



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

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة محمد البشير الإبراهيمي برج بوعريريج
Université Mohammed El Bachir El Ibrahimi B.B.A

كلية علوم الطبيعة والحياة وعلوم الأرض والكون

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et des Sciences de la Terre et de l'Univers

قسم العلوم الفلاحية

Département des Sciences Agronomiques

Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de Master

Domaine des Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Agronomique

Spécialité : Aménagement hydroagricole

Intitulé :

**L'effet de la densité végétale sur l'élimination de la
matière organique des eaux usées par les zones humides
artificielles verticales (Étude de cas Phragmites australis)**

Présenté par :

Amara Rania & Beddiaf Assia

Soutenu le 11 / 06/ 2024, Devant le Jury :

	Nom & Prénom	Grade	Affiliation / institution
Président :	Mme. Salamani Amel	M	Faculté SNV-STU, Univ. de B.B.A.
Encadrant :	M. Aitmechedal Mouloud	PhdS	Faculté SNV-STU, Univ. de B.B.A.
Co-Encadrant :	M. Zorai Ameer	M	Faculté SNV-STU, Univ. de B.B.A.
Examineur :	M. Herizi Toufik	M	Faculté SNV-STU, Univ. de B.B.A.
Invité :	M. /Mme.		

Année Universitaire 2023/2024



Remercîment

Avant tout, louange à « Allah », qui nous a guidés sur le bon chemin tout au long de ce travail et nous a inspiré les bons pas et les justes réflexes

Tous d'abord, Nous tenons également à remercier notre encadreur, le professeur Monsieur : Aitmechedal Mouloud, pour ses précieuses orientation, ses conseils avisés ses critiques constructives et ses encouragement.


Nous tenons à exprimes notre profonde gratitude à notre Co-encadreur, Mr Zorai Ameer. Il nous a donné confiance et nous a accordé de nombreuses opportunités *durant la période de réalisation de ce mémoire, faisant preuve d'une grande patience.*

Nos remerciement vont également aux membres du jury qui nous ont fait l'honneur de juger notre travail.

Enfin, nous exprimons notre reconnaissance à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Un grand merci à tous....

Beddiaf Assia - Amara Rania



Dédicaces

Je dédie ce travail, comme preuve de respect, de gratitude, et de reconnaissance a

A mes très chers parents

A mon frère Sohaib

A mes sœurs Aya

Douaa et Hiba

A mon cher mari Choayb, pour la patience et le soutien dont il a fait preuve pendant toute la durée de ce travail

A ma belle-famille

A mon Co-encadreur Mr : Zorai Ameer merci pour votre patience, vos efforts intenses et votre disponibilité permanente

Rania

Dédicaces

Avec l'aide de Dieu le tout puissant est enfin achevé ce travail,

lequel je dédie à toutes personnes qui me sont chers: A l'homme de ma vie , qui a été mon ombre durant toutes les années des études, et qui a veillée tout au long de ma vie à m'encourager , à me donner l'aide et à me protéger , mon soutien moral et source de joie et de bonheur, Que dieux te garde, et te donne longue vie ♥Mon père que j'adore♥

A celle qui m'a donné la vie, la lumière de mes yeux, le symbole de tendresse de courage et d'Amour, la flamme de mon cœur votre bénédiction, et votre patience qui s'est sacrifiée pour mon bonheur et ma réussite. Que dieux te garde, te comble de santé, et te donne longue vie ♥Ma chère mère que j'adore♥

♥ À mes chers frères, Amine, Younes, Messoud♥ Pour vos encouragements continus,

Ma chère binôme Rania, je la remercie pour le courage qu'elle m'a donné et tous les moments qu'on a passé ensemble.

A mes amies Je ne peux trouver les mots justes et sincères pour vous exprimer mon affection et mes pensées, vous êtes pour moi des sœurs et des amies sur qui je peux compter. En témoignage de l'amitié qui nous unit et des souvenirs de tous les moments que nous avons passés ensemble, je vous dédie ce travail et je vous souhaite une vie pleine de santé et de bonheur.

Assia

Table de matière

<i>Table de matière</i>	
	Pag e
Table des matières.....	v
Liste des tableaux.....	vi
Liste des figures.....	vii
Résumé.....	viii
Introduction.....	02
2. Matérielles et méthodes.....	05
2.1. Site expérimentale.....	05
2.2. Caractéristiques de l'Installation expérimentale.....	05
2.3. Sélection et Préparation des plantes.....	07
2.4. Sélection du substrat.....	09
2.5. Échantillonnage et analyse de l'eau.....	10
2.5.1. Mesures sur site.....	11
a) Potentiel Hydrogène pH.....	11
b) Température T.....	11
c) Oxygène dissous.....	12
d) Conductivité électrique (CE) et salinité.....	12
e) Total des solides dissous (TDS).....	13
f) Turbidité.....	13
2.5.2. Analyse en laboratoire.....	14
a) Matières en suspension (MES).....	14
b) Demande chimique en oxygène (DCO).....	15
c) Demande biologique en oxygène DBO₅.....	16
2.6. Calcul et analyse statistique.....	17
3. Résultats et discussion.....	20
3.1. Introduction.....	20
3.2. Epuration des eaux usées par des systèmes de VFCWs.....	20
3.2.1. Concentration des eaux usées brutes et traitées.....	20
3.2.2. Performance des systèmes de zone humide artificielle (VFCWs).....	21
3.2.2.1. Variation de la température et pH.....	21
a) Température T.....	21
b) Potentiel hydrogène (pH).....	23
3.2.2.2. Conductivité électrique (CE), Salinité et TDS.....	24
a) Conductivité électrique (CE).....	24
b) Salinité et TDS.....	25
3.2.2.3. Matière en suspension et turbidité.....	27
a) Variation de la matière en suspension (MES).....	27
b) Variation de la turbidité TUR.....	28
3.2.2.4. Matière organique.....	29
a) Coefficient de biodégradabilité (Rapport DCO/ DBO₅).....	29
b) Variation de la l'Oxygène dissous (OD).....	30
c) Performance d'élimination de la DCO et variation de l'oxygène dissous.....	31
d) Performance d'élimination de la DBO₅ et variation de l'oxygène dissous.....	32
3.2.3. Comparaison des performances entre les systèmes VFCWs.....	34
Conclusion générale et perspectives.....	37
Références Bibliographiques.....	39
Annexe.....	44

Liste des tableaux

Liste des Tableaux

Tableaux	Titre	Page
Tableau 01	Paramètres de conception des unités expérimentales VFCWs.	06
Tableau 02	Classification botanique de <i>Phragmites australis</i>	09
Tableau 03	Volumes des d échantillon d'après les valeurs de la DCO	17
Tableau 04	Concentrations (Min - Max), moyennes \pm ET (mg/L), sauf Température (°C) et CE (mS/cm), et Ph (S unité), nombre d'échantillons (n=06).	21
Tableau 05	Efficacité d'élimination (%) de la pollution	21
Tableau 06	Ratios pour caractériser les eaux usées brutes	29
Tableau 07	Écart relatif entres les unités plantées et l'unité non plantée	34
Tableau 08	Écart relatif entres les unités de traitement	35

Liste des figures

Liste des figures

Figures	Titre	Page
Figure 01	Situation géographique de la région d'El Anasser.....	05
Figure 02	Vue de l'installation VFCWS à l'échelle expérimentale	06
Figure 03	Représentation schématique du système de zones humides artificielles VFCWs	07
Figure 04	Photo présentant l'espèce <i>Phragmites australis</i>	08
Figure 05	Photo présentant l'espèce <i>Phragmites australis</i> utilisée dans les expériences	08
Figure 06	Matériels de remplissage	09
Figure 07	Points d'échantillonnages	10
Figure 08	Multi paramètres WTW pour la mesure de la température et du Ph	12
Figure 09	Conductimètre.	13
Figure 10	Turbidimètre TB 300 IR	14
Figure 11	(a) Thermo réacteur CR 2200 et (b) spectrophotomètre WTW	16
Figure 12	DBO-mètre de type WTW OxiTop® Box	17
Figure 13	Evolution de la température à l'entrée et à la sortie des unités de traitement	22
Figure 14	Evolution du pH à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.	24
Figure 15	Evolution de la CE de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.	25
Figure 16	Evolution de la salinité de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.	26
Figure 17	Evolution de la MES de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.	28
Figure 18	Evolution de la TUR de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.	29
Figure 19	Evolution de l'OD de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement..	31
Figure 20	Evolution de la DCO de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.	32
Figure 21	Evolution de la DBO ₅ de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.	33

Abréviations

Liste des Abréviations

C_i	Concentration d'effluents à l'entrée
C_0	Concentration d'effluents à la sortie
CE	Conductivité électrique
CO_2	Dioxyde de carbone
CW	Constructed wetland
DBO_5	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène.
EPA	Environmental Protection Agency des États-Unis
JORA	Journal officiel de la république algérienne
K	Coefficient de biodégradabilité
MES	Matières en suspension
pH	Potentiel d'hydrogène
RE	Rendements d'élimination
T	Température
VFCW	Vertical flow constructed wetland

Résumé :

La densité végétale peut avoir un impact sur les rendements épuratoires dans les zones humides artificielles (CWs). Dans cette étude, l'effet de la densité maximale du plante *Phragmites australis* sur le rendement d'élimination des polluants organiques des eaux usées domestiques par les zones humides artificielles à écoulement vertical (VFCWs) à l'échelle expérimentale a été estimé. Trois lits ont été plantés avec *Phragmites australis* à 10 racines/m² (faible densité), deux autres à 20 et 30 racines/m² (haute densité). Un lit non planté a été utilisé comme témoin. Après deux mois (6 tests) de traitement des eaux usées, des résultats d'Analyses physico-chimiques des eaux brutes et traitées ont été collectés. La densité de la plante semble avoir un impact sur la performance de CWs. Les taux d'élimination de la matière organique (VFCW₀(Npl) : 67.93%, VFCW₁ : 69.95%, VFCW₂ : 82.48%, VFCW₃ : 83.09%; DCO et VFCW₀ (Npl) : 88.41%, VFCW₁ : 90.60%, VFCW₂ : 91.61%, VFCW₃ : 92.47%; DBO₅), de MES (VFCW₀(Npl) : 77.44%, VFCW₁ : 83.69%, VFCW₂ : 83.96%, VFCW₃ : 85.33%) et de la turbidité (VFCW₀(Npl) : 87.28%, VFCW₁ : 90.46%, VFCW₂ : 89.88%, VFCW₃ : 90.95%) étaient plus élevés de (2.02% ; VFCW₁, 14.55% ; VFCW₂ et 15.16% ; VFCW₃ : DCO), (2.19% ; VFCW₁, 3.2% ; VFCW₂ et 4.06% ; VFCW₃ : DBO₅), (6.25% ; VFCW₁, 6.52% ; VFCW₂ et 7.89% ; VFCW₃ : TSS), et (3.18% ; VFCW₁, 2.6% ; VFCW₂ et 3.67% ; VFCW₃ : TUR). Le VFCW₃ avec la densité 30 racines/m² ont démontré la plus grande efficacité, indiquant que cette conception est une solution efficace et durable basée sur la nature pour le traitement des eaux usées.

Mots clés : Zones humides artificielles, Écoulement Vertical, *Phragmites australis*, Densité végétale, Performance.

Abstract:

The plant density can have an impact on the purification yields in constructed wetlands (CWs). In this study, the effect of the maximum density of the *Phragmites australis* plant on the removal efficiency of organic pollutants from domestic wastewater by vertical flow constructed wetlands (VFCWs) on an experimental scale was estimated. Three beds were planted with *Phragmites australis* at 10 roots/m² (low density), two others at 20 and 30 roots / m² (high density). An unplanted bed was used as witnesses. After two months (6 tests) of wastewater treatment, physico-chemical analysis results of raw and treated water were collected. The density of the plant seems to have an impact on the CW performance. The elimination rates of organic matter (VFCW₀(Npl):67.93%, VFCW₁:69.95%, VFCW₂: 82.48%, VFCW₃: 83.09%; COD and VFCW₀(Npl): 88.41%, VFCW₁: 90.60%, VFCW₂: 91.61%, VFCW₃: 92.47%; BOD₅), of TSS (VFCW₀ (Npl): 77.44%, VFCW₁: 83.69%, VFCW₂: 83.96%, VFCW₃: 85.33%) and turbidity (VFCW₀ (Npl): 87.28%, VFCW₁: 90.46%, VFCW₂: 89.88%, VFCW₃: 90.95%) were higher by (2.02%; VFCW₁, 14.55%; VFCW₂ and 15.16%; VFCW₃: COD), (2.19%; VFCW₁, 3.2%; VFCW₂ and 4.06%; VFCW₃: BOD₅), (6.25%; VFCW₁, 6.52%; VFCW₂ and 7.89%; VFCW₃: TSS) ,and (3.18%; VFCW₁, 2.6%; VFCW₂ and 3.67%; VFCW₃: TUR) . The VFCW₃ with the density 30 roots/m² has demonstrated the greatest efficiency, indicating that this design is an efficient and sustainable solution based on nature for wastewater treatment.

Keywords: constructed wetlands, Vertical Flow, *Phragmites Australis*, Plant density, Performance.

Introduction

1. Introduction

L'eau est essentielle à toute forme de vie sur terre. Mais parfois, une partie de cette eau vitale que nous utilisons au quotidien finit par être polluée et devenir nocive. Ces eaux polluées sont appelées "eaux usées" (Collin, 2019).

La pollution de l'eau est causée par différents facteurs tels que la croissance démographique, l'intensification industrielles et agricoles. Aujourd'hui représente un sérieux défi (Negm 2020). De plus, des problèmes de mobilisation et de mauvaise réutilisation des ressources en eau en raison de manque de la bonne maîtrise des stations d'épuration, ont conduit à l'absence de conservation des ressources en eau (Boudjadja 2003).

Les eaux usées contiennent des résidus chimiques issus des lessives, des produits d'entretien et d'autres polluants provenant des habitations et des usines. Lorsqu'elles sont rejetées dans la nature sans traitement préalable, ces eaux usées peuvent gravement nuire à l'environnement. En se déversant dans les rivières, les lacs et les océans, elles risquent de rendre malades les poissons et autres animaux aquatiques. Elles peuvent également contaminer l'eau que nous utilisons pour la baignade ou la consommation (Baumont et al., 2014).

Il est donc essentiel de traiter ces eaux usées avant de les rejeter dans le milieu naturel. Des systèmes de traitement comme les stations d'épuration, qui utilisent des procédés biologiques et physico-chimiques, permettent d'éliminer une grande partie de la pollution. Aidés par ces infrastructures, nous pouvons préserver la qualité de l'eau, cette ressource vitale pour l'ensemble du vivant (Zhou, 2001).

