent en touffes ou en grandes colonies. Les tiges sont fortement

triangulaires ou légèrement arrondies et légèrement inclinées, jusqu'à 3 m de hauteur ou même plus grand chez certaines espèces. Les racines pénètrent dans le sol à 70-80 cm, ce qui permet une meilleure aération de la zone racinaire et la nitrification microbienne. Toutefois, dans les ZHA dans lesquelles les racines de *S. validus* pénètrent parfois seulement à 10-30 cm. *Scirpus lacustris* L. (syn. *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla) (*Common clubrush*) a été utilisé par Seidel dans les premières étapes du développement des ZHA pour le traitement des eaux usées. Cependant, à l'heure actuelle, *Scirpus* est surtout utilisé en Amérique du Nord, en Australie et en Nouvelle-Zélande.



Figure I.6. Photo de *scirpus* (source : en.wikipedia.org)

I.9.4. Papyrus

Cyperus papyrus (L.) (*Cyperaceae*) (*Papyrus*) est une plante vivace érigée pouvant atteindre 4 mètres de haut avec un rhizome court, épais et ligneux. Elle pousse dans des eaux à faible courant jusqu'à 1 mètre de profondeur. Elle peut croître et se propager de manière végétative tout en flottant. *C. papyrus* est utilisé dans les zones humides artificielles en Afrique (Vymazal et Kröpfelová, 2008).



Figure I.7. Photo du papyrus (source : en.wikipedia.org)

La présence des plantes est indispensable pour le bon fonctionnement des FP car certaines de leurs propriétés sont en lien direct et/ou indirect avec l'efficacité d'enlèvement des polluants. Les plantes ont plusieurs rôles dans les FP (Tableau I.3)

Tableau I.3. Rôles majeurs des plantes dans un FP à flux sous-surfacique (adapté de (Brix 1997; Shelef, Gross et al. 2013; Vymazal 2013))

Rôles majeurs	Références
Effets physiques du système racinaire	
Filtration physique Stabilisation du lit filtrant, protection contre l'érosion Prévention des court-circuits Prévention de colmatage du lit filtrant	(Brix 1997; Stottmeister, Wießner et al. 2003)
Système racinaire comme base pour les microorganismes	
Surface d'attachement pour les bactéries	(Gersberg, Elkins et al. 1986)
Oxygénation à l'intérieur du lit filtrant par des racines	(Stottmeister, Wießner et al. 2003)
Ajout de carbone	(Faulwetter, Gagnon et al. 2009)
Absorption par la plante	
Absorption et stockage des nutriments dans des tissus végétaux	(Kadlec and Wallace 2008)
Accumulation des éléments métalliques	(Marchand, Mench et al. 2010)
Effet de la biomasse aérienne	

Évapotranspiration Isolation du lit filtrant contre le gel en hiver et contre la radiation forte en été Réduction de la vitesse du vent Réduction de l'exposition à la lumière (prévention du développement de phytoplancton) Production de la biomasse	(Aronsson and Perttu 2001; Kadlec and Wallace 2008)
Autres fonctions	
Participation à l'élimination des pathogènes Augmentation de la biodiversité Apparence esthétique du système Bioindicateurs	(Brix 1997; Headley, Nivala et al. 2013)

I.10. Les avantages et les inconvénients des filtres plantés (FP)

I.10.1. Les avantages

Les ZHA sont une solution rentable et une approche techniquement réalisable pour l'épuration des eaux usées et de ruissellement (Dupoldt et al., 2000) pour plusieurs raisons (DuPoldt et al., 2000; Claire, 2012):

- Faible coût d'exploitation et de construire ;
- Performances de traitement élevées et stables ;
- Possibilité d'utiliser des matériaux locaux ;
- Pas d'adjuvants chimiques ;
- Facilité de gestion, notamment des boues pour la filière à écoulement vertical ;
- Acceptation de surcharges hydrauliques et organiques pour la filière à écoulement vertical ;
- Intégration paysagère ;
- Les frais de fonctionnement et d'entretien (énergie et les fournitures) sont faibles ;
- Le fonctionnement et l'entretien ne nécessitent qu'un travail périodique, et non pas continu sur place ;
- Les ZHA sont capables de tolérer des fluctuations de débit ;
- Ils facilitent la réutilisation et le recyclage de l'eau ;
- Elles offrent de nombreux avantages en plus de l'amélioration de la qualité de l'eau, tels que l'habitat de la faune et la mise en valeur esthétique des espaces ouverts ;

- Il s'agit d'une approche sensible à l'environnement qui est considérée avec faveur par le grand public ;

I.10.2. Les inconvénients les plus souvent sont (Claire, 2012)

- Emprise au sol importante ;
- Rigueur de réalisation ;
- Maintenance et exploitation souple mais incontournable ;
- Traitement limité du phosphore ;
- Traitement limité des pathogènes.

I.11. Conclusion

L'utilisation des ZHA a connu une grande propagation autour du monde grâce à leurs avantages multiples, et leur capacité d'épuration des eaux usées de différentes sources y compris les eaux usées agricoles, diverses eaux de ruissellement et les lixiviats de décharge. Elles peuvent aussi traiter efficacement les déchets municipaux, le drainage minier acide, les eaux souterraines contaminées et les eaux usées industrielles, notamment celles du papier et de la pâte à papier, de la transformation alimentaire, de l'industrie pétrochimique, de la chimie, du textile et des tanneries et d'autres eaux polluées et l'élimination de plusieurs types de pollution.

Les ZHA sont des systèmes écologiques de traitement des eaux usées, de faible coût de construction qui ne nécessitent pas de la main d'œuvre qualifiée, elles sont conçues et construites pour utiliser les processus de purification naturels. Une ZHA est considérée comme un bioréacteur complexe. Ils sont des combinaisons de quatre éléments : Le substrat qui est généralement en gravier ou d'autres matériaux soit naturels ou artificiels. La plante de macrophyte qui joue un rôle très important et qui différencie les ZHA de filtre à sable et de lagunage, les microorganismes qui sont les responsables directs de la dégradation de la matière organique et d'autres processus d'élimination des nutriments, et le dernier composant l'eau usées contaminée qui contient les nutriments, la matière organique, les agents pathogènes et d'autres éléments, cette combinaison est un système écologique intégré au paysage.

Il y a plusieurs types des ZHA qu'ils sont classifiés selon l'hydrologie, les ZHA à écoulement libre, les ZHA à écoulement souterrain, ce dernier est classifié selon la direction de l'écoulement horizontale ou verticale. Il y a plusieurs plantes qui ont prouvé leur pouvoir d'épuration, les plus utilisées sont les *phragmites australis*, *typha* et *scirpus* et d'autres.

Les mécanismes d'élimination de la contamination au niveau de la ZHA sont divers et nombreux et varient selon le type de la station et la charge de ces contaminations, les plus reconnues sont la sédimentation et filtration, la dégradation de la MO, l'assimilation des nutriments par les plantes et les microorganismes, la nitrification et la dénitrification, l'adsorption par le substrat et d'autres, tous ces processus entre dans l'opération d'épuration des eaux et l'élimination ou bien la réduction des contaminations.

*Chapitre 2 : Réutilisation des eaux usées épurées,
contraintes et impacts sur la santé et sur
l'environnement*

II.1. Introduction

Le monde aujourd'hui connaît une forte augmentation démographique, avec un développement économique claire et une amélioration du niveau de vie (**Becerra-Castro et al., 2015**), par la croissance des activités industriels et agricoles, le besoin en eau est en augmentation, mais à l'autre coté la rareté des ressources en eau dans de nombreuses régions du monde (**Akhoundi et Nazif, 2018**) et les sécheresses apparaissent, non seulement dans les zones arides, mais aussi dans les régions où l'eau douce est abondante (**Becerra-Castro et al., 2015**), le monde entier est confrontées à des pénuries d'eau (**Scruggs et Thomson, 2017**). Il estime que plus de 40 % de la population mondiale sera confrontée à un stress hydrique dans les 50 prochaines années, ce qui constitue une sérieuse incitation à mettre en place des options de gestion durable des ressources en eau (**Becerra-Castro et al., 2015**).

En plus, d'autres facteurs qui conduisent à cette crise d'eau tels que le réchauffement global et l'augmentation de la température (**Leung et al., 2012**), ce qui cause la fore évaporation. Le changement climatique (**Scruggs et Thomson, 2017**) et les faibles précipitations autour du monde (**Chu et al., 2004**).

Ce problème est encore plus intense dans les régions arides et semi-arides à forte population. En raison de l'utilisation excessive des eaux souterraines et l'apparition de conflits sociaux et politiques concernant le transport de l'eau d'une région à l'autre. En outre, le transport de l'eau d'autres régions par des canalisations qui pourrait être coûteux (**Akhoundi et Nazif, 2018**). Des nouvelles sources d'eau doivent être identifiées pour répondre à la demande actuelle et au future (**Scruggs et Thomson, 2017**). La réutilisation des eaux usées pourrait donc peut être une solution durable pour l'approvisionnement en eau (**Akhoundi et Nazif, 2018**).

Ajoutant à la principale fonction d'une station d'épuration des eaux usées qui est de minimiser l'impact environnemental du rejet d'eau non traitée dans les systèmes d'eau naturels, elle peut être considérée aussi comme une nouvelle source d'eau (**Meneses et al., 2010**). la réutilisation des eaux usées contribue à réduire les coûts municipaux de recherche de sources d'eau par des moyens plus coûteux (**Jaramillo et Restrepo, 2017**) et la protection de l'environnement en raison de la réduction de l'exploitation des sources naturelles, en particulier de la couche d'eau qui se recharge lentement (**Lopez et al., 2006**).

Les eaux épurées peuvent être réutilisées dans les domaines suivants, l'irrigation agricole ; la recharge des aquifères, les utilisations urbaines; pour l'industrie, y compris le refroidissement et les combinaisons de ces activités (ex : projets polyvalents) (**Akhoundi et Nazif, 2018; Maryam et Büyükgüngör, 2019**) utilisations urbaines non potables ; et enfin, réutilisation potable (**Leverenz et al., 2011**).

Ce concept, et surtout pour l'irrigation, est une pratique de plus en plus courante, encouragée par les gouvernements et les organismes officiels du monde entier (**Becerra-Castro et al., 2015**) mais malgré les avantages susmentionnés, la réutilisation des eaux usées comporte des risques pour la santé et l'environnement (**Becerra-Castro et al., 2015**).

II.2. Possibilités de la réutilisation des eaux usées épurées

Le développement et la mise en œuvre de la réutilisation des eaux usées dans le monde entier ont montré que l'eau recyclée est une source alternative fiable et éprouvée, et qui peut être vendue comme un nouveau produit, la réutilisation de l'eau peut apporter une toute nouvelle approche holistique de la gestion de l'eau : qui aborde les deux extrémités du processus : l'offre et la demande en eau, l'évacuation des eaux usées et la protection de l'environnement (**Lazarova et al., 2001**).

Pour presque toutes les régions arides et semi-arides des pays méditerranéens, où les réserves actuelles d'eau douce sont à un seuil critique, les eaux usées recyclées sont déjà la seule ressource alternative abordable pour les usages agricoles, industriels et urbains non potables (**Lazarova et al., 2001**).

Deux grands types de réutilisation ont été développés et pratiqués dans le monde entier (**Kretschmer et al., 2002**) sont :

1. Les utilisations potables:
 - L'utilisation directe d'eau recyclée pour augmenter l'approvisionnement en eau potable après un traitement intensif
 - Indirect après être passé par le milieu naturel
2. Les utilisations non potables
 - L'irrigation de l'agriculture
 - Utilisation pour l'irrigation de parcs, de lieux publics de foresterie (réutilisation la plus rapide en Europe : irrigation de terrains de golf)

- L'utilisation pour l'aquaculture.
- La recharge des aquifères (réutilisation indirecte)
- Des utilisations dans l'industrie et les établissements urbains

II.2.1. La réutilisation des eaux usées épurées en agriculture

Dans de nombreux pays de la région méditerranéenne, qui est connue par fréquentes périodes de sécheresse, et la production agricole se fait souvent dans des conditions de manque d'eau ou d'épuisement des ressources en eau existantes. Dans ces régions, la réutilisation des eaux usées récupérées pour l'irrigation des cultures pourrait contribuer à atténuer/réduire la pénurie d'eau, et soutenir le secteur agricole et aussi protéger les ressources souterraines (**Libutti et al., 2018**).

La réutilisation agricole est donc un élément du développement et de la gestion des ressources en eau qui offre des options innovantes et alternatives pour l'agriculture. Sa récupération pour l'irrigation accroît la productivité agricole : elle fournit de l'eau et des nutriments et améliore le rendement des cultures (**Bahri, 1999**). En outre, l'épandage des eaux usées traitées sur le sol constitue également une source fiable de nutriments (en particulier d'azote, de phosphore et de potassium) et de matières organiques utiles pour maintenir la fertilité et la productivité du sol. Elle peut améliorer la croissance et le rendement des espèces herbacées et peut également accroître les avantages économiques pour les agriculteurs, grâce à la réduction des besoins en engrais (**Libutti et al., 2018**).

Mais l'irrigation avec ces eaux peut avoir des implications à deux niveaux différents : modifier les propriétés physico-chimiques et microbiologiques du sol et/ou introduire ou contribuer à l'accumulation de contaminants chimiques et biologiques dans le sol ce que peut affecter la productivité et la fertilité du sol, et peut présenter des risques graves pour la santé humaine et l'environnement. La réutilisation durable des eaux usées en agriculture devrait prévenir ces types d'effets, ce qui nécessite une évaluation holistique et intégrée des risques (**Becerra-Castro et al., 2015**).

L'utilisation d'eau recyclée comporte également des risques, notamment l'absorption de sodium et d'autres ions par les plantes qui peuvent entraîner des pertes de rendement (**Kehrein et al., 2020**), aussi l'absorption des métaux, ce qui affecte la qualité et la sécurité des aliments. Plus que ça la présence résiduelle de micro-organismes pathogènes représente

un risque potentiel pour la santé des consommateurs lorsqu'ils entrent dans la chaîne alimentaire (**Libutti et al., 2018**).

Toutefois, elle nécessite la protection de la santé publique, une technologie de traitement des eaux usées appropriée et un site fiable pour le traitement (**Bahri, 1999**), avec une surveillance de la qualité de l'eau d'irrigation pour protéger la santé humaine, le sol, les plantes et les masses d'eau, et pour prévenir la détérioration des infrastructures d'irrigation. En outre, des échantillonnages et des analyses d'eau réguliers sont nécessaires pour collecter les données d'exploitation courantes des stations d'épuration des eaux usées et de récupération de l'eau et pour évaluer les processus de traitement des eaux usées (**Müller et Cornel, 2017**).

Avec l'élaboration des lignes directrices de l'OMS en 1989, il a été reconnu que les parasites humains constituent le principal risque pour la santé humaine et le développement de systèmes d'épuration; et pour la réduction de ce risque elle a été proposée comme stratégie principale le concept de "risque zéro" qui ne pouvait être atteint que dans le cadre de schémas technologiques de traitement primaire, secondaire et de désinfection, techniquement réalisables mais ne constituant pas une solution viable dans le contexte pratique et économique des pays en développement (**Jaramillo et Restrepo, 2017**).

Les caractéristiques idéales de l'eau à utiliser pour l'irrigation des cultures sont les suivantes (**Kretschmer et al., 2002**):

- (a) forte teneur en matières organiques ;
- (b) forte teneur en éléments nutritifs (N, P) ;
- (c) faible teneur en agents pathogènes ;
- (d) faible teneur en métaux et en composés organiques toxiques ;

L'irrigation avec des eaux usées traitées est déjà mise en œuvre, principalement pour l'agriculture et l'aménagement paysager, dans des pays comme la France, l'Italie, l'Espagne, Chypre, Malte, la Jordanie ou les États-Unis (**Becerra-Castro et al., 2015**).

II.2.1.1. Facteurs limitant la réutilisation agricole (Leverenz et al., 2011)

- La longue distance entre la station d'épuration et la zone agricole.
- Le coût et la perturbation de la construction des systèmes de canalisations pour acheminer l'eau recyclée.
- La nécessité de prévoir des installations de stockage hivernal de l'eau recyclée limite encore la réutilisation agricole.
- Historiquement, la valeur de l'eau provenant des sources d'approvisionnement en eau de surface et souterraines n'a pas reflété les coûts réels de l'approvisionnement, ce qui a entraîné un net désavantage économique pour la production d'eau recyclée.

II.2.1.2. Facteurs limitant la réutilisation dans l'irrigation des paysages urbains (Leverenz et al., 2011)

- Le coût de la distribution parallèle de l'eau recyclée est élevé car la distance entre les grands utilisateurs est grande dans la plupart des communautés.
- En outre, la plupart de l'eau est consommée par de petits utilisateurs qui ne peuvent pas être servis efficacement et/ou économiquement.

II.2.2. La réutilisation des eaux usées épurées en industrie

L'eau est un élément essentiel dans la production industrielle mais à cause de la pénurie et la raréfaction des ressources, de nombreuses entreprises cherchent donc à développer le recyclage de leurs eaux usées (Rafika et Benhabib, 2015), qui ont considéré comme autre provenance et une réalité technique et économique. Pour certains pays et types d'industries, l'eau recyclée fournit 85% des besoins globaux en eau. Les centrales thermiques et nucléaires (eau de refroidissement) et les papeteries sont les plus grands consommateurs en eau (Farah, 2011; Rafika et Benhabib, 2015), comme exemple la plus grosse centrale nucléaire dans les États-Unis « Palo Verde » (4 millions de kW) utilise les eaux épurées pour ses tours de refroidissement.

D'autre part, Les connaissances sur la réutilisation des eaux usées agro-industrielles traitées pour l'irrigation sont encore rares et des études supplémentaires sont nécessaires pour évaluer la qualité des effluents traités dans différentes conditions, tant en termes de processus industriels que de traitement des eaux usées, et les effets à long terme sur les sols et les plantes (Libutti et al., 2018).

II.2.3. La réutilisation des eaux usées épurées en zone urbaine

La réutilisation des eaux usées traitées dans le secteur urbain et périurbain, est un usage non-alimentaire, qui se développent rapidement et deviennent un élément fondamental de la politique de gestion intégrée de l'eau dans les grandes agglomérations (**Farah, 2011**). Par exemple, au Japon 8% du volume total des eaux usées réutilisées, et plusieurs villes des Etats-Unis ont déjà construit des systèmes de distribution double : eau potable et eaux usées à réutiliser. L'irrigation d'espaces verts comme les parcs, golfs, terrains sportifs, l'aménagement paysagé comme cascades, fontaines, plans d'eau), la protection contre l'incendie, le lavage des rues et des véhicules sont les domaines les plus utilisés. Aussi le recyclage en immeuble est très important, par exemple l'utilisation de l'eau ménagère traitée pour le lavage des sanitaires. Les normes de qualité des eaux pour ce type d'usages sont très sévères et voisines à celles de l'eau potable. La demande en eau potable dans ce cas sera réduite par un pourcentage environ de 10-15%, voire 40% dans les zones résidentielles avec beaucoup d'espaces verts (**Farah, 2011**).

II.2.4. La production d'eau potable

La réutilisation des eaux usées comme eaux potables comprend : la réutilisation potable indirecte (RPI) et la réutilisation potable directe (RPD). Elle permet d'augmenter considérablement la productivité de l'eau. Généralement pour la RPI, les effluents des stations d'épuration sont hautement purifiés par un traitement avancé, puis dirigés vers une zone tampon environnementale, telle qu'un cours d'eau, un réservoir ou un aquifère. Le tampon environnemental est destiné à protéger la santé publique en fournissant une barrière et un temps supplémentaires pour les processus de dégradation des polluants ainsi que la dilution avec de l'eau provenant d'autres sources (**Scruggs et Thomson, 2017**).

Avec la RPD, les effluents de la STEP sont hautement purifiés grâce à un traitement avancé, puis soit (1) combinés à l'approvisionnement en eau brute et dirigés vers une station de traitement, soit (2) introduits directement dans le système de distribution. La dernière option est souvent mentionnée dans la littérature. Mais **Raucher et Tchobanoglous (2014)** suggèrent la première option comme étant la solution privilégiée pour qu'une surveillance sera disponible pour détecter les faibles niveaux de contaminants préoccupants. En outre, un système de RPD peut inclure un stockage technique tampon afin de laisser suffisamment de

temps pour vérifier des paramètres spécifiques de qualité de l'eau avant que l'eau entre dans le réseau de distribution (Scruggs et Thomson, 2017).

II.2.4.1. La réutilisation potable indirecte

Nombreux systèmes de RPI existent dans le monde entier ; toutefois, la mise en œuvre de cette stratégie nécessite l'accès à un tampon environnemental approprié. Ce tampon permet le stockage de l'eau en période de baisse de demande et l'augmentation des taux de prélèvement en période de forte demande. Certains chercheurs suggèrent que le RPI réduit le risque de contamination en fournissant une dilution et un traitement biologique, chimique et physique supplémentaire. D'autres ont noté que les RPI sont inefficaces dans la mesure où l'eau hautement traitée est dégradée lorsqu'elle est mélangée à de l'eau de moindre qualité dans la zone tampon environnementale, ce qui entraîne un gaspillage d'énergie et de ressources en traitant deux fois la même eau. Le fait que la zone tampon environnementale offre ou non un avantage dépend de nombreuses variables spécifiques au site, notamment l'étendue et la nature du traitement fourni, le temps de séjour dans la zone tampon et la chimie environnementale de la zone tampon, plusieurs chercheurs ont constaté que les RPI sont plus coûteux que les RPD car un pompage supplémentaire est généralement nécessaire (Scruggs et Thomson, 2017).

a) Facteurs limitant la réutilisation potable indirecte (Leverenz et al., 2011)

- Les communautés qui ne disposent pas d'une hydrogéologie appropriée pour la recharge des eaux souterraines peuvent ne pas être en mesure de mettre en œuvre des projets de RPI.
- Pour l'augmentation des eaux de surface, les exigences en matière de mélange et de temps de séjour peuvent limiter les demandes de RPI aux grands réservoirs (qui ne sont pas accessibles à de nombreuses communautés).

II.2.4.2. La réutilisation potable directe

La réutilisation potable directe (RPD) consiste à introduire directement de l'eau purifiée dans un système municipal d'approvisionnement en eau après un traitement et une surveillance approfondie pour assurer que les exigences strictes en matière de qualité de l'eau sont respectées à tout moment. L'eau purifiée ainsi obtenue peut-être mélangée à l'eau de

source pour un traitement ultérieur ou même un mélange direct de l'eau purifiée et de l'eau potable d'un tuyau à l'autre (**Leverenz et al., 2011**).

Il est inévitable que l'eau purifiée soit utilisée comme source d'approvisionnement en eau potable à l'avenir. La mise en œuvre de la RPD exigera une confiance dans la technologie appliquée et une dépendance à son égard afin de produire une eau dont la consommation est sûre et acceptable. La conception de systèmes interconnectés d'approvisionnement, de collecte, de traitement, de purification et de distribution de l'eau présente l'avantage d'offrir une flexibilité maximale en cas de pénurie prévue ou imprévue de l'approvisionnement naturel en eau. Il est compréhensible que le RPD soit la catégorie de demandes de réutilisation de l'eau la plus difficile à accepter pour la communauté (**Leverenz et al., 2011**).

Les mesures qui peuvent être prises pour améliorer la fiabilité d'un système de RPD comprennent notamment :

- Un contrôle renforcé des sources,
- Un filtrage fin renforcé,
- L'élimination des flux de retour non traités,
- L'égalisation des débits,
- Mode opérationnel pour le traitement biologique,
- Un meilleur contrôle des performances,
- Les essais pilotes en cours
- La reformulation des produits de consommation pour une meilleure biodégradabilité (**Leverenz et al., 2011**).

a) Facteurs favorisant la réutilisation potable directe (**Leverenz et al., 2011**)

- La nécessité d'un système séparé de distribution d'eau recyclée est n'pas recommandée.
- Les autres sources d'approvisionnement en eau sont souvent soit de mauvaise qualité, soit d'un coût prohibitif.
- Les sources traditionnelles d'approvisionnement en eau de surface et en eau souterraine sont limitées.
- Grâce à une technologie de traitement avancée, il est désormais possible d'éliminer efficacement et de manière fiable les contaminants à des niveaux extrêmement bas qui ne présentent aucun risque connu pour la santé.

- L'eau purifiée est une source d'approvisionnement fiable qui existe à proximité immédiate de la demande.
- Les communautés qui ne disposent pas d'une hydrogéologie appropriée pour la recharge des eaux souterraines ne peuvent pas mettre en œuvre des projets de RPI.
- Le RPD peut nécessiter moins d'énergie que les autres sources d'approvisionnement en eau.
- Le RPD permet d'éviter les problèmes potentiels de qualité de l'eau associés aux sources d'eaux souterraines et de surface.
- La technologie actuelle est suffisante pour remplacer le tampon environnemental par un stockage artificiel tampon grâce à une combinaison de mesures de surveillance, de stockage et de fiabilité du traitement (**Leverenz et al., 2011**).

II.2.5. La recharge de nappe

Dans le cas des périodes de production d'eau purifiée dépassant la demande en eau potable, l'eau purifiée pourrait être placée dans un stockage environnemental à long terme, comme la recharge des aquifères (**Leverenz et al., 2011**) par la recharge artificielle, qui est l'introduction artificielle d'une quantité d'eau dans une formation aquifère perméable à travers un dispositif aménagé (**Farah, 2011**), elle est très importante, et a pour objectifs de (1) réduire et peut être arrêter la baisse du niveau des eaux souterraines ; (2) protéger les eaux douces souterraines des aquifères côtiers contre l'intrusion d'eau salée ; et (3) stocker les eaux de surface pour une utilisation future. La recharge des eaux souterraines est également réalisée accessoirement dans l'irrigation et le traitement des terres et l'élimination des eaux usées municipales et industrielles par percolation et infiltration (**Asano, 2006**).

La disponibilité de l'eau récupérée pour la réutilisation à un coût différentiel relativement faible et sa fiabilité en tant que source d'eau même en année de sécheresse sont les principales raisons pour lesquelles on envisage de la recharger. Un large éventail de défis techniques et sanitaires doit cependant être soigneusement évalué avant d'entreprendre un projet de recharge des eaux souterraines. Les considérations relatives aux risques potentiels pour la santé ont limité l'expansion de l'utilisation de l'eau recyclée pour la recharge des eaux souterraines (**Asano, 2006**).

Les principales préoccupations concernant l'acceptabilité des projets de recharge des eaux souterraines sont que des effets néfastes sur la santé pourraient résulter de l'introduction

d'agents pathogènes ou de traces de produits chimiques toxiques dans les eaux souterraines qui sont finalement consommées par le public. Tous les efforts doivent être faits pour réduire le nombre d'espèces chimiques et la concentration des constituants organiques spécifiques dans l'eau utilisée (Asano, 1992).

Comparée aux systèmes conventionnels de stockage d'eau de surface, la recharge d'un aquifère présente plusieurs avantages, comme une évaporation négligeable, une contamination par les animaux très faible et pas de floraison d'algues. De plus, la construction de canalisation n'est pas nécessaire. Un autre avantage de la recharge artificielle d'un aquifère est d'ôter aux effluents d'eaux usées leur identité, avec un impact psychologique positif pour l'acceptation par l'opinion de la réutilisation des eaux usées (Farah, 2011).

Les quatre facteurs de qualité de l'eau suivants sont importants pour la recharge des nappes phréatiques avec de l'eau recyclée : (1) les agents pathogènes humaine, (2) la teneur en minéraux, (3) les métaux lourds et (4) les composés organiques à l'état de traces. Parmi eux, les agents pathogènes humains et les composés organiques à l'état de traces sont particulièrement préoccupants lorsque la recharge des eaux souterraines concerne les aquifères d'approvisionnement en eau domestique (Asano, 2006).

II.3. Domaines de réutilisation des eaux usées épurées en Algérie

L'Algérie est un pays pauvre en eau qui souffre de stress hydrique, elle est aussi en dessous du seuil théorique de rareté fixé à 1000 m³/hab/an. En 2015, Il est enregistré 200 STEP et 350 stations de pompage. Le volume annuel des eaux usées générée par la population algérienne est de 927 millions m³/an, dont, 700 millions m³/an sont traitées par l'ONA, la réutilisées des eaux épurées ont estimées par : 3,1 millions m³/an dans les activités industrielles et 3,4 millions m³/an dans l'irrigation agricole (Tableau II.1) (Bouchaala et al., 2017).

La réutilisation des eaux usées non traitées est formellement interdite par la loi n° 83-03 du 5 février 1983, relative à la protection de l'environnement et la loi n° 83-17 du 16 juillet 1983, portant le code des eaux. Les valeurs maximales de rejets d'effluents liquides par les établissements industriels sont définies par le décret 93-160 du 10 juillet 1993 qui charge également les Inspections de l'Environnement des wilayas (IEW) d'effectuer les contrôles (Bouchaala et al., 2017).

Tableau II.1. Les volumes des eaux usées épurées réutilisées des différents usages dans l'Algérie
(Bouchaala et al., 2017)

Usages	Utilisation (2012) (millions de m ³ /an)	2030 (millions de m ³ /an)
Usage domestique et industriel	3.1	4.2 – 4.6
Irrigation (Grands et petits périmètres)	3.4	7.8 – 8.2
Total	6.5	12 – 12.8

II.3.1. Réutilisation pour l'irrigation (Bouchaala et al., 2017)

La réutilisation des eaux usées en agriculture est ancienne, dès les années 1990, où des programmes de réalisation et de modernisation d'ouvrages de traitement ont été mis en œuvre, avec contribution de 13.37% dans le cas de la région hydrographique Chelif Zahrez, de 21.4% dans la région hydrographique Constantine- Seybousse-Mellegue, et de 34.92 % dans la région hydrographique Oranie-Chott-Chergui. Cette dernière est nettement déficitaire en pluviométrie par rapport aux autres régions du Nord algérien (400 mm/an environ). La réutilisation des eaux usées en irrigation est donc devenue prépondérante avec un ratio de 45%, voire 100% dans le cas du périmètre de Mléta dans la région de l'Oranie de l'Ouest algérien.

La réutilisation des eaux usées épurées dans l'irrigation doit être prioritaire pour les zones déficientes en eau conventionnelle. Il y a quelques stations exploitées par l'ONA qui sont concernées par la réutilisation des eaux usées épurées en agriculture à travers les 43 wilayas. En 2011, 17 millions de m³/an, a été réutilisé dans l'irrigation de plus de 10 000 hectares de superficie agricoles. En 2012, environ 45 millions de m³ et 300 millions de m³ en 2014.

En 2017, 25 STEP sont concernées par les projets de la réutilisation pour irriguer de plus de 70 000 hectares de terres agricoles. D'un autre côté, l'Institut Algérien de Normalisation (IANOR) a projeté une élaboration des normes algériennes et un guide technique pour les bonnes pratiques de la réutilisation des eaux usées dans l'agriculture

II.3.2. Réutilisation municipale (Bouchaala et al., 2017)

Les réutilisations d'eaux épurées en zone urbaine sont extrêmement nombreuses. En Algérie, les eaux usées épurées sont réutilisées principalement par la protection civile qui

recupère un volume de 18763 m³/mois d'eau usée épurée de la STEP de Tipaza pour lutter contre les incendies, et les collectivités locales qui récupèrent 12 m³/mois des eaux épurées pour le nettoyage de la ville à partir de la STEP de Boumerdès.

II.3.3. Réutilisation industrielle

En Algérie, la réutilisation des eaux usées épurées dans l'industrie est limitée et le seul exemple à citer est celui de la STEP de Jijel, qui cède un volume de 15000 m³/mois d'eau usée au profit de la tannerie de Jijel (**Bouchaala et al., 2017**). Aussi la législation algérienne oblige les villes de plus d'un million d'habitants à traiter leurs effluents avant de les rejeter ou réutiliser, et si la réutilisation d'eaux usées brutes ou d'eaux usées traitées est rigoureusement interdite par la législation algérienne pour l'irrigation de cultures de légumes consommés crus, elle est autorisée pour l'irrigation des cultures fourragères, des pâturages et des arbres. Par ailleurs, 8% des superficies irriguées tant dans les Hauts-Plateaux qu'à la périphérie des grandes villes reçoivent des eaux usées brutes, alors que la réutilisation après traitement est quasi inexistante (**Farah, 2011**).

II.4. Les normes

La réutilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation doivent être dans des conditions contrôlées, leur composition chimique doit être surveillée pour éviter le déséquilibre de l'apport en nutriments, qui peut entraîner une croissance végétative excessive, une maturité inégale des fruits, une réduction de la qualité et de la quantité des rendements., également pour réduire au minimum les risques que présentent les contaminants toxiques et pathogènes pour les produits agricoles, le sol et les eaux souterraines (**Libutti et al., 2018**). La caractérisation physico-chimique des eaux usées comprend l'évaluation de plusieurs paramètres telles que la turbidité ou la matière en suspension, le pH, la salinité, la charge organique [(DBO) ou (DCO)] et les nutriments [N total et/ou NO₃⁻ et P sous forme de PO₄³⁻ phosphate] (**Becerra-Castro et al., 2015**), aussi elles peuvent contenir une variété de polluants, tels que des sels, des métaux lourds, des composés organiques, des bactéries et des virus entériques. Une accumulation excessive de métaux traces, tels que Cd, Cu, Fe, Mn, Pb et Zn, dans les sols par l'irrigation crée des problèmes pour la production agricole (**Libutti et al., 2018**).

Quelque réglementations (par exemple aux États-Unis, en Italie, au Mexique et à Oman) recommandent la détermination d'agents toxiques tels que les métaux ou les contaminants

organiques. La caractérisation microbiologique des eaux usées est directement liée à la présence des agents pathogènes et de parasites humains potentiels, et est généralement basée sur le dénombrement des indicateurs fécaux et des œufs de nématodes (**Becerra-Castro et al., 2015**). En général, les lignes directrices visent à empêcher les effets potentiels sur la productivité et la fertilité du sol, dus à la perturbation des propriétés physico-chimiques du sol, et les risques possibles pour la santé humaine, par la présence de composés toxiques et d'agents pathogènes (**Becerra-Castro et al., 2015**).

