



Université Mohamed Khider de Biskra
Faculté des sciences exactes et des sciences de la nature et de la vie
Département des sciences de la nature et de la vie
Filière : Sciences biologiques

Référence / 2022

MÉMOIRE DE MASTER

Spécialité : Biochimie appliquée

Présenté et soutenu par :
Tesnim Meghazi Larafi Aicha Gherbi

Le: [Click here to enter a date.](#)

Contribution à l'étude de la biodégradation du
lixiviat par le processus de la phytoremédiation

Jury :

Dr.	Deghima Amirouche	MCB	Université de Biskra	Examineur
Dr.	Benameur Nassima	MCB	Université de Biskra	Encadreur
Dr.	Achour Hanan	MAB	Université de Biskra	Président

Année universitaire: 2021/2022

Remerciement

Au début, nous souhaitons adresser nos remerciements les plus sincères aux personnes qui nous ont apporté leur aide et qui ont contribué à l'élaboration de ce mémoire.

On tient à remercier tout particulièrement notre encadrant Dr. **Benameur Nassim** pour nous avoir suivis et conseillés tout au long de la réalisation de ce mémoire.

Ce mémoire n'aurait jamais pu voir le jour sans le soutien actif des membres de notre famille, surtout nos parents qu'ils nous ont toujours encouragé moralement et matériellement et à qui on tient à les remercier.

Enfin on tient à exprimer vivement nos remerciements avec une profonde gratitude à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à sa réalisation, car un projet ne peut pas être le fruit d'une seule personne.

Merci

Dédicace

*A nos chères mères : **Wassila & Fouzia***

Vous avez su porter pour nous les soins et consentir les efforts pour notre éducation. Aucune dédicace ne saurait exprimer tout le respect et l'amour que nous vous portons, vous nous avez toujours fait confiance. Veuillez trouver en ce travail la consolation et le témoin de la patience.

*Anos chers pères : **Ali & Ahmed***

Malgré les grandes responsabilités que vous assumez dans vos travaux ou autant que pères de familles, vous avez toujours été près de nous, pour nous écouter, nous soutenir, nous suivre et nous encourager. Puisse ce travail diminuer vos souffrances et vous porter bonheur.

*A nos chers frères et sœur : **Lilia& Chaima& Iyes& Islem& Nour& Hanan& Aya& Younes***

Nous vous réservons la plus grande partie de ce travail. Vous avez toujours été pour nous d'une aide précieuse. Nous vous remercions pour tous les bienfaits que chacun a pu faire pour nous.

A nos familles.

*A tous nos amis **Soumia&Asma & Amira &Nassiba&Roumaissa&Ikram**, puisse Dieu conserver notre amitié.*

A tous nos enseignants de l'S.N.V.

A tous ceux qui ont eu et qui ont confiance en nous.

Tesnim et Aicha

Sommaire

Liste des tableaux	I
Liste des figures	II
Liste des abréviations	III
Introduction générale	01

Partie Bibliographique

Chapitre 01 : Lixiviat

1 Lixiviat

1.1 Définition des lixiviat	03
1.2 Composition des lixiviat	03
1.3 Caractérisation des Lixiviat	03
1.4 Classification des lixiviat	04
1.4.1 Lixiviat jeunes	04
1.4.2 Lixiviat intermediaries	04
1.4.3 Lixiviat stabilizes	04
1.5 Mécanismes de Production des lixiviat	05
1.5.1 Les mécanismes physico-chimiques	05
1.5.2 Les processus biologiques	05
1.6 Genèse des lixiviat	05
1.6.1 Phase aérobie	05
1.6.2 Phase de latence	06
1.6.3 Phase de transition	06
1.6.4 Phase d'acitogénèse	06
1.6.5 Phase de méthanogènes	06
1.6.6 Phase de maturation finale	06
1.7 Principaux facteurs influençant la production des lixiviat	07
1.8 Impact des lixiviat sur l'environnement et la santé humaine	07

Chapitre 02 : La phytoremediation

2 Phytoremédiation

2.1 Définition de phytoremédiation	08
2.2 Principes de la Phytoremédiation	08
2.3 Mécanismes de la Phytoremédiation	08
2.3.1 Phytoextraction	08

2.3.2 Phytostabilisation	09
2.3.3 Phytodégradation	09
2.3.4 Phytovolatilisation	09
2.3.5 Rhizofiltration	09
2.4 Avantage de la phytoremédiation	09
2.5 Inconvenant de la phytoremédiation	10

Partie Expérimentale

Chapitre 03 : Matériel et méthodes

3 Matériel et methods

3.1 Matériel et méthode de la première expérience	11
3.1.1 Système de la phytoremédiation	11
3.1.2 Choix de la plante	11
3.2. Matériel et méthode Deuxième expérience	12
3.2.1 Caractéristiques du lixiviat de décharge	13
3.2.2 Systèmes de la phytoremédiation	13
3.2.3 Méthodologies d'analyse des données	14
3.3. Matériel et méthode Troisième expérience	14
3.3.1 Caractéristiques du lixiviat de décharge	15
3.4. Matériel et méthodes Quatrième expérience	15
3.4.1 Échantillonnage et analyse	15
3.5 Matériel et méthode cinquième expérience	16
3.5.1 Systèmes de la phytoremédiation	17
3.5.2 Caractéristiques du lixiviat de décharge	17
3.6 Matériel et méthode sixième expérience	18
3.6.1 Collecte d'échantillons de plantes	18
3.6.2 Configuration expérimental	18
3.6.3 Préparation d'échantillons	18
3.7 Matériel et méthode septième expérience	19
3.7.1 Configuration expérimental	19
3.8. Matériel et méthode huitième expérience	19
3.8.1 Caractéristiques du lixiviat de décharge	20
3.8.2 Organisation et déroulement de l'expérience	20
3.9 Matériel et méthode neuvième expérience	21

3.9.1 Description de l'écoulement de surface système de lits plantés de macrophytes	21
3.9.2 Caractéristiques du lixiviat de décharge	22
3.9.3 Facteur de bioaccumulation	22
3.10 Matériel et méthode dixième expérience	22
3.10.1 Collecte d'échantillons de sol	23
3.10.2 Configuration expérimentale	23
3.10.3 Analyse des métaux lourds dans le sol et les plantes	24
3.10.4 Facteurs de bioconcentration	24
3.10.5 Facteur de translocation	24
3.11 Matériel et méthode onzième expérience	25
3.11.1 Description de la décharge	25
3.11.2 Matériel vegetal	25
3.11.3 Croissance des plants	26
3.12 Matériel et méthode douzième expérience	26
3.12.1 Collecte d'échantillon des lixiviats	26
3.12.2 Conditions de réalisation de l'expérience	27
3.12.3 Analyse des lixiviats pendant l'expérience	27
3.13 Matériel et méthode treizième expérience	28
3.13.1 Collecte d'échantillon des lixiviats	28
3.13.2 Paramètres physico-chimiques des lixiviats ont été analyses	28
3.14 Matériel et méthode Quatorzièmes expérience	29
3.14.1 Matériel vegetal	29
3.14.2 Lixiviats de décharges	30
3.14.3 Configuration experimental	30
3.14.4 Facteurs de bioconcentration et de translocation	31
3.15 Matériel et méthode Quinzièmes expérience	31
3.15.1 Collecte du lixiviat de décharge	31
3.15.2 Caractéristiques du lixiviat de décharge	31

Chapitre 04 : Résultat et discussions

4 Résultat et discussions

4.1 Résultats et Discussions de la première expérience	33
--	----

4.1.1	Caractéristiques physicochimiques	33
4.1.2	Métaux lourds dans les tissus végétaux	33
4.2.	Résultats et Discussion de la deuxième expérience	34
4.2.1	Caractéristiques physicochimiques	34
4.2.2	L'élimination des matières en suspension totales (TSS)	34
4.2.3	L'élimination de NH_4-N et NO_3-N	35
4.2.4	L'élimination du $PO_4 - P$	35
4.2.5	Croissance des plantes	36
4.3	Résultats et Discussion de la troisième expérience	36
4.3.1	Caractéristiques physicochimiques	36
4.3.2	Accumulation des métaux	37
4.4	Résultats et discussion de la quatrième expérience	37
4.4.1	Accumulation des métaux	37
4.4.2	Croissance des plantes	38
4.5	Résultats et discussion de la cinquième expérience	38
4.5.1	Azote ammoniacal $NH_4^+ - N$	38
4.5.2	Azote nitrique ($NO_2^- - N$) et Azote nitrique ($NO_3^- - N$)	38
4.5.3	Ortophosphate ($O-PO_4^{-3}$)	38
4.5.4	Demande chimique en oxygène (DCO)	39
4.5.5	Ph	39
4.5.6	Conductivité électrique (CE)	39
4.6	Résultats et discussion de sixième expérience	39
4.6.1	Caractéristique physicochimiques	39
4.6.2	Élimination des métaux lourds des lixiviats	40
4.6.3	Facteur de bioconcentration des métaux lourds	41
4.7	Résultats et discussion de septième expérience	42
4.7.1	Caractéristiques physicochimiques	42
4.8	Résultats et discussion de huitième expérience	43
4.8.1	Caractéristique physicochimiques	43
4.9	Résultats et discussion de neuvième expérience	44
4.9.1	Caractéristiques des lixiviats de décharge	44
4.9.2	Facteur de bioaccumulation de <i>P. stratiotes</i> et <i>S. molesta</i>	44

4.10 Résultats et discussion de dixième expérience	45
4.10.1 Concentration des métaux lourds	45
4.10.2 Facteur de bioconcentration et translocation	45
4.11 Résultats et discussion de onzième expérience	46
4.11.1 Métaux dans des tissus végétaux	46
4.11.2 Croissance des plantes	46
4.12 Résultats et discussion de douzième expérience	47
4.12.1 Caractéristiques physicochimiques	47
4.12.2 Changements des paramètres sélectionnés dans les lixiviats de décharge	47
4.12.3 Élimination du phosphore	48
4.13 Résultats et discussion treizième expérience	48
4.13.1 Caractéristiques physicochimiques	48
4.14 Résultats et discussion de quatorzième expérience	50
4.14.1 Caractéristiques physicochimiques	50
4.14.2 Métaux lourds des tissus végétaux	51
4.15 Résultats et discussion de quinzième expérience	52
4.15.1 Caractéristiques physicochimiques	52
Conclusion	54