Afin de traiter les eaux usées et les rendre à nouveau propres, plusieurs méthodes sont employées. On distingue trois grandes catégories de procédés de traitement : Les procédés physiques, les procédés chimiques, et les procédés biologiques. C'est généralement par une combinaison de ces différentes méthodes que les stations d'épuration parviennent à éliminer les multiples contaminants présents dans les eaux usées industrielles. Le choix des procédés dépend de la nature des polluants et du degré d'épuration à atteindre (Berland et al., 2001 ; Chevalier Gary, 2015).

L'installation de stations de traitement des eaux usées classiques au sein de petites communautés isolées se heurte à plusieurs obstacles. D'une part, ces infrastructures ont un coût élevé que ces communautés ne peuvent souvent pas assumer financièrement (Chevalier Gary, 2015). D'autre part, leur fonctionnement nécessite une consommation importante d'électricité et de réactifs chimiques, difficilement viable pour de petites

Introduction

structures (Chevalier Gary, 2015). Ce qui nous a amenés à réfléchir au traitement des eaux usées par des stations de traitement non classiques, convenables et non coûteuses. Ce système est basé sur l'utilisation de plantes, c'est un système écologique, économique, qui ne provoque ni bruit ni odeur et simple dans sa mise en œuvre (Vymazal, 2005).

Les zones humides artificielles, également appelées « Constructed wetland » (CW), sont des systèmes artificiels spécialement conçus pour le traitement des eaux usées. Ces systèmes font appel à des processus naturels et impliquent l'utilisation de médias filtrants, de végétation et de communautés microbiennes (Iqbal et al., 2020). L'utilisation des CWs comme moyen de traitement des eaux usées ne cesse de gagner en popularité (Sigrist, 2017). De nombreuses configurations et conditions opérationnelles ont fait l'objet de recherches approfondies et ont été mises en œuvre pour le traitement de différents types d'eaux usées, y compris les effluents domestiques et industriels. Les CWs offrent une approche respectueuse de l'environnement en matière de traitement des eaux usées et sont relativement simples à entretenir. Le traitement des eaux usées dans les CW englobe une gamme de processus, tels que la filtration, l'adsorption, la précipitation, l'échange d'ions, l'absorption par les plantes, ainsi que la dégradation microbienne aérobie et anaérobie. Par rapport aux systèmes de traitement classiques, il a été observé que les CW nécessitent des coûts d'investissement et d'exploitation inférieurs, ce qui les rend plus accessibles et durables sur le plan économique (Van-Biervliet et al., 2020). Par conséquent, les CW présentent un potentiel d'application important dans les pays en développement tels que l'Inde, où les considérations d'impact environnemental et d'accessibilité sont primordiales.

Les plantes jouent un rôle clé dans le fonctionnement des zones humides artificielles pour le traitement des eaux usées. La diversité des espèces végétales peut notamment améliorer la productivité et l'efficacité épuratoire du système. Toutefois, l'influence de la densité de plantation est un facteur largement négligé jusqu'à présent (Shelef et al., 2013).

Pour combler ce manque, nous avons mené une étude expérimentale basée sur la culture d'une espèce végétale courante selon trois densités différentes (10, 20 et 30 plants par m²). Plusieurs paramètres ont ensuite été mesurés : matières en suspension (MES), demande biologique et chimique en oxygène (DBO₅, DCO), et de la turbidité.

Cette étude souligne l'importance d'un choix adapté de la densité de végétaux pour optimiser le traitement par zones humides artificielles.

Matérielles et Méthodes

2. Matérielles et méthodes

2.1. Site expérimentale

L'expérience a été menée dans la cour de la faculté des sciences et de la vie de l'université de Bordj Bou Arreridj, située dans la ville d'El Anasser (**Figure 1**), dans le nord-est de l'Algérie ($36^{\circ} 02' 23''$ Nord, $4^{\circ} 49' 06''$ Est). La zone caractérisée par un climat de type méditerranéen avec des précipitations d'environ 500 millimètres. La température moyenne se situe entre 10°C en janvier et 30°C en juillet. Les vents dominants sont le sirocco et le chergui, qui peuvent souffler avec une certaine intensité et affecter la température et l'humidité de la région.

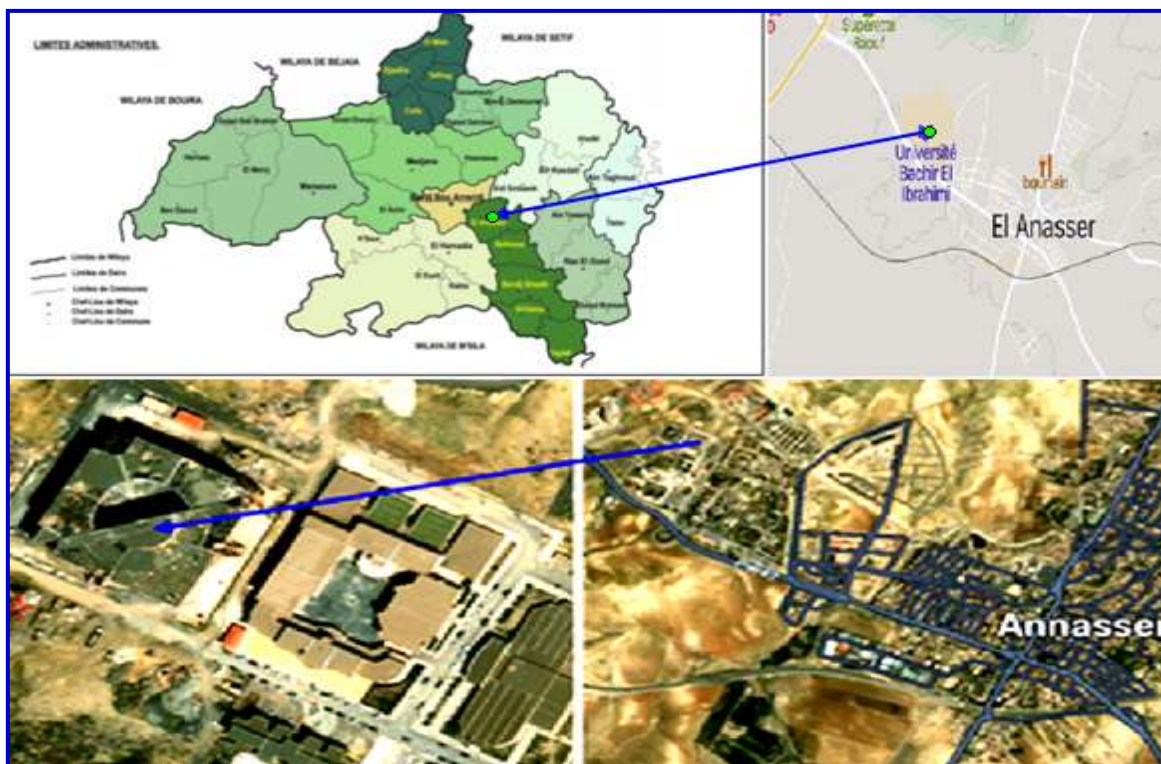


Figure 1 | Situation géographique de la région d'El Anasser.

2.2. Caractéristiques de l'installation expérimentale

La zone humide artificielle à flux vertical « vertical flow constructed wetland » (VFCW) à l'échelle pilote était composé de quatre lits en plastique séparés ($D \times H = 0.40 \text{ m} \times 0.35$), donnant une surface pour chaque lit de ($S = 0.125 \text{ m}^2$). Les lits ont été remplis du fond à la surface par 0.1 m de gravier grossier ($\text{Ø} 20\text{-}25 \text{ mm}$), 0.2 m de gravier moyen ($\text{Ø} 15\text{-}10 \text{ mm}$) et 0.05 m de sable fin ($\text{Ø} 3 \text{ mm}$), respectivement (**Figure 2**). Le gravier utilisés pour le remplissage des lits ont été lavés pour éliminer l'argile, le limon et la matière organique. Trois lits ont été plantés à des densités différentes avec de jeunes plantes de *Phragmites australis*. Le premier avec une densité de (10 plante/m^2), le

Matérielles et Méthodes

deuxième avec (20 plante/m²), le troisième avec (30 plante/m²) et un quatrième lit non planté a également été mis en place comme témoin.

Pour la distribution d'eau, l'eau est distribuée individuellement et directement à toutes les unités (distribution non continue), et pour l'échantillonnage de l'eau traitée, des vannes sont placées à la fin de chaque unité. la représentation schématique du système de zones humides artificielles est illustré à la **Figure 3**.



Figure 2 | Vue de l'installation VFCWS à l'échelle expérimentale

Le résumé des paramètres de conception des zones humides artificielles à écoulement vertical à l'échelle expérimentale est présenté dans le **tableau 1**.

Tableau 1 | Paramètres de conception des unités expérimentales VFCWs.

Parameters	Zone humide artificielle			
	VFCWNpl	VFCWp (1)	VFCWp (2)	VFCWp (3)
Sens d'écoulement	Vertical	Vertical	Vertical	Vertical
Type d'unités	Contrôle	10 plante/m ²	20 plante/m ²	30 plante/m ²
Espèces végétales	sans plantes	<i>P. australis</i>	<i>P. australis</i>	<i>P. australis</i>
Surface (m²)	0.125	0.125	0.125	0.125
Profondeur (m)	0.35	0.35	0.35	0.35
Diamètre	0.40	0.40	0.40	0.40
Profondeur, type du matériau	030, Graviers de rivière multicouches, 0.1 m de gravier grossier (Ø 20-25 mm) 0.2 m de gravier moyen (Ø 15-10 mm) 0.05 m de sable fin (Ø 3 mm)			
Taux de chargement hydraulique HLR	14 L/jour/ lits			
Temps de rétention hydraulique HRT	3 jour			

Le système a été conçu pour avoir un volume d'eau de 14 L/jour/ lits. Le temps de rétention hydraulique théorique (TRH) est de trois jours. Les eaux usées s'écoulent par gravité de haut en bas, les solides en suspension se déposent à la surface des bassins et à travers les ports. Ensuite, l'effluent s'écoule du bassins de traitement vers les robinets de l'échantonnage.

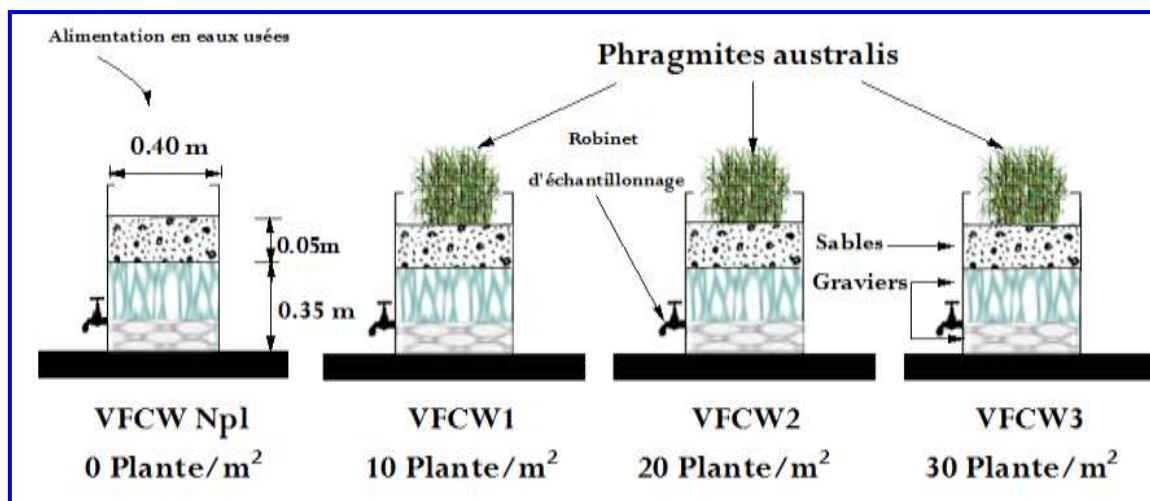


Figure 3 | Représentation schématique du système de zones humides artificielles HFCWs.

2.3. Préparation et sélection des plantes

Les VFCWs plantées d'une espèce végétale appelée *Phragmites australis* avec des densités différentes. Les plantes de *Phragmites australis* (Figure 4, 5) ont été récoltées au début du mois de février. Les plants en bonne santé ont été soigneusement lavés à plusieurs reprises avec de l'eau distillée afin d'éliminer les tissus végétaux morts ainsi que les particules et les micro-algues qui adhéraient aux plantes. Par la suite, les espèces végétales ont été plantées dans les bassins du système de traitement des eaux usées le même jour.

Pendant la période d'acclimatation et de croissance, Le système a été alimenté en eau douce, puis de l'eau usée a été ajoutée progressivement pour atteindre 100 % d'eaux usées.



Figure 4 | Photo présentant l'espèce *Phragmites australis*

Phragmites australis, est une plante indigène en Amérique du Nord. Elle est souvent utilisée dans les CWs pour le traitement des eaux usées en raison de sa capacité à absorber les nutriments tels que l'azote et le phosphore (Scholz, 2006).



Figure 5 | Photo présentant l'espèce *Phragmites australis*

La plante est facilement reconnaissable grâce à sa longueur du chaume (tiges florifères) peut atteindre 3.5 à 4.0 mètres. La racine de *Phragmites australis* est une racine fasciculaire typique dont la section à haute densité est de 30 à 60 cm sous la surface. Plus bas à la profondeur de 60 cm jusqu'à l'extrémité maximale des racines de 70 cm, la densité diminue et les racines sont faciles à servir. Le but de cette étude est d'évaluer quantitativement la capacité du *Phragmites australis* à éliminer la matière organique de différents niveaux d'eaux usées traversant une zone humide verticale. Le **tableau 2** présente la classification botanique de *Phragmites australis*.

Tableau 2 | Classification botanique de *Phragmites australis* (Mishra *et al.*, 2013).

Rang	Nom scientifique
Règne	Plantae
Sous-règne	Tracheobionta
Division	Magnoliophyta
Classe	Liliopsida
Sous-classe	Commelinidae
Ordre	Cyperales
Famille	Poaceae
Genre	Phragmites
Espèce	Phragmites australis

2.4. Sélection du substrat

Les zones humides artificielles utilisent généralement des matériaux granulaires tels que le sable, le gravier, les écorces, la perlite et les argiles expansées comme substrats. Le gravier est souvent privilégié en raison de son coût avantageux, de sa disponibilité et de sa grande surface de contact pour les microorganismes impliqués dans la dégradation des polluants. Il est important que les graviers utilisés aient une granulométrie comprise entre 3 mm et 25 mm, répartie comme suit : une première couche de 20 à 25 mm, une deuxième couche de 10 à 15 mm et une troisième couche de 3 mm (**Figure 6**), afin d'éviter le colmatage du filtre et d'assurer une perméabilité suffisante. La composition chimique du substrat joue également un rôle important dans la croissance des plantes et l'efficacité du traitement des nutriments. Il est donc conseillé de sélectionner un substrat avec un pH et une conductivité adaptés aux espèces végétales choisies et aux conditions locales.

