

République Algérienne Démocratique et Populaire

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Université Mohamed Khider -BISKRA-

Faculté des Sciences Exactes et des Sciences de la Nature et de la Vie

Département des Sciences Agronomiques

Option: Hydro-pédologie en zones arides

THESE

En vue de l'obtention du diplôme de

Doctorat du 3^{ème} Cycle en Sciences Agronomiques

Présentée par :

BADACHE Sarra

***Elimination des métaux lourds présents dans les eaux usées par
les macrophytes et l'étude de l'accumulation de ces métaux au
niveau des organes de ces plantes***

Soutenue le : 22/05/2025

Devant le jury composé de :

	Nom et Prénom	Grade	Affiliation
Président	MASMOUDI Ali	Professeur	Université de Biskra
Directrice de Thèse	SEGHAIRI Nora	Professeur	Université de Biskra
Examineur	GUIMER Kamel	M.C.A	Université de Biskra
Examinatrice	MIMECHE Leila	M.C.A	Université de Biskra
Examineur	OUAKOUAK Abd El-Kader	M.C.A	Université d'El-Oued

Année universitaire : 2024/2025

Remerciements

D'abord, je remercie « Dieu », le Tout puissant qui m'a donné la force, le courage et la patience tout au long de la réalisation de ce modeste travail et pour le mener à terme.

*Je tiens à exprimer toute ma gratitude et mon profond respect à mon encadreur Professeur **SEGHAIRI Nora** pour avoir dirigé ce travail, pour ses conseils prodigieux, ses critiques constructives, ses encouragements, sa responsabilité, sa disponibilité ainsi que sa patience.*

*J'exprime ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à monsieur **BERTI Antonio**, Professeur au département « DAFNAE Department of Agronomy, Food, Natural resources and Environment » à l'université de Padoue en Italie de m'avoir invité, accueilli et aidé pour le traitement statistique des données de la recherche.*

*Je tiens à exprimer mes vifs remerciements à monsieur le Professeur **DEBABCHE Mahmoud** le recteur de l'université de Biskra pour son intérêt et son aide au courant de la réalisation de ce travail.*

*Un fort remerciement s'adresse aux membres de jury qui ont apporté l'intérêt à notre travail et ont accepté de l'évaluer. Mes reconnaissances à monsieur le président de jury **MASMOUDI Ali**, Professeur au département des sciences agronomiques ; à monsieur **GUIMER Kamel**, Maître de conférences A à l'Université de Biskra ; à madame **MIMECHE Leila**, Maître de conférences A à l'Université de Biskra ; également à monsieur **OUAKOUAK Abd El-Kader**, Maître de conférences A à l'Université d'El-Oued.*

*Je désire également exprimer ma profonde gratitude à madame **BENAOUNE Saliha** qui m'a beaucoup aidé pour les analyses au niveau du laboratoire de CRSTRA.*

*J'adresse mes remerciements à madame **BARKET Khadija** la responsable au niveau du laboratoire de recherche LARGHYDE et à madame **BENAMEUR Nassima** Docteur au département des sciences biologiques pour leurs soutiens et encouragements.*

Je remercie fortement mes amies et collègues : Samira, Halima Setti, Toufik, Samir et Amine qui ont su m'aider, m'encourager et me soutenir durant la période de recherche.

Un grand remerciement à tous ceux qui ont attribué de près ou de loin à la réalisation de cette thèse.

DEDICACE

Je dédie ce modeste travail :

A mes chers parents Khelifa et Farida Seghira, qui m'ont éclairé le chemin de la vie par leur grand soutien et leurs encouragements, par leurs dévouements exemplaires et les énormes sacrifices qu'ils m'ont consentis durant les années de mes études et recherche, et qui ont toujours aimé me voir réussir, mais aucune dédicace ne serait témoin de mon profond amour, respect et gratitude. Je les remercie pour tout ce qu'ils m'ont fait.

Ma chère grand-mère Messaouda, qui n'a pas cessé de m'encourager et de prier pour moi.

Mes chers frères Salah Eddine et Samir.

Les deux perles de ma vie Fatima et Hadjer.

Mes chères cousines : Imene, Nour El-Yasmine, Maroua et Akila.

A toute ma grande famille qui m'a permis de vivre dans un environnement serein et paisible, mes tantes, mes oncles, mes cousines et mes cousins.

Résumé

Le déversement des eaux usées dans le milieu naturel présente un problème préoccupant induisant ainsi la propagation des éléments chimiques tels que l'azote et le phosphore qui posent un problème d'eutrophisation et les métaux lourds qui posent un problème d'écotoxicité à cause de leur nature non biodégradable. La présente étude vise à mettre en évidence les potentialités des filtres plantés avec quatre espèces de macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*), en évaluant leur capacité à éliminer les contaminants des eaux usées ; et en calculant les facteurs de bioaccumulation (**FBA**) et de translocation (**FT**). La méthodologie consiste à remplir les filtres avec des eaux usées brutes d'origines domestique et industrielle, puis à récupérer l'eau filtrée pour évaluer le taux d'élimination des contaminants en fonction d'un temps de séjour fixé. Après 15 jours de séjour, les macrophytes ont montré une capacité d'élimination significative de l'ammonium (98,7%), des nitrites (97,2%) et du phosphore (97,9%) des eaux usées domestiques, ainsi que les métaux lourds (plomb avec 97,5%, zinc avec 94,7%, cuivre avec 94,7% et fer avec 96,5%) présents dans les eaux usées industrielles. L'analyse statistique ANOVA a révélé un effet significatif du temps de séjour sur l'élimination des métaux lourds. Les FBA et FT calculés ont confirmé l'accumulation et la mobilité des métaux lourds dans les différents organes des plantes (racines, pousses et feuilles). Parmi les quatre espèces étudiées, les valeurs enregistrées de $FBA > 1$ ont permis de considérer les plantes hyper-accumulatrices qui sont *Arundo donax* et *Typha latifolia* pour Pb, Cu et Fe, *Phragmites australis* pour Fe et *Cyperus papyrus* pour Zn et Fe. Le test du Khi-deux pour le FBA a révélé que la répartition des métaux lourds était homogène entre les différentes parties des plantes. Pour les métaux étudiés, les valeurs FT les plus élevées indiquent une bonne mobilité d'un métal dans les différents organes de la plante ; Pb, Cu et Fe présentent une bonne mobilité chez *Phragmites australis* et Fe chez *Typha latifolia*. Les résultats obtenus confirment l'efficacité de la technologie de phytoremédiation utilisant des macrophytes pour traiter les eaux usées dans la région de Biskra (Algérie). Ce processus de purification sert d'une technologie verte naturelle, économique et écologique pour le traitement des eaux usées en particulier et la décontamination et la préservation de l'environnement en général.

Mots clés : Phytoépuration, Macrophytes, Eaux usées domestiques, Eaux usées industrielles, Métaux lourds, Accumulation, Région de Biskra.

Abstract

The discharge of wastewater into the natural environment presents a worrying problem, inducing the spread of chemical elements such as nitrogen and phosphorus, which pose a problem of eutrophication, and heavy metals, which pose a problem of ecotoxicity due to their non-biodegradable nature. The present study aims to highlight the potentialities of planted filters with four species of macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* and *Cyperus papyrus*), assessing their abilities to remove contaminants from wastewater; also, calculating the bioaccumulation (BAF) and translocation (TF) factors. The methodology consists of filling out the filters with raw wastewater of urban and industrial origins, then recovering filtered water to assess the rate of contaminants removal according to fixed residence time. After 15 days of residence time, macrophytes have shown a significant removal ability of ammonium (98.7%), nitrites (97.2%) and phosphorus (97.9%) from urban wastewater in addition to heavy metals (Lead with 97.5%, Zinc with 94.7%, Copper with 94.7% and Iron with 96.5%) loaded in industrial wastewater. ANOVA statistical analysis revealed a high significant effect of residence time on the heavy metals' removal. Calculated BAF and TF had confirmed the accumulation and the mobility of heavy metals in different plants organs (roots, stems and leaves). Among four studied species, recorded values of $BAF > 1$ allowed the consideration of hyper-accumulator plants that are *Arundo donax* and *Typha latifolia* for Pb, Cu and Fe, *Phragmites australis* for Fe and *Cyperus papyrus* for Zn and Fe. Chi-square test for BAF revealed that heavy metals repartition was homogenous among different plants parts. For the studied metals, the higher TF values indicate a good mobility of a metal in different plants organs; Pb, Cu and Fe present a good mobility in *Phragmites australis* and Fe in *Typha latifolia*. Obtained results confirm the efficiency of phytoremediation technology using macrophytes to treat wastewater in Biskra region (Algeria). This purification process serves as a natural, economic and ecological green technology for the wastewater treatment in particular and the environment decontamination and preservation in general.

Keywords: Phytoremediation, Macrophytes, Urban wastewater, Industrial wastewater, Heavy metals, Accumulation, Biskra region.

المخلص

يعتبر تصريف مياه الصرف الصحي في البيئة الطبيعية مشكلة مثيرة للقلق، مما يؤدي إلى انتشار عناصر كيميائية مثل النيتروجين والفوسفور التي تسبب مشكلة التآجين (التشبع الغذائي)، والمعادن الثقيلة التي تسبب مشكلة التسمم البيئي بسبب طبيعتها غير القابلة للتحلل الحيوي. تهدف هذه الدراسة الى ابراز إمكانيات المرشحات المزروعة بأربعة أنواع من النباتات الكبيرة (القصب، القيصوب الجنوبي، البوط عريض الأوراق، ورق البردي)، من خلال تقييم قدرتها على إزالة الملوثات من مياه الصرف الصحي وحساب عوامل التراكم الحيوي (FBA) وعوامل الانتقال (FT). تتضمن المنهجية ملء المرشحات بمياه الصرف الصحي المنزلية والصناعية الخام، ثم استعادة المياه المرشحة لتقييم معدل إزالة الملوثات على حساب وقت بقاء محدد. بعد 15 يوم، أظهرت النباتات المستعملة قدرة كبيرة على التخلص من الأمونيوم (98.7%) والنترت (97.2%) والفوسفور (97.9%) من مياه الصرف الصحي المنزلي، وكذلك المعادن الثقيلة (الرصاص بنسبة 97.5%، الزنك بنسبة 94.7%، النحاس بنسبة 94.7% والحديد بنسبة 96.5%) الموجودة في مياه الصرف الصحي الصناعي. كشف التحليل الإحصائي ANOVA عن وجود تأثير كبير لوقت البقاء المحدد على نسبة التخلص من المعادن الثقيلة. أكدت معاملات التراكم الحيوي الثقيلة وعوامل الانتقال المحسوبة تراكم المعادن الثقيلة وحركتها في مختلف أعضاء النبات (الجزور والسيقان والأوراق). من بين أنواع النباتات الأربعة التي تمت دراستها، أتاحت قيم معامل التراكم الحيوي أكبر من 1 المسجلة إمكانية اعتبار النباتات ذات التراكم المفرط هي نباتات القصب والبط عريض الأوراق بالنسبة للرصاص والنحاس والحديد، ونباتات القيصوب الجنوبي بالنسبة للحديد، ونباتات ورق البردي بالنسبة للزنك والحديد. وبالنسبة للمعادن التي خضعت للدراسة، كشف اختبار Khi-2 لمعامل التراكم الحيوي عن أن توزيع المعادن الثقيلة كان متجانساً بين أجزاء النباتات المختلفة. تشير أعلى قيم عوامل الانتقال إلى قابلية جيدة لحركة المعدن في مختلف أعضاء النبات؛ حيث يظهر الرصاص والنحاس والحديد قابلية جيدة للحركة في نباتات القيصوب الجنوبي والحديد في نباتات البوط عريض الأوراق. تؤكد النتائج التي تم الحصول عليها فعالية تكنولوجيا المعالجة النباتية باستخدام النباتات الكبيرة لمعالجة مياه الصرف الصحي في منطقة بسكرة (الجزائر). تُعد هذه العملية بمثابة تقنية طبيعية واقتصادية وصديقة للبيئة لمعالجة مياه الصرف الصحي بشكل خاص وإزالة التلوث والحفاظ على البيئة بشكل عام.

الكلمات المفتاحية: تقنية المعالجة بالنباتات، النباتات الكبيرة، مياه الصرف الصحي المنزلية، مياه الصرف الصحي الصناعية، المعادن الثقيلة، التراكم، منطقة بسكرة.

SOMMAIRE

SOMMAIRE

Remerciements

Dédicaces

Résumés

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des photos

Liste des abréviations

INTRODUCTION GENERALE I

PREMIERE PARTIE : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I : Généralités sur les eaux usées et leurs traitements

I.1	Introduction	5
I.2	Définition des eaux usées	5
I.3	Origines des eaux usées	5
I.3.1	Les eaux usées domestiques	5
I.3.2	Les eaux usées industrielles	6
I.3.3	Les eaux usées agricoles	6
I.3.4	Les eaux usées pluviales	7
I.4	Composition des eaux usées	7
I.4.1	Les matières en suspension	7
I.4.2	Les micropolluants organiques et non organiques	8
I.4.3.	Les substances nutritives	8
I.4.4	Qualité microbiologique	10
I.5	Traitement des eaux usées	10
I.5.1	Le traitement préliminaire	11
I.5.2	Le traitement primaire (traitement physico-chimique)	11

I.5.3	Le traitement secondaire (traitement biologique)	11
I.5.3.1	Procédés biologiques extensifs (ou lagunage)	12
I.5.3.2	Procédés biologiques intensifs	13
I.5.4	Le traitement tertiaire	16
I.5.4.1	Elimination de l'azote	16
I.5.4.2	Elimination du phosphore	17
I.5.4.3	Désinfection	17
I.5.4.4	Traitement des boues	17
I.6	Les risques liés à la réutilisation agricole des eaux épurées	18
I.6.1	Le risque microbiologique	18
I.6.2	Le risque chimique	19
I.7	Réglementations des eaux usées	20
I.7.1	Les recommandations de l'OMS	20
I.7.2	La législation Algérienne	21
I.8	Conclusion	23
	<i>Chapitre II : La pollution des eaux usées par les métaux lourds</i>	
II.1	Introduction	24
II.2	Définitions des métaux lourds	24
II.3	Origines des métaux lourds	25
II.3.1	Les sources naturelles	25
II.3.2	Les sources anthropiques	26
II.4	Toxicité des métaux lourds	27
II.5	Effets des métaux lourds	29
II.5.1	Effets sur l'environnement	29
II.5.2	Effets sur l'homme	29
II.6	Généralités sur le plomb	30
II.6.1	Propriétés physiques et chimiques	30
II.6.2	Effets toxiques du plomb	30

II.6.3	Utilisation du plomb	31
II.7	Généralités sur le zinc	31
II.7.1	Propriétés physiques et chimiques	31
II.7.2	Effets toxiques du zinc	32
II.7.3	Utilisation du zinc	32
II.8	Généralités sur le cuivre	33
II.8.1	Propriétés physiques et chimiques	33
II.8.2	Effets toxiques de cuivre	33
II.8.3	Utilisation de cuivre	34
II.9	Généralités sur le fer	34
II.9.1	Propriétés physiques et chimiques	34
II.9.2	Effets toxiques de fer	34
II.9.3	Utilisation de fer	34
II.10	Techniques de traitement des métaux lourds présents dans les eaux usées	35
II.11	Conclusion	37

Chapitre III : La dépollution des eaux usées par la technique de Phytoépuration

III.1	Introduction	38
III.2	La Phytoépuration (ou phytoremédiation)	38
III.2.1	Définition	38
III.2.2	Historique	38
III.3	Présentation des filtres plantés à macrophytes	39
III.3.1	Les filtres verticaux	39
III.3.2	Les filtres horizontaux	40
III.3.3	Les filtres hybrides	41
III.3.3.1	Système VF-HF	42
III.3.3.2	Système HF-VF	42
III.4	Rôle de différentes composantes du système	43

III.4.1	Rôle du matériau de remplissage	43
III.4.2	Rôle des plantes	43
III.4.3	Rôle des microorganismes	43
III.5	Les mécanismes d'élimination et les performances épuratoires	46
III.5.1	Les matières en suspension	46
III.5.2	La matière organique	46
III.5.3	Les métaux	47
III.5.4	Les microorganismes	47
III.5.5	L'azote et ses dérivés	48
III.5.6	Le phosphore	48
III.6	Les plantes aquatiques	49
III.6.1	Définition des macrophytes	49
III.6.2	Classification des macrophytes	50
III.6.3	Les plantes utilisées dans le système d'épuration	50
III.6.3.1	<i>Arundo donax</i>	50
III.6.3.2	<i>Phragmites australis</i>	51
III.6.3.3	<i>Typha latifolia</i>	51
III.6.3.4	<i>Cyperus papyrus</i>	52
III.7	Avantages et inconvénients de la phytoépuration	53
III.8	Conclusion	54

DEUXIEME PARTIE : ETUDE EXPERIMENTALE

Chapitre I : Matériel et Méthodes

I.1	Introduction	55
I.2	Présentation de la région d'étude	55
I.2.1	Situation géographique	55
I.2.2	Climatologie	56
I.2.2.1	La température	56
I.2.2.2	Les précipitations	57

I.2.2.3	Les vents	59
I.2.2.4	L'évaporation	60
I.2.2.5	Relevé climatique	60
I.3	Matériel végétatif	61
I.4	Point d'apport des eaux usées	64
I.5	Expérimentation sur terrain	65
I.5.1	Site expérimental	65
I.5.2	Protocole expérimental	66
I.5.3	Montage des filtres	66
I.5.4	Dispositif expérimental	67
I.6	Échantillonnage et prélèvement	68
I.7	Plantes épuratrices	70
I.8	Analyses au niveau du laboratoire	70
I.9	Les formules de calcul utilisées	72
I.9.1	Rendement épuratoire	72
I.9.2	Facteurs de Bioaccumulation et Translocation	72
I.10	Traitement statistique de données	73
I.11	Conclusion	73
<i>Chapitre II : Performances des filtres plantés dans l'épuration des eaux usées domestiques et industrielles</i>		
II.1	Introduction	74
II.2	Composition physico-chimique des eaux usées brutes	74
II.3	Mesures physicochimiques	75
II.3.1	Variation du pH	75
II.3.2	Variation de CE	77
II.4	Analyses chimiques	78
II.4.1	Variation des contaminants des eaux usées domestiques	78
II.4.1.1	Ammonium (NH_4^+)	78
II.4.1.2	Nitrites (NO_2^-)	81

II.4.1.3	Nitrates (NO_3^-)	83
II.4.1.4	Orthophosphates (P-PO_4^{3-})	84
II.4.2	Dosage des métaux lourds chargés en eaux usées industrielles	87
II.4.2.1	Abattement du plomb	87
II.4.2.2	Abattement du zinc	88
II.4.2.3	Abattement du cuivre	90
II.4.2.4	Abattement du fer	91
II.5	Estimation du rendement épuratoire	93
II.5.1	Elimination des contaminants des eaux usées domestiques	93
II.5.2	Elimination des métaux lourds des eaux usées industrielles	94
II.6	Les facteurs de bioaccumulation et translocation	96
II.6.1	Le facteur de bioaccumulation	96
II.6.2	Le facteur de translocation	98
II.7	Conclusion	99
CONCLUSION GENERALE		100
<i>Références bibliographiques</i>		

Les listes

Liste des figures

Partie I : Synthèse bibliographique

Numéro	Titre	Page
Figure I.1	Schéma représentatif du traitement biologique par lagunage.	13
Figure I.2	Schéma représentatif du traitement biologique par lit bactériens.	14
Figure I.3	Schéma représentatif du traitement biologique par boues activées.	15
Figure I.4	Schéma représentatif du traitement par disques biologiques.	16
Figure II.1	Différentes sources de propagation de métaux lourds.	40
Figure III.1	Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical.	41
Figure III.2	Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement horizontal.	42
Figure III.3	Configuration du système hybride VF-HF .	43
Figure III.4	Configuration du système hybride HF-VF .	45

Partie II : Etude expérimentale

Numéro	Titre	Page
Figure I.1	Localisation et limites géographiques de Biskra.	56
Figure I.2	Températures moyennes mensuelles pour la période 2008-2018.	57
Figure I.3	Précipitations moyennes mensuelles pour la période 2008-2018.	58
Figure I.4	Cumul des précipitations annuelles durant la période 2008-2018.	58
Figure I.5	Valeurs moyennes mensuelles de vitesse des vents durant la période 2008-2018.	59
Figure I.6	Evaporations moyennes mensuelles pendant la période 2008-2018.	60
Figure I.7	Situation et limites géographiques de la commune de M'ziraa.	64
Figure I.8	Schéma représentatif du filtre expérimental.	67
Figure I.9	Schéma représentatif du dispositif expérimental.	68
Figure II.1	Variation du pH durant le passage des eaux usées par filtres expérimentaux.	75
Figure II.2	Variation de CE durant le passage des eaux usées par filtres expérimentaux.	77
Figure II.3	Variation des concentrations en NH_4^+ dans les filtres expérimentaux.	79

Figure II.4	Variation des concentrations en NO_2^- dans les filtres expérimentaux.	81
Figure II.5	Variation des concentrations en NO_3^- dans les filtres expérimentaux	83
Figure II.6	Variation des concentrations en P-PO_4^{3-} dans les filtres expérimentaux.	85
Figure II.7	Variation des concentrations en plomb dans les filtres expérimentaux.	88
Figure II.8	Variation des concentrations en zinc dans les filtres expérimentaux.	89
Figure II.9	Variation des concentrations en cuivre dans les filtres expérimentaux.	90
Figure II.10	Variation des concentrations en fer dans les filtres expérimentaux.	91

Liste des tableaux

Partie I : Synthèse bibliographique

Numéro	Titre	Page
Tableau I.1	Classement des eaux résiduaires en fonction du rapport DCO/DBO₅ .	10
Tableau I.2	Normes de rejets des eaux usées selon l'OMS.	21
Tableau I.3	Normes algériennes de rejet des eaux usées (JORA, 2009).	22
Tableau II.1	Provenances et toxicités des métaux lourds.	28
Tableau II.2	Caractéristiques du plomb.	30
Tableau II.3	Caractéristiques du zinc.	31
Tableau II.4	Caractéristiques du cuivre.	33
Tableau II.5	Caractéristiques du fer.	34
Tableau III.1	Description d' <i>Arundo donax</i> .	50
Tableau III.2	Description de <i>Phragmites australis</i> .	51
Tableau III.3	Description de <i>Typha latifolia</i> .	52
Tableau III.4	Description de <i>Cyperus papyrus</i> .	52
Tableau III.5	Avantages et inconvénients de la phytoépuration.	53

Partie II : Etude expérimentale

Numéro	Titre	Page
Tableau I.1	Relevé climatique de Biskra durant l'année 2018.	61
Tableau I.2	Codes du dispositif expérimental.	68
Tableau I.3	Calendrier de l'essai expérimental.	69
Tableau II.1	Composition physicochimique des eaux usées brutes.	74
Tableau II.2	Résultats de l'ANOVA pour les éléments chimiques d'eaux usées domestiques.	86
Tableau II.3	Résultats de l'ANOVA pour les métaux lourds d'eaux usées industrielles.	93
Tableau II.4	Rendements d'élimination (%) des contaminants chargés en eaux usées domestiques.	94
Tableau II.5	Rendements d'élimination (%) des métaux lourds chargés en eaux usées industrielles.	95

Tableau II.6	Facteurs de bioaccumulation des métaux lourds par les macrophytes.	96
Tableau II.7	Résultats de test de Khi-deux pour les facteurs de bioaccumulation.	98
Tableau II.8	Facteurs de translocation des métaux lourds par les macrophytes.	98

Liste des photos

Partie II : Etude expérimentale

Numéro	Titre	Page
Photo I.1	Tiges et système racinaire d' <i>Arundo donax</i> .	62
Photo I.2	Tiges et système racinaire de <i>Phragmites australis</i> .	62
Photo I.3	Tiges et système racinaire de <i>Typha latifolia</i> .	63
Photo I.4	Tiges et système racinaire de <i>Cyperus papyrus</i> .	63
Photo I.5	Localisation de l'Enicâb.	65
Photo I.6	Localisation de la station expérimentale.	65
Photo I.7	Spectrophotomètre d'absorption atomique.	71
Photo I.8	Etapes de la préparation de l'extrait de végétal.	71

Liste des abréviations

<i>Symbole</i>	<i>Signification</i>
DBO₅	Demande Biologique en Oxygène pendant 5 jours
DCO	Demande Chimique en Oxygène
ETM	Eléments Traces Métalliques
MES	Matières En Suspension
MMS	Matières minérales en Suspension
MVS	Matières Volatiles en Suspension
JORA	Journal Officiel de la République Algérienne
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ANAT	Agence Nationale d'Aménagement du Territoire
ONM	Office Nationale de la Météorologie
Enicâb	Entreprise des industries du câble de Biskra
ITDAS	Institut Technique du Développement de l'Agriculture Saharienne
LARGHYDE	Laboratoire de Recherche en Génie Civil et Hydraulique, Développement Durable et Environnement
CRSTRA	Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides
pH	Potentiel d'Hydrogène
CE	Conductivité Electrique
NH₄⁺	Ammonium
NO₂⁻	Nitrites
NO₃⁻	Nitrates
P-PO₄³⁻	Orthophosphates
Pb	Plomb
Zn	Zinc
Cu	Cuivre
Fe	Fer



INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Le développement moderne induit à une augmentation de la quantité de déchets produits ainsi qu'une pollution des écosystèmes par une multitude de produits chimiques organiques et de substances inorganiques qui, dans des conditions normales, ne sont pas présents dans l'environnement naturel (Golia et al., 2023). Actuellement, l'environnement défini comme élément clé pour la survie des êtres vivants, est dangereusement affecté par les activités humaines. Les milieux naturels (air, sol et eau) sont massivement pollués avec une biodiversité en déclin, des écosystèmes dégradés, des sols et ressources naturelles sous pression, des milieux aquatiques contaminés, une pollution atmosphérique alarmante, des déchets mal recyclés en plus d'un rejet des eaux usées sans aucun préalable traitement.

Les effluents d'origine domestique ou industrielle contiennent des matières organiques biodégradables, des produits chimiques inorganiques et organiques, des substances toxiques non dégradables, en plus des agents pathogènes (Salgot et al., 2006) présentant ainsi une source de pollution majeure. Les eaux usées domestiques contiennent des concentrations de polluants (tels que l'azote de nature organique et inorganique et le phosphore) dépassant les normes de qualité (Imron et al., 2023), induisant ainsi une eutrophisation et inhibant la biodiversité dans le milieu récepteur. Les effluents industriels sont l'un des principaux responsables de la présence de métaux lourds dans les sources d'eau et de leur inclusion dans l'écosystème aqueux où différents organismes aquatiques les ingèrent (Latif et al., 2022). L'usage important des métaux lourds dans plusieurs activités industrielles telles que : métallurgie, galvanoplastie, champs agricoles (engrais et pesticides), production des pigments et des piles, provoque une dégradation de l'écosystème causant la parution d'espèces toxiques et cancérogènes.

Ces polluants, même à faibles concentrations, entraînent de graves risques pour l'environnement et les êtres vivants ; et sont très préoccupants étant donné qu'ils génèrent des problèmes de santé dépendant de l'élément concerné, de sa concentration et de son état d'oxydation ; de plus une fois ces métaux lourds incorporent l'environnement, sont difficiles à éliminer en raison de leur nature persistante et non dégradable (Khan and Barros, 2023 ; Ali et al., 2013 ; Kunze et al., 2002). Les métaux toxiques interfèrent avec différents processus métaboliques en réduisant l'activité des enzymes, en perturbant la croissance et le développement et en

détériorant les processus naturels tels que la respiration et la photosynthèse (Ghazaryan et al., 2018 ; Ghazaryan et al., 2021 ; Ghazaryan et al., 2022).

A cet égard, la protection de l'environnement est devenue une préoccupation majeure au cours des dernières décennies, car différents écosystèmes sont confrontés à de nombreux problèmes de pollution et sont exposés à de nombreuses sources de contamination. La purification artificielle des eaux usées au niveau des stations d'épuration, à travers les pays utilisateurs de ce mode, a montré sa complexité et ses exigences matérielles et humaine (haute technicité) ; de ce fait d'autres moyens plus simples et efficaces ont été mis en place pour l'épuration des eaux. Parmi eux un mode purement naturel où les agents actifs dans le processus sont des Macrophytes (plantes supérieures), pour cette technique l'intervention de l'homme est très limitée et l'installation n'est pas trop coûteuse (Saggai, 2004 ; Vymazal, 2005). Depuis 1980, le terme « Phytotechnologie » est apparu impliquant l'utilisation des plantes vivantes pour répondre aux problématiques de l'épuration de l'eau et de l'air, en incluant « la phytoremédiation » qui consiste à utiliser les végétaux et leurs microorganismes associés pour éliminer, contenir ou rendre moins toxiques les contaminants environnementaux (Illovcic et Bonnarme, 2012). En s'appuyant sur les plantes, cette technologie est jugée écologiquement amie, techniquement facile à mettre en œuvre et surtout économiquement rentable.

Les filtres plantés à macrophytes, largement utilisés pour le traitement des eaux usées, deviennent aujourd'hui une alternative intéressante pour le traitement des eaux usées. Ces éléments influencent les processus de traitement en fournissant une surface et une source de carbone pour la croissance des communautés microbiennes, en transférant l'oxygène atmosphérique vers le milieu, en diminuant la vitesse de l'eau et en réduisant son volume, en stabilisant le lit, en isolant la surface contre le gel en hiver et en absorbant directement les nutriments polluants pour leur croissance (Borin et Salvato, 2012 ; Brix, 1997 ; Vymazal, 2002 ; Brix et Arias, 2005).

A Biskra, étant une région semi-aride, l'eau constitue un facteur limitant de la production végétale et des besoins liés à l'accroissement de la population et son niveau de vie. En contrepartie, les eaux usées constituent une source inépuisable que sa prise en compte est primordiale et sa valorisation doit en conséquence être intégrée dans les objectifs de développement durable à condition qu'elles soient épurées. Au niveau de cette ville, en raison de l'absence d'une station

d'épuration, les eaux usées domestiques et industrielles sont rejetées dans la nature sans traitement préalable (Souiki et al., 2008).

De ce fait, la problématique de notre recherche s'articule sur deux soucis majeurs demeurant la région d'étude, le déversement des eaux usées dans le milieu naturel, en plus de la pénurie d'eau dans la région de Biskra.

L'objectif principal de notre recherche consiste à évaluer les performances épuratrices de quatre espèces de macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, et *Cyperus papyrus*) en estimant leurs capacités à éliminer des contaminants fortement chargés dans les eaux usées d'origine urbaine (azote et phosphore) et industrielle (métaux lourds) de la région de Biskra. Les eaux usées domestiques ramenées du rejet urbain de la région de M'ziraa et les eaux usées industrielles collectées de l'Entreprise des industries du câble « Enicâb » de Biskra ont fait l'objet de notre étude. Également, évaluer le taux d'accumulation de métaux lourds dans les organes des plantes.

Les données obtenues ont fait l'objet d'une analyse statistique ANOVA unidirectionnel en utilisant Microsoft Excel 2016 à l'aide de macro VBA DSAASTAT pour les différents paramètres chimiques ; en plus d'une analyse par tables de contingence pour les facteurs de bioaccumulation.

La présente thèse de Doctorat est subdivisée en deux parties majeures :

Une première partie concerne la synthèse bibliographique contenant trois chapitres et visant à définir les éléments fondamentaux de l'étude.

Dans le premier chapitre, il est abordé un aperçu général sur les eaux usées (définition, origines, composition, critères de qualité et procédés de traitement) ; les normes de rejets (OMS et législation algérienne) ; en plus les risques de la réutilisation des eaux usées.

Le deuxième chapitre consiste à définir les métaux lourds, leurs origines, leurs toxicités et effets sur l'être humain et son environnement ; aussi, déterminer les principaux métaux lourds de l'études (Plomb, Zinc, Cuivre et Fer) et les techniques de dépollution.

Le dernier chapitre de cette partie se focalise sur la technique de phytoépuration (définition et historique) ; les filtres plantés (types, rôle de composantes et mécanismes d'élimination) ; et enfin les plantes macrophytes (définition et classification).

Une deuxième partie concerne l'étude expérimentale divisée en deux chapitres.

Dans un premier chapitre, nous présentons la région d'étude ; le matériel végétatif ; les eaux usées utilisées ; et la méthodologie expérimentale mise en place (expérimentations sur terrain et analyses au niveau de laboratoire).

Le deuxième chapitre, met l'accent sur la présentation des résultats d'étude obtenus concernant la capacité des plantes macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, et *Cyperus papyrus*) à éliminer des contaminants chargés en eaux usées domestiques et des métaux lourds chargés en eaux usées industrielles, en plus à accumuler les métaux lourds dans leurs organes ; l'interprétation et la discussion des résultats ; et enfin, l'analyse statistique des données.

Dans la conclusion générale, nous récapitulons les principaux résultats de l'étude ; nous donnons des idées sur les implications pratiques ; nous suggérons les prochaines étapes pour la mise en œuvre ou la poursuite de la recherche ; aussi nous proposons des perspectives générales pour le traitement des eaux usées.

PREMIERE PARTIE

SYHNTHÈSE

BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I

Généralités sur les eaux usées et leurs traitements

I.1. Introduction

Les rejets d'eaux usées ont considérablement évolué en quantité et en complexité. Ils sont toutes les eaux des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement. Les eaux usées englobent également les eaux de pluies et leur charge polluante, elles engendrent au milieu récepteur toutes sortes de pollution et de nuisance. En raison de leurs différentes compositions et diverses origines, le déversement sans traitement de ces eaux pose de problèmes majeurs pour tous êtres vivants et leur environnement. Cependant si l'eau est préalablement traitée, elle trouve d'autres utilisations surtout dans le domaine agricole, où elle vient valoriser.

Ce chapitre est donc pour présenter l'origine et la composition des eaux usées. Par la suite, un aperçu est donné sur les différents procédés d'épuration de ces eaux.

I.2. Définition des eaux usées

Les eaux usées urbaines sont des effluents polluants pour le milieu naturel ; elles sont caractérisées par un débit et une qualité qui peuvent être variables. Les eaux usées regroupent les eaux usées domestiques (les eaux vannes et les eaux ménagères), les eaux de ruissellement ou pluviales et les effluents industriels (eaux usées des usines) (Baumont *et al.*, 2005). Egalement, les eaux de pluies sont munies d'une charge non négligeable de substances toxiques, provoquant un impact nuisible au milieu récepteur (Dugniolle, 1980).

I.3. Origines des eaux usées

Quatre catégories d'eaux usées sont distinguées en raison de leurs origines et qualité de leurs composantes. Nous citons :

I.3.1. Les eaux usées domestiques

Selon Benameur (2018) et Rejsek (2002) ; les eaux usées domestiques résultent la combinaison des eaux domestiques (habitations, bureaux, bains publics), et en moindre quantité d'eaux issues de fonds de commerce et de petites industries.

- a. Les eaux domestiques : sont généralement composées de matières organiques dégradables et de matières minérales sous forme dissoute ou en suspension. Ces eaux sont constituées des

eaux vannes d'évacuation de toilette et des eaux ménagères d'évacuation des cuisines, salles de bains et buanderies. Dont :

- ❖ Les eaux de vannes proviennent des sanitaires contenant des excréments humains (urines et fèces) et fortement chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et micro-organismes ;
 - ❖ Les eaux de cuisine contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protéides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses ;
 - ❖ Les eaux de bain chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle (généralement des matières grasses hydrocarbonées) ;
 - ❖ Les eaux de lessive contenant principalement des détergents.
- b. Les eaux commerciales : sont chargées en matières organiques, graisses et produits d'entretien ménagers, présentant en général une bonne biodégradabilité. Ces eaux sont issues principalement de lavage de voitures, restaurants, cafés et pressing.

I.3.2. Les eaux usées industrielles

Toutes les eaux résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiées de rejets industriels. Les caractéristiques de ces rejets varient d'une industrie à l'autre, ainsi qu'ils peuvent suivre trois voies d'assainissement :

- ✓ Soit ils sont directement rejetés dans le réseau domestique ;
- ✓ Soit ils sont prétraités puis rejetés dans le réseau domestique ;
- ✓ Soit ils sont entièrement traités sur place et rejetés dans le milieu naturel.

Une eau usée industrielle, par ses caractéristiques et son volume, est considérée comme un effluent qui ne peut être rejeté à l'égout ([Olanrewaju et al., 2004](#)).

I.3.3. Les eaux usées agricoles

Tous les effluents issus des activités agricoles sont classés comme eaux usées agricoles. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive et afin de maximiser leurs rendements et optimiser leurs profits, les agriculteurs tentent d'utiliser les produits chimiques tels que les fertilisants (engrais et amendements) et les produits phytosanitaires (herbicides, pesticides,

insecticides, fongicides...) d'une manière intensive et des fois même irrationnelle. Les eaux agricoles chargées d'engrais nitrates et phosphates (sous forme ionique), non retenus par le sol et non assimilés par les plantes, conduisent par ruissellement à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau ou des retenues (Metahri, 2012).

I.3.4. Les eaux pluviales

Les eaux pluviales peuvent, elles aussi, constituer une source de pollution importante des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis en ruisselant, elle entraîne des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds...) (Bontoux, 1993). Lors d'une précipitation, le flux d'eau plus important permet la remise en suspension de dépôts (Herteman, 2010).

I.4. Composition des eaux usées

Les eaux usées peuvent contenir de nombreuses substances sous forme solide ou dissoute, en plus de nombreux micro-organismes. La composition des eaux usées est extrêmement liée à leur origine. En fonction de leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques et du danger sanitaire qu'elles représentent, ces substances peuvent être classées en quatre groupes : les matières en suspension, les micro-organismes, les éléments traces minéraux ou organiques, et les substances nutritives (Baumont et al., 2004). Ces polluants n'entraînent pas le même type de nuisance suivant leur nature, donc ils nécessitent des traitements différents et appropriés (Benameur, 2018).

I.4.1. Les matières en suspension (MES)

Selon Rejsek (2002), la pollution particulière est due à la présence de particules de grande taille, supérieure à 10 µm, en suspension dans l'eau, et que l'on peut assimiler aux matières en suspension (MES). Ces particules peuvent être d'origine minérale (sable, limon, argile, etc.) ou d'origine organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ou fulviques) ; et sont responsable particulièrement de la turbidité et la couleur. Marc (2006), confirme que les teneurs élevées en MES freinent la pénétration de la lumière, et diminuent la concentration

de l'oxygène dissous limitant alors la croissance de la vie aquatique et créant un certain déséquilibre entre diverses espèces. Dans les eaux usées urbaines, les MES s'expriment par la relation :

$$MES = 70\% MVS + 30\% MMS$$

- ❖ Les matières volatiles en suspension (**MVS**) : Elles présentent environ 70% des MES, elles sont constituées par la partie organique des MES et mesurées par calcination (Marc, 2006).
- ❖ Les matières minérales (**MMS**) : Elles représentent le résultat d'une évaporation totale de l'eau, c'est-à-dire son extrait, constitué à la fois par les matières en suspension et les matières solubles telles que les chlorures, les phosphates, etc. (Marc, 2006).