Bibliographie

Annexe

Résumé

Liste des tableaux

- Tableau 1 :** Caractéristiques principales des différents types de lixiviats[15]. 04
- Tableau 2 :** Caractéristiques d'*Imperata cylindrical*
- Tableau 3 :**Caractéristiques du lixiviat collecté dans la zone de la décharge d'Ankara-Mamak.
- Tableau 4 :** Caractéristiques des matériaux du lits à macrophytes .
- Tableau 5 :** Caractéristiques du lixiviat.
- Tableau 6 :** Caractéristiques du lixiviat utilisé dans les expériences
- Tableau 07 :** Caractéristiques du lixiviat de décharge utilisé dans les expériences
- Tableau 8 :** Résultats des analyses physico-chimiques de l'eau du robinet et des lixiviats utilisés dans l'expérience

Liste des figures

Figure 1: Différentes techniques de phytoremédiation [27].	10
Figure 2: Système de phytoremédiation qui a été fabriqué dans le laboratoire de l'UiTM, réalisé à température ambiante [42].	11
Figure 3: Systèmes de lit planté de macrophyte construites utilisés dans l'étude[43].	14
Figure 4: Points d'échantillonnage[53].	17
Figure 5: Système utilisé dans cette étude [53].	17
Figure 6: Schéma de l'expérience sur le traitement des lixiviats de décharge avec: (A) <i>Phragmites australis</i> , (B) <i>Ceratophyllum demersum L</i> [58].	21
Figure 7: Exemple de station à écoulement verticale avec remplissage appliqué[73].	27
Figure 8: Pytoremédiation des lixiviats de décharge en utilisant <i>Ipomoea aquatica</i> et <i>Pistia stratiotes</i> [76].	29

Liste des abréviations

AGV : Acides Gras Volatils

AN : Azote Ammoniacal

BCF : Facteur de Bioconcentration

BTF : Facteur de biotranslocation

CE : Conductivité électrique

CET : Centre d'enfouissement Technique

Chl : Chlorophylle

CR : Concentration dans Racine

CS : Concentration Pousse

DBO : Demande Biochimique en Oxygène

DBO₅: Demande Biochimique en Oxygène De Cinquième Jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DO : Oxygène Dissous

DSM : Déchet Solide Municipal

ET : Taux d'évapotranspiration

ETM : Eléments Traces Métalliques

HRT : Temps de Rétention Hydrolique

ICP-OES : Spectrométrie d'émission Optique Plasma à Couplage Inductif

IP : Ischia-Podetti

ISO : International Organisation for Standardisation

LD : Lixiviât de Décharge

MES : Matière En Suspension

ML : Métaux Lourds

NWQS : Normes Nationales De Qualité De L'eau

ON : Azote Organique

PVC : Polychlorure de vinyle

R : Rovereto Loc

SHF : Substances Humiques et Fulviques et Substances de Haut Poids Moléculaire

SS : Solides en Suspension

TDS : Matières Solides Totales Dissoutes

TF : Facteur de Translocation

TKN : Azote Total Kjeldahl

TN : l'Azote Total

TP : Phosphore Total

TS : Solides Totaux

TSS : Solides Totaux En Suspension

Introduction Générale

La durée de vie opérationnelle d'une décharge peut aller de 25 à 60 ans. Certaines villes exigent une surveillance post-fermeture jusqu'à 30 ans après que la décharge ait cessé d'avoir des effets nocifs sur l'environnement. Les lixiviats pourraient s'infiltrer dans le sol, les eaux souterraines ou se déverser dans les systèmes fluviaux, créant un risque élevé de maladies pour les habitants et de contamination de la faune (Litvan, 1995) et (Kehila et *al.*, 2009). Son impact sur les plantes et son potentiel à contribuer à la phytoremédiation et ses dommages potentiels

Les objectifs de l'étude sont de quantifier les effets de l'application de lixiviat sur la croissance des plantes et les éventuels impacts négatifs sur les plantes, et d'évaluer l'utilité d'indicateurs facilement mesurables du stress des plantes causé par le lixiviat dans des conditions de terrain.

Compte tenu de l'importance du sujet et de son impact significatif sur l'environnement et la société, nous avons l'aborder et l'étudier sous tous les angles afin de comprendre ses aspects positifs et négatifs, ainsi que la manière d'y faire face, afin de développer des concepts, des solutions et des preuves sur les avantages des lixiviats de déchets (LD), leurs composants et leurs différentes concentrations, leur impact sur les concentrations, leur impact sur les plantes et leur potentiel pour contribuer à la phytoremédiation.

Le traitement des lixiviats produits lors des processus de mise en décharge est l'une des tâches imposées aux décharges face à ces menaces, dont la portée s'étendrait en l'absence ou le manque de surveillance. Il s'agit en fait d'un effluent de déchets réfractaires présentant une forte concentration de fractions nocives. L'eau qui pénètre dans le terriil de la décharge ou du site de compostage, ainsi que l'eau créée lors de la décomposition aérobie de la matière organique, sont à l'origine de la complexité du problème. Néanmoins, en raison du type de déchets enfouis, de la structure du site et de l'imprévisibilité des circonstances climatiques, les charges et les propriétés physico-chimiques des polluants varient fortement d'un lixiviat à l'autre. Il est clair que les lixiviats contiennent des polluants émergents et réfractaires, ce qui implique que le traitement nécessitera une combinaison de processus biologiques et physico-chimiques (Chian et *al.*, 1976) ; (Chian ,1977) ; (Christensen et *al.* , 2001) ; (Wiszniowski et *al.* , 2006) ; (Öman et *al.* , 2008) et (Renou et *al.* , 2008).

La phytoremédiation est un ensemble d'approches qui consiste à utiliser des plantes pour dépolluer le sol, l'eau ou l'air. Par conséquent, en choisissant les plantes appropriées. C'est pourquoi la création de filières capables de dépolluer ce type d'effluent trop chargé est primordiale afin de limiter les risques et les dangers que représente la présence de ce type de

lixiviat dans les régions urbaines et même rurales. Plusieurs projets de recherche ont étudié les performances des procédés de traitement des lixiviats au niveau des stations pilote et du semi-pilote. Ces activités qualifiées sont basées sur des technologies d'épuration fiables, notamment des bioréacteurs à membrane et des procédés d'oxydation sophistiqués (Lin *et al.* , 2000) ; (Laitinen *et al.* , 2006) ; (Bohdziewicz *et al.* , 2008) et (Hu *et al.* , 2016).

Cette contribution vise à déterminer ce qu'est un lixiviat de déchets, ses composants et les techniques pour l'obtenir, ainsi que les principaux aspects chimiques, physiques et biologiques ayant un impact sur la qualité du lixiviat, ainsi que ses avantages et inconvénients, et comment il contribue au traitement par phytoremédiation.

Pour ce faire, nous avons établi les objectifs suivants :

- 1) Nous avons passé en revue et examiner un certain nombre d'études qui ont mené diverses expériences sur des lixiviats provenant de divers sites de déchets et avec une variété de plantes.
- 2) Nous comparons tous les résultats entre eux pour arriver à une conclusion sur la nature du lixiviat, ses composants, ses concentrations, son mode d'utilisation et son effet sur la plante et la phytoremédiation autant qu'une techniques viable pour remédier le degré de déversoir de lixiviat polluée au milieu naturel.

Ce manuscrit est divisé en deux parties : une partie bibliographique comporte deux chapitres dont le premier consiste définir les concepts générales du lixiviat et le deuxième chapitre porte sur la phytoremédiation ; et une partie expérimentale comportant deux chapitres ; matériel et méthodes et les résultats et discussions.

Partie Bibliographique

Chapitre 01 :

Lixiviat

1. lixiviat

1.1 Définition

Selon séminaire international, (2000) le liquide résiduel qui résulte de la percolation de l'eau à travers les déchets est appelé lixiviat. Il est rempli de contaminants organiques, minéraux et métalliques et constitue, en quelque sorte, le jus des ordures car les composés solubles en sont extraits (la lixiviation est favorisée par la décomposition biologique des déchets).

1.2 Composition des lixiviats

Les produits chimiques inorganiques et organiques, ainsi que les microbes, constituent la composition complexe et changeante des lixiviats des décharges (LD). Comme les décharges sont des lits plantés compliqué qui évolue spontanément, il est difficile de déterminer sa composition. En effet, la composition du lixiviat est influencée par de nombreux éléments, dont la composition et le type de déchets enfouis, le mode d'exploitation de la décharge, l'épaisseur de la couche de déchets, le bilan hydrique, l'âge de la décharge, la nature de la couverture, etc... (El-Fadel *et al.*, 2002). Nous avons 4 compositions basées sur ces caractéristiques.

- La demande chimique en oxygène (DCO) est une mesure de la quantité de matière organique dissoute ou en suspension dans la biomasse (acides gras volatils (AGV), composés humiques et fulviques, et substances de haut poids moléculaire (SHF)...).
- Micropolluants d'origine organique (hydrocarbures, composés aromatiques...).
- Formes ioniques des principaux composés minéraux (Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^{+2} , K^+ , NH^{+4} , Fe^{+2} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{-2} , etc...).
- Les cations de métaux lourds (ML) à l'état de traces, généralement complexés avec des ligands minéraux (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{-2}) ou organiques, ainsi que les bactéries pathogènes (Trabelsi, 2012).

1.3 Caractérisation des Lixiviats

En résumé, les lixiviats d'une ancienne décharge sont souvent moins chargés que ceux d'une nouvelle décharge, mais ils sont plus difficiles à assainir, selon la thèse de doctorat. Outre le temps, la nature des déchets enfouis, la présence ou l'absence de la matière organique fermentée visée, les conditions environnementales et le mode d'exploitation du site

influencent la composition des lixiviats. Le tableau 1 présente les caractéristiques principales des différents types de lixiviats.