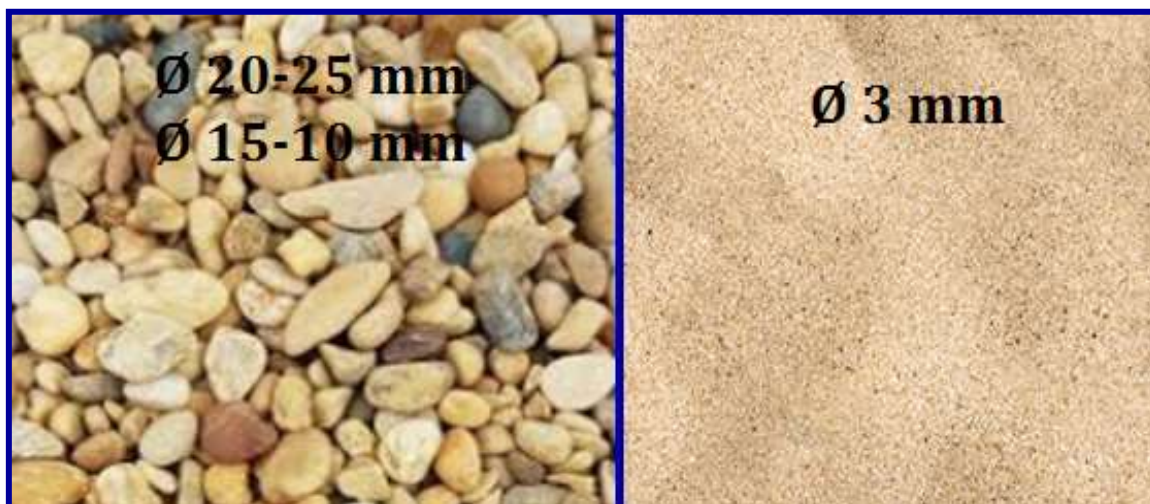


Figure 6 | Matériels de remplissage
(Un mélange de galets de vallée Ø entre 3 mm et 25 mm)

Les VFCWs étaient alimentés en eau polluée une fois par semaine avec 14 litres. Chaque semaine, les cellules les cellules sont irriguées avec des eaux usées urbaines provenant du rejet de la ville d'El Anasser.

2.5. Échantillonnage et analyse de l'eau

Le processus d'échantillonnage de l'eau usée à des fins d'analyse est une étape important pour obtenir des résultats fiables. Ce procédé consiste à prélever des échantillons représentatifs de la qualité de l'eau dans les entrées et les sorties des bassins de traitement. Il est important de prélever régulièrement ces échantillons, de les conserver dans des flacons stérilisés et de les transporter au laboratoire dans des conditions appropriées.

Les paramètres spécifiques à analyser peuvent varier en fonction des objectifs de l'étude et peuvent inclure la qualité physicochimique de l'eau, la présence de micro-organismes et de contaminants chimiques. En substance, l'échantillonnage de l'eau usée nécessite une attention particulière afin de garantir des résultats précis et fiables. Afin de mesurer la qualité de l'eau, des échantillons d'eau ont été prélevés à l'entrée et à la sortie de chaque filtre après une période de 3 jours (**Figure 7**). Le système a fonctionné dans les mêmes conditions de charge organique et de taux de charge hydraulique pour les quatre types de zones humides artificielles à flux vertical.



Figure 7 | Points d'échantillonnages.

Notre enquête s'est concentrée sur l'examen de l'analyse physicochimique des principaux facteurs significatifs et universels, qui fonctionnent comme des marqueurs de la contamination des eaux usées. L'ensemble des analyses physico-chimiques a été effectué dans le laboratoire de la faculté des sciences de technologie de l'université de BBA. À

intervalles réguliers de deux fois par mois, des échantillons ont été prélevés pour la durée de la période de recherche pour tous les paramètres examinés.

Les eaux entrantes et sortantes des VFCWs ont été soumises à des tests pour divers paramètres. Le prélèvement d'échantillons d'entrée et de sortie a été réalisé immédiatement pour mesurer la température (T, °C), l'oxygène dissous (OD, mgO₂/L), le potentiel hydrogène (pH), la conductivité électrique (CE, mS/cm) à l'aide d'un multimètre modèle WTW. La turbidité (TUR, NTU) a été mesurée à l'aide d'un turbidimètre TB 300 IR. Les matières en suspension (MES, mg/L) ont été évaluées conformément à la méthode normalisée d'examen de l'eau et des eaux usées, NF T90-105 (AFNOR, 1999). La demande biochimique en oxygène (DBO₅, mg/L) a été évaluée par le test de DBO de 5 jours utilisant des capteurs de gaz de tête OxiTop (OxiTop ® WTW box). La demande chimique en oxygène (DCO, mg/L) a été mesurée selon la méthode au bichromate conformément à la directive ISO 6060 (ISO, 1989).

2.5.1. Mesures sur site

a) Potentiel Hydrogène pH

Le potentiel hydrogène, ou pH, est un indicateur de l'acidité ou de la basicité d'un environnement aqueuse (APHA et al., 2012). Il exerce une influence significative sur l'activité et la croissance des bactéries, ainsi que sur la solubilité des composés (Morin et al., 2017).

La mesure du pH est effectuée à l'aide d'un pH-mètre de laboratoire numérique calibré. Le bécher et la sonde du pH-mètre sont rincés à l'eau distillée. Un échantillon d'essai est placé dans le bécher rincé. La valeur du pH est ensuite lue directement sur l'écran de l'appareil (WTW) une fois la stabilisation réalisée.

b) Temperature (T)

La température représente également un paramètre abiotique important qui régit la plupart des réactions physiques, chimiques et biologiques dans les milieux aquatiques. Elle impacte la solubilité des gaz dans l'eau ainsi que la vitesse des réactions chimiques et biochimiques. Les variations de température peuvent perturber l'équilibre des écosystèmes aquatiques (Bonacina et al., 2023).

Pour mesurer ce paramètre, nous avons utilisé un Multiparameter WTW (Figure 8), Les sondes du multiparameter ont été soigneusement rincées à l'eau désionisée entre chaque prise de mesure, puis essuyées avec des lingettes sèches non pelucheuses et

conservées. L'échantillon a été placé dans un bécher, et la lecture a été effectuée une fois que la mesure s'est stabilisée.

c) Oxygène dissous (OD)

La mesure de l'oxygène dissous est extrêmement significative et bénéfique, car elle sert de référence pour les tests de demande biochimique en oxygène et les taux d'absorption. Une concentration d'oxygène faible peut inhiber la nitrification, tandis qu'une concentration élevée peut provoquer une nitrification excessive (**Bourrier & Satin, 2010**). Sur le terrain, les relevés de l'oxygène dissous ont été réalisés sur les eaux usées brutes et après le traitement dans l'effluent traité.

Pour mesurer l'oxygène dissous, il faut d'abord ouvrir l'appareil et laver l'électrode avec de l'eau distillée. Ensuite, on prélève 100 ml d'échantillon et on les place dans un bécher. On plonge alors l'électrode de l'appareil dans le bécher et on la laisse se stabiliser. Une fois que les mesures sont stables sur l'appareil, on enregistre les résultats. Il est important de prendre les lectures directement à partir de l'appareil pour assurer une mesure précise.

c) Conductivité électrique (CE) et salinité

La conductivité électrique est une mesure essentielle pour évaluer la concentration de sels dissous dans l'eau, comprenant notamment les sulfates, les chlorures, le calcium, le sodium et le magnésium. Son importance croît avec l'élévation de la température de l'eau et la présence de sels dissous. La CE des eaux usées est principalement influencée par la qualité de l'eau potable utilisée, et les activités industrielles dans les zones urbaines. Cette grandeur est généralement exprimée en siemens (S) ou en microsiemens (μS) (**Morin et al., 2017**). La mesure de la conductivité a été effectuée à l'aide d'un Multiparameter Model WTW.

Pour effectuer la mesure, on allume d'abord l'appareil. Ensuite, on règle l'appareil sur le mode approprié pour le milieu à mesurer, soit le mode de conductivité électrique, salinité ou TDS selon le cas. Une fois l'appareil correctement réglé, on plonge la sonde dans le flacon contenant l'échantillon à analyser.

s) Total des solides dissous (TDS)

Le total des solides dissous représente la somme des substances minérales, organiques et inorganiques dissoutes dans l'eau, généralement mesurée en mg/L ou en

ppm. Les sels inorganiques tels que le potassium, le calcium, le magnésium, le sodium, les carbonates, les nitrates, les bicarbonates, les chlorures et les sulfates contribuent au TDS (**Catherine Boutin et al, 2009**). La mesure de la TDS a été effectuée à l'aide d'un Multiparameter Model WTW (La même protocole utilisée pour mesurer la conductivité électrique et la salinité).

g) Turbidité

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence de matières en suspension fines, comme les argiles, les limons, les grains de silice et les microorganismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence de matières colloïdales d'origine organique ou minérale. Les unités utilisées pour exprimer la turbidité proviennent de la normalisation ASTM (American Society for Testing Material) qui considère que les trois unités suivantes sont comparables : Unité JTU (Jackson Turbidity Unit) = unité FTU (Formazine Turbidity Unit) = unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit) (**Selon Rejsek 2002**).

La mesure de la turbidité a été effectuée à l'aide d'un turbidimètre TB 300 IR. On commence par remplir le tube de mesure avec l'échantillon à analyser. Ensuite, on essuie soigneusement l'extérieur du tube de mesure. On introduit alors le tube dans la chambre prévue à cet effet sur l'appareil de mesure. Une fois le tube correctement inséré, on ferme la chambre. À ce stade, il ne reste plus qu'à lire directement le résultat affiché par l'appareil.

2.5.2. Analyse en laboratoire

a) Matières en suspension (MES)

L'objectif de cette étude est d'évaluer la concentration en matières en suspension (MES) dans un échantillon d'eau. Pour ce faire, des échantillons d'eau de 100 ml, préalablement homogénéisés, ont été préparés et filtrés à travers une membrane de 0,45 µm. Ensuite, les filtres contenant les MES ont été séchés à 105 °C pendant une heure, et ce processus a été répété jusqu'à obtention d'un poids constant. La différence entre le poids initial et le poids final du filtre correspond à la concentration totale en MES. Cette méthode d'analyse est conforme aux normes NF T90-105 (**AFNOR, 1997**).

Méthode de filtration

Matérielles et Méthodes

La méthode de filtration est employée pour évaluer les matières en suspension (MES) dans un échantillon d'eau. Pour ce faire, l'équipement requis comprend une balance électronique de précision, une étuve à 105°C, un dessiccateur, une pompe à vide, des filtres en papier avec des pores de diamètre 0,45 µm, des agitateurs vibrants et une centrifugeuse à vitesse moyenne. La procédure débute en imbibant le filtre en papier avec de l'eau distillée et en le plaçant dans l'étuve à 105°C pendant 2 heures, puis en le pesant à vide pour obtenir son poids initial, noté M₀. Un échantillon de 100 ml est aspiré à travers le filtre en papier à l'aide d'une pompe à vide, puis rincé avec de l'eau distillée. Le filtre en papier est retiré à l'aide de pinces, séché dans l'étuve à 105°C et pesé pour obtenir son poids final, noté M₁. Les MES sont calculées selon la formule (Eq I), où M₀ représente la masse du filtre en papier avant utilisation en grammes, M₁ représente la masse du filtre en papier après utilisation en grammes et V représente le volume d'eau utilisé en millilitres.

$$\text{MES} = (M_1 - M_0)/V \quad \text{Eq (I)}$$

Méthode Dichromate ISO 6060-1989, DIN 38409- H41-H44

La méthode utilisée pour mesurer la DCO est conforme aux normes ISO 6060-1989 et DIN 38409-H41-H44. Pour cela, nous avons utilisé un spectrophotomètre (DR3900), un thermo-réacteur et une pipette jaugée de 2 ml. Les réactifs DCO (LCK 314) ont été employés pour les faibles concentrations et les réactifs DCO (LCK 114) pour les concentrations élevées. La procédure consistait à ajouter 2 ml d'échantillon au tube de réactif DCO, à agiter, puis à placer le tube fermé dans le réacteur DCO et à chauffer pendant deux heures à 148°C. Après refroidissement à température ambiante, l'extérieur de la cuve a été soigneusement nettoyé et le tube a été inséré dans le spectrophotomètre (WTW), où la valeur en mg/L a été directement relevée.

c) Demande biologique en oxygène DBO5

La mesure de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO) revêt une importance cruciale pour évaluer la contamination d'origine domestique et industrielle aux points d'entrée et de sortie des Stations d'Épuration des Eaux Usées (STEP). Pour cette analyse, nous avons employé un DBO-mètre de type WTW OxiTop® Box, où chaque échantillon a été incubé à 20°C pendant une période de cinq jours. Des gouttes d'inhibiteur de nitrification ont été introduites pour prévenir ce processus. Ce test reflète la pression générée par la consommation d'oxygène par les microorganismes, engendrant ainsi du

Matérielles et Méthodes

CO₂, absorbé par des pastilles d'hydroxyde de sodium (NaOH). Les valeurs de pression mesurées ont été enregistrées dans les têtes OxiTop sous forme de DBO₅.

L'équipement utilisé pour cette analyse comprend un DBO-mètre de type WTW OxiTop ® Box (**Figure 12**), un agitateur magnétique, des bouteilles brunes de 500 mL et un réfrigérateur maintenu à une température de 20°C. Des gouttes d'inhibiteur de nitrification ainsi que des pastilles d'hydroxyde de sodium ont été ajoutées à chaque échantillon pour absorber le CO₂ produit par les microorganismes. Les volumes d'échantillons pour l'analyse de la DBO₅ ont été calculés en fonction de la DCO, et les résultats ont été exprimés en mg/L pour la DBO₅ et la DCO.

Pour savoir quels volumes seront analysés pour le DBO₅, la DCO doit être sélectionnée. Pour l'eau urbaine, le volume de l'échantillon d'essai est calculé par la relation (**Eq II**)

$$\text{DBO}_5 = \text{DCO} \times 0,8 \quad \text{Eq (III)}$$

Où :

DBO₅: Demande biologique en oxygène en mg/l.

DCO : Demande chimique en oxygène en mg/l.

Le Tableau 3 indiqué les volumes des échantillons d'après les valeurs de la DCO.

Tableau 3 | Volumes des échantillon d'après les valeurs de la DCO (**Morin-Crini et al., 2017**).