II.5. Les déférentes réglementations dans le monde

Généralement les objectifs de qualité de l'eau sont définis dans des normes nationales dans des nombreux pays. Lorsqu'ils n'existent pas encore, les directives internationales de l'OMS et de la FAO ou d'autres réglementations bien établies (par exemple USEPA ; État de Californie) sont utilisées pour développer des normes nationales. La plupart des recommandations pour la réutilisation de l'eau et des publications connexes sont axées sur les questions de santé publique, tandis que la protection de l'environnement joue un rôle mineur dans la littérature (**Müller et Cornel, 2017**).

Leurs recommandations sur la réutilisation des eaux usées constituent l'arrière-plan de la plupart des directives juridiques proposées dans des pays tels que les États-Unis, le Portugal, l'Espagne, l'Italie, Chypre, la France, l'Australie, la Jordanie, le Koweït, Oman, l'Arabie saoudite et la Chine. La conformité à ces cadres réglementaires exige l'analyse des eaux usées traitées avant leur réutilisation. Bien que les lignes directrices et les politiques révisées couvrent différentes applications de la réutilisation des eaux usées (par exemple, l'irrigation, la recharge des nappes phréatiques, les bassins de retenue et la réutilisation industrielle) (**Becerra-Castro et al., 2015**).

les diverses directives nationales existantes sur la réutilisation des eaux usées ont tendance à se concentrer principalement sur les risques liés aux agents pathogènes et il n'est guère fait mention des autres polluants à l'état de traces (**Fatta-Kassinou et al., 2011**).

II.5.1. L'Organisation mondiale de la santé (OMS)

Les lignes directrices de l'Organisation mondiale de la santé ont été élaborées afin d'établir les critères de base pour la protection de la santé des bénéficiaires, Elle a élaboré ses premières directives sur la réutilisation des eaux usées dans l'irrigation en 1973, puis ils sont

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

devenus des normes internationales (Jeong et al., 2016). Ces directrices fournissent un cadre complet pour la surveillance de la qualité microbienne de l'eau dans la réutilisation agricole. Toutefois, mais elles n'ont pas été utilisées de manière intensive dans l'élaboration de normes nationales depuis leur publication (Müller et Cornel, 2017).

En 1989, Les recommandations de l'OMS « Recommandations sanitaires pour l'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture » ont été les seules à l'échelle mondiale. Elles ne concernent que l'usage agricole et elles ont compris exclusivement les paramètres microbiologiques. En 2000, l'OMS a fait des modifications sur ces recommandations et elle a tenu en compte les résultats des nouvelles études épidémiologiques. Elle a porté la nouvelle norme “ œufs d'helminthes ” qui pour certaines catégories est passée de 1 à 0,1 œuf L⁻¹. Ces recommandations sont destinées à une utilisation internationale et y compris les pays en voie de développement. La santé publique n'est plus assurée si la valeur de ce paramètre dépasse cette limite (Belaid, 2010) ; en 2006, L'OMS a publié à nouveaux d'autres lignes directrices sur l'utilisation des eaux usées (WHO guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater), basant sur des situations locales et les moyens à prendre pour minimiser les risques sanitaires (Belaid, 2010).

L'objectif principal de ces lignes directrices (Tableau II.2) est de soutenir la formulation de normes et de réglementations gouvernementales concernant l'utilisation et la gestion des eaux usées, en tenant compte des aspects spécifiques de chaque pays (Jaramillo et Restrepo, 2017). Cependant, il y a eu des controverses sur le fait que les directives de l'OMS fournissent un standard microbien bas pour l'irrigation sans restriction puisqu'il était basé sur des études épidémiologiques des pays en voie de développement où une grande partie de la population a maintenant acquis une immunité contre les infections entériques. Sur cette note, l'OMS a recommandé de nouvelles lignes directrices pour l'irrigation des eaux usées qui prennent en compte le risque pour la santé humaine par le biais d'études épidémiologiques et d'une évaluation quantitative du risque microbien (EQRM), un processus d'estimation du risque d'exposition aux microorganismes.

Les nouvelles lignes directrices recommandées diffèrent en ce qui concerne la limite microbienne, en fonction de la méthode d'irrigation et du type de culture. Elles tiennent également compte de l'effet d'atténuation des risques qui découle de l'ensemble du processus de production agricole - du système d'irrigation au nettoyage avant la consommation - dans la détermination des limites microbiennes autorisées (Jeong et al., 2016).

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

Tableau II.2. Lignes directrices de qualité microbiologique recommandées pour l'utilisation des eaux usées en agriculture décrit par l'OMS (Groblicki et Cohen, 1999)

Type d'utilisation	Groupe exposé	Nématodes intestinaux ^a (nombre d'œufs par litre)	Coliformes fécaux (nombre par 100 ml)	Traitement des eaux usées requis pour atteindre la qualité microbienne
Irrigation des cultures susceptibles d'être consommées crues, terrains de sport, parcs publics ^b	Ouvriers, consommateurs, Publique	≤1	≤1000	Série de bassins de stabilisation conçus pour atteindre la qualité microbiologique indiquée, ou traitement équivalent
Irrigation des cultures céréalières, des cultures industrielles, des cultures fourragères, des pâturages et des arbres ^c	Ouvriers	≤1	N'est pas applicable	Conservation dans les bassins de stabilisation pendant 8 à 10 jours ou élimination équivalente des helminthes et des coliformes fécaux
Irrigation localisée des cultures dans ce qui précède si l'exposition des travailleurs et du	Rien	N'est pas applicable	N'est pas applicable	Pré-traitement tel que requis par la technologie d'irrigation, mais pas moins que la

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

public ne se produit pas				sédimentation primaire
--------------------------	--	--	--	------------------------

^a Ascaris, Trichuris et ankylostomes

^b Une directive plus stricte (200 coliformes fécaux /100ml) est recommandée pour les pelouses publiques, telles que celles des hôtels, avec lesquelles le public peut être en contact direct. Les pelouses d'hôtels, avec lesquelles le public peut avoir un contact direct.

^c Dans le cas des arbres fruitiers, l'irrigation doit cesser 2 semaines avant la cueillette des fruits, et aucun fruit ne doit être cueilli sur le sol. L'irrigation par aspersion ne doit pas être utilisée.

II.5.2. FAO

FAO « The Food and Agriculture Organization of the United Nations » est L'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, elle a élaboré plusieurs directives concernant l'utilisation des eaux usées en agriculture (**Jaramillo et Restrepo, 2017**). En 1985, elle a donné des recommandations sur la qualité physique et chimique de l'eau afin de prévenir les effets néfastes sur le sol, les plantes et le matériel d'irrigation (**Müller et Cornel, 2017**).

En 1987, FAO a publié des lignes directrices sur la qualité des eaux usées à usage agricole établissant un lien entre le degré de restriction de l'utilisation de l'eau et la salinité, l'infiltration et les paramètres de toxicité d'ions spécifiques. En 1999, elle a publié les lignes directrices suggérées pour la "réutilisation agricole des eaux traitées et les exigences de traitement" où le type de réutilisation agricole a été classé en fonction du type de culture irriguée (Tableau II.3) (**Jaramillo et Restrepo, 2017**).

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

Tableau II.3. Les directives de la FAO pour la réutilisation agricole des eaux traitées 1999 (Jaramillo et Restrepo, 2017)

Type de réutilisation agricole	Type de traitement	Critère de qualité
Réutilisation agricole dans des cultures qui sont consommées et non transformées commercialement.	secondaire Filtration-désinfection	pH = 6.5–8.4 DBO < 10 mg/L <2 UNT <14 NMP E. coli/100 mL <1 Oeuf/L
Réutilisation agricole dans les cultures qui sont consommées et non transformées commercialement	Secondaire-Désinfection	pH = 6.5–8.4 BOD < 30 mg/L SS < 30 mg/L <200 NMP E. coli/100 mL
Réutilisation agricole dans des cultures qui ne sont pas consommées.	Secondaire-Désinfection	pH = 6.5–8.4 BOD < 30 mg/L SS < 30 mg/L <200 NMP E. coli/100 mL

II.5.3. EPA

EPA « Environmental Protection Agency » est l'Agence de protection de l'environnement, elle a confirmé les effets toxiques sur les cultures exposées à certains oligo-éléments présents dans les eaux usées utilisées pour l'irrigation. En 1992, l'EPA a publié des lignes directrices destinées à fournir des conseils aux États (Etats-Unis) qui n'ont pas élaboré leurs propres critères ou lignes directrices pour l'utilisation de l'eau recyclée. Ces lignes directrices portent sur la récupération et la réutilisation de l'eau pour des applications urbaines, industrielles et agricoles non potables ainsi que la réutilisation indirecte de l'eau potable par la recharge des eaux souterraines et l'augmentation des sources d'approvisionnement en eau de surface.

Ils abordent tous les aspects importants de la réutilisation de l'eau et comprennent les processus de traitement recommandés, les limites de qualité de l'eau recyclée, les fréquences de surveillance, les distances de retrait et autres contrôles pour diverses applications de

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

réutilisation de l'eau. Un résumé des recommandations de l'EPA est présenté dans le (Tableau II.4) (**Grobicki et Cohen, 1999**).

En 2004, l'EPA a élargi le champ des questions de la réutilisation indirecte de l'eau potable et de la réutilisation industrielle pour y inclure de nombreuses études de cas nouvelles et actualisées, des nouvelles informations sur les technologies de traitement et de désinfection, les nouveaux produits chimiques et agents pathogènes préoccupants, l'économie, les taux d'utilisation et les alternatives de financement, la participation et l'acceptation du public, les activités de recherche et les sources d'information (**Jaramillo et Restrepo, 2017**).

En 2012, l'EPA et l'Agence des États-Unis pour le développement international (USAID) ont mis à jour les directives pour la réutilisation des eaux usées pour l'objectif principal de faciliter le développement de la réutilisation des eaux usées sur la base d'une compilation des expériences mondiales. Les lignes directrices de 2012 comprenaient une analyse actualisée des variations régionales de la réutilisation de l'eau, des progrès dans les technologies de traitement des eaux usées, des meilleures pratiques pour impliquer les communautés dans la planification des projets, des pratiques internationales de réutilisation et des facteurs qui soutiennent l'expansion de la réutilisation de l'eau sûre et durable. Plus de 300 experts dans le domaine de la réutilisation des eaux usées ont collaboré en fournissant des mises à jour techniques des lignes directrices, des révisions techniques, des informations sur les normes et des études de cas. Sur la base de la qualité, l'EPA et l'USAID ont recommandé qu'il y ait un niveau maximal de concentration sans danger par des oligo-éléments présents dans l'eau d'irrigation (**Jaramillo et Restrepo, 2017**).

L'EPA adopte des normes strictes qui éliminent totalement le risque d'infection. Ces normes strictes exigent un coût excessif pour la prévention des maladies infectieuses. Shuval et al ont estimé que les directives de l'EPA, comparées à celles de l'OMS, coûteront entre 3 et 30 millions de dollars supplémentaires par maladie entérique évitée. En outre, des critiques ont été formulées à l'égard des directives strictes de l'EPA, car il pourrait être impossible pour les pays en développement de les adopter en raison du coût et de la technologie nécessaires (**Jeong et al., 2016**).

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

Tableau II.4. Directives de l'EPA pour la réutilisation de l'eau 1992 (Grobicki et Cohen, 1999)

Type d'utilisation	Qualité de l'eau récupérée	Traitement
Usages urbains, irrigation des cultures vivrières consommées crues, retenues récréatives	<p>PH = 6-9</p> <p>≤ 10 mg/l BOD</p> <p>≤ 2 NTU^a</p> <p>Pas de coliformes fécaux détectables / 100ml^b</p> <p>≤ 1 mg/l Cl₂ résiduel^c</p>	Secondaire, filtration et désinfection
Irrigation des zones à accès restreint et des cultures alimentaires transformées, retenues esthétiques, utilisations dans la construction, refroidissement industriel ^d , réutilisation environnementale.	<p>PH = 6-9</p> <p>≤ 30 mg/l BOD</p> <p>≤ 30 mg/l SS</p> <p>≤ 200 de coliformes fécaux / 100ml^e</p> <p>≤ 1 mg/l Cl₂ résiduel^c</p>	Secondaire et désinfection
Recharge des eaux souterraines des aquifères non potables par épandage	Spécifique au site et dépendant de l'utilisation	Spécifique au site et dépendant de l'utilisation - minimum primaire
Recharge des eaux souterraines des aquifères non potables par injection	Spécifique au site et dépendant de l'utilisation	Spécifique au site et dépendant de l'utilisation - secondaire minimum
Recharge des nappes phréatiques des aquifères potables par épandage	Spécifique au site Respect des normes d'eau potable après percolation à travers la zone vadose	Spécifique au site et dépendant de l'utilisation – minimum secondaire et désinfection
Recharge des nappes phréatiques des aquifères potables par injection, augmentation des apports de surface	Comprend les éléments suivants : PH = 6.5-8.5 ≤ 2 NTU ^a Pas de coliformes fécaux détectables / 100ml ^b ≤ 1 mg/l Cl ₂ résiduel ^c	Comprend les éléments suivants : secondaire, filtration, désinfection, traitement avancé des eaux usées

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

	Respecter les normes relatives à l'eau potable	
--	--	--

^aValeur moyenne sur 24 heures. Ne doit pas dépasser 5 NTU à tout moment. Doit être respectée avant la désinfection

^bBasé sur une valeur médiane de 7 jours. Ne doit pas dépasser 14 coli fécaux/100 ml dans un échantillon quelconque.

^cAprès un temps de contact minimum de 30 minutes

^dTours de refroidissement à recirculation

^eBasé sur une valeur médiane de 7 jours. Ne doit pas dépasser 800 coli fécaux/100 ml dans tout échantillon.

Les directives de l'EPA comprennent des limites pour les organismes coliformes fécaux mais excluent les limites pour les parasites ou les virus. Bien que les virus soient préoccupants dans l'eau recyclée, les limites de virus ne sont pas recommandées dans les directives pour un certain nombre de raisons. Tout d'abord, il est suggéré qu'il existe un ensemble important d'informations indiquant que les virus sont inactivés ou éliminés à des niveaux faibles ou incommensurables grâce à un traitement approprié des eaux usées. Deuxièmement, l'identification et le dénombrement des virus dans les eaux usées sont entravés par des taux de récupération des virus relativement faibles.

Troisièmement, il existe un nombre limité d'installations aux États-Unis et en Afrique du Sud qui disposent du personnel et de l'équipement nécessaires pour effectuer les analyses. Toute analyse de laboratoire entreprise peut prendre jusqu'à quatre semaines. Enfin, il n'y a pas de consensus parmi les experts de la santé publique aux États-Unis concernant l'importance sanitaire de faibles niveaux de virus dans les l'eau recyclée - aucun cas de maladie virale résultant de la réutilisation n'a été documenté des eaux usées aux États-Unis (Grobicki et Cohen, 1999).

II.6. La législation Algérienne

II.6.1. Le contexte réglementaire Algérienne

L'Etat se préoccupe de tout ce qui concerne la réutilisation des eaux épurées à travers la promulgation des lois et des règlements pour protéger l'environnement et les citoyens parmi eux (**JORA, 2005**) :

Art. 2.- Les objectifs assignés à l'utilisation, à la gestion et au développement durable des ressources en eau visent à assurer : -la préservation de la salubrité publique et la protection des ressources en eau et des milieux aquatiques contre les risques de pollution à travers la collecte et l'épuration des eaux usées domestiques et industrielles ainsi que des eaux pluviales et de ruissellement dans les zones urbaines.

Art. 4.- les eaux usées épurées et utilisées dans un but d'utilité publique font partie du domaine public hydraulique naturel.

Art. 43.- conformément aux dispositions des articles 48 à 51 de la loi n 03-10 du 19 Joumada El-Oula 1424 correspondants au 19 Juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable, les milieux hydriques et les écosystèmes aquatiques doivent être protégés de toute forme de pollution susceptible d'altérer la qualité des eaux et de nuire à leurs délérents usages.

Art. 46.- Sont interdits : -tout déversement ou rejet d'eaux usées de toute nature dans les puits, forages, galerie de captage, fontaines et abreuvoirs publics, oueds à sec et canaux.

Art. 52.- Les caractéristiques techniques des systèmes d'épuration des eaux usées sont fixées par voie réglementaire en prenant en compte notamment les critères relatifs aux agglomérations, aux possibilités d'utilisation des eaux épurées, aux risques de contamination et de pollution.

Art. 77.- Sont soumises au régime de la concession d'utilisation des ressources en eau, les opérations portant sur la réalisation d'infrastructures destinées à l'utilisation d'eaux usées épurées pour des usages agricoles individuels ou collectifs ou pour des usages industriels.

Art. 82.- Les cahiers de charges portant sur la concession d'utilisation des eaux usées épurées pour l'irrigation de certaines cultures ou l'arrosage d'espaces vert doit tenir compte des mesures préventives liées aux risques sanitaires et aux impacts sur l'environnement.

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

Art. 93.- Des aides et soutiens de toute nature peuvent être accordés aux personnes physiques ou morales, de droit public ou privé, qui initient et mettent en œuvre des opérations portant notamment sur l'utilisation des eaux usées épurées en vue de valoriser les eaux traitées.

Art. 130.- L'utilisation des eaux usées brutes pour l'irrigation est interdite.

II.6.2 Norme Algérienne de la qualité de l'eau épurée

Les normes Algérienne nationales pour les eaux usées épurées réutilisées dans les domaines agricoles sont mentionnées dans le (Tableau II.5).

Tableau II.5. Les normes Algériennes des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation
(JORA, 2012)

Paramètres	Unité	Normes
pH		6.5 à 8.5
MES	mg/l	30
CE	s/cm	30
DBO	mg/l	30
DCO	mg/l	90
Chlorure	meq/l	10
Nitrate	mg/l	30
Bicarbonate	meq/l	8.5
Aluminium	mg/l	20
Arsenic	mg/l	2
Béryllium	mg/l	0.5
Bore	mg/l	2
Cadmium	mg/l	0.05

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

Chrome	mg/l	1
Cobalt	mg/l	5
Cuivre	mg/l	5
Cyanures	mg/l	0.5
Fluor	mg/l	15
Fer	mg/l	20
Phénols	mg/l	0.002
Plomb	mg/l	10
Lithium	mg/l	2.5
Manganèse	mg/l	10
Mercure	mg/l	0.01
Molybdène	mg/l	0.05
Nickel	mg/l	2
Sélénium	mg/l	0.02
Vanadium	mg/l	1
Zinc	mg/l	10

II.7. Risques associés à la réutilisation des eaux usées

Les eaux usées sont le résultat de multiples activités humaines, telles que les utilisations domestiques, commerciales et industrielles. La quantité et la composition des eaux usées urbaines sont déterminées par plusieurs facteurs tels que le mode et le niveau de vie des habitants, la proportion d'effluents domestiques et industriels, ou encore la conception des égouts et des systèmes de traitement (**Becerra-Castro et al., 2015**).

Les eaux usées urbaines traitées sont principalement composées de matières organiques particulaires et dissoutes, et de substances inorganiques (par exemple, N, P, K, Na, Ca, Mg, Cl et B), contenant également des microorganismes, y compris des agents pathogènes et des bactéries résistantes aux antibiotiques. En outre, des produits chimiques toxiques, récalcitrants et/ou bioaccumulables (par exemple, des métaux à l'état de traces, des xénobiotiques et des composés naturels ou semi-synthétiques) sont normalement présents, bien qu'ils représentent des composants mineurs, souvent désignés comme micropolluants ou micro-contaminants. Compte tenu de cette complexité, la caractérisation chimique et biologique détaillée des eaux usées traitées est essentielle pour évaluer leur qualité, car il est toujours difficile de prévoir entièrement les effets qui peuvent découler de leur réutilisation (**Becerra-Castro et al., 2015**).

Par exemple, La gravité de rejet final des eaux usées non traitées été très claire au 19ème siècle, par l'apparition des épidémies catastrophiques de maladies hydriques telles que le choléra et la fièvre typhoïde (**Jaramillo et Restrepo, 2017**).

II.7.1. Définition du risque

On distingue deux types de risque : le risque potentiel et le risque réel. Le risque potentiel comprend lui-même le risque théorique et le risque expérimental (**Baumont et al, 2014**).

- ✓ Le risque théorique, est appelé aussi le danger, il est exprimé par l'absence ou la présence d'un contaminant (micro-organisme, métal lourd, etc.). Il dépend de la composition des eaux usées et d'autres facteurs (présence de rejet industriel, réseau unitaire, etc.).
- ✓ Le risque expérimental est défini par la transmission d'un contaminant à un individu. Il dépend de plusieurs facteurs tel que : la dose de départ, l'efficacité du traitement, la capacité de survie (pour les microorganismes) ou de rétention (pour les micropolluants), et de la dose minimale nécessaire pour contaminer un individu (i.e. dose infectante pour les micro-organismes et seuil de toxicité pour les micropolluants). La latence ou la multiplication sont des facteurs particuliers interviennent dans le risque de contamination par les micro-organismes. Et pour les micropolluants, leur passage dans le milieu naturel peut les dégrader en produits plus ou moins dangereux et aux propriétés souvent inconnues.
- ✓ Le risque réel est exprimé par la probabilité de la population exposée d'être contaminé. Il dépend du risque potentiel, et aux capacités immunitaires de l'individu

(naturelles ou acquises), d'autres facteurs interviennent comme l'âge, le sexe, l'état de santé, la nutrition, l'hygiène et la capacité diagnostique (clinique, sérologique et portage) des acteurs de santé (Baumont et al, 2014).

D'après l'OMS (Mara et al., 1989):

- L'irrigation des cultures avec des eaux usées non traitées provoque un excès important d'infections intestinales par les nématodes chez les consommateurs et les travailleurs agricoles. Les travailleurs des champs, en particulier ceux qui travaillent aux pieds nus, sont susceptibles d'avoir des infections plus intenses, notamment avec les ankylostomes. L'irrigation avec des eaux usées correctement traitées n'entraîne pas d'infection excessive par les nématodes intestinaux chez les travailleurs des champs ou les consommateurs de cultures.
- Le choléra, et probablement la typhoïde, peuvent être efficacement transmis par l'irrigation des cultures maraîchères avec des eaux usées non traitées.
- Les bovins qui paissent dans des pâturages irrigués avec des eaux usées brutes peuvent être infectés par le ténia du bœuf, mais il existe peu de preuves de risques réels pour l'homme.
- Il existe peu de preuves que la santé des personnes vivant à proximité de champs irrigués avec des eaux usées brutes soit affectée négativement, soit directement par le contact avec le sol, soit indirectement par le contact avec les travailleurs agricoles. Dans les communautés où les normes d'hygiène personnelle sont élevées, les effets négatifs se limitent généralement à une incidence excessive de gastro-entérites bénignes, souvent virales, bien qu'il puisse également y avoir un excès d'infections bactériennes.
- L'irrigation par aspersion avec des eaux usées traitées peut favoriser la transmission par aérosol des virus excrétés, mais cela risque d'être rare dans la pratique car la plupart des gens ont normalement un niveau élevé d'immunité aux maladies virales endémiques.

II.7.2. Risque microbiologique

Le risque microbiologique, qui est une préoccupation majeure, n'a pas encore été mesuré. Ce risque peut être estimé par l'évaluation quantitative du risque microbien (EQRM), définie comme l'application des principes de l'évaluation des risques pour estimer les conséquences

d'une exposition planifiée ou réelle à des micro-organismes infectieux. L'EQRM a été appliquée pour établir des normes, des recommandations concernant l'eau potable et la réutilisation de l'eau et peut être réalisée à l'aide de modèles dose-réponse (**Zaneti et al., 2012**).

Dans le domaine agriculture, il est prouvé que les micro-organismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes. Ils s'accumulent à la surface des plantes et sur le sol (ils survivent longtemps sur le sol que sur les plantes). Les feuilles et la plante constituent un frais environnement pour l'accroissance et la survivance de ces micro-organismes.

Le mode d'irrigation joue un rôle direct sur le risque : l'irrigation souterraine ou gravitaire peut nuire à la qualité des eaux souterraines et de surface. L'irrigation par aspersion crée des aérosols qui peuvent être contaminants. Les modes d'arrosage localisés sont les plus appropriés car ils consistent à arroser les plantes une par une, à leur pied, par un système de goutte-à-goutte, micro-jet, etc. ce qui réduit considérablement les risques de contamination microbiologique. Le goutte-à-goutte est le système qui expose le moins les populations (professionnels, consommateurs, etc.) et les seuls risques ne sont possibles que pendant la maintenance (débouchage des goutteurs) (**Baumont et al, 2014**).

Risques biologiques liés à l'utilisation des eaux usées brutes en agriculture (**Jaramillo et Restrepo, 2017**)

- Bactéries : E. coli, Vibrio cholerae, Salmonella spp, Shigella spp.
- Helminthes: Ascaris, Ancylostoma, Tenia spp.
- Protozoaires : Giardia intestinale, Cryptosporidium, Entamoeba spp.
- Virus : Hépatites A et E, Adénovirus, Rotavirus, Norovirus
- Schistosoma: douves de sang

II.7.2.1. Les légionelles

Les légionelles sont des bactéries intracellulaires facultatives à gram-négatives (**Caicedo et al., 2019**) que l'on trouve dans le milieu naturel ainsi que dans les systèmes d'eau artificiels. Le genre Legionella comprend plus de 50 espèces, dont une vingtaine d'espèces ont été confirmées comme étant des agents pathogènes pour l'homme. Ils peuvent provoquer une maladie de type grippal appelée fièvre de Pontiac, ou une pneumonie clinique grave connue

sous le nom de maladie du légionnaire (ML) (Caicedo et al., 2019). *Legionella pneumophila* est divisée en 15 sérogroupes, parmi lesquels *L.pneumophila* SG1 qui est le responsable de plus de 90 % des cas de ML confirmés et des cas sporadiques avec un taux de mortalité de 10 à 15 %, ce qui en fait l'espèce la plus pertinente et la plus étudiée au sein du genre *Legionella*. Les preuves de la présence d'autres sérogroupes sont rares, *L. pneumophila* SG6 étant le deuxième séro groupe le plus courant isolé à partir d'échantillons cliniques aux États-Unis et en Europe (EPA, 2016) (Caicedo et al., 2019).

Les légionelles sont sensible à la nutrition en raison de son incapacité à métaboliser les glucides et de son besoin strict d'acides aminés comme source de carbone et d'énergie. Ils peuvent vivre comme un parasite, où elles sont développé des mécanismes pour obtenir des acides aminés et en se multipliant au sein des protozoaires, et elles sont généralement détectées dans des environnements pauvres en nutriments, Dans les matrices complexes comme les biofilms, les protozoaires représentent un facteur clé de la survie des *Legionella*, car ils fournissant des acides aminés pour la croissance intracellulaire, et aussi en servant d'abri contre les conditions environnementales hostiles et les agents de désinfection (Caicedo et al., 2019), des études ont montré aussi que *L. pneumophila* est capable de interagir avec d'autres microorganismes aquatiques, et/ou en obtenant des nutriments essentiels à partir d'autres sources comme la matière organique en décomposition et les cellules mortes, tout ça loin des protozoaires (Caicedo et al., 2019).

Les STEP ont été identifiées comme des sources confirmées et sous-estimées de *Legionella* (Caicedo et al., 2019). En général, les systèmes biologiques aérobies offrent un environnement optimal pour la croissance des légionelles en raison des concentrations élevées d'azote et d'oxygène organiques, des températures idéales et de la présence de protozoaires. Des légionelles ont été détectées dans des systèmes d'eaux usées recyclées à des concentrations allant de 10³ à 10⁵ CFU/L aux États-Unis, et de 10⁶ à 10⁷ GU/L en France et en Australie respectivement (Caicedo et al., 2019).

Cependant, les réglementations ou directives existantes concernant les bactéries pathogènes dans les eaux usées et les eaux recyclées sont basées sur des microorganismes indicateurs fécaux (par exemple *E.coli*), et la présence de pathogènes d'origine hydrique comme la *Legionella* n'est pas encore prise en compte (EPA, 2012) (Caicedo et al., 2019).

II.7.2.2. Virus (Sano et al., 2016)

Les virus entériques ont provoqué des maladies infectieuses en raison de la contamination fécale. Par exemple, une importante épidémie de norovirus s'est produite en Allemagne de l'Est en 2012, qui a probablement été causée par des fraises congelées importées de Chine. Des multiples génotypes de norovirus ont été découverts dans les fraises testées et les patients de gastro-entérites, qui ont soutenu la spéculation que les fraises ont été irriguées par des eaux usées non traitées. Denrées alimentaires importées contaminées par des virus pathogènes provenant des eaux usées ont également provoqué des épidémies dans des autres pays développés, en particulier lorsque des produits alimentaires sont importés de régions où les systèmes d'eau et d'assainissement sont mal installés et les eaux usées sont directement utilisées pour l'irrigation. Dans le pire des cas, les agents pathogènes éradiqués des pays développés peuvent être importés de pays endémiques par les denrées alimentaires (Sano et al., 2016).

L'élimination de ces virus par les procédés de traitement des eaux usées est nécessaire si les eaux usées traitées sont récupérées ; cependant, les virus entériques sont plus résistants que les bactéries pathogènes à plusieurs traitements de désinfection de l'eau tels que la filtration, la chloration, l'irradiation UV et l'ozonation, en raison des propriétés physico-chimiques des particules virales (Sano et al., 2016).

EPA en 2012 indique explicitement que la fixation d'une concentration de virus tolérable dans les eaux usées régénérées (limite de virus) n'est pas recommandée pour les raisons suivantes : 1) les virus sont bien réduits par des traitements appropriés des eaux usées, 2) l'identification et le dénombrement des virus prennent du temps et de la main-d'œuvre, 3) la détection des virus infectieux dans l'eau demande encore plus de travail et de temps, 4) la détection des virus à base moléculaire n'indique pas toujours la présence de virus infectieux, et 5) les infections virales d'origine hydrique dues à l'eau recyclée n'ont pas été documentées. Au lieu de fixer une limite de virus, le contrôle des maladies infectieuses virales causées par les eaux usées recyclées contaminées doit être réalisé par le système à barrières multiples, qui coïncide avec la directive de l'OMS.

II.7.3. Risque chimique

L'ajout de produits chimiques dans le traitement des eaux usées, y compris le chlore pour désinfecter l'eau recyclée, augmente la concentration en sel, et cela peut s'accumuler au point que l'eau recyclée devienne impropre à la réutilisation. Ce risque chimique (entartrage,

formation de taches et corrosion) peut être prévu et surveillé par l'application d'un bilan massique (en utilisant le TDS et le chlorure comme paramètres de contrôle (**Zaneti et al., 2012**))

Pour les éléments traces, la seule voie de contamination vraiment préoccupante est la consommation de plantes cultivées, dans lesquelles ils s'accumulent. Le danger réside donc dans la consommation de végétaux contaminés, et dans une consommation d'eau directe. Certains de ces micro-polluants peuvent être intéressants en tant que facteurs de croissance des végétaux ; il faut donc trouver un équilibre entre le risque sanitaire et l'intérêt agronomique (**Baumont et al, 2014**).

Les substances chimiques que peut se trouver dans les eaux usées sont (**Jaramillo et Restrepo, 2017**) :

- Substance d'intérêt sanitaire,
- Métaux lourds comme : Arsenic, Cadmium, Mercure,
- Hydrocarbures : Dioxines, Furannes, PCB,
- Pesticides : Aldrin, DDT

II.7.3.1. Les métaux lourds (**Baumont et al, 2014**)

Les métaux lourds sont séparés en quatre classes, qui sont indispensables au développement des végétaux ou non, et qui posent des problèmes sanitaires ou non.

✚ Le manganèse (Mn) et le Fer (Fe) sont indispensables pour le bon développement des végétaux, et ils ne posent pas un problème pour la santé. Aussi, ils sont déjà présents en forte proportion dans les sols.

✚ Les métaux qui sont dispensables pour les végétaux, et ne présentent pas un risque pour l'utilisation agricole sont :

Le plomb (Pb) : ce métal reste fixé au sol et ne pénètre jamais aux plantes ;

Le sélénium (Se), l'étain (Sn) et le mercure (Hg) sont toujours présents à des teneurs trop faibles dans les eaux épurées et donc ne posent pas des problèmes sanitaires ;

Le chrome (Cr) est sous forme ionique (Cr^{3+}), ne pénètre pas dans les végétaux, l'aluminium (Al) qui est déjà présent naturellement dans les sols, en forte proportion.

✚ Les métaux lourds indispensables pour les végétaux, mais leur utilisation en agriculture peut poser des problèmes, sont :

le cuivre (Cu) présente une certaine toxicité pour les animaux d'élevage ;

le molybdène (Mo), qui n'est pas phytotoxique, mais il peut poser un problème sanitaire pour le bétail ;

le zinc (Zn) qui est peu toxique, mais il s'accumule très facilement dans les tissus végétaux.

- ✚ Les métaux lourds qui ne sont pas indispensables au développement des végétaux mais ils sont dangereux d'un point de vue sanitaire. Ils sont : l'arsenic (As) ; le nickel (Ni) : qui est peu toxique, mais s'accumule facilement dans les tissus végétaux ; le cadmium (Cd) : c'est de loin le micro-polluant non organique le plus préoccupant, il est parfois présent à des concentrations importantes dans les eaux usées, il est très mobile dans le sol, et peut s'accumuler dans les plantes et atteindre des concentrations préoccupantes avant la manifestation d'effets phytotoxiques. Il peut s'accumuler dans l'organisme et provoquer une intoxication grave.

Le risque posé par les métaux lourds dépend de leur toxicité potentielle et du niveau d'exposition (concentration, durée) ; par ailleurs, certains sont bons pour la croissance des végétaux. Les métaux lourds sont éliminés facilement par des traitements physiques (décantation) et se retrouvent généralement dans les boues. On notera donc qu'avec un bon traitement, et sauf exception (rejets industriels, accidents), les concentrations de la majorité des métaux lourds dans les eaux épurées domestiques sont trop faibles pour poser un réel problème sanitaire, quelle que soit la réutilisation envisagée, même agricole (**Baumont et al, 2014**).

II.7.3.2. Les micro-polluants organiques (**Baumont et al, 2014**)

Il n'existe souvent aucune étude sur le risque posé par ces produits à long terme, mais il faut rester prudent, surtout pour les eaux épurées urbaines car dans certains cas particuliers, ils pourraient avoir des caractéristiques chimiques différentes et des concentrations en substances toxiques importantes.