Tableau 1: caractéristiques principales des différents types de lixiviats (Trabelsi, 2012).

	Age de la décharge	pH	DCO (g/l)	DBO5/DCO (biodégradabilité)	AGV* (COT %)
Lixiviats jeunes	< 5 ans	< 6.5	10 à 20	5 à 10	< 5
Lixiviats intermédiaires	5 à 10 ans	6.5 à 7.5	> 0.5 Bonne	0.5 à 0.1 Assez faible	< 0.1 Très faible
Lixiviats stabilisés	> 10 ans	> 7.5	> 70	5 à 30	< 5

AGV : acides gras volatils.

1.4 Classification des lixiviats

Trois formes de lixiviats ont été identifiées en fonction du stade d'évolution biologique des déchets.

1.4.1 lixiviats jeunes (< 5 ans)

- une charge organique élevée, constituée principalement d'acides gras volatils, et sont relativement biodégradables (seuil de biodégradabilité DBO/DCO > 0,3).
- leur teneur élevée en métaux (jusqu'à 2 g/L⁻¹).
- leur faible pH (inférieur à 6,5). Ils correspondent aux premiers stades non méthanogènes de l'évolution d'une décharge.

1.4.2 lixiviats intermédiaires

- La quantité de matière organique dans l'environnement diminue.
- Les acides gras volatils sont de plus en plus rares (20 à 30 % de la charge de lixiviat).
- L'apparition de ces produits chimiques tend à réduire la biodégradabilité des lixiviats.
- En conséquence, le pH est presque neutre et la charge en métaux est minimale.

1.4.3 lixiviats stabilisés (>10 ans)

Ils ont une faible charge organique et sont composés principalement de composés humiques de poids moléculaire élevé (DCO > 3500 mg.L⁻¹). (Kulikowska et Klimiuk, 2008) et (Chang, 1989). Qui sont résistants à la biodégradation (DBO/DCO 0,1). Ces lixiviats stabilisés sont en corrélation avec la période de maturation de la décharge (Trabelsi, 2012).

1.5 Mécanismes de Production des lixiviats

Lorsque la teneur en eau d'un milieu poreux dépasse la valeur maximale de rétention, des lixiviats sont produits. La quantité maximale de liquide qu'un milieu poreux peut retenir sans produire de percola est définie comme la quantité maximale de liquide qu'un milieu poreux peut retenir sans produire de percola (El-Fadel et al., 2002).

1.5.1 Mécanismes physico-chimiques

Le pH, le pouvoir tampon, la salinité et le potentiel redox des fluides qui percolent dans la poubelle sont tous en train de changer. La solubilisation, la complexation, l'oxydoréduction, l'adsorption, la neutralisation et le transfert de matière sont autant de mécanismes chimiques impliqués dans ces solutions.

1.5.2 Processus biologiques

La production de lixiviats est fortement influencée par les processus biologiques aérobies et anaérobies. En effet, les microorganismes hétérotrophes (bactéries, levures et champignons) responsables de la décomposition de la fraction organique fermentescible se nourrissent des déchets enfouis. Cette activité microbiologique peut avoir une variété d'impacts directs et indirects, ainsi que provoquer des processus physiques et chimiques secondaires. En conséquence, les conditions ambiantes (pH, température et potentiel redox) changent (Colin, 1984).

1.6 Genèse des lixiviats (Biodégradation et stabilisation des déchets)

La composition des LD municipales présente des fluctuations temporelles en fonction des caractéristiques spécifiques du site. (Pohland et al., 1985) Un modèle global de l'évolution d'une décharge en 5 phases a été donné.

1.6.1 Phase aérobie

L'oxygène présent au moment du dépôt des ordures est consommé (décomposition aérobie). L'activité des bactéries aérobies rigoureuses permet de dégrader les matières organiques facilement dégradables et oxydables. Une élévation de la température entre 50 et 70 °C caractérise cette phase (Aguilar et al., 1999).

1.6.2 Phase initiale ou de latence

Dépôt de déchets et accumulation d'humidité ; tassement et fermeture des cellules - détection des changements initiaux dans les différents paramètres (Trabelsi , 2012).

1.6.3 Phase de transition

Cette phase représente la transition progressive des circonstances aérobies aux circonstances anaérobies. Elle est marquée par une baisse du potentiel redox (le milieu devient plus réducteur) et une augmentation de la DCO (proportionnelle à la quantité de matière organique dans le milieu) (Chen, 1996).

1.6.4 Phase acétogénique

Cette phase peut durer plusieurs années, voire des décennies. Elle est définie par la présence de bactéries " acétogènes " qui hydrolysent et transforment la matière organique par fermentation, aboutissant à des molécules simples et solubles (acides gras, ammoniac) Kurniawan et *al.*, (2006) .

Les valeurs de DBO (demande biochimique en oxygène) et un pH acide des lixiviats produits pendant cette période sont élevées (Wu J et *al.*, 2011).

1.6.5 Phase méthanogénique

Hormis la formation de biogaz, cette phase de biodégradation de la matière organique correspond à la production de méthane (environ 50 à 60% en volume) et de dioxyde de carbone (teneurs entre 40 et 60% en volume) à partir de produits organiques issus des étapes métaboliques précédentes. Le lixiviat a une DCO faible représentative d'une matière organique difficilement biodégradable (Woese , 1987).

1.6.6 Phase de maturation finale

On a une stabilité des contenus organiques disponibles dans les déchets et solubilisés dans le lixiviat, selon

- La production de biogaz diminue et finit par cesser.
- Lorsque le potentiel redox augmente, l'oxygène et les espèces oxydées refont lentement surface.
- La matière organique est plus biodégradable que la matière inorganique.

1.7 Principes Facteurs affectant la composition du lixiviat

1.7.1 pH

Influence les réactions chimiques qui se produisent pendant le transfert de masse dans le système de lixiviation, comme la précipitation, la dissolution, la refonte et la sorption.

1.7.2 Composition des déchets

La nature de la partie organique des déchets a un impact important sur la décomposition des déchets dans les décharges et, par conséquent, sur le lixiviat produit. Avec l'aide du lixiviat, la flore peut stopper ou arrêter le processus de détérioration biologique.

1.7.3 Potentiel redox

La solubilité des nutriments et des métaux dans le lixiviat sera influencée par les conditions de réduction, qui correspondent aux deuxième et troisième phases de la dégradation anaérobie.

1.7.4 Âge

L'âge de la décharge, défini comme la durée de stockage calculée à partir du moment de la construction, est couramment mis en cause dans les variations de la composition des lixiviats et de la quantité de contaminants éliminés des déchets (Christensen *et al.*, 1992).

1.8 Impacte des lixiviatssur l'environnement et la santé humaine

Des processus de dégradation liés à des interactions biologiques et physico-chimiques complexes se produisent lorsque les déchets sont mis en décharge. Par rapport à la biodégradation naturelle des déchets confinés et de leurs composants anthropiques, qui libèrent de nombreuses substances toxiques dans le milieu naturel, l'eau s'infiltré et produit des lixiviats et du biogaz chargés de substances organiques ou minérales, qui génèrent une pollution principalement de type organique et métallique. On distingue trois types de contamination sur les sites de décharge : la pollution par les matières organiques et/ou minérales, la pollution par les métaux lourds et la pollution par les micro-organismes (Kehila *et al.*, 2007).

Chapitre 02 :

Phytoremédiation

2 Phytoremédiation

2.1 Définition de la phytoremédiation

La phytoremédiation est un type de remédiation de la pollution qui semble fonctionner pour un large éventail de polluants organiques et inorganiques. Elle fonctionne sur des surfaces solides, liquides et gazeuses (Pilon-Smits, 2005). La phytoremédiation est une alternative récente pour remédier à ce type de contamination dans de vastes zones où l'excavation est irréalisable en raison du volume impliqué (Janssen et *al.*, 2005).

2.2 Principes de la Phytoremédiation

Les plantes et les microbes apparentés sont utilisés dans la phytoremédiation (Mench et *al.*, 2010).

La phytoremédiation est divisée en cinq catégories basées sur les mécanismes de remédiation des contaminants : phytostabilisation, phytoextraction, phytodégradation, phytovolatilisation et rhizofiltration (voir Figure 1).

Ces trois derniers principes ne s'appliquent qu'aux sols qui ont été pollués par de la matière organique. Leurs concepts sont basés sur la décomposition des contaminants en produits chimiques plus simples et moins nocifs qui peuvent ensuite être utilisés par la plante ou les microbes associés (Bert et *al.*, 2012).

2.3 Mécanismes de la Phytoremédiation

La phytoremédiation implique de multiples procédures mises en œuvre en fonction de la contamination et des objectifs de remédiation (Bert et *al.*, 2000), qui peuvent conduire à la dégradation du polluant, à son élimination (par accumulation ou dissipation) ou à son immobilisation (Bruce et Pivetz, 2001). La phytoremédiation est actuellement classée en cinq grandes catégories d'application (Pulford et *al.*, 2003).

2.3.1 Phytoextraction

La phytoextraction est une approche de remédiation basée sur la capacité des plantes à éliminer les polluants du sol (ou de l'eau) et à les transporter et les déposer dans leurs parties aériennes par l'intermédiaire de leurs racines.

Cette méthode est particulièrement utile dans les sols à contamination diffuse, lorsque les polluants sont présents en petites quantités et à la surface. Elle peut être utilisée conjointement avec l'ajout de chélateurs pour améliorer la mobilité et l'absorption des éléments par les plantes (Huang et *al.*, 1997).

2.3.2 Phytostabilisation

La phytostabilisation est le processus de revégétalisation d'un sol pollué afin d'immobiliser les éléments traces métalliques (ETM). Cette stratégie permet de réduire la transmission des contaminants vers la nappe phréatique et l'atmosphère (Mahar et *al.*, 2016).