La charge	DCO (mg/l)	Prise d'essai (ml)	Facteur	KOH
Très faible	0 – 40	432	1	1 goutte
Faible	0 – 80	365	2	2 gouttes
Moyenne	0 – 200	250	5	2 gouttes
Plus que moyenne	0 – 400	164	10	4 gouttes
Un peu chargée	0 – 800	97	20	4 gouttes
Chargée	0 – 2000	43.5	50	4 gouttes
Très chargée	0 – 4000	22.7	100	5 gouttes

2.6. Calcul et analyse statistique

L'efficacité d'élimination (R%) pour chaque variable a été calculé en appliquant l'équation (1) en comparant les concentrations d'influents (C_i) et d'effluents (C₀) dans l'eau (**Kadlec et Wallace, 2008**).

$$\text{RE} = \left[\frac{C_i - C_0}{C_i} \right] \times 100 \quad \text{Eq (1)}$$

Matérielles et Méthodes

Où C_i et C_0 sont les concentrations d'entrée et de sortie exprimées en mg/L, respectivement.

L'évaluation statistique de l'efficacité du système de zones humides artificielles a été réalisée en comparant les concentrations moyennes de différents paramètres physico-chimiques dans l'effluent, tout en maintenant des conditions opérationnelles similaires. Cette évaluation a été réalisée à l'aide d'un logiciel statistique spécialisé, en particulier le logiciel Origin (2018). Pour ce faire, un test ANOVA unidirectionnel a été utilisé, avec un niveau prédéterminé de signification statistique fixé à 0,05. Par la suite, le test de Tukey (LSD) a été exécuté pour discerner d'éventuelles disparités entre les moyennes. L'identification des différences statistiquement significatives était basée sur l'écart type et la méthode d'analyse de la variance.

Résultats et Discussion

3. Résultats et discussion

3.1. Introduction

Dans cette expérience, nous avons mené des tests pour évaluer la capacité de la plante *Phragmites australis* à éliminer les polluants organiques et les nutriments du milieu. Pour ce faire, nous avons utilisé des zones humides artificielles à écoulement vertical (VFCWs) à des fins expérimentales. L'objectif de cette étude était de déterminer le nombre optimal de plantes dans les VFCWs pour atteindre le pourcentage le plus élevé d'élimination des polluants, ainsi que d'évaluer les performances de la plante *Phragmites australis* dans ce contexte.

3.2. Epuration des eaux usées par des systèmes de CWs

3.2.1. Concentration des eaux usées brutes et traitées

Pour caractériser les eaux usées de la ville d'El Anasser, notamment celles rejetées par l'agglomération, nous avons effectué des analyses physico-chimiques sur plusieurs paramètres. Ces paramètres incluent la demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO_5), la demande chimique en oxygène (DCO), les matières en suspension (MES), la turbidité (TUR), la salinité, l'oxygène dissous (OD), le pH, la conductivité électrique (CE), et la température (T). Les concentrations moyennes des eaux usées brutes et des eaux traitées sont présentées dans le **Tableau 4**, tandis que les rendements d'élimination sont répertoriés dans le **Tableau 5**.

Résultats et Discussion

Tableau 4 | Concentrations (Min - Max), moyennes \pm ET (mg/L), sauf Température ($^{\circ}$ C) et CE (mS/cm), et pH (S unité), nombre d'échantillons (n=06), (**signification statistique**).

Concentrations des différents paramètres des eaux usées brutes et traitées					
Pars	Eaux usées (WW)	VFCW ₀ (Npl) 0 Plante	VFCW ₁ (P. Australis) 10 Plante /m ²	VFCW ₂ (P. Australis) 20 Plante /m ²	VFCW ₃ (P. Australis) 30 Plante /m ²
T	16.95 \pm 4.27 13 - 25	16.55 \pm 3.53 ^{NS} 12.6 - 22	16.05 \pm 3.62 ^{NS} 10.8 - 20	15.83 \pm 3.38 ^{NS} 11.2 - 19.8	15.81 \pm 4.12 ^{NS} 10.9 - 22
pH	7.49 \pm 0.077 7.41 - 7.64	7.30 \pm 0.235 ^(1,2,3) 6.88 - 7.55	6.83 \pm 0.164 ^(EU,0) 6.71 - 7.15	6.84 \pm 0.103 ^(EU,0) 6.73 - 6.99	6.91 \pm 0.068 ^(EU,0) 6.79 - 6.99
EC	4.50 \pm 0.20 4.3 - 4.76	3.12 \pm 0.60 ^(EU,1,2,3) 2.08 - 3.76	2.17 \pm 0.28 ^(EU,0) 1.83 - 2.45	1.71 \pm 0.34 ^(EU,0) 1.33 - 2.17	1.56 \pm 0.36 ^(EU,0) 1.14 - 2.1
OD	0.51 \pm 0.18 0.29 - 0.79	2.39 \pm 1.64 ^{NS} 0.63 - 4.96	3.96 \pm 0.88 ^(EU) 2.44 - 4.98	3.86 \pm 1.24 ^(EU) 2.37 - 5.23	4.95 \pm 1.36 ^(EU,0) 2.75 - 6.86
Sal	1.80 \pm 0.485 1.3 - 2.3	1.38 \pm 0.194 ^{NS} 1.2 - 1.7	0.98 \pm 0.172 ^(EU) 0.7 - 1.2	0.91 \pm 0.075 ^(EU,0) 0.8 - 1.0	0.91 \pm 0.121 ^(EU,0) 0.7 - 1.0
TUR	106.3 \pm 15.46 89 - 132	13.13 \pm 4.31 ^(EU) 8.1 - 18.9	9.37 \pm 6.74 ^(EU) 4.0 - 22.6	10.03 \pm 6.77 ^(EU) 3.0 - 19	9.0 \pm 6.26 ^(EU) 3.0 - 16
MES	171.6 \pm 64.35 98 - 268	36.6 \pm 16.62 ^(EU) 14 - 65	25.8 \pm 7.75 ^(EU) 12 - 34	24.6 \pm 8.40 ^(EU) 13 - 33	23.0 \pm 9.40 ^(EU) 11 - 36
DBO	141.33 \pm 44.90 97 - 221	16.16 \pm 5.56 ^(EU) 10 - 24	12.83 \pm 5.84 ^(EU) 4 - 21	11.66 \pm 6.43 ^(EU) 3 - 21	10.33 \pm 5.35 ^(EU) 5 - 20
DCO	262.66 \pm 72.80 187-373	77.98 \pm 22.34 ^(EU) 54.4-119	71.75 \pm 26.80 ^(EU) 64.5-122.4	41.88 \pm 17.01 ^(EU) 34.6-76	40.75 \pm 15.06 ^(EU) 36.95-69

Tableau 5 | Efficacité d'élimination (%) de la pollution

Rendement de différents VFCWs (%)				
Paramètre	RE % VFCW ₀	RE % VFCW ₁	RE % VFCW ₂	RE % VFCW ₃
MES	77.44	83.69	83.96	85.33
DBO ₅	88.41	90.60	91.61	92.47
DCO	67.93	69.95	82.48	83.09
TUR	87.28	90.46	89.88	90.95
SAL	20.03	40.36	45.45	48.43
EC	30.06	51.55	61.73	65.05

3.2.2. Performance des systèmes de zone humide artificielle (VFCWs)

3.1.2.1. Variation de la température et pH

a) Température (T)

La température exerce une influence positive non seulement sur les processus chimiques et biochimiques, mais également sur la progression et l'expansion des organismes aquatiques, en particulier des microorganismes (Wijaya, 2016). Les résultats de température des eaux usées avant et après traitement par les VFCWs basée sur les données fournies dans le [tableau 4](#) prélevées sur une période de deux mois (6 Tests), de

Résultats et Discussion

mars à avril 2024. La température moyenne des eaux usées brutes était de $(16.95 \pm 4.27^\circ\text{C})$, avec une température minimale de 13°C (TEST 3) et une température maximale de 25°C (Test 6). L'écart-type, indiquant une certaine variation. Après les différents traitements dans les VFCWs, la température moyenne pour le VFCW Npl (sans plantes) était de $(16.55 \pm 3.53^\circ\text{C})$, légèrement inférieure aux eaux brutes. Pour le VFCW₁ (10 plantes/m²), la moyenne était de $(16.05 \pm 3.62^\circ\text{C})$, pour le VFCW₂ (20 plantes/m²) de $(15.83 \pm 3.38^\circ\text{C})$, et pour le VFCW₃ (30 plantes/m²) de $(15.82 \pm 4.12^\circ\text{C})$, montrant une légère diminution de la température moyenne dans les VFCWs avec plus de plantes. En termes de variations, les températures les plus élevées ont été observées lors du test 6 et les plus basses lors du test 3, suggérant des variations saisonnières typiques des températures d'eaux usées. Les zones humides artificielles semblent avoir un léger effet réfrigérant sur les températures d'eaux usées, d'autant plus que la densité de plantes augmente, bien que les variations mensuelles soient plus importantes, probablement liées aux saisons, et à la densité de la couverture végétale.

La température de l'eau après passage dans les systèmes VFCWs a été réduite de 1°C en moyenne (**Figure 13**). Malgré cela, il s'est avéré être dans une plage appropriée entre $15,82$ et 25°C pour favoriser les processus d'élimination des contaminants dans les CWs. Du côté de l'augmentation de l'activité bactérienne, qui est initiée à une température $>20^\circ\text{C}$ (**Morvannou et al., 2013**). La température de l'eau traitée est également influencée par la température de l'air (**Merghem et al., 2016**). Nous avons constaté que la plupart des valeurs relevées étaient inférieures à 30°C , ce qui indique que les normes sont respectées (**JORA, 2006 ; JORA, 2009**).

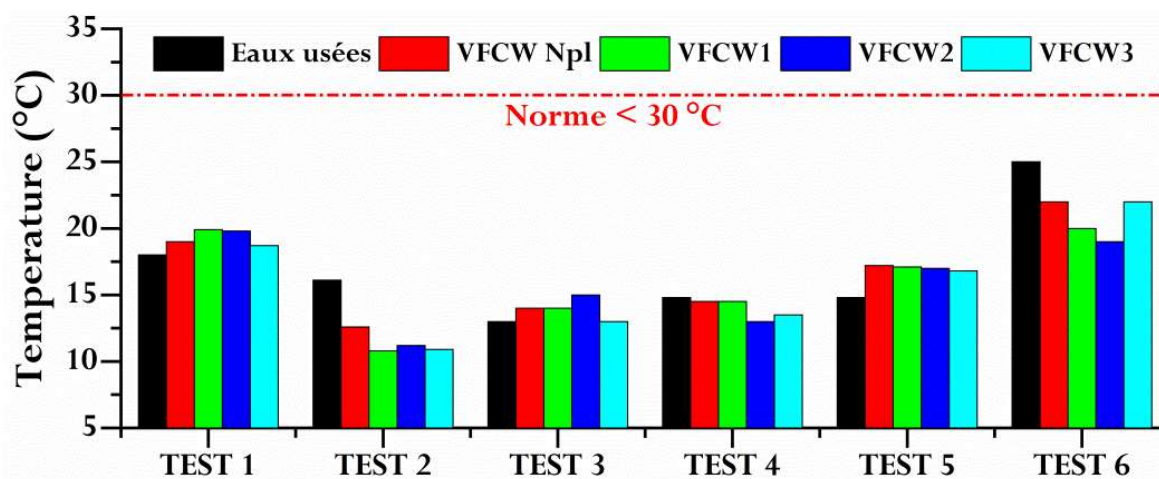


Figure 13 | Evolution de la température à l'entrée et à la sortie des unités de traitement

b) Potentiel hydrogène (pH)

Les valeurs du pH présentées dans le [tableau 4](#), Les résultats avant et après traitement par les VFCWs montrent que le pH moyen des eaux usées brutes était de (7.50 ± 0.078) , ce qui est légèrement basique, avec un pH minimal de 7.41 (TEST 4) et un pH maximal de 7.64 (TEST 1), l'écart-type indiquant peu de variation. Les effluents traités primaires présentent des niveaux de pH qui se situent dans les limites recommandées pour la survie des bactéries ($4.0 < \text{pH} < 9.5$). De plus, ces conditions de pH favorisent les conversions d'azote, un processus qui se produit dans une fourchette de pH comprise entre $7.5 < \text{pH} < 9.0$ ([Vymazal, 2007](#)). Après les différents traitements par les VFCWs, le pH moyen pour le VFCW Npl était de (7.30 ± 0.235) , légèrement plus acide que les eaux brutes, pour le VFCW₁ (10 plantes/m²) de (6.84 ± 0.164) , pour le VFCW₂ (20 plantes/m²) de (6.84 ± 0.104) , et pour le VFCW₃ (30 plantes/m²) de (6.92 ± 0.068) , montrant une diminution notable du pH moyen vers la neutralité (autour de 7) dans les VFCWs avec plantes par rapport aux eaux brutes, et plus la densité de plantes augmente, plus le pH diminue légèrement. La baisse du pH est due à l'oxydation de l' NH_4^+ et à la dégradation de la matière organique produisant du CO_2 qui acidifie le milieu, conformément aux résultats rapportés par [Yahiaoui et al. \(2020\)](#) et [Li et al. \(2023\)](#). Cette gamme de pH favorise le déroulement du traitement biologique, car le pH est proche de la neutralité ([Franck, 2002](#)).

En termes de variations chronologiques, les variations de pH entre les TEST semblent faibles pour toutes les conditions, avec des écarts-types allant de 0.235 (VFCW Npl) à 0,068 (VFCW₃), indiquant une relative stabilité du pH au cours du temps. Le traitement par les CWs a permis de réduire le pH légèrement basique des eaux usées brutes vers un pH plus neutre, en particulier avec les configurations comprenant des plantes, l'effet semblant lié à la densité de plantes, bien que le pH soit resté relativement stable dans le temps pour chaque condition.

Dans cette étude, une moyenne de 7.50 a été détectée pour l'influent, alors que dans l'effluent, les valeurs ont abaissé statistiquement ($p < 0.05$, [Tableau 4](#)). Dans les systèmes avec végétation, le pH moyen était entre 6.84 et 6.92, tandis que dans les systèmes sans végétation, il était de 7.3 ([Figure 14](#)). Ces gammes (entre 6 et 8) conviennent pour favoriser les réactions biologiques dans les CWs ([“Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse,” 1980](#)).

Pendant le traitement des eaux usées, le pH a diminué dans les VFCWs jusqu'à la zone acide. La diminution du pH dans les filtrats du lit pourrait s'expliquer par l'oxydation des matières organiques des eaux usées, la nitrification des composés azotés ([Münch et](#)

al., 2004) et l'adsorption des alcalis dans les lits (Metcalf et Eddy Inc., 2003). Cela pourrait également être dû à la production de CO₂ qui peut former en milieu aqueux des acides carboniques et réduire le pH (Dommergues et Mangenot, 1970).