La plupart de ces éléments traces sont peu solubles, et donc leur élimination par décantation est efficace. Donc on les retrouve plutôt dans les boues que dans les eaux épurées. Dans le cas de réutilisation agricole, leurs concentrations infimes dans les effluents d'origine urbaine et leur transfert limité vers les végétaux rendent le risque sanitaire très faible.

Le problème des pesticides et des métaux lourds est en fait beaucoup plus préoccupant pour le recyclage des boues, dans lesquelles se retrouvent la majorité des micro-polluants. Les

risques sanitaires induits par les micro-polluants présents dans les eaux usées traitées sont très limités (**Baumont et al, 2014**).

II.7.3.3. Contaminants émergents (CEs)

D'autres composés présents dans les eaux usées irriguées qui peuvent présenter des risques pour la santé humaine sont les Contaminants émergents (CE) qu'ils sont des molécules ayant une activité biologique sur différents organismes, et leurs propriétés physico-chimiques déterminent leur persistance dans l'environnement et facilitent leur bioaccumulation. Les CEs comprennent entre autres les analgésiques, les médicaments antihypertenseurs et les antibiotiques. En outre, certaines CEs correspondent à des perturbateurs endocriniens. Ces substances, de nature complexe, n'étaient pas considérées comme des contaminants dans le passé, en raison d'un manque d'informations sur leur accumulation dans le sol, l'eau, l'air et les tissus végétaux et animaux. Cependant, depuis les années 1990, la concentration de ces composés a commencé à être quantifiée dans les sources d'eau (**Jaramillo et Restrepo, 2017**).

Les CE sont régulièrement introduites dans les milieux aquatiques par différentes sources anthropiques, ce qui peut par conséquent entraîner des résidus toxiques et des effets néfastes sur les organismes aquatiques et, en fin de compte, sur l'homme. Les effluents des stations d'épuration municipales sont classés comme l'une des principales sources de CE, car les procédés de traitement classiques ne permettent pas d'empêcher efficacement le rejet de ces composés dans l'environnement. En outre, l'agriculture et l'élevage, en tant que sources de pollution diffuse provenant respectivement des pesticides et des antibiotiques, sont classés comme sources supplémentaires de la CE.

D'autres sources de contamination des eaux superficielles par les CE peuvent résulter du ruissellement des sols qui contiennent des excréments d'animaux ou des boues digérées par les systèmes de traitement des eaux usées utilisés comme engrais ou par fertirrigation. La contamination des eaux souterraines par les CE peut résulter du lixiviat des décharges, de la fuite des conteneurs de fumier ou de l'irrigation par aspersion avec des eaux usées traitées ou non traitées sur les terres agricoles (**Jaramillo et Restrepo, 2017**).

Les effets des CE sur la santé humaine ne sont pas encore totalement compris. Cependant, on sait que nombre de ces composés modifient les systèmes endocrinien et immunologique des organismes aquatiques. En général, tous les composés qui affectent le

système endocrinien sont définis comme des perturbateurs endocriniens (PE) (**Jaramillo et Restrepo, 2017**).

La contamination par les CE peut contribuer à la formation de microorganismes résistants. L'utilisation étendue des antibiotiques contre les microorganismes pathogènes chez les animaux et les humains, ainsi que leur utilisation pour la conservation des aliments, a augmenté leur production et leur consommation, entraînant ainsi des taux de rejet élevés dans les masses d'eau avec des conséquences de résistance microbienne. Parmi les microorganismes qui ont démontré une résistance, certains sont particulièrement remarquables : Staphylococcus, Aeromonas, Pseudomonas, Salmonella et Escherichia. Ainsi, dans le contexte des politiques juridiques et de la fonctionnalité, la présence de microorganismes résistants dans les masses d'eau est une question très préoccupante en ce qui concerne la santé publique et les systèmes de traitement et de réutilisation des eaux usées (**Jaramillo et Restrepo, 2017**).

II.7.4. Risque environnemental (Baumont et al, 2014)

II.7.4.1. Les eaux souterraines

La contamination des eaux souterraines est liée aux trois composants : le sol, les roches sous-jacentes et la nappe.

Concernant les sols, deux caractéristiques sont essentielles : la capacité de rétention et la capacité d'épuration. Les sols argilo-sableux sont le type de sol qui a la bonne capacité de rétention, et les roches fissurées ont la mauvaise qualité. Une bonne capacité de rétention assure une bonne assimilation par les plantes et un étalement de la pollution dans le temps. La capacité d'épuration est assurée par : la fixation des substances polluantes par l'adsorption et la précipitation), la transformation des molécules organiques par des micro-organismes et l'exportation par les végétaux.

Le gravier et sable sont les réservoirs ayant une perméabilité d'interstices, ils permettent une bonne épuration à l'inverse des sols avec une perméabilité de fissures comme le calcaire, les dolomies, et le granit, etc.

Les nappes libres sont les plus exposées à la contamination, parce qu'elles ne bénéficient pas d'une protection naturelle vers la surface, et aussi elles sont en général peu profondes. Les

nappes captives sont plus protégées mais peuvent être éventuellement contaminées par des forages ou une autre mise en communication avec la surface ou un autre aquifère pollué.

L'utilisation des nappes libres proches de la surface du sol dans des réservoirs avec une perméabilité de fissures pour l'alimentation en eau des collectivités constitue un facteur aggravant le risque. Les bactéries, les protozoaires et les helminthes sont éliminés très rapidement, par les phénomènes d'adsorption lors de l'infiltration et une compétition trophique selon les mêmes phénomènes que les traitements par percolation/infiltration. Seuls les virus semblent poser problème, mais les différentes études recensées par Asano en 1998 convergent toutes au-delà de 3 mètres la quasi-totalité des virus est éliminée.

Les nitrates et les dérivés halogéné sont les produits les plus préoccupants, parce qu'ils peuvent migrer en profondeur. La pollution azotée diminue en fonction de la profondeur de la nappe. Il a été prouvé que les eaux provenant de puits de moins de 30 m de profondeur sont plus polluées par l'azote que les autres puits.

II.7.4.2. Les eaux superficielles

Les rejets directs d'eaux épurées posent des problèmes d'eutrophisation des cours d'eau, surtout qui sont destinée à la production d'eau potable et de contamination microbiologique des zones de conchyliculture. C'est pourquoi une réutilisation des eaux usées épurées est quasiment préférable à un rejet direct dans le milieu (**Baumont et al, 2014**).

II.7.5. Risque sanitaire

Les MES protègent les micro-organismes contre leur élimination. Il existe donc une compétition entre l'élimination des micro-organismes et la préservation des MES en vue d'une utilisation agricole. J-A Faby a décrit dans son étude pour l'Office international de l'eau : « Le maintien d'une concentration importante en matière organique dans les eaux usées gêne considérablement l'efficacité des traitements destinés à éliminer les germes pathogènes » (**Baumont et al, 2014**).

II.7.5.1. Microorganismes pathogènes

Des denrées alimentaires importées contaminées par des virus pathogènes provenant d'eaux usées ont également provoqué des épidémies, en particulier lorsque les produits alimentaires sont importés de zones où les systèmes d'eau et d'assainissement sont mal

Chapitre II : Réutilisation des eaux usées épurées, contraintes et impacts sur la santé et sur l'environnement

installés et les eaux usées sont directement utilisées pour l'irrigation. Dans le pire des cas, les agents pathogènes éradiqués des pays développés peuvent être importés des zones endémiques par le biais des denrées alimentaires, après quoi ces agents pathogènes négligés peuvent provoquer des épidémies de maladies infectieuses dans les pays importateurs sans aucun moyen de protection tel que la vaccination (Sano et al., 2016) (Tableau II.6).

Tableau II.6. Certaines maladies transmises par les eaux usées (Jaramillo et Restrepo, 2017).

Maladies	Cause
La fièvre typhoïde	Salmonella typhi
Fièvre paratyphoïde	Salmonella paratyphi
Gastro-entérite	Salmonella typhimurium
Choléra	Vibrio cholerae
Dysenterie bacillaire	Shigella dysenteriae
L'amibiase	Entamoeba histolytica
La giardiase	Giardia duodenalis
Cryptosporidiose	Cryptosporidium
Cyclospore	Cyclospora cayetanensis
Hépatite infectieuse	Hépatite A
Gastro-entérite	Entérovirus, parvovirus, rotavirus
Paralysie infantile	Poliovirus
Leptospirose	Leptospira icterohaemorrhagiae
Infections de l'oreille	Pseudomonas aeruginosa
La gale	Sarcoptes scabiei
Trachoma	Chlamydia trachomatis
Schistosomiase	Schistosoma
Malaria	Plasmodium
Fièvre jaune	Flavivirus
Dengue	Flavivirus

II.8. Les avantages et les inconvénients de la réutilisation des eaux usées épurées

II.8.1. Les avantages

- ✓ Une eau n'est pas rejetée dans la nature qu'après une réutilisation de deux fois ou plus
- ✓ Un recyclage est toujours moins cher que le dessalement de l'eau de mer.
- ✓ Une économie de la ressource d'eau existante.
- ✓ Une économie d'énergie grâce à l'absence de pompage et de transport de l'eau.
- ✓ Dans certains cas, l'élimination des nutriments des eaux usées n'est pas nécessaire donc un coût moindre.
- ✓ Réduction de l'utilisation des engrais chimiques en agriculture et bénéficier par les nutriments existés dans l'eau recyclée.
- ✓ Améliorer le cadre de vie et l'environnement par les espaces verts, etc. (**Rafika et Benhabib, 2015**).

D'autre part, La récupération et la réutilisation de l'eau permettent de préserver les réserves d'eau douce. Elle augmente l'approvisionnement total en eau disponible, et les réserves d'eau de haute qualité, comme l'eau potable, peuvent être conservées en remplaçant l'eau récupérée, le cas échéant (**Asano, 2006**).

Elle est économiquement rationnelle. L'eau recyclée est disponible à proximité des zones urbaines où la fiabilité de l'approvisionnement en eau est la plus cruciale et où le prix de l'eau est le plus élevé (**Asano, 2006**).

Cela permet d'économiser des ressources. L'eau recyclée provenant d'un effluent traité contient des nutriments. Si cette eau est utilisée pour irriguer des terres agricoles, il faut alors moins d'engrais pour la croissance des cultures. En réduisant les flux de nutriments (et la pollution qui en résulte) dans les cours d'eau, on aide également les industries du tourisme et de la pêche (**Asano, 2006**).

II.8.2. Les inconvénients

- ✓ La présence des germes dans les eaux usées épurées provoque un risque sanitaire pour les travailleurs et les consommateurs
- ✓ La salinité élevée de l'eau usée cause des effets négatifs sur le sol et sur les plantes ce qui peut entraîner une chute de la production végétale et même une stérilité des sols par accumulation de sel

- ✓ Le contrôle permanent des eaux réutilisées exige des moyens importants, techniques et humains, ce qui est souvent difficile à obtenir dans les pays arides et semi-arides. Le contrôle indispensable est rendu encore plus délicat à assurer correctement en raison de la multiplicité des intervenants au niveau de la collecte, du traitement et surtout au niveau des utilisateurs (**Rafika et Benhabib, 2015**).

II.9. Conclusion

La réutilisation des eaux usées épurées représente une solution appropriée dans les pays qui souffrent un déficit, surtout dans les régions arides et semi-arides comme le sud d'Algérie. Elle est peut-être appliquée dans la consommation potable ou non potable, et les domaines concernés (agricole, industriel et urbain). Une réutilisation sécurisée nécessite d'adapter des lignes directrices spécifique au domaine concerné pour protéger les consommateurs de tout risque peut survenir. Cela accroître les avantages et diminuer les risques pour la santé, et permettra d'obtenir une meilleure acceptation du public, ce qui est crucial pour la mise en œuvre des projets de réutilisation.

Deuxième partie expérimentale

Chapitre 1 : Méthodes et Matériels

I.1. Introduction

Dans un système de phytoépuration, les eaux usées passent dans un lit de gravier planté avec des espèces spécifique dont les racines se nourrissent des éléments nutritifs de l'eau. Ce qui permet de traiter ces eaux usées sans l'utilisation des produits chimiques et d'énergie, aussi il permet d'irriguer les plantes qui sont peut-être utiles dans d'autres domaines. Les potentialités épuratoires des plantes aquatiques ont été mises en évidence par plusieurs chercheurs pour traiter différents effluents contenant des substances organiques et inorganiques, parmi ces plantes qui sont disponible en Algérie : Papyrus, Phragmites, Typha, etc.

Le but de ce chapitre est de montrer le protocole expérimental installé afin de tester le pouvoir épurateur et les différents paramètres opérationnels affectant les rendements épuratoire des filtres plantés. Pour cela, il a été procédé à l'analyse de quelques paramètres physico-chimiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie des stations pilotes.

I.2. Le site des essais expérimentaux

Nos essais étaient divisés en deux parties principales, la première partie portait sur l'influence des facteurs opérationnels sur l'épuration des eaux usées par les filtres plantées, on a pris quatre facteurs dans cette partie sont : le type de substrat, le type de la plante et la différence entre les filtre monoculture et polyculture, la densité des plantes et l'influence du climat. Ces essais ont été effectués dans la station affiliée au département d'hydraulique de l'université de Biskra, qui est assignée spécialement à faire les différents essais expérimentaux et construire des stations pilotes des systèmes de la phytoépuration.

La deuxième partie a porté sur la réutilisation des eaux usées épurées par la phytoépuration dans l'irrigation agricole, nous avons utilisé deux échantillons de courgette, la première a été irrigué par l'eau potable et la deuxième par l'eau épurée, jusqu'à qu'elles ont donné des fruits, aussi nous avons comparé les deux échantillons entre eux. Cette partie a été effectuée dans des serres de plastique dans la wilaya de Jijel.

I.3. Préparation et choix des plantes

Généralement le choix des plantes à implanter dans les ZHA s'appuie sur un certain nombre de critères importants :

- La disponibilité au milieu d'étude et donc l'adaptation aux conditions climatiques locales ;
- La durée du cycle de végétation ;
- La vitesse de croissance ;
- La facilité d'exportation de la biomasse produite et efficacité d'épuration.

Selon ces critères, trois plantes sont choisies pour faire cette étude, ils sont les *Phragmites Australis*, *Papyrus* et *Scirpus*. Notre étude est basée essentiellement sur le système racinaire des plantes. Les jeunes tiges de la plante ont été prises à partir de leurs lieux initiaux à un stade moyen de leurs croissances, puis les mettre dans l'eau pendant 15 jours, jusqu'au développement remarquable des racines (figure I.1). Ce sont des macrophytes qui appartiennent au groupement des héliophytes et se caractérisent tout particulièrement par leurs systèmes racinaires très actifs et capables de résister à des conditions très difficiles même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée.



Figure I.1. Photo de développement des racines des jeunes tiges de *phragmites Australis*

I.4. Préparation des filtres plantés et choix du matériel

Nous avons utilisé chaque année un nombre des stations pilotes, qui ont été constitué de bassines plastique identiques de forme ronde équipées par des robinets en plastique au fond pour collecter les eaux traitées et avec des tubes en PVC de 02 cm de diamètre pour assurer l'aération. Les bassines ont été de différentes dimensions et les matériaux de remplissage ont été différés selon le facteur testé, on a utilisé des graviers avec plusieurs dimensions, de sable et de terre naturelle, tous ces matériaux ont été trouvés dans la zone de Biskra.

I.4.1. Première partie : Les paramètres testés sont : le type du substrat, le type de plantes cultivées seules ou en mélange et la densité, nous avons utilisé dans cette partie douze bassines, et trois types de plantes qui sont (les phragmites australis, papyrus et les scirpus). Les dimensions des bassines sont : hauteur de 36 cm, base supérieure de 50 cm et base inférieure de 20cm de diamètre. Les bassines sont remplies et plantées comme montre le tableau suivant :

Tableau I.1. Les caractéristiques des filtres plantés utilisés dans la première partie

Filtre	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Plante	nu	nu	nu	ph	ph	Ph	Pap	Scirp	multi	ph	Pap	Scirp
Substrat	sable	terre naturelle	gravier	sable	terre naturelle	gravier						
Densité	0	0	0	D1	D1	D1	D1	D1	D1	D2	D2	D2

Ph : *Phragmites Australis*

Pap : *Papyrus*

Scirp : *Scirpus*

D1 : 10 tiges/filtre

D2 : 20 tiges/filtre

Le substrat consiste à une superposition verticale de trois couches différentes en dimensions des particules de gravier qui a été préalablement tamisé et lavé. Ci-dessous le (Tableau I.2) présentant les caractéristiques du substrat et les différentes couches utilisées.

Tableau I.2. Les caractéristiques du substrat et les différentes couches utilisées dans la première partie

Les couches	1 ^{ère} couche	2 ^{ème} couche	3 ^{ème} couche
Substrat	Gravier grossier	Gravier moyen	<ul style="list-style-type: none"> • Gravier fin • Sable • Terre naturelle
Diamètre du gravier (mm)	40-60	20-30	16-10
Epaisseur de la couche (cm)	6	6	12



Figure I.2. Préparation du substrats et remplissage des filtres de la première partie

I.4.2. Deuxième partie : Les paramètres testés dans cette partie sont la densité (présenté dans le tableau I.3) et la réutilisation des eaux usées récupérées, les phragmites ont été utilisés, le pilot expérimental a été constitué de huit bassines de dimensions : hauteur de 30 cm, base supérieure de 47 cm et base inférieure de 38cm de diamètre (Figure I.3).

Tableau I.3. La distribution des densités dans les différents filtres de la deuxième partie

Filtres	1	2	3	4	5	6	7	8
Densité (tiges/filtre)	0 (nu)	10	0 (nu)	10	5	15	20	25

Le substrat utilisé consiste aux graviers de différentes dimensions, tamisés et préalablement lavés et séchés, superposé verticalement comme le montre le tableau (Tableau I.4)

Tableau I.4. Les caractéristiques de différentes couches du substrat utilisées dans la deuxième partie

Les couches	1 ^{ère} couche	2 ^{ème} couche	3 ^{ème} couche
Substrat	Gravier grossier	Gravier moyen	Gravier fin
Diamètre du gravier (mm)	40-60	20-30	16-10
Épaisseur de la couche (cm)	6	6	8



Figure I.3. Photos représentent les étapes de la préparation du substrat de la deuxième partie

I.4.3. Troisième partie : Nous avons testé dans cette partie l'influence du climat sur le fait épuratoire du filtre pilote à éliminer certaines pollutions et la réutilisation des eaux récupérées dans l'irrigation agricole, nous avons choisi le *phragmite australis* comme plante, six bassines ont été utilisées de dimensions : une hauteur de 30 cm, base supérieure de 47 cm et base inférieure de 38cm de diamètre (Figure I.4). La culture irriguée est la courgette, nous avons pris deux échantillons, la première a été irriguée par l'eau potable et la deuxième par l'eau récupérée par les filtres. Le substrat a été préparé comme dans le cas de la deuxième partie.



Figure I.4. Photos montre la préparation du substrat de la troisième partie

I.5.Choix des eaux usées

Les eaux usées utilisées pour cette étude sont d'origine domestique de la région de Biskra, elles ont été prélevées du rejet domestique à l'Est du chef-lieu de la wilaya de Biskra (Figure I.5).

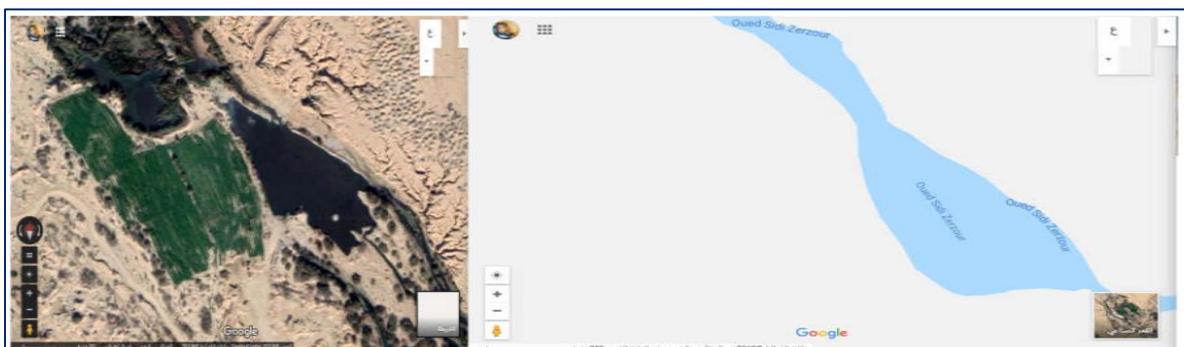




Figure I.5. Le point de prélèvement des eaux usées

I.6. Caractéristiques des échantillons des eaux usées municipales

Tableau I.5. Caractéristique d'un échantillon des eaux usées municipales.

Paramètres	Unités	Caractéristiques des eaux usées
MES	mg/l	100
pH		7
température	°C	19.3
CE	mS/cm à 20°C	3.4
Ammonium	mg/l	7.79
Nitrate	mg/l	297.69
Nitrite	mg/l	1.17
Orthophosphate	mg/l	3.88
DCO	mg/l	635.38

I.7. Analyse des paramètres physico- chimiques des eaux usées

Après la préparation des bacs, et leur remplissage avec l'eau usée, on a commencé à faire les prélèvements, en ajoutant pour chaque échantillon prélevé d'eau, une goutte d'acide nitrique afin d'éviter le changement des paramètres physico-chimiques. Les échantillons de l'eau brute et des eaux collectées à la sortie des filtres plantés après chaque temps de séjour ont été analysés au niveau du laboratoire. Ces échantillons ont fait l'objet d'une mesure de :

pH, Conductivité électrique, Température, Nitrates, Nitrites, phosphate, Demande chimique en oxygène et L'oxygène dissous.

I.7.1. Mesure de des paramètres physiques (pH, CE et température)

I.7.1.1. PH

Le pH est un paramètre lié directement à la concentration des ions hydrogène $[H^+]$ présentes dans l'eau. La différence de potentiel existant entre les électrodes plongeant dans la solution, est une fonction linéaire du pH. Pour mesurer le pH, nous avons utilisé une électrode de pH d'un multi paramètre de type Consort C5020.

I.7.1.2. La conductivité électrique

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm. Elle est l'inverse de la résistivité électrique. L'unité de la conductivité est le Siemens par mètre (S/m) et s'exprime généralement en micro siemens par centimètre ($\mu S/cm$). Elle a été mesurée par une électrode de CE d'un multi paramètre de type Consort C5020.

I.7.1.3. La température (T)

La connaissance de la température est essentielle pour les réactions physico- chimiques et biologiques régies par leurs caractéristiques thermodynamiques et cinétiques, le pH et la conductivité ont dépendant de la température de même que les processus de biodégradation carbonée. Pour cette mesure, nous avons utilisé une électrode d'un multi paramètre de type Consort C5020. (Figure I.6)



Figure 1.6. Multi paramètres utilisé pour la mesure des paramètres physiques

I.7.2. Les paramètres chimiques

I.7.2.1. Nitrates (NO_3^-)

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitrifiantes (nitrobacters) transforment les nitrites en nitrates. Elles ne sont pas toxiques, mais des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération algale qui contribue à l'eutrophisation du milieu. Leur potentiel danger reste néanmoins relatif à leur réduction en nitrates.

Méthode de dosage

a) Réactifs et matériel

Réactifs :

- Solution de Salicylate de Sodium à 0.5% : Dissoudre 0.5 g de salicylate de sodium dans de l'eau et compléter à 100 ml avec de l'eau distillée. Conserver dans une bouteille en verre ou en polyéthylène. Préparer cette solution chaque jour au moment de l'emploi.
- Solution d'hydroxyde de Sodium à 30% : Dissoudre 30 g d'hydroxyde de sodium dans de l'eau et compléter à 100 ml avec de l'eau distillée.
- Solution de tartrate double de sodium et de potassium : Dissoudre 400 g d'hydroxyde de sodium dans une fiole de 1000 ml, ajouter 60 g de tartrate double de sodium et potassium, laissé refroidir et compléter avec de l'eau distillée. Conserver dans un flacon en polyéthylène.
- Acide sulfurique (H_2SO_4) concentré.
- Solution mère de nitrate à 1000 mg/l : Dissoudre 1.37 g de nitrate de sodium dans de l'eau et compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée.
- Solution fille étalon de nitrate 10 mg/l : Diluer 10 ml de la solution mère à 1000 mg/l et compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée.

b) Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates

Dans une série de capsules de 100 ml introduire successivement comme est indiqué sur le (tableau I.6 et figure I.7). Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415nm, construire la courbe d'étalonnage figure I.8.

Tableau I.6. Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates.

N° des capsules	T	1	2	3	4	5	6
Solution fille de (NO ₃ ⁻) à 10mg/l (ml)	0	1	2	4	6	8	10
Eau distillée (ml)	10	9	8	6	4	2	0
Correspondance en mg/l de nitrates	0	1	2	4	6	8	10
Na OH (30%)	3g						
Solution de Salicylate de Na (ml)	1	1	1	1	1	1	1
Evaporation à sec à 80° C							
H ₂ SO ₄ concentré (ml)	2	2	2	2	2	2	2
Laisser reposer 10 min							
Tartrate double de Na et K (ml)	15	15	15	15	15	15	15



Figure I.7. La gamme des solutions filles et le dosage des nitrates

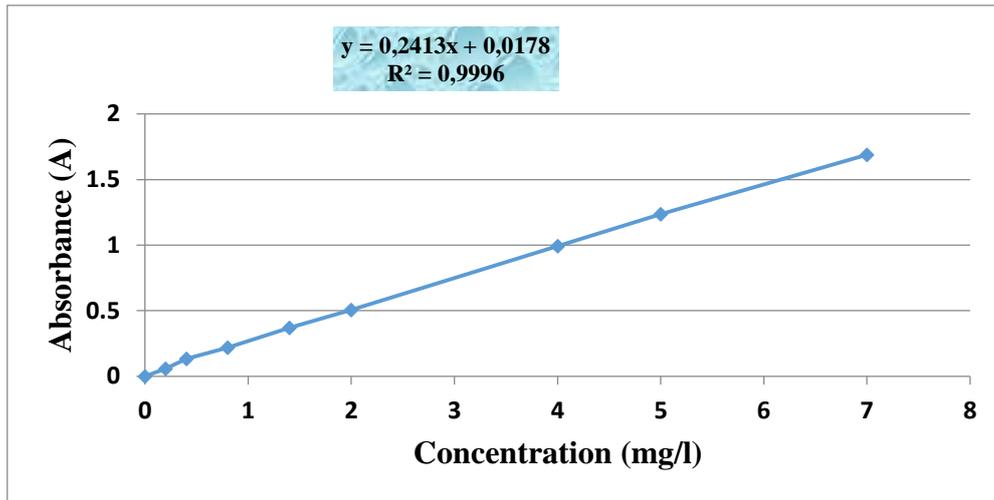


Figure I.8 : Courbe d'étalonnage des nitrates.

d) Dosage

- Introduire 10ml d'eau à analyser ;
- Ajouter 3 gouttes de la solution d'hydroxyde de Sodium à 30% (b) ;
- Ajouter 1 ml de solution de Salicylate de sodium à 0.5 % (a) ;
- Evaporer à sec au bain marie ou à l'étuve 75 - 88°C ;
- Prendre le résidu avec 2 ml d'acide sulfurique concentré (d) ;
- Laisser reposer 10 minutes ;
- Ajouter 15 ml d'eau distillée ;
- Ajouter 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium (c) ;
- Faire la lecture au spectromètre UV-Visible à la longueur d'onde de 415 nm.

I.7.2.2. Nitrite (NO₂⁻)

Les ions nitrites (NO₂⁻) sont un stade intermédiaire entre l'ammonium (NH₄⁺) et les ions nitrates (NO₃⁻). Les bactéries nitrifiantes (nitrosomonas) transforment l'ammonium en nitrites. Cette opération, qui nécessite une forte consommation d'oxygène est la nitrification. Les nitrites constituent un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. La toxicité augmente avec la température.

🔧 Méthode de dosage :

a) Réactifs

➤ Réactif mixte :

- Dissoudre 40 g d' amino-4 benzène sulfonamide ($\text{NH}_2\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_2\text{NH}_2$) dans un mélange formé de 100ml d'acide ortho-phosphorique et de 500ml d'eau.
- Ajouter 2 g de di-chlorhydrate de N-(naphtyl-1) diamino-1,2 éthane ($\text{C}_{10}\text{H}_7\text{NH}-\text{CH}_2-\text{CH}_2-\text{NH}_2-2\text{HCl}$),
- Compléter le volume à 1000 ml avec de l'eau distillée.
- Cette solution est stable pendant un mois si elle est conservée entre 2 et 5°C.

➤ **Solution étalon mère de nitrites 100 mg/l**

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

➤ **Solution étalon fille de nitrites 1 mg/l**

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

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

c) Calibration : Dans une série de fioles jaugées de 50 ml, introduire à l'aide d'une pipette, les volumes de la solution étalon fille de nitrites 1 mg/l, indiqués dans le tableau ci-dessous, ajouter de l'eau distillée au contenu de chaque fiole, ajouter ensuite 1 ml du réactif mixte et attendre au moins 20 mn. L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- . Enfin, mesurer l'absorbance de chaque étalon à la longueur d'onde (environ 540 nm) Tableau I.7 et figure I.9.

Tableau I.7. Etablissement de la courbe d'étalonnage des Nitrites.

Fille 1 mg/l	0	1	2	5	20	40
Eau distillée (ml)	50	49	48	45	30	10
Réactif Mixte (ml)	1	1	1	1	1	1
Attendre 20 mn						
$[\text{NO}_2^-]$ en mg/l	0	0.02	0.04	0.1	0.4	0.8

Introduire 50 ml d'échantillon, ajouter 1 ml du réactif mixte (a) et attendre au moins 20 mn. L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO_2^- . Enfin, mesurer l'absorbance de chaque étalon à la longueur d'onde (environ 540 nm). Effectuer parallèlement au dosage, un essai à blanc en suivant le même mode opératoire en utilisant les mêmes quantités des réactifs mais en employant le même volume approprié d'eau distillée à la place de la prise d'essai (Figure I.9 et I.10).



Figure I.9. La gamme des nitrites

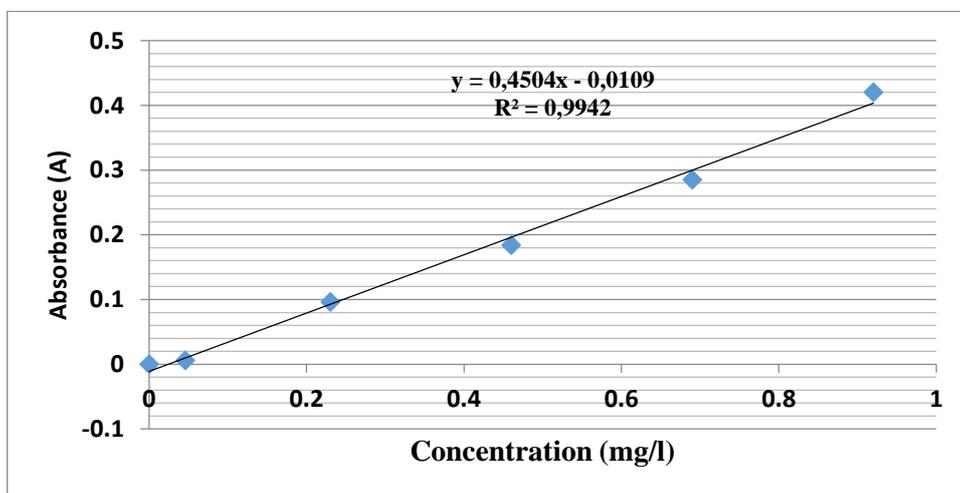


Figure I.10 : Courbe d'étalonnage des nitrites.

I.7.2.3. L'ammonium

a) Réactifs et matériels

➤ Réactif coloré

- Dissoudre 130 g de salicylate de sodium et 130 g de citrate tri sodique di hydrate dans l'eau contenue dans une fiole de 1000ml, ajouter 0,97 g de nitroprussiate de sodium et compléter à 1000ml avec de l'eau distillée. Cette solution est conservée dans un flacon en verre brun et est stable au moins deux semaines.
- **Solution de Dichloroisocyanurate de sodium**
- Dissoudre 32 g d'hydroxyde de sodium dans 500ml d'eau et laisser refroidir à température ambiante, ajouter 2 g de Dichloroisocyanurate di-hydraté, compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée. Cette solution est conservée dans un flacon en verre brun et est stable au moins deux semaines.
- **Solution mère étalon d'ammonium 100 mg/l**
- Dissoudre 0,297g de chlorure d'ammonium (séché à 105°C pendant au moins 2h) dans 1000 ml d'eau distillée. Cette solution est conservée dans un flacon en verre et est stable au moins un mois.
- **Solution fille étalon d'ammonium 1 mg/l**
- Prélever à l'aide une pipette 1ml de la solution étalon d'ammonium de 100mg/l. Verser dans une fiole de 100 ml et compléter au volume avec de l'eau distillée. Préparer cette solution le jour de l'emploi. La durée de conservation ne dépasse pas 24h.
- **Solution de lavage**
- Dissoudre 100 g d'hydroxyde de potassium dans 100 ml d'eau distillée, refroidir la solution et ajouter 900 ml d'éthanol 95%. Conserver dans un récipient en polyéthylène.

b) Calibration

Dans une série de fioles jaugées de 50 ml, introduire à l'aide d'une pipette, les volumes de la solution étalon fille d'ammonium 1 mg/l, indiqués dans le tableau ci-dessous, ajouter de l'eau distillée au contenu de chaque fiole, prélever 40 de chacune des solutions, ajouter ensuite 4 ml du réactif coloré et 4 ml de dichloroisocyanurate de sodium et homogénéiser. Après au moins 60 mn, attendre le développement de la couleur. Effectuer les mesures spectrophotométriques à la longueur d'onde de 655nm (Tableau I.8, Figure I.11).

Tableau I.8. Etablissement de la courbe d'étalonnage de l'ammonium.