2.3.3 Phytodégradation

Cette technique correspond la contamination organique, et non pas celle des éléments traces. Les plantes utilisées dans ce processus n'ont pas la capacité de stocker les contaminants dans leurs cellules. Elles peuvent cependant digérer les contaminants organiques dans les cellules de leurs systèmes aériens et racinaires (Dabouineau et *al.*, 2005).

2.3.4 Phytovolatilisation

Les plantes sont utilisées dans la phytovolatilisation pour déplacer les ETM du sol vers l'atmosphère. Certains éléments (As, Hg et Se, par exemple) se retrouvent sous forme gazeuse dans l'atmosphère. Les ETM sont absorbés par les racines, puis transmis aux parties aériennes, où ils sont convertis en leur forme volatile avant d'être libérés dans l'atmosphère (Kabataet, 2011).

2.3.5 Rhizofiltration

Adsorption ou précipitation des polluants contenus dans les eaux souterraines, les eaux de surface et les eaux usées sur les racines des plantes. Les plantes de décontamination peuvent être terrestres ou aquatiques. Lorsque les racines des plantes sont saturées de toxines, elles sont récoltées et remplacées par de nouvelles plantes pour continuer le processus de décontamination (Mortet, 2019)

2.4 Avantages de la phytoremédiation

- La phytoremédiation est une technologie de développement à long terme qui a une meilleure perception du public que les procédures traditionnelles (Dechamp et Meerts, 2003).
- La phytoremédiation assure une couverture végétale qui contribue à l'esthétique de la zone tout en ralentissant l'érosion du sol et le lessivage des particules et en augmentant l'infiltration (Dechamp et Meerts, 2003).
- La mobilité des polluants dans l'air, l'eau et le sol est minimisée car les polluants sont maintenus à proximité ou à l'intérieur des plantes (sauf dans le cas de la phytovolatilisation) (Bert et Deram, 1999).

- La phytoremédiation est peu coûteuse : on estime qu'elle est 10 à 100 fois moins chère que les méthodes traditionnelles (Bert et Deram, 1999). En raison de son faible coût, une utilisation à grande échelle est possible.
- La phytoremédiation peut être employée comme une mesure préventive ou en conjonction avec d'autres méthodes de nettoyage.

2.5 Inconvénients de la phytoremédiation

- Elles sont dues à un manque d'informations, ainsi qu'aux difficultés inhérentes au traitement des matériaux vivants.
- La détermination de la mobilité et l'évaluation de la biodisponibilité des métaux lourds est l'un des défis à relever lors des études de phytoremédiation.
- Les extractants utilisés pour un métal peuvent ou non convenir à un autre.
- Les méthodes de phytoremédiation sont difficiles à systématiser (Van et *al.*, 2007).
- L'un des principaux inconvénients de ces stratégies est la limitation de l'action des plantes en profondeur en raison d'une capacité d'enracinement allant de 0,5 à 1 mètre pour les plantes herbacées et de 2 à 4 mètres pour les arbres et arbustes. De plus, comme les racines ne sont pas en contact permanent avec le sol contaminé, la stabilisation ou l'élimination des métaux est entravée.
- En raison du manque d'informations sur les procédures agronomiques et la gestion des hyperaccumulateurs, il est difficile de produire une récolte considérable de biomasse des espèces souhaitées (Dechamp et Meerts, 2003) et (Van et *al.*, 2007).

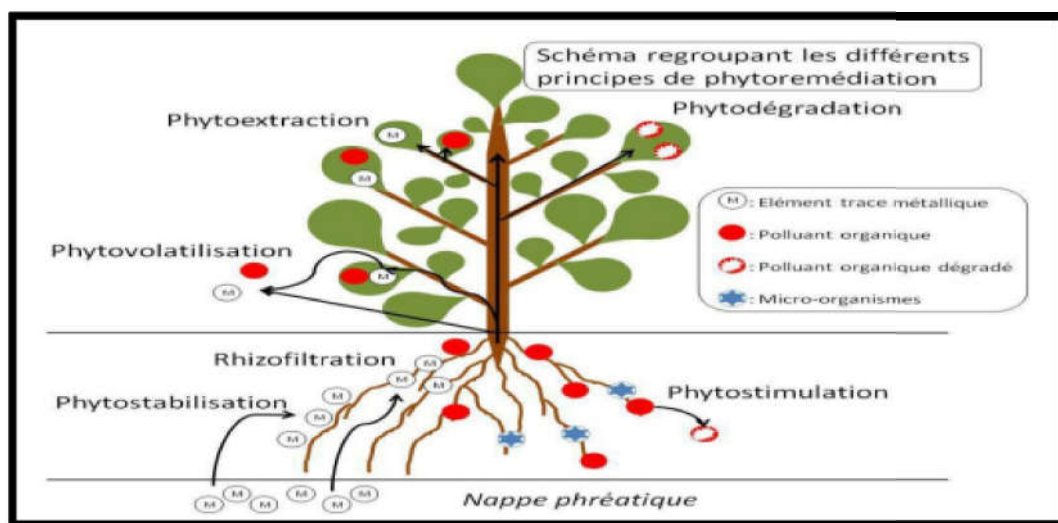


Figure 01: Différentes techniques de phytoremédiation (Pilon-Smits, 2005).

Partie Expérimentale

Chapitre 3

Matériel et méthodes

3. Matériel et méthode

Matériel et méthodes de 15 études réalisés dans la même rubrique est illustré ci-après :

3.1 Matériel et méthode de la première expérience

D'après l'étude réalisée par Moktar et Tajuddin (2019), au niveau des bassins de collecte de la décharge sanitaire de Jeram, Selangor Malaisia.

Les échantillons de lixiviat collecté à partir de ces bassins ont été regroupés en 3 exemplaires et véhiculés au laboratoire de d'hydraulique de l'université Technologie MARA (UiTM) afin de caractériser les paramètres physicochimiques du lixiviat par méthode spectrophotométrique d'émission optique à plasma à couplage inductif (ICP-OES).

3.1.1 Système de la phytoremédiation

Les plantes ont été cultivées dans un système (0,66 m x 0,44 m x 0,35 m) rempli de 10 L de lixiviat et dans un réservoir de contrôle séparément. Le réservoir ouvert a été choisi pour ressembler à un véritable bassin de lixiviat et pour permettre une aération naturelle à la surface du réservoir. Le même lot de lixiviat a été ajouté pendant toute la durée du traitement afin d'ajuster la perte de volume due à l'évaporation et à la technique d'échantillonnage (voir Figure 2).

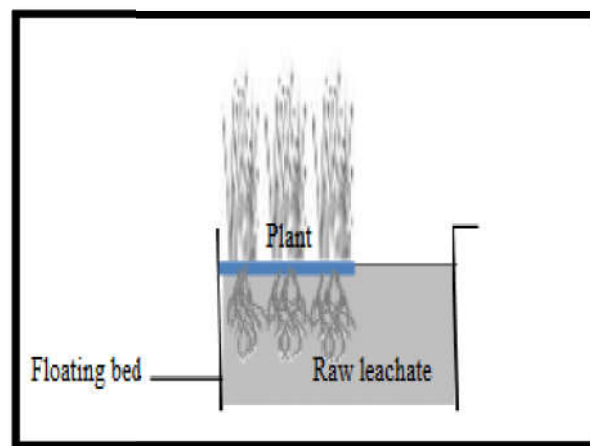


Figure 02 : Système de phytoremédiation qui a été fabriqué dans le laboratoire de l'UiTM, réalisé à température ambiante.

3.1.2 Choix de la plante

On trouve *Imperata cylindrica* aussi bien dans les climats tropicaux que tempérés. Dans le tableau 2, les caractéristiques d'*Imperata cylindrica* sont énumérées (voir annexe).

-La structure des racines d'*Imperata cylindrica* est fibreuse, ce qui lui permet d'absorber et d'extraire les nutriments. Comme le taux de développement de la structure racinaire est trop rapide pour le réservoir de lixiviation, il est important de laisser un espace suffisant pour l'aération afin de laisser le système racinaire respirer et d'éviter les conditions aérobies pendant l'expérience. La quantité de plantes *Imperata cylindrica* transplantées dans chaque réservoir varie en fonction de la durée de l'échantillonnage.

-La surveillance a été effectuée sur une base quotidienne pendant 30 jours. Tout au long de l'expérience, le lixiviat de chaque conteneur a été échantillonné les jours 0, 5, 10, 15, 20, 25 et 30.

- Les racines et les feuilles mortes ont été fauchées pendant l'expérience pour empêcher la décomposition et les nutriments d'être libérés dans le réservoir de lixiviat.

-Les métaux dans le lixiviat et les tissus végétaux ont été caractérisés pour déterminer l'intensité des polluants dans les eaux usées et la capacité de la plante à accumuler le lixiviat.

-*Imperata cylindrica* s'est avérée efficace pour éliminer le plomb des sols contaminés. Elle a également produit une quantité modérée de biomasse. Par conséquent, le but de cette étude est de voir si *Imperata cylindrica* peut éliminer le plomb de l'eau contaminée ou du lixiviat. Toutes les analyses ont été effectuées par Perkin Elmer Inc.

- un spectrophotomètre de type USA. Spectrométrie d'émission atomique avec un plasma à couplage inductif.

-La procédure commence par les étapes de stockage de l'échantillon, de sa digestion, de la réalisation de l'analyse et de l'analyse des résultats. Tous les échantillons ont été préparés et analysés avec l'étalon multi élémentaire de Perkin Elmer Inc. USA, l'étalon multiéléments 3 (sans Hg).

3.2 Matériel et méthode Deuxième expérience

D'après l'étude réalisée par Yalçuk et Ugurlu (2020), au niveau des bassins de collecte de la décharge de Mamak, qui est la zone de stockage à ciel ouvert des déchets de la région métropolitaine d'Ankara.