I.4.2. Les micropolluants organiques et non organiques

Les micropolluants sont des éléments présents en quantité infinitésimale dans les eaux usées ; pouvant s'accumuler dans les tissus des êtres vivants et notamment dans les plantes cultivées ; provoquant ainsi une contamination de la chaîne alimentaire (Dekhil, 2012).

Les micropolluants d'origine organique sont extrêmement nombreux et variés, ce qui rend difficile l'appréciation de leur dangerosité. En raison de leur faible solubilité, ces éléments se concentrent dans les boues dont leurs teneurs devront être contrôlées surtout lors de l'épandage (Faby, 1997).

Les micropolluants d'origine inorganique comportent les composés métalliques qui sont extrêmement nombreux dans les eaux usées ; dont certains sont les plus abondants tels que le fer, le zinc, le cuivre et le plomb ; et autres sont présents à l'état de traces (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.). La forte toxicité de ces métaux peut engendrer des dégâts écologiques considérables rendant nécessaire le recours à un procédé d'élimination susceptible de réduire les teneurs des eaux usées en ces éléments avant rejet (Belabed, 2010).

I.4.3. Les substances nutritives

Les substances nutritives se trouvent en quantités appréciables et en portions très variables dans les eaux usées, elles sont indispensables à la vie des végétaux. Selon Faby (1997), une lame d'eau résiduaire de 100 mm peut apporter à l'hectare : 16 à 62 kg d'azote ; 2 à 69 kg de potassium ; de 27 à 182 kg de sodium ; 4 à 24 kg de phosphore ; 18 à 208 kg de calcium ; de 9 à 100 kg de magnésium.

DBO₅ représente la quantité d'oxygène nécessaire pour décomposer par oxydation (Avec l'intervention des bactéries) les matières organiques contenues dans une eau usée après 5 jours d'incubation à 20°C et dans l'obscurité ; étant donné que généralement la consommation en oxygène diminue énormément au-delà de 5 jours (Rokbane, 2023 ; Degremont, 1979). Pratiquement, la demande biochimique en oxygène devrait permettre d'apprécier la charge du milieu considéré en substances putrescibles, son pouvoir auto-épurateur et d'en déduire la charge maximale acceptable, principalement au niveau des traitements primaires des stations d'épuration (Rodier, 2005).

DCO représente la quantité d'oxygène consommée par oxydation chimique de la totalité des matières organiques et minérales dissoutes dans l'eau ; elle est fonction des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives, des possibilités de l'oxydation (Rokbane, 2023 ; Rodier, 2005). La **DCO** est la concentration, exprimée en mg/L, d'oxygène équivalente à la quantité de dichromates consommée par les matières dissoutes et en suspension lorsqu'un échantillon d'eau est traité avec cet oxydant dans des conditions définies par la norme (Rejsek, 2002).

Selon Rokbane (2023) le rapport **DCO/DBO₅** donne une estimation de la biodégradabilité des eaux usées ; dont la notion de la biodégradabilité représente la capacité d'une substance ou son aptitude à être décomposée par les micro-organismes (bactéries, champignons...). Cet indice de biodégradabilité (**DCO/DBO₅**) s'avère également très utile pour le suivi de l'efficacité de traitements biologiques, le rapport augmentant d'autant plus que le traitement biologique est plus poussé (Metahri, 2012).

Sur la base du rapport **DCO/DBO₅**, il est possible d'établir le classement suivant pour les eaux résiduaires (**Tableau I.1**).

Tableau I.1 : Classement des eaux résiduaires en fonction du rapport **DCO/DBO₅** (Dhaouadi, 2008).

<i>Valeur</i>	<i>Classement</i>
DCO/DBO₅ < 1.66	Eaux résiduaires susceptibles d'être facilement traitées biologiquement.
1.66 < DCO/DBO₅ < 2.5	Eaux résiduaires susceptibles de subir un traitement biologique.
2.5 < DCO/DBO₅ < 5	Eaux résiduaires non susceptibles de subir un traitement biologique ou nécessitant une acclimatation préalable des micro-organismes impliqués.

I.4.4. Qualité microbiologique

La détermination de la flore aérobie mésophile totale, des coliformes totaux, coliformes fécaux, staphylocoque, streptocoque, salmonelles et les shigelles, ainsi que certains pathogènes permet de donner une indication sur les risques liés à l'utilisation de certains types d'eaux (Baumont *et al.*, 2004). La densité des microorganismes présents dans les eaux usées est extrêmement difficile à évaluer. Elle est variable dans la journée ou selon la saison (Boudoukha, 2017). Les microorganismes ont des effets divers sur la santé, entraînant d'infections bénignes comme la gastro-entérite mais aussi de maladies mortelles comme le choléra.

I.5. Traitement des eaux usées

Le traitement ou l'épuration des eaux usées a pour objectif de réduire la charge polluante qu'elles véhiculent afin de rendre au milieu aquatique une eau de qualité, respectueuse des équilibres naturels et de ses usages futurs (pêche, loisir, alimentation, utilisation agricole ou industrielle, etc.) (Kleche, 2013). Les eaux usées sont acheminées vers la station d'épuration où elles subissent plusieurs phases permettant de traiter une certaine charge de pollution et d'assurer un rejet conforme aux valeurs limites définies par l'arrêté préfectoral d'autorisation. Nous présentons par la suite les différentes étapes appliquées pour le traitement d'une eau usée.

I.5.1. Le traitement préliminaire

C'est une première étape qui consiste à débarrasser les effluents de tout élément ayant une nature et une dimension (taille comprise entre 0,1 et 50 mm) qui gênent les traitements ultérieurs (Harrat, 2013). Elle fait appel à des procédés mécaniques en éliminant les grosses particules par des grilles (dégrillage) ou des tamis (tamisage), aussi, à des procédés physiques en éliminant les sables par décantation et les graisses par flottation (Rejsek, 2002). Le prétraitement peut comprendre le dégrillage principalement pour les déchets volumineux, le dessablage pour les sables et les graviers et dégraissage-déshuilage ou d'écumage-flottation pour les huiles et les graisses.

I.5.2. Le traitement primaire (traitement physico-chimique)

Cette étape sert à une élimination des matières en suspension par décantation. Elle permet une élimination de la pollution particulaire par décantation et de la pollution organique sous forme particulaire par des réactions physico-chimiques (Abibsi, 2011). Les MES sont éliminées soit par décantation gravitaire ou par dégradation biologique dans la pollution soluble (Grosclaude, 1999). La décantation a pour but d'alléger la charge du traitement biologique ultérieur et d'éliminer 30 à 35% de la DBO₅, 60% de MES, 90% des matières décantables (Moulin et al., 2013). Le principe repose sur l'utilisation des adjuvants chimiques pour la phase de coagulation (agglomération des colloïdes par addition par exemple de sels de fer ou d'aluminium) suivie par l'injection des agents (tel que charbon actif en poudre) pour la phase de floculation (décantation et séparation entre solide et liquide). Ce traitement permet d'obtenir une épuration partielle, donc une phase de traitement secondaire doit être conduite pour répondre aux exigences réglementaires.

I.5.3. Le traitement secondaire (traitement biologique)

Cette étape sert à des traitements biologiques faisant intervenir des organismes vivants, essentiellement les bactéries, dont une dégradation biologique peut se dérouler dans des conditions aérobies ou anaérobies. Selon Abibsi (2011), ces traitements sont basés sur la capacité des microorganismes à oxyder la matière minérale (NH₃, ...) et les matières constitutives de la DCO et de la DBO d'une part (aérobiose), et à réduire d'autre part les molécules comportant de l'oxygène : NO₃ (anoxie), SO₄ et CO₂ (anaérobiose). Pour cette étape, deux procédés biologiques sont distingués :

I.5.3.1. Procédés biologiques extensifs (ou lagunage) :

Sur la base du pouvoir épurateur des microorganismes, nous orientons les eaux usées de rejet vers des bassins étanches. Ce procédé est destiné généralement au traitement secondaire des eaux usées en zone rurale, ce sont les étangs de stabilisation, appelés aussi étangs d'oxydation. Ce procédé extensif donne une bonne performance dans lequel l'effluent reste dans les bassins imperméables à un long temps de séjour, généralement leurs nombres est de 3 postés en série. Cependant, l'utilisation d'une configuration à 4 ou bien 6 bassins permet de donner une bonne désinfection adéquate. Le processus d'épuration par lagunage naturel basé sur le phénomène de la photosynthèse. La partie supérieure des bassins est exposée au rayonnement solaire. Ce dernier favorise des algues qui produisent l'oxygène aux microorganismes. Les bactéries aérobies jouent un rôle essentiel pour la dégradation de la matière organique (Berland et al., 2001). Le lagunage consiste à établir un écoulement lent par gravité des eaux usées dans plusieurs bassins de rétention (de 3 à 5) peu profonds (0,40 m à 1,20 m) en éliminant le risque d'infiltration dans les eaux souterraines (Degrémont, 1978) (Figure I.1).

D'après Dhaouadi (2008), le principe général consiste à recréer, dans des bassins, des chaînes alimentaires aquatiques du fait que :

- ✓ Le rayonnement solaire est la source d'énergie permettant la production de matières vivantes par les chaînes trophiques ;
- ✓ Les substances nutritives sont apportées par l'effluent ;
- ✓ Les végétaux sont les producteurs du système en matière consommables et en oxygène ;
- ✓ Les bactéries assurent la part prépondérante de l'épuration ;
- ✓ La microfaune contribue à l'éclaircissement du milieu par ingestion directe des populations algales et des bactéries.

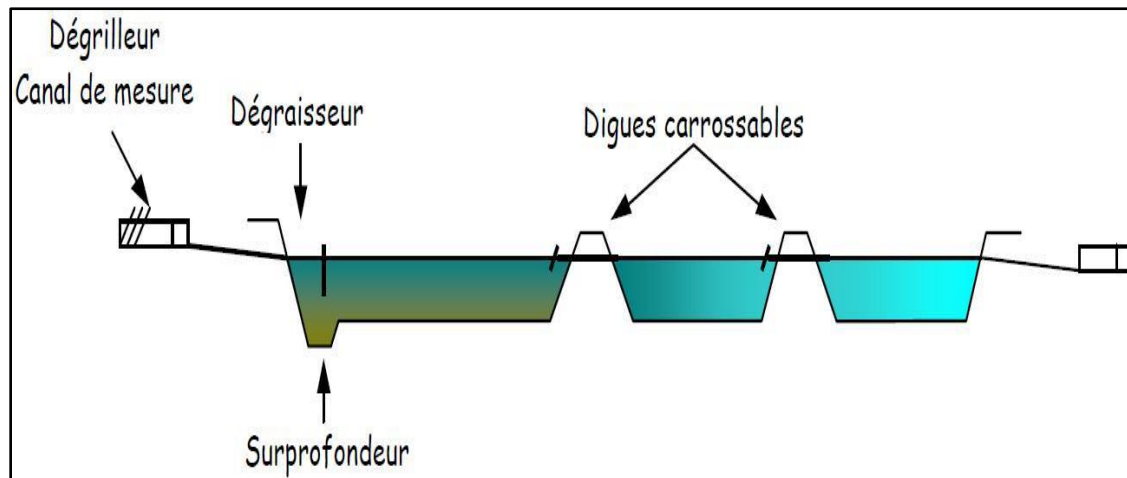


Figure I.1 : Schéma représentatif du traitement biologique par lagunage (Source : <https://www.hqe.guidenr.fr/> - Dispositifs d'épuration des eaux usées).

Il appartient également aux procédés extensifs : un système naturel qui utilise les capacités filtrantes, absorbantes et dégradantes de plantes aquatiques en association avec des substrats filtrants. Il repose sur des bassins plantés, traversés par les eaux usées domestiques ou industrielles, où les micro-organismes présents dans le sol et sur les racines des plantes jouent un rôle essentiel dans la décomposition des matières organiques. Ce système, appelé « Phytoépuration », fait l'objet de la présente étude.

I.5.3.2. Procédés biologiques intensifs

Le procédé consiste à fournir suffisamment d'oxygène grâce à l'utilisation d'aérateurs ou de jets d'air pour que les micro-organismes puissent oxyder les matières organiques et les convertir en masse biologique et autres matières simples. Ces procédés faisant appel aux méthodes suivantes :

a) Lits bactériens

Selon Cemagref (1997), les lits bactériens sont des réacteurs biologiques à cultures fixées, non immergées, utilisant un matériau de contact traditionnel. Le principe de fonctionnement consiste à faire ruisseler l'eau à traiter, préalablement sur une masse de matériaux poreux ou caverneux présentant un support aux microorganismes (bactéries) épurateurs. Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée apportant l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement (Rokbane, 2023). Les matières polluantes

contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre-courant, à travers le film biologique jusqu'aux microorganismes assimilateurs (**Figure I.2**). Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux.

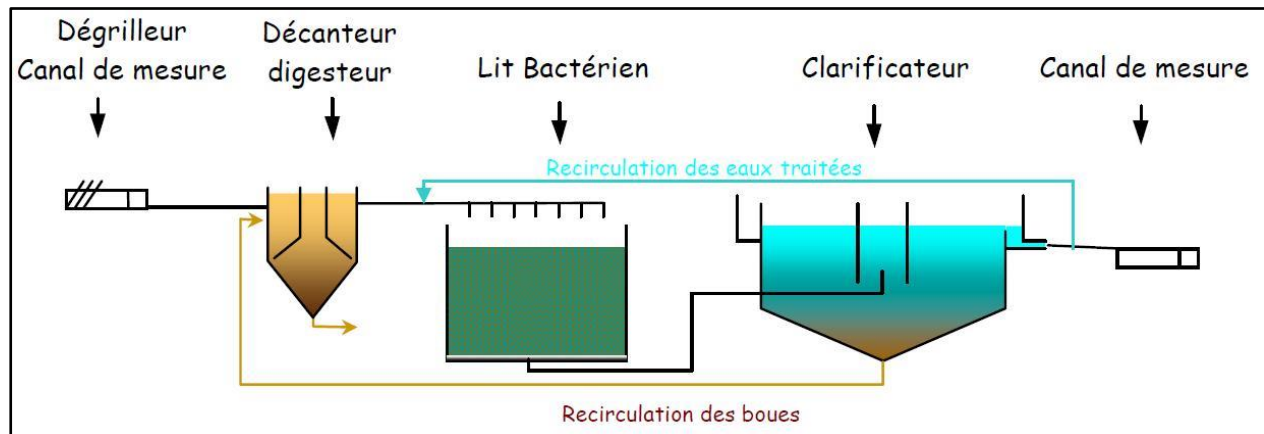


Figure I.2 : Schéma représentatif du traitement biologique par lit bactériens (Source :

<https://www.hqe.guidenr.fr/> - Dispositifs d'épuration des eaux usées).

b) Boues activées

Les boues sont le principal sous-produit du cycle de traitement de l'eau. Les boues sont extraites des décanteurs et sont constituées d'un mélange d'eau et de matières en suspension (floc ou biofilm) ; également les boues activées sont des boues qui se développent sous forme de flocons ou floccs au cours de l'aération des eaux usées, elles sont constituées d'espèces vivantes assurant la dégradation de la pollution (microorganismes) et de matières inertes qui ont la faculté de décanter ([Sadowski, 2002](#)) (**Figure I.3**). Le principe repose sur l'activation des bactéries présentes dans les eaux usées en émettant l'oxygène nécessaire à leur croissance et leur reproduction dans une cuve de ventilation. La multiplication des bactéries entraîne l'élimination de l'eau, de la matière organique dissoute et sa conversion en un matériau non dissous à déposer dans le bassin de sédimentation final. A la sortie de la station les deux phases (eau traitée) et (boues) seront produites, une partie de ces boues est envoyée vers les équipements de traitement des boues et les autres parties sont réintroduites dans l'aérateur ([Gaid, 1984](#)).

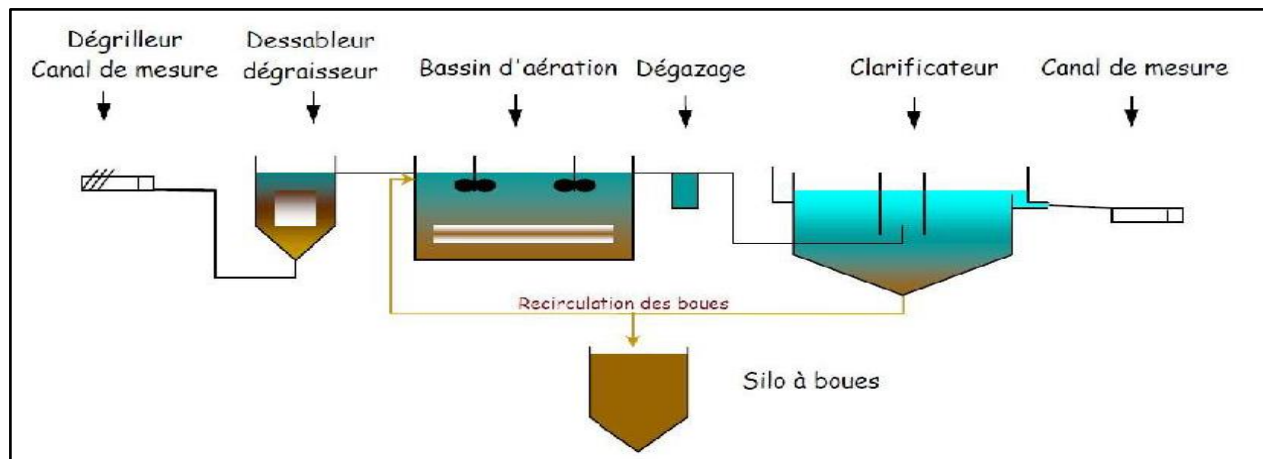


Figure I.3 : Schéma représentatif du traitement biologique par boues activées (Source : <https://www.hqe.guidenr.fr/> - Dispositifs d'épuration des eaux usées).

C) Disques biologiques

Le procédé de disques biologiques met en jeu un traitement biologique aérobie à biomasse fixée. Selon [Rokbane \(2023\)](#) le disque biologique appelé aussi « bio disque », est constitué par des disques parallèles, disposés régulièrement sur un arbre horizontal, tournent à faible vitesse, et immergés sur la moitié de la hauteur ; les performances de ce procédé sont liées à :

- La profondeur d'immersion des disques (généralement deux mètres) ;
- La vitesse de rotation de l'arbre qui doit être optimale pour permettre une aération et une fixation des bactéries convenables.

Le cycle de rotation comporte **(a)** une phase immergée dont la biomasse fixée (fouling) prélève les matières organiques et azotées dans les eaux usées puis les digère et les dégrade ; **(b)** une phase émergée permettant aux bactéries de respirer (**Figure I.4**). L'agitation donne une oxygénation de la culture pendant la période d'immersion ([Beaudry, 1984 ; Berland et al., 2001](#)), et le développement des microorganismes entraîne une formation d'une couche biologique sur la surface des disques.

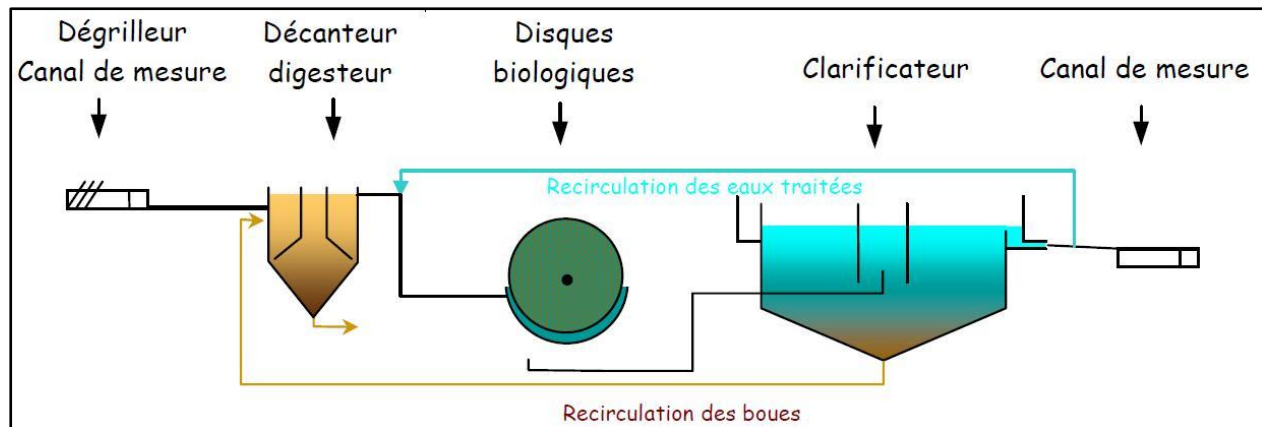


Figure I.4 : Schéma représentatif du traitement par disques biologiques (Source : <https://www.hqe.guidenr.fr/> - Dispositifs d'épuration des eaux usées).

I.5.4. Le traitement tertiaire

Le traitement tertiaire sert à une épuration complémentaire permettant de régénérer les eaux et adapter leur nouvelle qualité à un usage donné. Il est nécessaire, notamment lorsque l'eau épurée doit être rejetée en milieu particulièrement sensible (Khengaoui, 2017) ou bien cette eau sera réutilisée.

I.5.4.1. Elimination de l'azote

L'élimination de l'azote comporte le processus de nitrification et de dénitrification qui sont deux étapes principales de cycle de l'azote. Selon Olivier (2005), la nitrification sert à une réaction d'oxydation de l'ammonium (NH_4^+) en nitrates (NO_3^-) et inclut deux étapes :

- Nitritation conduisant NH_4^+ en nitrites NO_2^- ;
- Nitratation transformant NO_2^- en NO_3^- .

Ces réactions sont réalisées en présence d'oxygène et effectuées par des bactéries, principalement du genre nitrosomonas et nitrobacter. La dénitrification sert à une conversion des nitrates en nitrites suivie par réduction de nitrites en azote N_2 , d'une forme peu réactive, retourné à l'atmosphère (Shoun et al., 1992). Ce mécanisme anaérobie permet à un grand nombre de bactéries hétérotrophes de couvrir leurs besoins énergétiques à partir des nitrates en absence d'oxygène (milieu anoxique). Les deux processus nécessitent de différents environnements chimiques, donc

les réactions ayant lieu soit dans un même réacteur en deux temps distincts, soit dans deux espaces différents (Charlotte, 2011).

I.5.4.2. Elimination du phosphore

Dans les eaux résiduaires, le phosphore peut se rencontrer sous forme de sels minéraux (orthophosphates, polyphosphates) mais aussi sous forme de composés organiques, ces différents composés sont soit solubilisés, soit fixés sur les matières en suspension (Rodier *et al.*, 2009). L'élimination du phosphore concerne les traitements de dé-phosphatation, soit physicochimique soit biologique. Selon Rejsek (2002), la dé-phosphatation biologique est basée sur la succession de phases anaérobies et aérobies au cours du traitement biologique. La dé-phosphatation physico-chimique sert à un ajout des sels minéraux comme le sulfate d'ammonium ou le chlorure ferrique permettant aux ions phosphates de former un précipité de phosphate étant éliminé par étape de séparation. Cette dé-phosphatation physico-chimique se procède soit simultanément aux réactions biologiques dans le bassin de boues activées, soit en traitement final (Grosclaude, 1999).

I.5.4.3. Désinfection

Selon Abibsi (2011), la désinfection vise à réduire la concentration des germes pathogènes dans les effluents avant rejet dans l'environnement. L'éventail de techniques de désinfection est assez large car elle peut se faire par procédés extensifs comme le lagunage et l'infiltration-percolation (filtration à travers un massif filtrant) ; de plus par procédés intensifs comme la désinfection par le chlore, l'acide péracétique, les rayonnements UV, l'ozone ou la filtration sur membranes d'ultra ou de microfiltration.

I.5.4.4. Traitement des boues

Les traitements biologiques ou physico-chimiques utilisés pour l'épuration des eaux résiduaires génèrent une production importante de boues diluées (> 99% d'eau) et contenant de la matière organique fermentescible. La filière de traitement des boues a pour deux principaux objectifs : stabilisation des matières organiques pour éviter toute fermentation incontrôlée qui entraînerait des nuisances olfactives ; élimination d'un maximum d'eau afin de diminuer les volumes de boues à évacuer (Abibsi, 2011). L'utilisation directe de ces résidus présente de nombreux risques et contraintes liés à leur manipulation et à leur emploi, en raison d'une présence éventuelle des agents

pathogènes. Ces résidus doivent donc être conditionnés chimiquement et/ou biologiquement avant toute utilisation en agriculture.

I.6. Les risques liés à la réutilisation agricole des eaux épurées

L'exploitation des eaux usées dans le secteur agricole notamment pour l'irrigation des cultures ou d'espaces verts est une solution avec plus d'avenir à court et à moyen terme car elle améliore les rendements des cultures et apporte des bénéfices financiers. Néanmoins, cette démarche peut causer certains effets néfastes pour les êtres vivants et l'environnement.

I.6.1. Le risque microbiologique

La plus grande préoccupation associée à la réutilisation des eaux usées, même traitées, est la transmission potentielle de maladies infectieuses, essentiellement, les pathogènes entériques. Les infections parasitaires dues aux ascaris, aux trichocéphales et aux bactéries ont été observées chez les consommateurs des produits végétaux infectés. Les microorganismes pathogènes des animaux ne peuvent ni pénétrer ni survivre à l'intérieur des plantes (Sheikh *et al.*, 1999), ils vivent donc à la surface des plantes et sur le sol où le microclimat leur est favorable. Asano (1998) confirme que les pathogènes survivent plus longtemps sur le sol que sur les plantes.

Le risque de contamination est élevé dans le cas de la réutilisation des eaux usées brutes comparativement à l'utilisation des eaux usées traitées (Devaux, 1999) dont des contaminations fécales par l'intermédiaire de produits végétaux irrigués avec des eaux usées brutes ont été mises en évidence. Également, le mode d'irrigation a une influence directe sur le risque de contamination du fait que l'irrigation gravitaire affecte la qualité des eaux souterraines et de surface ; l'irrigation par aspersion crée des aérosols contaminants ; aussi la maintenance du système d'irrigation peut causer des contaminations directes. Masséna (2001) déclare que les modes d'arrosage localisés sont recommandés pour l'irrigation en eaux usées des plantes destinées à la consommation humaine, vu qu'ils réduisent les risques de contamination microbiologique et limitent ainsi l'impact sanitaire de la réutilisation des eaux usées.

Pour l'irrigation localisée, qui consiste à arroser les plantes une par une avec le système goutte à goutte, les risques sont possibles pendant la maintenance des goutteurs qui se bouchent fréquemment à cause des matières en suspension dans l'eau (Asano, 1998). Selon Cauchi (1996),

les différentes populations humaines sont exposées à une pathologie associée à l'utilisation agricole d'effluents brutes ou traités ; pour les consommateurs de légumes crus, le risque est plus élevé pour les helminthes et moindre pour les bactéries ; pour les consommateurs de viande bovine insuffisamment cuite, la contamination par le ver solitaire (*Taenia*) est possible car les bovins sont des hôtes intermédiaires ; pour les travailleurs agricoles, le risque est plus élevé pour les helminthes. Les helminthes intestinaux représentent le risque principal (ascaris, trichocéphales, ankylostomes), à un moindre degré, les affections bactériennes (choléra et shigellose), et enfin de façon très limitée, les virus. Devaux (1999) rapporte que les travailleurs agricoles sont plus exposés aux risques de contamination, quoique l'adaptation immunitaire aux bactéries et aux virus semble exister.

I.6.2. Le risque chimique

La seule voie de contamination préoccupante pour les éléments traces est la consommation des plantes cultivées, dans lesquelles ils s'accumulent (Boumont *et al.*, 2004). L'accumulation des micropolluants dans les plantes est plus problématique, bien que certains de ces micropolluants soient d'intérêt en tant que facteurs de croissance des végétaux ; donc le compromis entre le risque sanitaire et l'intérêt agronomique doit être trouvé. Les métaux lourds sont classés, selon qu'ils sont ou non indispensables au développement des végétaux, et qu'ils posent ou non des problèmes sanitaires. Nous distinguons :

- ✓ Certains sont indispensables au bon développement des végétaux, leur utilisation en agriculture ne pose pas de problèmes pour la santé humaine et sont naturellement présents en forte proportion dans le sol (tels que le fer Fe et le manganèse Mn) ;
- ✓ Certains sont indispensables pour les végétaux mais leur utilisation en agriculture pose des problèmes (tels que le cuivre Cu, le zinc Zn et le molybdène Mo)
- ✓ Certains ne sont pas indispensables pour les végétaux et ne présentent pas de danger pour l'utilisation agricole (tels que le plomb Pb) ;
- ✓ Certains ne sont pas indispensables au développement des végétaux et sont dangereux d'un point de vue sanitaire (tels que l'arsenic As, le nickel Ni, et le Cadmium Cd) ;
- ✓ Certains sont présents à de très faibles teneurs dans les eaux épurées pour poser des problèmes sanitaires (tels que le sélénium Se, l'étain Sn et le mercure Hg).

Le risque posé par les métaux lourds dépend, donc, de leur toxicité potentielle et du niveau d'exposition. La concentration de la majorité des métaux lourds dans les eaux usées épurées domestiques est trop faible pour poser un réel problème sanitaire, quelle que soit la réutilisation envisagée ; aussi le traitement par décantation les élimine efficacement car ils sont peu solubles. Les concentrations infimes dans les effluents d'origine urbaine et leur absorption limitée par les végétaux réduisent le risque sanitaire dans le cas d'une réutilisation agricole (Cauchi, 1996 ; Faby, 1997). Le problème des pesticides et des métaux lourds est plus préoccupant dans le cas de recyclage des boues contenant plus d'éléments de traces que les eaux usées épurées (Cauchi, 1996 ; Miquel, 2003).

I.7. Réglementations des eaux usées

La norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépasser ou une limite inférieure à respecter. A l'échelle mondiale, les normes qui sont fixées par voie réglementaire (une loi, une directive, un décret-loi) désignent conditionnellement les valeurs limites de rejet des eaux usées dans un milieu naturel. Les normes de rejet des eaux usées fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique qui sont quantifiés et appréciés par une série d'analyses et généralement exprimés en mg/L (Khengaoui, 2017).

I.7.1. Les recommandations de l'OMS

L'organisation mondiale de la santé (OMS), a fixé des normes internationales pour les eaux usées (Tableau I.2).

Tableau I.2 : Normes de rejets des eaux usées selon l'OMS.

Caractéristiques	Normes utilisées (OMS)
pH	6.5-8.5
DBO5	<30 mg/l
DCO	<90 mg/l
MES	<20 mg/l
NH ₄	<0.5 mg/l
NO ₂	1 mg/l
NO ₃	<1 mg/l
P ₂ O ₅	<2 mg/l
Température	<30°C
Couleur	Incolore
Odeur	Incolore

I.7.2. La législation Algérienne

Les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques des eaux usées permettent de déterminer leur origine et estimer leur charge polluante que risque de contaminer et dégrader le milieu récepteur. Donc, avant déversement, ces eaux doivent impérativement obéir à des normes établies pour protéger l'environnement contre la pollution.

Dans ce cadre, l'Etat Algérienne a formulé des réglementations et des lois pour les eaux usées de différentes origines, leur déversement dans la nature, leur traitement, ainsi que leur réutilisation (Voir Annexe 1).

Tableau I.3 : Normes algériennes de rejet des eaux usées (JORA, 2009).

Paramètres	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
DBO5	500
DCO	1000
Etain	0.1
Fer	1
Fluorures	10
Hydrocarbures totaux	10
Matières en suspension	600
Magnésium	300
Mercure	0.01
Nickel	2
Nitrites	0.1
Phosphore total	50
Phénol	1
Plomb	0.5
Sulfures	1
Sulfates	400
Zinc et composés	2
Température : inférieure ou égale à 30°C	
pH : compris entre : 5.5 et 8	

I.8. Conclusion

L'eau est évidemment une ressource vitale, mais elle devient mortelle quand elle est altérée et regroupe un spectre de polluant magasiné (microorganismes, substances chimiques ou pathogènes). Les eaux usées de différentes origines, avec leurs différentes composantes et leur déversement dans l'environnement figurent un grave risque pour les êtres vivants (êtres humains, faune et flore). Les procédés d'épuration traditionnelle ou intensif, composés en un prétraitement, traitements primaire, secondaire, tertiaire, des boues, afin de protéger notre environnement. Nous avons conclu à travers ce chapitre que ces procédés intensifs ne nécessitent pas des surfaces importantes, mais provoquent une grande quantité des boues. De plus, une grande énergie nécessaire pour le fonctionnement des équipements mécaniques et électriques. En outre, les techniques d'épuration extensive consistent à traiter l'effluent brut dans des surfaces importantes avec moins d'énergie. L'évolution actuelle des techniques extensives en particulier la phytoépuration, offre une bonne performance de traitement pour les petites et les moyennes collectivités.

Chapitre II

La pollution des eaux usées par les métaux lourds

II.1. Introduction

La principale raison pour laquelle le terme « métal lourd » ne peut être abandonné est qu'il est associé à des éléments ayant des effets biologiques nocifs ou pouvant être toxiques. Parmi les polluants pouvant contaminer les eaux, l'accent est mis, ces dernières années sur les micropolluants métalliques, plus précisément, sur les métaux lourds. Ces éléments, souvent considérés comme peu toxiques par rapport à un certain nombre de composés organo-halogénés présentent toute fois l'inconvénient majeur de ne pas être biodégradable. C'est pourquoi leurs rejets dans les eaux et les sols constituent à long terme une menace particulière sur l'environnement.

Dans ce contexte, le présent chapitre s'intéresse à quatre métaux dont nous allons faire une synthèse bibliographique. Pour aboutir à notre objectif, nous allons marquer leurs origines, leurs effets toxiques sur l'environnement et la santé humaine et enfin de présenter les techniques de dépollution de ces métaux lourds.

II.2. Définitions des métaux lourds

Les définitions des métaux lourds sont multiples dépendant du contexte et de l'objectif de l'étude.

- a) D'un point de vue physique: les métaux lourds ou appelés anciennement « métaux pesants » sont considérés comme:
 - ◆ Eléments métalliques naturels, métaux ou dans certain cas métalloïdes dont la masse volumique est élevée, supérieure à 5 g/cm^3 (Cuniasse et Glass, 2020) ;
 - ◆ Eléments ayant un numéro atomique élevé (généralement supérieur à celui de sodium [$Z=11$]) (Brahimi, 2017).
- b) D'un point de vue purement chimique : les métaux sont les éléments de la classification périodique formant des cations en solution (Nouri et Haddioui, 2016).
- c) D'un point de vue biologique : les métaux sont essentiels ou toxiques pour les êtres vivants selon leurs effets physiologiques et toxiques (Nouri et Haddioui, 2016).
- d) Dans les sciences environnementales : les métaux lourds sont associés aux notions de pollution et de toxicité, dont ils sont présents le plus souvent dans l'environnement sous forme de traces. Certains sont nécessaires à l'organisme en petites quantités mais peuvent devenir toxiques à

doses plus importantes tels que le cuivre, le zinc et le chrome ; d'autres sont les plus toxiques tels que le plomb, le cadmium, l'arsenic et le mercure (Fourest, 1993).

II.3. Origines des métaux lourds

Les sources des métaux lourds peuvent être d'origine naturelle ou anthropique.

II.3.1. Les sources naturelles

Les métaux lourds existent dans l'environnement dépendamment des roches et des sols qui forment le biotope et sont considérés comme une source principale de ces éléments. Un enchaînement de processus d'altération physique et de réactions chimiques résulte la formation des métaux : les roches primaires (appelées roches magmatiques), soumises à des températures élevées et des conditions de pression, se cristallisent à partir du magma lors de leur refroidissement et forment un réseau cristallin des minéraux primaires dans lequel sont incorporés les métaux lourds sous forme d'oligo-éléments.

Les métaux sont libérés lors de l'altération de la roche mère et constituent le pool endogène appelé fond pédogéochimique ; ils représentent la concentration naturelle dans un horizon du sol résultant de l'évolution géologique et pédologique à l'exclusion de tout apport d'origine anthropique (Baize, 2000). Les métaux incorporent les milieux naturels et subissent une complexation avec des ligands (constituants chimiques organiques et inorganiques qui se combinent avec les métaux dans un complexe chimique). Chimiquement, les métaux précipitent suite à la modification du pH, à l'oxydation et à d'autres changements de leur composition chimique (Novotny, 1995).

Les principales causes de précipitation et complexation des métaux comprennent l'oxydation des composants réduits (tels que le fer, le manganèse et les sulfures) ; la réduction des métaux de plus haute valence par interaction avec la matière organique (sélénium, argent) ; la réduction du sulfate en sulfure (le fer, le cuivre, l'argent, le zinc, le mercure, le nickel, l'arsenic et le sélénium sont précipités sous forme de sulfures métalliques) ; les réactions de type alcalin (le strontium, le manganèse, le fer, le zinc, le cadmium et d'autres éléments sont précipités par l'augmentation du pH généralement causée par l'interaction avec des roches et des sédiments alcalins ou par le mélange avec des eaux alcalines) ; l'adsorption ou la co-précipitation d'ions métalliques avec des oxydes de fer et de manganèse, des argiles et des matières organiques

particulaires ; et les réactions d'échange d'ions principalement avec les argiles (Salomons et Förstner 1984). Les métaux lourds naturellement présents dans l'environnement pédologique, suite à des processus pédogénétiques d'altération des matériaux parentaux, sont à des niveaux considérés comme des traces ($<1000 \text{ mg.kg}^{-1}$) et rarement toxiques (Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Pierzynsk et al., 2000).

II.3.2. Les sources anthropiques

Les activités exécutées par l'être humain, plus particulièrement l'industrie et l'agriculture, sont aussi une source plus au moins importante émettant les métaux dans l'environnement. Un second pool issu d'apports exogènes provient essentiellement de l'activité humaine ; (1) d'une façon diffuse : émis par l'activité industrielle ainsi que les moyens de transport et amené par voie atmosphérique ; (2) localement soit de façon ponctuelle par l'apport de déchets contaminés (pollution souvent aiguë), soit de façon répétée et cumulative par l'activité agricole (Alloway, 1995 ; Nouri et Haddioui, 2016).

L'exploitation des ressources minérales de la planète par l'homme et ses activités technologiques tendent à déterrer, déloger et disperser des substances chimiques et notamment des éléments métalliques, qui ont été récemment introduits dans l'environnement en quantités et concentrations sans précédent et à des rythmes extrêmes (Naja et Volesky, 2009). Les métaux lourds sont accumulés dans l'environnement à cause d'émissions provenant de zones industrielles en expansion rapide, de résidus miniers, de l'élimination de déchets à forte teneur en métaux, d'essence et de peintures au plomb, de boues d'épuration, de l'épandage d'engrais, de fumier, de pesticides, de l'irrigation avec les eaux usées, de résidus de combustion du charbon, de déversements de produits pétrochimiques et de dépôts atmosphériques (Khan et al., 2008 ; Zhang et al., 2020).