Solutions fille 1 mg/l	0	1	2	3	4	5	25	50
Eau distillée (ml)	50	49	48	47	46	45	25	0
Réactif coloré (ml)	4	4	4	4	4	4	4	4
Réactif de dichloroisocyanurate (ml)	4	4	4	4	4	4	4	4
Attendre au moins 60 mn								
[NH ₄ ⁺] en mg/l	0	0.2	0.4	0.6	0.8	0.1	0.5	1

c) Dosage

- Prélever 40 ml d'échantillon à analyser, ajouter dans l'ordre :
- 4 ml du réactif coloré homogénéisé ;
- 4 ml du réactif de Dichloroisocyanurate de sodium, et homogénéiser.
- Après au moins 60 mn, attendre le développement de la couleur.
- Effectuer les mesures spectrophotométriques à la longueur d'onde de 655nm comme nous avons procédé pour la gamme d'étalonnage.

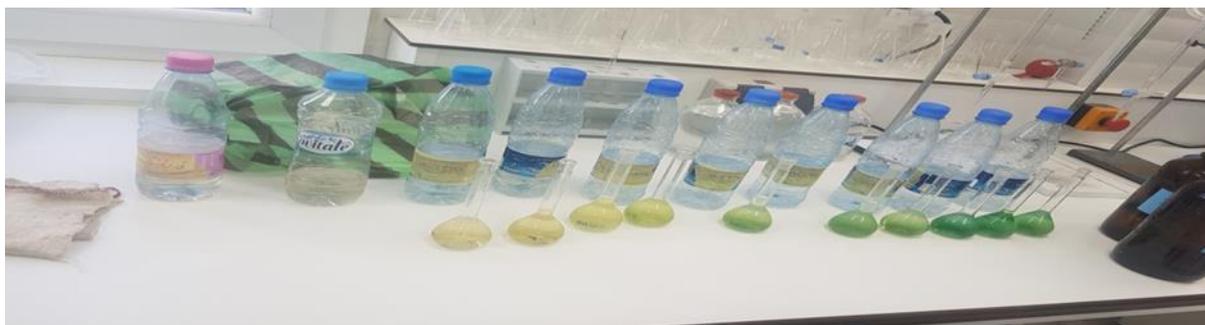


Figure I.11. La gamme d'étalonnage et le dosage d'ammonium.

I.7.2.4. L'ortho-phosphate

Méthode de dosage

a) La méthode spectrométrique ISO 6878(F)

La formation d'un givrage acide complexe avec des molybdes d'ammonium, des nitrates à double antimoine et de l'acide ascorpique de réduction de potassium à un composé de couleur bleue qui contient deux valeurs d'absorption maximales (une environ 700 nm, plus important à 880 nm)

- Dissoudre 13g d'héptamolipides d'ammonium dans 100 ml d'eau distillée ;
- Dissoudre 0,35 g de terratallantimone dans 100 ml d'eau distillée ;
- Diluer 150g d'acide sulfurique concentré au soufre avec 150ml d'eau distillée.
- Mélanger les quantités précédents = 500 ml.
- Cette solution est stable pendant deux mois s'elle est conservée dans une tasse en verre bien fermée et température de 4°C.

b) Les réactifs

➤ Acide ascorpique

- Nous pesons 10g d'acide ascorpique dans 100ml d'eau distillée ; Cette interaction est stable depuis une semaine.

➤ Solution mère 50mg/l de PO_4^{3-}

- Foudre de 0,2197 g de KH_2PO_4 (phosphate de potassium unique) dans 800ml d'eau distillée + 10ml d'acide sulfurique 20% et complètent à 1000ml. Cette réaction stable pendant une semaine.

➤ Solution fille 2mg/L d'ion PO_4^{3-}

- Nous réduisons la solution mère 50mg/l de PO_4^{3-} ions 20/500ml, nous apportons cette solution au moment du travail (Tableau I.9, Figures I.12 et I.13).

Tableau I.9. Courbe d'étalonnage des phosphates

Solutions filles 1mg/l	0	2	4	6	8	10
Eau distillée	40	38	36	34	32	30
Acide ascorpique	1	1	1	1	1	1
Interaction mixte	2	2	2	2	2	2
Attente 10 minutes						
[PO ₄ ⁺³] mg/l	0	0.306	0.612	0.918	1.224	1.530



Figure I.12 : La gamme d'étalonnage et le dosage L'ortho-phosphate.

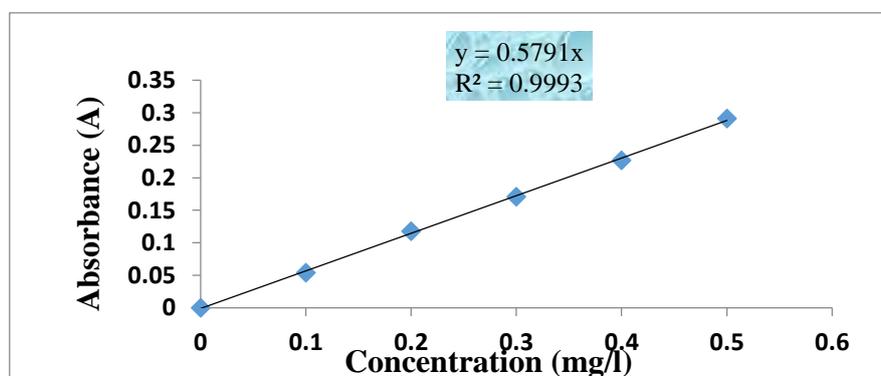


Figure I.13 : Configuration de la courbe d'étalonnage des phosphates.

I.8. Les paramètres biologiques

I.8.1. La demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation chimique de toute la matière organique biodégradable ou non contenue dans les eaux, on a la mesurer à l'aide d'un spectrophotomètre (Figure I.15) à l'aide de l'équation suivante :

$$DCO=336*\lambda_{254}-0.95*R \quad \text{avec } R=48.8 \quad \text{(I.1)}$$



Figure I.14. Photo du Spectromètre UV-visible

I.9. Conclusion

Dans ce chapitre nous avons essayé de présenter le matériel et les méthodes utilisées afin d'évaluer le pouvoir épurateur des filtres plantés sur une période de plus d'un mois. Nous avons opté pour l'analyse au laboratoire, à fin de déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie des filtres plantés. Les paramètres testés sont : (pH, conductivité électrique, Température, Oxygène dissous, Phosphates, Nitrate, Nitrite, et DCO).

*Chapitre 2: Influence de certains paramètres
réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres
plantés de macrophytes*

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

II.1. Introduction

Plusieurs techniques coûteuses peuvent être utilisées dans l'épuration des eaux non conventionnelles. Mais aujourd'hui nous avons besoin de techniques, économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques des écosystèmes, comme l'application de la technique simple de la phytoépuration. Les filtres plantés à macrophytes peuvent être utilisés pour le traitement primaire, secondaire et tertiaire des eaux usées (domestiques, agricoles et industrielles), ils sont moins coûteux à réaliser et à exploiter. Au fil des années, l'utilisation de ces marais artificiels pour le traitement des eaux usées a augmenté considérablement.

L'objectif principal de ce chapitre est d'évaluer l'efficacité du traitement des eaux usées de la ville de Biskra et l'abattement des principaux paramètres de la pollution des eaux par un procédé de traitement par filtres plantés. Les paramètres qui ont été pris en considération sont : le substrat qui a été varié suivant les matériaux naturels existant dans les environs, il varie du gravier, de la terre naturelle et du sable. Aussi le type de plante est l'un de ces paramètres, il a été varié suivant les plantes les plus disponibles dans les zones les plus proches, les plantes utilisées sont (les *Phragmites*, *Papyrus* et les *Scirpus*). Les filtres testés ont été plantés d'une manière monoculture ou polyculture. D'autre part la densité des plantes des filtres pilotes et le climat de la région ont été aussi testés dans ce chapitre.

II.2. L'influence du substrat sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de phragmites

Le substrat est l'un des composants les plus importants dans un ZHA, il peut réduire la pollution par filtration physique, réactions chimiques et par biodégradation (**Shiwei et al., 2019**), aussi il supporte le développement du biofilm et la croissance des plantes dans le filtre (**Yang et al., 2018**). Il peut être constitué d'une grande variété de matériaux qu'on peut utiliser et qu'ils peuvent être naturels ou artificiels. Le choix des matériaux naturels disponibles dans les zones les plus proches de la zone d'étude reste l'objectif le plus recommandé. Les ZHA ES utilisent principalement du gravier comme le support principal pour soutenir la croissance des plantes et les eaux usées s'écoulent verticalement ou horizontalement à travers le substrat et entrent en contact avec des micro-organismes vivants à la surface des racines des plantes et du substrat (**Saeed et Sun, 2012**).

Dans cette partie, la station pilote utilisée a été constituée de six filtres, où trois sont nus et pris comme témoins et les autres plantés par les *Phragmites Australis*, le substrat a été varié entre le gravier, la terre naturelle et le sable. Une comparaison a été proposée en évaluant la

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

qualité des eaux usées à l'entrée et à la sortie de ces filtres après un temps de séjours variant de 3, 5 et 7 jours. Par l'analyse de certains paramètres physico-chimiques caractérisant ces eaux. Les paramètres concernés dans cette étude sont (le pH, température, conductivité électrique, Nitrite, Nitrates et DCO).

II.2.1. L'évolution des matières en suspension

La concentration initiale de MES des eaux usées brutes est de 100 mg/l. Nous avons remarqué qu'après un temps de séjours variant entre 3 et 5 jours les filtres nus et plantés avec un substrat de terre naturelle et de sable les MES des eaux traitées ont connu une augmentation, alors que les filtres nus et plantés ont présenté une élimination très importante de MES qui est de l'ordre de 46.3 mg/l et 27 mg/l pour un temps de 5 jours respectivement. Dont le taux d'abattement est de 73 % pour le filtre planté (Figure II.1). Le dernier résultat est inférieur à d'autres études dans les mêmes conditions climatiques et avec un substrat de gravier.

Dans l'étude de Yahiaoui, le rendement d'élimination de MES était d'environ 86,67% (**Yahiaoui et al., 2020**). Dans l'étude de Bensmina Mimeche, il était d'environ de 95 % (**Bensmina-Mimeche et al., 2013**). Les concentrations de MES étaient élevées dans les échantillons provenant de bassins à substrat sableux et en terre naturelle en raison de l'érosion et du transport des grains de sol petits et légers, tandis que le gravier ne semblait pas être affecté de cette manière. Cette observation est liée à la mobilisation des solides dans les zones humides artificielles. la remobilisation des solides est connue pour se produire par conséquence et peut limiter l'efficacité globale et la longévité des systèmes de zones humides avec un temps de rétention hydraulique plus long.

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

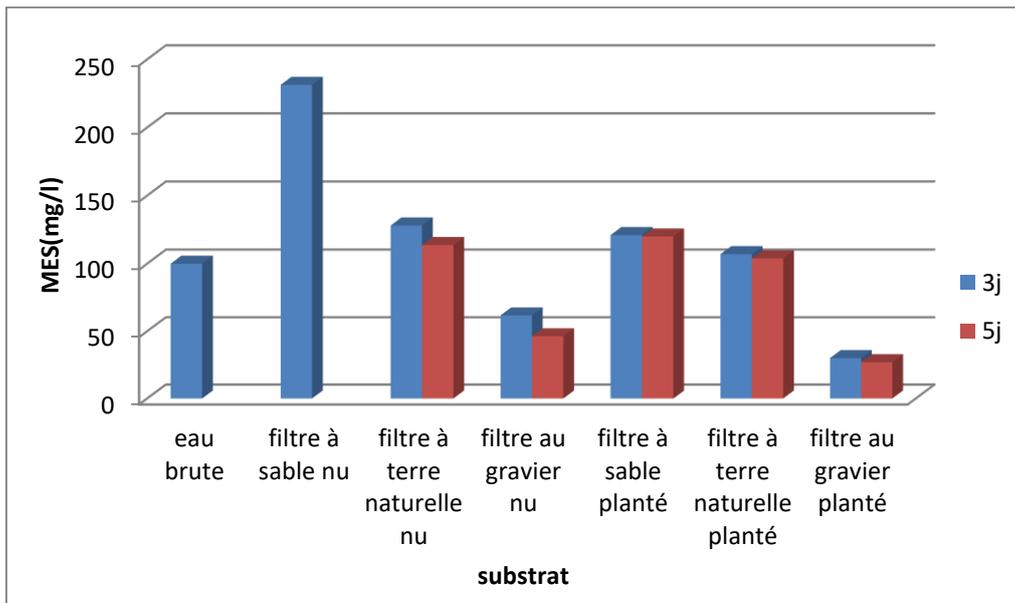


Figure II.1. Evolution des MES des eaux épurées dans les filtres plantés de phragmite et non plantés en fonction de la variation du substrat.

Le filtre planté de terre naturelle a été complètement colmaté au bout de cinq jours, et nous avons juste récupéré une petite quantité d'eau traitée du filtre d'argile nue, ce qui n'était pas suffisant pour faire toute l'analyse. Aussi le filtre nu à sable a été complètement colmaté au 3^{ème} jour.

Nous avons noté une formation de couche superficielle comprenant des dépôts de matières en suspension provenant des eaux usées sur les substrats. Elle était plus évidente sur les filtres à sable et terre naturelle que sur les substrats de gravier. La couche obstruait les pores de la surface du substrat et réduisait la conductivité hydraulique, entraînant de faibles débits aux robinets de décharge. Le filtre à terre naturelle nue a produit environ 0,013 l/s, tandis que le filtre à gravier nu a produit environ 0,034 l/s. La conductivité hydraulique et le débit des filtres plantés ont toujours été supérieurs à ceux des filtres nus – le filtre terre naturelle produisant environ 0,016 l/s et le filtre planté de graviers 0,042 l/s.

La formation de la couche de surface est la principale composante du processus de colmatage du filtre. Il augmente le temps moyen de rétention d'eau et réduit la conductivité hydraulique (Blazejewski et Murat-Blazejewska, 1997; Healy et al., 2007). Cela est dû à l'accumulation de micro-organismes sur les surfaces sous forme de biofilms (Healy et al., 2007), à la réduction de la porosité due à l'accumulation de solides en suspension dans les pores du sol et au film microbien se développant sur le support. Les pores minuscules du lit (particules fines non agrégées, non uniformité élevée) provoquent également le colmatage

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

(Blazejewski et Murat-Blazejewska, 1997; Bruch et al., 2014) influencé par le taux de chargement de DBO, DCO et MES (Hua et al., 2013). La couche de colmatage est un excellent biofiltre et améliore l'efficacité de traitement du système (Blazejewski et Murat-Blazejewska, 1997). Cependant, cela pose un gros problème pour l'exploitation et l'entretien des zones humides à écoulement souterrain pour le traitement des eaux usées et limite leur durée de vie (Knowles et al., 2011).

La présence du système racinaire crée également des voies préférentielles par lesquelles les eaux usées s'infiltrant dans les couches inférieures et entrent en contact avec les bactéries ; cela contribue à réduire le risque de colmatage et explique les variations de concentration aux sorties de filtres nus par rapport à celles des filtres plantés.

De plus, la concentration élevée en oxygène dissous favorise la croissance des bactéries hétérotrophes, augmente l'épaisseur du biofilm à la surface du substrat et augmente le risque de colmatage du substrat. Cependant, d'un autre point de vue, l'aération peut apporter plus de perturbations, accélérer le détachement du biofilm et retarder le colmatage du substrat (Zhuang et al., 2019).

II.2.2. Evolution du pH

Le pH de l'eau est un paramètre physico-chimique essentiel grâce auquel nous pouvons contrôler la biochimie des métaux dans les environnements aquatiques (Xu et al., 2019), il indique l'alcalinité des eaux usées. Le pH a un rôle capital pour la croissance des microorganismes qui ont généralement un pH optimum variant de 6,5 à 7,5 et ils sont directement affectés lorsque le pH est inférieur à 5 ou supérieur à 8,5. En outre, le pH est un élément important pour l'interprétation de la corrosion dans les canalisations des installations de l'épuration (Belghyti et al., 2009) et il influe sur l'élimination de l'azote et de la matière organique dans un ZHA (Merino-Solís et al., 2015).

Les valeurs du pH mesuré des eaux brutes et épurées récupérées sont mentionnées dans la (Figure II.2). D'après cette figure, la majorité des valeurs du pH se gravitent autour de neutralité que ce soit le temps de séjours dans les différents filtres plantés aux phragmites ou non planté par rapport aux différents substrats. Sauf deux mesures qui sont : les valeurs 6.62 et 7.78 qui ont été mesurée à la sortie de filtre à sable planté après TS de 3 et 7 jours respectivement. Les autres valeurs sont comprises entre 6.83 et 7.22. Après 7 jours les valeurs

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

du pH sont presque égales aux sorties des filtres, ce qui signifie que le substrat n'a aucun effet sur la variation du pH dans les ZHA.

Les valeurs de pH dans les ZHA ont tendance à être maintenues dans la zone neutre ou légèrement basique, peut-être en raison des interactions entre le substrat et le biofilm, entraînant la libération de sels et donc l'augmentation respective des valeurs de conductivité le long des unités de zones humides (Stefanakis et al., 2009).

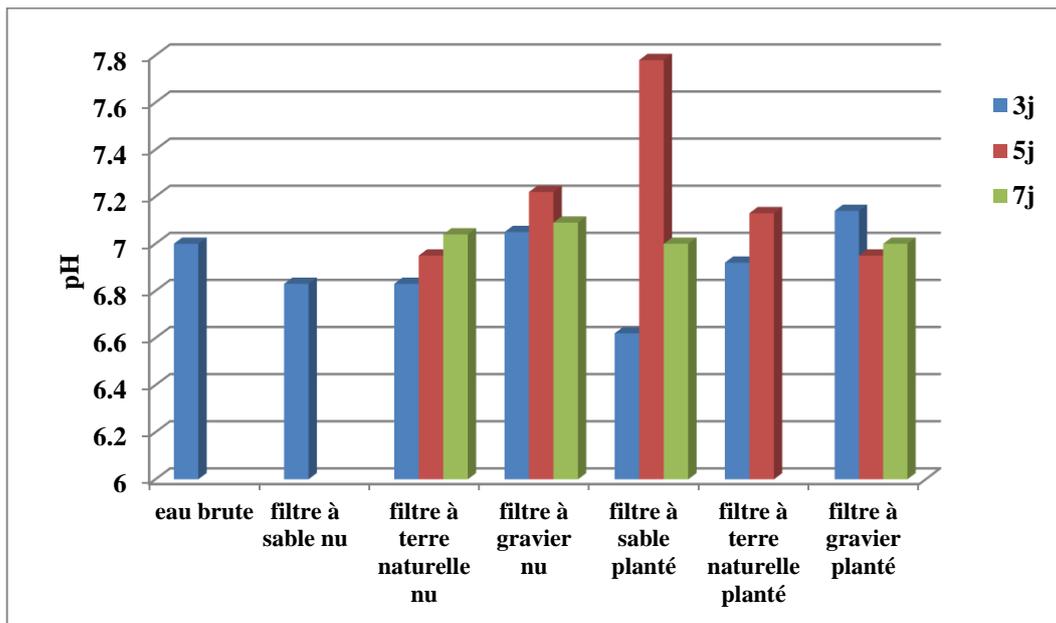


Figure II.2. Evolution du pH des eaux épurées dans les filtres plantés de phragmite et non plantés en fonction de la variation du substrat.

II.2.3. La température (T)

La température est un paramètre physique très important, sa variation influe sur la viscosité du fluide dans les filtres plantés, la sédimentation, la solubilité de l'oxygène et donc sur le rendement de l'épuration. La connaissance de la température est essentielle pour les réactions physico-chimiques et biologiques qui ont régies par leurs caractéristiques thermodynamiques et cinétiques. Le pH et la conductivité sont dépendants de la température de même que les processus de biodégradation carbonée.

La figure II.3 représente les valeurs de la température dans les jours de prélèvement à la sortie des filtres. D'après les résultats obtenus, on a remarqué que la température a varié en fonction du temps de séjours et elle est presque de même valeur dans les six bacs au moment de prélèvement. Après un TS de 3 jours, elle a varié entre 14.7 et 15.9, remarquant que la température dans les filtres à sable et à terre naturelle a été plus élevée car ces deux matériaux

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

retenus plus de chaleur, aussi les filtres plantés ont eu moins de température qui est dû à la présence de la plante qui couvre une partie de la surface supérieure et protège le substrat de la lumière du soleil (la différence est faible parce que les plantes ont été de petites tiges). Au TS de 5 jours la température a été comprise entre 19.6 et 20.2, et entre 18.2 et 20 au 7^{ème} jour.

La variation de la T est due aux conditions météorologiques de la zone expérimentale. La présence de la plante a une influence sur la température dans les filtres, mais elle n'a pas apparu nettement à cause de la taille petite des plantes, aussi le substrat influe sur la température mais aussi la différence a apparu légèrement à cause des petites dimensions des filtres.

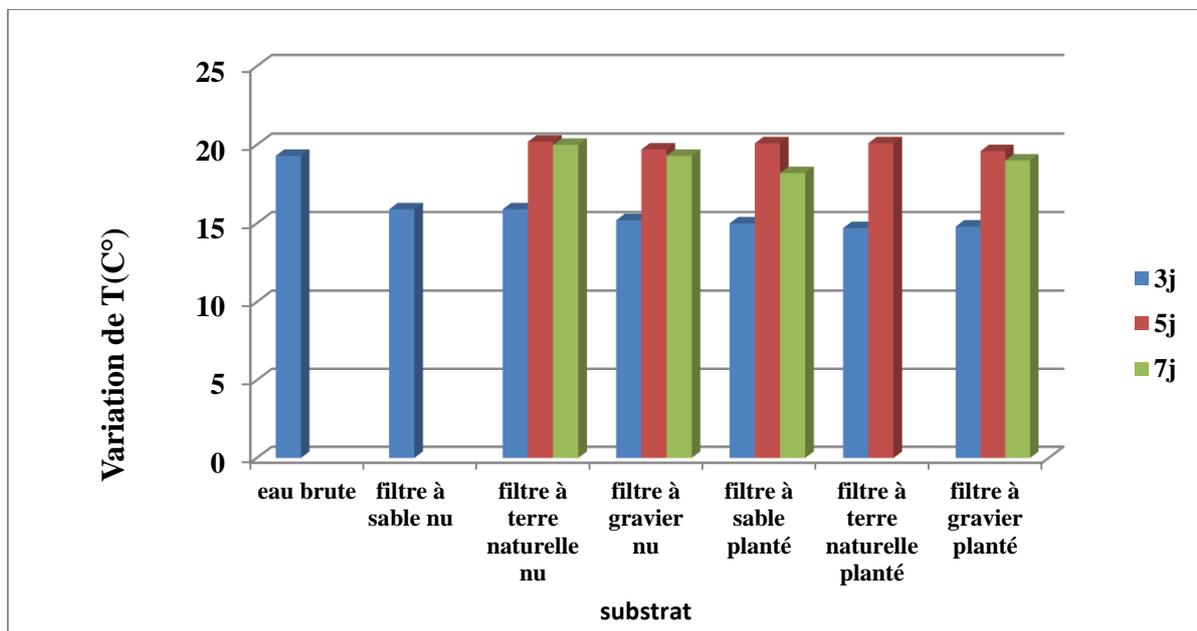


Figure II.3. Evolution de la température des eaux épurées par les filtres plantés de phragmite et non plantés en fonction de la variation du substrat

II.2.4. La Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique est l'une des paramètres les plus simples qui est utilisée pour contrôler la qualité des eaux usées. Elle représente le degré de minéralisation globale, et donc le taux de salinité. Elle est exprimée par un courant électrique mesuré en milli siemens par centimètre (Belghyti et al., 2009). La figure II.4 représente les valeurs de la CE mesurées dans les eaux usées brutes et les eaux récupérées des filtres de la station pilote.

D'après ces résultats, la conductivité électrique a augmenté dans les six bacs par rapport à l'eau usée brute, elle s'est variée suivant le substrat et constante suivant le temps de séjour. On voit que la valeur de la conductivité a été très élevée dans le filtre nu à sable avec une

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

valeur de 12.7mS/cm, et pour les filtres de terre naturelle nue (entre 8.08 et 8.12 mS/cm) et planté (9.72 mS/cm). Concernant les filtres plantés, le substrat de sable et de gravier ont donné des valeurs proches, entre 5.07 et 5.15 mS/cm à la sortie de filtre à sable et entre 5.43 et 5.47 à la sortie de filtre à gravier. On peut dire donc que le type du substrat influe sur la CE,

L'augmentation des valeurs de la conductivité dans les ZHAs peuvent être attribuées à l'augmentation de l'évapotranspiration (Abissy et Mandi, 1999; Stefanakis et al., 2009; Yahiaoui et al., 2020) qui concentre encore plus l'effluent (Abissy et Mandi, 1999) et/ou au mouvement du substrat par les racines des plantes (Stefanakis et al., 2009). Aussi dû à la dégradation de la matière organique par l'activité bactérienne, et au lessivage des minéraux du sol (Yahiaoui et al., 2020). Le sable et terre naturelle retiennent plus de chaleur ce qui augmente le taux de l'évapotranspiration, ce qui montre les résultats obtenus dans cette partie.

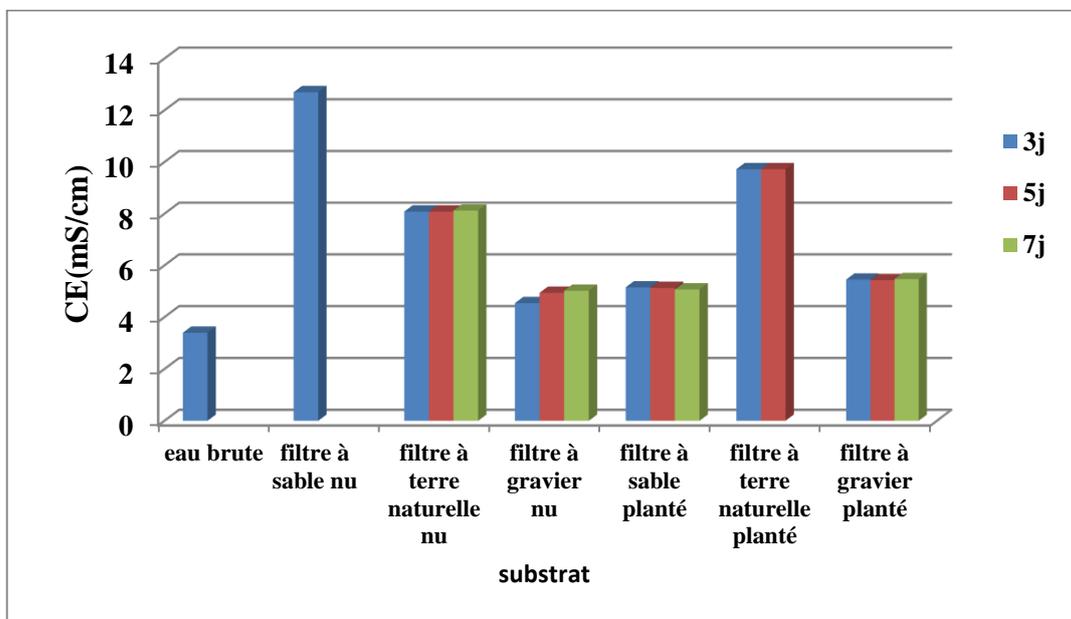


Figure II.4. Evolution de la conductivité électrique des eaux épurées à la sortie des filtres plantés ou non de phragmite en fonction de la variation du substrat

II.2.5. Les nitrates NO_3^-

Le nitrate (NO_3^-) est une forme inorganique important de l'azote. Les différentes formes d'azote sont continuellement impliquées dans les transformations chimiques des composés inorganiques aux composés organiques et l'inverse (Vymazal, 2007). Les eaux usées contenant des polluants azotique et phosphorique sont susceptibles de provoquer une prolifération d'algues si elles sont rejetées dans le milieu naturel sans un traitement avancé (Zhuang et al., 2019), leur élimination est donc une exigence très importante.

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

Les résultats de dosage de nitrate, pour les eaux usées brutes et celles récupérées de la station pilot sont présentés dans le diagramme suivant (Figure II.5).

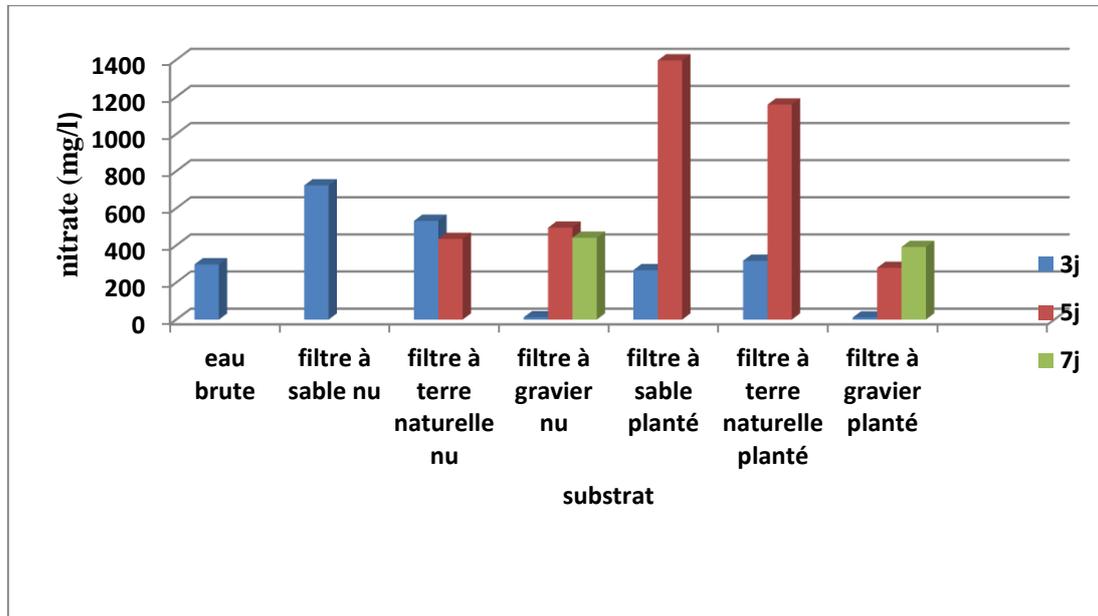


Figure II.5. Evolution du NO_3^- des eaux épurées par les filtres plantés ou non de phragmites et les filtres en fonction de la variation du substrat

On remarque d'après nos résultats qu'après un TS de trois jours une augmentation de nitrate dans les filtres non plantés avec un substrat du sable et de terre naturelle par rapport à l'eau usée brute, aux filtres plantés on remarque une diminution de nitrates et une élimination presque totale dans les filtres du gravier, puisqu'il y a une certaine augmentation au cinquième et septième jour. Cette perturbation est due au cycle de l'azote dans les filtres plantés et la transformation des nitrites aux nitrates.

Les macrophytes aquatiques sont dotées d'une espace d'air interne bien développé à travers les tissus de la plante qui assure le transfert de l'oxygène vers les racines et les rhizomes. Ces quantités d'oxygène favorisent pratiquement la prolifération bactérienne nitrifiante au niveau de la rhizosphère. Les processus de transformation de l'azote sont compliqués et nécessitent une meilleure compréhension car les ZHA sont généralement considérées comme des boîtes noires (Sun et Austin, 2007). Les transformations fondamentales du cycle sont la nitrification, l'ammonification des nitrates et la dénitrification.

Les concentrations de nitrate peuvent augmenter en raison de la nitrification - un processus biologique dans lequel l'ammonium est oxydé en nitrate, avec le nitrite comme intermédiaire (Vymazal, 2007), dans des conditions aérobies strictes (Kuenen et Robertson,

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

1988), par deux groupes de micro-organismes (Paul et Clark, 1996). Les bactéries nitrifiantes tirent leur énergie de l'oxydation de l'ammoniac et des nitrites et utilisent des sources de dioxyde de carbone pour synthétiser de nouvelles cellules (Vymazal, 2007). Le nitrate peut être réduit par deux processus biologiques différents : l'ammonification du nitrate et la dénitrification. Les bactéries ammonifiant les nitrates produisent du NH_4^+ comme principal produit final (Vymazal, 2007). La dénitrification est un processus anaérobie ou anoxique (Lee et al., 2009) dans lequel le nitrate est converti en azote, les intermédiaires étant le nitrite, l'oxyde nitrique et l'oxyde nitreux (Hauck, 1984; Paul et Clark, 1996; Vymazal, 2007), et se produit lorsque suffisamment de substrat organique est disponible (Huang et al., 2019). L'absorption d'ammoniac et de nitrate par les macrophytes convertit les formes azotées inorganiques en composés organiques en tant que blocs de construction pour les cellules et les tissus (Lee et al., 2009).

Dans l'étude de Xinshan, la concentration en nitrate a d'abord augmenté puis décroît du fait de la transformation complète de l'ammonium en nitrate (Xinshan et al., 2010). Dans l'étude de Keffala, la concentration moyenne de nitrate-nitrite a augmenté à la sortie des lits verticaux, qu'ils soient plantés ou non (Keffala et Ghrabi, 2005). Cette variation est due au cycle de l'azote dans les filtres plantés et à de nombreuses transformations chimiques compliquées du nitrite et du nitrate dans les filtres, ainsi qu'à la transformation complète de l'ammonium en nitrate (Xinshan et al., 2010; youcef et al., 2022).

Zhou et al., ont indiqué que les microcosmes plantés étaient plus efficaces pour réduire les concentrations de NT et de PT que les témoins non plantés en raison de l'absorption par les plantes et ils ont démontré que l'absorption par les plantes pouvait représenter 10 à 15 % des nutriments (N et P) éliminés. En outre, la végétation peut également fournir une plus grande quantité de surface racinaire pour la croissance bactérienne et pour la libération de carbone organique en tant que source d'énergie pour les bactéries hétérotrophes, par exemple les bactéries dénitrifiantes. Cela pourrait également expliquer en partie pourquoi les ZHAs plantées ont montré un pourcentage d'élimination plus élevé de NO_3^- -N (Zhou et al., 2017).

II.2.6. Nitrite NO_2^-

Nitrite est aussi une forme inorganique principale d'azote (Vymazal, 2007). La diminution des concentrations de nitrite avant et après l'épuration des eaux usées par les filtres plantés est présentée dans la figure II.6.