Les échantillons ont été prélevés à la sortie des systèmes *latifolia* (réacteur 1) et *C. indica* (réacteur 2) et dans le réservoir d'alimentation deux fois par semaine pendant la période de traitement de 201 jours afin de caractériser les paramètres physicochimiques du lixiviat par méthode spectrophotomètre MerckPharo 100 multi-analyseur Thermo Scientifique Orion 5 Star ,gravimétrique en conformité avec les méthodes standard pour l'examen de l'eau et des eaux usées (APHA, 2005).

3.2.1 Caractéristiques du lixiviat de décharge

L'étude actuelle a utilisé des lixiviats collectés pendant 201 jours dans la région de la décharge de Mamak, qui est une installation ouverte de stockage de déchets dans la région métropolitaine d'Ankara (voir Tableau 1). Avant d'alimenter le système, le lixiviat a été dilué avec de l'eau du robinet dans un rapport de 1/15 pour maintenir la concentration d'entrée de (NH_4-N), en dessous de 200 mg/l. Selon Cooper et *al.*, (1996) cette dilution était nécessaire pour éviter la suppression du développement des plantes à des concentrations élevées d'ammoniac le lixiviat récupéré a été conservé au réfrigérateur jusqu'à son utilisation.

3.2.2 Système de la phytoremédiation

Des systèmes de stations pilotes rectangulaires de 100 (L) 50 (L) 40 (H) cm ont été utilisés dans cette étude. Des plaques d'acier d'une épaisseur de 2 mm ont été utilisées pour construire ces systèmes. 3 matériaux de décharge distincte ont été installés avec différentes épaisseurs dans ces systèmes, qui ont été exploités dans des circonstances d'écoulement vertical (voir Figure 3). À la base des stations à écoulement vertical se trouvait un système de tuyauterie en PVC. Une pompe péristaltique (Gilson) avec un débit quotidien de 5 L les alimentait. La décharge de lixiviat (une dose de 1, 26 l/h) était acheminée vers la station à intervalles de 10 minutes. Le taux de charge hydraulique était de 1 cm/jour ET le taux de charge organique de 0,033 kg/m³/jr.

Le tableau 2 présente les conditions opérationnelles et les caractéristiques du matériau du lit de macrophytes des bassins de phytoremédiation (annexe). Deux espèces végétales distinctes ont été choisies pour être utilisées dans les systèmes de phytoremédiation construits, et leur efficacité a été comparée l'une à l'autre, afin d'explorer l'impact des plantes sur le traitement des lixiviats. Les plantes *T. latifolia* (R1) et *C. indica* (R2) ont été plantées à une densité de 20 racines/m² dans les systèmes de lits plantés de macrophytes. Dans les systèmes de lits plantés de macrophytes construits, les deux types de plantes sont souvent utilisés. Les plantes diffèrent principalement par la longueur des racines et le développement des feuilles, bien que la croissance des rhizomes soit identique. En outre, un lit non planté (R3) a été utilisé comme lit planté témoin pour étudier le rôle des plantes dans l'élimination des polluants. L'expérience a duré 201 jours.

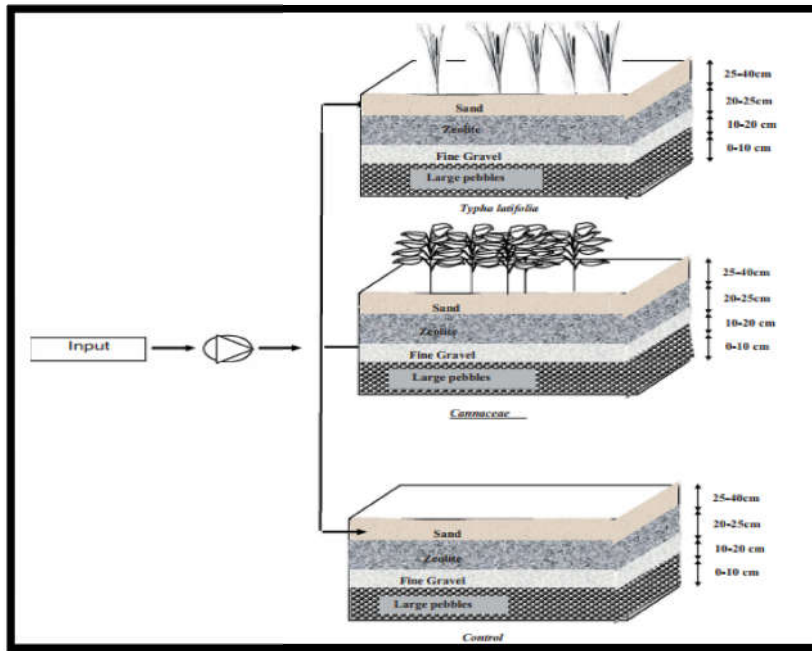


Figure 03 : Systèmes de lit planté de macrophyte construites utilisés dans l'étude.

3.2.3 Méthodologies d'analyse des données

Les échantillons ont été prélevés deux fois par semaine dans le réservoir d'alimentation et à la sortie des systèmes R1-R2 et R3. La (DCO), (NH_4-N), (PO_4-P), (NO_2-N), (NO_3-N), conductivité électrique (CE), le pH et le potentiel redox étaient parmi les caractéristiques physiques et chimiques mesurées. Un multi-analyseur Thermo Scientific Orion 5 Star a été utilisé pour mesurer CE, le pH et le potentiel redox. Selon les normes de (APHA, 2005), les dosages de l'ammonium et les autres caractéristiques des paramètres ont été effectués à l'aide d'un spectrophotomètre MerckPharo 100.

Les procédures standard de (APHA, 2005), pour l'étude de l'eau et des eaux usées ont été utilisées pour mesurer les métaux lourds en utilisant la méthode gravimétrique.

3.3 Matériel et méthodes de la troisième expérience

D'après l'étude réalisée par Ugya et Priatamby, (2016). au niveau de bassins de Kinkinaw Ungwar Ma'azu Kaduna state, Nigeria.

Les échantillons de lixiviat collectés à partir de ces l'auge ont été constitués le plant testé de *Pistiastratiotes* contenant l'échantillon de lixiviat. Afin de déterminer les caractéristiques du lixiviat, des paramètres physicochimiques ont été mesurés par méthode standard pour l'examen de l'eau et des eaux usées (APHA, 1998 et APHA, 1995).

3.3.1 Caractéristiques du lixiviat de décharge

Les *Pistiastratiotes* ont été maintenus sur un papier filtre pour éliminer l'eau supplémentaire avant d'être transférés dans des bacs en plastique de 5 litres contenant le lixiviat. Les caractéristiques du lixiviat ont été déterminées par l'analyse de certains paramètres physico-chimiques tels que le solide totaux en suspension TSS, le DBO_5 , la DCO, la conductivité, le pH, la turbidité, le nitrate, le phosphore total (TP), le sulfate, et certains métaux lourds tels que (Cd, Cu, Cr, Pb, et Co) (Lu ,2009) et (Ismail et Beddri , 2009) avant de transférer la plante test dans l'auge contenant l'échantillon de lixiviat. L'eau a été réanalysée après une période de résidence de 21 jours. La valeur initiale représente la valeur avant la phytoremédiation, tandis que la valeur finale représente la valeur après la phytoremédiation. L'approche habituelle de (APHA, 1998 et APHA, 1995) a été utilisée pour toutes les analyses.

3.4 Matériel et méthodes Quatrième expérience

D'après l'étude réalisée par Söğüt et *al.*, (2005), au niveau des bassins du système de drainage pour contrôler la production accrue de lixiviat qui située dans la région méditerranéenne Sud-Est de la Turquie.

Les échantillons de lixiviat ont été collectés dans des conteneurs fermés, transportés au laboratoire et stockés à 4°C et analysés dans un délai maximum d'un jour selon les méthodes standard pour l'examen de l'eau et des eaux usées (APHA, 1999). Les paramètres analysés des échantillons de lixiviat sont DCO, DBO, les solides en suspension (SS), le pH, NH_3-N , NH_2-N , PO_4-P , Cr, Cu, Pb, Zn et Fe. Les caractéristiques de lixiviat dans le tableau 3 (voir annexe)

3.4.1 Échantillonnage et analyse

Les échantillons de lixiviat ont été recueillis dans des récipients scellés, transportés au laboratoire, maintenus à 4°C pendant une journée maximum et analysés selon les procédures standard d'analyse de l'eau et des eaux usées (APHA, 1999). La DCO, la DBO, SS, le pH, NH_3-N , le NH_2-N , le PO_4-P , le Cr, le Cu, le Pb, le Zn et le Fe ont tous été mesurés dans les échantillons de lixiviat. Les échantillons ont été congelés à -2°C après l'analyse pour empêcher l'activité microbienne, puis stockés pour une utilisation future.

Pennisetum clandestinum est ont été irriguées avec quatre dilutions différentes de lixiviat, comme 1/1, 1/2 et 1/4, pour voir comment elles réagissaient à la concentration de lixiviat. Un ensemble de contrôle a également été mis en place, physiquement identique aux

autres ensembles, mais les plantes ont été irriguées avec de l'eau d'irrigation ordinaire (C1, S1). Trois répliques ont été utilisées pour développer et réaliser l'ensemble de l'expérience.

L'essai s'est déroulé entre avril et octobre 2002. En avril, les graines ont été semées dans de petits pots, et les pousses ont ensuite été plantées. En mai, il a été transplanté dans des pots de 2l. Lorsque l'environnement local a commencé à évoluer vers la saison sèche, en juillet 2002, les lixiviat et leurs dilutions ont été appliqués sur les plantes. Il convient de noter que les pots ont été recouverts d'un revêtement en PVC pour éviter les fuites. Le lixiviat stocké a été administré aux pots en trois dilutions différentes : 1/1, 1/2 et 1/4, chaque dilution étant obtenue en ajoutant de l'eau pure au lixiviat. Les plantes ont dû être irriguées à la main.

En fonction de l'augmentation du ET due aux circonstances météorologiques actuelles, la quantité de dilutions ajoutées a été choisie entre 300 et 400 ml.