Les systèmes d'agriculture intensive consistent à approvisionner les cultures par ajout (au sol ou par pulvérisation foliaire) régulier de grandes quantités d'engrais pour croître et achever le cycle de vie des plantes ; l'application continue d'engrais fournit des éléments contenant des traces de métaux lourds qui peuvent augmenter leur teneur dans le sol d'une manière significative (Jones et Jarvis, 1981). Les pesticides sont largement utilisés dans l'agriculture et l'horticulture contenant des concentrations substantielles de métaux induisant ainsi une contamination susceptible de poser des problèmes particulièrement dans les sites réaménagés pour des fins agricoles ou non agricoles

(Ho et El-Khaïary, 2009). L'épandage de nombreux bio solides (le fumier organique, les composts et les boues d'épuration municipales), sur des surfaces restreintes et d'une manière répétée, conduit involontairement à l'accumulation considérable de métaux lourds tels que (Pb, Cu, Zn As, Cd, Cr, Hg, Ni, Se, Mo etc.) dans le sol (Basta *et al.*, 2005) (Figure II.1).

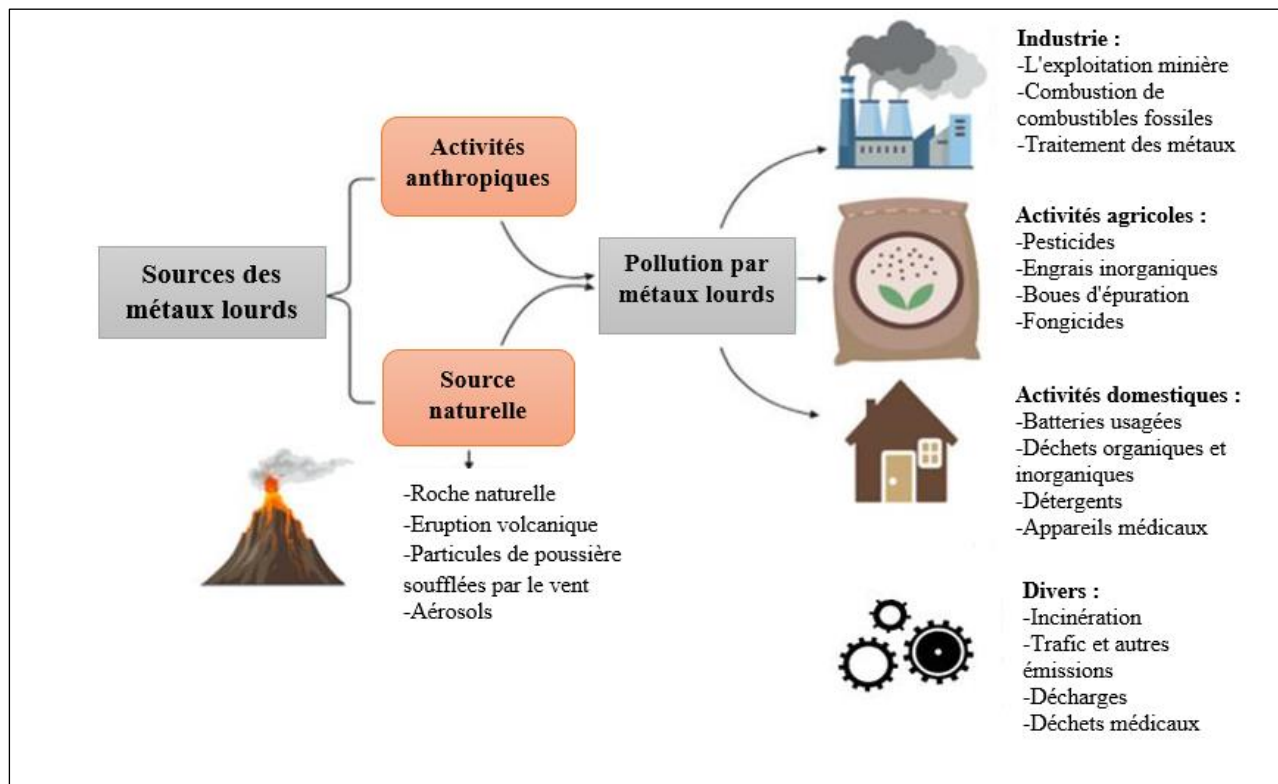


Figure II.1 : Différentes sources de propagation de métaux lourds (Srivastava *et al.*, 2017 ; Zamora-Ledezma *et al.*, 2021).

II.4. Toxicité des métaux lourds

La dangerosité des métaux lourds est arbitrée par leur toxicité même à faible concentration ; par leur nature persistante et non dégradable, dont ils sont difficiles à éliminer une fois incorporés dans l'environnement (Kunze, 2002) ; en plus par leur tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et se concentrer le long de la chaîne trophique (Crine, 1993). Chez les êtres humains, plusieurs facteurs déterminent le degré de blessure après être exposé aux métaux lourds comprenant la dose du métal, la durée d'exposition, la manière de contact, le contact avec autres substances chimiques, l'âge, le sexe, le régime alimentaire en plus du mode de vie (Tableau II.1). Selon D'Amore *et al.* (2005), les métaux lourds deviennent essentiellement des contaminants dans les

environnements pédologiques parce que **(i)** leur taux de génération par des cycles artificiels est plus rapide que les cycles naturels, **(ii)** ils sont transférés des mines vers des emplacements environnementaux aléatoires où les risques d'exposition directe sont plus élevés, **(iii)** les concentrations de métaux dans les produits mis au rebut sont relativement élevées par rapport à celles de l'environnement récepteur, et **(iv)** la forme chimique (espèce) sous laquelle un métal se trouve dans le système environnemental récepteur peut le rendre plus bio-disponible.

Tableau II.1 : Provenances et toxicités des métaux lourds (Kunze, 2002).

Métaux	Leur provenances	(1)	(2)
Plomb Pb	Canalisation d'eau, fabrication de bacs des batteries, peintures, additifs pour essence, stabilisants des chlorures polyvinyle (PVC)		*
Zinc Zn	Produits pharmaceutiques ou domestiques, conduites d'eau, fabrication de piles, galvanisation	*	*
Cuivre Cu	Canalisation d'eau, fabrication de fils électriques, radiateurs d'automobiles	*	*
Nickel	Fabrication d'aciers et d'alliages spéciaux pour le recouvrement de surfaces métalliques par électrolyse, fabrication de peinture		*
Chrome Cr	Tannerie, fabrication d'alliages spéciaux, industries de traitements de surface	*	*
Cadmium Cd	Industrie de traitement de surface des métaux et de la stabilisation des matières plastiques, fabrication de caoutchouc, colorants		*
Mercure Hg	Produits pharmaceutiques ou domestiques, fabrication d'appareils électriques, fabrication de chlorure de vinyle.		*
<i>(1) Oligo-élément nécessaire jusqu'à un certain seuil</i>			
<i>(2) Élément toxique et /ou phytotoxique au-delà d'une certaine limite</i>			

II.5. Effets des métaux lourds

Les métaux lourds sont étroitement liés à la détérioration de l'environnement et à la qualité de la vie humaine car ils s'accumulent dans les cellules animales et végétales, entraînant de graves effets négatifs (Ho et El-Khaiary, 2009). Nous définissons par la suite, les effets des métaux lourds sur l'être humain et son environnement.

II.5.1. Effets sur l'environnement

De nombreux métaux à des concentrations adéquates sont essentiels à la vie et aux écosystèmes ; tandis qu'ils peuvent avoir des effets graves sur l'environnement en cas de faible exposition chronique, comme ils peuvent être toxiques en cas d'excès (Salanki et al., 1992 ; Nriagu, 1988). Contrairement à de nombreux polluants organiques, qui finissent par se dégrader en dioxyde de carbone et en eau, les métaux lourds ont tendance à s'accumuler dans l'environnement, en particulier dans les sédiments lacustres ou marins ; ils peuvent également être transportés d'un compartiment de l'environnement à un autre compliquant ainsi le problème du confinement et du traitement (Long et al., 1995 ; Christensen et al., 1994). Le devenir et le transport des métaux lourds dépendent fortement de leurs formes chimiques et spéciations ; ils sont absorbés par des réactions initiales rapides (minutes, heures), suivies de réactions d'adsorption lentes (jours, années), puis redistribués sous différentes formes en variant ainsi leurs biodisponibilité, mobilité et toxicité (Shiowatana et al., 2001 ; Buekers et al., 2007).

II.5.2. Effets sur l'homme

L'être humain reçoit sa part d'oligo-éléments par le biais de l'alimentation et de l'eau, dont l'assimilation des métaux a lieu dans le monde microbien et dans les plantes ayant tendance à se concentrer quand ils progressent dans la chaîne alimentaire. Les métaux toxiques peuvent :

- (a) Entraîner la mort ou de graves menaces pour la santé quand ils s'accumulent dans les tissus vivants ;
- (b) Se concentrer et au fur et à mesure remonter la chaîne alimentaire quand ils sont dissous dans les eaux usées rejetées dans les eaux de surface ;
- (c) Migrer vers l'environnement immédiat du public quand ils sont à des niveaux extrêmement toxiques ;

(d) Contaminer les puits d'eau potable et nuire aux consommateurs quand ils s'infiltrant dans les eaux souterraines (Naja et Volesky, 2009).

(e) Entraîner des symptômes de toxicité, des troubles des fonctions cellulaires, des incapacités débilitantes à long terme chez l'homme et, finalement, la mort en cas de déséquilibres ou de quantités excessives d'une espèce métallique.

II.6. Généralités sur le plomb

II.6.1. Propriétés physiques et chimiques

Tableau II.2 : Caractéristiques du plomb (Wuana et Okieimen, 2011).

Symbole	Période	Groupe périodique	Numéro atomique	Masse atomique	Densité (g/cm ³)	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)
Pb	6	IV	82	207.2	11.4	327.4	1725

Le plomb est un métal gris-bleu naturel qui se trouve en petites quantités dans la croûte terrestre ; il n'a ni goût ni odeur caractéristiques. En se combinant avec d'autres produits chimiques, il forme des composés ou des sels de plomb (Abadin et Lladós, 1999). Le plomb est l'un des métaux lourds les plus abondants dans les environnements terrestres et aquatiques, principalement en raison des activités humaines telles que l'exploitation minière, la fusion, l'utilisation de combustibles et d'explosifs ainsi que l'élimination des boues d'épuration municipales enrichies en Pb (DalCorso, 2012).

II.6.2. Effets toxiques du plomb

Le plomb est également considéré comme l'un des risques les plus graves pour la santé humaine, car il est facilement absorbé par les plantes et peut donc facilement entrer dans la chaîne alimentaire. L'exposition au plomb (par inhalation ou ingestion) peut entraîner un large éventail d'effets biologiques en fonction son niveau et de sa durée. Le plomb n'assure aucune fonction essentielle dans le corps humain, mais après avoir été absorbé dans les aliments, l'air ou l'eau, il peut causer de graves lésions au cerveau, au système nerveux, aux globules rouges et aux reins (Baldwin et Marshall, 1999).

Le risque d'intoxication par le plomb dans la chaîne alimentaire augmente à mesure que la teneur en plomb du sol dépasse 300 ppm, dont la plante en absorbe une certaine quantité et l'accumule dans leur feuilles et racines plus que dans les parties fructifères. La toxicité du Pb provoque des symptômes similaires à ceux d'autres métaux lourds, à savoir l'inhibition de la croissance, la chlorose et, dans les cas les plus graves, la mort.

II.6.3. Utilisation du plomb

Le plomb est l'un des sept métaux de l'Antiquité, il était présent à toutes les époques métallurgiques et a joué un rôle important dans le progrès de l'humanité ; son utilisation est prouvée depuis des temps très anciens, bien avant l'époque de l'Empire Romain (Nriagu, 1982). Actuellement, le commerce mondial du plomb s'est largement développé, en plus son utilisation (soit impur ou raffiné, ses minéraux et ses composés) est très répandue. C'est un matériau extrêmement important en vue de sa grande quantité produite ou transformée, sa valeur économique élevée et son commerce étendu, permettant ainsi l'emploi d'un grand nombre de personnes (Casas et Sordo, 2011). Il est libéré dans l'environnement général à cause de sa présence dans l'essence utilisé par les automobiles, dans les peintures des bâtiments et des immeubles, dans les soudures des canalisations d'eau, aussi dans les émissions atmosphériques des sources industrielles telles que les fonderies (Madden et al., 2002).

II.7. Généralités sur le zinc

II.7.1. Propriétés chimiques et physiques

Tableau II.3 : Caractéristiques du zinc (Wuana et Okieimen, 2011).

Symbole	Période	Groupe périodique	Numéro atomique	Masse atomique	Densité (g/cm ³)	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)
Zn	4	IIB	30	65.4	7.14	419.5	906

Le zinc est généralement présent dans la nature à l'état divalent et joue un rôle important dans de nombreux processus biologiques. Il est défini comme un oligo-élément essentiel ou micronutriment. Le zinc est indispensable à la croissance normale et à la reproduction des plantes,

des animaux, en plus de l'homme ; jouant un rôle clé pendant la croissance physiologique et remplissant une fonction immunitaire. Il est indispensable à la fonctionnalité de plus de 300 enzymes, à la stabilisation de l'ADN et à l'expression des gènes (Frassinetti *et al.*, 2006).

II.7.2. Effets toxiques du zinc

Le Zn influence négativement l'activité des micro-organismes et des vers de terre, retardant la décomposition de la matière organique et interrompant ainsi l'activité des sols (Greany, 2005). Les premiers symptômes de la toxicité du Zn sont la chlorose et le rougissement des feuilles, dans les cas graves, en raison de la production d'anthocyanes (Fontes et Cox, 1995) ; ce phénomène est suivi par l'apparition de taches brunes nécrotiques sur les feuilles de certaines espèces, accompagnée d'un rabougrissement et d'une baisse de rendement (Harmens *et al.*, 1993 ; Broadley *et al.*, 2007). Egalement, la toxicité du Zn inhibe la croissance des racines primaires et l'émergence des racines latérales (Ren *et al.*, 1993). Le zinc en surdose provoque des toxicoses aiguës et chroniques chez toutes les formes de vie, y compris des effets cancérogènes et des malformations prénatales et des anomalies du développement (Hu, 2005 ; Kosnett, 2007 ; Waisberg *et al.*, 2003).

II.6.3. Utilisations du zinc

Le zinc est principalement utilisé pour la galvanisation des aciers (Recouvrir la surface d'un acier avec une mince couche de zinc pour le protéger contre la corrosion), l'acier galvanisé est utilisé dans l'automobile, la construction, l'électroménager, les équipements industriels, etc. A l'échelle mondiale, la fraction majeure du zinc exploité soit 47% est consommée pour la galvanisation, 33% pour le laiton et les alliages pour pièces moulées (automobile, équipements ménagers, pièces industrielles...), 11% pour autres applications (les plaques et pièces pour toiture) et 9% pour les produits chimiques. Le zinc est utilisé en agriculture comme apport (préventif ou curatif) d'oligo-élément, se font sur le sol par pulvérisation foliaire (Salvarredy Aranguren, 2008).

II.8. Généralités sur le cuivre

II.8.1. Propriétés physiques et chimiques

Tableau II.4 : Caractéristiques du cuivre (Wuana et Okieimen, 2011).

Symbole	Période	Groupe périodique	Numéro atomique	Masse atomique	Densité (g/cm ³)	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)
Cu	4	IB	29	63.5	8.96	1083	2595

Le cuivre est un métal rougeâtre très important en raison de ces propriétés physiques et chimiques uniques qui comprennent une conductivité thermique élevée, une conductivité électrique élevée, une faible corrosion, la malléabilité, la capacité d'alliage et l'apparence (Dorsey et al., 2002) (Tableau II.4). Il se trouve naturellement sous sa forme élémentaire dans la roche, le sol, l'eau, les sédiments et à faible dose dans l'air. Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre est d'environ 50 parties de cuivre par million de parties de sol (ppm) ou, autrement dit, 50 grammes de cuivre pour 1,000,000 grammes de sol. Le cuivre est également présent à l'état naturel dans toutes les plantes et tous les animaux. Il s'agit d'un élément essentiel pour tous les organismes vivants connus, y compris l'homme et d'autres animaux, à des niveaux d'absorption faibles. À des niveaux beaucoup plus élevés, certains effets toxiques peuvent se produire (Dorsey et al., 2002).

II.8.2. Effets toxiques du cuivre

Le cuivre est en effet essentiel, mais à fortes doses, il peut provoquer une anémie, des lésions hépatiques et rénales, ainsi que des irritations de l'estomac et de l'intestin. Chez les plantes, un retard de croissance et une réduction de l'initiation et du développement des racines latérales résultent les symptômes visibles de la toxicité du cuivre ; de plus, une inhibition de l'évolution d'oxygène accompagnée d'une réduction significative du rendement de la photosynthèse résultent les effets le plus puissants de la toxicité du cuivre (DalCorso, 2012). L'exposition à des niveaux excessifs de cuivre peut entraîner certains effets néfastes pour la santé notamment des lésions hépatiques et rénales, l'anémie et l'immunotoxicité ; ces effets correspondent à des lésions oxydatives des membranes ou des macromolécules (Dorsey et al., 2002).

II.8.3. Utilisations du cuivre

A l'échelle mondiale, le cuivre est le troisième métal le plus utilisé. Il est principalement utilisé en tant que métal ou dans des alliages (le laiton, le bronze, le métal à canon et le métal Monel) qui sont des produits de base importants (Dorsey *et al.*, 2002). Dans l'industrie, le cuivre est utilisé pour produire des tuyaux, des câbles, des fils et des ustensiles de cuisine en cuivre. Il est également utilisé sous forme de sulfate de cuivre dans les eaux potables et les piscines.

II.9. Généralités sur le fer

II.9.1. Propriétés chimiques et physique

Tableau II.5 : Caractéristiques du fer (Hänsch et Mendel, 2009).

<i>Symbole</i>	<i>Numéro atomique</i>	<i>Masse atomique</i>	<i>Densité (g/cm³)</i>	<i>Point de fusion (°C)</i>	<i>Point d'ébullition (°C)</i>
Fe	26	55.845	7.874	1538	2862

Le fer est le plus abondant et souvent sous forme d'alliages divers constituant 4.7% en masse de la croûte terrestre. Pour les plantes, le fer est un nutriment essentiel jouant un rôle crucial dans des processus tels que le transport d'électrons par la photosynthèse, la tolérance au stress oxydatif, la respiration mitochondriale, la fixation de l'azote, la synthèse d'hormones et l'entretien des organites (Hänsch et Mendel, 2009). Chez l'être humain, le fer est l'oligoélément principal de l'organisme qui en renferme 3 à 5 g ; il joue un rôle essentiel de l'hémoglobine, la myoglobine, les cytochromes ainsi que plusieurs enzymes.

II.9.2. Effets toxiques du fer

La toxicité du fer chez les plantes dépend de la sensibilité de l'espèce, l'organe de la plante, le temps d'exposition au fer, la concentration de fer dans le sol, le pH du sol, la teneur en fer échangeable, l'absorption du fer et sa translocation dans le corps de la plante. Les fortes concentrations de fer dans les tissus végétaux peuvent perturber l'équilibre redox de la cellule vers un état pro-oxydant, induisant des altérations des caractéristiques morphologiques, métaboliques

et physiologiques des plantes et générant un stress oxydatif (Siqueira-Silva et al., 2012; Jucoski et al., 2013).

Bien que le fer est essentiel pour certaines activités biochimiques et physiologiques dans le corps ; de graves problèmes de santé peuvent survenir, si les concentrations en fer sont trop élevées (Das et al., 2023). Les principaux mécanismes de toxicité comportent la production de radicaux libres causant un stress oxydatif, la détérioration des molécules biologiques (enzymes, protéines, lipides et acide nucléique), la détérioration de l'ADN qui joue un rôle clé dans la cancérogenèse et la neurotoxicité.

II.9.3. Utilisations du fer

Le fer est le métal le moins coûteux et le plus utilisé sous forme d'acier car il corrode rapidement. Selon Salvarredy Aranguren (2008), les Égyptiens et Sumériens ont utilisé le fer depuis environ 4000 av. J.-C. dont les pointes de lances, les dagues et les ornements étaient forgés de fer provenant de météorites (Mahan, 1987). Le fer est largement utilisé dans la construction sous forme d'acier, aussi dans l'industrie technologique sous forme de fer métallique et d'oxyde pour fixer des informations analogiques ou numériques sur des supports appropriés (bandes magnétiques, cassettes audio et vidéo, disquettes). En plus, le fer est présent dans les aliments car il est essentiel pour l'être humain (et les autres organismes) notamment dans la composition de l'hémoglobine du sang permettant aux globules rouges de fixer et transporter l'oxygène.

II.10. Techniques d'élimination des métaux lourds chargés en eaux usées

La protection et la restauration adéquates des écosystèmes contaminés par des métaux lourds passent par leur caractérisation et leur assainissement; dont la législation contemporaine en matière de protection de l'environnement et de santé publique, tant au niveau national qu'international, est basée sur des données caractérisant les propriétés chimiques des phénomènes environnementaux, en particulier ceux qui résident dans notre chaîne alimentaire (Wuana et Okieimen, 2011 ; Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Plusieurs procédés physico-chimiques ont été développés pour l'élimination des métaux lourds de différents sites environnementaux ; citant l'extraction, l'échange d'ions, la microfiltration, la précipitation chimique, l'osmose inverse, la nanofiltration et en particulier les techniques d'adsorption (Ince et al., 2020 ; Szalóki et al., 2011).

Dans le domaine de traitement des eaux, l'adsorption a montré de grandes possibilités pour l'élimination d'une large gamme de polluants y compris les métaux lourds dans les eaux polluées (Soudani, 2024). Le principe repose sur un phénomène de surface par lequel des atomes, des ions ou des molécules (adsorbats) se fixent sur une surface solide (adsorbant) depuis une phase gazeuse, liquide ou une solution solide (McNaught et Wilkinson, 1997). L'adsorption est flexible au niveau de la conception et de l'exploitation du système et permet d'obtenir des effluents traités de haute qualité ; de plus plusieurs matériaux adsorbants ont prouvés leurs aptitudes à la dépollution et la purification des eaux (Fu et Wang., 2011 ; Youcef, 2022).

En raison du coût élevé des méthodes conventionnelles de décontamination des sols, des sédiments et de l'eau, il existe un grand intérêt scientifique et commercial pour des méthodes alternatives peu coûteuses. La phytoremédiation est une écotechnologie verte efficace qui présente une capacité de traitement naturel, un entretien facile et un bon rapport coût-efficacité (Borah et al., 2023) présentant une méthode de remédiation rentable et écologique (Ali et al., 2013) et montrant ainsi des résultats encourageants pour la décontamination des écosystèmes. Cette technique s'appuie sur les plantes pour éliminer ou transformer les contaminants en composés moins toxiques ; dont les macrophytes sont les plantes les plus efficaces pour tolérer et éliminer les métaux dans l'environnement aquatique, indique Rai (2019). Dans les systèmes de traitement écologique, les macrophytes et les micro-organismes sont considérés comme les principaux moteurs de la purification de l'eau en fonction des processus microbiens tels que le catabolisme et l'anabolisme de la matière organique, ainsi que la nitrification et la dénitrification de l'azote (Zheng et al., 2023 ; Xu et al., 2020). La phytoremédiation est souvent citée parmi les meilleures technologies disponibles pour l'assainissement des sols contaminés par les métaux lourds ; en plus elle est recommandée pour application sur terrain et commercialisation dans les pays en développement où l'agriculture, l'urbanisation et l'industrialisation laissent un héritage de dégradation de l'environnement (Wuana et Okieimen, 2011).

II.11. Conclusion

L'environnement mondial est constitué de nombreux métaux naturels et artificiels jouant un rôle essentiel dans le développement industriel et les avancées technologiques. La plupart de ces métaux ne sont pas détruits ; en fait, ils s'accumulent à un rythme accéléré, en raison des exigences sans cesse croissantes de la société moderne. A cet égard, la surveillance des métaux à l'état de traces dans l'environnement a été un sujet de grande préoccupation au cours de la dernière décennie et continuera à l'être ; étant donné que la quantité de métaux ne cesse d'augmenter et un équilibre délicat doit être maintenu entre les métaux présents dans l'environnement et la santé humaine. Dans ce chapitre nous avons fait une synthèse bibliographique sur quatre métaux ayant une grande opportunité dans notre vie quotidienne. Ils s'agissent du plomb, zinc, cuivre et fer. De ce fait et selon les normes recommandées par les organismes, l'élimination de ces polluants est indispensable s'ils sont présents en quantités inappropriées dans les eaux.

Chapitre III

La dépollution des eaux usées par la technique de phytoépuration

III.1. Introduction

Le rejet des eaux usées dans le milieu naturel peut causer une pollution environnementale, cela conduit à un problème primordial qui devrait être résolu. Dans ce contexte, plusieurs études sont faites et plusieurs techniques sont développées dans le cadre de remédier les écosystèmes contaminés et lutter contre une pollution environnementale que risque d'être irréversible.

Le troisième chapitre a pour objectif principal de présenter la phytoépuration. Elle est une technique basée sur la décontamination des sols et des eaux polluées par des métaux, des hydrocarbures ou des composés radioactifs, en utilisant des plantes. Son principe est la capacité de certaines espèces végétales, de survivre dans des milieux contaminés, et à extraire, accumuler, stabiliser, volatiliser, transformer ou dégrader un agent polluant donné. Les mécanismes d'élimination des métaux se résument dans la **phytoextraction** (absorption par racines puis accumulation dans les tissus végétaux), la **phytostabilisation** (fixation par les racines en réduisant la mobilité et la biodisponibilité des métaux), la **Rhizofiltration** (absorption ou adsorption des métaux par racines flottantes ou submergées) ou **Phytovolatilisation** (absorption, transformation puis relâchement sous forme gazeuse, ex : mercure, sélénium).

III.2. La phytoépuration (ou phytoremédiation)

III.2.1. Définition

Le terme « *phytoremédiation* » se compose du préfixe grec « *phyto* » qui désigne les plantes et de la racine latine « *remedium* » qui signifie corriger ou supprimer un mal ([Tangahu et al., 2011](#); [Jeevanantham et al., 2019](#)). C'est une opération qui consiste à purifier l'eau c'est-à-dire à la débarrasser des éléments polluants ; elle repose sur des processus naturels, d'origine biotique et/ou abiotique, mis en œuvre par les plantes, les microorganismes de la rhizosphère et le substrat dans lequel ils évoluent ([Guitttonny-Philippe, 2014](#)) de manière à éliminer ou stabiliser les contaminants dans les matrices environnementales ([Nugroho et al., 2021](#)).

III.2.2. Historique

Depuis l'Antiquité, les Grecs, les Romains ainsi que les Chinois utilisent les plantes pour traiter la pollution des eaux car ils connaissent l'effet dépolluant des plantes de type macrophyte.

Au 16^{ème} siècle, André CESALPINO, un botaniste de Florence, découvre une plante poussant sur les roches naturellement riches en métaux (notamment le nickel).

De 1814 à 1948, de nombreuses études sont faites par des scientifiques sur cette plante nommée *Alysum Bertolonii*, découvrant alors qu'elle accumule dans son organisme une forte teneur en métaux du sol où elle vit, une teneur plus importante que celle qui est dans le sol. Par la suite, d'autres plantes ayant les mêmes propriétés d'accumulation des métaux sont découvertes.

A partir des années 1950, des chercheurs allemands commencent à analyser ce phénomène de façon scientifique ; ils mettent en évidence que ce ne sont les plantes elles-mêmes qui ont une activité dépolluante mais, plutôt, les bactéries vivant autour de leurs rhizomes.

En 1970, apparaît l'idée d'utiliser ces plantes aux propriétés particulières ; cette pratique a alors trouvé un regain d'intérêt notamment pour le traitement des composés organiques et des métaux lourds.

Depuis les années 1990, des sociétés françaises ont développé des systèmes de traitement des eaux par les plantes (Illovice et Bonnarne, 2012 ; Vymazal, 2010 ; Muller, 2003).

III.3. Présentation des filtres plantés à macrophytes

Les filtres plantés interviennent dans plusieurs dispositifs de traitement des effluents, et contribuent à éliminer les matières organiques et les impuretés présentes dans les eaux usées. Leur principe est de faire circuler l'eau à travers un filtre de graviers sur lequel poussent des macrophytes (plantes aquatiques) ; dont leurs racines apportent de l'oxygène au sol et créent un environnement propice au développement de microorganismes qui purifient l'eau. Les types de filtres plantés diffèrent par leur mode d'alimentation, par le sens de l'écoulement de l'eau et par les conditions aérobies de traitement.

III.3.1. Les filtres verticaux

Les filtres à écoulement vertical sont alimentés en surface, puis l'effluent percole verticalement à travers le substrat. Le système est souvent constitué au minimum de deux étages en série eux-mêmes constitués de deux ou trois filtres en parallèle fonctionnant en alternance ; l'alternance est dans l'objectif de minimiser le colmatage du filtre grâce à la minéralisation, pendant les phases de repos, de la matière organique accumulée (Iwema et al., 2005). Les mécanismes d'épuration s'appuient sur la combinaison de plusieurs processus en conditions aérobies et leur déroulement

successif sur les deux étages de traitement en série. [Benameur \(2018\)](#) définit les principaux mécanismes qui sont :

- ✓ La rétention physique des matières en suspension effectuée en surface des filtres ;
- ✓ Le stockage et la minéralisation des boues sur le premier filtre par stabilisation des boues ;
- ✓ La dégradation biologique des matières dissoutes réalisée par la biomasse bactérienne aérobie fixée sur le support non saturé.

Selon [Poulet \(2004\)](#), les filtres du premier étage contribuent essentiellement à la dégradation de la fraction carbonée alors que ceux du deuxième étage terminent la dégradation de cette fraction et peuvent permettre une nitrification qui sera fonction des conditions d'oxygénation, de la température et du pH.

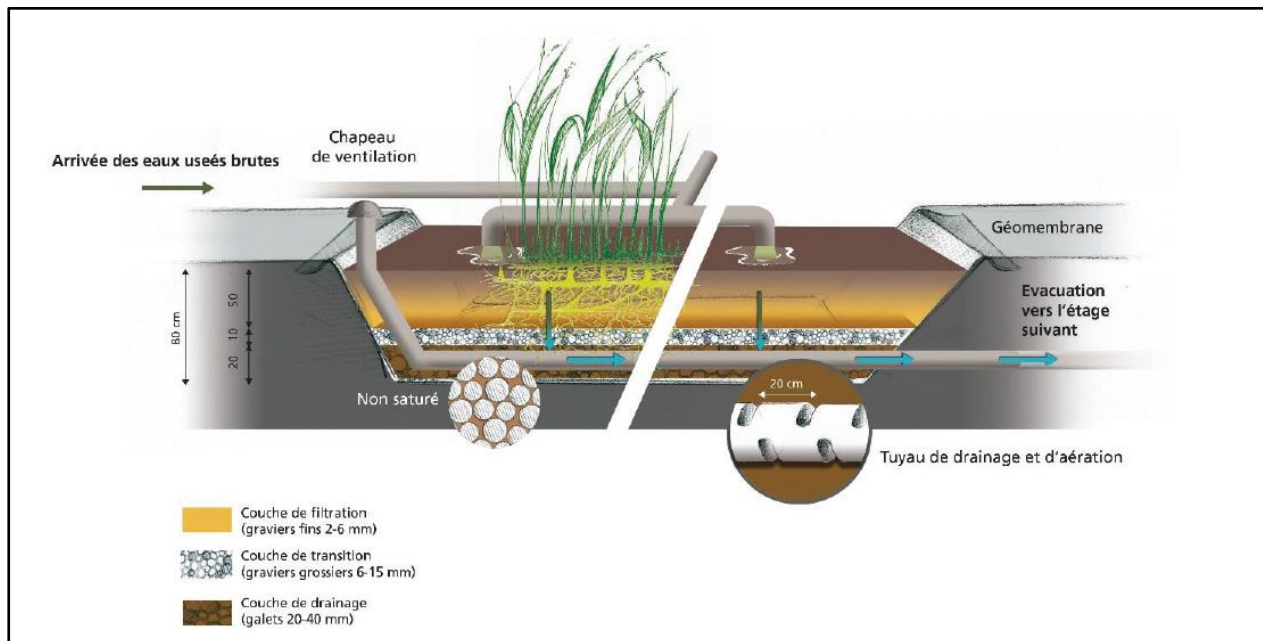


Figure III.1 : Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement vertical ([Lombard-Latune, 2019](#)).

III.3.2. Les filtres horizontaux

Dans les filtres à écoulement horizontal, les eaux usées décantées entrent via un gabion d'alimentation, directement dans le massif filtrant. Des gabions de répartition en entrée et en sortie du filtre permettent une distribution ainsi qu'une récupération à peu près homogène des eaux. Ce système est plus sensible au colmatage que le filtre à écoulement vertical ; donc il est nécessaire

de débarrasser préalablement l'effluent des matières en suspension, soit par l'intermédiaire d'un décanteur placé en amont, soit par un premier étage de filtration verticale (Iwema *et al.*, 2005). Dans un filtre horizontal, le niveau d'eau est normalement constant, aussi l'aération est limitée par l'absence d'un mouvement de la ligne de saturation et se fait de manière très faible par une diffusion gazeuse ; donc l'apport d'oxygène est faible par rapport à la demande totale (Banameur, 2018).

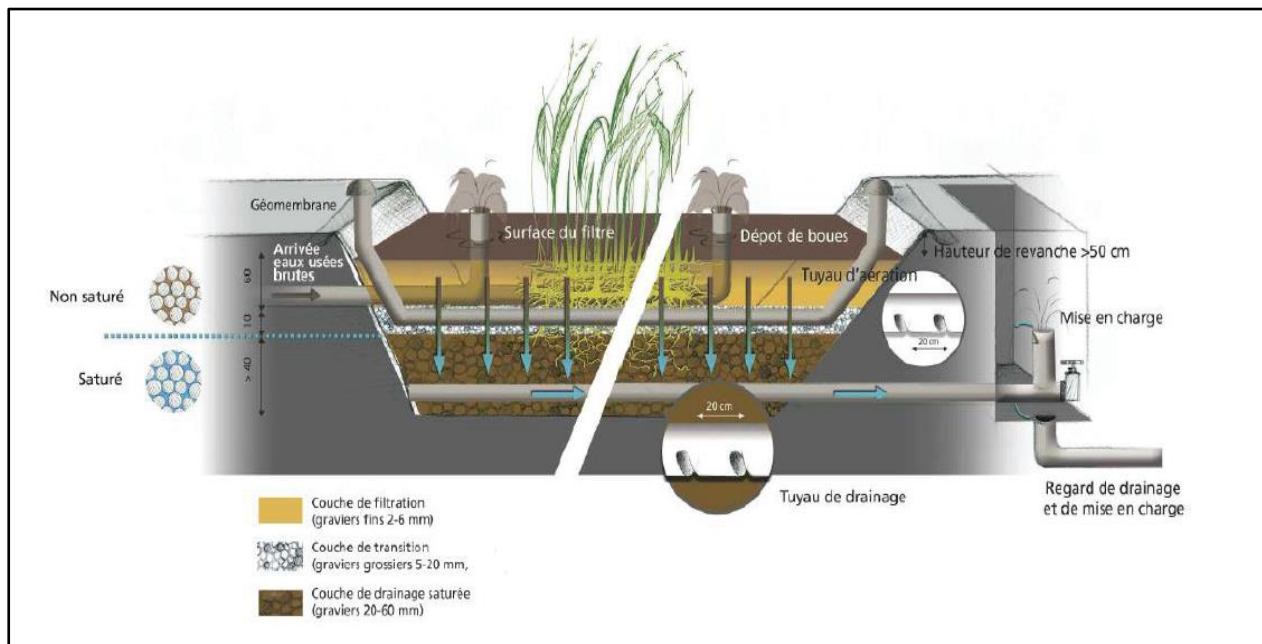


Figure III.2 : Coupe transversale schématique d'un filtre à écoulement horizontal (Lombard-Latune, 2019).

III.3.3. Les filtres hybrides

Les systèmes hybrides (ou mixtes) sont en fait l'association en série de filtres verticaux et horizontaux. Généralement cette association est constituée de deux étages consécutifs de filtres verticaux en parallèle suivis de deux ou trois étages de filtres horizontaux en série. L'intérêt d'une telle association est d'obtenir une bonne nitrification dans les filtres verticaux qui sont bien oxygénés, mais aussi une dénitrification dans les filtres horizontaux où se trouvent les conditions d'anoxie nécessaires à cette réaction. Rokbane (2023) mentionne dans son étude les types de système hybride qui sont :

III.3.3.1. Système VF-HF

Le système hybride **VF-HF** est basé sur le concept original de Seidel (développé par Seidel au Max Planck Institut à Krefeld, Allemagne en 1965) comprenant deux étages de plusieurs lits **VF** (Vertical Filter) parallèles suivis de deux ou trois lits **HF** (Horizontal Filter) en série. Il résulte d'une élimination beaucoup plus importante de l'azote total de haute nitrification dans le filtre vertical (**VF**) produisant des nitrates qui seront diminués avec succès dans le filtre horizontal (**HF**) confirme O'Hogain (2003).

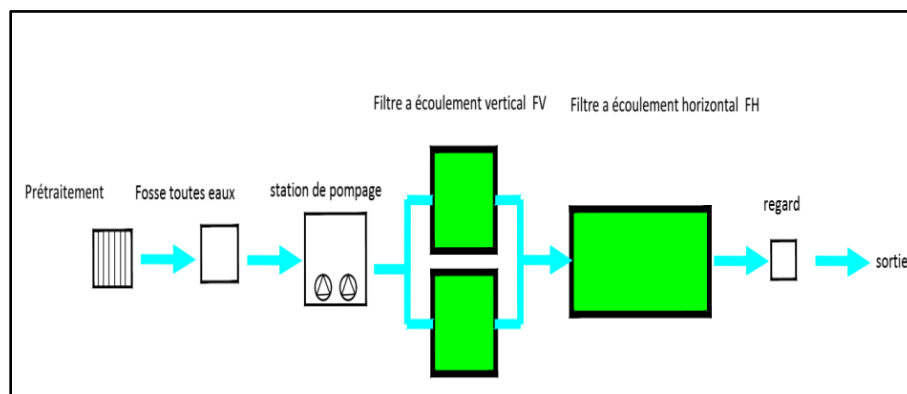


Figure III.3 : Configuration du système hybride **VF-HF** (Rokbane, 2023).

III.3.3.2. Système HF-VF

Le système hybride **HF-VF** est composé d'un grand lit **HF** placé en premier pour éliminer les matières organiques et les solides en suspension et fournir une dénitrification, en plus d'un lit **VF** conçu pour éliminer d'avantage les matières organiques et les matières en suspension et nitrifier l'ammoniac en nitrate (Johansen et al., 1996). Cependant, afin d'éliminer l'azote total, l'effluent nitrifié du lit **VF** doit être recyclé vers la fosse toutes eaux et puis vers le premier stade de filtre horizontale.

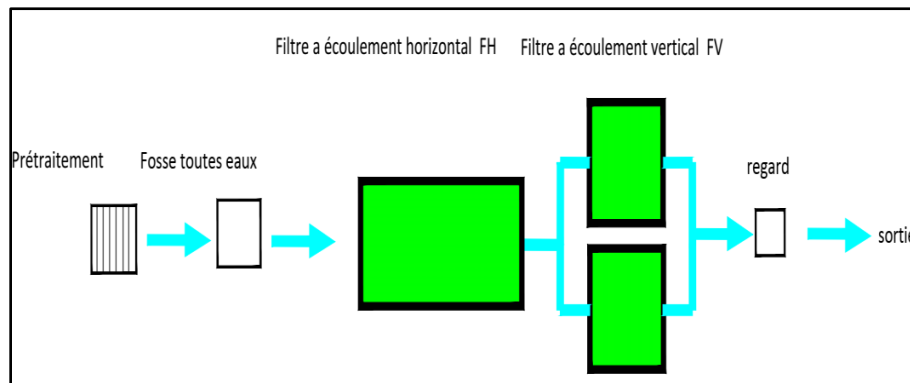


Figure III.4 : Configuration du système hybride **HF-VF** (Rokbane, 2023).