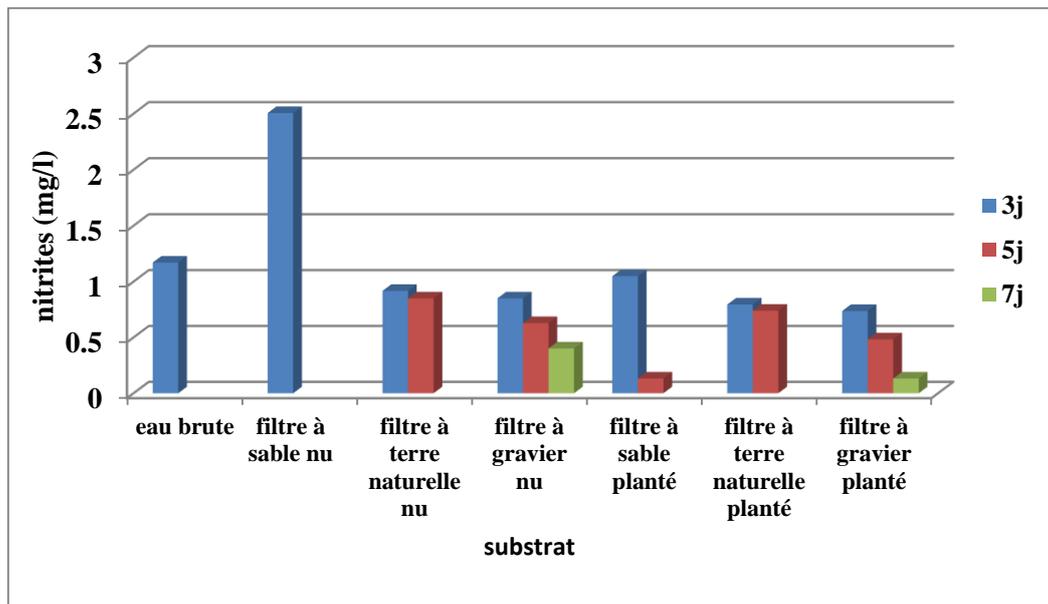


Figure II.6. Evolution du NO_2^- des eaux épurées dans la station pilote en fonction de la variation du substrat

Les résultats montrent une élimination successive des nitrites dans tous les filtres en fonction du temps de séjours, sauf le filtre nu à sable qui a connu une augmentation très importante de la concentration des nitrites dans le troisième jour. La présence des plantes améliore le rendement d'élimination ce qui signifie la capacité des filtres plantés à transformer les nitrites aux nitrates et donc l'élimination de ce premier. Il apparait que le substrat de gravier donne les meilleures éliminations des nitrites surtout le filtre planté.

II.2.7. DCO

La DCO exprime la matière organique, qui est décomposée dans une ZHA par des processus microbiens aérobie, anaérobie et physiques tels que la sédimentation et la filtration (Abou-Elela et Hellal, 2012; Merino-Solís et al., 2015). Elle est exprimée par la mesure de l'oxygène utilisée dans l'oxydation complète de la matière organique. La réduction de la DCO indique donc l'élimination de la matière organique (He et Mankin, 2002).

L'évolution des concentrations de la DCO avant et après l'épuration des eaux usées est montrée dans le diagramme suivant (figure II.7)

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

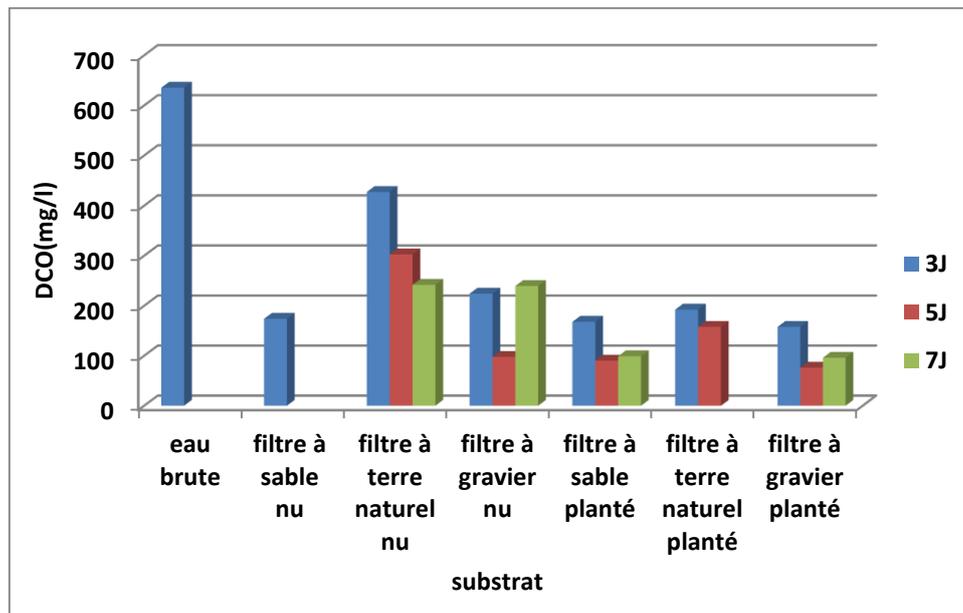


Figure II.7. Evolution de la DCO dans les eaux épurées par les filtres en fonction de la variation du substrat

L'élimination des matières organiques dépend de la concentration d'oxygène dans le lit, de la conception de la zone humide, des conditions de traitement et des caractéristiques du milieu du lit. L'oxygène nécessaire à ce processus peut être fourni par diffusion, convection et fuite des racines des macrophytes dans la rhizosphère (Abou-Elela et Hellal, 2012).

Une diminution remarquable de la concentration de DCO dans les filtres plantés surtout dans les filtres en gravier plantés aux phragmites par rapport aux autres. Cela est dû au développement du système racinaire des plantes et des tiges qui assurent de meilleures conditions d'aération du massif et de la couche de dépôt superficiel, tout en servant de support pour les bactéries. En outre, la présence du système racinaire qui crée des chemins préférentiels par lesquels les eaux usées percolent vers les couches inférieures, et sont mises en contact avec les bactéries. Ce rôle mécanique des macrophytes contribue à minimiser les risques de colmatage du système. Ce qui explique la variation des concentrations aux sorties des filtres non plantés par rapport aux filtres plantés.

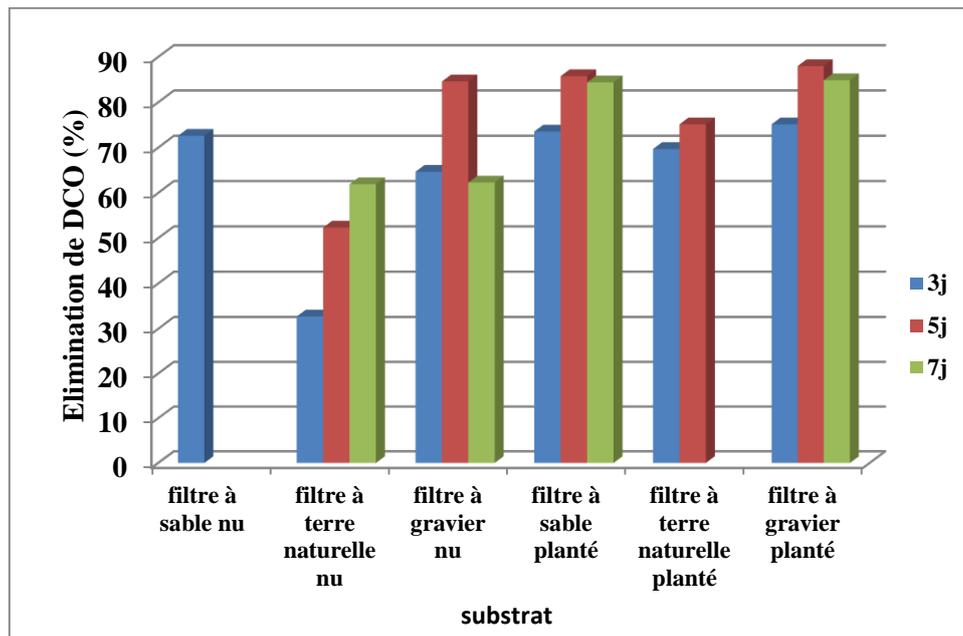


Figure II.8. Rendements d'élimination de la DCO aux sorties de tous les filtres plantés et non plantés en fonction de la variation du substrat

La figure II.8 représente les rendements d'élimination de la DCO variant d'un filtre à un autre. Les rendements après 7 jours varient de 84.87% pour le filtre en gravier planté de phragmites australis, 84.40% le filtre à sable planté, les pores du gravier sert à transfert de l'oxygène du milieu extérieur à l'intérieur du lit filtrant qui donne une bonne aération du filtre et donc améliore le rendement des bactéries aérobies.

Le massif doit présenter certaines caractéristiques à même d'assurer une conductivité hydraulique suffisante pouvant éviter les dysfonctionnements de massif par colmatage (préférentiel des eaux ou de submersion du massif par colmatage). Les matériaux roulés sont préférables aux matériaux concassés.

II.3. L'influence du type de plante

Les plantes sont l'élément distinctif le plus important dans les ZHA, elles améliorent l'efficacité du traitement en fournissant un environnement favorable au développement des populations microbiennes et en oxygénant le système (Abdelhakeem et al., 2016). Le choix de type de plante approprié est un point essentiel dans l'établissement des ZHA.

La structure et la distribution des plantes dans le filtre peuvent jouer un rôle important, comme exemple l'hypothèse de la combinaison de différentes espèces végétales, Rodriguez et

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

Brisson (2016) avaient mentionné que ce mélange pouvait améliorer l'efficacité du traitement grâce à des complémentarités fonctionnelles, comme la compensation temporelle et spatiale (Zhou et al., 2017). Zhou a mentionné dans son étude que les systèmes de polyculture sont une solution attrayante et efficace pour le traitement des eaux usées domestiques par les ZHA (Zhou et al., 2017).

Cette présente partie visait à évaluer la performance de nombreux types de plantes dans le traitement des eaux usées par les ZHA et à observer la différence entre elles sur l'élimination des composés organiques et des nutriments. En outre, faire une comparaison entre des ZHA plantées en monoculture et polyculture. Quatre échelles pilotes (bassins en plastiques) ont été utilisés et plantés de la manière suivante: avec *Phragmites Australis* (p.phrg), *Cyperus* (p.papy) *Papyrus* (p.papy) et *Scirpus* (p.sirp), en tant que monocultures filtres, le dernier a été planté en système polyculture (p.poly) et a combiné ces espèces entières. Le substrat a été constitué de trois couches de gravier. La densité a été maintenue la même dans toutes ces unités pour garder les mêmes conditions. Les pilotes ont été remplis d'eaux usées domestiques provenant de la décharge de Biskra. Les paramètres mesurés au cours de cette partie sont : pH, CE, phosphate, ammonium, nitrite et DCO.

II.3.1. Évolution du pH

La figure II.9 représente les valeurs de pH à la sortie des quatre filtres ; ces valeurs ont fluctué autour de la neutralité allant de légèrement acide à légèrement alcalin (elles ont été compris entre (6,91 et 7,32) (Youcef et Seghairi, 2022). Ces résultats sont compatibles avec d'autres études où les valeurs de pH vont de (6,5–7) à (7–7,5) (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012; Leiva et al., 2018; Xu et al., 2019). Par rapport aux eaux usées entrantes pH 6,8, il y avait une faible élévation en raison des interactions entre le substrat, le biofilm et la présence de plantes (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012). En revanche, il n'y avait pas de différences significatives entre les filtres de monoculture et de polyculture et entre les trois types des plantes.

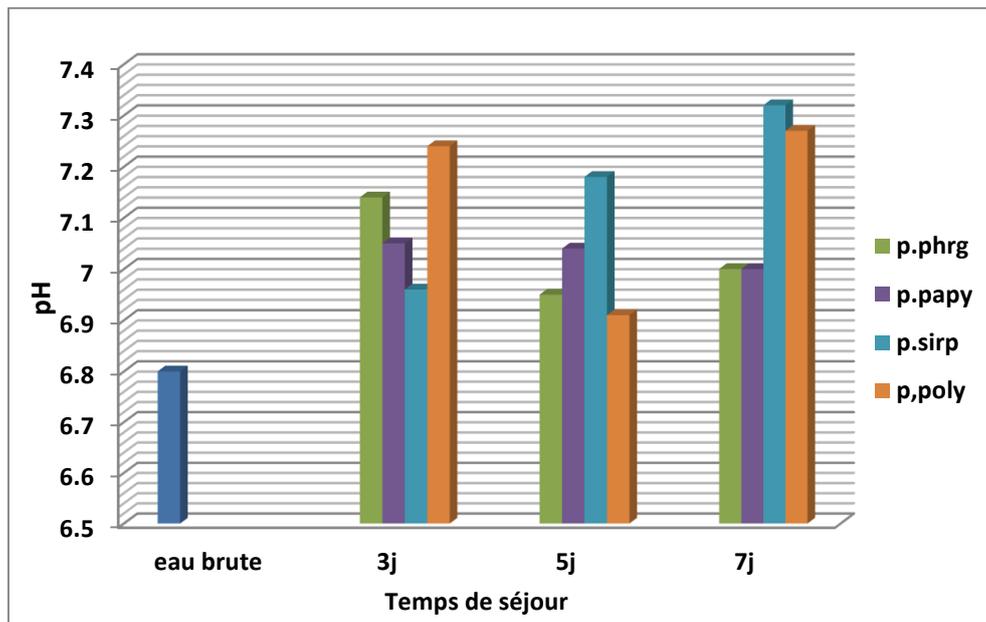


Figure II.9. Valeurs de pH à l'entrée et à la sortie des filtres pilotes monocultures et polyculture.

II.3.2. Conductivité électrique (CE)

La figure II.10 montre la variation de la conductivité électrique. La CE a augmenté de manière significative dans les sorties de tous les filtres par rapport à l'entrée qui a eu une valeur de 3,4 mS/cm, comme dans la littérature où les valeurs de la CE de l'effluent étaient supérieures aux valeurs d'influent dans tous les systèmes de ZHA (Yalcuk et Ugurlu, 2009). Ces valeurs ne sont pas variées en fonction de temps de séjour.

La CE était plus importante dans le filtre p.phrg avec des valeurs comprises entre (5,43-5,47 mS/cm) que dans le filtre p.papy avec des valeurs comprises entre (5,04-5,08 mS/cm), dans le filtre p.sirp elles étaient de (4,11-4,49 mS/cm) et (4,84-4,52 mS/cm) pour le filtre p.poly. Il y avait une différence significative entre les filtres (p.phrg et p.sirp), (p.phrg et p.poly) et (p.papy et p.sirp) (Youcef et Seghairi, 2022). Cette variation peut être dû au phénomène de l'évapotranspiration qui varier de plante à l'autre et qui causer la concentration des eaux, donc l'élévation de la CE. Les phragmites et les papyrus ont des systèmes de rhizomes et système foliaire plus intenses que les scirpus ce qui augmente la capacité d'évapotranspiration.

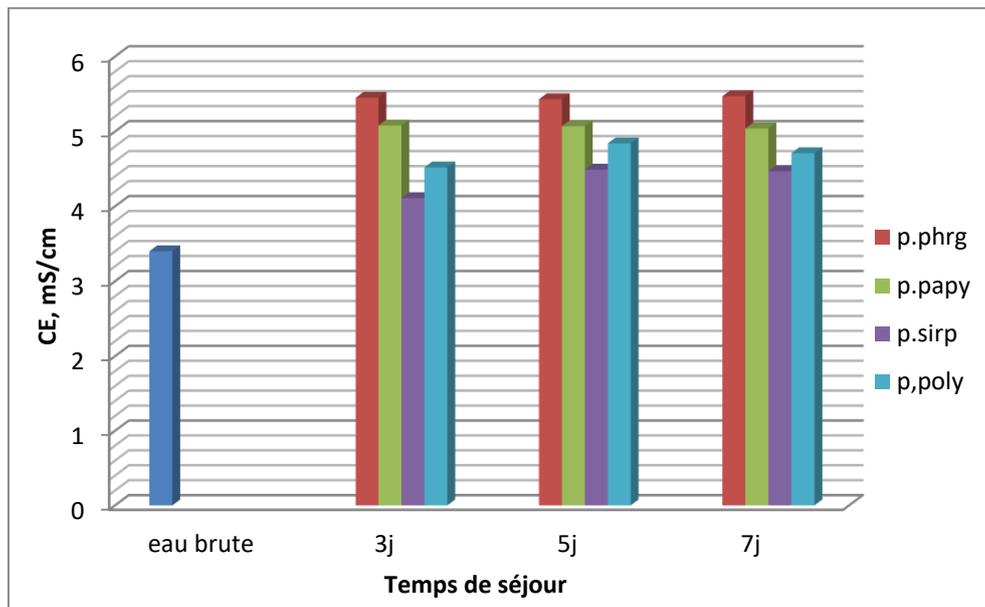


Figure II.10. Valeurs de conductivité électrique à l'entrée et les sorties des échelles pilotes monocultures et polyculture

II.3.3. Phosphate

L'élimination du phosphore (P) est l'un des principaux services cibles des ZHAs dans le traitement des eaux usées (Geng, Han et al. 2017). La concentration du phosphate dans les eaux usées entrantes était de 3,88 mg/l.

La figure II.11 montre la variation des concentrations de phosphate ; ils étaient constants dans le filtre p. poly avec une efficacité d'élimination de 76,29%. Au TS de 3 jours, le filtre p.poly et p.sirp ont montrés les meilleurs rendements (76,29% et 77,32% respectivement). Après sept jours, l'élimination est plus importante dans les filtres à p.phrg et p.papy avec une efficacité de 79,79% que le filtre p.sirp 78,35%. Mais il n'y a pas de différence significative entre les quatre filtres (Youcef et Seghairi, 2022).

L'élimination du phosphore est liée aux propriétés physico-chimiques et hydrologiques du matériau du substrat (Vohla et al., 2007). L'élimination de $P-PO_4^{3-}$ est due à l'absorption des bactéries et des plantes (Akratos et Tsihrintzis, 2007). Ces résultats ont été dus à cause de la densité de rhizosphères des phragmites et des papyrus très intense, ce qui donne une grande capacité d'assimilation et un grand réservoir de stockage sous-sol, aussi la biomasse très importante de ces deux plantes par rapport au scirpus fournit aussi un grand réservoir de P au-dessus du sol. Une expérience de microcosmes sans substrat (TS = 5j) a montré que

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

l'absorption et le stockage actif par *Cyperus papyrus* ont contribué à 88,8% du P total éliminé (Geng et al., 2017), aussi la biomasse microbienne a un rôle très important dans l'élimination du P à cause de l'assimilation microbienne qui augmente dans la présence des conditions aérobie, et puisque le phragmite et le papyrus ont des rhizomes plus denses donc ils fournissent une quantité d'OD plus importante.

Dans la littérature existante, Geng a mentionné que dans les ZHAs, l'élimination totale du P augmente avec la richesse en espèces en raison d'une production de biomasse plus élevée et donc un plus grand réservoir de P des plantes (Geng et al., 2017). Certaines études ont montré que les systèmes de monoculture et de polyculture donnaient les mêmes performances pour éliminer N et P (Zhang et al., 2007; Calheiros et al., 2015; Geng et al., 2017). Dans une autre étude, *Canna* était meilleur que les *Phragmites* pour l'absorption d'azote et de phosphore ; et *Cyprus* était bien meilleure qu'eux pour éliminer l'azote, le phosphore et les métaux lourds des eaux usées. Mais la composition en espèces était plus efficace que la richesse en espèces, comme le cas de ces résultats, il est donc plus important d'assembler une composition appropriée en espèces de plantes que d'augmenter simplement la richesse en espèces pour traiter les nutriments des eaux usées (Geng et al., 2017).

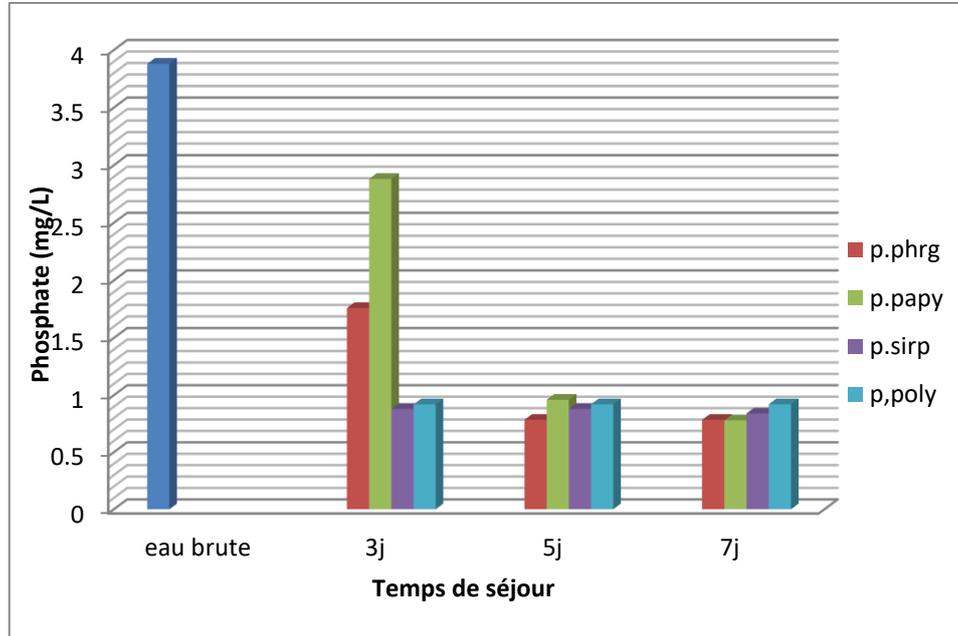


Figure II.11. Concentrations de phosphate en mg/l à l'entrée et sorties des échelles pilotes monocultures et polyculture

II.3.4. Ammonium

La figure II.12 montre les concentrations d'ammonium dans les effluents et les eaux usées entrantes. L'élimination de l'ammonium a été très importante dans tous les filtres plantés. Après un TS de 3j, le filtre p.poly a montré le meilleur rendement de 86.55% puis le p.phrg avec 85.99%, suivi par le filtre p.sirp avec 85.73% et le filtre p.papy avec 79.67%. Ces rendements ont été augmentés en fonction de TS. Après un temps de séjour de 7 jours, le filtre p.phrg était plus efficace avec un rendement d'élimination de 92,51 %, puis dans le filtre p.poly avec 92,25%, qui était plus efficace que le filtre p.papy avec 92,04 %, et le filtre p.sirp avec 91,27%; mais la différence entre tous ces filtres n'était pas statistiquement significative (**Youcef et Seghairi, 2022**).

L'élimination de l'azote dans les ZHA se produit par de nombreuses voies, par les bactéries, l'absorption par les plantes, l'adsorption (l'ammoniac ionisé réagit avec le milieu dans les zones humides construites de SF) et la volatilisation (l'ammoniac est transformé en azote libre) (**Akratos et Tsihrintzis, 2007**); et le type de plante a un rôle important dans l'élimination de l'azote (**Akratos et Tsihrintzis, 2007**).

Dans la littérature, l'élimination de l'ammonium dans certaines études était plus élevée dans les ZHA en monoculture que dans la polyculture au cours de la première année d'opération (**Liang et al., 2011**). Mais plus tard, il était significativement plus élevé dans les systèmes de polyculture (**Calheiros et al., 2015**). Kyambadde a mentionné dans son étude que *Cyperus Papyrus* présentait une élimination de l'ammonium plus élevée que *Miscanthidium violaceum* et les filtres non plantés (**Kyambadde et al., 2004**). Dans une autre étude comparative, il n'y avait pas de différence significative entre eux (systèmes de monoculture et de polyculture) (**Zhang et al., 2007**). Alors que dans l'étude de Zhu 2018, le système de polyculture a montré une meilleure efficacité d'élimination par rapport à la monoculture ou aux filtres non plantés (**Zhu et al., 2018**).

Les rendements de cet expérimental sont presque égales par ce que comme on a déjà mentionné avant que le nombre des tiges est le même dans tous les filtres et aussi la densité de rhizome des plantes, ce qui donne une répartition similaire des bactéries et une équivalence d'assimilation des nutriments, le phragmite et le papyrus ont des rendement légèrement mieux que le scirpus à cause de leurs besoins plus important en nutriment et donc assimilation plus importante, aussi la densité de leurs rhizosphères est plus intense ce qui donne un taux de

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

libération d'O plus important que les scirpus, ce qui améliore l'efficacité des bactéries nitrifiant.

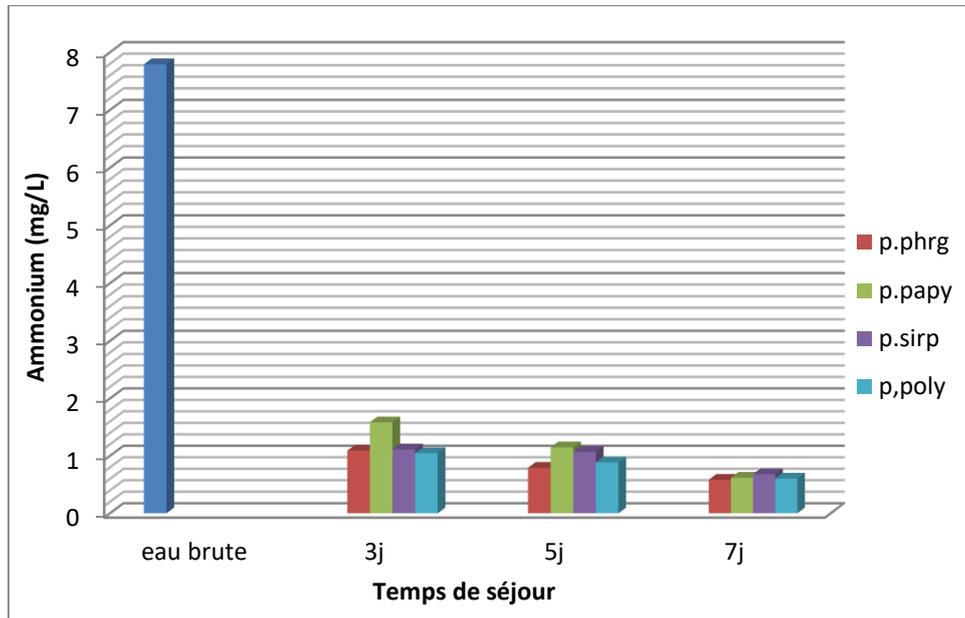


Figure II.12. Concentrations d'ammonium à l'entrée et à la sortie des échelles pilotes monocultures et polyculture

D'après Zhou, le système polyculture présentait une plus grande diversité structurale de la communauté microbienne que la monoculture et le contrôle non planté, ce qui indique que la richesse des groupes fonctionnels végétaux de la polyculture a affecté les groupes fonctionnels bactériens tels que le nombre de bactéries oxydant l'ammoniac et dénitrifiant, ce qui pourrait avoir un impact sur les performances des ZHA. Toutes ces raisons peuvent expliquer pourquoi la polyculture a montré de meilleures performances par rapport à la monoculture et au contrôle non planté dans ses études. Aussi, la biomasse des bactéries Gram-négatives dans la polyculture était beaucoup plus élevée que dans la monoculture et le contrôle non planté (Zhou et al., 2017).

II.3.5. Nitrite

La figure II.13 représente les concentrations de nitrite dans différents filtres. Les concentrations ont diminué significativement dans les quatre filtres dès le troisième jour. Au bout de sept jours, la concentration en nitrites était moindre dans le filtre p.papy avec une efficacité d'élimination de 86,32 %, où elle était plus importante dans ce filtre, que dans le filtre p.phrgs où l'efficacité était de 85,64 %, tandis que dans le filtre p.poly, elle était de

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

85,04% et 83,33% dans le filtre p.sirp. Ces différences n'étaient pas statistiquement significatives (Youcef et Seghairi, 2022).

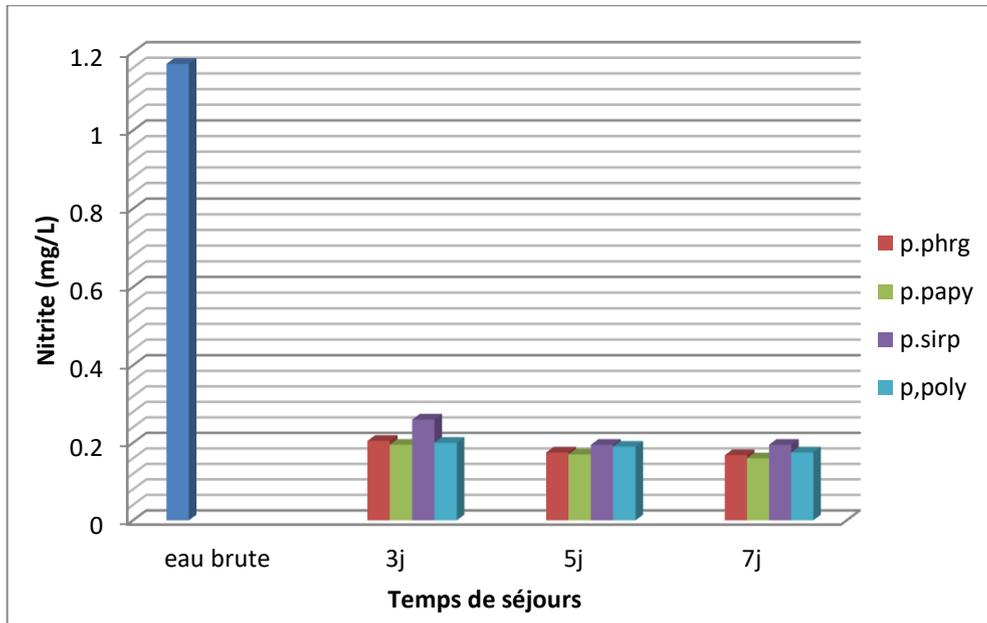


Figure II.13. Concentrations de nitrites en mg/l à l'entrée et sorties des pilotes expérimentaux monocultures et polyculture

II.3.6. DCO

La figure II.14 présente les concentrations de DCO dans l'eau usée brute et les effluents de la station pilote. Les concentrations ont diminué significativement dans les quatre filtres.

Après 7 jours, l'élimination de la DCO était plus élevée dans le filtre p.papy avec un rendement de 88,52% que les filtres p.phrg, p.poly et p.sirp avec des efficacités de 84,87%, 84,77% et 84,61%, respectivement, sans différences significatives entre tous ces filtres (Youcef et Seghairi, 2022). Les milieux poreux et les racines des plantes fournissent les surfaces et l'oxygène nécessaires à la croissance des bactéries aérobies (Akratos and Tsihrintzis, 2007) pour dégrader la matière organique. Les structures racinaires de papyrus ont fourni plus de sites de fixation microbienne, une surface pour l'adsorption des polluants, l'absorption, l'assimilation dans les tissus végétaux et l'oxygène pour l'oxydation de la matière organique et inorganique dans la rhizosphère (Kyambadde et al., 2004).

Dans la littérature, Zhou a mentionné dans son étude comparative que le système de polyculture est plus efficace dans l'élimination de la DCO avec 1,2 fois plus que la monoculture (Zhou et al., 2017); les résultats de l'étude Leiva ont montré qu'il n'y avait pas de différence significative entre les systèmes de monoculture (plantés avec *Cyperus papyrus*)

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

et de polyculture (plantés avec *Cyperus papyrus* et *Zantedeschia aethiopica*) en termes d'efficacité d'élimination de la DCO (Leiva et al., 2018).

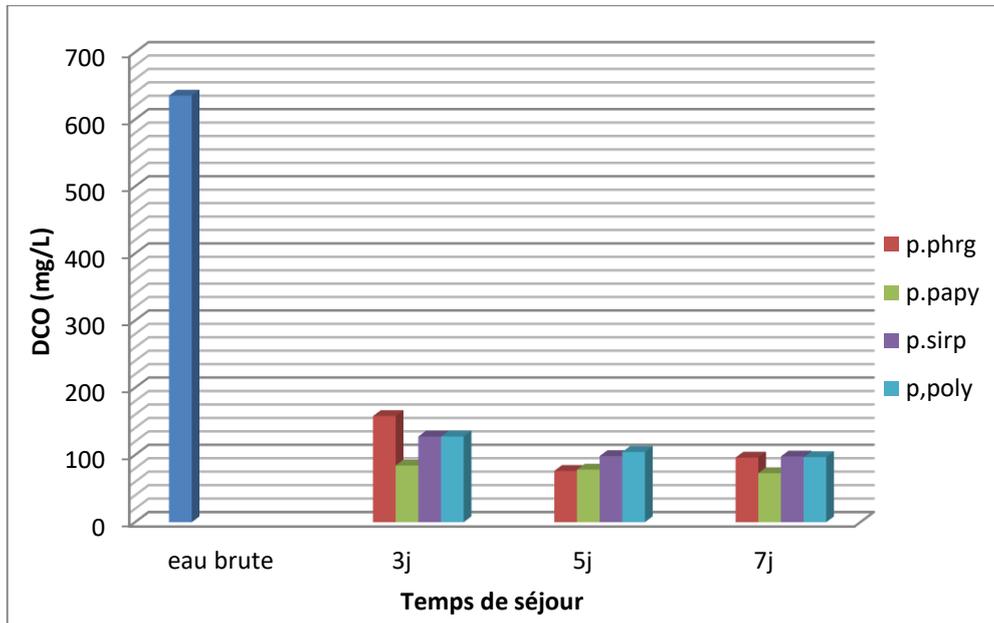


Figure II.14. Concentrations de DCO en mg/l à l'entrée et aux sorties des pilotes expérimentaux monocultures et polyculture

II.4. L'effet de la densité

Les chercheurs ont utilisé différentes densités dans leurs projets, mais l'importance potentielle de la densité des plantes pour le fonctionnement de l'écosystème a été largement négligée (Han et al., 2020), et il y a un manque des études sur l'effet de la densité sur le rendement épuratoire des ZHA à traiter les eaux usées, ce qui donne un sujet de recherche très important à prendre en considération.

L'importance de la densité consiste dans l'amélioration de la compétition intraspécifique entre les plantes sur les ressources du sol, et la modification des relations de diversité-productivité. Une densité élevée de plantes peut augmenter la densité des racines et la longueur spécifique des racines et fournir plus de sites d'attachement microbiens, améliorant ainsi la dénitrification et l'efficacité d'élimination de l'azote dans les ZHAs (Han et al., 2020). Mais l'effet de la densité des plantes sur le fonctionnement de l'écosystème (tel que la biomasse végétale et l'efficacité d'élimination de l'azote et du carbone organique) et la relation entre la diversité des espèces végétales dans les ZHA restent incertains (Han et al., 2020).