Le taux de survie des plantes et leurs caractéristiques de croissance ont également été étudiés au cours de l'expérience. Le 3 octobre 2002, la récolte a été achevée après la phase de test. Les plantes ont été nettoyées et divisées en sections souterraines (racines) et aériennes (pousses et feuilles) après la récolte. Le matériel végétal a ensuite été séché pendant 2 heures à 300°C avant d'être finement broyé en poudre.

Les analyses de métaux des plantes en poudre ont été évaluées en utilisant la procédure standard appropriée (APHA, 1999). A l'aide d'un spectrophotomètre (Nanocolor 100D) et des kits d'analyse des métaux associés, par photométrie. L'examen des racines de la dilution 1/4 n'ayant pas été possible en raison de difficultés techniques, les données relatives aux ML de cette dilution n'ont pas été analysées dans cette étude. Outre l'analyse des plantes, il fallait ensuite déterminer la concentration. La terre de chaque pot a été mélangée pour analyser le sol.

3.5 Matériel et méthode cinquième expérience

D'après l'étude réalisée par Topal (2012), au niveau des bassins de collecte de la zone de stockage sauvage de la ville de Sivas (Turquie).

Les échantillons de lixiviat collecté à partir de ces bassins de lixiviat de la zone de stockage sauvage de la ville de Sivas (Turquie). Les échantillons ont été prélevés en 15 points différents (voir Figure 4) et mélangés de manière homogène (*Lemnagibba L*). Les caractéristiques du lixiviat utilisé dans les expériences sont données dans le (tableau 4 voir annexe). Les expériences ont été réalisées selon la méthode standard pour l'examen de l'eau et des eaux usées (AWWA et al., 1989).

3.5.1 Systèmes de la phytoremédiation

Les caractéristiques du lixiviat utilisé dans les expériences sont données dans le (voir tableau 4 voir l'annexe). Les lits plantés utilisés dans notre recherche sont faits de verre avec une dimension de 15x45x15 cm qui consiste en 9 divisions (voir Figure 5). Deux lits plantés ont été utilisés comme contrôles et deux lits plantés ont été plantés avec 15.5 gr (ww) de *Lemnagibba L.* avec des profondeurs de lixiviation de 5 et 10 cm. Les systèmes discontinus ont été maintenus à température ambiante. L'oxygène dissous (DO) (3 mg/l) a été apporté par des diffuseurs. Les lits plantés ont été éclairés par des lampes fluorescentes de 60 watts pendant 12 heures de jour et 12 heures de nuit.

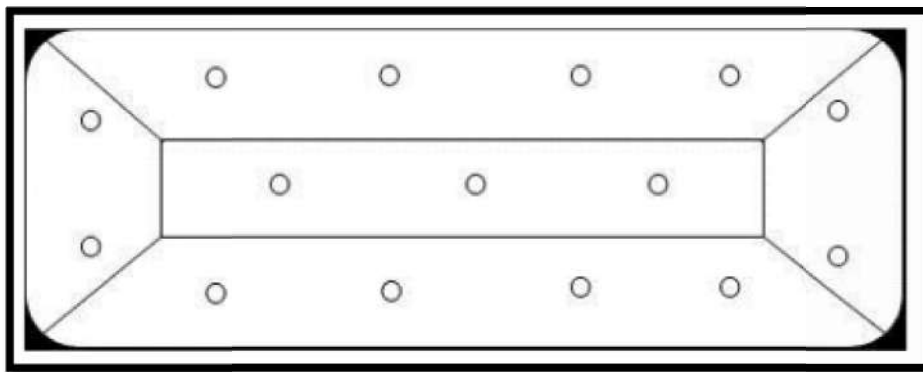


Figure04 : points d'échantillonnage

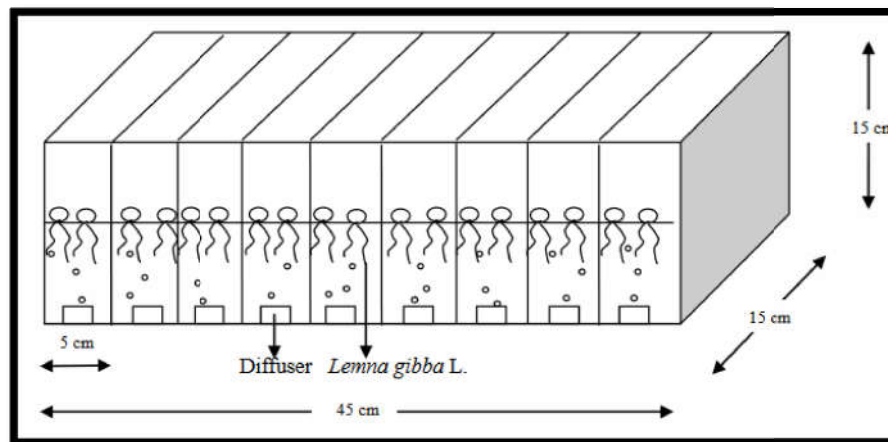


Figure05 : Système utilisé dans cette étude.

3.5.2 Caractéristiques du lixiviat de décharge

Les expériences ont été réalisées selon les procédures établies pour l'analyse de l'eau et des eaux usées (AWWA et *al.*, 1989). Un compteur Hach Lange HQ40d CE et DO a été utilisé

pour détecter la CE et la teneur en oxygène. Un pH-mètre à microprocesseur Hanna pH211 Instruments a été utilisé pour surveiller le pH.

3.6 Matériel et méthode sixième expérience

D'après l'étude réalisée par Daud *et al.*, (2018), Des échantillons bruts de lixiviat de décharge ont été collectés sur le site de la décharge de MahmoodBooti (Lahore, Pakistan), situé au nord de la route Bund. Les lixiviats ont été collectés et stockés dans trois bidons en plastique propres et étiquetés d'une capacité de 1000 ml.

Les échantillons de LD ont ensuite été immédiatement transférés au laboratoire et stockés à 4° C avant d'être analysés. Les paramètres physicochimiques et les teneurs en ML ont été analysés selon les méthodes standards pour l'examen de l'eau et des eaux usées, sauf pour quelques paramètres (APHA, 2005). À l'aide d'un pH-mètre portable, la température et le pH des échantillons ont été suivis en temps réel (Hanna HI 2210).

3.6.1 Collecte d'échantillons de plante

Des échantillons de lentilles d'eau douce (*L. minor*) ont été obtenus au Fisheries Research and Training Institute de Lahore (31.5890 ° N, 74.4642 ° E). Pour éliminer les larves d'insectes et les épiphytes, les plantes ont été soigneusement lavées à l'eau. Pour s'acclimater à l'habitat existant, les échantillons de plante ont été placés dans un pot en plastique rempli d'eau pendant une semaine. Ensuite, pour l'expérience de recherche, des plantes de la même taille ont été rassemblées. En juillet 2016, des échantillons de lixiviat de décharge et de *Lemnaminor* ont été prélevés.

3.6.2 Configuration expérimentale

L'expérience a été répétée trois fois pour déterminer l'efficacité moyenne de la plante, et la recherche s'est terminée en novembre. La température moyenne quotidienne sur le site expérimental pour l'étude était de $23 \pm 5^\circ \text{C}$, avec une humidité moyenne quotidienne de $72 \pm 15\%$. Les essais ont duré 0, 3, 6, 9, 12 et 15 jours, respectivement (total de 6 observations avec données de prétraitement).

3.6.3 Préparation d'échantillon

Les concentrations de ML dans les lixiviats et les échantillons de plantes sont calculées et mesurées à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique (AAS) (Z-8230). Les échantillons de plantes ont été soigneusement nettoyés avant d'être séchés au four à 70 degrés Celsius. Les échantillons de plantes ont été pulvérisés et tamisés à une finesse de 1 mm après

séchage complet. En augmentant progressivement la température, les échantillons de plantes (0,25 g each) ont été digérés avec du diacide ($HNO_3 - HClO_4$). Après la digestion complète de l'échantillon, de l'eau distillée a été ajoutée pour obtenir une quantité finale de 50 ml.

3.7 Matériel et méthode septième expérience

D'après l'étude réalisée par Awasthi et al (2017), Échantillons de lixiviat, collectés du matériel végétal et analysés de déchets solides municipaux ont été prélevés dans l'une des zones de décharge à ciel ouvert (région de Jabalpur) et immédiatement transférés au laboratoire pour être stockés à 4 °C. Les caractéristiques physico-chimiques des échantillons collectés ont été analysées par la procédure standard rapportée par (APHA , 2005).

3.7.1 Configuration expérimentale

Le Jawaharlal Nehru Krishi Vishwavidyalaya à Jabalpur, Madhya Pradesh (M.P.) Inde, a fourni les graines de blé. Les graines sèches ont été trempées pendant 24 à 144 heures dans diverses concentrations de lixiviat (telles que 10 %, 20 %, 30 %, 40 %, 50 %, 60 %, 70 %, 80 %, 90 % et 100 %) et dans de l'eau distillée (qui a servi de témoin) avant d'être germées dans une chambre humide. Les plantules ont été récoltées après incubation à 28 ± 1 °C pendant 2 jours, 4 jours, 6 jours, 8 jours et 10 jours, respectivement, pour mesurer la croissance des plantes. Détermination de la chlorophylle et croissance des semis.

Dans chaque plaque, la taille des racines des plantules de blé a été mesurée. Pour chaque unité expérimentale, trois duplicatas ont été effectués. Pour l'analyse de la chlorophylle, des échantillons de feuilles fraîchement récoltées (0,1 g) ont été écrasés avec de l'eau distillée, puis homogénéisés avec de l'acétone à 80 %. Un spectrophotomètre a été utilisé pour déterminer la quantité de surnageant. Niveaux de chlorophylle (Chl a et Chl b).

3.8 Matériel et méthode huitième expérience

D'après l'étude réalisée par Szymańska-Pulikowska et Wdowczyk, (2021), Les échantillons de lixiviat ont été collectés en juin 2020, dans quatre décharges de déchets municipaux situées dans la voïvodie de Basse-Silésie en Pologne.