III.4. Rôle de différentes composantes du système

Les marais artificiels et naturels comptent deux composantes ayant un rôle majeur dans le procédé de traitement, soient les plantes et les microorganismes. Les systèmes à écoulement sous la surface comportent une troisième partie fondamentale le média filtrant. Le principe de la phytoépuration repose sur un écoulement lent de l'eau à l'intérieur de milieux végétales et sans conditions contrôlées, de façon à en favoriser l'épuration naturelle qui s'effectue grâce aux processus chimiques et biologiques de la part des microorganismes et de la flore.

III.4.1. Rôle du matériau de remplissage

Les couches de matériaux posés dans les lits permettent automatiquement la filtration des matières en suspension présentes dans l'eau usées à traiter, avec un rendement dépendant de leur type, leur granulométrie et leurs caractéristiques hydrodynamiques. Grison (1999) affirme que les matériaux de remplissage ne servent pas de support à la végétation seulement, mais ils deviennent aussi un support au grand nombre d'organismes vivants et leur transformations chimiques et biologiques (en particulier bactériennes) formant une source de carbone et d'énergie pour l'activité biologique. Une filtration efficace est assurée tout en évitant le colmatage et la migration des particules entre les différentes couches, de plus les matériaux utilisés doivent être des granulats silicatés, roulés, lavés et calibrés. D'après Benameur (2018) et Yang et al. (2018) les substrats utilisés pour le montage d'un filtre :

- ✓ Sont constitués de terre, sable, gravier, pierre et matière organique (telle que le compost) ;
- ✓ Ont une perméabilité qui affecte la circulation d'eau
- ✓ Retiennent les sédiments et les déchets transportés par l'eau.

La composition du matériau de remplissage influence également sur le traitement par la suppression des virus et l'élimination, non négligeable, de coliformes fécaux et de bactéries lors d'un écoulement non saturé dans 60 à 90 cm du milieu sableux (Van Cuyk et al., 2004 ; Menacer, 2010). La capacité du matériau à adsorber le phosphore ou encore les métaux lourds dépend essentiellement de la porosité, la teneur en fer, en aluminium, en calcium et du temps de séjour des eaux dans le massif (Grisson, 1999 ; Youcef et al., 2022).

III.4.2. Rôle des plantes

Dupoldt et al. (1999) définit la biomasse comme un évier majeur du carbone organique et plusieurs nutriments. Les plantes agissent de façon directe ou indirecte en absorbant ou en activant la dégradation des polluants tout en les séquestrant dans la rhizosphère ou en les rendant volatiles pour leur élimination dans l'air environnant ; ces divers mécanismes sont mis en œuvre en fonction de la nature du polluant et de ses caractéristiques physico-chimiques (Vila, 2006). Selon Kone Diallo (2011), les plantes qui ont été généralement utilisées avec les systèmes de phytoépuration sont :

- ✓ En Afrique : Les filtres plantés de *Phragmites australis*, *Phragmites sp.* et *Typha latifolia* ont concerné le traitement d'eaux usées domestiques, d'eaux usées issues d'usines pétrochimiques, ou le polissage d'effluent de mines d'or.
- ✓ En Belgique selon des enquêtes réalisées en 1998 : *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Sparganium erectum*, *Iris pseudacorus*, *Carex acutiformis* et *Phalaris arundinacea* ;
- ✓ En Inde : *Phragmites karka* et *Typha latifolia* sont utilisées en zones rurales comme en milieux urbains dans le traitement d'eaux usées domestiques, d'eaux résiduaires urbaines ou d'eaux usées industrielles.
- ✓ En Chine : *Phragmites australis*, *Cyperus malaccensis* et *Lepironia articulata* sont utilisées avec différentes configurations et niveaux de traitements.
- ✓ En Amérique centrale et Amérique du sud : les filtres plantés rencontrés sont de *Zizaniopsis bonariensis*, *Echinochloa polystachia* et *Pennisetum purpureum*.

Phragmites australis et *Typha latifolia* demeurent les plantes les plus précisées dans le domaine (Vymazal et Lenka, 2008). La plante la plus étudiée et la plus répandue à l'échelle mondiale est *Phragmites australis* (Vymazal, 2011 ; Molle, 2012).

D'après [Iwema et al. \(2005\)](#), au-delà de l'aspect esthétique et leur rôle mécanique, les macrophytes contribuent indirectement à la dégradation de la matière organique de l'effluent brut en fonction de :

- ✓ Croissance des racines et des rhizomes qui permet un maintien ou une régulation de la conductivité hydraulique initiale ;
- ✓ Petites quantités d'oxygène qui proviennent des parties aériennes et rejetées à l'apex des racelles des plantes ;
- ✓ Développement racinaire qui accroît la surface de fixation pour le développement des microorganismes et pour des réactions de précipitation ;
- ✓ Métabolismes des plantes (assimilation des nutriments) qui influence plus ou moins le traitement dépendant des surfaces mises en jeu ;
- ✓ Couverture foliaire qui préserve la surface des filtres de la dessiccation en été, également procure un ombrage permettant aux bactéries de se développer.

La fonction épuratoire des plantes dépend du climat en particulier de la température, de la nature des contaminants, de la morphologie de leur système racinaire ([Ladislav, 2011](#)), de la production de biomasse et de la capacité d'oxygénation de la rhizosphère.

III.4.3. Rôle des microorganismes

Selon [Benamer \(2018\)](#), le principal rôle des microorganismes est, comme dans tout procédé de traitement biologique, la dégradation de la matière organique vu qu'ils assurent les différents processus d'oxydation et réduction ; générant ainsi l'énergie nécessaire à la biosynthèse. Les microorganismes (bactéries et champignons) sont capables de jouer un rôle important en amont ou en aval sur la dégradation des polluants dans un processus de phytoépuration ; pouvant parfois dégrader certains coproduits toxiques qui pourraient limiter l'implantation de la phytoépuration ou bien diminuer la phytotoxicité des polluants pour les plantes ([Mahunon, 2019](#) ; [Sémadi, 2010](#)).

Ils peuvent être fixés sur les racines et les tiges des végétaux, libres dans la tranche d'eau ou fixées sur le substrat dépendamment de leur nature et le type du polluant. D'après [Kadlec et Wallace \(2009\)](#), les microorganismes assurent l'assimilation, la transformation et le recyclage des éléments présents dans les eaux usées par divers métabolismes. Ils interviennent directement dans l'épuration des contaminants par différents processus tels que la rizo-dégradation (ou

minéralisation), l'absorption (ou l'adsorption), le cométabolisme, la solubilisation et la volatilisation (biodégradation) déclare Mahunon (2019).

III.5. Les mécanismes d'élimination et les performances épuratoires

III.5.1. Les matières en suspension

Les rendements sur les MES des filtres plantés sont constamment élevés et augmentent avec la charge appliquée. Henrichs et al., (2007) déclare que les matières polluantes dissoutes ou particulaires, sont d'abord adsorbées ou filtrées puis dégradées de façon biologique pendant la phase de repos. Les particules les plus grossières sont piégées à la surface du filtre au cours de l'alimentation, puis minéralisées pendant la période de temps sec grâce aux microorganismes présents à la superficie du filtre et dans la couche de sédimentation déjà formée. Lorsqu'elles sont très organiques, les longues chaînes carbonées qui les composent favorisent la formation d'une couche de colmatage, qui peut entraver la circulation de l'influent dans le massif en diminuant le volume des pores (Zhao et al., 2009) ; dont les macrophytes par leurs mouvements latéraux jouent un rôle de décolmatage physique et contribuent ainsi à fissurer la couche de dépôt. Les particules les plus fines sont retenues par les pores du matériau filtrant contribuant à diminuer la porosité et la conductivité hydraulique ; elles peuvent également subir une adsorption biotique ou abiotique. Après stabilisation les boues peuvent être valorisées en agriculture (Lombard-Latune, 2019). L'abattement en MES d'un filtre est très stable y compris en cas de surcharges organiques ou hydrauliques, et en moyenne supérieur à 80% pour des concentrations de sorties en moyenne inférieures à 40 mg/L (Molle et al., 2005 ; Morvannou et al., 2015).

III.5.2. La matière organique

L'enlèvement de la matière organique (MO) est assuré par une biodégradation générée par des bactéries hétérotrophes aérobies ou anaérobies. La dégradation aérobie transforme la matière organique en biomasse bactérienne et en éléments minéraux simples, dont des nouvelles cellules formées seront dégrader à leur tour [$\text{MO} + \text{bactéries} + \text{O}_2 \Rightarrow \text{Nouvelles cellules} + \text{CO} + \text{H}_2\text{O}$]. La dégradation anaérobie est limitée par le présence d'oxygène, donc elle peut avoir lieu dans les filtres horizontaux saturés en eau en permanence et elle existe très peu dans les filtres verticaux (Molle et al., 2005). La dégradation de la matière organique par les microorganismes est

productrice de biomasse bactérienne qui doit être à son tour dégradée pour éviter le colmatage (Grison,1999). Durant le processus d'épuration des eaux usées, les valeurs de DBO₅ et DCO déterminent le taux de matières organiques dégradées. Dans une eau traitée, la diminution de la DBO₅ est due à des processus physiques et biologiques tels que la filtration, la sédimentation et la décomposition aérobie qui dépend principalement de l'oxygène converti par les plantes à travers les racines (Taha et al., 2015; Hoffmann et al., 2011).

III.5.3. Les métaux

Dans les eaux usées, les métaux lourds se trouvent sous forme particulaire ou soluble ; dont les formes particulières sont retenues par filtration, alors que les formes solubles sont éliminées par deux mécanismes :

- D'une part, les métaux précipitent sous forme d'oxydes et de sulfides métalliques grâce à des bactéries métallo-oxydantes dans les zones aérobies et des bactéries sulfato-réductrices dans les zones anaérobies, ensuite les métaux sont retenus dans la matrice du filtre.
- D'une autre part, à l'interface racine/sédiment, des forts gradients redox provoquent la précipitation d'hydroxydes ferriques complexes qui s'accumulent dans la rhizosphère formant une sorte de gaine autour des racines ; cette gaine constitue une barrière efficace contre l'assimilation végétale et favorise la co-précipitation avec d'autres métaux lourds dans la plaque d'hydroxyde ferrique (Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, 1999).

Lorsque de grandes quantités de métaux pénètrent dans les plantes, divers mécanismes de détoxification sont possibles, tels que la translocation réduite, la compartimentalisation, la chélation par les phytochélatines et la biotransformation (Vamerali et al., 2010 ; Angelova et Ivanov, 2009 ; Cobbet, 2000).

III.5.4. Les microorganismes

Dans une station de lagunage à macrophyte, le cycle d'épuration est d'une longue durée durant laquelle les germes pathogènes sont diminués ou éliminés suite aux différents processus physicochimiques et biologiques. Rajaonarivelo (2013), indique le rôle bactéricide des ultraviolets (une faible profondeur d'eau permet aux rayonnements solaires d'atteindre le fond) ; le phénomène de compétition avec les espèces autochtones ; la forte prédation par des espèces bactériophages (zooplancton) ; et enfin la production de substances inhibiteur ou bactéricides naturelles par certain

bactéries et micro-algues qui entraînent la mort ou bien la baisse de reproduction des pathogènes. Les microorganismes assurent la minéralisation des composés azotés et phosphorés en les rendant assimilables par les plantes ainsi que les réactions de nitrification/dénitrification confirme [Benameur \(2018\)](#). Pour se développer et ne pas être entraînés par les eaux usées, les microorganismes ont besoin d'un support qui assuré par les plantes (surtout leurs organes souterrains) et le matériau.

III.5.5. L'azote et ses dérivés

Dans les eaux usées, l'azote se trouve sous la forme organique d'ammonium NH_4^+ et de nitrate NO_3^- , dont leur élimination est assurée par les réactions suivantes :

- La volatilisation : la transformation de l'ammonium en ammoniac ;
- L'ammonification : la transformation de l'azote organique en ammonium ;
- La nitrification : l'oxydation de l'ammonium en nitrate ;
- La dénitrification : la réduction des nitrates en azote gazeux (N_2) sous l'action des bactéries dénitrifiantes. Ce gaz s'échappe alors dans l'atmosphère comme le CO_2 produit par l'élimination des matières carbonées.

[Rajaonarivelo \(2013\)](#) confirme que dans le bassin à macrophytes, les principales réactions d'élimination de l'azote sont la nitrification/dénitrification et l'assimilation par les végétaux ; la nitrification de l'azote transforme l'ammonium en nitrate pouvant être ensuite éliminé par dénitrification effectuée par les bactéries du genre *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* qui utilisent pour leur métabolisme l'énergie générée par des réactions strictement aérobies. Lorsque la concentration en ammonium et en micronutriment est suffisante, l'oxygène dissous sera le facteur limitant pour la croissance de *Nitrosomonas*, et le nitrite pour *Nitrobacter*. L'assimilation de l'ammonium est une fonction de la productivité de la plante qu'elle peut être maximisée par des récoltes régulières dans une station d'épuration. Dans les systèmes de zones humides, l'absorption par les plantes et l'activité des microorganismes autour du rhizome présentent les processus d'élimination de l'azote ([Lee et al., 2009](#)). Le taux potentiel d'absorption directe de l'azote par la plante est lié à sa productivité nette et à sa concentration dans les tissus végétaux ([Borin et Salvato, 2012](#)).

III.5.6. Le phosphore

Les racines et les parties immergées des plantes épuratrices assimilent le phosphore sous forme d'ortho-phosphate ; cette assimilation est influencée par la disponibilité de l'azote dont elle

s'accroît avec leurs concentrations et peut être freinée par une carence de cet élément (Rajaonarivelo, 2013). En milieu acide, le phosphore inorganique réagit avec les ions ferriques et aluminiums pour former des composés insolubles qui précipitent, alors qu'à pH basique, il précipite préférentiellement avec le calcium.

III.6. Les plantes aquatiques

May (2007) a défini les plantes aquatiques, ou hydrophytes, comme des plantes liées à l'eau pour compléter leur cycle de vie. Elles peuvent être herbacées ou ligneuses dont au moins une partie de la plante pousse dans l'eau. Certaines plantes aquatiques sont complètement submergées et d'autres poussent juste le long de la bord d'eau. Ces plantes fournissent des habitats aux poissons, invertébrés, amphibiens, oiseaux aquatiques ainsi que les mammifères. Dans ces habitats, la vie aquatique se reproduit grâce aux plantes aquatiques qui servent de :

- a) Fournir l'oxygène ;
- b) Protéger les cours d'eau, les berges des rivières et les rivages moyennant de leurs racines, tiges et feuilles ;
- c) Stabiliser la température et la lumière lors de leur croissance ;
- d) Assurer un recyclage adéquat des nutriments ;
- e) Ralentir le transport des sédiments.

La végétation aquatique est classée soit comme macrophyte ou microphyte. Un macrophyte est une plante qui peut être observée sans microscope contrairement aux microphytes qui sont unicellulaires (possèdent qu'une seule cellule).

III.6.1. Définition des macrophytes

Les macrophytes sont des plantes aquatiques remarquables qui dominent les zones humides, les lacs peu profonds et les cours d'eau, qui poussent dans ou près de l'eau en émergeant, en s'immergeant ou en flottant, et qui sont utilisées pour le traitement des eaux usées en raison de leurs caractéristiques naturelles (Ng et Chan, 2017). Les macrophytes aquatiques sont un groupe diversifié de plantes à fleurs, de mousses, de fougères et de macro algues (grandes algues) qui font de l'eau leur habitat (May, 2007).

III.6.2. Classification des macrophytes

Les macrophytes désignent les grands végétaux aquatiques et les algues filamenteuses (par exemple *Cladophora sp.*, Characées), visibles et le plus souvent identifiables à l'oeil nu sur le terrain. En fonction de l'inféodation à l'eau, nous distinguons :

- ✓ Les macrophytes réellement aquatiques ou hydrophytes (algues, bryophytes aquatiques, hydrophytes vasculaires) ;
- ✓ Les végétaux amphibies ou amphiphytes qui différencient des formes aquatiques et des accommodats terrestres selon la profondeur de l'eau ;
- ✓ Les végétaux de marais ou hélophytes qui poussent les pieds dans l'eau ;
- ✓ Les végétaux qualifiés de supra-aquatiques qui supportent une immersion temporaire ou végètent dans la zone des embruns (Hauray *et al.*, 2001 ; Holmes et Whitton, 1977).

III.6.3. Les plantes utilisées dans le système d'épuration

Pour les expérimentations de la présente étude, nous avons choisi d'utiliser quatre espèces macrophytes qui sont : *Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Cyperus papyrus*.

III.6.3.1. *Arundo donax*

Arundo donax ou « canne de Provence » est une canne haute, érigée et pérenne originaire de la région méditerranéenne et introduite comme plante ornementale dans de nombreuses régions subtropicales et tempérées chaudes (Al-Snafi, 2015). Cette plante porte des feuilles tombantes ayant 60 cm de longueur et 6 cm de largeur (Menacer, 2010) et elle est pourvue d'une structure racinaire très forte (Tableau III.1).

Tableau III.1 : Description d'*Arundo donax* (Al-Snafi, 2015).

Famille	<i>Poaceae</i>
Floraison	Minuscules fleurs regroupées en panicules terminaux en fin d'été, sans grand intérêt décoratif.
Couleur	Feuilles pâles, bleu-vert.
Hauteur	2 à 10 m
Sol	Tout sol bien drainé, plutôt humide.

III.6.3.2. *Phragmites australis*

Phragmites australis ou appelé communément « roseau » est une grande graminée vivace et est l'espèce la plus fréquemment utilisée pour végétaliser les zones humides construites. Il permet une épuration par filtration, de plus il favorise le développement des microorganismes qui participent à la dégradation des hydrocarbures et à la précipitation des métaux lourds sous formes oxydées (Illovice et Bonnarne, 2012). Le roseau se trouve dans les zones humides naturelles des régions tempérées et tropicales du monde ; il forme généralement des peuplements étendus (connus sous le nom de roselières) et est capable de se reproduire par graines, mais se reproduit principalement de manière asexuée par le biais de rhizomes (Borin et Salvato, 2012). Les caractéristiques de l'espèce *Phragmites australis* sont mentionnées dans le **Tableau III.2**.

Tableau III.2 : Description de *Phragmites australis* (Illovice et Bonnarne, 2012).

Famille	<i>Poaceae</i>
Floraison	Fin de l'été – début de l'automne (août-septembre) ; Panicule (20 à 30 cm) plumeux, soyeux légèrement pendant, composé de nombreux épillets (+ ou – 12 mm) réunis en grappe.
Couleur	Brun-violet pourpre virant progressivement au jaune paille.
Hauteur	1 à 3 m voir plus.
Plantation	En conteneur immergé pour limiter l'envahissement.
Sol	Tout type de sol inondé, humide.
pH	Neutre.
Emplacement	Soleil.

III.6.3.3. *Typha latifolia*

Typha latifolia dont le nom vernaculaire est « massette à larges feuilles » est une plante herbacée vivace. Elle effectue une sédimentation et dépollue les polluants riches en sol et en hydrocarbures et les métaux lourds (Illovice et Bonnarne, 2012). La plante pousse dans les eaux peu profondes à des altitudes faibles à moyennes dans les régions tempérées, subtropicales et tropicales ; elle est capable de se reproduire par graines, mais principalement de manière asexuée

par l'intermédiaire de rhizomes (Borin et Salvato, 2012). Le **Tableau III.3** représente les caractéristiques de l'espèce *Typha latifolia*.

Tableau III.3 : Description de *Typha latifolia* (Illovice et Bonnarne, 2012).

Famille	<i>Typhaceae</i>
Floraison	En été, bisexuée ; Les fleurs femelles formant un épis cylindrique, velouté en forme de quenouille qui a maturité éclate laissant débordé une bourre soyeux.
Couleur	Marron foncé.
Hauteur	1 à 2 m.
Plantation	Toutes saison et selon climat.
Sol	Tout type de sol humide.
pH	Acide, neutre, alcalin.
Emplacement	Soleil, mi-ombre.

III.6.3.4. *Cyperus papyrus*

Cyperus papyrus est un carex originaire des zones humides d'Afrique centrale, de l'Est et du Sud ; il pousse tout au long de l'année, ce qui lui confère un taux de productivité de la biomasse remarquablement élevé (Rosado et al., 2022). La plante est herbacée, pérenne, semi-aquatique ; elle est constituée d'une tige ligneuse de section triangulaire supportant à son sommet un feuillage semi-persistant formant des parasols larges et souples. Les caractéristiques de l'espèce *Cyperus papyrus* sont présentées dans le **Tableau III.4**.

Tableau III.4 : Description de *Cyperus papyrus* (Benameur, 2018).

Famille	<i>Cyperaceae</i>
Floraison	Multiplication par bouture et par division des touffes.
Couleur	Verte avec des épillets bruns.
Hauteur	0.6 à 1.2 m
Sol	Terre ordinaire, humide.
Emplacement	Exposition ensoleillée.

III.7. Avantages et inconvénients de la phytoépuration

D'après Mahunon (2019), la technique de phytoépuration ou autrement dit le lagunage soit par macrophytes et/ou par microphytes présente des avantages ; cependant quelques inconvénients peuvent être évoqués (Tableau III.5).

Tableau III.5 : Avantages et inconvénients de la phytoépuration (Mahunon, 2019).

Avantages	Inconvénients
*Grande simplicité de fonctionnement à travers un simple réglage du débit permettant l'écoulement gravitaire des eaux usées dans un ou plusieurs bassins. *Faibles coûts d'investissement et de fonctionnement (matériels d'entretiens simples et disponibles sur le marché, pas de nécessité pour une source d'énergie électrique ou de main d'œuvre qualifiée). *Bon degré de purification de la matière organique et élimination élevée des germes pathogènes. *Faible production des boues (évacuation tous les 10 ou 15 ans). *Capacité à supporter relativement bien les fluctuations (pics) de charges et hydrauliques. *Possibilité de traiter une large gamme d'eaux usées (urbaines, industrielles ou agricoles). *Très bonne intégration paysagère et bonne adaptabilité aux zones tropicales. *Bio-filtration des odeurs (CH₄, H₂S, NH₃, etc.) par le tapis végétal formé sur le plan d'eau. *Préservation de la biodiversité faunistique et floristique par coexistence de plusieurs groupes d'êtres vivants (micro et macro-invertébrés, reptiles, amphibiens, oiseaux, etc.).	*Risque de développement des moustiques en cas de mauvaise gestion des bassins (Koné, 2002 ; Tangou Tabou, 2014). *Accès plus ou moins difficile à des bassins lors d'une intervention. *Emanation des odeurs nauséabondes dues à une surcharge organique conduisant à l'anaérobiose (cas de mauvais fonctionnement, ou mauvais dimensionnement). *Accumulation des boues mixtes fermentescibles d'où la nécessité de curage et/ou récolte (cas d'une densité excessive des macrophytes par exemple). *Variation saisonnière de la qualité de l'effluent. *Risque d'infiltration et percolation des eaux usées dans les nappes : l'étanchéité du fond des bassins ne doit pas être remise en question, il est conseillé de recourir à un film en plastique (géo-membrane).

III.8. Conclusion

Le traitement des eaux usées domestiques par filtres plantés à macrophytes présente une technique au développement récent. Il s'agit d'une technologie fiable, simple d'exploitation, bien acceptée par les habitants en raison de sa bonne aptitude à l'intégration paysagère et à la conception esthétique, facilitant grandement la gestion des boues d'épuration en surcroît, de plus cette technologie est rentable sur le plan économique. Les plantes vont soit absorber le contaminant pour le métaboliser ou le stocker, soit réduire voire empêcher la libération du contaminant dans d'autres compartiments de l'environnement ; le plus souvent, les composés organiques ou non organiques peuvent être dégradés et métabolisés pour la croissance de la plante. Dans ce chapitre, nous avons mis l'accent sur la technique de phytoépuration et les plantes macrophytes particulièrement les espèces utilisées dans la présente recherche (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Cyperus papyrus*) qui servent comme une alternative simple, économique, efficace, fiable et adaptable au lieu pour les traitements des eaux usées.

DEUXIEME PARTIE

ETUDE

EXPERIMENTALE

Chapitre I
Matériel et
Méthodes

I.1. Introduction

Les potentialités épuratoires des plantes aquatiques ont été mises en évidence par plusieurs chercheurs pour traiter différents effluents contenant des substances organiques et inorganiques. Notre étude a porté précisément sur 4 plantes macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) pour leurs aptitudes à absorber les contaminants présents dans une eau usée, essentiellement les métaux lourds (Plomb, Zinc, Cuivre et Fer). En effet, ces éléments, par nature non biodégradables, présentent une forte écotoxicité et pourraient être impliqués dans de nombreuses pathologies.

Il est donc aujourd'hui indispensable non seulement de mieux connaître les effets de ces polluants sur les organismes vivants, mais aussi de mettre en œuvre des solutions durables, visant à limiter leurs risques. Le but de ce chapitre est de montrer le protocole expérimental installé afin de tester d'une part les différents paramètres affectant les rendements épuratoires des filtres plantés et d'étudier d'une autre part le taux d'accumulation de ces métaux au niveau des organes des plantes testées.

I.2. Présentation de la région d'étude

Notre étude a eu lieu dans la région de Biskra, et porte sur la possibilité d'utiliser les plantes macrophytes pour traiter les eaux usées d'origine domestique et industrielle de la région.

I.2.1. Situation géographique

La région de Biskra est située au centre-est de l'Algérie, aux portes du Sahara algérien. Elle se localise entre le 4°15' et le 6°45' degré Est de longitude et entre le 35°15' et le 33°30' degré Nord de latitude ; et son altitude varie entre 29 et 1600 mètres par rapport au niveau de la Méditerranée (Benameur, 2018). La Wilaya s'étend sur une superficie d'environ 21671 km² (Farhi, 2001), le chef-lieu est situé à environ 400 km au sud-est de la capitale Alger. Elle est limitée au nord par les wilayas de Batna et M'sila, au Sud par les wilayas d'Ouargla et El-Oued, à l'est par la wilaya de Khenchela et à l'ouest par la wilaya de Djelfa (**Figure I.1**).

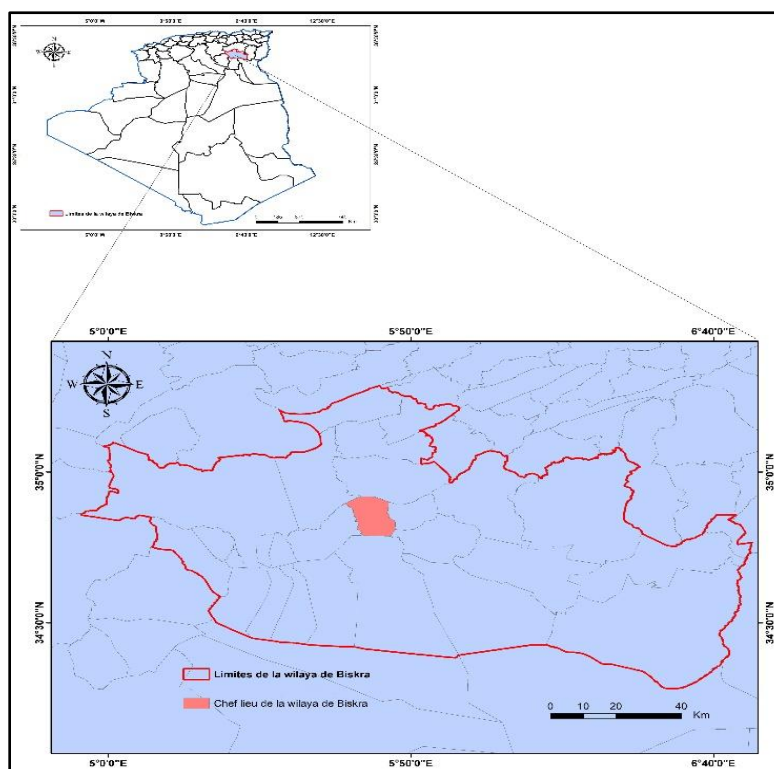


Figure I.1 : Localisation et limites géographiques de Biskra (Carte établie par ArcGIS-Version 8.1, 2024).

I.2.2. Climatologie

La région de Biskra appartient à la partie Nord du grand bassin sédimentaire des contre forts méridionaux de l'Atlas saharien et la bordure septentrionale saharienne. Elle se situe dans une zone semi-aride à semi-désertique (ANAT, 2003). Elle se caractérise par un climat froid en hiver et chaud en été. Elle est classée dans l'étage climatique semi-aride. Nous présentons par la suite, l'enregistrement des données climatiques par l'ONM de Biskra (Office Nationale de la Météorologie) durant la période 2008-2018.

I.2.2.1. La température

Ramade (2003) a défini la température comme un facteur de toute première importance contrôlant tous les phénomènes métaboliques et conditionnant la répartition des espèces et des communautés d'êtres vivants dans la biosphère. La température, dans les régions arides essentiellement (cas de la région d'étude Biskra), joue un rôle indispensable dans la croissance et

le développement des végétaux. La **figure I.2** représente les valeurs de températures mensuelles enregistrées dans la région de Biskra durant la période 2008-2018.

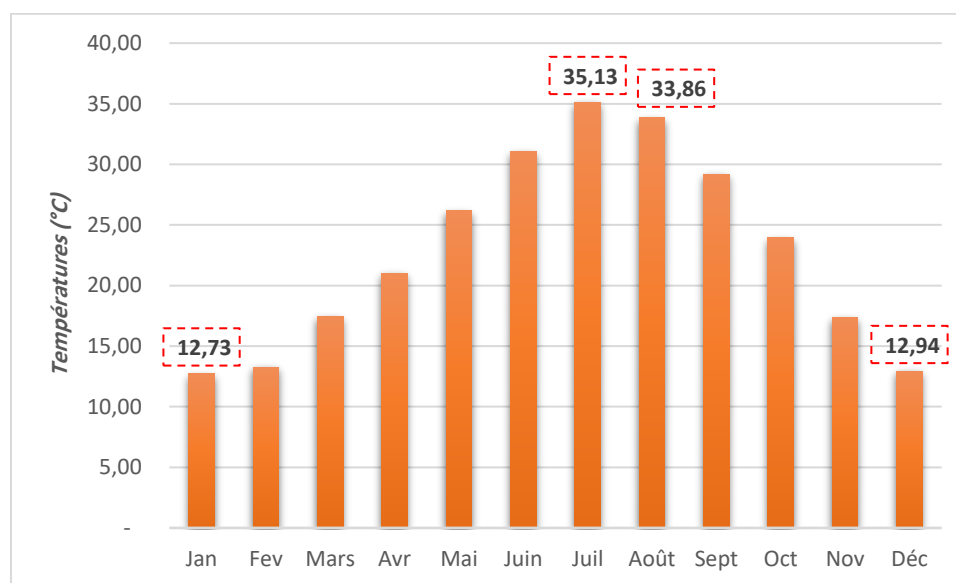


Figure I.2 : Températures moyennes mensuelles pour la période 2008-2018 (ONM de Biskra, 2019).

Nous constatons que durant la période 2013-2023, les températures moyennes mensuelles les plus basses sont enregistrées durant le mois de janvier et décembre avec 12.73°C et 12.94°C respectivement ; alors que les températures moyennes mensuelles maximales sont enregistrées durant les mois de juillet avec 35.13°C et d'août avec 33.86°C.

I.2.2.2. Les précipitations

D'après [Ramade \(2003\)](#), les précipitations constituent un facteur écologique d'importance fondamentale, non seulement pour le fonctionnement et la répartition des écosystèmes terrestres, mais aussi pour certains écosystèmes tels que les mares, les lacs temporaires et les lagunes saumâtres soumises à des périodes d'assèchement. La pluviométrie est un des éléments les plus importants agissant à la détermination climatique d'une région donnée. Dans les régions arides plus particulièrement, les précipitations présentent un élément clé influençant le développement et la productivité des végétaux. La suivante **figure I.3** représente les relevés des précipitations mensuelles enregistrés dans la région de Biskra durant la période 2008-2018.

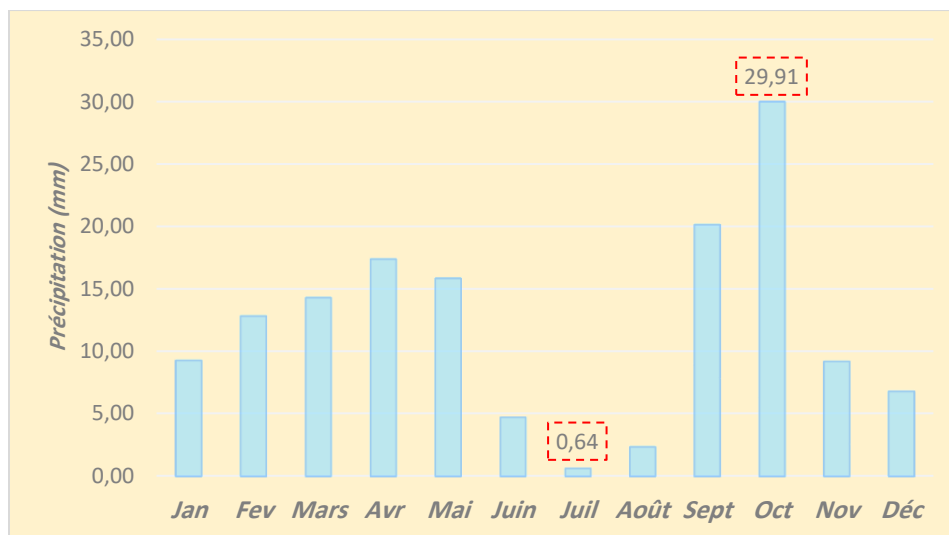


Figure I.3 : Précipitations moyennes mensuelles pour la période 2008-2018 (ONM de Biskra, 2019).

A partir de cette **figure I.3**, nous remarquons que la période pluvieuse s'étend de septembre à mai avec un maximum de 29.91 mm pour le mois d'octobre. La période sèche de la décennie coïncide avec la saison la plus chaude, elle présente un maximum de sécheresse en juillet 0.64 mm. Donc, nous déduisons que dans la région d'étude, les précipitations durant la décennie 2013-2023 sont très mal réparties, elles sont brutales et très localisées. La **figure I.4**, mentionne les quantités d'eau accumulées par les précipitations annuelles du 2008 au 2018 à Biskra.

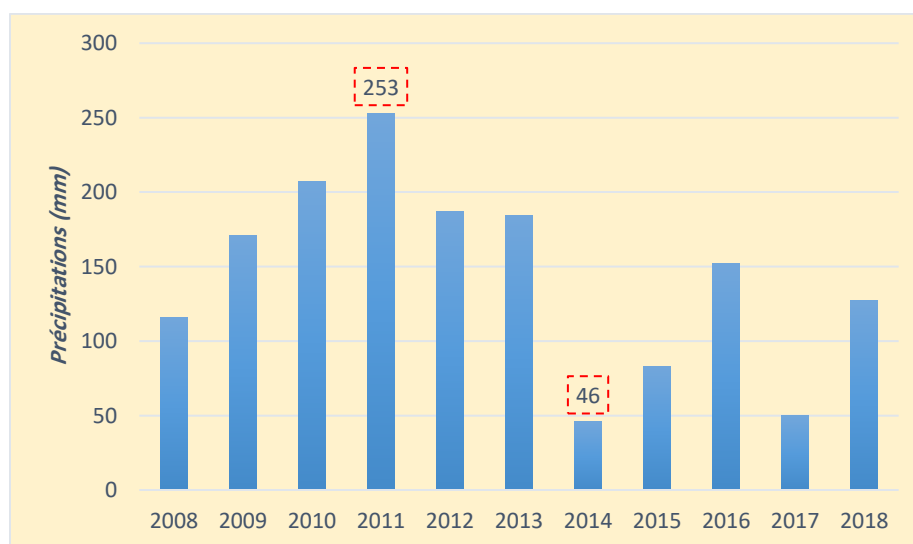


Figure I.4 : Cumul des précipitations annuelles durant la période 2008-2018 (ONM de Biskra, 2019).

La **figure I.4** illustre que durant la décennie 2008-2018 à Biskra, l'année 2011 était la plus pluvieuse avec un cumul de douze mois estimé à 253 mm ; contrairement à l'année 2014 la plus sèche avec 46 mm seulement.

I.2.2.3. Les vents

Selon [Ramade \(2003\)](#), dans certains biotopes, les vents constituent un facteur écologique limitant ; dont les vents violents peuvent influencer la végétation en limitant son développement.

Dans la région de Biskra, les vents soufflent durant toute l'année. En période hivernale, dominant des vents froids et humides venant des hauts plateaux et du nord-ouest, en plus des vents froids et secs. Pendant le printemps et l'été, des vents de sable venant de sud-ouest sont marqués. La **figure I.5** mentionne les valeurs de vitesse des vents enregistrées par ONM de Biskra de l'année 2008 au 2018.

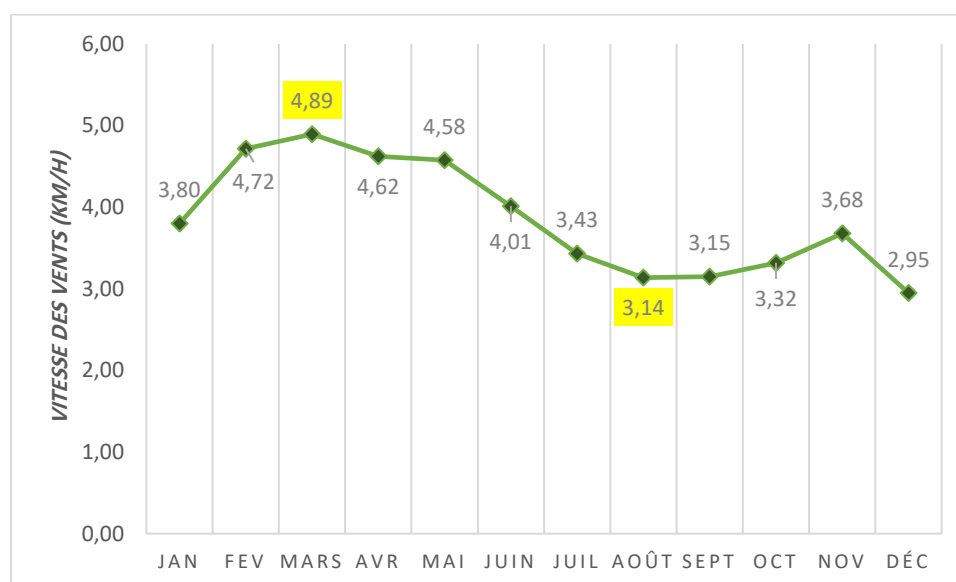


Figure I.5 : Valeurs moyennes mensuelles de vitesse des vents durant la période 2008-2018 ([ONM de Biskra, 2019](#)).

La **figure I.5** indique que, durant la décennie (2008-2018), la moyenne maximale de vitesse du vent est marquée au cours du mois de mars pour une valeur de 4.89 m/s et la moyenne minimale au cours du mois d'août pour une valeur de 3.14 m/s.