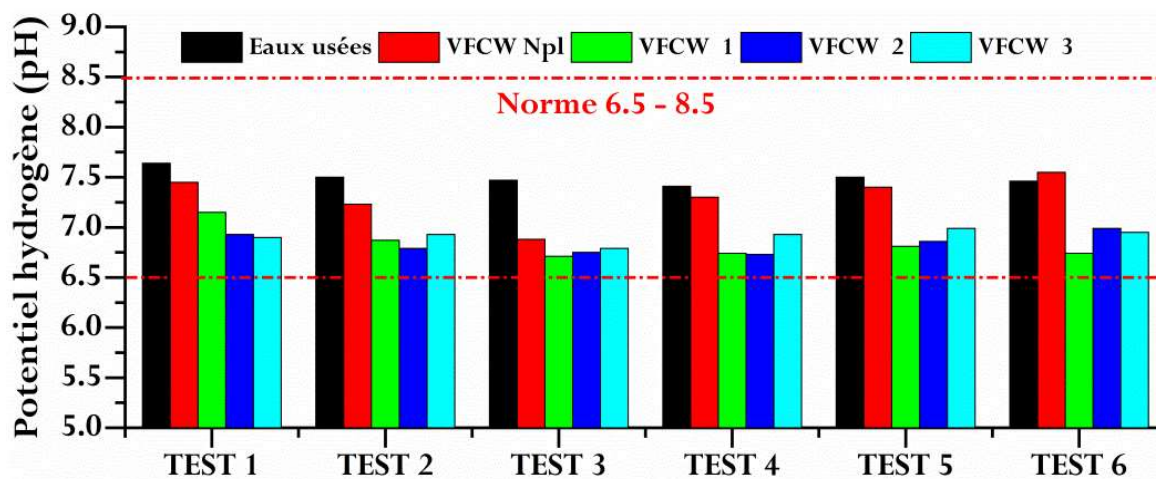


Figure 14 | Evolution du pH à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

3.1.2.2. Conductivité électrique (CE), Salinité et TDS

a) Conductivité électrique (CE)

Les variations de la conductivité électrique démontrent l'efficacité des VFCWs dans le traitement des eaux usées. Les eaux usées non traitées présentaient une CE moyenne de (4.50 ± 0.20 mS/cm). Après passage dans les VFCWs avec différentes densités de plantation (0, 10, 20 et 30 plantes/m²), l'CE a considérablement diminué. Les moyennes respectives étaient de (3.13 ± 0.605 mS/cm), (2.17 ± 0.287 mS/cm), (1.72 ± 0.348 mS/cm) et (1.57 ± 0.364 mS/cm) pour les VFCW Npl, 1, 2, et 3 (Figure 15). Cette baisse progressive de l'CE avec l'augmentation de la densité végétale suggère que les plantes jouent un rôle clé dans l'épuration des eaux usées en absorbant les ions dissous. Les écarts-types relativement faibles indiquent une stabilité du processus de traitement par les zones humides artificielles au fil des temps.

En relation avec la conductivité électrique, (4.50 ± 0.20 mS/cm) a été observée dans l'influent et a été significativement réduite ($p > 0,05$) dans les quatre systèmes avec végétation (VFCW₁: 51.55%, VFCW₂: 61.73 %, VFCW₃: 65.05 %) et sans végétation (VFCW₀: 30.06%) (Tableau 5). Dans la littérature, il est rapporté que pour un temps de rétention hydraulique inférieur à 3 jours, ce comportement n'est pas fréquent (Sun et al., 2019). Ces résultats pourraient être dus à la capture de micro et macro éléments d'ions par

les plantes et éliminés par absorption radicalaire et sédimentation des particules en suspension (Białowiec et al., 2019).

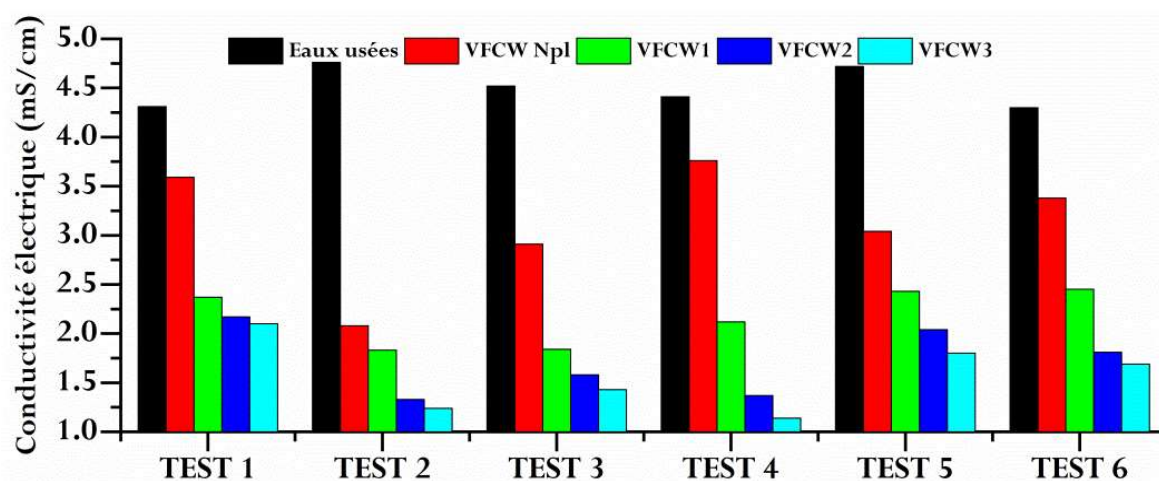


Figure 15 | Evolution de la CE de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

b) Salinité et TDS

Le niveau de salinité global de l'eau joue un rôle important dans l'évaluation des normes de qualité de l'eau usée. Cela peut être quantifié par l'évaluation de la teneur totale en minéraux ou de la conductivité électrique (Kankou, 2010). La salinité des eaux usées est généralement évaluée par la mesure des solides dissous totaux (TDS). Les données montrent des niveaux de salinité relativement élevés dans les eaux usées brutes, avec une moyenne de $(1.80 \pm 0.486 \text{ mg/L})$. Cette salinité provient de diverses sources comme les rejets industriels, l'utilisation de sels de dégel des routes, etc. Après passage dans les VFCWs, on observe une diminution significative des niveaux de salinité, ce qui indique une désalinisation partielle des eaux usées. Les moyennes de salinité sont de $(1,38 \pm 0.194 \text{ mg/L})$, $(0.98 \pm 0.172 \text{ mg/L})$, $(0.92 \pm 0.075 \text{ mg/L})$ et $(0.87 \pm 0.121 \text{ mg/L})$, pour les VFCW non plantée (Npl) et plantées (1, 2, et 3) à 0, 10, 20 et 30 plantes/m², respectivement (Figure 16).

Plusieurs mécanismes contribuent à la diminution de la salinité dans les VFCWs parmi eux, nous trouvons la dilution par les eaux de pluie s'infiltrant dans les bassins, l'adsorption des ions sur les particules du substrat filtrant, l'absorption par les plantes et accumulation dans leurs tissus, et la précipitation de certains sels peu solubles.

Les rendements épuratoires moyens en termes de réduction de salinité sont de 20.03% pour le VFCW non plantées et augmentent avec la densité de plantation à 40.36%, 45.45% et 48.43% pour 10, 20 et 30 plantes/m² respectivement. Ceci démontre l'effet

Résultats et Discussion

bénéfique des plantes sur la désalinisation, probablement dû à leur absorption des sels et à la création de conditions environnementales propices à la précipitation.

Cependant, les écarts-types relativement élevés (15.11% à 23.41% de la moyenne) indiquent une variabilité non négligeable des performances selon les conditions opératoires.

Des niveaux de salinité élevés peuvent avoir un impact négatif sur la majorité des plantes une fois qu'ils dépassent les seuils acceptables. Néanmoins, certaines plantes hydrohalophytes telles que *Phragmites* ont la capacité de prospérer et de croître à des concentrations qui constitueraient généralement une menace pour d'autres espèces végétales. La raison sous-jacente de ce phénomène réside dans la séquestration du sel dans leurs tissus et son utilisation ultérieure pour les ajustements osmotiques (Shabala et Mackay, 2011).

Ces résultats mettent en évidence l'efficacité des VFCW pour réduire la salinité des eaux usées, un avantage supplémentaire à leur capacité épuratoire principale. La végétalisation accroît ce bénéfice de désalinisation.

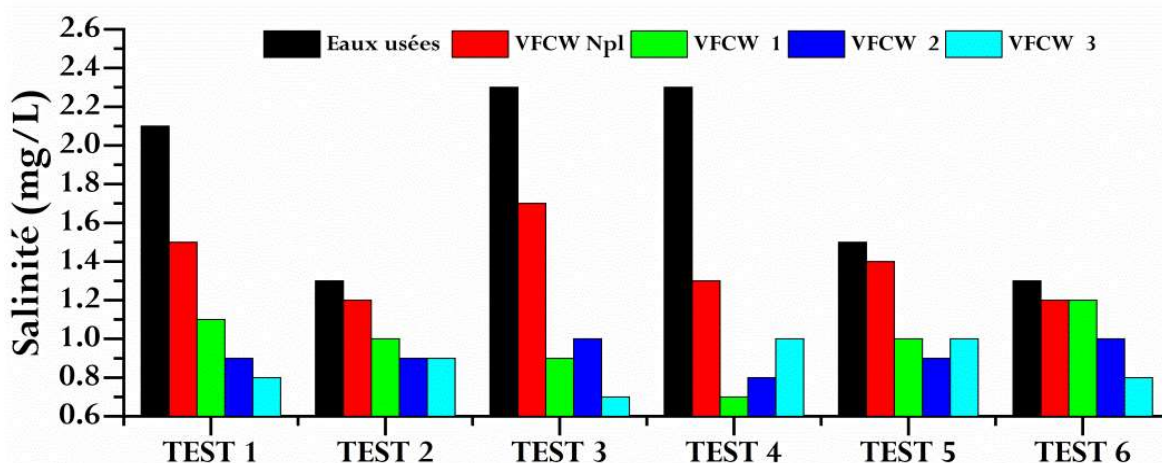


Figure 16 | Evolution de la salinité de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

En ce qui concerne les solides dissous totaux (TDS), ceux-ci comprennent principalement les sels organiques et les résidus, par conséquent, en termes de diminution des systèmes de traitement, cela devient un indicateur de leur efficacité (Lazcano et al., 2016). Dans cette étude, une diminution significative du TDS a été constatée ($p > 0,05$) par rapport à la valeur de l'influent (tableau 4), ces valeurs trouvées, après traitement dans les CWs, se situent dans les limites autorisées par USEPA, (2000) qui indique que 500 mg L^{-1} est une plage appropriée pour les rejets vers les surfaces et sont cohérentes avec celles

rapportées par d'autres études dans des conditions similaires utilisant le CWs, où des valeurs réduites ont été trouvées après traitement dans ces systèmes (Méndez-Mendoza, 2015).

3.1.2.3. Matière en suspension et turbidité

a) Variation de la matière en suspension (MES)

Les matières en suspensions sont des particules minérales et organiques qui peuvent être séparées dans les systèmes de traitement des eaux usées à l'aide de procédés physiques tels que la filtration, la sédimentation et les dépôts de surface (Vymazal, 2008; Vincent et al., 2014), leurs concentrations dans les eaux usées varient en fonction de plusieurs facteurs tels que les caractéristiques du sol et les types de rejets (Rodier, 1984).

Les eaux usées brutes présentent des concentrations élevées en MES, avec une moyenne de $(171.67 \pm 64.35 \text{ mg/L})$, une concentration minimale de 98.0 mg/L et une concentration maximale de 268.0 mg/L . Ces matières particulières proviennent principalement des déchets domestiques et industriels. Leur présence nuit à la qualité de l'eau en termes de turbidité et de transport de polluants adsorbés.

Après passage dans les VFCWs, on observe une réduction très significative des niveaux des MES, démontrant l'excellente capacité de filtration de ces systèmes. Les concentrations moyennes en sortie sont de $(36.67 \pm 16.62 \text{ mg/L})$, $(25.83 \pm 7.75 \text{ mg/L})$, $(24.67 \pm 7.75 \text{ mg/L})$ et $(23.00 \pm 7.75 \text{ mg/L})$ pour les VFCW non plantées et plantées à 0, 10, 20 et 30 plantes/m² respectivement (Figure 17).

Les rendements épuratoires moyens correspondants sont élevés : 77.44% pour le VFCW non planté et pour les VFCW₁, ₂, et ₃ sont 83.69%, 83.96%, et 85.33%, respectivement. Une analyse de variance à un facteur révèle une différence statistiquement significative entre les rendements ($F=4.32$, $p=0.014 < 0,05$). Un test de Tukey montre que seul le VFCW non planté diffère significativement des VFCW plantés. Le niveau élevé d'efficacité observé dans le VFCW₃ densément plantée peut être attribué à la présence significative de racines dans tout le substrat perméable.

Plusieurs mécanismes contribuent à l'abattement des MES dans les VFCWs : la sédimentation facilitée par l'écoulement vertical à travers le substrat poreux, la filtration physique par le média filtrant et l'activité microbienne de dégradation des particules (Ghezali et al., 2022). La présence des plantes semble optimiser ces processus grâce au développement du système racinaire qui stabilise le milieu et favorise l'activité des microorganismes épurateurs (Stottmeister et al., 2003).

Résultats et Discussion

Bien que très performants, les rendements obtenus varient selon les conditions avec des écarts-types de 7.17% à 10.04% des moyennes, probablement dus aux fluctuations de charges entrantes.

La réduction des MES était due au fait que la plupart des MES avaient été piégés dans la zone racinaire des zones humides artificielles et s'étaient installés au fond du système de zones humides. Les MES ont été entièrement éliminés par des processus physiques, impliquant la sédimentation, la filtration et l'adsorption (Manios et al., 2003). L'élimination des MES dans les VFCWs plantées était supérieure à celle de VFCW non plantée. Ce résultat pourrait être dû aux racines des plantes qui créent des tunnels dans les sédiments des VFCWs plantées à travers lesquels les eaux usées peuvent migrer (Molle et al., 2004; Kadlec and Wallace, 2009).

Ces résultats confirment l'excellente capacité des VFCW à réduire la pollution particulière des eaux usées, essentielle pour un rejet sans impact environnemental. La végétalisation denses, bien qu'apportant un gain modeste, permet d'optimiser les performances épuratoires.