Les échantillons ont été transportés au laboratoire de recherche environnementale de l'Institut d'ingénierie environnementale de l'Université des sciences environnementales et de la vie de Wrocław. Les analyses des propriétés physico-chimiques ont été réalisées par des méthodes couramment utilisées, conformément aux normes ISO (International Organization for Standardization) pour étudier des propriétés des lixiviats et des phytotoxicité des

décharges dans les échantillons bruts et après traitement avec *Phragmites australis* et *Ceratophyllum*.

3.8.1 Caractéristique du lixiviat de décharge

Dans les 24 heures suivant le prélèvement des échantillons, les analyses de laboratoire qui ne nécessitaient pas la minéralisation des matériaux ont été réalisées (Tomczyk et Wiatkowski, 2021). La minéralisation a été effectuée simultanément, suivie des analyses qui nécessitaient une minéralisation. Le pH, la CE, la DCO, DBO_5 , l'azote total Kjeldahl (TKN), l'azote organique (ON), l'azote ammoniacal (AN), le phosphore total (TP), les solides totaux (TS), les solides dissous totaux (TDS), les MES, SO_4 , Cl^- , K^+Na^+ , le Ca^{+2} , Mg^{+2} Fe, le manganèse, Zn, Pb, le nickel et le cadmium ont tous été mesurés dans les lixiviats bruts et post-traitement.

3.8.2 Organisation et déroulement de l'expérience

Le roseau commun (*Phragmites australis*) et la corne raide (*Ceratophyllum demersum L.*) ont été exposés à des quantités croissantes de lixiviat de décharge en laboratoire. Le *Phragmites australis* a été choisi pour cette étude car il est utilisé depuis de nombreuses années en phytoremédiation pour le traitement de nombreux types d'eaux usées. Sa capacité à accumuler les nutriments, ML et les micropolluants est supérieure à celle d'autres plantes aquatiques (Milke et al., 2020). *Ceratophyllum demersum L.* il s'agit d'une plante complètement submergée qui est répandue dans les plans d'eau avec des niveaux de nutriments modérés à élevés (Foroughi et al., 2013). La série était constituée de solutions de concentrations décroissantes, chaque solution consécutive représentant la moitié de la précédente pour faciliter les calculs. D'autres auteurs (Białowiec et Kasiński, 2009), ont utilisé une gamme similaire de concentrations d'échantillons dans leur recherche sur la neutralisation des LD dans des systèmes de lits plantés de macrophytes. L'exposition aux lixiviats a été prolongée de 14 jours. Dans les études, le même temps d'exposition a été choisi (Tahmasbian et Safari Sinigani, 2016); (Antić et al., 2018) ; (Daud et al., 2018)). Pendant l'essai, aucune aération. Chaque variété a été répliquée trois fois. Le même volume de solution a été obtenu de chacun des trois récipients après que les plantes aient été exposées au lixiviat. Ces échantillons ont été utilisés pour les études de composition physico-chimique. Supplémentaire n'a été appliquée.

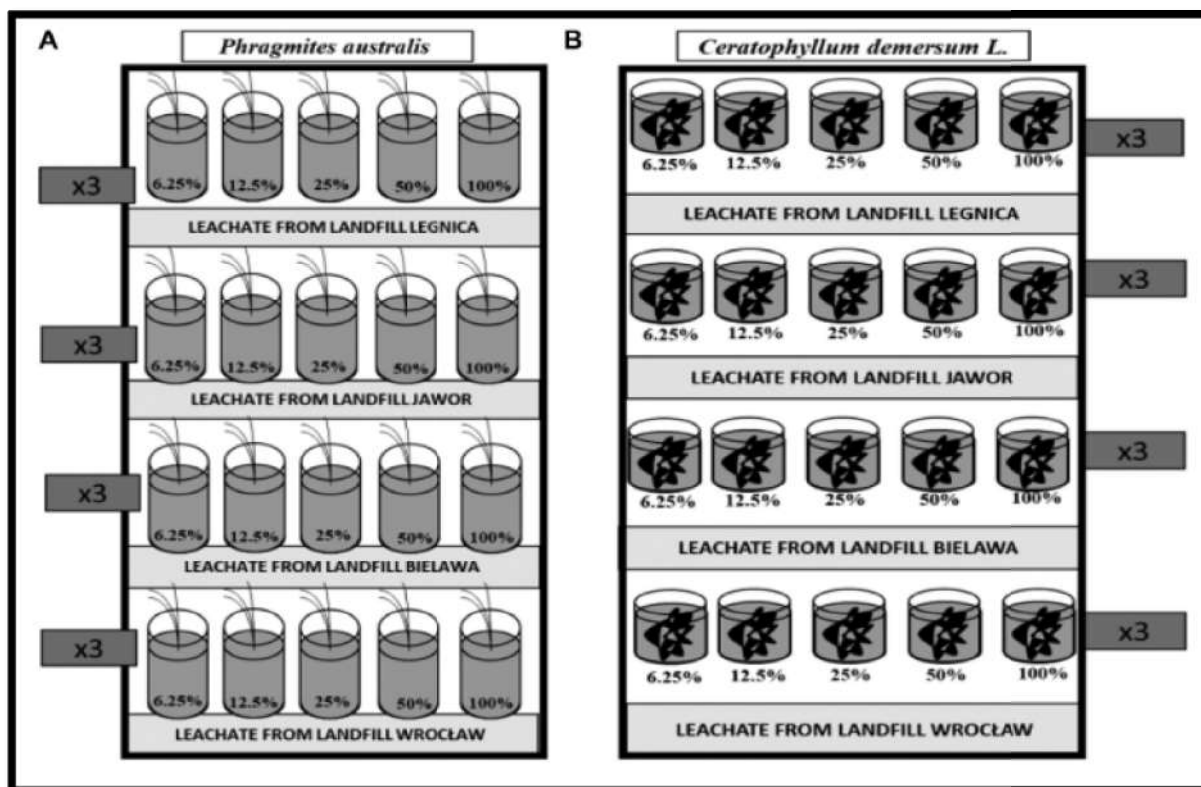


Figure 6 : Schéma de l'expérience sur le traitement des lixiviats de décharge avec : (A) *Phragmites australis*, (B) *Ceratophyllum demersum L.*

3.9 Matériel et méthode neuvième expérience

D'après l'étude réalisée par Ugya et Meguellati, (2022), Les échantillons de lixiviat collecté dans des récipients de 50 litres entre 9 et 11 heures du matin dans les lits plantés de macrophytes. Les échantillons ont été transportés au laboratoire pour des analyses et des études plus poussées. Le lixiviat a été testé pour les paramètres (phénol, pesticides, sulfate, chlorure, couleur, turbidité, TSS, TDS, DBO, DCO, nitrate d'ammoniaque et métaux lourds (Pb, Cr, Cu, Cd, Ni, Hg) avant de verser le lixiviat dans la zone humide construite par des méthodes standards pour l'examen de l'eau et des eaux usées (APHA, 2005).

3.9.1 Description de l'écoulement de surface système de lits plantés de macrophytes

Des lits plantés de macrophytes a été introduite avec *P. stratiotes* et *S. molesta*, et le lixiviat a été mesuré chaque semaine pendant 5 semaines. Par conséquent, nous avons utilisé la formule ci-dessous pour calculer l'efficacité de la réduction :

$$\frac{B-A}{A} \times \frac{100}{1} \quad (1)$$

Où : A - concentration initiale,

B - concentration finale.

3.9.2 Caractéristique du lixiviât de décharge

Le SO_4^{2-} , Cl^- , la couleur, la turbidité, les MES, les TDS, la DBO, le COD, NH_3 et NO_3 ont été mesurés à l'aide des procédures standard décrites par l'American Public Health Association (APHA, 2005).

Le (TDS, TSS) et SO_4^{2-} est mesuré à l'aide de la technique gravimétrique 2540 et 4500 respectivement. La DCO est une technique colorimétrique 5220, La DBO est une méthode calorimétrique 5210, le nitrate est une méthode spectrophotométrique 4500- NO_3 , l'ammoniac est une méthode titrimétrique 4500- NH_3 , la turbidité est une méthode néphélométrique-2130 B, et la couleur est une méthode spectrophotométrique-2120 C.

Les pesticides ont été déterminés selon la méthode d'extraction liquide-liquide EPA 625, tandis que le phénol a été déterminé selon la méthode d'extraction liquide-liquide EPA 1699. En digérant l'échantillon d'eau et en utilisant un spectrophotomètre d'absorption atomique, les concentrations de métaux lourds (Pb, Cr, Cu, Cd, Ni, Hg) ont été déterminées (varian AA240FS, USA).

3.9.3 Facteur de bioaccumulation

Après 6 semaines, les macrophytes ont été prélevés dans les zones plantées et divisés en racines et en pousses. Les métaux lourds ont ensuite été mesurés séparément dans les racines et les pousses. En utilisant la formule ci-dessous, le facteur de bioconcentration (BCF) et de biotranslocation (BTF) a été calculé à partir de la concentration de ML dans la racine :

$$BCF = \frac{A}{B} \quad (2)$$

$$BTF = \frac{C}{A} \quad (3)$$

Où : A - concentration de métal dans la racine,

B - concentration de métal dans l'eau,

C - concentration de métal dans les pousses.

3.10 Matériel et méthode dixième expérience

D'après l'étude réalisée par Barasarathi et *al.*, (2022), dans des conteneurs en plastique de collecte de la décharge non sanitaire de Taman Beringin.

Les échantillons de sol collectés ont été transférés de manière aseptique dans des conteneurs en plastique, stockés à température ambiante et transportés au laboratoire pour analyse. A la fin de l'expérience, les paramètres des plantes tels que le poids humide, le poids sec et la hauteur des plantes ont été mesurés. De même, les concentrations en ML de différents composants des plantes (racines et pousses) et du sol avant et après la récolte ont également été analysées par méthode standard pour l'examen de l'eau et des eaux usées (APHA, 1998).