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

L'objectif de cette partie est de tester l'influence de la densité des plantes dans les ZHAs sur leurs rendements d'épurer les eaux usées domestiques. Six bacs plantés avec les phragmites australis ont été utilisés en variant la densité comme suit : un filtre nu (nu), filtre de densité 5 tiges par filtre (d5), filtre de densité 10 tiges par filtre (d10), filtre de densité 15 tiges par filtre (d15), filtre de densité 20 tiges par filtre (d20), filtre de densité 25 tiges par filtre (d25). Les paramètres testés dans cette partie sont : pH, T, CE, phosphate, nitrate, nitrite et DCO.

II.4.1. pH

La figure II.15 représente les valeurs du pH à l'entrée et à la sortie des filtres. Le pH d'influent est de 7.73, Après un temps de séjour de 7j, les valeurs aux sorties des filtres plantés ont été compris entre 7.07 et 7.3 ce qui signifie que le pH est légèrement basique, d'autre part ces valeurs n'ont pas de différences significatives entre eux, ce qui veut dire que la densité n'a aucun effet sur les valeurs du pH dans les ZHA.

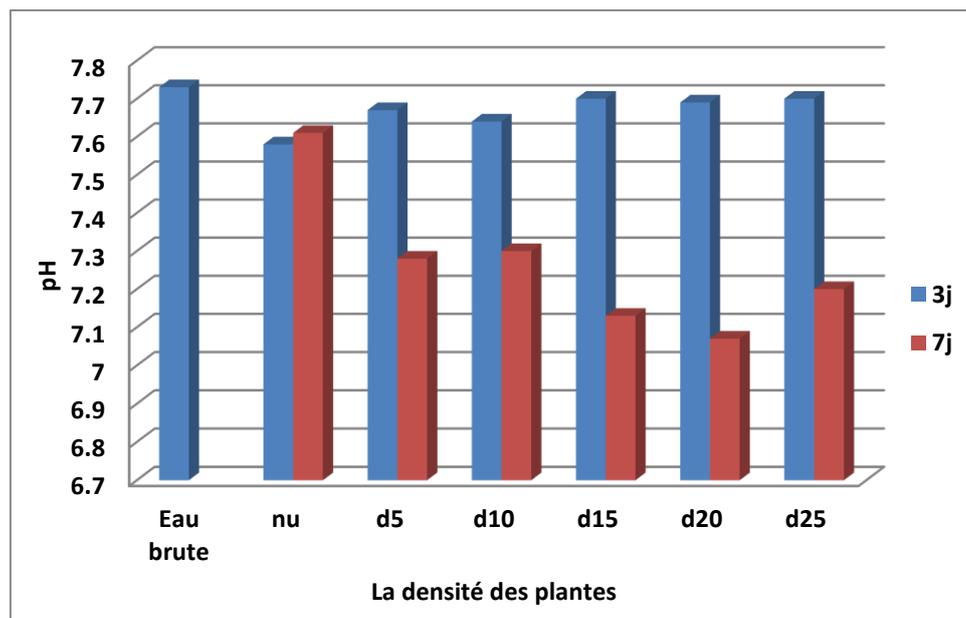


Figure II.15. Valeurs du pH à l'entrée et sorties des filtres pilotes de différentes densités

II.4.2. Température

La température à l'entrée et les sorties des filtres est représentée dans la figure II.16. La densité n'a aucune influence sur la température dans le filtre et cela est dû à la petite taille des jeunes tiges plantées dans les filtres. La température dans ce cas a été affectée juste par les conditions météorologiques.

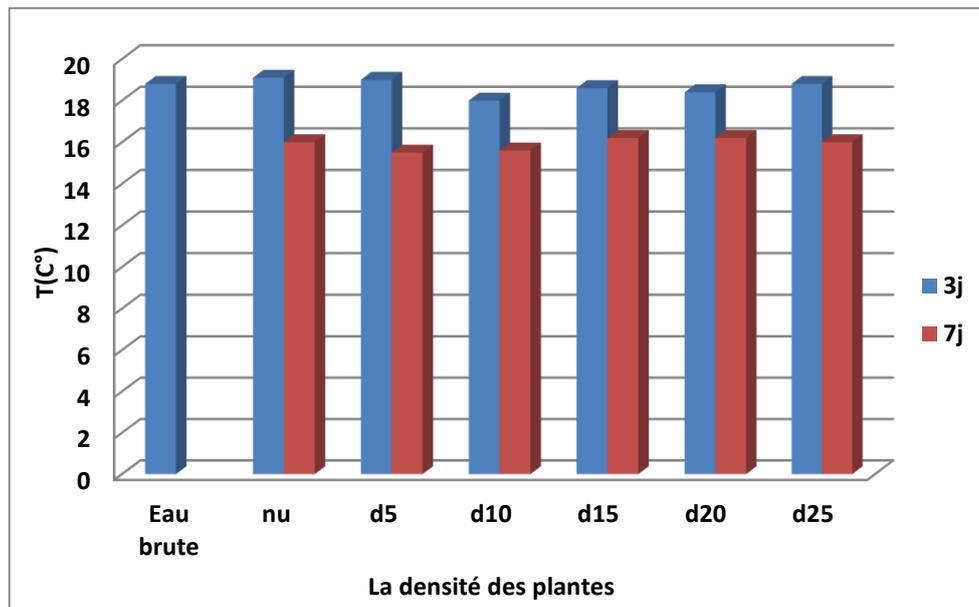


Figure II.16. Les valeurs de la température à l'entrée et les sorties des filtres plantés de différentes densités

II.4.3. Conductivité électrique

La figure II.17 représente les valeurs de la CE de l'influent et les effluents de la station pélot, la CE à l'entrée est de 4.97mS/cm, ces valeurs aux sorties augmentent avec l'augmentation de la densité, après le TS de 3jours les valeurs comprenaient entre 5.1mS/cm dans le filtre d5 et 5.8mS/cm dans le filtre d25.

Après TS de 7jours, les filtres ont réagi de la même façon ou la valeur de la CE a été en corrélation avec la densité, elles sont variées de 6.52, 7.71, 7.77, 7.91, 8.06 et 8.46 mS/cm dans les filtres nu, d5, d10, d15, d20, d25, respectivement.

Cela est dû au phénomène de l'évapotranspiration des plantes qui est en fonction de la densité, lorsque la densité est plus fort il y aura donc une augmentation de l'évapotranspiration e qui entraine l'augmentation de la concentration des sels dans l'eau et donc l'augmentation de CE ; Aussi dû à la dégradation de la matière organique par l'activité bactérienne, et au lessivage des minéraux du sol.

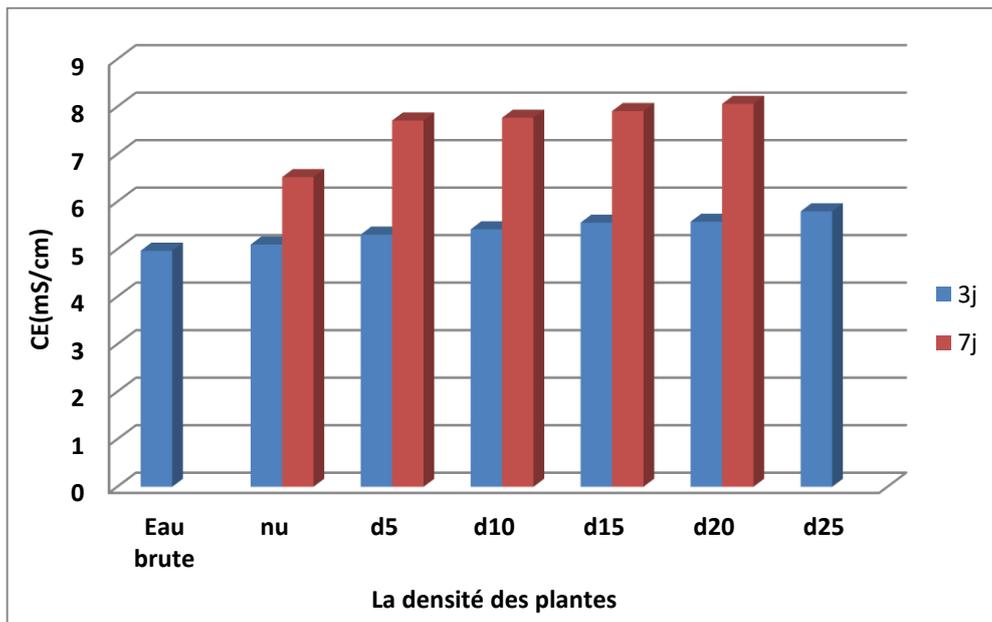


Figure II.17. Valeurs de conductivité électrique à l'entrée et les sorties des échelles pilotes de différentes densités

II.4.4. Phosphate

La figure II.18 représente les concentrations du phosphate à l'entrée et les sorties des filtres, les rendements d'élimination varient en fonction de la densité, ils ont varié de 84% à la sortie de filtre nu, 85% à la sortie de filtre d5 ; 86.17%, 87.19%, 88.45% dans les filtres d10, d15, d20 et atteindre jusqu'à 90% à la sortie de filtre d25.

Donc la forte densité améliore l'élimination du phosphate, Cela est dû à l'assimilation du phosphate des plantes, qui augmente avec l'augmentation de la densité des plantes.

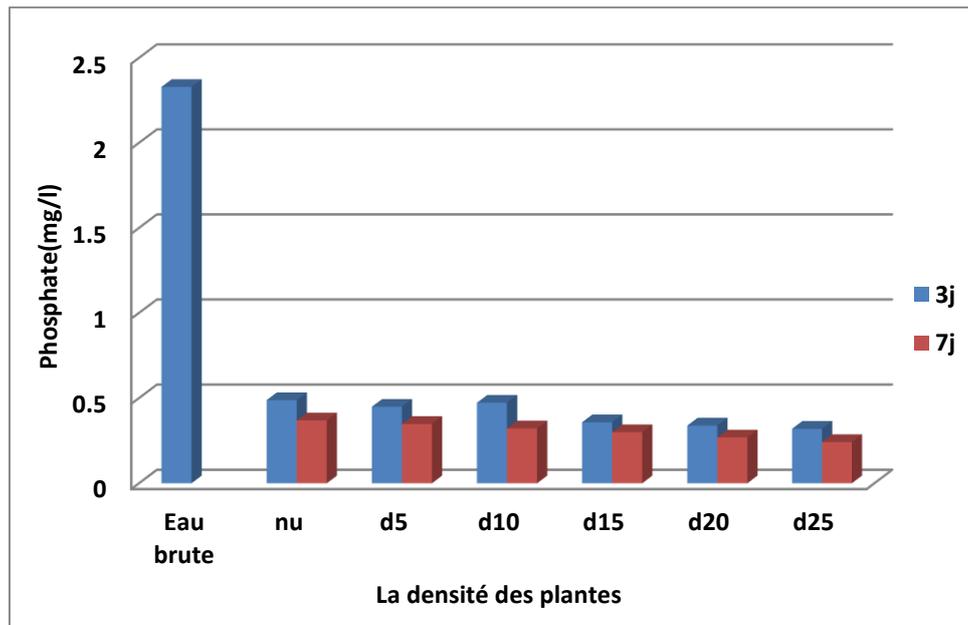


Figure II.18. Concentrations de phosphate à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différentes densités

II.4.5. Ammonium

Les concentrations de l'ammonium à l'entrée et les sorties des filtres, sont présentées sur la figure II.19. Les rendements d'élimination augmentent avec l'augmentation de la densité, dans un temps de séjour de 7j les rendements sont 50%, 59, 60, 61, 62, 65% dans les filtres nu, d5, d10, d15, d20, d25 respectivement. Il n'y a pas de différence significative entre les filtres plantés de différente densité.

La densité influe sur l'élimination de l'ammonium, elle augmente légèrement son rendement d'élimination, cela est dû à l'assimilation de la plante, plus la densité est élevée plus les besoins en nutriments augmentent. D'autre part la libération de l'oxygène qui accroît avec la densité de rhizosphère.

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

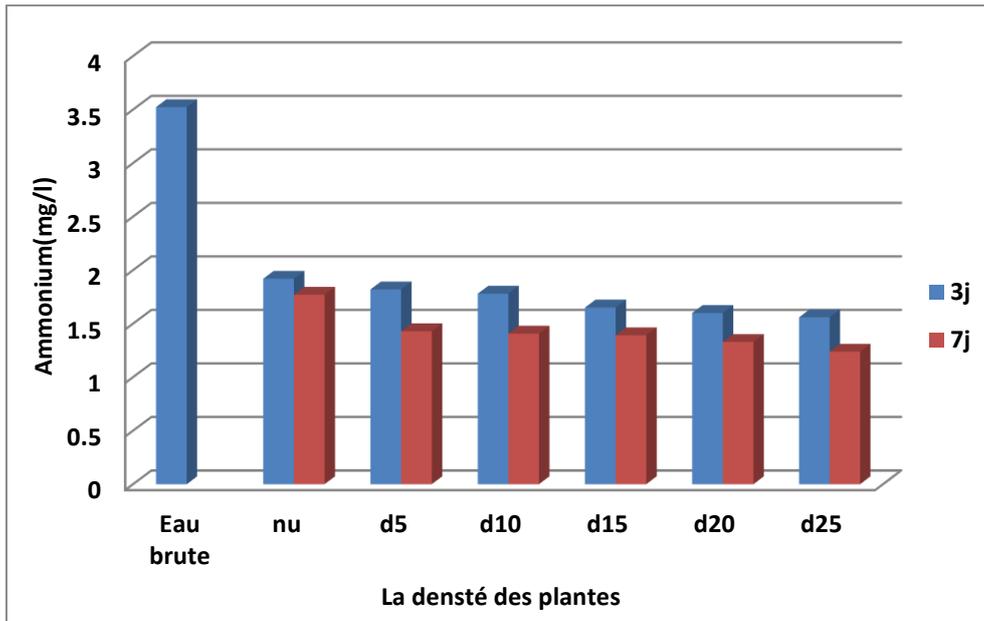


Figure II.19. Concentrations de l'ammonium à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différente densité

D'après Panrare, la densité de plantes plus élevée a fourni une plus grande efficacité d'élimination de l'ammonium. Les pourcentages d'élimination de l'ammonium après un temps de séjour de 4 jour étaient de 65 %, 86 % et 99 % pour des densités de plantes de 15, 20 et 25 plantes/m², respectivement (**Panrare et al., 2016**). La plupart de l'ammonium a été oxydé dans le système à l'aide d'oxygène par le processus de nitrification. L'augmentation de la densité des plantes a fourni une plus grande efficacité d'élimination de l'ammonium, il est affirmé que l'efficacité réelle des zones humides n'est pas seulement principalement obtenue à partir de l'activité des principaux composants des zones humides, mais qu'elle est atteinte grâce à la coopération de tous les composants (**Panrare et al., 2016**).

Ouattara 2011, a mentionné dans son étude qu'entre les filtres plantés à faible et à forte densité, l'efficacité du traitement de l'ammonium, le phosphate et la DCO n'était pas significativement différente ($p > 0,05$). Globalement, l'efficacité de traitement des massifs plantés avec *Panicum maximum* à faible densité était supérieure à celle du massif planté à forte densité (**Ouattara et al., 2011**).

Webb aussi mentionné dans son étude que la densité de plantation n'a eu aucun effet apparent sur le taux d'élimination du TDIN (l'azote inorganique dissout total), sans différence significative ($p > 0,05$) dans la performance des CW plantés à forte et faible densité (**Webb et al., 2013**).

II.4.6. Nitrate

La figure II.20 représente les concentrations du Nitrate à l'entrée et aux sorties des filtres. D'après les résultats de troisième jour, l'élimination du nitrate a augmenté avec l'augmentation de la densité, les rendements d'élimination sont : 9%, 28.88%, 33.19%, 46.61%, 49.21%, 54.33% dans les filtres nu, d5, d10, d15, d20, d25 respectivement. Après sept jours, le nitrate n'était pas détectable au niveau des filtres. L'influence de la densité sur l'élimination des nitrates est peut-être dû à l'assimilation par les plante, lorsque la densité est forte, la densité des plantes et des rhizosphères augmente ce qui donne un taux d'assimilation plus grand et aussi un taux d'oxygène supplémentaire ce qui améliore donc les processus de nitrification et dénitrification et donc un meilleur rendement d'élimination de nitrate.

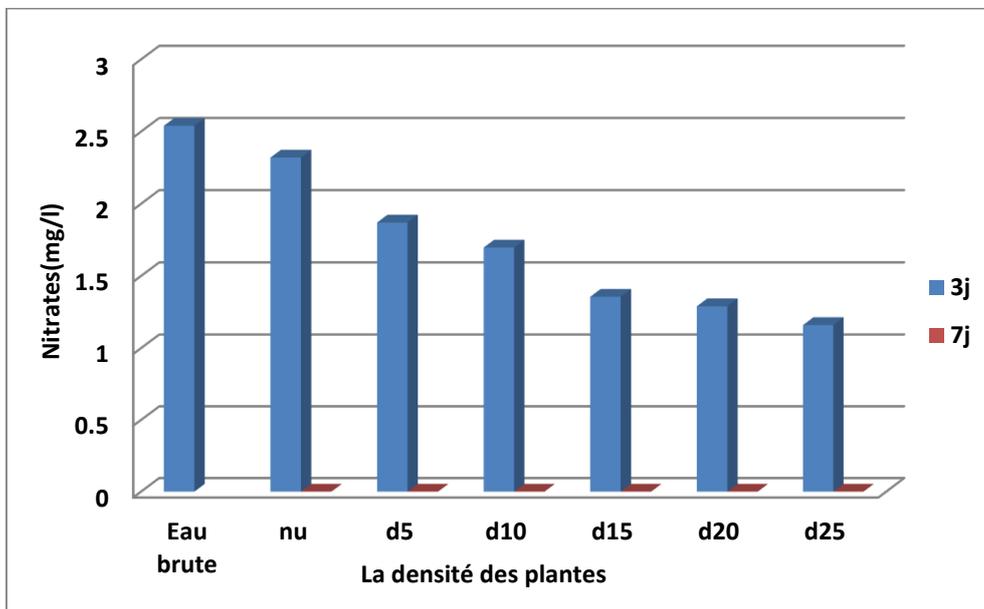


Figure II.20. Concentrations de nitrate à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différentes densités

II.4.7. Nitrite

D'après les résultats obtenus et présentés sur la figure II.21, l'élimination des nitrites augmente avec l'augmentation de la densité, après TS de 7j, les rendements d'élimination sont 86.81%, 87.18%, 87.18%, 87.55%, 88.27%, 92.67%, à la sortie des filtres nu, d5, d10, d15, d20, d25, respectivement.

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

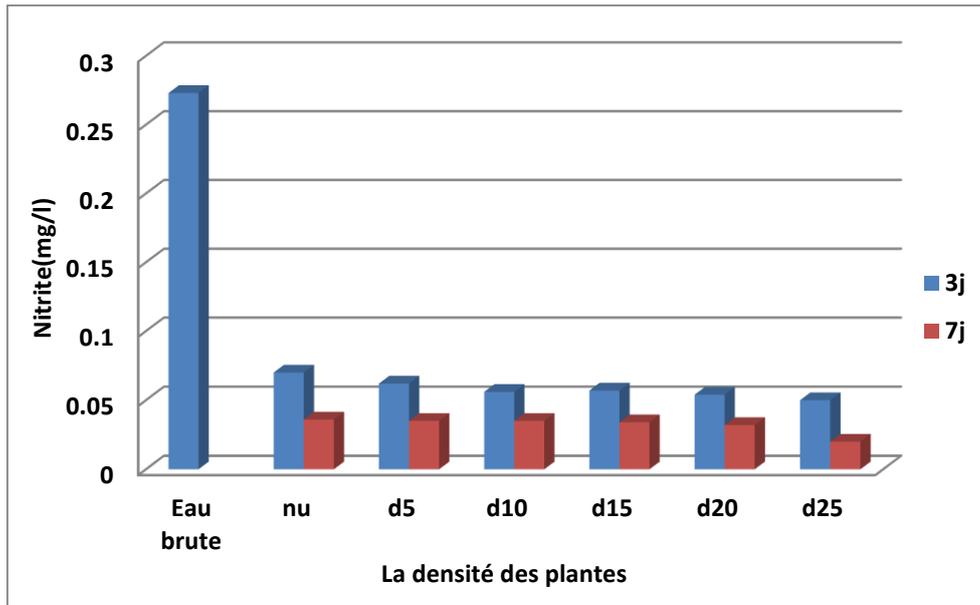


Figure II.21. Concentrations de nitrite à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différentes densités

II.4.8. DCO

Les rendements d'élimination de la DCO sont présentés dans la figure II.22. Ces rendements augmentent avec l'augmentation de la densité. Après un TS de 7 jours, ils sont de 88%, 92%, 93.5%, 93.62%, 94.45%, 94.9% aux sorties des filtres nu, d5, d10, d15, d20, d25, respectivement.

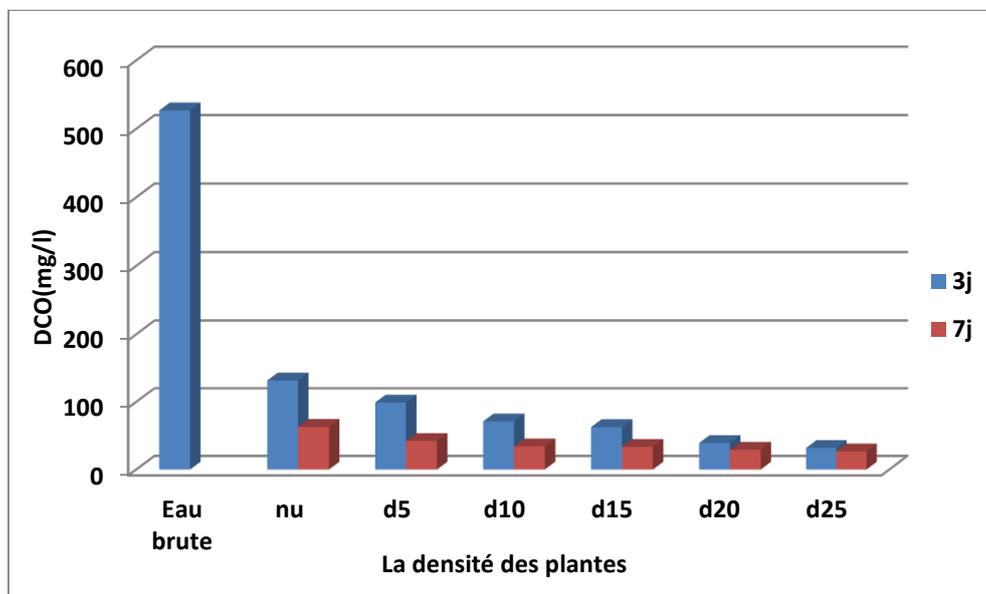


Figure II.22. Concentrations de la DCO à l'entrée et les sorties des filtres pilotes de différentes densités

Dans l'étude de Panrare, l'efficacité de l'élimination de la DCO au TS de quatre jours à diverses densités de plantes était de 41%, 60% et 74% pour 15, 20 et 25 plantes/m²

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

respectivement. De plus, la concentration d'OD dans tous les filtres plantés de différentes densités était en condition aérobie avec un OD d'effluent supérieur à 2 mg/l (**Panrare et al., 2016**), Ce qui montre l'efficacité des ZHAs à éliminer la matière organique.

L'élévation de la densité des plantes tend à donner de meilleures performances pour l'élimination de la DCO et l'augmentation significative de l'OD. La DCO ou d'autres substances organiques ont été adsorbées ou assimilées par les micro-organismes de la zone racinaire et/ou un biofilm de la surface des milieux humides construits. L'oxygène est nécessaire à la respiration aérobie des plantes, mais les plantes des zones humides sont partiellement submergées, les plantes avaient besoin de développer l'aérenchyme, le tissu végétal qui permet à l'oxygène de passer de la partie aérienne à la partie aquatique de la plante. Cet oxygène favorise l'activité microbienne et le processus de nitrification. Toutes les conditions expérimentales ont donné un OD supérieur à 1 mg/l, ce qui est considéré comme une condition aérobie et prévient également les mauvaises odeurs (**Panrare et al., 2016**).

En revanche, dans l'étude d'Ouattara, entre les filtres plantés à faible et à forte densité, l'efficacité du traitement de la DCO n'était pas significativement différente ($p > 0,05$). Globalement, l'efficacité de traitement avec *P. maximum* à faible densité était supérieure à celle de la haute densité (**Ouattara et al., 2011**).

II.5. L'influence du climat sur l'effet épuratoire des filtres

D'après Akratos, tous les rendements d'élimination des polluants dans les ZHAs ont montré une dépendance de la température (**Akratos et Tsihrintzis, 2007**), aussi l'activité microbienne et la biomasse ont été considérablement influencés par la température (**Zhou et al., 2017**). Des études antérieures ont révélé que les taux d'élimination de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, NT et PT étaient inférieurs de 12-40, 12-27 et 6-34 %, respectivement, en hiver (1-5 °C) par rapport aux taux plus élevés observés en été (**Zhou et al., 2017**). En particulier, la température est considérée comme l'un des principaux facteurs affectant la croissance et l'activité des microbes (**Zhu et al., 2018**).

La réponse des systèmes de zones humides aux variations de température est liée aux différents paramètres. Les réactions microbiennes, comme la décomposition de la MO, la nitrification et la dénitrification, sont favorisées à des températures élevées (**Stefanakis et Tsihrintzis, 2012**).

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

L'objectif de cette partie est d'étudier l'influence du climat sur le pouvoir épurateur des ZHAs de phragmites australis par rapport au filtre nu, durant la période d'hiver et d'été, et d'extraire les différences et les perturbations entre ces deux périodes, cette étape est intéressante pour mieux contrôler les stations d'épuration durant toute l'année et donc prendre les mesures nécessaires pour maintenir le rendement approprié. Les paramètres testés dans cette partie sont : pH, T, CE, nitrate, nitrite et DCO.

II.5.1. pH

Les variations du pH des eaux durant cette partie expérimentale sont illustrées sur la figure II.23. Les valeurs du pH se gravitent autour de neutralité, elles ont été indépendantes de temps de séjours et de la période d'essai. Elles ont été comprises entre 6,74 et 7,09 dans les filtres non plantés au période d'hiver et d'été. Alors que le pH aux sorties des filtres plantés a connu une augmentation variable entre 6,78 et 7,22 respectivement dans l'hiver et l'été. Les valeurs de la période d'été ont été légèrement supérieures de la période d'hiver mais la différence n'a été pas significative.

On remarque donc que la saison ne joue pas un rôle important dans la variation du pH, et les filtres plantés gardent toujours un pH neutre.

Ces résultats sont convenus à la littérature, d'après **Akratos**, il est évident qu'il n'y a pas de variations significatives de la conductivité et le pH, au cours de l'année contrairement à tous les polluants, qui ont des rendements d'élimination plus faibles correspondent à des températures plus basses et l'inverse (**Akratos et Tsihrintzis, 2007**).

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

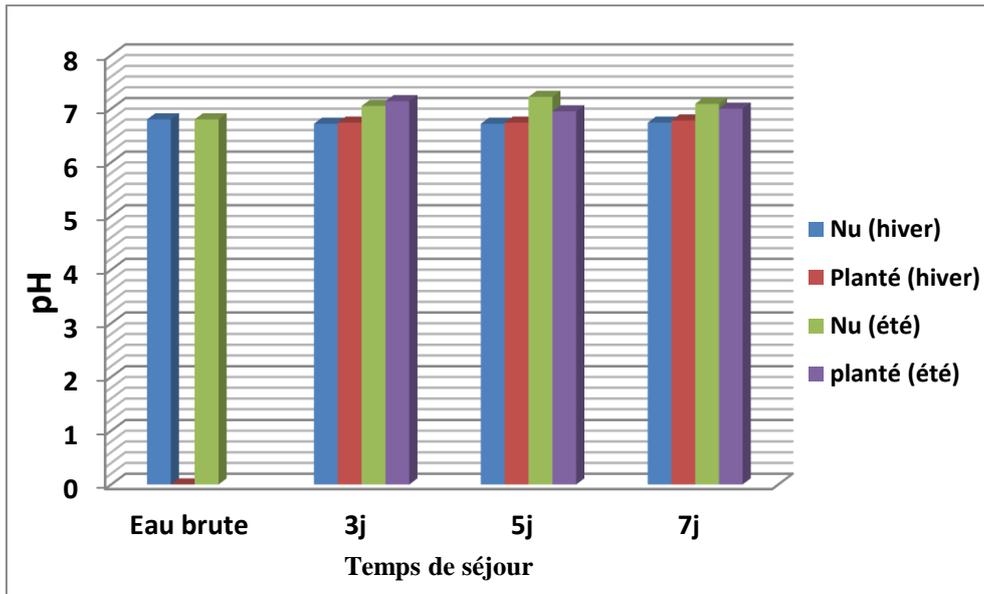


Figure II.23. La variation de pH dans les périodes d'hiver et d'été en fonction de temps de séjour

II.5.2. La température (T)

D'après nos résultats obtenus qui sont illustrés dans la figure II.24, la température dans les filtres plantés a varié suivant la période de l'expérimentation, donc suivant le climat, elle a été supérieure durant l'été, aussi ses valeurs ont été légèrement supérieure aux sorties des filtres nu par rapport au filtres plantés due au rôle des plantes à couvrir le substrat comme on a déjà mentionné avant. Dans le 7ème jour, les températures sont (19,5 à 20°C) dans la période d'hiver, et de (27,7 à 28,7°C) dans la période d'été. La variation de la température influe sur la viscosité du fluide dans les filtres plantés, la sédimentation, la solubilité de l'oxygène et donc sur le rendement de l'épuration.

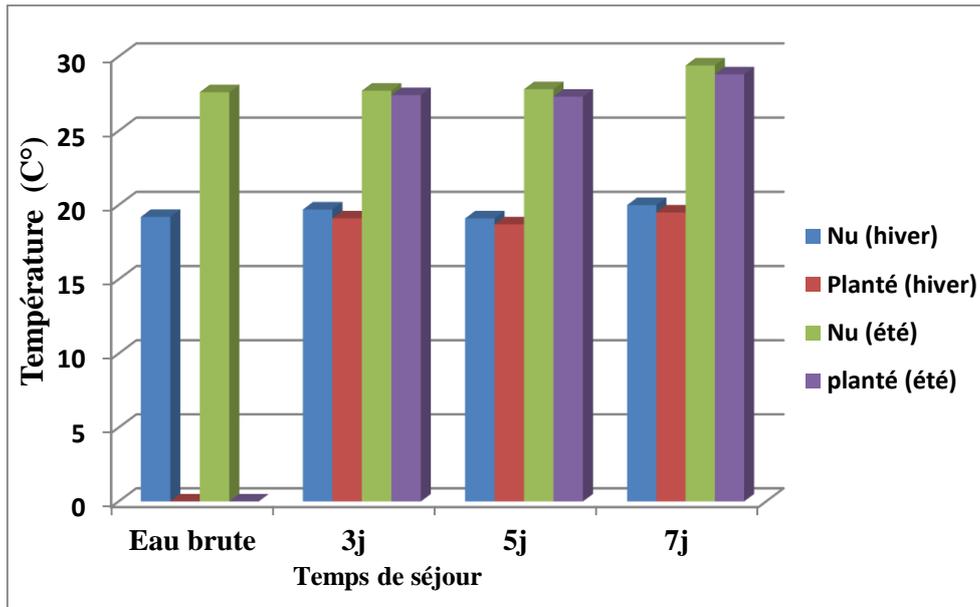


Figure II.24. Variation de la température dans les périodes d’hiver et d’été en fonction du temps de séjour sur les différents filtres plantés et nus

II.5.3. La Conductivité électrique (CE)

Les valeurs de CE mesurées des eaux usées brutes et les eaux épurées aux sorties des filtres nus et plantés de phragmites dans les deux périodes sont présentées dans la figure II.25.

D’après les résultats obtenus, la conductivité électrique a augmenté dans les filtres par rapport à l’eau usée brute. Cette dernière a eu une conductivité de 3.4 et 4.59 ms/cm aux périodes d’été et d’hiver respectivement. Elle a augmenté jusqu’à 8.36 ms/cm dans la période d’hiver et 5.47ms/cm dans la période d’été dans les filtres plantés de phragmites. Cette augmentation est plus forte dans la période d’hiver avec un pourcentage de 45.09% par rapport à l’été avec un pourcentage de 37.84%

Après 7 jours de contact les valeurs de CE sont de (7,54 et 7,73ms/cm) dans la période d’hiver et de (5,02 et 5,47ms/cm) dans la période d’été respectivement pour les filtres nus et les filtres plantés.

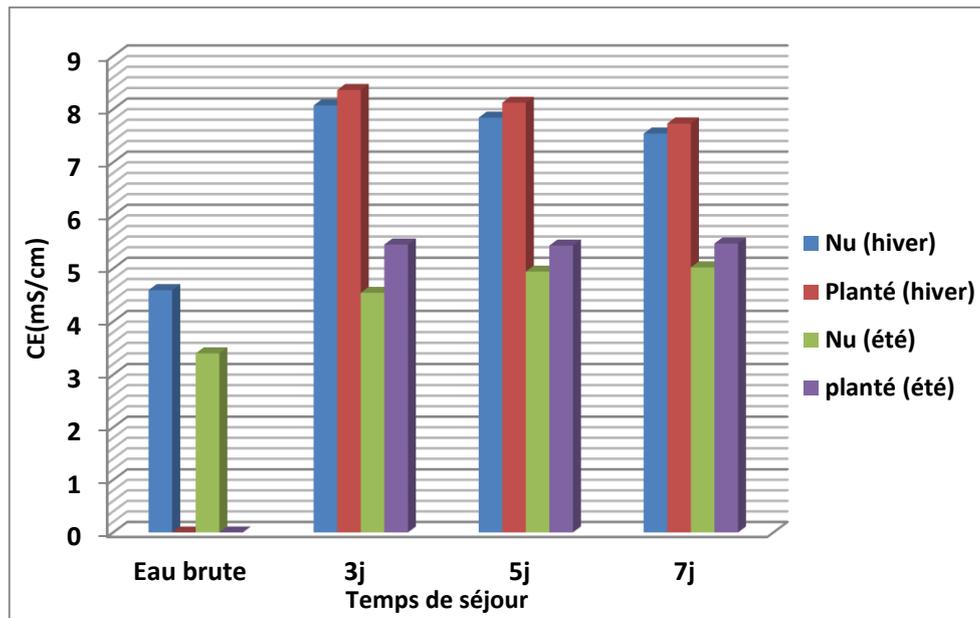


Figure II.25. Variation de CE dans les périodes d'hiver et d'été en fonction de temps de séjour.