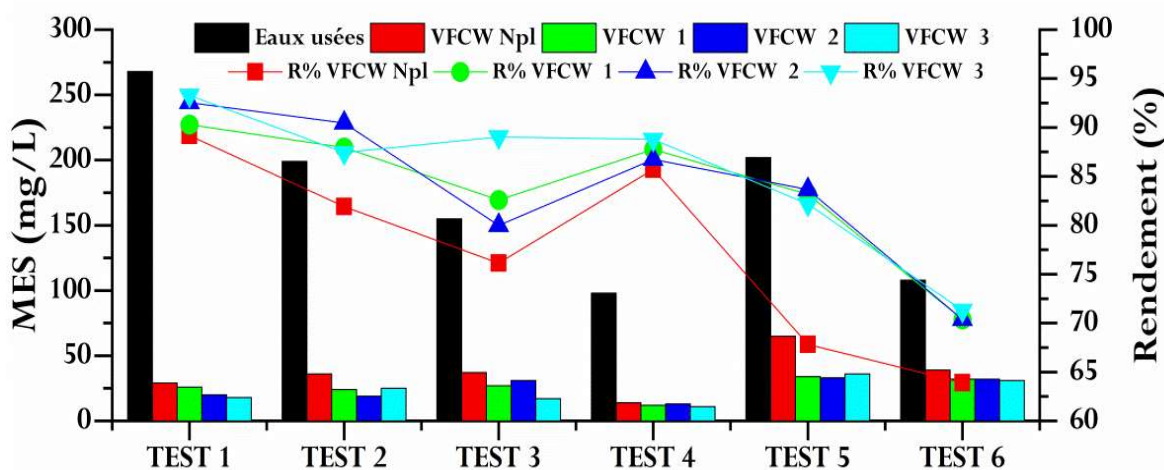


Figure 17 | Evolution de la MES de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

b) Variation de la turbidité (TUR)

L'étude comparative des performances épuratoires de quatre systèmes de VFCWs plantées différemment (0, 10, 20 et 30 plantes/m²) pour le traitement des eaux usées urbaines a permis d'évaluer leur efficacité sur la réduction de la turbidité. Les résultats obtenus sur six essais successifs indiquent des rendements épuratoires moyens très satisfaisants compris entre 87.28% et 90.95% (Figure 18), témoignant de l'aptitude de ces systèmes de phytoépuration à diminuer significativement la charge polluante des effluents

Résultats et Discussion

(Vymazal, 2010). Bien qu'aucune différence majeure n'ait été relevée entre les configurations, une légère hausse des performances est constatée pour le système les plus densément végétalisés, en accord avec les observations de **Abou-Elela et al. (2013)** soulignant l'impact bénéfique de la rhizosphère végétale sur les mécanismes de décantation et de filtration. Cette tendance nécessiterait cependant des investigations complémentaires pour être solidement établie au regard des écarts-types obtenus.

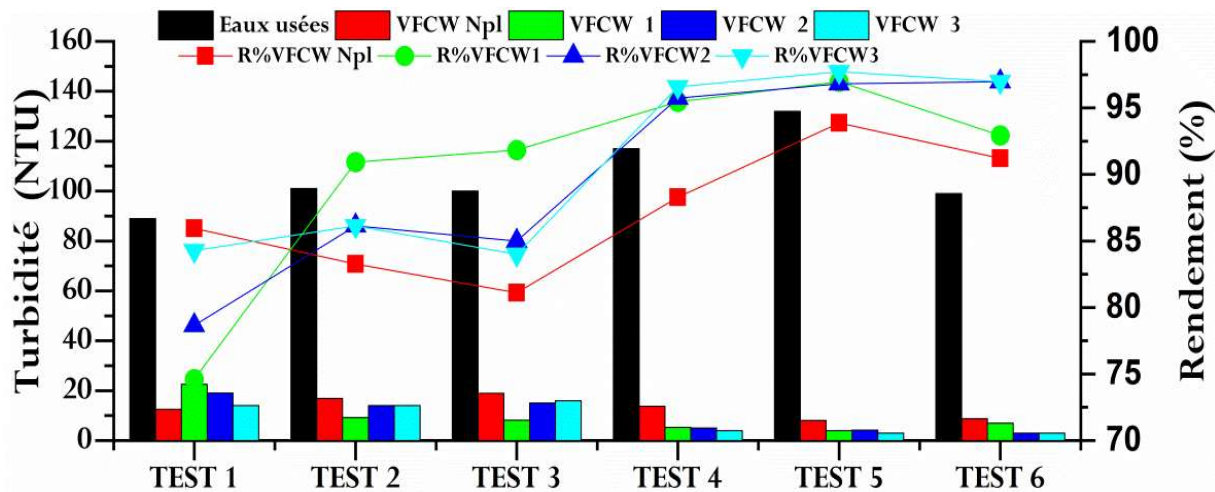


Figure 18 | Evolution de la TUR de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

3.1.2.3. Matière organique

a) Coefficient de biodégradabilité (Rapport DCO/ DBO5)

Le **tableau 6** présente le coefficient de biodégradabilité des eaux usées, représenté par le ratio COD/BOD₅, qui est un indicateur largement utilisé pour évaluer la biodégradabilité des eaux usées, allant de 1.30 à 2.58 avec une moyenne de 1.90, ce qui suggère que le contenu organique des eaux usées est biodégradable et provient uniquement (**Atinkpahoun, 2018**).

Tableau 6 | Ratios de divers paramètres pour caractériser les EU Evaluation de la pollution organique des eaux brutes.

Mois	DCO	DBO5	K=DCO/DBO ₅
Fév	300	116	2.58
Fév	187	97	1.92
Mar	298	151	1.97
Mar	373	221	1.68
Mar	199	152	1.30
Mar	219	111	1.97
Moy	262.66	141.33	1.90

b) Variation de l'oxygène dissous (OD)

Les variations d'oxygène dissous dans les eaux usées avant et après le traitement par des VFCWs sont présentées dans le [tableau 4](#). L'oxygène dissous joue un rôle important dans l'épuration des eaux usées par les zones humides artificielles. Les données présentées montrent les variations de l'oxygène dissous dans les eaux usées brutes et après traitement par trois VFCW avec des densités de plantation différentes (10, 20 et 30 plantes/m²).

Dans les eaux usées brutes, les niveaux d'oxygène dissous sont très faibles, avec une moyenne de 0.51 mg/L sur les 6 tests. Cela s'explique par la forte charge organique qui consomme l'oxygène lors de la dégradation par les microorganismes aérobies. Après passage dans les VFCW, on observe une nette augmentation des niveaux d'oxygène dissous, démontrant l'efficacité du traitement.

Le VFCW non plantée (Npl) présente une moyenne d'oxygène dissous de 2.40 mg/L, soit près de 5 fois supérieure aux eaux brutes. Ceci est dû au transfert d'oxygène atmosphérique à travers le substrat poreux pendant l'écoulement intermittent. L'effet de la densité de plantation est clairement visible, avec des moyennes d'oxygène dissous croissantes de 3.96, 3.87 et 4.96 mg/L pour 10, 20 et 30 plantes/m² respectivement ([Figure 19](#)). Les racines des plantes favorisent le transfert d'oxygène depuis les parties aériennes vers le substrat rhizosphérique ([Sun et al., 2019](#)).

Cependant, les écarts-types élevés (0.89 à 1.64 mg/L) reflètent une variabilité importante des niveaux d'oxygène dissous au fil des temps, probablement liée aux fluctuations de température, de charge organique et d'activité microbienne ([He et al., 2016](#)).

L'oxygène dissous, augmente considérablement dans les systèmes avec végétation ($p > 0.05$), tandis que dans les systèmes sans végétation, l'augmentation n'était pas significative ($p < 0,05$) par rapport à l'influent ([Figure 19](#)). La présence d'oxygène dissous indique le type de conditions trouvées dans les systèmes: aérobie, anaérobie / anoxique pour les processus biologiques ([He et al., 2016](#)). Par conséquent, la présence d'oxygène dans les systèmes avec une végétation plus importante que dans les systèmes non plantés pourrait être due à sa libération dans la zone radicalaire ([Białowiec et al., 2019](#)).

Les résultats démontrent que les VFCWs permettent une ré-oxygénation substantielle des eaux usées, améliorant les conditions aérobies propices à une épuration efficace. La densité de plantation influence positivement les niveaux d'oxygène dissous dans le massif filtrant.

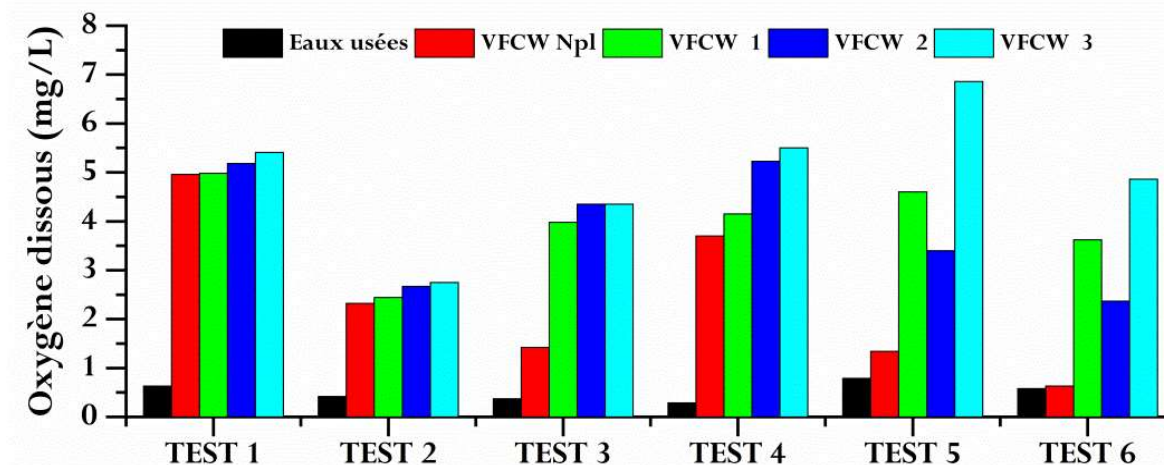


Figure 19 | Evolution de l'OD de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

c) Performance d'élimination de la DCO et variation de l'oxygène dissous

Les données présentées dans le [tableau 4](#), montrent les variations de la DCO pour les eaux usées brutes et après traitement dans différentes VFCWs.

On observe une réduction significative de la DCO après le passage par les VFCW, avec des valeurs moyennes traitées de $(77.98 \pm 22.34 \text{ mg/L})$ pour VFCW Npl, $(71.75 \pm 26.81 \text{ mg/L})$ pour VFCW₁, $(41.88 \pm 17.010 \text{ mg/L})$ pour VFCW₂ et $(40.75 \pm 15.06 \text{ mg/L})$ pour VFCW₃. Ces résultats corroborent l'efficacité des CWs pour l'élimination de la matière organique, comme rapporté dans de nombreuses études ([Vymazal, 2011](#)).

Les taux d'élimination dans les systèmes VFCW (Npl), (1), (2), et (3), étaient de 67.93%, 69.95%, 82.48% et 83.09%, respectivement ([Figure 20](#)). Ces résultats concordent avec plusieurs études antérieures qui ont démontré l'efficacité des CWs pour la réduction de la DCO ([Vymazal, 2005](#)).

Des différences significatives ont été observées entre l'eau d'alimentation et les différents systèmes VFCWS, mais aucune différence significative n'a été observée entre les cellules non plantées les cellules plantées. Une plus grande densité de plantes favorise en effet l'élimination de la matière organique par des processus biologiques et physico-chimiques ([Saeed, 2012](#) ; [Stottmeister, 2003](#)).

Cependant, on note une variabilité non négligeable des performances d'un test à l'autre, probablement due aux fluctuations de charge organique entrante et aux conditions environnementales (température, précipitations, etc.) influençant l'activité microbienne ([Akratos & Tsihrintzis, 2007](#)). De plus, la concentration d'OD dans toutes les densités végétales variées était en condition aérobie avec une OD effluente supérieure à 2 mg / l.

Résultats et Discussion

Une densité végétale plus élevée tend à donner de meilleures performances pour l'élimination de la DCO et augmente considérablement ($p < 0,05$). La DCO ou d'autres substances organiques ont été adsorbées ou assimilées par un microorganisme de la zone racinaire et / ou un biofilm de la surface des milieux humides construits (Kadlec and Knight 1996). 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 (Cronk and Fennessy. 2016). Toutes les conditions expérimentales ont donné une DO supérieure à 1 mg / l, ce qui est considéré comme une condition aérobie et empêche également la mauvaise odeur.

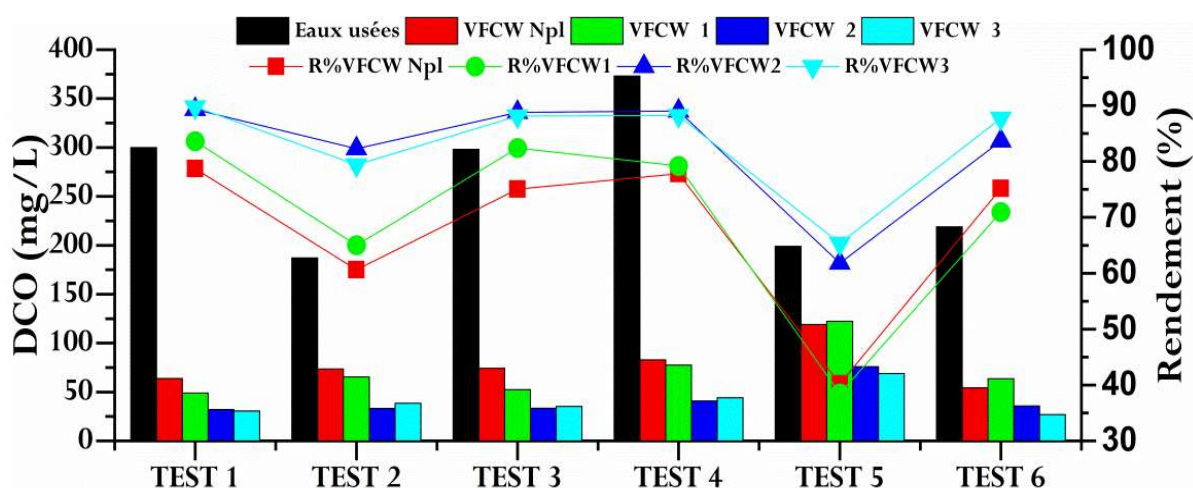


Figure 20 | Evolution de la DCO de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

d) Performance d'élimination de la DBO₅ et variation de l'oxygène dissous

Le tableau 4 présente les concentrations en DBO₅ des eaux usées brutes et des effluents des quatre configurations de CWs étudiées. Les eaux usées brutes affichent des charges organiques variables avec une DBO₅ moyenne de (141.33 ± 44.90 mg/L) et des valeurs comprises entre 97 et 221 mg/L comme valeurs minimal et maximal. Cette large plage de variations reflète les fluctuations typiques des charges organiques entrantes dans les systèmes de traitement.

Après traitement par les VFCWs, on observe une nette réduction des concentrations en DBO₅ dans tous les cas. La configuration non plantée (VFCW Npl) produit un effluent avec une DBO₅ résiduelle moyenne de (16.16 ± 5.56 mg/L). Les configurations plantées donnent de meilleurs résultats avec des DBO₅ résiduelles moyennes de (12.83 ± 5.84

Résultats et Discussion

mg/L), (11.66 ± 6.43 mg/L) et (10.33 ± 5.35 mg/L) dans les VFCW(1), (2) et (3), respectivement pour les densités de 10, 20 et 30 plants/m² (Figure 21).