I.2.2.4. L'évaporation

Le phénomène d'évaporation est lié essentiellement au facteur température. Plus les températures sont élevées dans une région donnée, plus les quantités d'eau évaporée sont importantes. Ce phénomène est pratiquement distinct dans la région de Biskra comme étant une région semi-aride. Nous présentons dans le graphe suivant les valeurs moyenne d'évaporation enregistrées par ONM de Biskra durant la décennie 2008-2018 dans la région de Biskra (**Figure I.6**).

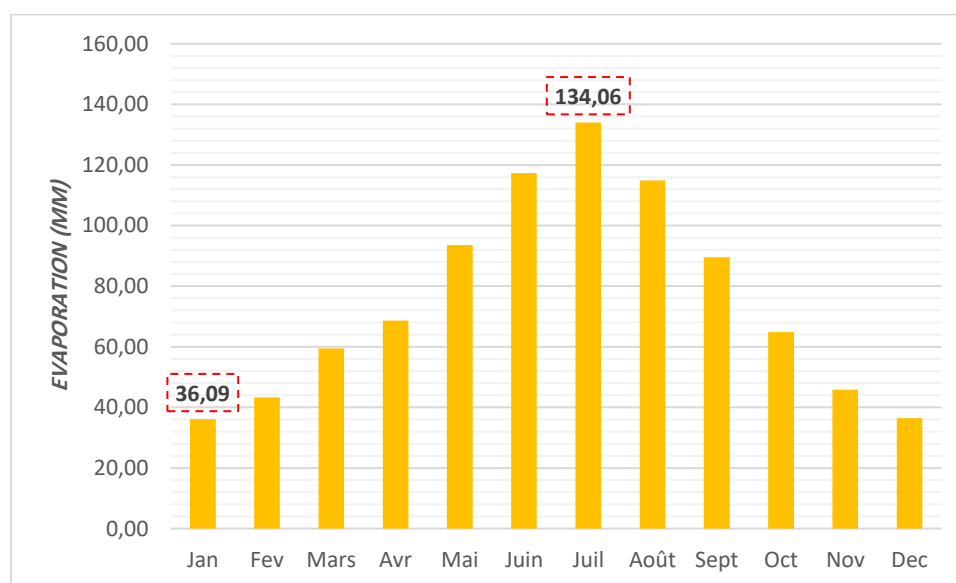


Figure I.6 : Evaporations moyennes mensuelles pendant la période 2008-2018 (ONM de Biskra, 2019).

La **figure I.6**, illustre que la valeur la plus élevée d'évaporation estimée à 134.06 mm est enregistrée au mois de juillet ; tandis que la valeur la plus basse soit 36.09 mm est notée au mois de janvier. Ces valeurs conviennent positivement avec les températures les plus élevées et les plus basses pour les mois de juillet et janvier successivement.

I.2.2.5. Relevé climatique

Nous tenons compte principalement aux données climatiques enregistrées durant l'année 2018 en raison de la réalisation des expérimentations de notre recherche durant cette période, précisément aux mois de février et mars. Les données climatiques enregistrées par l'ONM de Biskra sont présentées dans le **tableau I.1**. A partir du tableau présenté ci-dessous, nous constatons

que, le mois de juillet est le plus chaud de l'année 2018 avec une température maximale de 41.67°C alors que le mois de janvier est le plus froid avec une température minimale de 6.47°C. Pour le mois de Février, durant lequel nous avons fait nos expérimentations sur terrain, les températures maximale et minimale enregistrées sont de 20,47°C et 6,93°C respectivement.

Tableau I.1 : Relevé climatique de Biskra durant l'année 2018 (ONM de Biskra, 2019).

		Jan	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
Température (°C)	T _{max}	18.83	20.47	24.07	29.20	32.27	36.73	41.67	40.67	34.87	27.23	20.41	14.70
	T _{min}	6.47	6.93	11.80	15.63	20.70	24.13	29.73	28.17	23.90	18.07	10.40	6.80
Précipitation (mm)		1	0	1	0	21	0	0	1	18	41	0	33
Evaporation (mm)		31.67	26.00	55.33	47.00	91.67	100.67	137.00	104.33	90.33	35.33	32.67	18.00
Vitesse des vents (m/s)		2.87	4.30	5.23	5.47	6.77	4.50	4.47	3.53	3.83	3.23	3.90	3.47

Concernant la pluviométrie, la quantité des précipitations tombées durant toute l'année est estimée à 116 mm. La quantité la plus importante des précipitations est notée pour le mois d'octobre avec 41 mm. En outre, 0 mm est enregistré pour le mois de Février.

Pour le phénomène d'évaporation, une valeur maximale de 137 mm est marquée au mois de juillet convient à la température élevée enregistrée dans le même mois. Ainsi, la valeur du mois de Février est de 26 mm.

I.3. Matériel végétatif

Généralement le choix des végétaux à planter s'appuie sur certains critères importants tels que l'adaptation aux conditions climatiques locales, la durée du cycle de végétation, la vitesse de croissance, la facilité d'exportation de la biomasse produite en plus de l'efficacité d'épuration.

Notre étude repose essentiellement sur quatre espèces de plantes macrophytes définies par la suite ; elles appartiennent au groupement des héliophytes et se caractérisent tout particulièrement par leurs systèmes racinaires très actifs et capables de résister à des conditions très difficiles même lorsque la partie aérienne de la plante est desséchée. Les plantes d'études ont été prises de leurs lieux initiaux (différentes municipalités de la région de Biskra) à un stade moyen de croissance.

Nous avons ramené le matériel végétal au site expérimental, en choisissant de jeunes plantules ayant un système racinaire bon et sain. Aussi, nous avons mis les tiges dans l'eau de robinet pendant 15 jours jusqu'au développement remarquable des racines avant de les transplanter dans les filtres d'épuration.

- ***Arundo donax*** : Les tiges ont été ramené de la station expérimentale de l'ITDAS (Institut Technique du Développement de l'Agriculture Saharienne) à Ain Ben Naoui.



Photo I.1 : Tiges et système racinaire d'*Arundo donax* (Photo originale, 2018).

- ***Phragmites australis*** : Les plantules ont été collectées d'une palmeraie situé dans la région de Tolga.



Photo I.2 : Tiges et système racinaire de *Phragmites australis* (Photo originale, 2018).

- *Typha latifolia* : Les tiges sont ramenées de la région de Djamorah.



Photo I.3 : Tiges et système racinaire de *Typha latifolia* (Photo originale, 2018).

- *Cyperus papyrus* : Les plantules ont été collecté d'un jardin qui se trouve dans le centre-ville de Biskra.



Photo I.4 : Tiges et système racinaire de *Cyperus papyrus* (Photo originale, 2018).

I.4. Point d'apport des eaux usées

Pour notre recherche, nous avons choisi de traiter les eaux usées d'origine domestique et industrielle de la région de Biskra. Les eaux usées domestiques ont été collecté du rejet domestique de la région M'ziraa, située à l'Est de la wilaya de Biskra. La commune se situe à 60 km loin du chef-lieu, et fait partie de la daïra de Zribet El-Oued. M'ziraa s'étend sur une superficie de 7601 km². Elle se localise dans les coordonnées géographiques 34° 43' 18" de latitude, 6° 17' 34" de longitude et à 115 d'altitude.

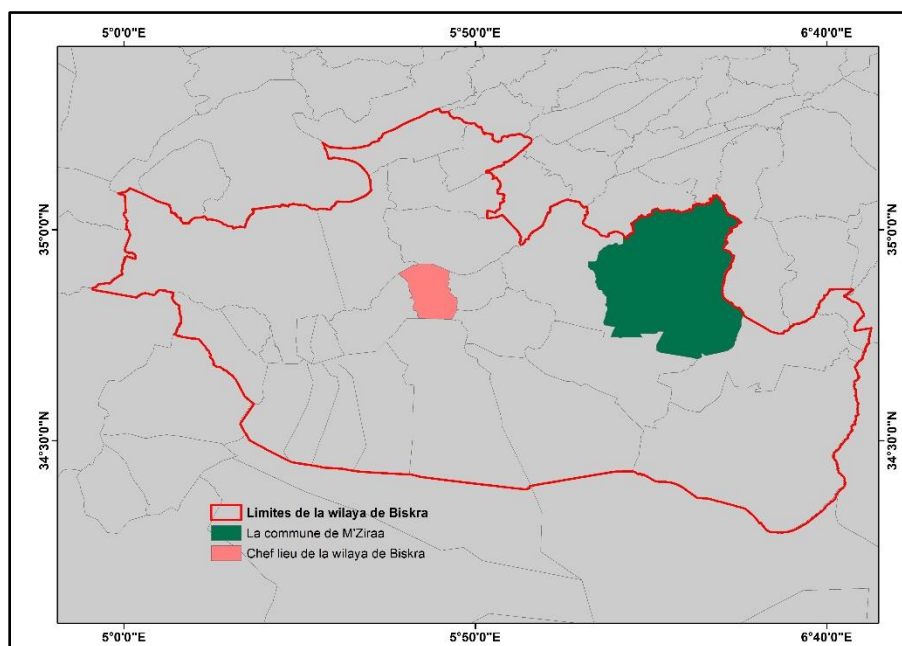


Figure I.7 : Situation et limites géographiques de la commune de M'ziraa (Carte établie par ArcGIS-Version 8.1, 2024).

Les eaux usées industrielles ont été ramenée auprès d'unité de production au niveau de l'Enicâb « Entreprise des industries du câble de Biskra », qui se trouve dans la zone industrielle de la Wilaya de Biskra.



Photo I.5 : Localisation de l'Enicâb (Source : Google Earth, 2024).

I.5. Expérimentation sur terrain

I.5.1. Site expérimental

Une première partie de l'étude concerne des expérimentations sur terrain. Elles ont eu lieu dans la station expérimentale **(A)** du Département de Génie Civil et Hydraulique **(B)** de l'Université Mohamed KHIDER de Biskra (**Photo I.6**). Elle est localisée dans les coordonnées géographiques $34^{\circ}846416$ de latitude et $5^{\circ}750660$ de longitude.



Photo I.6 : Localisation de la station expérimentale (Source : Google Earth, 2024).

I.5.2. Protocole expérimental

Le protocole expérimental repose sur le concept de filtre planté ; qui se compose de quatre compartiments principaux : le sol, les plantes, la biomasse microbienne et une phase aqueuse chargée en contaminants. Pour notre étude, le substrat correspond à un compartiment hétérogène et complexe, composé d'une phase solide (superposition des couches de galets et graviers) et une phase liquide représentée par les eaux usées d'origine domestique et industrielle.

I.5.3. Montage des filtres

Pour notre expérimentation, un filtre comporte les éléments suivants :

- ✓ Un bac en plastique ayant une capacité de 90l [hauteur 28 cm ; base inférieure 42 cm et base supérieure 50 cm] et contenant à la base un robinet d'évacuation pour récupérer les échantillons du filtrat ;
- ✓ Un tube en matière PVC, de 50 cm de longueur, perforé et enrobé avec la tulle pour éviter le colmatage, permettant l'aération du bac et le contrôle du niveau d'eau ;
- ✓ Un substrat consiste à une superposition, du bas vers le haut du bac, d'une couche de galets et 3 couches de graviers ayant une même épaisseur et différents diamètres de particules ;
- ✓ Un matériel végétal présenté par les tiges des plantes macrophytes, dont chaque espèce est transplantée dans trois bacs (3 répétitions/espèce) ;
- ✓ Un phase liquide chargée en contaminants : les eaux usées d'origine domestique et industrielle.

Après avoir laver et laisser sécher les matériaux du substrat à plusieurs reprises ; nous avons passé au montage du filtre selon les étapes suivantes :

- 1- Mettre les galets (40 à 60 mm de diamètre) dans le bac jusqu'au niveau du robinet formant une couche d'environ 4 cm d'épaisseur ;
- 2- Placer le tube d'aération ;
- 3- Ajouter la première couche de gravier grossier (20 à 30 mm de diamètre) ayant 6 cm d'épaisseur ;
- 4- Ajouter la deuxième couche de gravier moyen (10 à 16 mm de diamètre) ayant 6 cm d'épaisseur ;
- 5- Placer les tiges des plantes macrophytes (12 à 10 tiges pour chaque bac) ;

- 6- Ajouter la troisième couche de gravier fin (3 à 6 mm de diamètre) avec 6 cm d'épaisseur aussi ;
- 7- Effectuer le remplissage du filtre avec l'eau de robinet (durant 15 jours comme une période d'adaptation des plantules).

La **figure I.9** illustre la composition du filtre utilisé dans notre expérimentation.

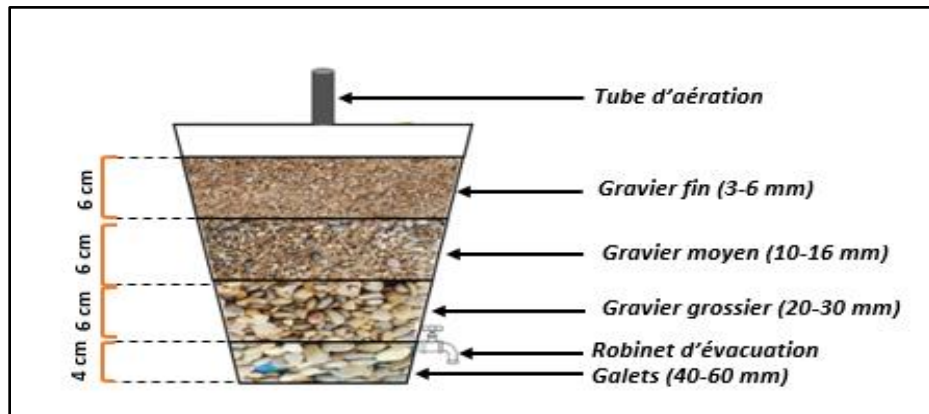


Figure I.8 : Schéma représentatif du filtre expérimental.

I.5.4. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental comprend 13 filtres, dont 1 filtre témoin est nu contenant que le substrat et chaque 3 autres sont plantés avec la même espèce de macrophytes (**Figure I.9**).

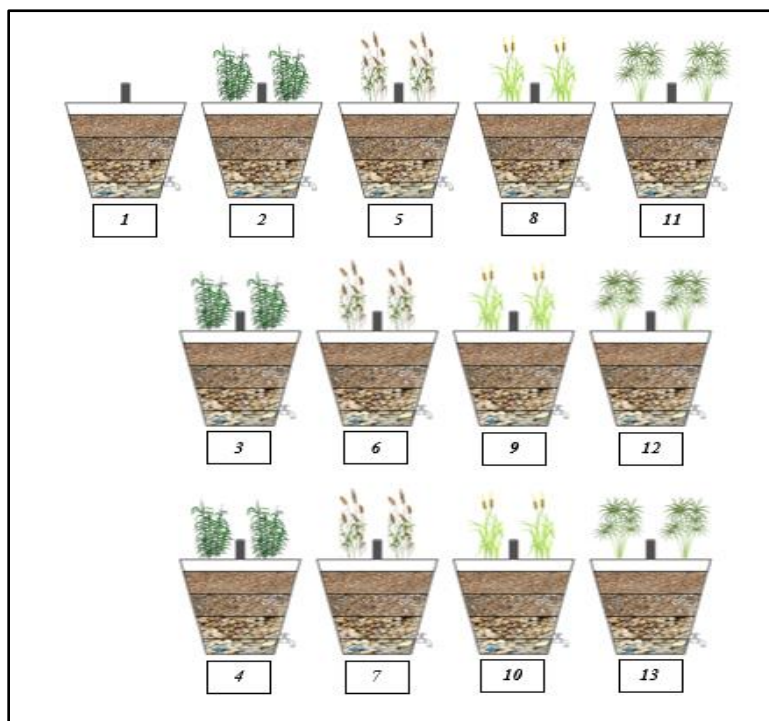


Figure I.9: Schéma représentatif du dispositif expérimental.

Les codes du dispositif expérimental sont regroupés dans le **tableau I.2**.

Tableau I.2 : Codes du dispositif expérimental.

Code du bac	Filtre
01	Témoin
02 – 03 – 04	Planté par <i>Arundo donax</i>
05 – 06 – 07	Planté par <i>Phragmites australis</i>
08 – 09 – 10	Planté par <i>Typha latifolia</i>
11 – 12 – 13	Planté par <i>Cyperus papyrus</i>

I.6. Échantillonnage et prélèvement

Le remplissage des filtres plantés a passé par les étapes suivantes :

- ✓ Un premier remplissage avec l'eau de robinet pendant 15 jours (période d'adaptation), en ajoutant de l'eau à chaque fois les bacs sont devenus secs ;
- ✓ Un deuxième remplissage avec l'eau usée d'origine domestique durant 15 jours, en assurant la submersion quasi-totale des bacs pour une seule fois ;

- ✓ Un lavage des filtres plantés : les remplir avec l'eau de robinet puis les évacuer ;
- ✓ Un troisième remplissage avec l'eau usée d'origine industrielle durant 15 jours, en assurant ainsi la submersion quasi-totale des bacs pour une seule fois ;

Pour notre étude, en plus de la variable plante (4 espèces de macrophytes utilisées), nous avons choisi comme une deuxième variable le temps de séjour de l'eau usée dans le filtre planté. Nous avons fixé 5 temps de séjours différents (2, 5, 7, 10 et 15 jours) après lesquels nous avons récupéré des eaux traitées de différents filtres (nu et plantés).

Pour conserver les échantillons d'eau, nous avons les ajouté quelques gouttes d'acide nitrique permettant de maintenir la qualité chimique des eaux pour certain temps.

Pour chaque eau usée nous avons ; un échantillon d'eau usée brute et 65 échantillons d'eau usées traitées après 15 jours de séjour (13 échantillons à chaque prélèvement). Donc, au total d'essai et pour les deux types d'eau usées utilisées, nous avons 132 échantillons à analyser un niveau du laboratoire (2 échantillons d'eau usée brutes et 130 d'eau usées traitées).

Le **tableau I.3**, présente le calendrier suivi pour le remplissage des bacs et le prélèvement des échantillons.

Tableau I.3 : Calendrier d'essai expérimental.

Eau de robinet		12 au 26 Février 2018				
Eau usée	Domestique	Opération	Jour	Date	Heure	Temps de séjour
		Remplissage I	Lundi	26 Février 2018	11 ^h 15 ^{min}	/
		1 ^{er} prélèvement	Mercredi	28 Février 2018	11 ^h 15 ^{min}	02 jours
		2 ^{ème} prélèvement	Samedi	03 Mars 2018	11 ^h 15 ^{min}	05 jours
		3 ^{ème} prélèvement	Lundi	05 Mars 2018	11 ^h 15 ^{min}	07 jours
		4 ^{ème} prélèvement	Jeudi	08 Mars 2018	11 ^h 15 ^{min}	10 jours
	Industrielle	5 ^{ème} prélèvement	Mardi	13 Mars 2018	11 ^h 15 ^{min}	15 jours
		Remplissage II	Mardi	13 Mars 2018	11 ^h 45 ^{min}	/
		1 ^{er} prélèvement	Jeudi	15 Mars 2018	11 ^h 45 ^{min}	02 jours
		2 ^{ème} prélèvement	Dimanche	18 Mars 2018	11 ^h 45 ^{min}	05 jours
		3 ^{ème} prélèvement	Mardi	20 Mars 2018	11 ^h 45 ^{min}	07 jours
		4 ^{ème} prélèvement	Vendredi	23 Mars 2018	11 ^h 45 ^{min}	10 jours
		5 ^{ème} prélèvement	Mercredi	28 Mars 2018	11 ^h 45 ^{min}	15 jours

I.7. Plantes épuratrices

Après avoir récupérer les eaux usées traitées du dernier prélèvement ; nous avons récupéré les plantes macrophytes utilisées dans les essais expérimentaux de l'étude. Nous avons opté pour :

- ✓ Prendre les plantes épuratrices complètement avec leurs parties aériennes et systèmes racinaires ;
- ✓ Laver les systèmes racinaires des plantes avec l'eau de robinet pour enlever toutes impuretés ;
- ✓ Laisser les plantes à l'air libre pour certain temps jusqu'au dessèchement ;
- ✓ Regrouper les plantes en 4 groupes selon les espèces macrophytes ;
- ✓ Séparer les différents organes des plantes (Racines, Tiges et feuilles).

I.8. Analyses au niveau du laboratoire

Tous les échantillons, des eaux usées (brutes et traitées) collectés suite aux essais expérimentaux sur terrain ainsi que des plantes accumulatrices, ont été analysés au niveau du Laboratoire de Recherche en Génie Civil et Hydraulique, Développement Durable et Environnement (**LARGHYDE**) à l'Université Mohamed Khider de Biskra ; en plus du Laboratoire du Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides (**CRSTRA**).

Pour les échantillons d'eau, nous avons effectué des mesures pour les paramètres physico-chimiques (pH et Conductivité électrique CE) ; des analyses pour les éléments chimiques azotés (Ammonium, Nitrates et Nitrites) et phosphatés ; en plus d'un dosage pour les métaux lourds (Fer, Cuivre, Zinc et Plomb).

Pour les échantillons des plantes, nous avons réalisé un dosage des quatre métaux lourds pour différents organes.

L'appareillage utilisé dans les laboratoires est comme suit :

- ✓ Les mesures physico-chimiques ont été faites à l'aide d'un instrument de palliase pour la mesure de pH et CE (HANNA HI5522) ;
- ✓ Les analyses chimiques ont été effectuées par un Spectrophotomètre UV-Visible (DR 5000) ;
- ✓ Le dosage des métaux lourds a été réalisé avec un Spectromètre à Absorption Atomique (PerkinElmer, PinAA cle 900T) (**Photo I.7**).



Photo I.7 : Spectrophotomètre d'absorption atomique (Photo originale, 2018).

La deuxième partie de l'étude a concerné le dosage des métaux lourds dans les organes des plantes utilisées lors des expérimentations. Donc, nous avons préparé des extraits aqueux, à partir de la matière végétale présentée par les trois organes majeurs des plantes macrophytes (tiges, feuilles et racines), en suivant les étapes (**Photo I.8**):

- Peser 0.5 à 1g de matière végétale et la sécher préalablement à 105°C ;
- Porter les échantillons dans des creusés en porcelaine et calciner à 550°C dans un four à moufle pendant 5 heures jusqu'à l'obtention d'une cendre blanche ;
- Sortir les échantillons et laisser refroidir ;



Photos I.8 : Etapes de la préparation de l'extrait de végétal (Photo originale, 2018).

- Transférer la cendre dans un Bécher de 100 ml puis ajouter 5 ml d'HCl à 2N [en diluant l'HCl concentré ($d=1.19$, 37%) dans 1l d'eau distillée] et couvrir d'un verre de montre ;
- Digérer à ébullition douce sur une plaque chauffante pendant 10 minutes ;
- Laisser refroidir puis ajouter 25 ml d'eau distillée ;
- Filtrer à l'aide du papier filtre dans une fiole de 50 ml puis ajuster avec l'eau distillée jusqu'au jugé.

Donc pour notre essai, nous avons obtenu 12 extraits végétaux ; 3 extraits pour chaque espèce de macrophyte dont chaque extrait est d'un organe (feuille, tige et racine). Les extraits résultants sont transférés au laboratoire du CRSTRA pour le dosage des métaux lourds par spectrométrie d'absorption atomique.

I.9. Les formules de calcul utilisées

I.9.1. Rendement épuratoire

Une première donnée prise en considération est le rendement d'élimination. Il représente le taux des polluants éliminé après passage des eaux usées brutes par les filtres plantés à macrophytes pendant un certain temps de séjour.

Il est calculé suivant la formule (Parnian et Furze, 2021) : $RE (\%) = \frac{Ci - Cf}{Ci} * 100$

Ci : la concentration initiale de l'élément chimique contenue dans l'eau usée brute.

Cf : la concentration finale de l'élément chimique contenue dans l'eau usée épurée.

I.9.2. Facteurs de Bioaccumulation et Translocation

Une deuxième donnée concerne le degré d'absorption des métaux lourds par les macrophytes. Le facteur de bioaccumulation mesure la capacité des macrophytes à accumuler les métaux présents dans les eaux usées brutes. Le facteur de translocation mesure la capacité des macrophytes à transporter les métaux lourds extraits des racines vers les pousses.

Les équations de calcul sont les suivantes (Nagy *et al.*, 2020) :

$$FBA = C_p / C_e$$

C_p : la concentration du métal lourd dans les parties de la plante, soit C_r (racine), C_t (tige) ou bien C_f (feuille) ; C_e : la concentration du métal lourd dans l'eau usée brute.

$$FT = C_t / C_r \text{ ou bien } FT = C_f / C_r$$

C_t : la concentration du métal dans la tige et C_f : la concentration du métal dans les feuilles ;

C_r : la concentration du métal dans la racine.

I.10. Traitement statistique de données

Tous les résultats des paramètres chimiques mesurés ont été analysés par tests ANOVA unidirectionnel pour les mesures répétées, en considérant l'espèce macrophyte comme facteur fixe et le temps de séjour comme mesures répétées. Des comparaisons post hoc par paire des moyennes ont été effectuées à l'aide du test HSD pour ajuster les comparaisons multiples. Les tests ont été réalisés dans Microsoft Excel 2016 à l'aide de la macro VBA DSAASTAT (Onofri and Pannacci, 2014).

Les données obtenues pour les facteurs de bioaccumulation et de translocation ont été analysées sous la forme d'un tableau de contingence 4 x 3 considérant les quatre espèces et les trois parties de la plante (racines, pousses et feuilles) pour chacun des métaux lourds étudiés (Pb, Zn, Cu et Fe), en utilisant le test statistique du Khi-deux pour vérifier si la bioaccumulation des différents métaux lourds était homogène entre les différentes parties des quatre espèces étudiées.

I.11. Conclusion

Dans ce chapitre nous avons essayé de présenter le matériel utilisé et les méthodes appliquées afin d'évaluer le pouvoir épurateur des filtres plantés de macrophytes. Nous avons opté pour l'analyse au laboratoire, afin de déterminer les paramètres physico-chimiques des eaux usées à l'entrée et à la sortie des filtres plantés. Aussi, une analyse statistique a été appliquée pour tester la signification des différents résultats obtenus.

Chapitre II

Performances des filtres plantés dans l'épuration des eaux usées domestiques et industrielles

II.1. Introduction

Les différentes études et recherches envisagées pour la technique de phytoépuration ont montré une efficacité importante des différentes espèces macrophytes intégrées à ce système d'épuration. L'utilisation de ces plantes, pour le traitement des effluents domestiques et même industriels chargés en contaminants de différentes natures, a révélé des résultats encourageants. Dans ce dernier chapitre, nous présentons les résultats d'études obtenus avec leur interprétation. Nous avons discuté les performances épuratrices des plantes macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) pour des eaux usées domestiques et industrielles ; comme nous avons évalué par la suite leurs performances accumulatrices pour les métaux étudiés (Plomb, Zinc, Cuivre et Fer).

II.2. Composition physico-chimique des eaux usées brutes

Pour une première étape au niveau du laboratoire, nous avons fait une série d'analyses physico-chimiques pour les eaux usées brutes afin de définir leur composition et les différents contaminants qu'elles contiennent. Nous présentons par la suite les résultats obtenus. Le (tableau II.1) représente la composition physico-chimique des eaux usées domestiques et industrielles utilisées pour les expérimentations.

Tableau II.1 : Composition physico-chimique des eaux usées brutes.

<i>Eaux usées domestiques</i>				<i>Eaux usées industrielles</i>			
<i>Paramètres</i>	<i>Valeur</i>	<i>Unité</i>	<i>Normes</i>	<i>Paramètres</i>	<i>Valeur</i>	<i>Unité</i>	<i>Normes</i>
pH	8.51	—	5.5 to 8.5	pH	8.04	—	5.5 to 8.5
CE	3.50	ms/cm		CE	3.65	ms/cm	
NH₄⁺	43.90	mg/L		Pb	0.759	mg/L	0.5
NO₂⁻	0.5	mg/L	0.1	Zn	5.742	mg/L	2
NO₃⁻	8.05	mg/L		Cu	1.54	mg/L	1
PO₄³⁻	3.385	mg/L		Fe	2.536	mg/L	1

En se basant sur les résultats d'analyses, nous constatons que ces eaux sont chargées en contaminants avec des quantités qui dépassent les normes déclarées par le Journal Officiel de la République Algérienne n°36 en 2009 (JORA, 2009) pour le rejet des eaux usées dans l'environnement. De ce fait, un préalable traitement de ces eaux usées avant leur déversement dans le milieu naturel est requis.

II.3. Mesures physico-chimiques

Pour la deuxième étape, nous avons pris en considération le potentiel d'Hydrogène pH et la conductivité électrique CE en raison de leur importance pour la vie et le développement de la faune et la flore dans les cours d'eau. Nous avons fait des mesures physico-chimiques pour l'eau brute ramenée des rejets (domestiques et industriels) ainsi que l'eau épurée récupérée des différents filtres expérimentaux à chaque temps de séjour.

II.3.1. Variation du pH

Les suivants graphes (Figure II.1) représentent la variation du pH durant la période d'expérimentation (15 jours de séjour pour chaque eau usée). Pour chaque filtre, la valeur du pH à chaque temps de séjour convient à une moyenne de trois valeurs enregistrées dans les trois filtres plantés par la même espèce de macrophytes.

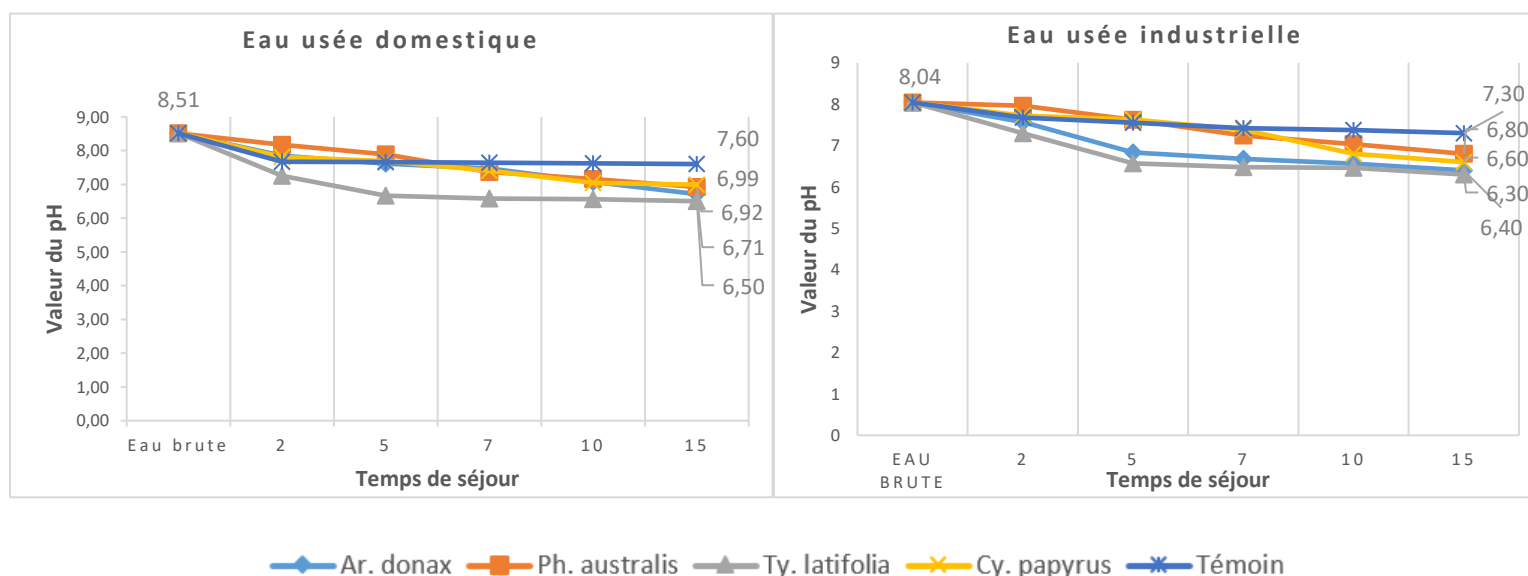


Figure II.1 : Variation du pH durant le passage des eaux usées par filtres expérimentaux.

Le suivi du pH peut fournir des informations sur un bon déroulement du processus d'épuration car il influence la vitesse de nitrification ; de plus le maintien d'une plage optimale de pH favorise le développement des microorganismes nécessaires à une dégradation efficace des contaminants dans le processus de traitement des eaux usées. La croissance optimale de la grande majorité des microorganismes se produit dans une plage de pH allant de 4.5 à 8.0, avec une plage optimale plus étroite située entre 5.5 et 7.5 (Vymazal, 2007). Les eaux usées brutes utilisées dans l'étude présentent un pH basique, variant entre 8.05 et 8.51, ce pH élevé est dû à la quantité de matière végétale, telle que les algues, qui activent la photosynthèse et entraînent la consommation de dioxyde de carbone (CO₂) (Rodrigues *et al.*, 2008).

A partir des graphes précédents (**Figure II.1**), nous constatons que les valeurs du pH ont subi une diminution remarquable durant la période de séjour. Pour l'eau usée domestique, une valeur du pH de 8.51 enregistrée lors du remplissage a diminué d'un jour à l'autre pendant 15 jours arrivant à des valeurs dans l'intervalle de 6.50 - 6.99 pour les différents filtres à macrophytes ; alors que dans le filtre non planté le pH reste dans les environs de 7.60. Pour l'eau usée industrielle, un pH de 8.04 mesuré le jour de remplissage a subi une diminution remarquable durant 15 jours de séjour dont les valeurs à la sortie des différents filtres plantés varient entre 6.30 et 6.80 ; tandis que dans le filtre nu la valeur du pH est de 7.30.

Cette diminution est dû à la libération du H⁺, causée par l'activité bactérienne dans le processus de nitrification, ce qui conduit à l'acidification du milieu (Yahiaoui *et al.*, 2020). Un pH alcalin et une température modérée constituent des conditions environnementales idéales pour la prolifération des microorganismes, établissant ainsi un équilibre biologique optimal favorisant la dégradation de la matière organique et la décontamination de l'eau (Sevrin *et al.*, 1995). Des résultats identiques sont obtenus dans l'étude de Yalcuk and Ugurlu (2009) pour le traitement des lixiviats de décharge par filtres à écoulement horizontal et vertical, les valeurs du pH de l'effluent étaient toujours inférieures au pH de l'influent et inférieures à 8, ce qui est très important pour une nitrification efficace. Les macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) permettent d'avoir des valeurs de pH dans des plages acceptables pour la croissance des microorganismes, conformément aux normes établies par (JORA, 2009).

II.3.2. Variation de la conductivité électrique (CE)

Les valeurs de CE de l'eau brute et les eaux filtrées enregistrées sur la (**Figure II.2**) pour le filtre nu et les filtres plantés (valeur moyenne de trois bacs plantés par la même espèces) aux différents temps de séjour sont présentées dans les graphes suivants.

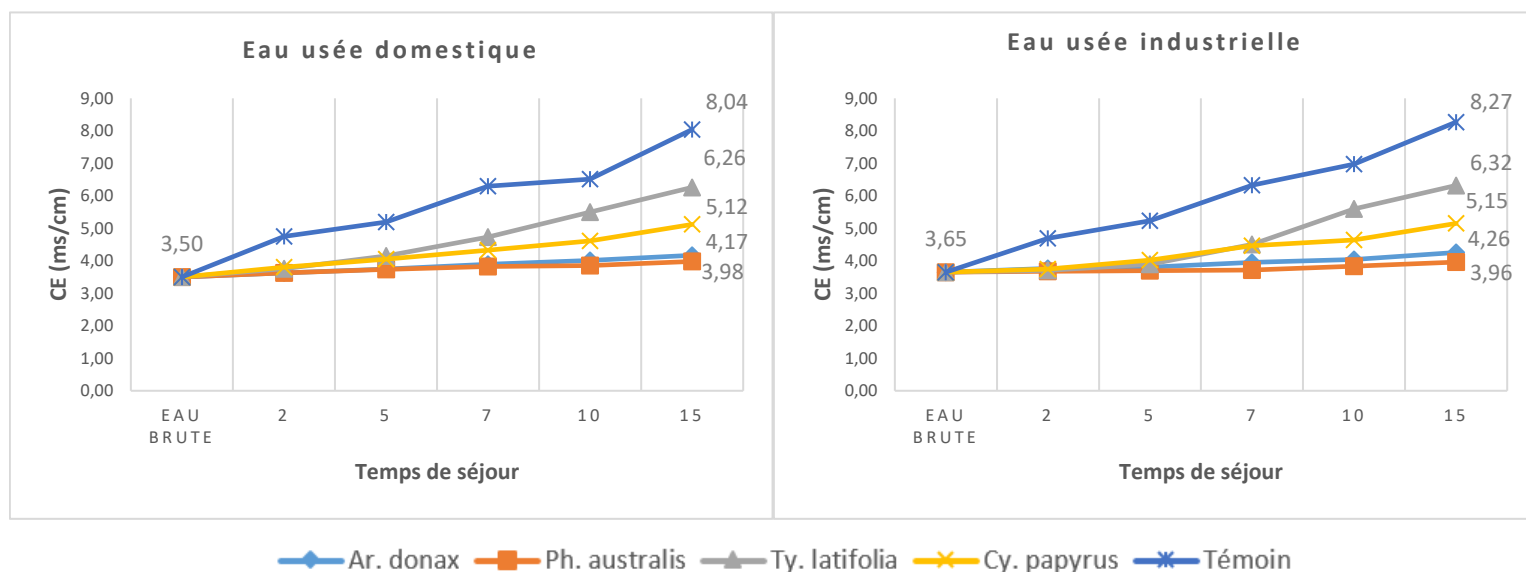


Figure II.2 : Variation de CE durant le passage des eaux usées par filtres expérimentaux.

La CE est considérée comme l'un des paramètres les plus simples et les plus importants pour contrôler la qualité des eaux usées ; elle reflète le degré global de minéralisation de l'eau donnant des renseignements sur son niveau de salinité. La mesure de la CE permet d'estimer la quantité de sels dissous présents dans une eau. Les graphes de la **figure II.2** illustrent que la conductivité électrique a augmenté durant la période de séjour, en comparant les valeurs de CE à chaque temps de séjour pour différents filtres avec celle de l'eau brute.

La CE d'eau usée domestique après un séjour de 15 jours dans les filtres a subi une augmentation remarquable allant de 3.50 ms/cm jusqu'à l'intervalle 4 à 6 ms/cm pour les filtres plantés et jusqu'au 8 ms/cm pour le filtre nu. Pour l'eau usée industrielle, la valeur de CE à l'entrée des filtres est de 3.65 ms/cm ; alors que leurs valeurs à la sortie sont dans l'intervalle 4 à 6 ms/cm pour les filtres plantés et d'environ 8 ms/cm pour le filtre nu. L'augmentation de la CE peut être attribuée à la minéralisation des composants organiques par les activités microbiennes (Priyanka, 2011 ; Calvet, 2003) ; à la transformation de la matière organique en sels dissous (Khengaoui,

2017) ; et au phénomène d'évaporation qui tend à concentrer davantage les effluents en raison de la température élevée.