L'augmentation des valeurs de CE est principalement en raison des interactions substrat-biofilm, qui entraînent la libération de sels solubles. De plus, les résultats de l'étude de Stefanakis 2012 a révélé une variation saisonnière de la CE, avec des valeurs plus élevées au printemps et en été. Cette période est liée à la croissance et à la réactivation des plantes, à l'augmentation de l'évapotranspiration et, par conséquent, à l'augmentation de la CE (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012).

II.5.4. Les nitrates

Les résultats de dosage de Nitrate des eaux usées brutes et celles récupérées des filtres plantés dans les deux périodes sont présentés dans la figure II.26. Durant la période d'hiver il y avait une élimination des nitrates en fonction de temps de séjour, après un TS de 7jour, elle a atteint un rendement de 50.15% à la sortie de filtre planté, et juste 13.02% à la sortie de filtre nu. Contrairement à la période d'été ou il y avait une perturbation, la concentration des nitrites a diminué après TS de 3jours dans les deux filtres avec des rendements de 96%, puis elle a connu une forte augmentation dans les TS 5 et 7 jours. Cela est peut-être dû au cycle de l'azote et ses transformations ou le nitrite et l'ammonium transforment au nitrate.

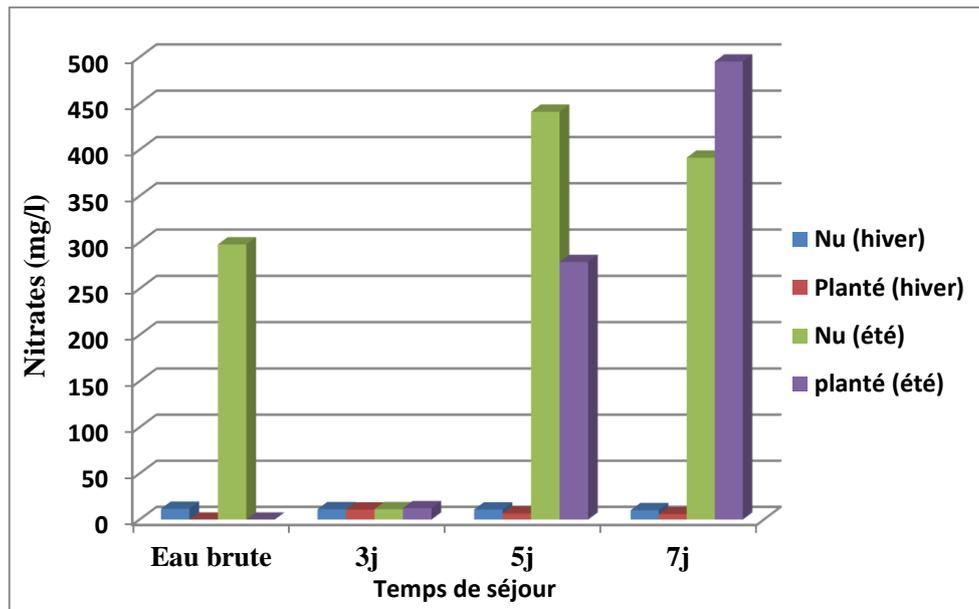


Figure II.26. Variation des nitrates dans les périodes d'hiver et d'été en fonction du temps de séjour

La dépendance de l'efficacité d'élimination de l'azote à la température est beaucoup plus significative, car les micro-organismes responsables de cette élimination fonctionnent de manière optimale à des températures supérieures à 15 °C (Akrotos et Tsihrintzis, 2007).

Le flétrissement et la dormance des plantes, l'augmentation de la viscosité de l'eau et la diminution de l'efficacité de la diffusion causée par les basses températures entraînent une réduction de l'efficacité d'élimination de l'azote dans les zones humides artificielles (Zhou et al., 2017). Aussi le métabolisme et l'activité des bactéries nitrifiantes et dénitrifiantes avaient tendance à diminuer avec une baisse de température descend en dessous de 10° C ce qui cause une diminution rapide de l'élimination de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ et TN (Zhou et al., 2017; Zhu et al., 2018). La nitrification et la dénitrification pourraient presque s'arrêter complètement lorsque la température est inférieure à 6° C, Dans l'étude de Zhu, une forte baisse des pourcentages d'élimination de $\text{NO}_3^-\text{-N}$ (diminué de plus de 13,8 %) et de NT (diminué de plus de 7,9 %) de tous les ZHA a été observée à basse température (température moyenne de 8,9°C) (Zhu et al., 2018).

II.5.5. Nitrite

Les résultats de dosage de Nitrite sont représentés dans la figure II.27. Nous avons constaté, qu'il y a une élimination très importante des nitrites aux sorties des filtres non plantés et plantés. Durant l'été, les concentrations résiduelles des nitrites ont connu une

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

diminution variant de 0.18mg/l et 0.168mg/l pour le filtre nu et planté respectivement. Avec une meilleure élimination dans les filtres plantés aux phragmites par rapport aux filtres nus.

Cela est dû à la température élevée qui aide les bactéries à se développer et accélère les réactions physico- chimiques et biologiques dans le filtre planté.

Après sept jours de contact, le rendement d'élimination à la période d'hiver est 57,5 % dans le filtre nu et 88,35% dans le filtre planté, et dans la période d'été le rendement d'élimination est 84,61% dans le filtre nu et 85,64% dans le filtre planté. Nous constatons une différence très légère dans les rendements d'élimination des nitrites durant les deux périodes d'études. La température dans la période d'hiver est comprise entre 19 et 20°C, ça veut dire que le climat dans ce cas est idéal pour l'accroissement des bactéries nitrifiant et dénitrifiant.

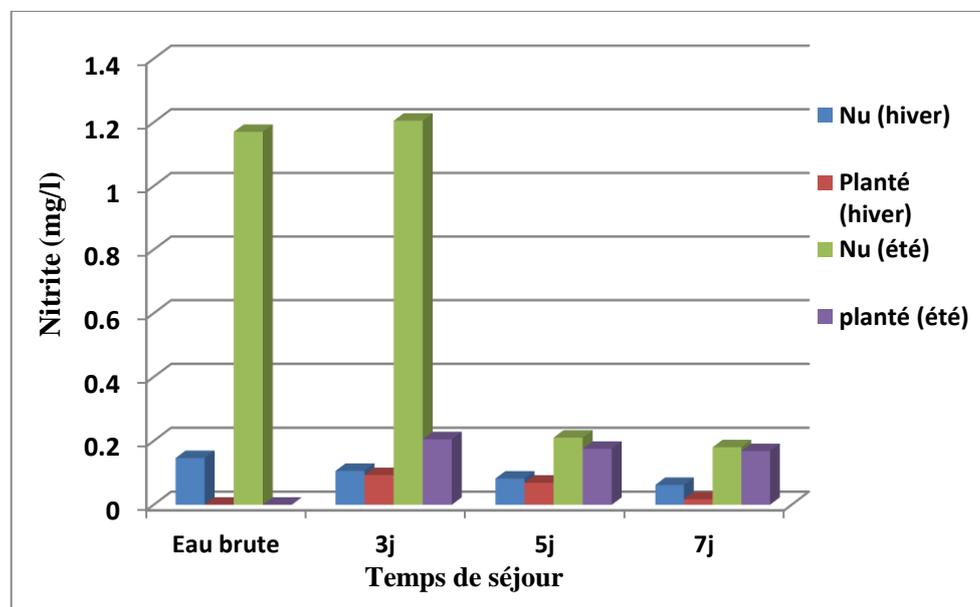


Figure II.27. Variation des nitrites dans la période d'hiver et d'été en fonction de temps de séjour.

II.5.6. DCO

Les eaux brutes contiennent de 419mg/l dans la période d'hiver et 635,38 mg/l dans la période d'été. Les résultats sont présentés dans la figure II.28.

Au TS de 7jours, Les rendements d'élimination de la DCO durant la période d'hiver sont 58,05% et 64,63% pour le filtre nu et planté, respectivement. Alors que durant l'été ces rendements ont connu une augmentation très importante surtout dans le filtre planté par rapport au nu avec les rendements 62,29% et 84,87%. L'augmentation de la température aide les bactéries à se développer et de dégrader rapidement la matière organique existant dans

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

l'eau et accélère les réactions physico- chimiques et biologique dans les filtres. Car une température élevée augmente l'activité des microorganismes dégradeurs. Une faible température abaisse fortement l'activité de certains micro-organismes (Poulet et al., 2004).

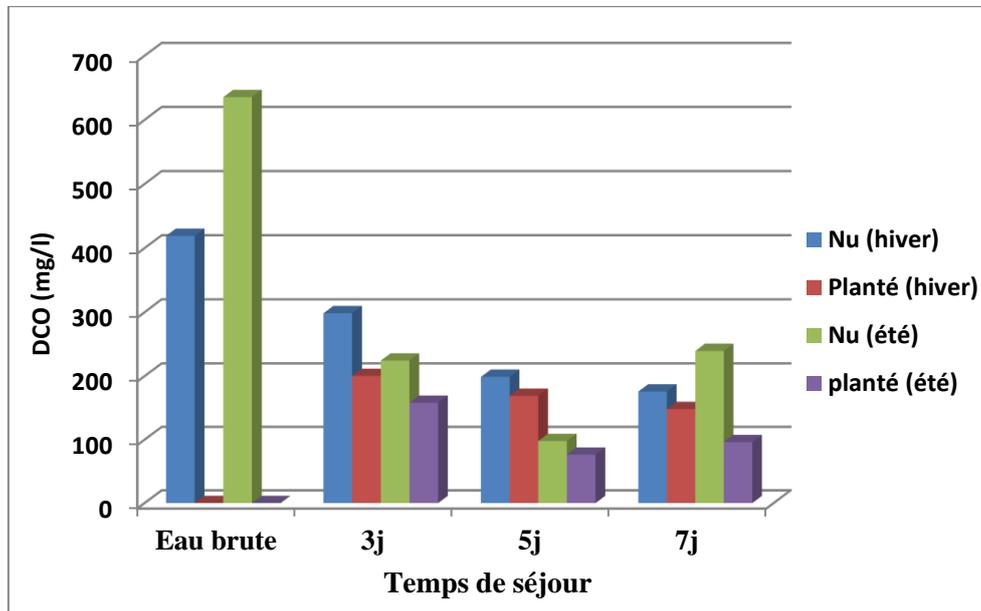


Figure II.28. Influence du temps de séjour sur la variation de DCO durant les deux périodes d'essais

L'élimination de la matière organique a été affectée par la température. D'après Stefanakis, à des températures plus élevées, l'élimination des MO a augmenté de 2 à 13 % ou les concentrations moyennes des effluents ont diminué de 12 à 69 mg/L (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012).

D'après Akratos, la dépendance de la DCO à la température n'est pas si importante ce qui implique que l'élimination de la matière organique est principalement le résultat de l'activité microbienne des bactéries aérobies et anaérobies, qui fonctionnent même à des températures aussi basses que 5°C. Les milieux poreux et les racines des plantes maintiennent la température des eaux usées en hiver supérieure à la température de l'air de 2 à 3 °C, permettant ainsi à l'activité microbienne de continuer à fonctionner (Akratos et Tsihrintzis, 2007).

II.6. Conclusion

Les ZHAs ont prouvé leur aptitude à épurer les eaux usées domestiques, mais avec des rendements d'efficacité varient selon plusieurs facteurs que ce soit qu'ils dépendent de leur construction ou bien dépendent des paramètres extérieurs, dans ce chapitre, les effets de quelques paramètres réactionnels sur les ZHAs ont été testés, ces paramètres sont : le type du

Chapitre II : Influence de certains paramètres réactionnels sur le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes

substrat, le type de la plante et la méthode de plantation, la densité des plantes dans les filtres et le climat.

D'après Les résultats obtenus, les ZHAs sont affectées par le type de substrat qui joue un rôle très important sur le cout de construction, la durabilité et la maintenance des filtres plantés, le sable et la terre naturelle ont subi au colmatage très rapide ce qui empêche leur utilisation, contrairement au gravier. Aussi le filtre planté au gravier montre une efficacité et bon rendement d'élimination de la pollution (DCO et nitrites) par rapport aux autres matériaux.

D'autre part, Il semble que le Papyrus a eu une meilleure élimination dans la plupart des paramètres, et le système de polyculture n'a pas augmenté les performances du filtre, mais ces différences n'étaient pas significatives, sauf pour la CE où il a été noté qu'elle était plus importante dans le filtre planté de Phragmites, et là Il y avait une différence significative entre ces filtres (Phragmites et Scirpus), (Phragmites et polyculture), (Papyrus et Scirpus).

Dans la partie de la densité, il est évident que la forte densité améliore la performance des ZHAs et augmente le rendement d'épuration des eaux usées domestiques ou le filtre de densité 25 tiges par filtre a donné les meilleures éliminations des différentes pollutions organiques et inorganiques.

Durant les deux périodes d'études, nous avons constatés une élévation des rendements d'élimination très importante de quelques paramètres tels que (Nitrites, DCO et conductivité) durant la période d'été, à cause de l'augmentation de la température. Les rendements de la ZHA en hiver ont été aussi acceptables car cette saison n'est pas assez froide dans les zones arides et sa température est plus que 15°C ce qui signifie une bonne condition climatique pour le développement des microorganismes responsables à la dégradation de la MO et l'élimination des nutriments.

*Chapitre 3: Irrigation de certaines cultures par les
eaux usées récupérées à la sortie des filtres
plantés*

III.1. Introduction

La réutilisation des eaux usées traitées se présente comme un enjeu politique et socioéconomique pour le développement futur des services d'eau potable et d'assainissement. Elle présente l'avantage d'assurer une ressource alternative, de mieux préserver les ressources naturelles et de contribuer à la gestion intégrée de l'eau. En Algérie face à ce stress hydrique les agriculteurs irriguent avec des eaux usées brutes (sans épuration), qui est un acte dangereux pour le consommateur des produits agricoles et interdit par les lois algériennes publié dans le journal officiel Algérien (JOA).

Le risque de contamination est élevé dans le cas de la réutilisation des eaux usées brutes comparativement à l'utilisation des eaux usées traitées (**Tamrabet, 2011**).

L'agriculture constitue le plus gros consommateur des ressources hydriques, vu la diminution des apports pluviométriques constatée depuis plusieurs décennies. Les agriculteurs s'intéressent à l'utilisation des eaux usées (**Hannachi et al., 2014**).

Les traitements des eaux usées sont les processus appliqués dans le but de diminuer la quantité des polluants pour atteindre la norme de rejet des effluents dans le milieu naturel ou de réutiliser des eaux. Les filtres plantés de macrophytes, largement utilisés pour le traitement des eaux usées, deviennent aujourd'hui une alternative intéressante pour le traitement des eaux usées vues les grands avantages qu'ils présentent. Ils sont moins coûteux à réaliser et à exploiter.

Le but principal de ce chapitre est d'évaluer d'une part l'effet fertilisant des eaux usées épurées préalablement traitées par phytoépuration sur la culture de la courgette en comparaison avec l'eau potable. Le suivi du comportement de la culture vis à vis de l'irrigation, selon les traitements précités, est entrepris par la détermination des rendements et des paramètres culturaux de croissance.

III.2. Les propriétés des Courgettes

Les Cucurbitaceae sont une grande famille qui compte plus de 800 espèces, dont des espèces comme *Cucumis sativus*, *Cucurbita maxima*, *Cucurbita moschata*, et *Cucurbita pepo* (**Salehi et al., 2019**). Les légumes de cette famille ont une influence positive sur la santé humaine, et diverses études ont clairement indiqué qu'ils ont des propriétés antioxydantes, antidiabétiques, anti-inflammatoires, neuroprotectrices, anticancéreuses et purgatives (**Rolnik et Olas, 2020**), qui pourraient être liées à la présence d'antioxydants, tels que les phénoliques, les caroténoïdes, les chlorophylles et la vitamine C, dans leur composition (**Hamissou et al., 2013; Koczyńska et al., 2020**), mais cela dépend fortement de l'espèce, de la variété, du

stade de maturation et d'autres conditions (Rolnik et Olas, 2020). Certaines espèces de la famille des Cucurbitaceae (comme le potiron) ont déjà été caractérisées avec précision, la valeur nutritionnelle et les propriétés bénéfiques pour la santé des autres (comme la courgette) sont encore insuffisamment reconnues (Kopczyńska et al., 2020).

Les courges sont généralement originaires des Amériques, cette variété particulière a été développée pour la première fois en Amérique du Nord, puis ils ont apparu au début des années 1800 dans le nord de l'Italie (Kopczyńska et al., 2020). La courgette (*Cucurbita pepo* L.) est une petite courge d'été ou courge verte, qui a une forme similaire à un concombre strié (Eissa et al., 2013; Kopczyńska et al., 2020). Elle est la plus cultivée et la plus polymorphe des espèces de *Cucurbita* (Paris, 2001). Elle est considérée comme un légume hypocalorique aux propriétés bénéfiques pour la santé. En raison sa grande adaptabilité aux conditions météorologiques et agronomiques, elle est produite à l'échelle mondiale (Kopczyńska et al., 2020). Le tableau III.1 montre une carte d'identité de la courgette utilisée dans notre étude expérimentale.

Tableau III.2. Carte d'identité de courgette (Bouregaa, 2019)

Famille	Cucurbitacées
Genre et espèce	<i>Cucurbita pepo</i>
Nom Anglais	Squash
Partie comestible	Fruit
Groupe de légume	Légumes fruits
Tolérance à l'acidité du sol	peu tolérante ph 6-6.8
Selon leurs exigences en eau	peu exigent 200-300 mm eau/cycle
Biologique	plante annuelle

La courgette contient environ 93,5 à 95 % d'eau et se caractérise donc par une très faible valeur énergétique (21-22 kcal pour 100 g p.f.), apportée principalement par les glucides (2,3-4,2 g/100 g p.f., dont 1,3-3,2 g/100 g p.f. de sucres) et les protéines (1-2,5 g/100 g p.f.). La teneur en fibres de la courgette atteint 1,1 g/100 g p.f. ses principaux minéraux sont le potassium, le magnésium, le phosphore et le calcium, que l'on trouve en plus grande concentration dans la peau que dans la chair du fruit (Kopczyńska et al., 2020), aussi une teneur élevée en vitamine C (Rolnik et Olas, 2020).

Les plants de courgette produisent des fruits ayant les meilleures propriétés psychiques (taille, longueur, poids) pour un secteur de technologie alimentaire. Ainsi, les fruits de la

courgette ont acquis une importance significative non seulement sur le marché des aliments frais mais aussi comme matière première pour divers types de produits alimentaires transformés à base de légumes, en particulier dans les pays méditerranéens et européens (**Kopczyńska et al., 2020**).

- La courgette est une autre culture vivrière légumière dont on pense qu'elle a des vertus médicinales. Les propriétés médicinales populaires associées aux courgettes sont nombreuses et comprennent le traitement de l'hyperplasie bénigne de la prostate et de la lèpre (**Hamissou et al., 2013**).
- Elle est une culture commerciale importante qui a gagné en popularité pour la culture en plein champ et sous abri dans la région méditerranéenne, en particulier en Italie (**Rouphael et Colla, 2005**). Elle est disponible en jaune et en vert. Botaniquement, ce légume est considéré comme un fruit, mais en termes gastronomiques, c'est un légume. La courgette a une texture ferme avec des fruits mûrs et une fleur caractéristique (**Rolnik et Olas, 2020**).
- Elle est généralement commercialisée frais, consommé cru en salade et toujours avec la peau, ou servi cuit dans des soupes ou d'autres recettes. Les courgettes sont importantes dans la plupart des régimes alimentaires quotidiens et peuvent être utilisées pour atténuer la plupart des carences en micronutriments.
- Les légumes courgettes ne sont disponibles que pendant la saison estivale dans les zones rurales. Il est donc nécessaire de les conserver et de les utiliser pendant la saison hivernale lorsqu'elles se font rares.
- La consommation de courgettes est très populaire, ces légumes sont une riche source de nutriments, en particulier d'antioxydants naturels comme le bêta-carotène et les phénols (**Eissa et al., 2013**).
- La courgette est normalement cultivée en terre sous serre en utilisant un système d'irrigation goutte à goutte pendant les saisons printemps-été et été-automne afin de répondre à la forte demande de ce produit frais sur les marchés nationaux et internationaux (**Rouphael et Colla, 2005**).

III.3. Les courgettes en Algérie

En Algérie, les conditions climatiques et les types du sol sont très favorables pour la culture de toutes les espèces de courges (**Saidi Adimi, 2018**).

En 2000, La production de courgettes dépasse 227 000 tonnes. Les zones de production sont Mostaganem, Alger, Boumerdes, M'Sila et Tipaza. Les cultures sous tunnel à Tipaza, Biskra, Alger et Mostaganem représentent une production de 33 000 tonnes en 2014 (**Benagoudjil, 2014**), et dans plusieurs régions, cette culture est essentiellement sous serre (**Saidi Adimi, 2018**).

La superficie totale de culture a atteint 12349 Ha pour une production de 271054 tonnes en 2016, avec une évolution importante notamment durant la dernière décennie (**Saidi Adimi, 2018**).

Le tableau III.2 représente les surfaces consacrées pour cultiver la courgette durant la période 2007-2016 en Algérie et les productions réalisées chaque année.

Tableau III.2. Superficies et productions de la courgette durant la période 2007-2016 (**Saidi Adimi, 2018**)

Année	Superficie (Ha)	Production (tonnes)
2007	11478	161603
2008	10969	151202
2009	11949	189887
2010	13052	222669
2011	12272	213699
2012	14088	227789
2013	13138	260913
2014	12677	285293
2015	14558	302449
2016	12349	271054

Il y avait une évolution très importante dans les terrains consacrés à la culture de courgette, passant ainsi de 11478Ha en 2007 avec un rendement de 161603tonnes au 12349 Ha en 2016 et le rendement a augmenté et atteint 271054tonnes.

III.4. Les paramètres influençant sur les plantes

III.4.1. Les besoins en eau d'une culture

L'eau est un constituant essentiel des êtres vivants, donc de la plante. Près de 98 % du volume d'eau total absorbé par la plante s'échappent sous forme de vapeur d'eau et juste 2 % représentent l'eau de constitution. La détermination des volumes d'eau à apporter par l'irrigation d'une culture au cours de la saison de croissance est basée sur l'évaluation de ses besoins en eau. Pour la planification de l'irrigation dans les cultures, en utilisant des méthodes dynamiques de bilan hydrique du sol, incluant la météorologie et l'évolution du stade phénologique de la culture, et des mesures directes de l'état hydrique du sol. Au cœur de toutes ces méthodes, on retrouve le concept de l'évapotranspiration (ETP) qui vise à mieux évaluer les besoins en eau d'irrigation (**Kenza et al., 2014**).

Pour chaque culture, ses besoins en eau se varient à chaque phase de sa croissance, et selon les différentes périodes de son développement. Aussi, la consommation en eau des cultures dépend de différents éléments climatiques : la température, l'humidité de l'air, le vent et l'ensoleillement (**Kenza et al., 2014**). La plante ne peut puiser l'eau dont elle a besoin que dans le sol.

Selon la FAO, le besoin en eau d'une culture est "la quantité d'eau nécessaire à couvrir les pertes en eau par évaporation (évapotranspiration de la culture) d'une culture saine, cultivée en grande parcelle, sans contraintes du sol (fertilité et humidité), et réalisant son potentiel de production sous les conditions considérées". Cette définition correspond à l'évapotranspiration maximale d'une culture (ETM) qui dépend du pouvoir d'évaporation de l'air ou demande climatique (ETP) et du coefficient cultural (Kc) (**Abibsi, 2011**).

III.4.2. L'effet du climat

L'intensité des échanges gazeux entre la culture et l'atmosphère ne dépend que des conditions climatiques et peut être approchée par des formules mathématiques tenant compte uniquement des facteurs climatiques. La valeur obtenue par ces formules est, l'évapotranspiration potentielle (ETP) ou évapotranspiration de référence (ETo), qui dépend de la température, le vent et l'air.

L'évapotranspiration potentielle (ETP) est donc un paramètre caractérisant le climat. Elle se

calculé par la mesure de l'évapotranspiration d'un gazon de référence par des ouvrages techniques, ce qui permet de définir l'évaporation de chaque zone. Mais elle ne donne pas directement le besoin en eau d'une culture particulière (Arnaud et Gay, 1994). Elle est calculée par la formule :

$$ETP = kb \times Ev \quad \text{(III.1)}$$

Avec : kb : coefficient du bac d'évaporation

Ev : Evaporation du bac.

III.4.3. L'évapotranspiration d'une culture

C'est la somme de la quantité de l'eau utilisée par la plante (la transpiration), et l'eau évaporée dans le sol. Donc l'évapotranspiration est la quantité d'eau utilisée par la plante et son environnement, elle est le besoin en eau de la culture (Arnaud et Gay, 1994).

La consommation en eau d'une culture dépend :

- Du type de culture (des plantes volumineuses, comme les tomates, ont une évapotranspiration plus importante).
- Du stade de croissance de la plante (les besoins sont différents en début de plantation, à la maturité et à la récolte).

Il faut donc corriger le chiffre de l'ETP pour l'adapter à chaque culture spécifique, en utilisant un coefficient cultural (appelé kc) (Abibsi, 2011).

$$\text{Besoin en eau} = ETM = Kc. (ETP) \quad \text{(III.2)}$$

Kc : Coefficient culturale, il dépend de la nature de la culture, de la phase de vie du végétale et des conditions climatiques.

III.4.3. Les besoins journaliers

Ils s'expriment en mm comme suit (Arnaud et Gay, 1994) :

$$\text{Besoin journalier en eau d'une culture} : ETP \cdot Kc \cdot \text{Surface cultivée} \quad \text{(III.3)}$$

III.4.4. Besoins en eau des cultures en comptant le taux de rationnement

Les besoins maximums en eau des plantes sont donnés par :

$$\text{Besoin} = \text{ETM} = r \cdot K_c \cdot (\text{ETP}) \quad (\text{III.4})$$

r : Taux de rationnement, dépend de la proportion de sol humidifié en surface, de la densité des goutteurs, et de la nature du sol plus au moins filtrante.

III.4.5. Le déficit pluviométrique

Il est défini comme étant la différence entre l'évapotranspiration et le module pluviométrique de chaque mois, qui doit être comblé par l'irrigation, il est donné par la relation suivante (Sekoum, 2012):

$$\text{DP} = \text{ETP} - P \quad (\text{III.5})$$

Avec :

Dp : Déficit pluviométrique

P : Pluviométrie (mm)

III.4.6. Calcul des besoins nets en eau

Pour une période de temps déterminé, les quantités d'eau consommées par une culture dans un intervalle de temps se calculent en enlevant aux pertes représentées par l'ETM, les valeurs des apports naturels. Ces apports sont constitués de la fraction des précipitations stockées dans la zone racinaire ou pluie efficace (Pe), autres gains (remontées capillaires, apports latéraux, etc...), et d'une possible réserve en eau du sol (R) accumulée antérieurement à la période étudiée. Les besoins nets (Bn) en eau d'irrigation (désignés souvent par le terme déficit agricole) s'obtiennent par la relation suivante :

$$\text{Bn} = \text{ETM} - \text{Pe} - R \quad (\text{III.6})$$

Ou encore

$$\text{Bn} = K_c \cdot r \cdot \text{ETP} - \text{Pe} - R \quad (\text{III.7})$$

Si les pluies sont trop faibles (inférieur à 5 à 10 mm), ils ne contribuent pas à réapprovisionner la réserve en eau du sol, car elles ne pénètrent que très peu (**Sekkoum, 2012**).

Dans un premier temps, la détermination des besoins en eau d'une culture nécessite la connaissance de divers paramètres concernant aussi bien la plante elle-même que les données climatiques ou pédologiques de la région (**Van Laere, 2003**).

- Les données climatiques donneront les indications nécessaires concernant les besoins en eau de la culture ;
- Les paramètres pédologiques permettront d'estimer la réserve en eau utile du sol;
- Les données culturales préciseront la réserve en eau facilement utilisable par la plante.

III.5. L'arrosage des cultures

L'arrosage doit être réalisé lorsque la plante ne trouve plus de l'eau dans le sol pour satisfaire ses besoins. C'est-à-dire la réserve facilement utilisable est vide. Dans notre étude, nous avons planté la culture dans la serre ce qui signifie qu'il n'y avait pas de précipitation à prendre en considération, donc nous avons compté sur l'irrigation manuel.

III.6. Comparaison entre les paramètres physico-chimiques des eaux usées épurées et les normes nationales

La station pilot a été construite du même principe que d'autres parties précédentes, deux bacs ont été plantés des phragmites australis avec une densité de 10 tiges par filtre, le temps de séjours a été de sept jours, les eaux récupérées du filtre ont été réutilisées dans l'irrigation des courgettes utilisées dans cette étude.

Avant de réutiliser ces eaux, des analyses ont été effectuées au niveau de laboratoire « LAR-GHYDE ». Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau III.3, et une comparaison avec les normes Algérienne de du ministère des ressources en eau.

Tableau III.3. Comparaison entre les différents paramètres des eaux usées épurées et les normes Algériennes du ministère des ressources en eau (JORA, 2011 ; JORA, 2012)

Paramètres	Unités	Caractéristiques des eaux épurées	Valeurs indicatives
pH		6.78	≥ 6.5 et ≤ 9
Température	°C	20	25
CE	mS/cm à 20°C	7.73	30
Ammonium	mg/l	0.05	0.5
Nitrate	mg/l	5.81	50
Nitrite	mg/l	0.017	0.2
Orthophosphate	mg/l	1.88	5
DCO	mg/l	148	90

Ce tableau montre une comparaison des concentrations de la pollution des eaux épurées et récupérées de la station de la phytoépuration avec les normes algériennes admissibles. Ces eaux ont un pH de 6.78 qui compris dans l'intervalle acceptée, la CE est de valeur 7.73 mS/cm, qui est inférieure à la valeur indicative qui est 30 mS/cm. Les concentrations des paramètres mesurés : ammonium, nitrate, nitrite et orthophosphate sont : 0.05, 5.81, 0.017, 1.88 mg/l respectivement, et qui sont inférieures aux valeurs maximales admissibles (0.5, 50, 0.2 et 5 mg/l, respectivement).

Concernant la DCO, les eaux épurées ont une concentration de 148 mg/l, cette valeur est supérieure à la valeur admissible qui est de 90 mg/l.

III.7. Le développement des courgettes au cours de l'essai expérimental

III.7.1. Préparation de plantation

D'abord, nous avons préparé deux groupes de courgette et quatre plantes pour chaque groupe, les deux groupes qui ont été planté dans la serre le 10/04/2021. Le premier groupe a été irrigué par l'eau épurée et récupérée des bacs plantés par les phragmites australis (**GA**), et le deuxième groupe a été irrigué par l'eau de robinet (**GB**).

III.7.2. Le développement des courgettes en fonction de leurs longueurs

Le tableau III.4 montre le développement de la longueur des courgettes de GA et de GB en fonction de temps, ce développement est passé par deux phases, la première a été de 17 au 26 Avril, où le développement des courgettes irriguées par les eaux épurées a été plus important que les autres, la différence mesurée a été de 2.87 cm, le 17 Avril, et a atteint 2.5cm, le 26 Avril.

La deuxième phase commence le 05 Mai jusqu'à la fin de l'expérimentation. La différence a été augmentée en fonction de temps, elle a atteint 122.5 cm le 22 Juin.

Tableau III.4. Le développement des courgettes irriguées par les eaux épurées par les filtres plantées et celles des eaux de robinet.

La date des mesures	Longueurs des cultures (GB) (cm)	Longueurs des cultures (GA) (cm)
17/04/2021	12,38	15,25
26/04/2021	13,75	16,25
05/05/2021	25,75	21,75
11/05/2021	28,25	24,25
19/05/2021	70,67	47,5
24/05/2021	80,67	51
28/05/2021	87	62,5
08/06/2021	110	72,5
17/06/2021	250	141,5
22/06/2021	280	157,5

Le groupe de courgettes A connaît une augmentation plus rapide durant les premiers jours par rapport au groupe B, car les eaux traitées contiennent plus du phosphore et du nitrates c'est-à-dire plus de nutrition qui est nécessaire pour le développement des courgettes à la première période de croissance. Dans la deuxième phase, le groupe A a réagi favorablement et

Chapitre III : Irrigation de certaines cultures par les eaux usées récupérées à la sortie des filtres plantés

a commencé à donner les fleurs, contrairement au groupe B qui a continué sa croissance suivant la longueur.

III.7.3. Les fleurs données par les deux groupes de courgette

Le tableau III.5 montre la différence de nombre des fleurs donnés par les deux groupes des courgettes, de 17 au 26 Avril, il n'y avait pas de fleurs. Les courgettes de GA ont commencé à donner des fleurs le 5 Mai avec un moyen de cinq fleurs, d'autre coté les courgettes de GB n'ont pas donné de fleurs jusqu'à le 19 Mai où ils ont donné au moyen sept fleurs. Le nombre de fleurs a augmenté avec le temps, mais toujours les courgettes de GA ont donné le meilleur rendement, ça montre que ce groupe des courgettes a trouvé son besoin en nutrition dans les eaux usées traités et les courgettes ont réagi favorablement et donné plus de fleurs.

Tableau III.5. Comparaison de nombre de fleurs entre les deux groupes des courgettes

La date	Les cultures (GB)	Les cultures (GA)
17/04/2021	0	0
26/04/2021	0	0
05/05/2021	0	5
11/05/2021	0	5
19/05/2021	7	9
24/05/2021	7	9
28/05/2021	9	12
08/06/2021	13	12
17/06/2021	16	17
22/06/2021	19	24

III.7.4. Les fruits donnés par les deux groupes de courgette

Le tableau III.6 représente la différence entre le rendement des deux groupes, les courgettes GA n'a pas donné de fruits contrairement aux autres courgettes, la datte de fructification a commencé le 28 Mai avec deux fruits puis quatre fruits le 22 Juin. Ces courgettes ont trouvé leur besoin en nutrition dans les eaux usées traités et ont donc donné le meilleur rendement par rapport aux autres courgettes.