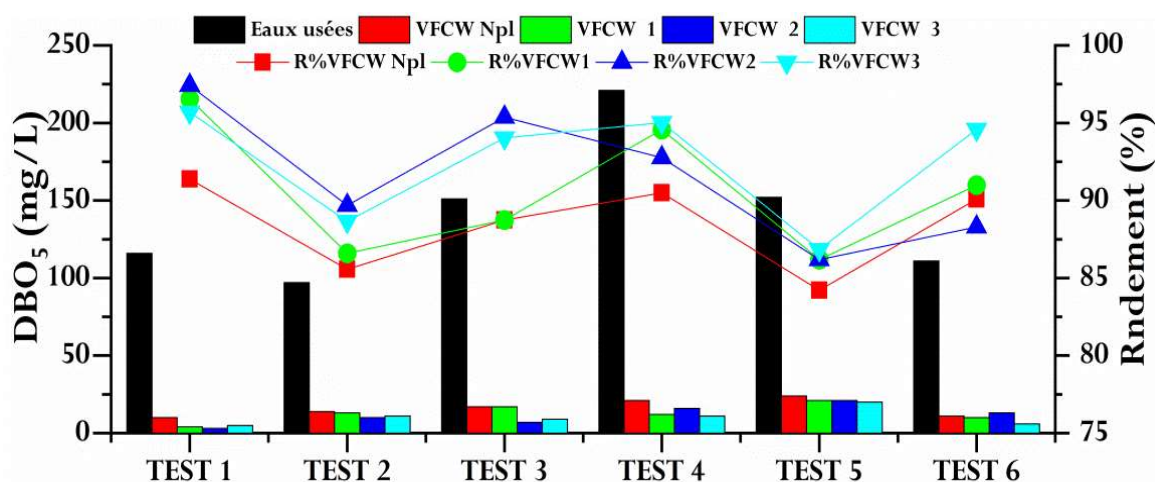


Figure 21 | Evolution de la DBO₅ de l'eau à l'entrée et à la sortie des unités de traitement.

Après traitement par la VFCW non plantée, bien que la DBO₅ résiduelle soit réduite, les concentrations en oxygène dissous restent faibles avec une moyenne de (2.40 ± 1.64 mg/L). Ceci suggère que le métabolisme bactérien aérobie de dégradation de la matière organique exerce une forte demande en oxygène (Mimeche, 2014 ; Amiri, 2020). En revanche, pour les configurations plantées, on observe une meilleure oxygénation des effluents avec des teneurs moyennes en oxygène dissous de (3.96 ± 0.88 mg/L), (3.87 ± 1.242 mg/L) et (4.96 ± 1.36 mg/L) respectivement pour les densités de 10, 20 et 30 plants/m². Ces niveaux plus élevés d'oxygène dissous sont liés aux plus faibles DBO₅ résiduelles (Mocuba, 2010), mais aussi à l'activité photosynthétique des plantes qui produit de l'oxygène (Shelef et al., 2013). Cette meilleure oxygénation des effluents des CWs plantées est un avantage important, car elle favorise une dégradation plus poussée des polluants résiduels. De plus, les effluents mieux oxygénés présentent un caractère moins réducteur, ce qui réduit la demande en oxydants chimiques en cas de traitement complémentaire.

L'analyse des statistiques révèle que malgré les fortes variations des charges organiques entrantes, les effluents traités présentent une meilleure stabilité (aucune différence statistique), avec des écarts-types compris entre 5 et 6 mg/L de DBO₅. Ceci démontre l'excellente capacité épuratoire et la robustesse des procédés vis-à-vis des fluctuations de charge. Ces résultats mettent en évidence les performances très

Résultats et Discussion

satisfaisantes des VFCWs, en particulier les configurations plantées, pour l'élimination de la pollution organique biodégradable des eaux usées.

Le **tableau 2** présente les rendements d'élimination de la DBO₅ obtenus avec quatre configurations différentes de VFCW. On constate que les VFCW plantées avec 10, 20 et 30 plants/m² sont plus performantes que la configuration non plantée, donnant des rendements moyens respectifs de 90,6%, 91,6% et 92,5% contre 88,4% pour la VFCW non plantée. Les résultats indiquent que la configuration des CWs plantées avec une densité de 30 plants/m² offre la meilleure efficacité pour l'élimination de la DBO₅. Avec un rendement moyen d'élimination de 92.5%, elle permet d'atteindre les normes de rejet (JORA, 2006) comparé aux technologies intensives comme le traitement biologique conventionnel par boues activées (Vymazal, 2010). Les VFCW plantés présentent une efficacité de purification et une stabilité élevées à des charges variables, comme en témoignent des rendements constants et de faibles écarts types (2 à 4%) lors de six essais.

Les plantes jouent un rôle clé dans les mécanismes épuratoires : transfert d'oxygène par les parties aériennes, libération d'exsudats racinaires favorisant le développement bactérien dégradant la matière organique, ainsi que la filtration et la rétention des particules (Brix, 1997 ; Stottmeister et al., 2003). La densité de plantation de 30 plants/m² optimise ces processus tout en évitant une couverture végétale excessive pouvant colmater le massif filtrant (Akratos et Tsihrintzis, 2007). De plus, les CWs valorisent des espaces naturels avec une intégration paysagère idéale pour les petites agglomérations rurales (Babatunde et al., 2008).

3.1.2.4. Comparaison des performances entre les systèmes VFCWs

Les valeurs présentes dans le **Tableau 7** indiquent les différences relatives entre les différents points de mesure (VFCW₀, VFCW₁, VFCW₂ et VFCW 3) pour chaque paramètre analysé.

Tableau 07 : | Écart relatif entre les unités plantées et l'unité non plantée

Paramètre	Écart relatif (%) VFCW ₁ – VFCW ₀	Écart relatif (%) VFCW ₂ – VFCW ₀	Écart relatif (%) VFCW ₃ – VFCW ₀
MES	6.24	6.52	7.89
DBO ₅	2.19	3.20	4.06
DCO	4.37	5.74	5.71
TUR	3.17	2.60	3.67
Salinité	20.33	25.42	28.39
CE	21.50	31.67	34.99

Tableau 08 : | Écart relatif entre les unités de traitement

Paramètre	Écart relatif (%) VFCW ₂ – VFCW ₁	Écart relatif (%) VFCW ₃ - VFCW ₂	Écart relatif (%) VFCW ₃ – VFCW ₁
MES	0.27	1.37	1.65
DBO5	1.01	0.85	1.86
DCO	6.80	2.70	8.05
TUR	-0.57	1.06	0.49
Salinité	5.10	2.97	28.39
CE	10.18	3.32	13.50

La séquence de l'écart relatif (%) d'élimination des polluants entre le VFCW Npl et les VFCWs plantées est indiquée dans le **tableau 7**, et de l'écart relatif (%) d'élimination des polluants entre les VFCWs plantées sont indiquée dans le **tableau 8**.

Les valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques des eaux usées brutes et traitées par les VFCWs sont consignées dans le **tableau 4**. Le pH de l'influent a diminué de 7.5 à 7.30, 6.84, 6.84, et 6.92 dans les VFCW 1, 2, et 3 respectivement. La séquence des valeurs moyennes du pH était la suivante: influent (7.5) > filtrat du lit non planté > (6.92) densité (30 plante/m²) > (6.84) densité (10 et 20 plante/m²) à faible densité. Ces valeurs étaient significativement différentes (HSD du test de Tukey: p < 0.05) entre les VFCWs plantées et l'eau d'alimentation, ainsi que entre le VFCW Npl.

Concernant les MES, la turbidité, la salinité, DCO, et DBO₅, ils ont été plus éliminés dans le VFCW planté à haute densité (30 plante/m²). Ces valeurs n'étaient pas significativement différentes (HSD du test de Tukey: p > 0.05). Avec l'enregistrement de l'écart relatif le plus important (%) comme suit :

- MES : entre VFCW₃ – VFCW₁ (1.65%)
- DBO₅ : entre VFCW₃ – VFCW₁ (1.86%)
- DCO : entre VFCW₃ – VFCW₁ (8.05%)
- TUR : entre VFCW₃ – VFCW₁ (1.06%)
- Salinité : entre VFCW₃ – VFCW₁ (28.39 %)
- CE: entre VFCW₃ – VFCW₁ (13.50 %)

Globalement, l'efficacité du traitement du VFCW plantées avec une densité de (30 plante/m²) était supérieure à celle du lit planté à faible densité.

Conclusion Générale et Perspectives

4. Conclusion générale et perspectives

Dans les systèmes de traitement des eaux usées, les zones humides artificielles (CWs) sont largement utilisées pour éliminer les polluants organiques présents dans les eaux usées domestiques. L'efficacité de ces systèmes peut varier en fonction de plusieurs facteurs, notamment la densité végétale des plantes utilisées. Dans cette étude, l'effet de la densité maximale de la plante *Phragmites australis* sur l'élimination de la matière organique des eaux usées par les zones humides artificielles à écoulement vertical (VFCWs) a été évalué.

Trois lits expérimentaux ont été plantés avec *Phragmites australis* à différentes densités racinaires : 10 racines/m² (faible densité), 20 racines/m² et 30 racines/m² (haute densité). Un lit non planté a été utilisé comme témoin. Après deux mois de traitement des eaux usées, les résultats des analyses physico-chimiques des eaux brutes et traitées ont montré que la densité de la plante avait un impact significatif sur les performances des CWs.

Les taux d'élimination de la matière organique, de la demande chimique en oxygène (DCO), de la demande biochimique en oxygène (DBO₅), des matières en suspension (MES) et de la turbidité étaient plus élevés dans les lits plantés à haute densité par rapport au témoin non planté. Le VFCW₃, avec une densité de 30 racines/m², a montré la plus grande efficacité dans l'élimination des polluants organiques des eaux usées.

Cette étude met en évidence l'importance de la densité végétale dans les zones humides artificielles à écoulement vertical pour l'élimination efficace de la matière organique des eaux usées domestiques. Les résultats indiquent que les CWs plantés avec une densité végétale plus élevée sont plus performants dans le traitement des eaux usées. Ainsi, pour optimiser les rendements épuratoires, il est recommandé d'utiliser des plantes à haute densité comme *Phragmites australis* dans les systèmes de traitement des eaux usées. La recherche dans le domaine du traitement de l'eau par les CWs a des perspectives d'avenir liées au développement d'une approche scientifique pour la conception des CWs en fonction des conditions climatiques locales. Cela comprend l'identification d'équations mathématiques permettant de minimiser la superficie des CWs tout en préservant leur efficacité, et l'exploration de différentes espèces végétales afin de réduire les concentrations de matière organique pour le recyclage de l'eau en agriculture, améliorant ainsi l'efficacité et la durabilité des systèmes de traitement des eaux par les zones humides artificielles.

Références Bibliographiques

- Abou-Elela, S. I., Golinielli, G., Abou-Taleb, E. M., & Hellal, M. S. (2013). Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 460-468.
- AFNOR. (1990). NF T90-103. Essais des eaux - Détermination de la demande biochimique en oxygène DBO). 5 p.
- AFNOR. (1997). Recueil de norme française : Eau, méthodes d'essai, 2ème édition, Paris Édition, Paris
- Akratos, C.S., & Tsihrintzis, V.A. (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.
- Amiri, K., (2020). Contribution a l'évaluation et au traitement des eaux usées dans le sud est du sahara algerien. application au sud de la region d'oued righ (touggourt) (Doctoral dissertation, Université Mohamed kasdi
- Babatunde, A. O., Zhao, Y. Q., O'Neill, M., & O'Sullivan, B. (2008). Constructed wetlands for environmental pollution control: a review of developments, research and practice in Ireland. *Environment International*, 34(1), 116-126.
- Baumont, S., Camard, J. P., Lefranc, A., Franconi, A., Observatoire régional de santé (Ile-de-France)., & Institut d'aménagement et d'urbanisme d'Île-de-France (1976-2019). (2014). Réutilisation des eaux usées épurées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. ORS Ile-de-France.
- Berland, J. M., Boutin, C., Molle, P., & Cooper, P. (2001). Procédés extensifs d'épuration des eaux usées adaptés aux petites et moyennes collectivités (500-5000 eq-hab): mise en oeuvre de la directive du Conseil n° 91-271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires= Extensive wastewater treatment processes adapted to small and medium sized communities (500 to 5000 population equivalents): implementation of Council directive 91-271 of 21 may 1991 concerning urban waste water treatment.
- Białowiec, A., Sobieraj, K., Pilarski, G., & Manczarski, P. (2019). The oxygen transfer capacity of submerged plant *Elodea densa* in wastewater constructed wetlands. *Water*, 11(3), 575.
- Boudjadja, A., Messahel, M., & Pauc, H. (2003). Assessment of water resources in Northern Algeria. *Revue des Sciences de l'Eau (France)*.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water science and technology*, 35(5), 11-17.
- Chevalier, Gary, (2015). Conception d'une station de traitement des eaux usées dans une commune rurale, Analyse, choix et réalisation de la méthode la plus appropriée à la commune et aux milieux aquatiques ,74 pp.
- Collin, J. (2019). L'eau le miracle oublié. Les éditions Trédaniel.
- Dommergues, Y., & Mangenot, F. (1970). *Ecologie microbienne du sol* (p. 796). Paris: Masson.