II.4. Analyses chimiques

Une troisième étape a concerné les analyses chimiques des échantillons d'eau (eaux usées brutes et eaux épurées). Nous avons mis l'accent sur les éléments chargés en eaux usées domestiques (ammonium, nitrites, nitrates et orthophosphates), ainsi que les métaux lourds chargés en eaux usées industrielles. La démarche consiste à :

- 1) Analyser l'eau usée brute le jour même de remplissage ;
- 2) Analyser les filtrats récupérés des lits nu et plantés après chaque temps de séjour (pour chaque temps de séjour, nous avons pris la moyenne des trois valeurs enregistrées dans les bacs plantés par une même espèce de macrophytes) ;
- 3) Comparer les valeurs (concentrations en éléments chimiques) des filtrats pour chaque lit planté avec la valeur de l'eau brute ainsi qu'avec les valeurs du filtre nu (témoin).

II.4.1. Variation des contaminants des eaux usées domestiques

Les analyses chimiques des éléments chargés en eaux usées domestiques (ammonium, nitrites, nitrates et orthophosphates) permettent d'estimer la pollution azotée et la pollution phosphatée présentes dans les eaux usées domestiques. Ces analyses ont été faites suite au premier remplissage des filtres expérimentaux avec une eau usée d'origine domestique dans l'objectif d'évaluer l'efficacité des macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) à éliminer les contaminants pendant une période de 15 jours.

II.4.1.1. Ammonium (NH_4^+)

Pour évaluer les concentrations en ammonium (NH_4^+) de différents échantillons d'eau, nous avons utilisé un instrument de paillasse multi-paramètres (HANNA HI5522) pourvu de deux électrodes destinées aux mesures de NH_4^+ . Les graphes suivants représentent les concentrations en NH_4^+ enregistrées après passage d'eaux usées domestiques par filtres (nu et plantés) pendant 15 jours (**Figure II.3**).

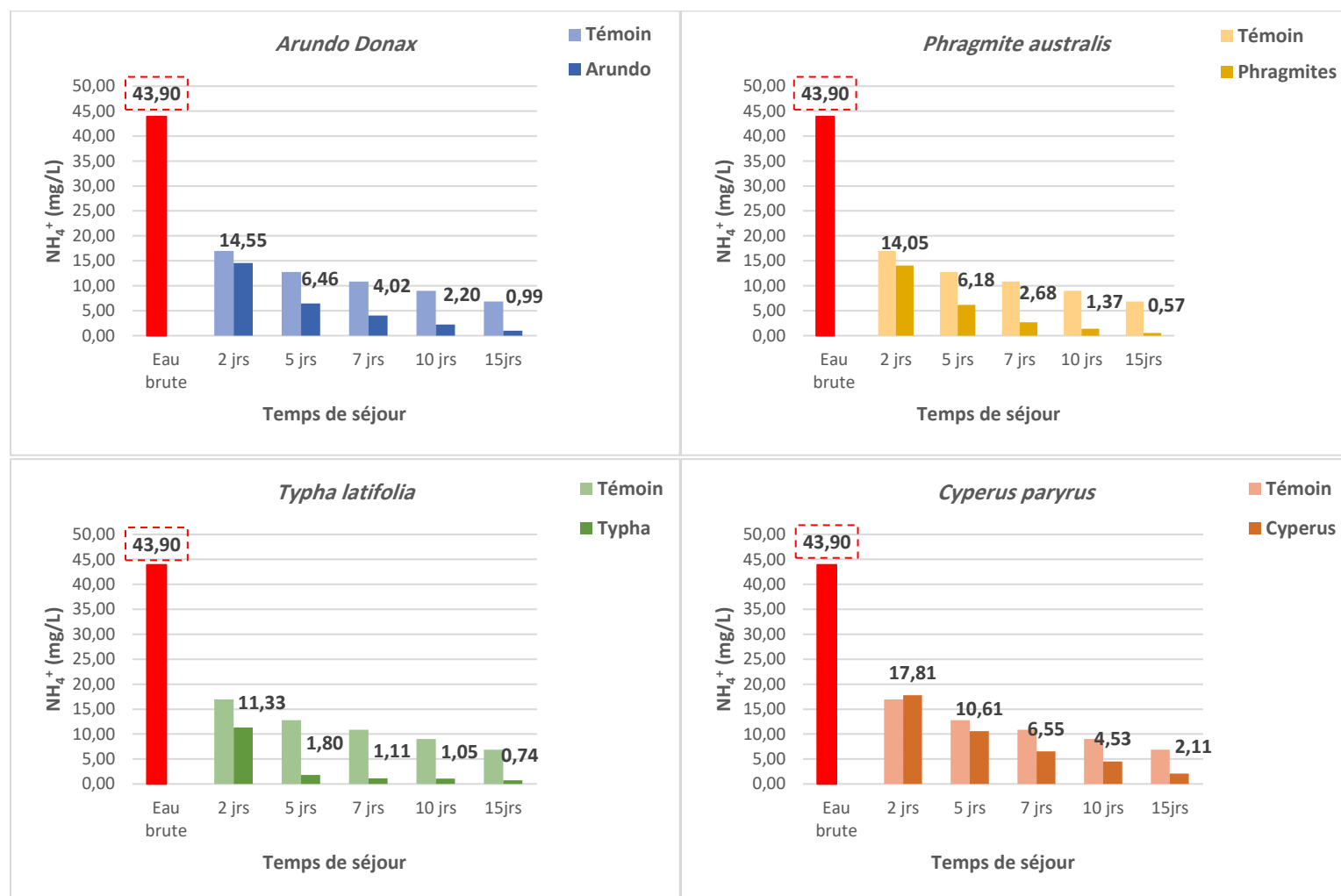


Figure II.3 : Variation des concentrations en NH_4^+ dans les filtres expérimentaux.

A partir des graphes ci-dessus, nous remarquons une diminution des concentrations en NH_4^+ à la sortie des filtres expérimentaux après chaque temps de séjour. Durant 15 jours, la concentration initiale en NH_4^+ (43.90 mg/L) a subi une diminution arrivant à 0.99 mg/L dans les filtres à *Arundo donax*, à 0.57 mg/L dans les filtres de *Phragmites australis* à 0.74 mg /L dans les filtres de *Typha latifolia* et à 2.11 mg/L dans les filtres à *Cyperus papyrus*.

Par contre, la diminution des concentrations en NH_4^+ après passage d'eaux usées par filtre nu est relativement faible en différents temps de séjour. Nous déduisons que les concentrations en NH_4^+ à la sortie des différents filtres plantés sont fortement faibles en comparaison avec la concentration initiale d'eau usée brute et par rapport aux concentrations à la sortie du filtre nu.

La diminution remarquable des concentrations en NH_4^+ après passage des eaux usées domestiques par filtres plantés à macrophytes est justifiée par le rôle qu'ont joué les différentes plantes avec leurs systèmes racinaires et microorganismes associés dans l'élimination de l'ammonium. Dans les zones humides artificielles, les eaux usées sont débarrassées de l'ammonium principalement par le processus de nitrification qu'il s'agit également de l'étape préliminaire pour l'élimination de l'azote total (Millot, 2017).

Une première étape du processus de nitrification nommée nitritation, est la conversion de l'ammonium en nitrite par des bactéries autotrophes (AOB : Ammonium Oxydizing Bacteria) dont les genres principaux sont *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus* et *Nitrosospira* ; et des archées (AOA : Ammonium Oxydizing Archea) qui tirent de cette transformation l'énergie nécessaire pour leur croissance, et utilisent le carbone inorganique pour synthétiser leur matériel cellulaire (Maciejewski, 2022).

L'ammonium est premièrement oxydé par les AOB en hydroxylamine (NH_2OH) via la synthèse de l'enzyme Ammonia MonoOxygénase (AMO) codée par le gène *amoA* (séquence génétique permet d'identifier la présence de nitrifiants dans un sol) ; ensuite l'hydroxylamine est oxydée en nitrites via l'enzyme l'HydroxylAmine Oxydoréductase (HAO) (Maciejewski, 2022 ; Levy-Booth et al., 2014). La réaction de nitritation s'effectue suivant l'équation « $\text{NH}_4^+ + 1.5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ » (Lee et al., 2009).

II.4.1.2. Nitrites (NO_2^-)

Pour les mesures des concentrations en NO_2^- des différents échantillons d'eau (brute et filtrats), nous avons utilisé un spectrophotomètre UV-visible (DR 5000). Les graphes suivants (**Figure II.4**) illustrent les résultats obtenus.

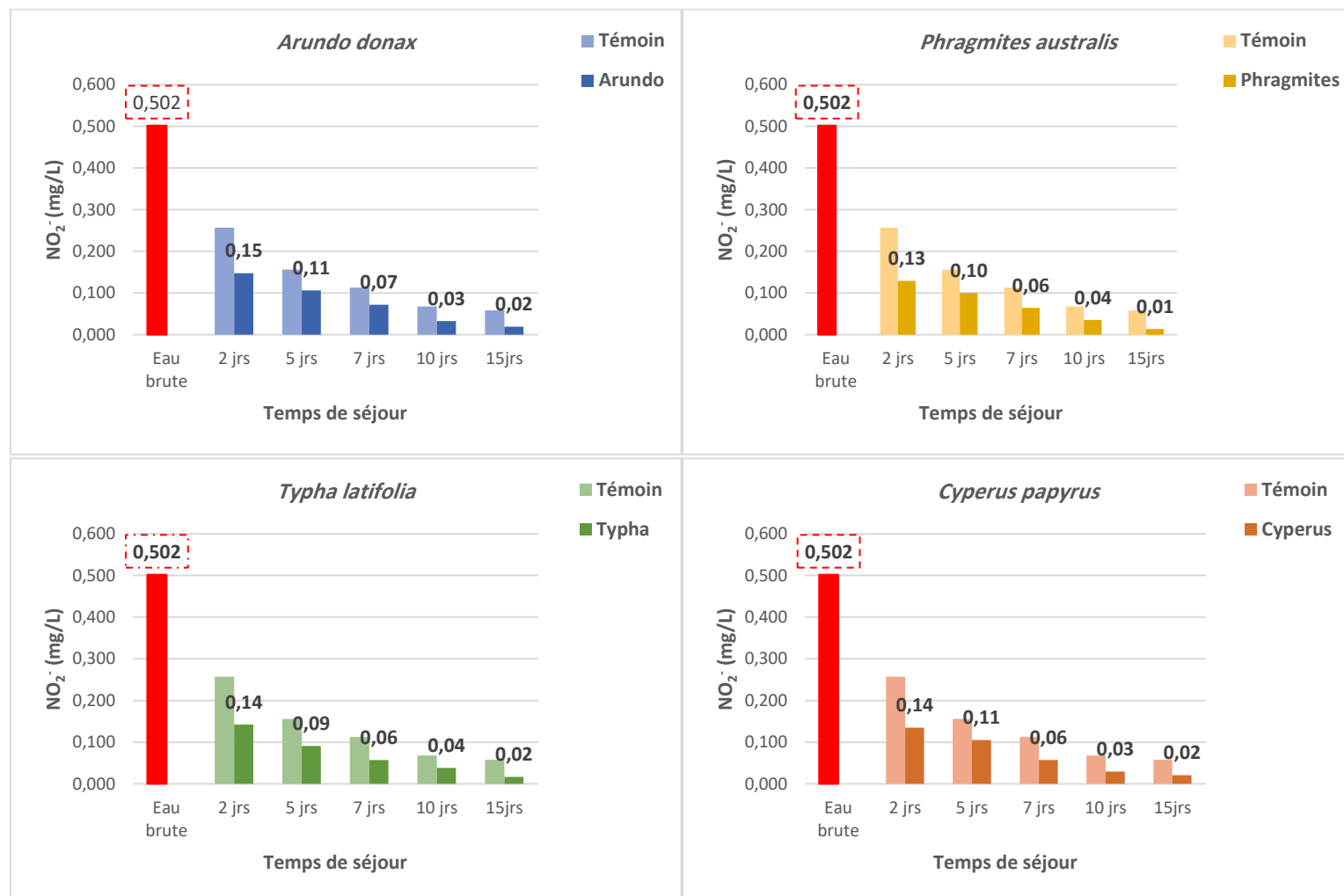


Figure II.4 : Variation des concentrations en NO_2^- dans les filtres expérimentaux.

Ces graphes illustrent une diminution des concentrations en NO_2^- dans les différents filtres expérimentaux. La concentration initiale de 0.502 mg/L (eau brute) à l'entrée des différents filtres a subi une réduction arrivant à l'ordre de 0.02 mg/L à la sortie des filtres plantés par *Arundo donax*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*, et à l'ordre de 0.01 mg/L à la sortie des filtres plantés par *Phragmites australis* après 15 jours de séjour. Une diminution est aussi enregistrée pour le filtre nu, mais elle reste négligeable par rapport à celle des filtres plantés. En se basant sur les graphes

précédents, nous constatons que les concentrations en NO_2^- ont subi une forte diminution durant une période de séjour (15 jours) dans les lits plantés ; cependant une diminution est relativement faible dans le lit nu. L'élimination de nitrite dans les filtres plantés indique son absorption par les macrophytes impliquant des mécanismes tels que l'absorption et la nitrification, qui permettent ensuite la construction de leurs cellules et tissus (Vymazal, 1995 ; Vymazal, 2011). Les nitrites qui sont le résultat de la première étape intermédiaire de nitrification font l'objet de réaction pour la deuxième étape de ce processus.

La nitratisation, une seconde étape de nitrification, est l'oxydation des nitrites en nitrates par des bactéries NOB (Nitrites Oxydizing Bacteria) pour leur besoin énergétique dont les genres principaux sont *Nitrobacter*, *Nitrospira* et *Nitrococcus* (Cáceres et al., 2018 ; Holmes et al., 2018). Ces bactéries sont retrouvées dans une large diversité d'environnements, parmi lesquels les eaux usées (Maciejewski, 2022). L'enzyme responsable de ce processus biologique est la Nitrite OxydoReductase (NOR), identifiée chez divers groupes d'autotrophes, mais aussi parfois chez des hétérotrophes (Ablelievich et al., 2006). La réaction de nitratisation s'accomplit selon l'équation « $\text{NO}_2^- + 0.5 \text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$ » (Lee et al., 2009).

L'absorption d'azote par les différentes plantes des zones humides varie considérablement en fonction de l'espèce et de l'âge de la plante, de la saison de croissance, du type d'eau usée appliquée et des conditions environnementales (Vymazal, 2007). Egalement, l'azote peut être éliminé en récoltant la partie aérienne des plantes avec leur teneur en azote (Borin et Salvato, 2012). En se référant aux normes algériennes de rejet des eaux usées (JORA, 2009), nous constatons que les concentrations en NO_2^- des eaux épurées collectées de différents filtres plantés sont inférieures à la valeur limite fixée à 0.1 mg/L (Tableau II.1).

II.4.1.3. Nitrates (NO_3^-)

Les concentrations en NO_3^- ont été estimées à l'aide d'un instrument de paillasse multi-paramètres (HANNA HI5522) pourvu de deux électrodes spécifiques pour les nitrates.

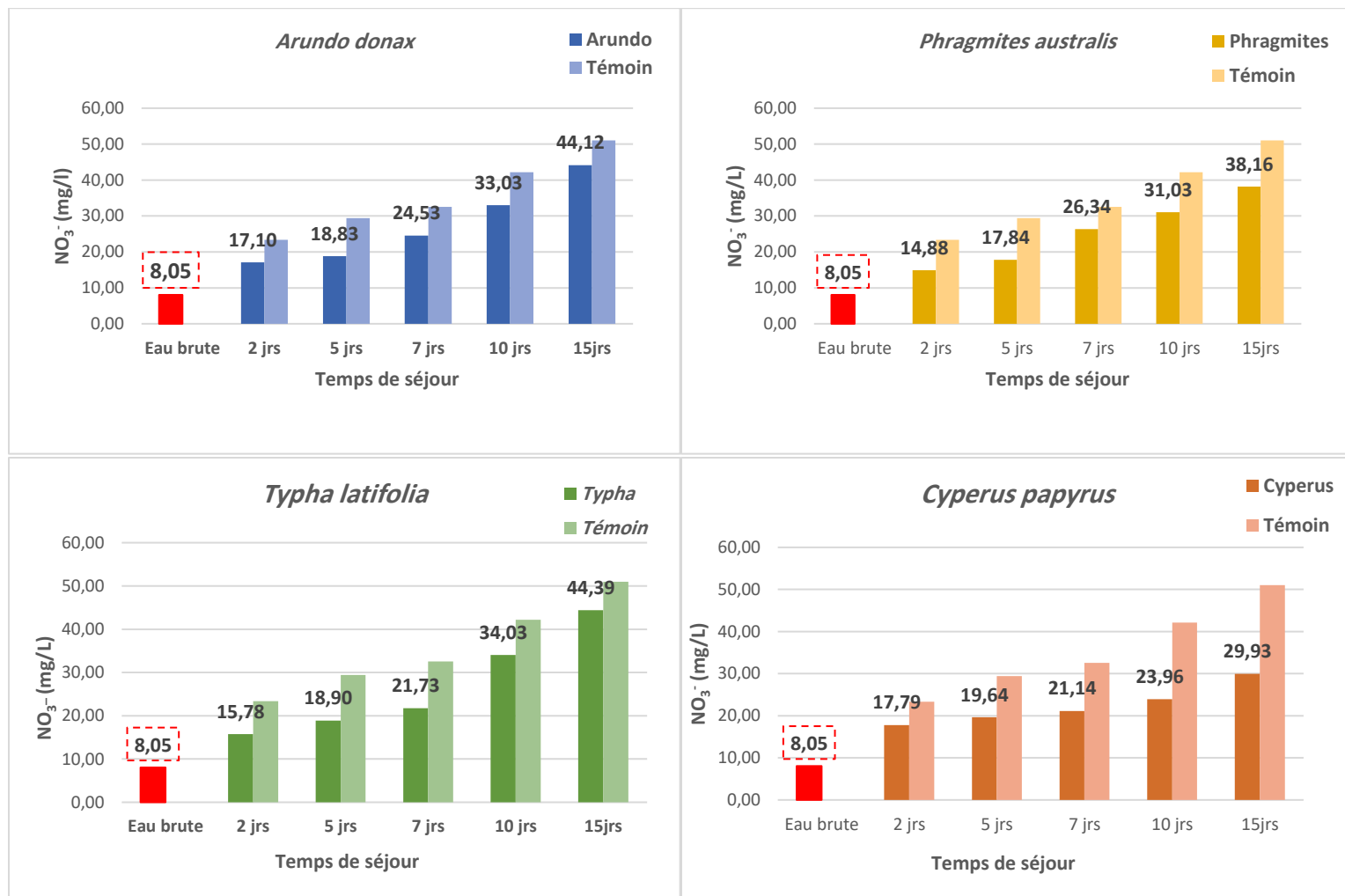


Figure II.5 : Variation des concentrations en NO_3^- dans les filtres expérimentaux.

Les mesures ont révélé une augmentation des concentrations en NO_3^- après différents temps de séjour et dans les différents filtres. En raison de cette augmentation enregistrée, nous avons opté à refaire des analyses à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible (DR 5000) afin de confirmer les résultats obtenus. Les suivants graphes (**Figure II.5**) représentent la variation de nitrates dans les différents filtres expérimentaux en fonction de temps de séjour. Contrairement à la diminution enregistrée pour les concentrations en NH_4^+ et NO_2^- , les concentrations en NO_3^- ont subi une augmentation lors du passage d'eaux usées domestiques par différents filtres expérimentaux.

Une concentration initiale de 8.05 mg/L enregistrée à l'entrée des filtres s'est devenue après 15 jours de l'ordre de 30 mg/L à 44 mg/L à la sortie des bacs plantés par macrophytes. L'augmentation des nitrates enregistrée dans les filtres plantés à macrophytes confirment une accumulation de cet élément durant 15 jours de séjour. Les teneurs élevées en nitrates témoignent généralement de la grande activité nitrifiante (Laabassi, 2016). De ce fait, l'accumulation des nitrates notée dans les filtres plantés est justifiée par le processus de nitrification. Le phénomène est confirmé par la diminution des concentrations en NH_4^+ et NO_2^- à l'opposition de l'augmentation des concentrations en NO_3^- au niveau des filtres plantés, dans lesquels les plantes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) avec leurs systèmes racinaires contrôlent l'abondance, la diversité et l'activité des microorganismes impliqués dans les processus de nitrification.

Des résultats similaires ont été rapportés dans une étude sur les potentialités phytoremédiatrices de la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) dans la purification des eaux usées au Togo, dont la concentration des nitrates a augmenté de 0.8 à 65.5 mg/L durant 24 jours (Atakpa-Bassabi et al., 2023).

II.4.1.4. Ortho-phosphates (P-PO_4^{3-})

Pour le remplissage en eaux usées domestiques, nous avons aussi mesuré les concentrations d'orthophosphates (P-PO_4^{3-}) à l'entrée et à la sortie des filtres expérimentaux. Les analyses ont été effectuées par spectrophotométrie (UV-visible, DR 5000). Les graphes de la figure II.6 présentent la variation des teneurs en phosphate après 15 jours de passage d'eaux usées domestiques par différents filtres. Les graphes de la (Figure II.6) montrent une diminution des concentrations en PO_4^{3-} dans les différents filtres expérimentaux allant de 2 à 15 jours de séjour. La concentration initiale de 3,385 mg/L chargée en eaux usées brutes a subi une diminution lors du passage par différents filtres arrivant à des concentrations de l'ordre de 0.07 mg/L, 0.10 mg/L, 0,12 mg/L et 0,21 mg/L dans les filtres à *Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus* respectivement. Les concentrations en P-PO_4^{3-} enregistrées à la sortie de filtre nu sont de moindre importance par rapport à celles de différents filtres plantés.



Figure II.6 : Variation des concentrations en $P-PO_4^{3-}$ dans les filtres expérimentaux.

Les orthophosphates présentent la forme soluble du phosphore et constituent un facteur limitant de l'eutrophisation qui sert à la prolifération anarchique d'algues et son corollaire de consommation d'oxygène dissous induisant la disparition d'autres espèces vivant dans le milieu, notamment le zooplancton par asphyxie (Kone Diallo, 2012 ; Nyenje et al., 2010 ; Maïga et al., 2001 ; Koné et al., 2009). Dans les procédés par culture fixée sur support granulaire, le mode d'élimination du phosphore est l'adsorption (Molle, 2003) dont les orthophosphates sont généralement absorbés par les phytoplanctons (Kone Diallo, 2012) ; et le moyen de son extraire est le faucardage de la biomasse aérienne des filtres plantés (Vymazal, 2004).

Dans les zones humides artificielles, l'élimination du phosphore est principalement due à la précipitation sous forme de composés insolubles, à l'adsorption sur le milieu et le sol de ces zones, et à l'absorption microbienne par les plantes (Vymazal, 2007). L'assimilation et le stockage du phosphore dans les plantes dépendent des types de végétation et des caractéristiques de croissance (Reddy et al., 1999).

L'analyse statistique ANOVA, révèle que l'élimination des concentrations en NH_4^+ est jugée différente entre les espèces (Tableau II.2), avec un abattement supérieur en *Typha latifolia* et progressivement inférieur en *Phragmites australis*, *Arundo donax* et *Cyperus papyrus*. Alors que la différence d'élimination pour NO_2^- et P-PO_4^{3-} pendant le temps de séjour entre les espèces n'est pas significative. La dynamique d'élimination de ces éléments est significativement différente entre les espèces étudiées : une élimination de NH_4^+ plus rapide par *Typha latifolia* et plus lente par *Cyperus papyrus* ; une élimination de NO_2^- plus rapide par *Typha latifolia* et *Arundo donax* ; également une élimination rapide pour PO_4^{3-} par *Typha latifolia*.

Tableau II.2 : Résultats de l'ANOVA pour les éléments chimiques d'eaux usées domestiques.

	SOURCE	SS	DF	MS	F	ProbF	Sign.
NH_4^+	Rep	0,04228	2	0,0211	0,2845	0,762	
	Species	202,8407	3	67,6136	909,8445	2,306E-08	**
	Erreur						
	Species	0,4459	6	0,0743			
	Days	1364,5871	4	341,1468	3587,4313	6,123E-42	**
	Species x Days	51,6521	12	4,3043	45,2636	1,311E-16	**
NO_2^-	Rep	0,0009	2	0,0005	4,1338	0,074	
	Species	0,0005	3	0,0002	1,4797	0,312	
	Erreur						
	Species	0,0007	6	0,0001			
	Days	0,1169	4	0,0292	324,6909	2,076E-25	**
	Species x Days	0,0016	12	0,0001	1,4439	0,198	
P-PO_4^{3-}	Rep	2,0012	2	1,0006	3,9884	0,079	
	Species	2,0360	3	0,6787	2,7051	0,138	
	Erreur						
	Species	1,5053	6	0,2509			
	Days	49,1375	4	12,2844	312,1098	3,843E-25	**
	Species x Days	0,9841	12	0,0820	2,0835	0,048	*

II.4.2. Dosage des métaux lourds chargés en eaux usées industrielles

Pour le remplissage d'eau usée industrielle, nous avons pris en considération les métaux lourds (plomb, zinc, cuivre et fer). Nous avons fait le dosage de ces métaux par Spectrométrie à Absorption Atomique (PerkinElmer, PinAA cle 900T) en mesurant la concentration de chaque métal lourd dans l'eau usée brute et les filtrats après chaque temps de séjour. Nous présentons par la suite les résultats obtenus.

II.4.2.1. Abattement du plomb

Les résultats obtenus après dosage du plomb (Pb) pour l'eau usée brute d'origine industrielle et les eaux traitées à la sortie des différents filtres sont mentionnés dans les graphes suivants (**Figure II.7**). Nous constatons que la concentration initiale du plomb dans l'eau usée brute a diminué d'un temps de séjour à l'autre allant d'une valeur de 0.759 mg/L à une valeur de 0.03 mg/L dans les bacs d'*Arundo donax*, *Phragmites australis* et *Cyperus papyrus* et à une valeur de 0.02 mg/L dans le bac de *Typha latifolia*.

Une diminution moins importante est marquée dans le filtre nu (témoin). En comparant les concentrations finales à la sortie des bacs plantés avec la concentration initiale de l'eau brute et la concentration finale du bac nu, nous confirmons le rôle assuré par les différentes espèces (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) pour débarrasser les eaux usées industrielles du plomb, assurant ainsi des teneurs totalement conformes avec la norme algérienne de rejet soit 0.5 mg/L pour le plomb (**Tableau II.1**)

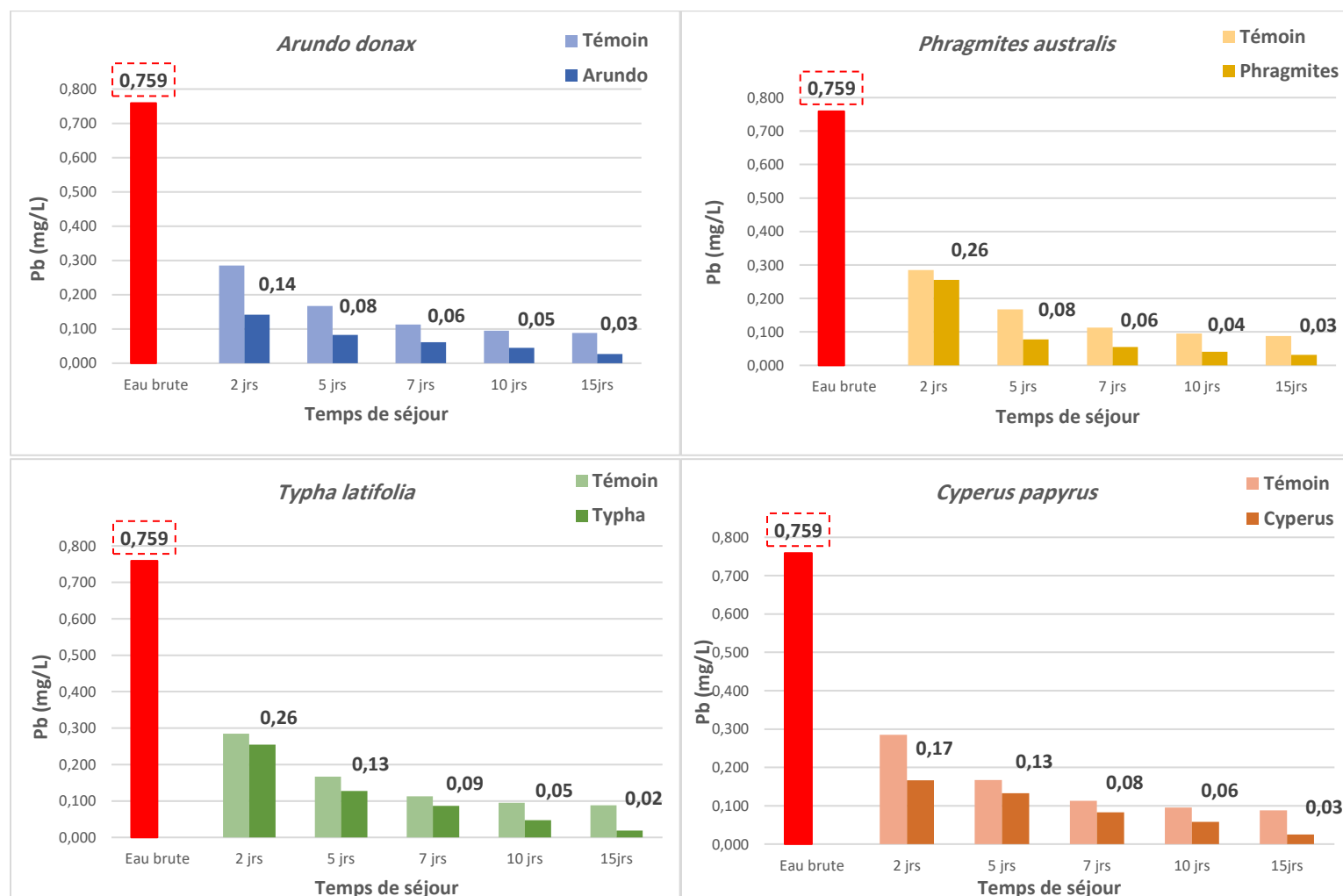


Figure II.7 : Variation des concentrations en plomb dans les filtres expérimentaux.

II.4.2.2. Abattement du Zinc

La (Figure II.8) illustre les résultats de dosage du zinc (Zn) pour l'eau usée industrielle brute et les filtrats de différents bacs après 2, 5, 7, 10 et 15 jours de séjour. Nous remarquons que la concentration initiale du zinc pour l'eau usée brute (5.742 mg/L) a diminué après 15 jours de séjour dans les filtres plantés à *Arundo donax* (0.30 mg/L), *Phragmites australis* (0.57 mg/L), *Typha latifolia* (0.33 mg/L) et *Cyperus papyrus* (0.42 mg/L).

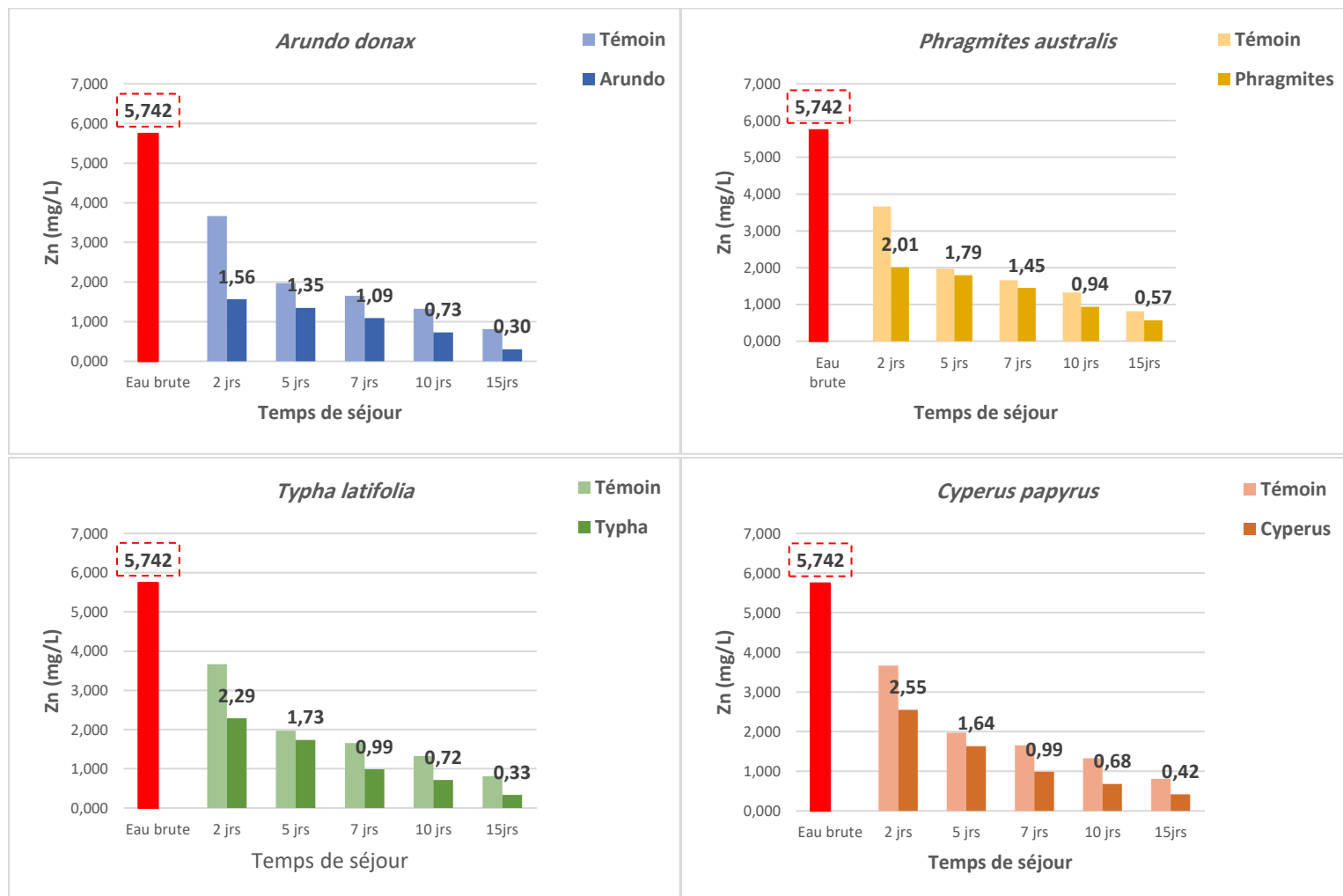


Figure II.8 : Variation des concentrations en zinc dans les filtres expérimentaux.

La diminution du zinc, dans les filtrats récupérés du lit non planté (témoin) après différents temps de séjour, est moins importante que celle des filtres plantés. L'abattement important du zinc dans les lits plantés est justifié par l'intervention des espèces macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) avec leur systèmes racinaires et rhizomes pour éliminer le zinc chargé en eaux usées industrielles et atteindre des valeurs convenables à la norme algérienne fixée à 2 mg/L (**Tableau II.1**).

II.4.2.3. Abattement du cuivre

Les graphes de la (Figure II.9) représentent les résultats enregistrés après dosage du cuivre (Cu) dans l'eau usée brute industrielle et les eaux usées traitées récupérées de différents filtres expérimentaux.

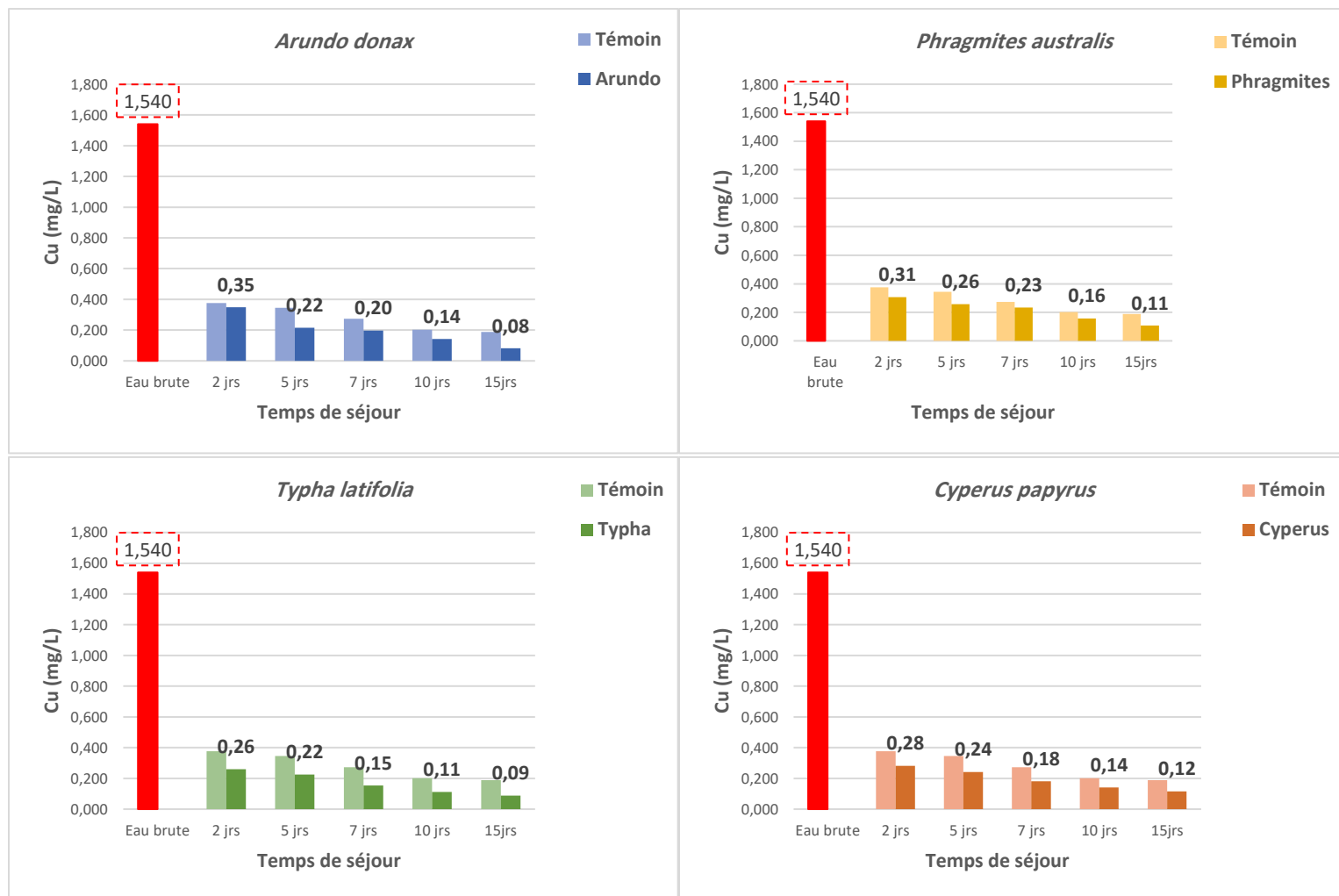


Figure II.9 : Variation des concentrations en cuivre dans les filtres expérimentaux.

A partir des résultats obtenus, nous constatons que la concentration initiale en cuivre de l'eau brute soit 1.54 mg/L a subi un abattement remarquable après passage par filtres plantés pendant 15 jours. La concentration en cuivre du filtrat est de 0.08 mg/L, 0.11 mg/L, 0.09 mg/L et 0.12 mg/L pour les filtres à *Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus* successivement. L'abattement de concentration en cuivre est ainsi enregistré dans le bac

nu mais il reste négligeable par rapport aux bacs plantés. Donc, les plantes macrophytes ont joué un rôle dans l'élimination de cuivre présent dans l'eau usée brute en abaissant sa concentration initiale à des valeurs conformes avec la norme algérienne soit 1 mg/L (**Tableau II.1**)

II.4.2.4. Abattement du fer

La (**Figure II.10**) montre les résultats du dosage de fer pour l'eau usée brute d'origine industrielle et les filtrats récupérés des différents bacs en différents temps de séjour.