Tableau III.6. Comparaison de nombre de fruits entre les deux groupes des courgettes

La date	Les cultures (GB)	Les cultures (GA)
17/04/2021	0	0
26/04/2021	0	0
05/05/2021	0	0
11/05/2021	0	0
19/05/2021	0	0
24/05/2021	0	0
28/05/2021	0	2
08/06/2021	0	2
17/06/2021	0	3
22/06/2021	0	4

III.8. Le développement des courgettes en fonction de temps d'irrigation

III.8.1. Photos des tiges des courgettes GA et GB dans les premiers jours d'irrigation



GA



GB

Figure III.1. La différence entre le développement des tiges des courgettes GA et GB pendant les premiers jours

Les photos de la figure III.1 ont été pris le 05/05/2021, les deux premières photos sont des courgettes GA et les autres sont des courgettes GB, ces photos montrent les fleurs données par les premières courgettes contrairement aux autres. Le GA a donné au moyen de cinq fleurs par plante, le GB n'a pas donné aucune fleur. Aussi la longueur des courgettes GB plus important que le GA pendant ces jours.

III.8.2. Le développement des courgettes GA et GB en fonction de temps



Figure III.2. Le développement des courgettes GA et GB.

Chapitre III : Irrigation de certaines cultures par les eaux usées récupérées à la sortie des filtres plantés

Ces photos ont été prises le 11 Mai 2021, les deux premières sont des courgettes GA, on voit la différence de longueur et de nombre des fleurs entre les deux groupes. Les courgettes GA ont donné au moyen cinq fleurs, le GB n'a donné aucune fleur jusqu'à ce jour mais son développement suivant la longueur a été plus important.

III.8.3. Le développement des courgettes suivant leurs longueurs



Figure III.3. La différence entre les développements des courgettes GA et GB suivant leurs longueurs

Ces photos ont été prises le 24/05/2021, elles montrent le développement en fonction de la longueur des courgettes GA et GB, les courgettes de GB ont eu le meilleur développement que les autres.

III.8.4. La différence entre les rendements des courgettes du GA



Figure III.4. La différence entre les rendements des courgettes de GA et GB

Les photos de la figure III.4 ont été pris le 08/06/2021, les quatre premières photos présentent les fruits donnés par les courgettes GA, avec un moyen de deux fruits par plante, ce qui montre le meilleur rendement. Les autres montrent les courgettes GB, il est très clair que ce groupe a été développé suivant sa longueur et qui a été plus important que le GA, mais son rendement par rapport aux fruits est nul.

III.8.5. le développement des fruits des courgettes GA



Figure III.5. Le développement des fruits des courgettes GA

Les photos de la figure 5 ont été pris le 17/06/2021, appartiennent aux courgettes de GA, ces photos montrent le développent et la croissance des fruits de ce groupe.

III.8.6. Le développement des fruits de courgettes GA le 22/06/2021





Figure III.6. Le développement de fruits des courgettes GA le 22/06/2021

Les trois premières photos montrent les fruits donnés par les courgettes GA, on voit un développement important de ces fruits contrairement aux autres courgettes qui se développaient suivant la longueur sans fruits.

III.9. Conclusion

Face à l'accroissement des besoins en eau en Algérie, l'orientation vers les nouvelles ressources devient de plus en plus nécessaire. La réutilisation des eaux usées traitées constitue le premier et le principal relais des ressources conventionnelles. L'irrigation avec des eaux usées brutes est adoptée par les agriculteurs de manière anarchique sans tenir compte des risques que peut entraîner l'utilisation de ces eaux pour la santé de l'homme ainsi que pour la qualité de la plante, du sol et de la nappe phréatique.

Dans ce chapitre, les eaux usées épurées par les filtres plantés ont prouvé leur possibilité d'être réutilisées dans le secteur agricole en faisant une comparaison avec les normes Algériennes admissibles. Les résultats obtenus sur les courgettes irriguées par les eaux usées traitées (EUT) montrent un bon développement par rapport aux plantes irriguées par les eaux potables, surtout le nombre de fruits par plante. Une bonne croissance et développement est en effet remarquée sur cette culture.

Conclusion générale

Conclusion générale

Le procédé d'épuration des eaux usées par les ZHAs a connu une grande propagation à travers le monde, apparaît avantageux vu certaines caractéristiques spécifiques, comme la simplicité de leur dimensionnement, leur faible coût et leur excellente intégration paysagère par rapport aux méthodes conventionnelles. Les filtres plantés représentent une solution adéquate et approprié pour combler les déficits en eau dans les zones arides surtout dans les pays en voie de développement. Ces systèmes s'annoncent très prometteurs dans le domaine de traitement des eaux usées et permettent le recyclage et la réutilisation des eaux traitées dans une économie circulaire. Ils ont montré leur capacité à épurer les eaux usées de différentes sources.

L'effet épuratoire est dû principalement à la faculté des plantes d'extraire les éléments nutritifs des eaux et au support que leurs racines et feuilles offrent aux microorganismes susceptibles de dégrader la matière organique et nitrifier l'azote ammoniacal. Ces espèces sont largement représentées dans la flore Algérienne (*Phragmites Australis*, *Typha*, *Papyrus...*).

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer les performances de purification des eaux usées domestiques de la ville Biskra par la technique de la phytoépuration en étudiant l'effet de certains paramètres réactionnels tels que (Densité des végétaux, le substrat et le climat) sur le pouvoir épurateur de ces plantes, afin de s'assurer de l'élimination de tous les éléments susceptibles de porter atteinte à l'environnement et à la santé publique.

D'autre part la réutilisation des eaux usées traitées par les filtres plantés est aussi l'une des objectifs de cette thèse qui pourrait être fiable et très bénéfique pour l'irrigation et, en même temps, pour l'agriculture. Ces eaux usées traitées ont été utilisées pour la production des courgettes en comparant son développement et sa croissance par rapport à l'eau potable utilisée pour irrigation de cette culture.

Les résultats obtenus à l'issue de cette étude sont présentés selon les paramètres réactionnels étudiés :

1. Le substrat

Le substrat est l'un des composants les plus importants dans une ZHA, il peut réduire la pollution par filtration physique, réactions chimiques et par biodégradation. Le type de substrat influe sur le rendement d'élimination des polluants présents dans les eaux usées.

- Les filtres au gravier planté de phragmites, présentent d'excellentes performances en ce qui concerne l'abattement de la charge polluante des eaux usées. Les résultats obtenus montrent que ces filtres fournissent une élimination importante des (DCO, NO_2^- et MES) avec un pourcentage de 89% et 73 % respectivement pour la DCO et les MES durant cinq jours. Alors qu'on a obtenu une augmentation de la concentration des (NO_3^- et CE) à la sortie des filtres plantés quel que soit le substrat utilisé.
- Cela est dû au développement du système racinaire des plantes et des tiges qui assurent de meilleures conditions d'aération du massif et de la couche de dépôt superficiel, tout en servant de support pour les bactéries.
- En outre, la présence du système racinaire qui crée des chemins préférentiels par lesquels les eaux usées percolent vers les couches inférieures, et sont mises en contact avec les bactéries.
- Le sable et la terre naturelle ont subi un colmatage très rapide ce qui limite la durée de vie des stations, contrairement au gravier qui résiste à ce phénomène.
- Le massif doit présenter certaines caractéristiques à même d'assurer une conductivité hydraulique suffisante pouvant éviter les dysfonctionnements de massif par colmatage (préférentiel des eaux ou de submersion du massif par colmatage). Les matériaux roulés sont préférables aux matériaux concassés.
- Le pH a toujours gravité autour de neutralité sauf à la sortie de filtre à sable planté où le pH a été de 6.62 et 7.78 après TS de 3 et 7 jours respectivement. Ce qui signifie que le substrat n'a aucun effet sur la variation du pH dans les ZHA.

2. Les plantes

Les plantes sont l'élément distinctif le plus important dans les ZHA, elles améliorent l'efficacité du traitement en fournissant un environnement favorable au développement des populations microbiennes et en oxygénant le système. Le choix de type de plante approprié est un point essentiel dans l'établissement des ZHA. Nous avons comme objectif dans cette partie d'évaluer la performance de nombreux types de plantes dans le traitement des eaux usées par les ZHA et à observer la différence entre elles sur l'élimination des composés organiques et des nutriments. En outre, faire une comparaison entre des ZHA plantées en monoculture et polyculture.

Les résultats obtenus de paramètres mesurés (pH, CE, phosphate, ammonium, nitrite et DCO) sont comme suit :

- Il semble que le Papyrus a eu une meilleure élimination dans la plupart des paramètres, et le système de polyculture n'a pas augmenté les performances du filtre, mais ces différences n'étaient pas significatives, sauf pour la CE où il a été noté qu'elle était plus importante dans le filtre planté de Phragmites, et là Il y avait une différence significative entre ces filtres (Phragmites et Scirpus), (Phragmites et polyculture), (Papyrus et Scirpus).
- Les concentrations de phosphate étaient constantes dans le filtre p.poly avec une efficacité d'élimination de 76,29%.
- Après sept jours, l'élimination a été plus importante dans les filtres à p.phrg et p.papy avec une efficacité de 79,79% que le filtre p.sirp 78,35%.
- L'élimination de l'ammonium a été très importante dans tous les filtres plantés. Après un temps de séjour de 7 jours, le filtre p.phrg était plus efficace avec un rendement d'élimination de 92,51 % par rapport aux autres.
- En outre, la concentration en nitrites au bout de sept jours était moindre dans le filtre p.papy avec une efficacité d'élimination de 86,32 %, où le rendement était plus important dans ce filtre, que les autres.
- L'élimination de la DCO était plus élevée dans le filtre p.papy avec un rendement de 88,52% que les filtres p.phrg, p.poly et p.sirp.

3. La densité

Dans la partie de la densité, il est évident que la forte densité améliore la performance des ZHAs et augmente le rendement d'épuration des eaux usées domestique où le filtre de densité 25 tiges par filtre a donné les meilleures éliminations de différents polluants organiques et inorganiques.

4. L'effet du climat

Durant les **deux périodes** d'études, nous avons constaté une élévation des rendements d'élimination de quelques paramètres tels que (Nitrites, DCO et conductivité) durant la période d'été, à cause de l'augmentation de la température.

- Les rendements de la ZHA en hiver ont été aussi acceptables car cette saison n'est pas assez froide dans les zones arides et sa température est plus de 15°C ce

qui signifie une bonne condition climatique pour le développement des microorganismes responsables à la dégradation de la MO et l'élimination des nutriments.

5. La réutilisation des eaux usées épurées par les filtres plantés

L'objectif principal de cette partie est d'évaluer d'une part l'effet fertilisant des eaux usées épurées préalablement traitées par phytoépuration sur la culture de la courgette en comparaison avec l'eau potable.

Le suivi du comportement de la culture vis à vis de l'irrigation, selon les traitements précités, est entrepris par la détermination des rendements et des paramètres culturaux de croissance. Les résultats obtenus ont montré l'efficacité **de réutiliser les eaux usées épurées** à l'irrigation des courgettes, par rapport à l'eau potable.

- Les courgettes irriguées par l'eau épurée donnent jusqu'à 24 fleurs par plante et qui ont mûri avant les fleurs des courgettes irriguées par l'eau potable.
- D'autre côté les courgettes irriguées par l'eau potable ont donné au moyen 17 fleurs par plante, et leur développement a été plus important suivant leur longueur ; au bout de l'essai, un moyen de quatre fleurs des courgettes irriguées par l'eau épurée ont mûri en fruit, les autres courgettes n'ont donné aucun fruit.

En générale les résultats révèlent que ce procédé naturel réalise un bon rendement épuratoire de la pollution organique et inorganique ce qui indique l'importance du rôle des plantes épuratrices dans la diminution de cette charge polluante.

Les Perspectives

- Appliquer les résultats obtenus pour améliorer les rendements épuratoires d'une station de filtres plantés de macrophytes à l'échelle réelle.
- Nous recommandons ce procédé biologique naturel ou artificiel pour une large application au niveau national où les conditions se réunissent.
- Une étude plus approfondie sur les plantes qui interviennent dans la dégradation de la pollution organique et inorganique.
- IL serait intéressant d'évaluer les performances de ce procédé pour le traitement des eaux usées industrielle.
- Il serait également intéressant d'optimiser les performances et l'efficacité des filtres plantés dans l'élimination des micropolluants (d'origine pharmaceutiques).

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Abdelhakeem, S. G., S. A. Aboulroos, et al. (2016). Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. *Journal of Advanced Research* **7**(5): 803-814.

Abibsi, N. (2011). Reutilisation des eaux usées épurées par filtres plantes (phytoépuration) pour l'irrigation des espaces verts application à un quartier de la ville de Biskra, Mémoire de Magister en hydraulique urbaine, Université de Biskra, Algérie.

Abissy, M. and L. Mandi (1999). Utilisation des plantes aquatiques enracinées pour le traitement des eaux usées urbaines: cas du roseau. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science* **12**(2): 285-315.

Abou-Elela, S. I. and M. S. Hellal (2012). Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with Canna, Phragmites and Cyprus. *Ecological engineering* **47**: 209-213.

Akhoundi, A. and S. Nazif (2018). Sustainability assessment of wastewater reuse alternatives using the evidential reasoning approach. *Journal of cleaner production* **195**: 1350-1376.

Akratos, C. S. and V. A. Tsihrintzis (2007). Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological engineering* **29**(2): 173-191.

Arnaud, L. and B. Gay (1994). De l'eau pour le maraîchage: expériences et procédés, GRET.

Aronsson, P. and K. Perttu (2001). Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *The forestry chronicle* **77**(2): 293-299.

Asano, T. (1992). Artificial recharge of groundwater with reclaimed municipal wastewater: current status and proposed criteria. *Water Science and Technology* **25**(12): 87-92.

Asano, T. (2006). Water reuse via groundwater recharge. *International Review for Environmental Strategies* **6**(2): 205-216.

Bahri, A. (1999). Agricultural reuse of wastewater and global water management. *Water Science and Technology* **40**(4-5): 339-346.

Bakhshoodeh, R., N. Alavi, et al. (2020). Constructed wetlands for landfill leachate treatment: A review. *Ecological engineering* **146**: 105725.

Baumont, S., Camard, J. P., et al, 2014, Réutilisation des eaux usées épurées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. ORS Ile-de-France, France.

Becerra-Castro, C., A. R. Lopes, et al. (2015). Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environment international* **75**: 117-135.

Bedouh, Y. (2014). Évaluation de la toxicité des eaux usées traitées par la station d'épuration de Guelma et son impact sur l'oignon «*Allium cepa*». Thèse de Doctorat en Biologie de l'Université de Annaba, Algérie.

Belaid, N. (2010). Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse de Doctorat de l'Université Limoges, France.

Belghyti, D., Y. El Guamri, et al. (2009). Caractérisation physico-chimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en œuvre d'un traitement adéquat: cas de Kénitra au Maroc. *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie* **5**(2): 199-216.

Benagoudjil, M. (2014). Les pays émergents investissent la Méditerranée. *Revue agroligne* **87**.

Bensmina-Mimeche, L., M. Debabeche, et al. (2013). Capacité de filtres plantes de macrophytes pour l'épuration des eaux usées dans le climat semi-aride. *Courrier du Savoir* **17**: 33-37.

Blazejewski, R. and S. Murat-Blazejewska (1997). Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. *Water Science and Technology* **35**(5): 183-188.

Bouchaala, L., N. Charchar, et al. (2017). Ressources hydriques: traitement et réutilisation des eaux usées en Algérie. *Algerian journal of arid environment* **7**(1): 84-95.

Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water Science and Technology* **35**(5): 11-17.

Brix, H. (2020). Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes, and treatment performance. *Constructed wetlands for water quality improvement*, CRC Press: 9-22.

Brix, H. and C. A. Arias (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological engineering* **25**(5): 491-500.

Bruch, I., U. Alewell, et al. (2014). Influence of soil physical parameters on removal efficiency and hydraulic conductivity of vertical flow constructed wetlands. *Ecological engineering* **68**: 124-132.

Caicedo, C., K.-H. Rosenwinkel, et al. (2019). Legionella occurrence in municipal and industrial wastewater treatment plants and risks of reclaimed wastewater reuse. *Water research* **149**: 21-34.

Calheiros, C. S., V. S. Bessa, et al. (2015). Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological engineering* **79**: 1-7.

Choudhary, A. K., S. Kumar, et al. (2011). Constructed wetlands: an option for pulp and paper mill wastewater treatment. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry (EJEAFChe)* **10**(10): 3023-3037.

Chu, J., J. Chen, et al. (2004). Wastewater reuse potential analysis: implications for China's water resources management. *Water research* **38**(11): 2746-2756.

Claire, E. (2012). Traitement des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes. Rapport final, Onema et Irstea, France.

Corzo, A. and O. Sanabria (2019). Adaptation of vegetation in high-rate constructed wetland using artificial carriers for bacterial growth: Assessment using phytopathological indicators. *Journal of Water Process Engineering* **32**: 100974.

Dotro, G., G. Langergraber, et al. (2017). Treatment wetlands, Biological Wastewater Treatment Series, IWA publishing **7**.

DuPoldt, C., R. Edwards, et al. (2000). A Handbook of constructed wetlands. A guide to creating wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater **1**.

Eissa, H. A., G. F. Bareh, et al. (2013). The effect of different drying methods on the nutrients and non-nutrients composition of zucchini (green squash) rings. *J. Appl. Sci. Res* **9**(8): 5380-5389.

Farah, G. T. (2011). Seminaire International Sur La Reutilisation Des Eaux Usees Traitees Dans La Region Arabe. Ministère de l'énergie, des mines, de l'eau et de l'environnement, Maroc.

Fatta-Kassinos, D., I. K. Kalavrouziotis, et al. (2011). The risks associated with wastewater reuse and xenobiotics in the agroecological environment. *Science of the total environment* **409**(19): 3555-3563.

Faulwetter, J. L., V. Gagnon, et al. (2009). Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: a review. *Ecological engineering* **35**(6): 987-1004.

García-Ávila, F., J. Patiño-Chávez, et al. (2019). Performance of *Phragmites Australis* and *Cyperus Papyrus* in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. *International Soil and Water Conservation Research* **7**: 286-296.

Garcia, J., D. P. Rousseau, et al. (2010). Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **40**(7): 561-661.

Geng, Y., W. Han, et al. (2017). Effect of plant diversity on phosphorus removal in hydroponic microcosms simulating floating constructed wetlands. *Ecological engineering* **107**: 110-119.

Gersberg, R. M., B. Elkins, et al. (1986). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water research* **20**(3): 363-368.

Grobicki, A. and B. Cohen (1999). Water Reclamation for direct reuse in Urban and Industrial applications in South Africa and its projected impact upon water demand. Water Research Commission.

Hamissou, M., A. C. Smith, et al. (2013). Antioxidative properties of bitter melon (*Momordica charantia*) and zucchini (*Cucurbita pepo*). *Emirates Journal of Food and Agriculture*: **25**(9): 641-647.

Han, W., X. Sheng, et al. (2020). Effects of Plant Diversity and Plant Density on Ecosystem Functions in Floating Constructed Wetlands. *Water, Air, & Soil Pollution* **231**(11): 1-9.

Hannachi, A., R. Gharzouli, et al. (2014). Gestion et valorisation des eaux usées en Algérie. *LARHYSS Journal* **19**: 51-63

Hauck, R. (1984). Atmospheric Nitrogen. Chemistry, Nitrification, Denitrification, and their Interrelationships. Chapter of *The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles*, Springer: 105-125.

He, Q. and K. R. Mankin (2002). Performance Variations Of Cod And Nitrogen Removal By Vegetated Submerged Bed Wetlands 1. JAWRA Journal of the American Water Resources Association **38**(6): 1679-1689.

Headley, T., J. Nivala, et al. (2013). Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: effects of design and plants. Ecological engineering **61**: 564-574.

Healy, M. G., M. Rodgers, et al. (2007). Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. Bioresource technology **98**(12): 2268-2281.

Hua, G., L. Li, et al. (2013). An integrated model of substrate clogging in vertical flow constructed wetlands. Journal of environmental management **119**: 67-75.

Huang, L., N. Wang, et al. (2019). Interactive effect of carbon source with influent COD/N on nitrogen removal and microbial community structure in subsurface flow constructed wetlands. Journal of environmental management **250**: 109491.

Jaramillo, M. F. and I. Restrepo (2017). Wastewater reuse in agriculture: A review about its limitations and benefits. Sustainability **9**(10): 1734.

Jeong, H., H. Kim, et al. (2016). Irrigation water quality standards for indirect wastewater reuse in agriculture: a contribution toward sustainable wastewater reuse in South Korea. Water **8**(4): 169.

JORA, 2005. Journal Officiel De La République Algérienne : N° 60.

JORA, 2011. Journal Officiel De La République Algérienne : N° 18.

JORA, 2012. Journal Officiel De La République Algérienne, ANNEXE, spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation : N° 41.

Kadlec, R. H. and S. Wallace (2008). Treatment wetlands, 2^{ème} ed, CRC press.

Keffala, C. and A. Ghrabi (2005). Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. Desalination **185**(1-3): 383-389.

Kehrein, P., M. van Loosdrecht, et al. (2020). A critical review of resource recovery from municipal wastewater treatment plants—market supply potentials, technologies and bottlenecks. *Environmental Science: Water Research & Technology* **6**(4): 877-910.

Kenza, K., C. Manel, et al. (2014). Estimation Des Besoins En Eau De La Culture De L'ail Par Differentes Formules. *European Scientific Journal* **10**(27): 378- 396.

Kern, J. and C. Idler (1999). Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. *Ecological engineering* **12**(1-2): 13-25.

Knowles, P., G. Dotro, et al. (2011). Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: occurrence and contributing factors. *Ecological engineering* **37**(2): 99-112.

Kopczyńska, K., R. Kazimierzak, et al. (2020). The profile of selected antioxidants in two courgette varieties from organic and conventional production. *Antioxidants* **9**(5): 404.

Kretschmer, N., L. Ribbe, et al. (2002). Wastewater reuse for agriculture. *Technology Resource Management & Development-Scientific Contributions for Sustainable Development* **2**: 37-64.

Kuenen, J. G. and L. Robertson (1988). Ecology of nitrification and denitrification. he nitrogen and sulphur cycles; 42nd symposium of the Society for General Microbiology held at the University of Southampton 161-218.

Kyambadde, J., F. Kansime, et al. (2004). A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. *Water research* **38**(2): 475-485.

Lazarova, V., B. Levine, et al. (2001). Role of water reuse for enhancing integrated water management in Europe and Mediterranean countries. *Water Science and Technology* **43**(10): 25-33.

Lee, C. g., T. D. Fletcher, et al. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in life sciences* **9**(1): 11-22.

Leiva, A. M., R. Núñez, et al. (2018). Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. *Ecological engineering* **120**: 116-125.

Leung, R., D. Li, et al. (2012). Integration of seawater and grey water reuse to maximize alternative water resource for coastal areas: the case of the Hong Kong International Airport. *Water Science and Technology* **65**(3): 410-417.

Leverenz, H. L., G. Tchobanoglous, et al. (2011). Direct potable reuse: a future imperative. *Journal of Water Reuse and Desalination* **1**(1): 2-10.

Liang, M.-Q., C.-F. Zhang, et al. (2011). Plant growth, community structure, and nutrient removal in monoculture and mixed constructed wetlands. *Ecological engineering* **37**(2): 309-316.

Libutti, A., G. Gatta, et al. (2018). Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable crop succession under Mediterranean conditions. *Agricultural Water Management* **196**: 1-14.

Liénard, A. (2010). Les filtres plantés de roseaux à écoulement vertical et alimentés en eaux usées brutes: bref historique et développements récents en France. *Journées techniques*: 1-9.

Lin-Lan, Z., Y. Ting, et al. (2019). The configuration, purification effect and mechanism of intensified constructed wetland for wastewater treatment from the aspect of nitrogen removal: A review. *Bioresource technology*: **293**:122086.

Lopez, A., A. Pollice, et al. (2006). Agricultural wastewater reuse in southern Italy. *Desalination* **187**(1-3): 323-334.

Mara, D. D., S. Cairncross, and World Health Organization (1989). *Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture: measures for public health protection*. World Health Organization.

Marchand, L., M. Mench, et al. (2010). Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: A review. *Environmental Pollution* **158**(12): 3447-3461.

Maryam, B. and H. Büyükgüngör (2019). Wastewater reclamation and reuse trends in Turkey: Opportunities and challenges. *Journal of Water Process Engineering* **30**: 100501.

Meneses, M., J. C. Pasqualino, et al. (2010). Environmental assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. *Chemosphere* **81**(2): 266-272.

Merino-Solís, M. L., E. Villegas, et al. (2015). The effect of the hydraulic retention time on the performance of an ecological wastewater treatment system: an anaerobic filter with a constructed wetland. *Water* **7**(3): 1149-1163.

Metahri, M. S. (2012). *Élimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes: cas de la STEP est de la ville de Tizi Ouzou*. Thèse de doctorat en Agronomie, Université de Tizi-Ouzou, Algérie.

- Mimeche, L. (2014). Etude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride-Application à la région de Biskra. Thèse de doctorat en sciences en Hydraulique, Université de Biskra, Algérie.
- Mitsch, W. J. and S. E. Jørgensen (2003). Ecological engineering and ecosystem restoration, John Wiley & Sons.
- Molle, P. (2012). Les filtres plantés de roseaux: évolution de la recherche et tendances actuelles. *Sciences Eaux and Territoires* **9**: 24-31.
- Müller, K. and P. Cornel (2017). Setting water quality criteria for agricultural water reuse purposes. *Journal of Water Reuse and Desalination* **7**(2): 121-135.
- Ouattara, J.-M. P., L. Coulibaly, et al. (2011). *Panicum maximum* (Jacq.) density effect upon macrofauna structure in sediments of pilot-scale vertical flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological engineering* **37**(2): 217-223.
- Panrara, A., T. Tondee, et al. (2016). Effect of plant density in constructed wetland on domestic wastewater treating efficiency. *International Journal of Applied and Physical Sciences* **2**(1): 7-12.
- Paris, H. S. (2001). History of the cultivar-groups of *Cucurbita pepo*. *Horticultural Reviews-Westport Then New York* **25**: 71-170.
- Paul, E. and F. Clark (1996). Soil microbiology and biochemistry. Academic Press, San Diego. Soil microbiology and biochemistry. 2nd ed. Academic Press, San Diego.
- Poulet, J., A. Terfous, et al. (2004). Stations d'épuration a lits filtrants plantes de macrophytes." *Courrier du Savoir* **5**: 103-106
- Prochaska, C. and A. Zouboulis (2009). Treatment performance variation at different depths within vertical subsurface-flow experimental wetlands fed with simulated domestic sewage. *Desalination* **237**(1-3): 367-377.
- Rafika, M. and A. Benhabib (2015). La Reutilisation Des Eaux Usee Traitees Dans L'agriculture. *les cahiers du mecas* **11**(1): 82-97.
- Reed, S. C. (1993). Subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment: a technology assessment. National Small Flows Clearinghouse, West Virginia University, USA **74**.

Rolnik, A. and B. Olas (2020). Vegetables from the Cucurbitaceae family and their products: Positive effect on human health. *Nutrition* **78**: 110788.

Rouphael, Y. and G. Colla (2005). Growth, yield, fruit quality and nutrient uptake of hydroponically cultivated zucchini squash as affected by irrigation systems and growing seasons. *Scientia Horticulturae* **105**(2): 177-195.

Saeed, T. and G. Sun (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management* **112**: 429-448.

Saidi Adimi, I. (2018). Recherche et analyse des résidus de pesticides dans la tomate et la courgette cultivées dans la région de Boudouaou et Douaouda. Thèse de doctorat en Sciences Agronomiques, Ecole Nationale Supérieure Agronomique, Algérie

Salehi, B., J. Sharifi-Rad, et al. (2019). Cucurbita plants: from farm to industry. *Applied Sciences* **9**(16): 3387.

Sano, D., M. Amarasiri, et al. (2016). Risk management of viral infectious diseases in wastewater reclamation and reuse. *Environment international* **91**: 220-229.

Scholz, M. and B. h. Lee (2005). Constructed wetlands: a review. *International Journal of Environmental Studies* **62**(4): 421-447.

Scruggs, C. E. and B. M. Thomson (2017). Opportunities and challenges for direct potable water reuse in arid inland communities. *Journal of Water Resources Planning and Management* **143**(10): 04017064.

Sekkoum M. , Y. K., Cheriti A, Draoui B (2012). Gestion des eaux non conventionnelles en regions arides par la reutilisation des eaux usees epurees (Cas d'Igli Bechar-Algerie). 1^{er} colloque international Eau et climat (Eau et climat du maghreb), Université de Rouen, France.

Shelef, O., A. Gross, et al. (2013). Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water* **5**(2): 405-419.

Shiwei, C., J. Zhaoqian, et al. (2019). Performance of constructed wetlands with different substrates for the treated effluent from municipal sewage plants. *Journal of Water Reuse and Desalination* **9**(4): 452-462.

Stefanakis, A. I., C. S. Akrotos, et al. (2009). Effluent quality improvement of two pilot-scale, horizontal subsurface flow constructed wetlands using natural zeolite (clinoptilolite). *Microporous and Mesoporous Materials* **124**(1-3): 131-143.

Stefanakis, A. I. and V. A. Tsihrintzis (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical engineering journal* **181**: 416-430.

Stottmeister, U., A. Wießner, et al. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology advances* **22**(1-2): 93-117.

Sun, G. and D. Austin (2007). Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite in lab-scale constructed wetlands: Evidence from a mass balance study. *Chemosphere* **68**(6): 1120-1128.

Tamrabet, L. (2011). Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage. Thèse de doctorat en sciences en Hydraulique, Université de Batna, Algérie.

Tchobanoglous, G., F. L. Burton, H. D. Stensel (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse*. American Water Works Association Journal **95**(5): 201

Tixier, N. (2003). Approche des propriétés rhéologiques de suspensions biologiques floculées. Thèse de doctorat en chimie et microbiologie de l'Eau, Université de Limoges, France.

Van Laere, P.-E. (2003). *Mémento de l'irrigation*. Collection «Manuels Techniques». Ingénieur. Assistance Internationale-Ingénieurs sans Frontiers, Bruxelles, Belgique.

Vasudevan, P., P. Griffin, et al. (2011). Localized domestic wastewater treatment: part I-constructed wetlands (an overview). *Journal of Scientific and Industrial Research* **70**: 583-594.

Vohla, C., R. Alas, et al. (2007). Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of the total environment* **380**(1-3): 66-74.

Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological engineering* **25**(5): 478-490.

Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the total environment* **380**(1-3): 48-65.

Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water* **2**(3): 530-549.

- Vymazal, J. (2011). Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia* **674**(1): 133-156.
- Vymazal, J. (2013). Plants in constructed, restored and created wetlands. *Ecological engineering* **61**: 501-504.
- Vymazal, J. and L. Kröpfelová (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow, *Springer science & business media* **14**.
- Wang, Y., Z. Cai, et al. (2019). Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *Science of the total environment* **710**: 134736.
- Webb, J., R. Quintã, et al. (2013). The effect of halophyte planting density on the efficiency of constructed wetlands for the treatment of wastewater from marine aquaculture. *Ecological engineering* **61**: 145-153.
- Weber, K. P. and R. L. Legge (2008). Pathogen removal in constructed wetlands. *Wetlands: Ecology, Conservation & Restoration*: 1-35.
- Xinshan, S., L. Qin, et al. (2010). Nutrient removal by hybrid subsurface flow constructed wetlands for high concentration ammonia nitrogen wastewater. *Procedia Environmental Sciences* **2**: 1461-1468.
- Xu, X., G. Mills, et al. (2019). The performance of a free surface and metal-removing constructed wetland: How a young wetland becomes mature. *Ecological engineering* **133**: 32-38.
- Yahiaoui, K., A. Ouakouak, et al. (2020). Domestic Wastewater Treatment by Vertical-Flow Filter Grown with *Juncus Maritimus* in Arid Region. *International Journal of Engineering Research in Africa, Trans Tech Publ* **47**: 109-117
- Yalcuk, A. and A. Ugurlu (2009). Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource technology* **100**(9): 2521-2526.
- Yang, Y., Y. Zhao, et al. (2018). Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. *Bioresource technology* **261**: 441-452.
- Youcef, S. and N. Seghairi (2022). Performance of polyculture constructed wetland compared with monoculture in treating domestic wastewater. *Journal of Applied Research in Water and Wastewater* **9**(1): 46-51.

Youcef, S., N. Segahairi, et R. Djoudi. (2022). Comparative Study between Two Substrates of Constructed Wetlands in the Treatment of Domestic Wastewater in Arid Regions. *Advanced Engineering Forum, Trans Tech Publ* **45**: 65-75.

Zaneti, R., R. Etchepare, et al. (2012). More environmentally friendly vehicle washes: water reclamation. *Journal of Cleaner production* **37**: 115-124.

Zhang, Z., Z. Rengel, et al. (2007). Nutrient removal from simulated wastewater using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in mono-and mixed-culture in wetland microcosms. *Water, air, and soil pollution* **183**(1): 95-105.

Zheng, Y., D. Yang, et al. (2020). Effects of plants competition on critical bacteria selection and pollutants dynamics in a long-term polyculture constructed wetland. *Bioresource technology* **316**: 123927.

Zhou, Q., H. Zhu, et al. (2017). Effects of vegetation and temperature on nutrient removal and microbiology in horizontal subsurface flow constructed wetlands for treatment of domestic sewage. *Water, Air, & Soil Pollution* **228**(3): 1-13.

Zhu, H., Q.-w. Zhou, et al. (2018). Influence of vegetation type and temperature on the performance of constructed wetlands for nutrient removal. *Water Science and Technology* **77**(3): 829-837.

Zhuang, L.-L., T. Yang, et al. (2019). The configuration, purification effect and mechanism of intensified constructed wetland for wastewater treatment from the aspect of nitrogen removal: A review. *Bioresource technology* **293**: 122086.

Zidan, A. R. A., M. M. El-Gamal, et al. (2015). Wastewater treatment in horizontal subsurface flow constructed wetlands using different media (setup stage). *Water Science* **29**(1): 26-35.