- Cronk, J. K., & Fennessy, M. S. (2016). *Wetland plants: biology and ecology*. CRC press.
- Franck, R. (2002). *Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques*. Edition Scérén CRDP AQUITAINE. Bordeaux, 165-239.
- Ghezali, K., Bentahar, N., Barsan, N., Nedeff, V., & Moşneguţu, E. (2022). Potential of *Canna indica* in Vertical Flow Constructed Wetlands for Heavy Metals and Nitrogen Removal from Algiers Refinery Wastewater. *Sustainability*, 14(8), 4394. <https://doi.org/10.3390/su14084394>
- He, K., Lv, T., Wu, S., Guo, L., Ajmal, Z., Luo, H., & Dong, R. (2016). Treatment of alkaline stripped effluent in aerated constructed wetlands: feasibility evaluation and performance enhancement. *Water*, 8(9), 386.
- Iqbal, A., & Shang, Z. (2020). Wetlands as a carbon sink: Insight into the Himalayan Region. In *Carbon management for promoting local livelihood in the Hindu Kush Himalayan (HKH) Region* (pp. 125-144). Springer, Cham.
- ISO. ISO 6060:1989 - Water Quality—Determination of the Chemical Oxygen Demand. Available online: <https://www.iso.org/standard/12260.html>
- JORA. (2006). *Journal officiel de la république Algérienne: Les valeurs limites des paramètres de rejets dans un milieu récepteur*.
- JORA. (2009). *Journal officiel de la république Algérienne N°36 : Valeur limites de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration*.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. (2009). *Treatment Wetlands, Second Edition*. CRC Press, Boca Raton, Florida
- Kadlec, R. H. and Knight, R. L. (1996) *Treatment Wetlands*, Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 1996
- Kankou, M. (2010). Etude de la salinité des eaux usées utilisées dans l'irrigation dans le périmètre maraîcher de Sebkhia, Nouakchott. *International Journal of Biological Chemistry*. 4(6). 2060-2067
- Lazcano, C., Tsang, A., Doane, T. A., Pettygrove, G. S., Horwath, W. R., & Burger, M. (2016). Soil nitrous oxide emissions in forage systems fertilized with liquid dairy manure and inorganic fertilizers. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 225, 160-172.
- Li, Q., Ma, Y., Chen, J., Cai, Y., Lu, Q., Yu, Q., ... & An, S. (2023). The negative effect of the high pH of waste concrete in constructed wetlands on COD and N removal. *Journal of Water Process Engineering*, 51, 103356. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103356>
- Manios, Thrassyvoulos & Stentiford, Ed & Millner, Paul. (2003). Removal of Total Suspended Solids from Wastewater in Constructed Horizontal Flow Subsurface Wetlands. *Journal of environmental science and health. Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*. 38. 1073-85. 10.1081/ESE-120019865
- Méndez-Mendoza, A. S., Bello-Mendoza, R., Herrera-López, D., Mejía-González, G., & Calixto-Romo, A. (2015). Performance of constructed wetlands with ornamental plants in the

treatment of domestic wastewater under the tropical climate of South Mexico. *Water Practice and Technology*, 10(1), 110-123.

- Merghem, K. A., El Halouani, H., Alnedhary, A. A., Dssouli, K., Gharibi, E., Alansi, R. Q., & al-Nahmi, F. (2016). Etude de l'impact des rejets d'eaux usées brutes et épurées sur la qualité de l'Oued Bani Houat (Bassin de Sanaa): Etude spatio-temporelle (Impact of. *Journal of Materials and Environmental Science*, 7(5), 1516-1530.
- Metcalf and Eddy Inc., (2003). *Wastewater Engineering, Treatment, Disposal, and Reuse*. In: Tchobanoglous, G., Burton, F.L., Stensel, H.D. (Eds.), Fourth Edition, McGraw-Hill, New York
- 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 (Doctoral dissertation, Université Mohamed Khider Biskra).
- Mishra, S., Yadav, A., & Singh, S. K. (2013). A review on *Canna indica* Linn: pharmacognostic and pharmacological profile. *Journal Of Harmonized Research in Pharmacy*, 2(2), 131-144.
- Mocuba, J. J. (2010). Dissolved oxygen and biochemical oxygen demand in the waters close to the Quelimane sewage discharge (Master's thesis, The University of Bergen).
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., & Iwema, A. (2004). Traitement des eaux usées domestiques par marais artificiels: état de l'art et performances des filtres plantés de roseaux en France. *Sciences Eaux & Territoires, (Spécial Ingénieries-EAT-20)*, 23-32.
- Morin-Crini, N. (2017). *Eaux industrielles contaminées: réglementation, paramètres chimiques et biologiques & procédés d'épuration innovants*. Presses universitaires de Franche-Comté.
- Morvannou, A., Forquet, N., Vanclooster, M., & Molle, P. (2013). Characterizing hydraulic properties of filter material of a vertical flow constructed wetland. *Ecological engineering*, 60, 325-335.
- Munch, C., Kusch, P., & Roske, I. (2004). La stimulation racinaire de l'élimination de l'azote concerne-t-elle des zones limitées ou l'ensemble d'un marais artificiel?. *Sciences Eaux & Territoires, (Spécial Ingénieries-EAT-20)*, 05-11.
- Negm, A. M., Bouderbala, A., Chenchouni, H., & Barceló, D. (Eds.). (2020). *Water resources in Algeria-Part II: water quality, treatment, protection and development (Vol. 98)*. Springer Nature.
- Rodier, J., Geoffray, C., & Rodi, L. (1984). *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer: chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie*.
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, 110, 24-35.
- Scholz, M. (2015). *Wetland systems to control urban runoff*. Elsevier.
- Shelef, O., Gross, A., & Rachmilevitch, S. (2013). Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water*, 5(2), 405-419.

- Shelef, O., Gross, A., & Rachmilevitch, S. (2013). Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. *Water*, 5(2), 405-419.
- Siegrist, R. L. (2017). *Decentralized Water Reclamation Engineering. A Curriculum Workbook*. Charm: Springer International Publishing AG.
- Stottmeister, U., Wießner, A., Kusch, P., Kappelmeyer, U., Kästner, M., Bederski, O., ... & Moormann, H. (2003). Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology advances*, 22(1-2), 93-117.
- Sun, H., Xu, S., Wu, S., Wang, R., Zhuang, G., Bai, Z., ... & Zhuang, X. (2019). Enhancement of facultative anaerobic denitrifying communities by oxygen release from roots of the macrophyte in constructed wetlands. *Journal of environmental management*, 246, 157-163.
- Sun, H., Xu, S., Wu, S., Wang, R., Zhuang, G., Bai, Z., ... & Zhuang, X. (2019). Enhancement of facultative anaerobic denitrifying communities by oxygen release from roots of the macrophyte in constructed wetlands. *Journal of environmental management*, 246, 157-163.
- USEPA. *A Handbook of Constructed Wetlands. A Guide to Creating Wetlands for Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the MidAtlantic Region. General Considerations*; United States Environmental Protection Agency: Washintong, DC, USA, 2000; Volume 1, p. 32.
- van Biervliet, O., McInnes, R. J., Lewis-Phillips, J., & Tosney, J. (2020). Can an integrated constructed wetland in Norfolk reduce nutrient concentrations and promote in situ bird species richness?. *Wetlands*, 40(5), 967-981.
- Vincent, G., & Jacques, B., (2014). Les marais filtrants (eaux usées). Société québécoise de phytotechnologie', Fiches techniques de la SQP. 12p. http://www.phytotechno.com/wpcontent/uploads/2018/02/SQP_Fiche_MaraisFiltrants.pdf
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological engineering*, 25(5), 478-490.
- 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. (2008). Constructed wetlands for wastewater treatment: a review. In *Proceedings of TAAI2007: The 12th World lake conference* (Vol. 965, p. 980).
- Vymazal, J. (2010). Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water*, 2(3), 530-549.
- Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse. *Adv. Water Resour.* 1980, 3, 146. Available online: [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(80\)90067-6](https://doi.org/10.1016/0309-1708(80)90067-6).
- Wijaya, D. S. (2016). A review on sub-surface flow constructed wetlands in tropical and sub-tropical countries. *Open Science Journal*, 1(2). <http://dx.doi.org/10.23954/osj.v1i2.415>

- Yahiaoui, K., Ouakouak, A., Guerrouf, N., Zoubeidi, A., & Hamdi, N. (2020). Domestic wastewater treatment by vertical-flow filter grown with *Juncus Maritimus* in Arid Region. *International Journal of Engineering Research in Africa*, 47, 109-117.
- Zhou, H., & Smith, D. W. (2001). Advanced technologies in water and wastewater treatment. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 28(S1), 49-66.

Annexes

Tableau 01: Les valeurs limites des paramètres de rejets dans un milieu récepteur
(Journal officiel de la république Algérienne, 2006).

PARAMETRES	VALEURS LIMITES	UNITES
Température	30	C°
PH	6,5 à 8,5	-
MES	35	mg /l
DBO5	35	mg/l
DCO	120	mg/l
Azote kjeldahl	30	mg/l
Phosphates	02	mg/l
Phosphore total	10	mg/l
Cyanures	0,1	mg/l
Aluminium	03	mg/l
Cadmium	0,2	mg/l
Fer	03	mg/l
Manganèse	01	mg/l
Mercure total	0,01	mg/l
Nickel total	0,5	mg/l
Plomb total	0,5	mg/l
Cuivre total	0,5	mg/l
Zinc total	03	mg/l
Huiles et Grasses	20	mg/l
Hydrocarbures totaux	10	mg /l
Indice phénols	0,3	mg/l
Fluor et composés	15	mg/l
Étain total	02	mg/l
Composés organiques chlorés	05	mg/l
Chrome total	0,5	mg/l
(*)Chrome III+	03	mg/l
(*)Chrome VI+	0,1	mg/l
(*)Solvants organiques	20	mg/l
(*)Chlore actif	1,0	mg/l
(*)PCB	0,001	mg/l
(*)Détergents	2	mg/l
(*)Tensioactifs anioniques	10	mg/l

(*) Valeurs fixées par le décret exécutif n° 93-160 du Juillet 1993

Tableau 02 : Valeur limites de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration. JORA 2009.

18	JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 36	27 Joumada Ethania 1430 21 juin 2009
<p>Art. 10. — L'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques est retirée dans les cas suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> — non-respect des obligations et prescriptions fixées par la décision autorisant le déversement ; — lorsqu'il est fait obstacle à l'accomplissement des contrôles opérés dans les conditions fixées par le présent décret ; — cessation d'activité de l'établissement au titre de laquelle l'autorisation de déversement a été octroyée. 		
<p>CHAPITRE II CONTROLES</p>		
<p>Art. 11. — Des prélèvements d'échantillons aux fins d'analyse peuvent être effectués à tout moment dans le regard de branchement de l'établissement par les représentants de l'administration de wilaya chargée des ressources en eau afin de vérifier si les caractéristiques des eaux usées déversées dans le réseau public d'assainissement ou dans la station d'épuration sont conformes aux valeurs maximales fixées par le présent décret.</p>		
<p>Art. 12. — Lorsque les résultats d'analyse montrent que les eaux usées ne sont pas en conformité avec les valeurs fixées dans la décision d'autorisation, l'administration de wilaya chargée des ressources en eau met en demeure le propriétaire de l'établissement de prendre, dans le délai qu'elle lui aura fixé, l'ensemble des mesures et actions à même de rendre le déversement conforme aux prescriptions de l'autorisation.</p>		
<p>Art. 13. — A l'expiration du délai fixé par la mise en demeure indiquée à l'article 12 ci-dessus, et faute par le propriétaire de l'établissement de se conformer à la mise en demeure, les administrations de wilaya chargées des ressources en eau et de l'environnement doivent procéder à la fermeture de l'établissement jusqu'à exécution des mesures prescrites, et ce, sans préjudice des poursuites judiciaires prévues par la législation en vigueur.</p>		
<p>Art. 14. — Les analyses d'échantillons d'eaux usées autres que domestiques prévues à l'article 11 ci-dessus sont effectuées par des laboratoires agréés par le ministre chargé des ressources en eau.</p>		
<p>CHAPITRE III DISPOSITIONS FINALES</p>		
<p>Art. 15. — Les installations de prétraitement existantes doivent être mises en conformité avec les prescriptions du présent décret dans un délai n'excédant pas un (1) an après la date de publication du présent décret au <i>Journal officiel</i>.</p>		
<p>Art. 16. — Le présent décret sera publié au <i>Journal officiel</i> de la République algérienne démocratique et populaire.</p>		
<p>Fait à Alger, le 17 Joumada Ethania 1430 correspondant au 11 juin 2009.</p> <p style="text-align: right;">Ahmed OUYAHIA.</p>		
<p>ANNEXE</p> <p>Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration</p>		
PARAMETRES	VALEURS LIMITES MAXIMALES (mg/l)	
Azote global	150	
Aluminium	5	
Argent	0,1	
Arsenic	0,1	
Béryllium	0,05	
Cadmium	0,1	
Chlore	3	
Chrome trivalent	2	
Chrome hexavalent	0,1	
Chromates	2	
Cuivre	1	
Cobalt	2	
Cyanure	0,1	
Demande biochimique en oxygène (DBO5)	500	
Demande chimique en oxygène (DCO)	1000	
Etain	0,1	
Fer	1	
Fluorures	10	
Hydrocarbures totaux	10	
Matières en suspension	600	
Magnésium	300	
Mercuré	0,01	
Nickel	2	
Nitrites	0,1	
Phosphore total	50	
Phénol	1	
Piomb	0,5	
Sulfures	1	
Sulfates	400	
Zinc et composés	2	
<p>* Température : inférieure ou égale à 30° C * PH : compris entre 5,5 et 8,5</p>		



- a Conductimètre WTW
- c Thermo réacteur CR 2200.
- e Réactifs
- g Nitrification inhibitor.

- b Multiparameter WTW
- d Spectromètre Photoflex.
- f OxiTop ® WTW box



h Turbidimètre TB 300 IR

ملخص:

يمكن أن يكون لكثافة النباتات تأثير على غلات التنقية في الأراضي الرطبة المشيدة (CWS). في هذه الدراسة تم تقدير تأثير الكثافة النباتية القصوى *Phragmites australis* على كفاءة إزالة الملوثات العضوية من مياه الصرف الصحي المنزلية عن طريق الأراضي الرطبة المنشأة بالتدفق الرأسي (VFCWs) على نطاق تجريبي. تمت زراعة ثلاثة أحواض بنبات *Phragmites australis* بكثافة 10 جذور/م² (كثافة منخفضة)، واثنين آخرين بكثافة 20 و30 جذور/م² (كثافة عالية). تم استخدام سرير غير مزروع كعنصر تحكم. وبعد شهرين (6 اختبارات) من معالجة مياه الصرف الصحي، تم جمع نتائج التحاليل الفيزيائية والكيميائية للمياه الخام والمعالجة. يبدو أن كثافة النبات لها تأثير على أداء CWS. معدلات إزالة المواد العضوية (VFCW0 (Npl): 67.93%، VFCW1: 69.95%، VFCW2: 82.48%، VFCW3: 83.09% و COD؛ VFCW0 (Npl): 88.41%، VFCW1: 90.60%، VFCW2: 91.61%، VFCW3: 92.47% (BOD5؛ VFCW0 (Npl): 77.44%، SS (VFCW0 (Npl): 83.69%، VFCW1: 83.96%، VFCW2: 85.33% و التعكر (VFCW0 (Npl): 87.28%، VFCW1: 90.46%، VFCW2: 89.88%، VFCW3: 90.95%) كانت أعلى بنسبة (2.02%؛ VFCW1؛ 14.55%؛ VFCW2؛ و 15.16%؛ COD؛ VFCW3) (2.19%؛ VFCW1؛ 3.2%؛ VFCW2؛ و 4.06%؛ BOD5؛ VFCW3) (6.25%؛ VFCW1؛ 6.52%؛ VFCW2؛ و 7.89%؛ TSS؛ VFCW3) و (3.18%؛ VFCW1؛ 2.6%؛ VFCW2؛ و 3.67%؛ VFCW3؛ TUR). أظهر VFCW3 بكثافة 30 جذور/م² أعلى كفاءة، مما يشير إلى أن هذا التصميم هو حل فعال ومستدام يعتمد على الطبيعة لمعالجة مياه الصرف الصحي.