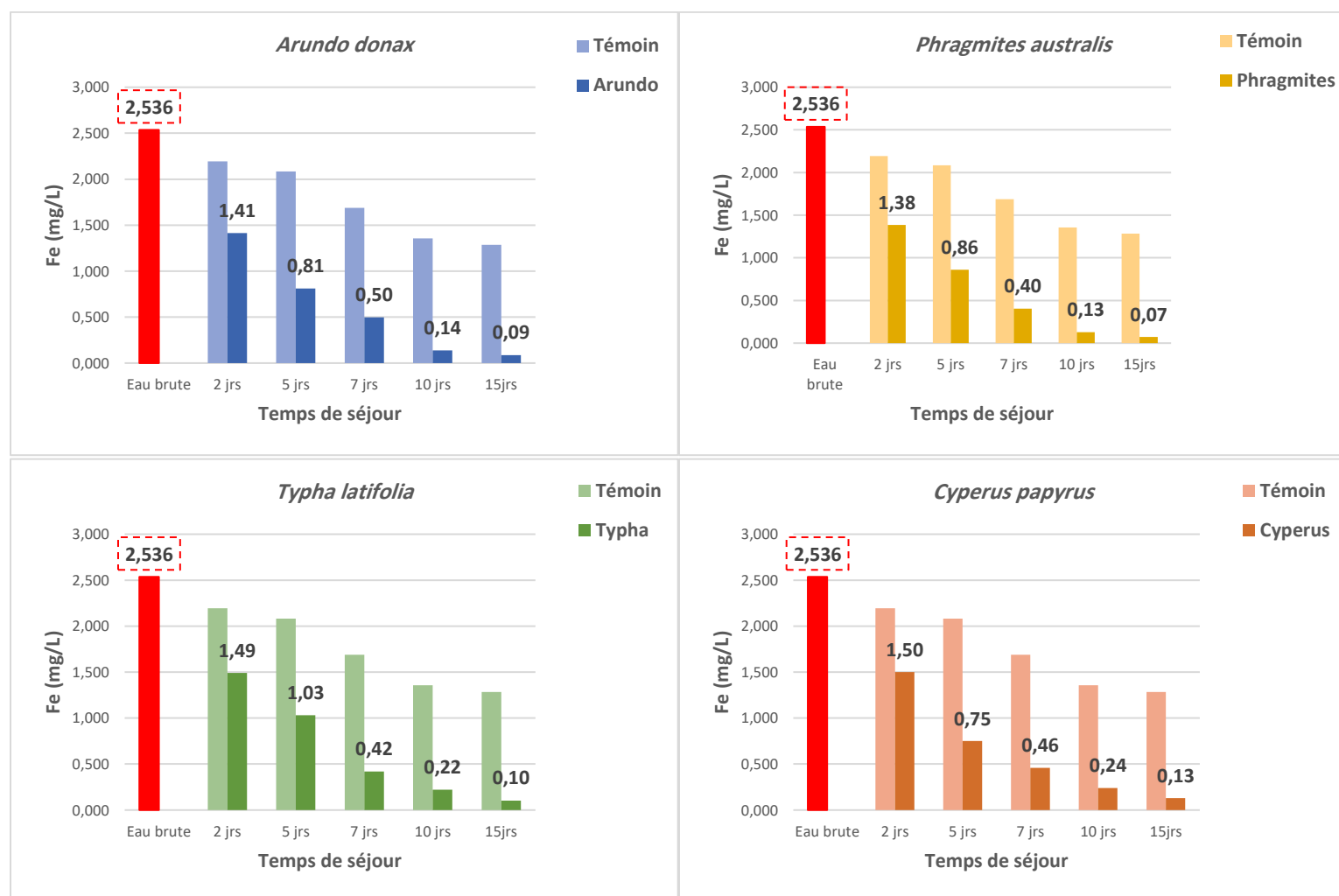


Figure II.10 : Variation des concentrations en fer dans les filtres expérimentaux.

A partir des graphes de la figure **II.10**, nous déduisons que la concentration initiale en fer a diminué de 2.536 mg/L dans l'eau usée brute à 0.09 mg/L, 0.07 mg/L, 0.10 mg/L et 0.13 mg/L dans l'eau traitée par filtre planté à *Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus*

papyrus respectivement après un séjour de 15 jours. La diminution est également marquée à moindre degré dans le filtre non planté. Donc, les résultats assurent que les plantes macrophytes interviennent dans l'élimination de fer présent dans l'eau usée brute ; permettant de débarrasser le polluant et de traiter l'eau usée pour qu'elle soit adéquate à rejeter suivant la norme algérienne pour le fer soit 1 mg/L (**Tableau II.1**).

La diminution importante des concentrations en métaux lourds (Pb, Zn, Cu et Fe) dans les filtres plantés par *Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus* confirme le rôle des macrophytes qui tolèrent des concentrations élevées de métaux lourds et qui les absorbent et les accumulent grâce à leurs systèmes racinaires denses. La colonisation des racines est essentielle à l'établissement de la plante, à la tolérance aux métaux (Pellet et al., 1995 ; Larsen et al., 1998) et à leur absorption (Lasat, 2000 ; Nigam et al., 2000) en raison de la libération d'exsudats et de l'acidification de la rhizosphère (Vamerali et al., 2011). La plante induit des exsudats racinaires (ou produits racinaires : sucres, acides organiques, acides aminés, mucilage, bicarbonates, etc.) dont les composés solubles ayant une plus grande capacité à lier les métaux lourds.

Divers mécanismes de détoxification tels que la translocation réduite, la compartimentation, la biotransformation et la chélation se produisent lorsque de grandes quantités de métaux lourds pénètrent dans les plantes (Vamerali et Bandiera, 2010). Les macrophytes sont les plantes les plus efficaces pour tolérer et éliminer les métaux dans l'environnement aquatique (Rai, 2019). Dans les systèmes de macrophytes, les métaux sont retenus par absorption du substrat, par fixation à la matière organique et incorporation aux sites d'échange, par précipitation sous forme de composés insolubles dans la structure du sol.

L'ANOVA au niveau $p = 0.05$ a montré une différence significative entre les espèces pour l'abattement des métaux lourds Pb, Zn et Cu, contrairement au Fe, durant le temps de séjour fixé et dans les différents filtres plantés à macrophytes (**Tableau II.3**). L'interaction "espèce x temps de séjour" est hautement significative avec $p=7.175 \times 10^{-19}$ pour Pb, $p=3.00 \times 10^{-8}$ pour Zn, $p=4.150 \times 10^{-6}$ pour Cu et $p=2.301 \times 10^{-4}$ pour Fe. L'interaction montre une réduction plus rapide pour le plomb chez *Cyperus papyrus* et une dynamique plus lente chez *Typha latifolia* ; une dynamique plus lente chez *Phragmites australis* pour le zinc. Pour le fer, *Arundo donax* et *Phragmites australis* arrivent au niveau maximale d'absorption après 10 jours, alors que *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus* continuent avec une absorption lente jusqu'au 15^{ème} jour.

Tableau II.3 : Résultats de l'ANOVA pour les métaux lourds d'eaux usées industrielles.

	SOURCE	SS	DF	MS	F	ProbF	Sign.
Pb	Rep	0,0002	2	0,0001	2,1144	0,202	
	Species	0,0096	3	0,0032	62,3468	6,491E-05	**
	Erreur						
	Species	0,0003	6	5,1528E-05			
	Days	0,2353	4	0,0588	1387,4281	2,302E-35	**
	Species x Days	0,0326	12	0,0027	64,0231	7,175E-19	**
Zn	Rep	0,0031	2	0,0015	0,0992	0,907	
	Species	0,9493	3	0,3164	20,3495	0,002	**
	Erreur						
	Species	0,0933	6	0,0155			
	Days	21,8473	4	5,4618	433,2337	2,279E-27	**
	Species x Days	1,6758	12	0,1397	11,0773	3,000E-08	**
Cu	Rep	0,0003	2	0,0001	0,1879	0,833	
	Species	0,0156	3	0,0052	7,0106	0,022	*
	Erreur						
	Species	0,0045	6	0,0007			
	Days	0,3006	4	0,0751	398,9340	8,306E-27	**
	Species x Days	0,0161	12	0,0013	7,1424	4,150E-06	**
Fe	Rep	0,0086	2	0,00429455	0,8851589	0,46040222	
	Species	0,0572	3	0,01906804	3,93015547	0,07246262	
	Erreur						
	Species	0,0291	6	0,0049			
	Days	14,8513	4	3,7128	1379,9740	2,509E-35	**
	Species x Days	0,1512	12	0,0126	4,6817	2,301E-04	**

II.5. Estimation du rendement épuratoire

II.5.1. Elimination des contaminants des eaux usées domestiques

En se basant sur les différentes concentrations enregistrées pour les contaminants d'eaux usées domestiques (ammonium, nitrites et orthophosphates) à l'entrée et à la sortie des filtres plantés à macrophytes après 15 jours de séjour, nous avons calculé les rendements d'élimination de ces éléments dans le but d'évaluer les performances des plantes à épurer une eau usée chargée en contaminants (**Tableau II.4**).

Tableau II.4 : Rendements d'élimination (%) des contaminants chargés en eaux usées domestiques.

Espèce	<i>Arundo donax</i>					<i>Phragmites australis</i>					<i>Typha latifolia</i>					<i>Cyperus papyrus</i>				
Jours	2	5	7	10	15	2	5	7	10	15	2	5	7	10	15	2	5	7	10	15
NH_4^+	66.8	85.3	90.8	95	97.7	68	85.9	93.9	96.9	98.7	74.2	95.9	97.5	97.6	98.3	59.4	75.8	85.1	89.7	95.2
NO_2^-	70.6	78.8	85.7	93.5	96.2	74.3	80.1	87.1	93.0	97.2	71.6	81.9	88.6	92.3	96.7	73.1	79.1	88.6	94.1	95.9
PO_4^{3-}	37.8	52.4	80.8	88.7	97.9	18.5	38.3	56	76.4	97.1	14.9	42.7	70.3	84	96.4	18.4	39.6	62.3	83.8	93.7

Le tableau ci-dessus montre que les espèces macrophytes étudiées ont débarrassé une fraction relativement importante des polluants chargés en eaux usées domestiques durant une période de 15 jours. Pour les trois polluants étudiés, les taux éliminés par les quatre espèces sont importants variant de 93.7% à 98.7%. Les filtres de *Phragmites australis* ont assuré le meilleur rendement d'élimination pour l'ammonium (NH_4^+) avec 98.7% et les nitrites (NO_2^-) avec 97.2%. Pour l'élimination d'orthophosphates (P-PO_4^{3-}), un meilleur rendement soit 97.9% a été enregistré dans les filtres d'*Arundo donax*.

Les macrophytes, avec leurs racines développées et les microorganismes associés, sont considérés comme les principaux moteurs de l'épuration des eaux usées qui dépendent des processus microbiens (catabolisme et anabolisme de la matière organique ; nitrification et dénitrification dans le cycle de l'azote) en assimilant les nutriments des eaux usées et en fournissant des sites d'attachement idéaux pour réguler la structure de la communauté microbienne et l'activité métabolique (Xu et al., 2020 ; Sun et al., 2019).

II.5.2. Elimination des métaux lourds des eaux usées industrielles

Pour les métaux lourds chargés en eaux usées industrielles, les concentrations initiales de l'eau brute et les concentrations finales après passage des eaux usées par filtres plantés à macrophytes pendant 15 jours, ont fait l'objet de calcul des rendements d'élimination (**Tableau II.5**).

Tableau II.5: Rendements d'élimination (%) des métaux lourds chargés en eaux usées industrielles.

Espèce	<i>Arundo donax</i>					<i>Phragmites australis</i>					<i>Typha latifolia</i>					<i>Cyperus papyrus</i>				
Jours	2	5	7	10	15	2	5	7	10	15	2	5	7	10	15	2	5	7	10	15
Pb	81.4	89.1	91.9	94.1	96.4	66.4	89.7	92.8	94.6	95.8	66.4	83.2	88.6	93.8	97.5	78.1	82.5	89.1	92.4	96.7
Zn	72.8	76.5	81	87.4	94.7	65	68.7	74.8	83.6	90.1	60.1	69.8	82.8	87.5	94.2	55.6	71.5	82.8	88.1	92.7
Cu	77.4	86	87.2	90.8	94.7	80	83.3	84.8	89.8	93	83.1	85.4	90	92.7	94.2	81.7	84.3	88.3	90.9	92.5
Fe	44.2	68	80.4	94.6	96.5	45.4	66	84	94.9	97.1	41.2	59.4	83.4	91.3	95.9	40.9	70.4	81.9	90.5	94.9

Les rendements d'élimination, obtenus après 15 jours de passage des eaux usées industrielles par filtres plantés à macrophytes, confirment qu'une grande fraction de pollution métallique est débarrassée avec des taux allant de 90.1% jusqu'à 97.5%. Le rendement le plus élevé estimé de 97.5% est assuré par les lits de *Typha latifolia* pour le Pb ; les lits d'*Arundo donax* assurent un meilleur rendement d'élimination pour le Zn et le Cu avec 94.7% ; également les filtres de *phragmites australis* éliminent 97.1% de Fe.

Les plantes ayant de bonnes capacités pour un ou deux ions métalliques présentent un traitement potentiel pour d'autres ions métalliques confirme [Gusti Wibow et al. \(2023\)](#). L'*Arundo donax*, communément appelé roseau géant, est une excellente plante pour la purification de l'eau, qui présente d'excellentes propriétés d'élimination des polluants organiques, des macronutriments, des microbes et des métaux lourds ; elle a une capacité prometteuse à absorber une grande variété de métaux présents dans l'environnement, tels que Pb, Cd, Mo, As, Zn, Cu, Ni, Co, Fe, Mn, Cr, Hg et Al etc. ([Zhang et al., 2021](#)). *Typha latifolia* et *Phragmites australis* sont les plantes les plus utilisées dans le traitement des différents effluents, et le sable et le gravier sont les principaux substrats utilisés ([De Campos et Soto, 2024](#)).

Dans le cadre de traitement des effluents industrielles par les zones humides artificielles, les études récentes ont rapporté des résultats conformes à ceux de la présente étude particulièrement l'élimination des métaux lourds. [Riggio et al. \(2018\)](#) rapporte que des systèmes hybrides (VF-HF) mis en œuvre pour le traitement des eaux usées industrielles étaient très efficaces en éliminant 97.9% de Fe et 92.9% de Zn. Le système de zones humides de *Lemna minor* a éliminé des

pourcentages élevés de métaux lourds soient 79.1% de Pb, 92.9% de Zn et 74.1% de Ni (Al-Khafaji et al., 2017).

Dans des zones humides artificielles à flux de surface construits pour traiter des effluents fortement chargés en métaux lourds, les valeurs moyennes de l'élimination allant de 20 à 60 jours sont de l'ordre de 48% à 85% pour le Cu et 57% à 94% pour le Zn (Chen et al., 2022). L'absorption du métal est définie par la capacité à convertir un métal en formes moins toxiques selon génotype la plante en plus de la concentration du métal dans l'eau (Schück et Greger, 2020 ; Sricoth et al., 2018)

II.6. Facteurs de bioaccumulation et translocation

II.6.1. Le facteur de bioaccumulation

Nous avons calculé le facteur de bioaccumulation en utilisant les concentrations des métaux lourds étudiés dans les différentes parties des quatre plantes épuratrices utilisées (Voir Annexe 3). Les résultats de calcul obtenus sont présentés dans le **Tableau II.6**.

Tableau II.6 : Facteurs de bioaccumulation des métaux lourds par les macrophytes.

		<i>Pb</i>	<i>Zn</i>	<i>Cu</i>	<i>Fe</i>
<i>Ar. donax</i>	<i>FBA r/e</i>	3.67	0.51	2.08	2.80
	<i>FBA t/e</i>	0.57	0.09	0.21	2.09
	<i>FBA f/e</i>	0.00	0.00	0.00	0.05
<i>Ph. australis</i>	<i>FBA r/e</i>	0.32	0.02	0.09	1.43
	<i>FBA t/e</i>	0.51	0.15	0.08	1.59
	<i>FBA f/e</i>	0.51	0.11	0.06	1.88
<i>Ty. latifolia</i>	<i>FBA r/e</i>	4.12	0.33	1.40	1.90
	<i>FBA t/e</i>	0.11	0.10	0.11	0.05
	<i>FBA f/e</i>	0.76	0.21	0.10	3.37
<i>Cy. papyrus</i>	<i>FBA r/e</i>	6.32	0.49	2.50	2.27
	<i>FBA t/e</i>	0.74	0.34	0.11	1.05
	<i>FBA f/e</i>	0.86	0.17	0.11	1.37

Un facteur de bioaccumulation (FBA) supérieur à 1 (valeurs mentionnées en gras dans le **tableau II.6**), est marqué pour l'*Arundo donax* dans les racines pour les métaux Pb, Cu et Fe (3.67, 2.08 et 2.80 respectivement), et dans les tiges pour Fe (2.09) ; des valeurs nulles enregistrées dans les feuilles pour Pb, Zn et Cu sont dues à la concentration nulle de ces métaux dans les feuilles de la plante. Pour *Phragmites australis*, des FBA supérieurs à 1 sont trouvés pour Fe dans les trois parties de la plante soient 1.43, 1.59 et 1.88 dans les racines, les tiges et les feuilles successivement. Pour *Typha latifolia* une valeur de FBA soit 4.12 est enregistrée pour Pb dans les racines, en plus de 1.40 et 1.90 pour Cu et Fe consécutivement et 3.37 pour Fe dans les feuilles. La valeur la plus élevée FBA soit 6.32 est notée dans les racines de *Cyperus papyrus* pour Pb, et 2.50 pour Cu, aussi pour Fe dans les trois parties de la plante avec 2.27, 1.05 et 1.37 dans les racines, les tiges et les feuilles respectivement. En se basant sur les facteurs de bioaccumulation obtenus, nous confirmons que les plantes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) utilisées dans la série d'expérimentations ont absorbé puis accumulé les métaux lourds étudiés (Pb, Zn, Cu et Fe) dans leurs différents organes. Le facteur de bioaccumulation est affecté par la concentration du polluant dans les eaux usées car une concentration plus élevée augmentera sa concentration dans les racines et les pousses (Kumar et al., 2018).

Les macrophytes ont la capacité d'accumuler les métaux lourds présents dans l'air, les sédiments et l'eau grâce aux pousses émergentes, feuilles submergées et racines (Nguyen et al., 2021). La phytoaccumulation permet aux plantes, en fonction de leurs capacités physiologiques ou génétiques, de retirer les éléments traces métalliques (ETM) et les métalloïdes disponibles et de les accumuler dans leurs parties aériennes qui peuvent être récoltées par la suite (Mahunon, 2019). La plante absorbe les ETM en les solubilisant, en les acidifiant dans la rhizosphère ou en sécrétant des ligands capables de chélater les ions métalliques (Peer et al., 2005). Les champignons mycorhiziens qui sont en symbiose avec les racines des plantes aident à l'absorption des métaux (Pilon-Smits, 2005). L'élimination des métaux lourds par la biomasse exploitable est une technique efficace pour les polluants inorganiques, de ce fait les plantes utilisées à cette fin doivent idéalement combiner une forte accumulation de métaux dans les pousses et une forte production de biomasse (Vamerali et al., 2010). Des valeurs de FAB plus élevées impliquent une plus grande capacité de bioaccumulation (EPA, 2007). Une valeur FBA supérieure à un peut indiquer qu'une espèce végétale pourrait agir comme un hyper accumulateur des éléments de trace (Zhang et al., 2002).

Pour vérifier si le FBA était homogène entre les différentes parties de plantes, les valeurs obtenues ont été analysées sous forme d'un tableau de contingence 3 x 4 (3 parties de plantes x 4 métaux lourds), pour chacune des espèces étudiées. Les résultats du test de Khi-deux (**Tableau II.7**) ont révélé une variation non significative pour le facteur de bioaccumulation parmi les parties de la plante (racines, pousses et feuilles) pour les quatre plantes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*). La répartition des métaux étudiés dans les macrophytes utilisées est donc homogène.

Tableau II.7 : Résultats de test de Khi-deux pour les facteurs de bioaccumulation.

	<i>Ar. donax</i>	<i>Ph. australis</i>	<i>Ty. latifolia</i>	<i>Cy. papyrus</i>
<i>Chi square</i>	5.153601	0,114129	3,772819	2,413534
<i>d.f.</i>	6	6	6	6
<i>P-value</i>	0.524269	0,99997	0,707388	0,878016
<i>Significance</i>	ns	ns	ns	ns

II.6.1. Le facteur de translocation

Les valeurs des facteurs de translocation des quatre métaux à travers les différentes parties de la plante sont présentées dans le **Tableau II.8**.

Tableau II.8 : Facteurs de translocation des métaux lourds par les macrophytes.

	<i>Ar. donax</i>		<i>Ph. australis</i>		<i>Ty. latifolia</i>		<i>Cy. papyrus</i>	
	<i>FT_{u/r}</i>	<i>FT_{f/r}</i>	<i>FT_{u/r}</i>	<i>FT_{f/r}</i>	<i>FT_{u/r}</i>	<i>FT_{f/r}</i>	<i>FT_{u/r}</i>	<i>FT_{f/r}</i>
Pb	0.16	0.00	1.57	1.57	0.03	0.18	0.12	0.14
Zn	0.19	0.00	8.75	6.80	0.30	0.63	0.69	0.34
Cu	0.10	0.00	0.87	0.68	0.08	0.07	0.05	0.04
Fe	0.75	0.02	1.11	1.32	0.03	1.77	0.46	0.60

Pour le facteur de translocation (TF), des valeurs supérieures à 1 (en gras dans le **Tableau II.8**) ont été trouvées dans le filtre de *Phragmites australis* pour Pb avec 1,57 dans les deux fractions « tige/racines » et « feuilles/racines », pour Zn avec 8,75 et 6,80 dans les fractions « tige/racines » et « feuilles/racines » respectivement, ainsi que pour Fe dans la fraction « tige/racines » avec 1.11 et la fraction « feuilles/racines » avec 1.32. Dans le filtre de *Typha latifolia*, un TF de 1.77 est noté pour Fe dans la fraction « tige/racines ». Dans la plante les contaminants peuvent rester dans les racines, mais l'idéal pour faciliter l'extraction, est qu'un maximum soit transloqué avec la sève dans les vaisseaux du xylème vers les parties aériennes de la plante ; ce processus a lieu quand il existe une pression négative dans le xylème créée par la transpiration (Mahunon, 2019).

Le facteur de translocation fournit des informations sur la mobilité d'un élément donné des racines vers les feuilles, dont les valeurs de facteur de translocation plus élevées indiquent une plus grande capacité de mobilité (Deng et al., 2004).

II.7. Conclusion

En se basant sur les résultats présentés dans ce chapitre, nous pouvons conclure que les espèces macrophytes utilisées dans cette étude (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) ont montré de performances épuratrices élevées en débarrassant les eaux usées domestiques et industrielles de différents contaminants avec des taux d'élimination importants. De plus, ces plantes ont assuré une accumulation et translocation des métaux lourds (Pb, Zn, Cu et Fe) dans leurs différents organes.

Après 15 jours de séjour, les macrophytes ont montré une capacité d'élimination significative des métaux lourds (plomb avec 97,5%, zinc avec 94,7%, cuivre avec 94,7% et fer avec 96,5%) présents dans les eaux usées industrielles. L'analyse statistique ANOVA a révélé un effet significatif du temps de séjour sur l'élimination des métaux lourds.



CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Dans les pays en développement, comme l'Algérie, le coût élevé associé aux différentes techniques de traitement des eaux usées joue un rôle important dans son acceptation et son expansion. A cet égard la technologie de phytoépuration présente un potentiel élevé en tant qu'une méthode simple et rentable nécessitant des coûts de mise en œuvre, d'exploitation et d'entretien relativement inférieurs à ceux des méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées. Bien que cette technique peut contribuer à rétablir l'équilibre d'un écosystème stressé, des précautions d'application sont requises. Donc, pour valider une approche spécifique de phytoremédiation, il est important d'identifier les plantes appropriées par le biais d'expérimentations et de tests en laboratoire.

Notre recherche est dans l'objectif d'évaluer d'une part les performances épuratrices de quatre espèces macrophytes (*Arundo donax*, *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus*) pour le traitement des eaux usées d'origines domestique et industrielle de la région de Biskra, et d'une autre part de déterminer les performances accumulatrices de ces plantes pour les métaux lourds (plomb, zinc, cuivre et fer). Afin d'atteindre les objectifs tracés pour cette étude, nous avons installé un modèle expérimental de filtres plantés de macrophytes composé de treize modules distincts en utilisant des bacs en plastique contenant le substrat filtrant et le matériel végétatif ; un bac a été laissée nu comme témoin et chaque trois bacs ont été planté par une même espèce de macrophyte. La comparaison a été faite entre le système non cultivé et les systèmes cultivés, ainsi qu'entre les systèmes cultivés eux même pour le séjour des eaux usées à différents temps fixés (2, 5, 7, 10 et 15 jours). Pour les éléments chimiques étudiés, nous avons opté de suivre les variations du pH et CE tout au long du processus d'épuration ; de mesurer les concentrations d'ammonium (NH_4^+), des nitrites (NO_2^-) et des orthophosphates (P-PO_4^{3-}) chargés en eaux usées domestiques ; en plus de faire le dosage des métaux lourds (Pb, Zn, Cu et Fe) pour les eaux usées industrielles.

La série d'expérimentation sur terrain et des analyses au niveau du laboratoire, effectuée durant le cycle de cette recherche, nous a permis d'obtenir les résultats suivants :

- ✓ Les variations du pH et CE durant le séjour des eaux usées dans les filtres plantés confirment le bon déroulement de réactions chimiques et de processus biologiques au niveau des systèmes racinaires avec leurs microorganismes associés.
- ✓ Les concentrations de tous les éléments chimiques à la sortie des différents filtres plantés sont conformes aux normes déclarées par les autorités algériennes pour le déversement des eaux usées dans l'environnement.
- ✓ Les quatre macrophytes de l'étude ont montré de bonnes capacités à débarrasser les contaminants présents dans les eaux usées domestiques pendant 15 jours avec des rendements d'élimination importants. Pour l'ammonium (NH_4^+), les rendements allant de 95.2% jusqu'à 98.7% que *Phragmites australis* en assurent. Pour les nitrates (NO_2^-), les taux d'élimination sont dans l'intervalle 95.9% - 97.2% assurés ainsi par *Phragmites australis*. Aussi, 93.7% de 97.9% des orthophosphates (P-PO_4^{3-}) sont éliminés avec le meilleur rendement assuré par *Arundo donax*.
- ✓ Le traitement statistique par ANOVA a révélé que la dynamique d'élimination entre les macrophytes est significative pour NH_4^+ et non significative pour NO_2^- et P-PO_4^{3-} .
- ✓ Une fraction métallique importante est éliminée au niveau des différents filtres plantés. Pour le plomb (Pb), les rendements d'élimination sont de 95.8%, 96.4%, 96.7% et 97.5% assurés par *Phragmites australis*, *Arundo donax*, *Cyperus papyrus* et *Typha latifolia* respectivement. L'élimination du zinc (Zn) est dans l'ordre de 90.1% dans les filtres de *Phragmites australis*, 92.7% dans les filtres de *Cyperus papyrus*, 94.2% dans les filtres de *Typha latifolia* et 94.7% dans les filtres d'*Arundo donax*. Cette dernière espèce présente également un meilleur rendement d'élimination pour le cuivre (Cu) soit 94.7%, pour le même métal, *Typha latifolia* assure 94.2%, *Phragmites australis* assure 93% et *Cyperus papyrus* assure 92.5%. Les rendements d'élimination de fer (Fe) sont 97.1%, 96.5%, 95.9% et 94.9% pour *Phragmites australis*, *Arundo donax*, *Typha latifolia* et *Cyperus papyrus* successivement.
- ✓ Les tests ANOVA ont montré une interaction significative "espèce x temps de séjour" dont un abattement plus rapide est assuré pour Pb avec *Cyperus papyrus*, alors que le plus lent est assuré pour Pb et Zn avec *Typha latifolia* et *Phragmites australis* consécutivement.
- ✓ Les facteurs de bioaccumulation (**FBA**) ont permis de caractériser le degré d'absorption des métaux lourds (Pb, Zn, Cu et Fe) par les différentes plantes étudiées ; dont des valeurs de **FBA** supérieurs à un [1] déterminent les espèces hyper accumulatrices. L'*Arundo donax* est

jugé hyper accumulateur pour le Cu et le Fe, *Phragmites australis* accumule fortement le Fe, *Typha latifolia* est une espèce hyper accumulatrice de Pb, Cu et Fe, également *Cyperus papyrus* accumule plus le Zn et le Fe.

- ✓ Les tests de Khi-deux ont révélé une variation non significative pour le facteur de bioaccumulation (**FBA**) indiquant ainsi une répartition homogène des métaux étudiés dans les macrophytes utilisées.
- ✓ Les facteurs de translocation (**FT**) indiquent la mobilité d'un élément allant du système racinaire à la partie aérienne de la plante ; dont les valeurs de **FT** plus élevées indiquent une plus grande capacité de mobilité. Pour *Phragmites australis*, les métaux les plus mobiles sont Pb, Zn et Fe. Ce dernier est aussi mobile dans *Typha latifolia*.

La présente étude a révélé des résultats encourageants pour l'élimination des contaminants et des métaux lourds fortement chargés dans les eaux usées domestiques et industrielles de la région de Biskra en utilisant des macrophytes. En plus de la décontamination et la préservation de l'environnement, la technologie de phytoépuration pour le traitement des eaux usées pourrait également servir à d'autres problèmes dans la région d'étude.

La région de Biskra, connue par l'expansion de l'agriculture, principalement les palmiers dattiers et les serres agricoles, pourrait tirer profit de cette technologie. Premièrement, Biskra comme étant une région aride, souffre de pénuries d'eau ; par conséquent, les eaux usées traitées contenant des concentrations appropriées de nutriments pourraient être utilisées pour l'irrigation agricole, ce qui répondrait à ce problème. Deuxièmement, la biomasse végétale accumulant les contaminants métalliques au cours du processus de purification pourrait être récupérée et utilisée comme une source d'énergie alternative pour de nombreuses procédures dans l'agriculture (biocarburant pour les équipements agricoles par exemple) ; évitant ainsi l'exploitation intensive des ressources naturelles.

Un dernier volet de notre recherche s'est attaché aux perspectives à travers lesquelles nous proposons de développer une combinaison entre la technique de phytoépuration et l'intelligence artificielle, en plus d'analyser la combinaison entre cette technique et les autres technologies de traitement des eaux usées (adsorption, bio-remédiation, flottation, coagulation, électrocinétique, précipitation) ; et cela dans le but d'améliorer les méthodes potentielles de résolution des problèmes liés aux eaux usées.

Références bibliographiques

Liste des références bibliographiques

- [A] **Abadin H. et Lladós F., 1999.** Toxicological profile for lead. Prepared by Research Triangle Institute.
- Abibsi N., 2011.** Réutilisation des eaux usées épurées par filtres plantés (phytoépuration) pour l'irrigation des espaces verts, application à un quartier de la ville de Biskra. Mémoire de Magistère, Université de Biskra.
- Abeliovich A., 2006.** The Nitrite Oxidizing Bacteria, in: Dworkin, M., Falkow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K.-H., Stackebrandt, E. (Eds.), *The Prokaryotes*. Springer New York, New York, NY, pp. 861–872.
https://doi.org/10.1007/0-387-30745-1_41
- Ali H., Khan E., Sajad M.A., 2013.** Phytoremediation of heavy metals - Concepts and applications. *Chemosphere*, (91), 869-881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.01.075>
- Al-Snafi, A.E., 2015.** The constituents and biological effects of *Arundo donax* - a review. *International journal of phytopharmacy*, (6), 34-40.
- Al-Khafaji M.S., Al-Ani F.H., Ibrahim A.F., 2017.** Removal of Some Heavy Metals from Industrial Wastewater by Lemnna Minor. *KSCE J. Civ. Eng.* 22, 1077–1082.
- Alloway B.J., 1995.** Heavy Metals in Soils. Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, London.
<https://doi.org/10.1007/978-94-011-1344-1>
- Angelova V., Ivanov K., 2009.** Bio-accumulation and distribution of heavy metals in black mustard (*Brassica nigra* Koch). *Environ. Monit. Assess.* 153, 449-459. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0370-y>
- Asano T., 1998.** Wastewater reclamation and reuse. 1475 p. In Belaid N., 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols des périmètres irrigués d'El-Hajeb Sfax : salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques. Université Sfax, Tunisie, Université Limoges, France.
- Atakpa-Bassabi F., Kanda M., Badjare B., Atato A., Batawila K., Akpagana K., 2023.** Potentialités phytoremédiatrices de la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*) dans la purification des eaux usées au Togo. *Rev. Mar. Sci. Agron. Vét.* 11(4), 577-585
- [B] **Baize D., 2000.** Guide des analyses en pédologie 2ème édition revue et augmentée. Edition INRA.
- Baldwin D.R., Marshall W.J., 1999.** Heavy metal poisoning and its laboratory investigation. *Annals of Clinical Biochemistry*, vol. 36, no. 3, pp. 267–300.
- Basta N.T., Ryan J.A., Chaney R.L., 2005.** Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability. *Journal of Environmental Quality*, vol. 34, no.1, pp. 49–63.
- Baumont S., Camard J-P., Lefranc A., Franconi A., 2005.** Réutilisation des eaux usées: risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. Rapport ORS.

- Beaudry J.P., 1984.** Traitement des eaux. Ed Le Griffon d'Argile, Québec.
- Belabed B., 2010.** La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques ». Thèse de Doctorat, Université de Annaba. 176 p.
- Benameur N., 2018.** Analyse des indicateurs de pollution biologique dans les rejets des eaux usées civiles de la ville de Biskra. Thèse de Doctorat, Université de Biskra.
- 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 œuvre de la directive du Conseil n° 91-271 du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires.
- Bontoux J., 1993.** Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson ; qualité et santé. 2^{ème} Edition., Ed., Lavoisier Technique et documentation. Paris. 163p.
- Borah P., Rene E.R., Rangan L., Mitra S., 2023.** Phytoremediation of nickel and zinc using *Jatropha curcas* and *Pongamia pinnata* from the soils contaminated by municipal solid wastes and paper mill wastes. Environmental Research 219:115055. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.115055>
- Borin M., Salvato M., 2012.** Effects of five macrophytes on nitrogen remediation and mass balance in wetland mesocosms. Ecological Engineering 46:34-42. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.04.034>
- Boudoukha A., 2017.** Impact de la pollution urbaine sur les eaux de surface du Grand Constantinois. Thèse de Doctorat, Université de Biskra. 181 p.
- Brahimi M., 2017.** Etude comparative des procédés de traitement des eaux chargées en métaux lourds. Mémoire de Master, Ecole nationale polytechnique.
- Broadley M.R., White P.J., Hammond J.P., Zelko I., Lux A., 2007.** Zinc in plants. New Phytol 173:677–702.
- Buekers J., 2007.** Fixation of cadmium, copper, nickel and zinc in soil: kinetics, mechanisms and its effect on metal bioavailability. Ph.D. thesis, Katholieke Universiteit Leuven, Dissertationes De Agricultura, Doctoraatsproefschrift nr.
- Brix H., 1997.** Do macrophyte play a role in constructed treatments wetland? Water Science Technology. 35, 11-17.
- Brix H., Arias C.A., 2005.** The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater. New Danish guidelines. Ecol. Eng. 25, 491-500.
- [C] **Cáceres, R., Malińska, K., Marfà, O., 2018.** Nitrification within composting: A review. Waste Management 72, 119 - 137. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.049>
- Calvet R., 2003.** Le sol propriétés et fonctions -Tome 2 : Phénomènes physiques et chimiques, Applications agronomiques et environnementales. Editions France Agricole.

- Casas J.S., et Sordo J., 2011.**, Lead Chemistry, Analytical Aspects, Environmental Impact and Health Effects. Elsevier B.V.
- Cauchi, Hyvrard, Nakache, Schwartzbrod, Zagury, Baron, Carre, Courtois, Denis, Dernat, Seguret, 1996.** La réutilisation des eaux usées après épuration. Techniques, Sciences et méthodes, 2:81-118.
- Cemagref, 1997.** SATESE, ENSP, Agences de l'Eau Le lagunage naturel. Les leçons tirées de 15 ans de pratique en France. Coédition : Cemagref Éditions, Agence de l'eau Loire Bretagne,
- Charlotte P., 2011.** Transfert de matière dans un biofilm aéré sur membrane. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse.
- Chen J., Liu C., Teng Y., Zhao S., Chen H., 2022.** The combined effect of an integrated reclaimed water system on the reduction of antibiotic resistance. Sci. Total Environ. 838, 156426.
- Christensen T.H., Kjeldsen P., Albrechtsen H.J., Heron G., Nielsen P.H., Bjerg P.L., Holm P.E., 1994.** Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. Crit. Rev. Environmental Science Technology, 24, 119–202.
- Cobbet C.S., 2000.** Phytochelatins and their roles in heavy metal detoxification. Plant Physiol. 123 (3), 825-832. [10.1104/pp.123.3.825](https://doi.org/10.1104/pp.123.3.825)
- Cuniasse B., Glass T., 2020.** Les métaux, Émissions de gaz à effet de serre et de polluants atmosphériques en France. Citepa. Rapport Secten édition 2020.
- Crine M., 1993.** Le traitement des eaux industrielles chargées en métaux lourds. Turbune de l'eau, N° 561, 3-19.
- [D] **DalCorso G., 2012.** Heavy Metal Toxicity in Plants. Plants and Heavy Metals. Editor Furini A. DOI [10.1007/978-94-007-4441-7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-4441-7)
- D'Amore J.J., Al-Abed S.R., Scheckel K.G., Ryan J.A., 2005.** Methods for speciation of metals in soils: a review. Journal of Environmental Quality, vol. 34, no. 5, pp. 1707 - 1745.
- Das, S., Mishra, S., Sahu, H., 2023.** A review of activated carbon to counteract the effect of iron toxicity on the environment. Environmental Chemistry and Ecotoxicology, (5), 86-97. <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2023.02.002>
- De Campos S.X. et Soto M., 2024.** The use of constructed wetlands to treat effluents for water reuse. *Environments* 11(2): 35. <https://doi.org/10.3390/environments11020035>
- Degrémont SA., 1978.** Mémento technique de l'eau. 8^{ème} édition. Tome 2.
- Dekhil S.W., 2012.** Traitement des eaux usées urbaines par boues activées au niveau de la ville de Bordj Bou Arreridj en Algérie effectué par la station d'épuration des eaux usées ONA. Mémoire de Master, Université de Bordj Bou Arreridj.

- Deng H., Z.H. YE Z.H., et M.H. WONG M.H., 2004.** Accumulation of lead, zinc, copper and cadmium by 1 wetland plant species thriving in metal-contaminated sites in China. *Environ. Pollut.*, 132, 29-40.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.030>
- Devaux I., 1999.** Intérêts et limites de la mise en place d'un suivi sanitaire dans le cadre de la réalisation agricole des eaux usées traitées de l'agglomération clermontoise. Thèse en Sci. De la vie et de la santé. Univ. J. Fourier, Grenoble (France). 257 p. *Environ. Research*, 70(4):962-968.
- Dhaouadi H., 2008.** Traitement des eaux usées urbaines, Les procédés biologiques. Université Virtuelle de Tunis. 30 p.
- Dorsey A., Ingerman L., Swarts S., 2002.** Toxicological profile for copper. Prepared by Syracuse Research Corporation.
- Dugniolle H., 1980.** L'assainissement des eaux résiduelles domestiques, CSTC-revue n°3-septembre, pp. 44-52.
- Dupoldt C., Edwards R., Isaacs B., Lapp J., Murphy T., Rider G., Sayers M., Demierre A. et Durand P., 1999.** La végétation macrophytique du Léman. Campagnes 1997 et 1998. Dans Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique. Programme quinquennal 1996-2000.
- [F] **Faby J.A., Brissaud F., 1997.** L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'Eau.
- Fontes J.C., Cox R.A., 1995.** Utilisation des isotopes du soufre pour le traçage des processus géochimiques et environnementaux. *Chemical Geology*, 121(1-4), 155-176. [DOI : 10.1016/0009-2541\(95\)00046-8](https://doi.org/10.1016/0009-2541(95)00046-8)
- Fourest E., 1993.** Etude des mécanismes de biosorption des métaux lourds par des Biomasses fongiques industrielles en vue d'un procédé d'épuration des effluents aqueux contaminés, Thèse de Doctorat, Université Joseph Fourier-Grenoble, France.
- Frassinetti S., Bronzetti G., Caltavuturo L., Cini M., Della Croce C., 2006.** The role of zinc in life: a review. *J. Environ. Pathol. Toxicol. Oncol.* 25(3):597-610. [10.1615/jenvironpatholtoxicoloncol.v25.i3.40](https://doi.org/10.1615/jenvironpatholtoxicoloncol.v25.i3.40).
- Fu F., Wang Q., 2011.** Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407-418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- [G] **Gaid A., 1984.** Épuration biologique des eaux usées urbaines. Tome 1 5p. Alger : Office des publications universitaires.
- Ghazaryan K.A., Movsesyan H.S., Gevorgyan G.A., Khachatryan H.E., Antonyan S.V., Avetisyan R.E., 2018.** Environmental risk assessment of soil pollution by some trace elements around open mine and tailing dump of Akhtala mining and processing enterprise. *Proceeding of the Yerevan State University, Chemistry and Biology*, 52(3), 198 - 203.
- Ghazaryan K.A., Movsesyan H.S., Minkina T.M., Sushkova S.N., Rajput V.D., 2021.** The identification of phytoextraction potential of *Melilotus officinalis* and *Amaranthus retroflexus* growing on copper and

molybdenum-polluted soils. *Environmental Geochemistry and Health*, (43), 1327 – 1335.
<https://doi.org/10.1007/s10653-019-00338-y>

Ghazaryan K.A., Movsesyan H.S., Minkina T.M., Nevidomskaya, D.G., Rajput V.D., 2022. Phytoremediation of copper-contaminated soil by *Artemisia absinthium*: comparative effect of chelating agents. *Environmental Geochemistry and Health*, (44), 1203 - 1215. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01151-2>

Golia E.E., Bethanis J., Ntinopoulos N., Kaffe G.G., Komnou A.A., Vasilou C., 2023. Investigating the potential of heavy metal accumulation from hemp. The use of industrial hemp (*Cannabis Sativa L.*) for phytoremediation of heavily and moderated polluted soils. *Sustainable Chemistry and Pharmacy* 31:100961.
<https://doi.org/10.1016/j.scp.2022.100961>

Greany K.M., 2005. An assessment of heavy metal contamination in the marine sediments of Las Perlas Archipelago, Gulf of Panama, M.S. thesis, School of Life Sciences Heriot-Watt University, Edinburgh, Scotland.

Grison C., 1999. Epuration des eaux usées par des filtres plantes de macrophytes, Une étude bibliographique. Dans le cadre d'une vacation à l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse. 79p.

Grosclaude G., 1999. L'eau milieu naturel et maîtrise. Ed INRA, Paris 1999 Tome I.

Grosclaude G., 1999. L'eau usages et polluants. Ed INRA, Paris 1999 Tome II.

Guittonny-Philippe A., 2014. Phytoépuration de mélanges de polluants organiques et métalliques pour la préservation des zones humides méditerranéennes. Thèse de Doctorat, Université d'Aix-Marseille. 346 p.

Gusti Wibow Y., Nugraha A.T., Rohman A., 2023. Phytoremediation of several wastewater sources using *Pistia stratiotes* and *Eichhornia crassipes* in Indonesia. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, (20), 100781. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2023.100781>

[H] **Hänsch R., Mendel R.R., 2009.** Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Curr Opin Plant Biol* 12:259–266.

Harmens H., Gusmao N.G.C.P.B., Hartog D.P.R., Verkeij J.A.C., Ernst W.H.O., 1993. Uptake and transport of zinc in zinc-sensitive and zinc-tolerant *Silene vulgaris*. *J Plant Physiol* 141: 309–315.

Harrat N., 2013. Elimination de la matière organique naturelle dans une filière conventionnelle de potabilisation d'eaux de surface. Thèse de Doctorat, Université de Biskra.

Haury J., Daniel H., Bernez I., et al., 2001. Les macrophytes aquatiques bio-indicateurs des systèmes lotiques intérêts et limites des indices biotiques. Travail réalisé dans le cadre du G.I.S. “ Macrophytes des eaux continentales ”.

Henrichs M., Langergraber G., Uhl M., 2007. Modelling of organic matter degradation in constructed wetlands for treatment of combined sewer overflow. *Science of the Total Environment*, 380(1-3), 196–209.

- Herteman M., 2010.** Evaluation des capacités bioremédiatrices d'une mangrove impactée par des eaux usées domestiques. Application au site pilote de Malamani, Mayotte. Thèse de Doctorat, université de Toulouse, France. 329 p.
- Ho Y.S. et El-Khaiary M.I., 2009.** Metal Research Trends in the Environmental Field. Heavy metals in the environment. Taylor & Francis Group, LLC.
- Hoffmann H., Platzer C., Winker M., Von Muench E., 2011.** Technology review of constructed wetlands subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH, Eschborn, Germany, 11.
- Holmes N.T.H., Whitton B.A., 1977.** The macrophytic vegetation of the river Tees in 1975: observed and predicted changes. *Freshw. biol.*, 7: 43-60.
- Holmes D.E., Dang Y., Smith J.A., 2018.** Nitrogen cycling during wastewater treatment, in: *Advances in Applied Microbiology*. Elsevier, pp. 113–192. <https://doi.org/10.1016/bs.aambs.2018.10.003>
- Hu H., 2005.** Heavy metal poisoning. In: Kasper DL et al (eds) *Harrison's principles of internal medicine*, 16th edn. McGraw-Hill, New York, pp2577–2580.
- [I] **Illovc S., Bonnarne V., 2012.** Ces plantes qui guérissent l'habitat, Phytoépuration et génie végétale. Edition Eyrolles. ISBN : 978-2-212-127 13-3.
- Imron M.F., Firdaus A.A.F., Flowerainsyah Z.O., Rosyidah D., Fitriani N., Kurniawan S.B., Abdullah S.R.S., Abu Hasan H., Wibow Y.G., 2023.** Phytotechnology for domestic wastewater treatment: Performance of *Pistia stratiotes* in eradicating pollutants and future prospects. *Journal of Water Process Engineering* 51: 103429. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.103429>
- Ince M., Ince O.K., 2020.** Heavy Metal Removal Techniques Using Response Surface Methodology: Water/Wastewater Treatment. *Biochemical Toxicology, Heavy Metals and Nanomaterials*. Edited by Muharrem Ince, Olcay Kaplan Ince and Gabrijel Ondrasek. <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.85340>
- Iwema A., Raby D., Lesavre J., 2005.** Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes, Recommandations techniques pour la conception et la réalisation. Document collectif élaboré à l'initiative du groupe français « Macrophytes et traitement des eaux ».
- [J] **Jeevanantham S., Saravanan A., Hemavathy R.V., Senthil Kumar P., Yaashikaa P.R., Yuvaraj D., 2019.** Removal of toxic pollutants from water environment by phytoremediation: A survey on application and future prospects. *Environmental Technology & Innovation* 13: 264 – 276. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.12.007>
- Johansen N.H., Brix H., 1996.** Design criteria for a two-stag constructed wetland. In: *Proceeding of Fifth International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control*, IWA and Universität für Bodenkultur, Vienna, (Chapter IX/3).

- Jones L.H.P., Jarvis S.C., 1981.** The fate of heavy metals. In *The Chemistry of Soil Processes*, Green D.J. and Hayes M.H.B., Eds., p. 593, John Wiley & Sons, New York, NY, USA.
- JORA, 2009.** Journal officiel de la république Algérienne N°36 : Valeurs 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. <https://and.dz/site/wp-content/uploads/D%C3%A9cret-exécutif-n%C2%B009-209.pdf>
- Jucoski G.O., Cambraia J., Ribeiro C., Oliveira J.A., Paula S.O., Oliva M.A., 2013.** Impact of iron toxicity on oxidative metabolism in young *Eugenia uniflora* L. plants. *Acta Physiologiae Plantarum* 35: 1645-1657.
- [K] **Kabata-Pendias A., Pendias H., 2001.** Trace Metals in Soils and Plants, CRC Press, Boca Raton, Fla, USA, 2^{ème} édition.
- Kadlec R.H., Wallace S., 2009.** Treatment wetlands CRC Press/Taylor & Francis Group: Boca Raton, Florida, United States. 2nd edition. 120pp.
- Khan S., Cao Q., Zheng Y.M., Huang Y.Z., Zhu Y.G., 2008.** Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, vol. 152, no. 3, pp. 686–692.
- Khan A.H.A., Barros R., 2023.** Pharmaceuticals in Water: Risks to Aquatic Life and Remediation Strategies. *Hydrobiology* (2), 395-409. <https://doi.org/10.3390/hydrobiology2020026>
- Khengaoui K., 2017.** Étude de l'effet de la salinité des eaux usées sur le processus de la filtration lente sur sables. Thèse de Doctorat, Université d'Ouargla.
- Kleche M., 2013.** Utilisation des systèmes biologiques dans l'épuration des eaux usées, cas de la région d'Annaba. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar, Annaba.
- Koné D., 2002.** Lagunage à microphytes et à macrophytes (*Pistia stratiotes*) en Afrique de l'ouest et du centre : Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement Thèse de Doctorat, Ecole polytechnique fédérale de Lausanne, 164p.
- Koné M., Bouvet Y., Bonou L., Koulidiati J., Joly P., 2009.** Etude de la pollution des eaux par les intrants agricoles : Cas de cinq zones d'agriculture intensive du Burkina Faso. *Sud Sciences et Technologies*. 17 : 6-15.
- Kone Diallo M., 2011.** Infiltration-percolation sur sable et sur fibres de coco. Filtres plantés et épuration d'eaux usées domestiques à dominance agroalimentaire sous climat tropical sec : cas des eaux résiduaires urbaines de Ouagadougou, Burkina Faso. Thèse de Doctorat, Université de Ouagadougou.
- Kosnett M.J., 2007.** Heavy metal intoxication and chelators. In: Katzung BG (ed) *Basic and clinical pharmacology*, 10th edn. McGraw-Hill, New York, pp 945–957.

- Kumar V., Singh J., Chopra A.K., 2018.** Assessment of plant growth attributes, bioaccumulation, enrichment, and translocation of heavy metals in water lettuce (*Pistia stratiotes* L.) grown in sugar mill effluent. *International Journal of Phytoremediation*, (20), 507-521. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1393391>
- Kunze R., Frommer W.B., Flügge U.-I., 2002.** Metabolic engineering of plants: the role of membrane transport. *Metabolic Engineering*, (4), 57-66. <https://doi.org/10.1006/mben.2001.0207>
- [L] **Laabassi A., 2016.** L'épuration des eaux usées par le système le lagunage à Macrophytes. Thèse Doctorat, Université de Sétif. 70 p.
- Ladislav S., 2011.** Transfert de polluants au sein d'un ouvrage de traitement des eaux issues du ruissellement urbain – Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire. Thèse de doctorat, Université Nantes Angers Le Mans, 207p.
- Larsen P.B., Degenhardt J., Tai C.Y., Stenzler M.L., Howell S.H., Kochian L.V., 1998.** Aluminium-resistant *Arabidopsis* mutants that exhibit altered patterns of aluminium accumulation and organic acid release from roots. *Plant Physiol.* 117, 19-27.
- Lasat M.M., 2000.** Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plants/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *J. Hazard. Subst. Res.* 2, 1-25.
- Latif M., Zahoor M., Muhammad A., Naz S., Kamran A.W., Ullah R., Shah A.B., Almeer R., Sayed A., 2022.** Bioaccumulation of lead in different organs of *Ctenopharyngodon Idella* (grass fish) and *Tor putitora* (Mahseer) fish. *Brazilian Journal of Biology* 84:e260355. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.260355>
- Lee C., Fletcher T.D., Sun G., 2009.** Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Eng. Life Sci.* 9: 11-22. <https://doi.org/10.1002/elsc.200800049>
- Lesavre J., 2001.** Epuration des eaux résiduaires urbaines, nature et paramètre de pollution. Eau seine Normandie. 24p.
- Levy-Booth D.J., Prescott C.E., Grayston S.J., 2014.** Microbial functional genes involved in nitrogen fixation, nitrification and denitrification in forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 75, 11–25. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.03.021>
- Lombard-Latune R., 2019.** Innover pour les services d'assainissement en zone tropicale : approche technique par filtres plantés de végétaux et accompagnement par modélisation participative. Thèse de Doctorat, Université de Lyon, France.
- Long E.R., Macdonald D.D., Smith S.L., Calder F.D., 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, 19, 81–97.
- [M] **Maciejewski K., 2022.** Traitement des eaux usées dans les filtres plantés à écoulement vertical. Etude dynamique de l'azote dans les étapes du procédé et des limitations de la dénitrification. Thèse de Doctorat, Université de Lyon.

- Madden E.F., Sexton M.J., Smith D.R., Fowler B.A., 2002.** LEAD. Heavy Metals in the Environment. Edited by Bibudhendra Sarkar. ISBN: 0-8247-0630-7.
- Mahan B.H., 1987.** Chimie. Cours universitaire. Fondo Educativo Interamericano S.A.
- Mahunon S.E.R., 2019.** Optimisation de l'élimination de la pollution organique et métallique des eaux usées par lagunage à *Eichhornia crassipes*. Thèse de Doctorat, Institut national polytechnique Felix Houphouët-Boigny.
- Maïga A. H., Kokou D., Allorement J., 2001.** Eutrophisation des petites retenues d'eau en Afrique de l'Ouest : Causes et Conséquences : Cas de la retenue d'eau sur la Lobo à Daloa en Côte d'Ivoire. Sud Sciences & Technologies. 7 : 16-29.
- Mancer H., 2010.** Analyse du pouvoir épurateur de quelques plantes macrophytes dans les régions arides. Mémoire de magister, Université de Biskra, 99p.
- Marc S., Béchir S., 2006.** Guide technique de l'assainissement. 3^{ème} édition. Ed., le Moniteur., Paris.
- Masséna P.A., 2001.** Valorisation des eaux usées en irrigation localisée. Office International de l'Eau.
- May S., 2007.** INVASIVE SPECIES: Invasive Aquatic and Wetland Plants. Chelsea House Publisher. ISBN 0-7910-9130-9.
- McNaught A.D., Wilkinson A., 1997.** International Union of Pure and Applied Chemistry. Oxford Oxfordshire ; Malden, MA : Blackwell Science. 450 p.
- Metahri M.S., 2012.** Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées, par des procédés mixtes, cas de la STEP Est de la ville de Tizi-Ouzou. Thèse de Doctorat, Université Mouloud MAMMERI de Tizi-Ouzou.
- Millot Y., 2017.** Use of alternative matrix materials and configurations for optimizing nitrogen removal in constructed wetlands. Thèse de Doctorat, Université de Lyon.
- Miquel G., 2003.** La qualité de l'eau et de l'assainissement en France. Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Tome I, 198 p.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., Iwema, A., 2005.** How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. Water Science and Technology 51, 11–21. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0277>
- Molle P., 2012.** Les filtres plantés de roseaux: évolution de la recherche et tendances actuelles. Sciences Eaux and Territoires 9: 24-31
- Moulin S., Rozen-Rechel D.S., Stancovic M., 2013.** Traitement des eaux usées-24 rue Lhomond 75005 Paris.
- Muller R.A., Moormann H., 2003.** Effets des plantes et des micro-organismes dans les zones humides artificielles pour le traitement des eaux usées. Avancées de la biotechnologie vol. 22. 93 - 117.

- [N] **Nagy A., Magyar T., Juhász C., Tamás J., 2020.** Phytoremediation of acid mine drainage using by-product of lysine fermentation. *Water Science and Technology* 81: 1507–1517. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.240>
- Naja G.M. et Volesky B., 2009** Toxicity and Sources of Pb, Cd, Hg, Cr, As, and Radionuclides in the Environment. *Heavy metals in the environment*. Taylor & Francis Group, LLC.
- Ng Y.S., Chan D.J.C., 2017.** Wastewater phytoremediation by *Salvinia molesta*. *Journal of Water Process Engineering* 15:107-115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2016.08.006>
- Nguyen T.Q., Sesin V., Kisiala A., Emery R.J.N., 2021.** Phytohormonal Roles in Plant Responses to Heavy Metal Stress: Implications for Using Macrophytes in Phytoremediation of Aquatic Ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, (40): 7-22. <https://doi.org/10.1002/etc.4909>
- Nigam R. Srivastava S., Prakash S., Srivastava M.M., 2000.** Effect of organic acids on the availability of cadmium in wheat. *Chem. Speciation Bioavailability* 12, 125-132.
- Nugroho A.P., Butar E.S.B., Priantoro E.A., Sriwuryandari L., Pratiwi Z.B., Sembiring T., 2021.** Phytoremediation of electroplating wastewater by vetiver grass (*Chrysopogon zizanoides* L.). *Scientific Reports*, (11), 14482. <https://www.nature.com/articles/s41598-021-93923-0>
- Nouri M., Haddioui A., 2016.** Les techniques de dépollution des sols contaminés par les métaux lourds: une revue (The remediation techniques of heavy metals contaminated soils: a review). *Maghrebien Journal of Pure and Applied Science*. ISSN: 2458-715X <http://revues.imist.ma/?journal=mjpas&page=index>
- Novotny V., 1995.** Diffuse Sources of Pollution by Toxic Metals and Impact on Receiving Waters. *Heavy Metals: Problems and Solutions*. Environmental Science. Series Editors: R. Allan U. Forstner W. Salomons.
- Nriagu J.O., 1982.** Lead and Lead poisoning in antiquity, John Wiley, New York.
- Nriagu J.O., 1988.** A silent epidemic of environmental metal poisoning. *Environmental Pollution*, 50, 139–161.
- Nugroho A.P., Butar E.S.B., Priantoro E.A., Sriwuryandari L., Pratiwi Z.B., Sembiring T., 2021.** Phytoremediation of electroplating wastewater by vetiver grass (*Chrysopogon zizanoides* L.). *Scientific Reports*, (11), 14482. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-93923-0>
- Nyenje P.M., Foppen J.W., Uhlenbrook S., Kulabako R., Muwanga A., 2010.** Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa. *Science of the Total Environment*. 408: 447-455.
- [O] **O’Hogain S., 2003.** The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system. *Water Sci. Technol.* 48 (5), 119–126.
- Olanrewaju B.S., Moustier P., Mougeot L.A., Fall A., 2004.** Développement durable de l’agriculture urbaine en Afrique francophone Enjeux, concepts et méthodes, CIRAD et CRDI, Sénégal, 173 pp.
- Olivier A., 2005.** Chimie et pollution des eaux souterraines. Edition Techniques et Documentations. Lavoisier, Paris. ISBN 2743007613.

- Onofri A. and Pannacci E., 2014.** Spreadsheet tools for biometry classes in crop science programs. *Communications in Biometry and Crop Science* 9 (2): 43–53.
- Ouali M.S., 2001.** Cours de procédés unitaires biologiques et traitement des eaux. Edition : Opu, Ben Aknon, Alger. 17 p.
- [P] **Parnian A. and Furze J.N., 2021.** Vertical phytoremediation of wastewater using *Vetiveria zizanioides* L. *Environmental Science and Pollution Research* 28: 64150–64155. [DOI10.1007/s11356-020-11906-6](https://doi.org/10.1007/s11356-020-11906-6)
- Peer W. A., Baxter I.R. Richards E.L., Freeman J.L., Murphy A.S., 2005.** Phytoremediation and hyperaccumulator plants. In *Molecular biology of metal homeostasis and detoxification*, Springer; pp 299-340.
- Pellet M.D., Grunes D.L., Kochian L.V., 1995.** Organic acid exudation as an aluminium tolerance mechanism in maize (*Zea mays* L.). *Planta* 196, 788-795.
- Pierzynski G.M., Sims J.T., Vance G.F., 2000.** *Soils and Environmental Quality*, CRC Press, London, UK, 2^{ème} édition.
- Pilon-Smits E., 2005.** Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.*, 56, 15-39.
- Poulet J.B., Terfous A., Dap.S et Ghenaim A., 2004.** Station d'épuration a lit filtrants plantes de macrophytes. *Courrier du savoir* N° 05, pp 103-106.
- Priyanka T., Surindra S., 2011.** Urban wastewater treatment using vermi-biofiltration system. *Desalination*, 282: 95-103.
- [R] **Rai, P.K., 2019.** Heavy metals/metalloids remediation from wastewater using free-floating macrophytes of a natural wetland. *Environmental Technology and Innovation*, (15), 100393. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100393>
- Rajaonarivelo F.J., 2013.** La faisabilité de la phytoépuration des eaux usées dans la ville de Toliara. Mémoire de fin d'études approfondies en Biodiversité et Environnement, Université de Toliara.
- Reddy K.R., Kadlec R.H., Flaig E., Gale P.M., 1999.** Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29(1), 83-146.
- Rejsek F., 2002.** Analyse des eaux, aspects réglementaires et techniques. Éd CRDP, Aquitaine. France.
- Ren F., Liu T., Liu H., Hu B., 1993.** Influence of zinc on the growth, distribution of elements, and metabolism of one-year old American ginseng plants. *J Plant Nut* 16:393–405.
- Riggio V.A., Ruffino B., Campo G., Comino E., Comoglio C., Zanetti M., 2018.** Constructed wetlands for the reuse of industrial wastewater: A case-study. *J. Clean. Prod.* 171, 723–732.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H et Rodi L., 2005.** *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer*. Ed., Dunod., Paris. 1383p.

- Rodier J., Legube B., Merlet N., Régis B., 2009.** L'analyse de l'eau 9^{ème} édition : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. Edition Dunod. ISBN 210054179X, 9782100541799.
- Rodrigues A.C., Boroski M., Shimada N.S., Garcia J.C., Nozaki J., Hioka N., 2008.** Treatment of paper pulp and paper mill wastewater by coagulation–flocculation followed by heterogeneous photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 194(1), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2007.07.007>
- Rokbane A., 2023.** Epuration des eaux usées par filtre planté (Phytoépuration) et réutilisation pour l'irrigation, Application à la ville d'Ouled Djellal. Thèse de Doctorat, Université de Biskra.
- Rosado M.J., Marques G., Rencoret J., Gutiérrez A., Bausch F., Rosenau T., Potthast A., DelRIO J.C., 2022.** Chemical composition of the lipophilic compounds from the rind and pith of papyrus (*Cyperus papyrus* L.) stems. *Frontiers in Plant Science*. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.1097866>
- [S] **Sadowski A., 2002.** Traitement des eaux usées urbaines. Ed, Lyonnaise des eaux. 428 p.
- Saggai M., 2004.** Contribution à l'étude d'un système d'épuration à plantes macrophytes pour les eaux usées de La Ville de Ouargla. Mémoire de magister, Université de Ouargla, 86p.
- Salgot M., Huertas E., Weber S., Dott W., Hollender J., 2006.** Wastewater reuse and risk: definition of key objectives. *Desalination* 187: 29-40. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.065>
- Salanki J., Licsko I., Laszlo F., Balogh K.V., Varanka I., Mastala Z., 1992.** Changes in the concentration of heavy metals in the Zala Minor Balaton-Zala system (Water, Sediment, Aquatic Life). *Water Science Technology*, 25, 173–180.
- Salomons W., Forstner U., 1984.** Metals in the Hydrocycle. Springer-Verlag, Berlin, New York.
- Salvarredy Aranguren M.M., 2008.** Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse.
- Schück M., Greger M., 2020.** Plant traits related to the heavy metal removal capacities of wetland plants. *International Journal of Phytoremediation*, (22), 427-435. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1669529>
- Sémadi F., 2010.** Faisabilité du traitement des eaux usées d'un Oued chargé en éléments traces métalliques (ETM) par filtres plantés de macrophytes (*Phragmites australis*) : cas de l'Oued Méboudja-Annaba-Algérie. Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar Anna. 230 pages.
- Sevrin J., Noue J., Proulx D., 1995.** Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Paris. Tec & amp; Doc. Lavoisier, 118p.
- Sheikh B., Cooper R.C., Israel K.E., 1999.** Hygienic evaluation of reclaimed water used to irrigate food crops – a case study. *Water Science and Technology*, 40 (4-5) : 261-267. In Belaid N., 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols des périmètres irrigués d'El-Hajeb

Sfax : salinisation, accumulation et phyto-absorption des éléments métalliques. Université Sfax, Tunisie, Université Limoges, France.

Shiowatana J., McLaren R.G., Chanmekha N., Samphao A., 2001. Fractionation of arsenic in soil by a continuous flow sequential extraction method. *Journal of Environmental Quality*, vol. 30, no. 6, pp. 1940–1949.

Shoun H., Kim D.H., Uchiyama H., Sujiyama J., 1992. Denitrification by fungi. *FEMS Microbiology letters*, 94, 277-282.

Siqueira-Silva A.I., Silva L.C., Azevedo A.A., Oliva M.A., 2012. Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of restinga subjected to excess iron. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 78: 265.

Soudani A., 2024. Etude de la rétention des métaux lourds par adsorption sur des charbons actifs préparés à partir des résidus agricoles. Thèse de Doctorat, Université de Biskra.

Souiki, L., Rouabhi R., Berrebbah, H., Djebbar, M.R., 2008. Survey of the physico-chemical quality of the wastewaters of Biskra city rejected in Chabat Roba, Messdour and Wadi Z'ommor (Algeria). *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2 (8), 231-238. <http://www.academicjournals.org/AJest>

Sricoth T., Meeinkuirt W., Saengwilai P., Pichtel J., Taeprayoon P., 2018. Aquatic plants for phytostabilization of cadmium and zinc in hydroponic experiments. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 14964–14976. <https://doi.org/10.1007/S11356-018-1714-y>

Srivastava V., Sarkar A., Singh S., Singh P., De Araujo A.S., Singh R.P., 2017. Agroecological responses of heavy metal pollution with special emphasis on soil health and plant performances. *Frontiers in Environmental Science*, 5, 64. <http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2017.00064>

Sun H., Xu S., Wu S., Wang R., Zhuang G., Bai Z., et al., 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. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.136>

Szalóki G., Czégény I., Nagy G., Bánfalvi G., 2011. Removal of Heavy Metal Sulfides and Toxic Contaminants from Water. *Cellular Effects of Heavy Metals*. Editor Gáspár Bánfalvi. Springer Science+Business Media B.V. [DOI 10.1007/978-94-007-0428-2](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0428-2)

[T] **Taha S.A.H., Naqqiuddin M.A., Omar H., 2015.** Biology of *Rhynchospora corymbosa* in Outdoor conditions. *Acta Biologica Malaysiana*, 4(3), 72-83.

Tangahu B.V., Abdullah S.R.S., Basri H., Idris M., Anuar N., Mukhlisin M., 2011. A Review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International Journal of Chemical Engineering* 939161–939192. <http://dx.doi.org/10.1155/2011/939161>

Tangou Tabou T., 2014. Etude et modélisation de la contribution des macrophytes flottants (*Lemna minor*) dans le fonctionnement des lagunes naturelles. Thèse de Doctorat, Université de Liège. 347 pages.

- [V] **Vamerali T., Bandiera M., 2010.** Field Crops for Phytoremediation of Metal-Contaminated Land. A Review. Environmental Chemistry Letters. 8, 1-17. <http://dx.doi.org/10.1007/s10311-009-0268-0>
- Vamerali T., Bandiera M., Mosca G., 2011.** In situ phytoremediation of arsenic- and metal-polluted pyrite waste with field crops: Effects of soil management. Chemosphere 83, 1241-1248. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.03.013>
- Van Cuyk S., Siegrist R., Logan A., Masson S., Fischer E., Figueroa L., 2004.** Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. Water Research, 38 (4), 953-964.
- Vila M., 2006.** Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDX et le TNT: approches en laboratoire. Le titre de docteur de l'Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Vymazal J., 1995.** Algae and element cycling in wetlands. Lewis Publishers Inc.
- Vymazal J., 2002.** The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech republic: 10 years' experience. ecol. eng. 18, p.632–646.
- Vymazal J., 2004.** Elimination du phosphore par faucardage de la fraction aérienne de la végétation dans les marais artificiels pour le traitement des eaux usées. Ingénierie. n° spécial. 13-21.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Vymazal J., Kröpfelová L., 2008.** Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow; Springer: Dordrecht, The Netherlands.
- Vymazal J., 2010.** Constructed wetlands for wastewater treatment. Water 2(3): 530-549.
- Vymazal J., 2011.** Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. Hydrobiologia 674(1): 133-156.
- [W] **Waisberg M., Joseph P., Hale B., Beyersmann D., 2003.** Molecular and cellular mechanisms of cadmium carcinogenesis. Toxicology 192, 95-117.
- Wuana R.A., Okieimen F.E., 2011.** Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. Review article. International Scholarly Research Network, ISRN Ecology. DOI:[10.5402/2011/402647](https://doi.org/10.5402/2011/402647)
- [X] **Xu L., Zhang B., Peng X., Zhang X., Sun B., Sun H., et al., 2020.** Dynamic variations of microbial community structure in Myriophyllum aquaticum constructed wetlands in response to different NH_4^+ -N concentrations. Process Biochemistry (Amsterdam, Neth.) 93:55-62. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2020.02.028>

- [Y] **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. In International Journal of Engineering Research in Africa (Vol. 47, pp. 109-117). Trans Tech Publications Ltd. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/JERA.47.109>
- Yalcuk A., Ugurlu A., 2009.** Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. Bioresource Technology 100: 2521-2526. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.029>
- Yang Y., Zhao Y., et al., 2018.** Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. Bioresource Technology 261: 441-452.
- Youcef S., Segahairi N., et Djoudi R., 2022.** Comparative Study between Two Substrates of Constructed Wetlands in the Treatment of Domestic Wastewater in Arid Regions. Advanced Engineering Forum, Trans Tech Publ 45: 65-75.
- Youcef S., 2020.** Etude de la rétention individuelle et binaire des métaux lourds (Cu et Zn) par adsorption sur charbon actif. Thèse de Doctorat, Université de Biskra.
- [Z] **Zamora-Ledezma C., Negrete-Bolagay D., Figueroa F., Zamora-Ledezma E., Ni M., Alexis F., Guerrero V.H., 2021.** Heavy metal water pollution: A fresh look about hazards, novel and conventional remediation methods. Environmental Technology & Innovation, 22, 101504. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101504>
- Zhang W., Cai Y., Tu C., Ma L.Q., 2002.** Arsenic speciation and distribution in an arsenic hyperaccumulating plant. Science of the Total Environment, 300 (1-3), 167-177. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00165-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00165-1)
- Zhang M.K., Liu Z.Y., Wang H., 2010.** Use of single extraction methods to predict bioavailability of heavy metals in polluted soils to rice. Communications in Soil Science and Plant Analysis, vol. 41, no. 7, pp. 820-831.
- Zhang D., Jiang Q.W., Liang D.Y., Huang S., Liao J., 2021.** The Potential Application of Giant Reed (*Arundo donax*) in Ecological Remediation. Toxicology, Pollution and the Environment, Frontiers in Environmental Science, (9), 652367. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.652367>
- Zhao Y.Q., Babatunde A.O., Razali M., Yang Y., 2009.** Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. Science of the Total Environment, 407 (13): 3887-3893 DOI : [10.1016/j.scitotenv.2009.01.053](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.053)
- Zheng X., Xu S., Bi Y., Cheng G., Ma S., Zhang H., Jiang C., Wang C., Lyu P., Qin Y., Zhuang X., 2023.** Purification performance from bypass ecological treatment systems treating WWTPs effluents and improvement of water quality in receiving rivers: A case study in southern China. Journal of Environmental Management 329:117052. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117052>

Annexes

Annexe 1 : Articles de la législation algérienne pour le concept des eaux usées

➤ Textes de Loi n°5-12 du 04 Août 2005 (Journal 4 Septembre 2005)

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

Art. 93 - Des aides et soutiens de toute nature peuvent être accordés aux personnes physiques ou morales, de droit public ou privé, qui initient et mettent en œuvre des opérations portant notamment sur :

- Le développement, l'implantation ou la modification de technologies, de procédés, d'installations ou d'équipements qui permettent d'économiser, de recycler et de valoriser l'eau ;
- L'utilisation d'eaux usées épurées en vue de valoriser les eaux traitées.

Art. 119 - Tout déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration d'eaux usées autres que domestiques est soumis à l'autorisation préalable de l'administration chargée des ressources en eau.

. Ce déversement peut être subordonné à une obligation de prétraitement dans le cas où, à l'état brut, ces eaux usées peuvent affecter le bon fonctionnement du réseau public d'assainissement ou de la station d'épuration.

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

➤ Texte de décret exécutif n°09-209 du 11 Juin 2009 (Journal 21 Juin 2009)

Art. 2 - Tout déversement d'eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration est soumis à autorisation octroyée par l'administration chargée des ressources en eau.

Art. 3 - La teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques ne peut, en aucun cas, dépasser, au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration, les valeurs limites maximales définies en annexe du présent décret.

Art. 4 - Toute eau usée autre que domestique dont les caractéristiques ne sont pas conformes aux prescriptions du présent décret devra subir un prétraitement avant son déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration.

Art. 5 - La demande d'autorisation de déversement d'eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration doit être adressée par le demandeur à l'administration de wilaya chargée des ressources en eau.

Art. 6 - Le dossier de demande d'autorisation de déversement doit indiquer :

- . Les nom, prénom, qualité et domicile du demandeur ou si la demande émane d'une personne morale, la raison sociale et l'adresse du siège social ;
- . La description de l'activité de l'établissement concerné ;
- . Les caractéristiques physico-chimiques et biologiques ainsi que le débit maximum d'eaux usées autres que domestiques à déverser ;
- . Les caractéristiques techniques du branchement au réseau public, d'assainissement ou à la station d'épuration ;
- . Le cas échéant, la description technique des installations de prétraitement permettant de respecter les conditions de déversement des eaux usées, conformément aux prescriptions du présent décret.

Le demandeur de l'autorisation de déversement est tenu de fournir toute information complémentaire qui s'avère nécessaire à l'instruction technique de sa demande.

Art. 7 - En cas de rejet de la demande d'autorisation de déversement, l'administration de wilaya chargée des ressources en eau notifie sa décision motivée au demandeur.

Art. 8 - La décision d'autorisation de déversement d'eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration doit, notamment, préciser les prescriptions techniques du déversement ainsi que les obligations de surveillance, de maintenance et d'entretien du branchement et, le cas échéant, des installations de prétraitement.

Art. 9 - Toute extension, transformation, reconversion ou tout changement en nature ou en importance de l'activité d'un établissement disposant d'une autorisation de déversement doit faire l'objet d'une nouvelle demande d'autorisation.

Art. 10 - L'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques est retirée dans les cas suivants :

- 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.

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.

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.

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.

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.

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 Journal officiel.

Les 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 sont mentionnées dans le Journal Officiel de la N° 36 du 11 juin 2009 (**Tableau I.4**).

**Annexe 2 : Concentrations des contaminants à l'entrée et à la sortie des filtres
plantés**

Filtre planté	Elément chimique	Concentration initiale (mg/L)	Concentration finale (mg/L)
<i>Arundo donax</i>	Ammonium (NH ₄ ⁺)	43.90	0.99
	Nitrites (NO ₂ ⁻)	0.502	0.02
	Nitrates (NO ₃ ⁻)	8.05	44.12
	Orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	3.385	0.07
	Plomb (Pb)	0.759	0.03
	Zinc (Zn)	5.742	0.30
	Cuivre (Cu)	1.540	0.08
	Fer (Fe)	2.536	0.09
<i>Phragmites australis</i>	Ammonium (NH ₄ ⁺)	43.90	0.57
	Nitrites (NO ₂ ⁻)	0.502	0.01
	Nitrates (NO ₃ ⁻)	8.05	38.16
	Orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	3.385	0.10
	Plomb (Pb)	0.759	0.03
	Zinc (Zn)	5.742	0.57
	Cuivre (Cu)	1.540	0.11
	Fer (Fe)	2.536	0.07
<i>Typha latifolia</i>	Ammonium (NH ₄ ⁺)	43.90	0.74
	Nitrites (NO ₂ ⁻)	0.502	0.02
	Nitrates (NO ₃ ⁻)	8.05	44.39
	Orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	3.385	0.12
	Plomb (Pb)	0.759	0.02
	Zinc (Zn)	5.742	0.33
	Cuivre (Cu)	1.540	0.09
	Fer (Fe)	2.536	0.10
<i>Cyperus papyrus</i>	Ammonium (NH ₄ ⁺)	43.90	2.11
	Nitrites (NO ₂ ⁻)	0.502	0.02
	Nitrates (NO ₃ ⁻)	8.05	29.93
	Orthophosphates (PO ₄ ³⁻)	3.385	0.21
	Plomb (Pb)	0.759	0.03
	Zinc (Zn)	5.742	0.42
	Cuivre (Cu)	1.540	0.12
	Fer (Fe)	2.536	0.13

**Annexe 3 : Accumulation des métaux lourds dans les organes des plantes
épuratrices**

Métal	Organe	<i>Ar. donax</i>	<i>Ph. australis</i>	<i>Ty. latifolia</i>	<i>Cy. papyrus</i>
Plomb	Racines	2.783	0.245	3.124	4.8
	Tiges	0.434	0.385	0.081	0.561
	Feuilles	0	0.385	0.574	0.652
Zinc	Racines	2.921	0.096	1.878	2.827
	Tiges	0.543	0.84	0.572	1.948
	Feuilles	0.004	0.653	1.18	0.965
Cuivre	Racines	3.205	0.133	2.158	3.843
	Tiges	0.325	0.116	0.173	0.175
	Feuilles	0.002	0.09	0.151	0.171
Fer	Racines	7.09	3.624	4.82	5.751
	Tiges	5.296	4.025	0.132	2.651
	Feuilles	0.127	4.769	8534	3.465