3.10.1 Collecte d'échantillons de sol

La décharge de Taman Beringin est une décharge non sanitaire et non opérationnelle qui a été classée dans la catégorie des décharges stabilisées (l'exploitation a pris fin en 2005). En 2017, des échantillons de sol provenant de différents sites de la décharge ont été excavés à une profondeur de 0-30 cm pour analyser les concentrations de métaux et préparer l'expérience de phytoremédiation.

Caractérisation du sol et du lixiviat Un appareil de mesure multi-sonde (YSI Professional Plus, USA) a été utilisé pour analyser des échantillons triples de sol et de lixiviat prélevés à des moments différents (lixiviat en premier), tandis que les concentrations en métaux du sol ont été analysées selon les directives USEPA 3050B (sauf pour le mercure (Hg), qui a été analysé selon la directive USEPA 3052). De même, le laboratoire a évalué la DBO_5 , la DCO (APHA-5220 D), le N total (APHA 4500-N.C), le P (APHA 4500P-B.C), le K (APHA 3500-K) et les concentrations de métaux dans les échantillons de lixiviat (APHA 3112B). L'évaluation a été réalisée conformément aux directives de (APHA, 1998).

3.10.2 Configuration expérimentale

L'approche conventionnelle ASTM a été utilisée pour collecter le sol contaminé par le LD de Taman Beringin pour l'investigation de phytoremédiation. Les quatre plantes choisies pour cette expérience de phytoremédiation ont été choisies dans le but d'identifier de nouveaux hyperaccumulateurs qui n'ont jamais été utilisés dans la phytoremédiation de sols de décharge contaminés par des ML (en tant que mélange hétérogène).

Les plantes ont été obtenues dans la pépinière de l'Université de Malaya. ont été soigneusement choisies pour être de la même hauteur. Ensuite, ont été retirées du sol normal et placées dans le sol contaminé. Chaque plante a été plantée dans un polybag contenant 2,25kg de sol contaminé par les lixiviats et contenant des concentrations de ML prédéfinies. Étonnamment, les sacs en polyéthylène n'ont eu aucun effet sur les résultats de

l'étude. L'expérience a duré 120 jours, le sol non cultivé mais pollué servant de témoin, dans le but d'évaluer les divers potentiels des plantes sur un sol contaminé par des lixiviats métalliques.

3.10.3 Analyse des métaux lourds dans le sol et les plantes

Les concentrations de ML dans le sol et les plantes ont été mesurées en utilisant l'ICP-OES selon les recommandations de l'USEPA 3050B après chaque 30 jours pour tous les traitements (Sprocati et *al.*, 2012 ; Emenike et *al.*, 2016). Avant la procédure de digestion, 1,5 g d'échantillons de sol et de plantes ont été placés dans un bécher. Les solutions acides requises ont été appliquées aux échantillons de sol/plante produits. 2 ml d'acide nitrique à 65% et 2 ml d'acide chlorhydrique à 37%, 4 ml de solution diluée d'acide nitrique (2 ml d'acide nitrique à 65% et 2 ml d'eau désionisée), 2 ml d'acide nitrique à 65% et 2 ml d'eau désionisée. Les échantillons de sol digérés ont été placés dans un dessiccateur pour refroidir une fois la digestion terminée. Les échantillons ont été filtrés après refroidissement, et le contenu du filtrat a été porté à 50 ml à l'aide d'eau désionisée. Pour la mesure de l'As, du Cd et du Pb, les échantillons digérés ont été évalués à l'aide d'un spectromètre d'émission optique à plasma à couplage inductif (ICP-OES), tandis que pour l'analyse de l'Hg, les échantillons ont été examinés à l'aide d'un CVAAS (FIMS-400). Les concentrations de ML sur une base de poids sec ont été calculées une fois la lecture instrumentale acquise.

3.10.4 Facteurs de bioconcentration

Le facteur de bioconcentration (BCF) a été calculé à l'aide de l'équation 1.

$$BCF = \frac{\text{métaux lourds dans la plante}}{\text{Concentration de métaux dans le sol}}$$

Où BCF = facteur de bioconcentration, métal lourd dans la plante = concentration de métal lourd dans la partie récoltée de la plante ($\mu\text{g/g}$), métal lourd dans le sol = concentration de métal lourd dans le sol ($\mu\text{g/g}$).

3.10.5 Facteur de translocation

La capacité de la plante à déplacer les ML des racines vers les parties aériennes de la plante est caractérisée par TF (Ali et *al.*, 2013.) Une valeur de TF supérieure à un indique que la plante a un potentiel élevé de transport de métaux dans le système végétal. L'équation 2 a été utilisée pour calculer le TF.

Où TF = facteur de translocation, métal dans la pousse = concentration de métal lourd dans les pousses de la plante ($\mu\text{g/g}$), et métal dans la racine = concentration de métal lourd dans les racines de la plante ($\mu\text{g/g}$).

3.11 Matériel et méthode onzième expérience

D'après l'étude réalisée par Kalousek et *al.*, (2020), les déchargés dans le bassin de collecte des lixiviats situé dans un espace triangulaire délimité par les routes principales reliant les villages de Zdounky, Nětčice et Troubky Zdislavice. Afin de Détermination des paramètres de croissance par méthode -scanner UMAX Astra 4700 (Umax Technologies, Taiwan) ; programme Quick PHOTO MICRO 3.0 (Promicra Ltd., CR) scanner EPSON perfection V700 et du logiciel Win RHIZO.

3.11.1 Description de la décharge

Depuis 1996, la décharge de Zdounky-Kuchyky (49.2490778 N, 17.3121181 E) est une installation d'élimination autorisée pour les déchets solides commerciaux et municipaux. Le liquide de lixiviation était collecté dans des tubes de drainage et rejeté dans le bassin de collecte des lixiviats. Plusieurs couches de protection constituent la structure de la décharge : (1) plate-forme préparée, (2) couche d'argile compactée, (3) géomembranes PEHD, (4) système de tuyaux de collecte des lixiviats, (5) géotextile de couverture et (6) couche de collecte des lixiviats. Chacun de ces composants est adapté aux problèmes spécifiques qui se posent dans une décharge (Vaverková et *al.*, 2017).

3.11.2 Matériel végétal

Les essais ont utilisé deux variétés certifiées de chanvre monoïque (*Cannabis sativa L.*): '*Bialobrzeskie*' (Pologne) et '*Monoica*' (Hongrie). Ont été cultivées en hydroponie dans la chambre de culture pendant 14 jours dans des conditions contrôlées. Une solution nutritive Knop modifiée comprenant les composants suivants (par L) a été utilisée pour fournir une alimentation minérale aux plantes: 0,001% d'un gramme de LD de Zdounky-Kuchyky a été utilisé pour évaluer la tolérance aux ML. Le LD de l'expérience a été collecté le 18 mai 2017. Tout au long de l'année, la quantité de ML et d'autres polluants dans le LD varie. L'analyse de l'échantillon collecté en mai 2018 a révélé les quantités de divers ML et d'autres caractéristiques (voir tableau 7 dans l'annexe). Les variantes expérimentales de '*Monoica*' ou de '*Bialobrzeskie*' affectées par la LD ont été arrosées avec un mélange de solution nutritive

Knop modifiée avec 10, 15, 20 ou 40 % de LD, tandis que les variantes témoins ont reçu uniquement la solution Knop. Pour éviter la salinisation du substrat, l'irrigation a été faite deux fois par semaine, une fois avec un mélange de solution Knop et de lixiviat et ensuite avec de l'eau distillée seulement. 5 plantes ont été utilisées pour chaque variante expérimentale. L'expérience a été réalisée deux fois, et les valeurs moyennes des deux répétitions ont été rapportées.

3.11.3 Croissance des plants

Les échantillons de matériel végétal ont été séchés dans un four pendant 4 heures à 80°C pour déterminer le poids sec des parties aériennes et des racines. La hauteur totale a été mesurée de la base de la tige au sommet du bourgeon apical. Seuls les entre-nœuds complètement développés ont été utilisés pour calculer le nombre d'entre-nœuds. Les feuilles des variétés expérimentales ont été enlevées et scannées à l'aide du scanner UMAX Astra 4700 pour déterminer la surface foliaire (Umax Technologies, Taiwan). L'outil d'analyse de la phase de couleur de l'application Quick PHOTO MICRO 3.0 (Promicra Ltd., CR) a permis de calculer la surface totale des feuilles. En utilisant le scanner EPSON perfection V700 et Win RHIZO (Regent Instruments Inc., Canada), la longueur totale, la surface et le volume du système racinaire ont été calculés.

3.12 Matériel et méthode douzième expérience

D'après l'étude réalisée par Wdowczyk et *al.*, (2022), deux décharges de déchets municipaux ont été sélectionnées pour l'étude. Situés dans le sud-ouest de la Pologne, dans la province de Basse-Silésie.

Les échantillons ont été transportés dans des conditions réfrigérées au laboratoire de recherche environnementale de l'Institut d'ingénierie environnementale de l'Université des sciences de la vie de Wrocław. Les analyses des propriétés physico-chimiques ont été réalisées par des méthodes standard relations entre les paramètres physico-chimiques et la toxicité de lixiviats d'une décharge de déchets solides municipaux (Olivero-Verbel et *al.*, 2008).

3.12.1 Collecte des échantillonnages des lixiviats

Pour l'enquête, deux décharges d'ordures municipales ont été choisies. Les sites se trouvent dans la province de Basse-Silésie, dans le sud-ouest de la Pologne.

Les échantillons ont été immédiatement transportés au laboratoire de recherche environnementale de l'Institut d'ingénierie environnementale de l'Université des sciences de la

vie de Wrocław, où ils ont été conservés au réfrigérateur. Conformément aux normes ISO, les propriétés physicochimiques ont été analysées à l'aide de techniques conventionnelles. La relation entre les paramètres physicochimiques et la toxicité du lixiviat d'une décharge municipale de déchets solides (Olivero-Verbel et *al.*, 2008). Le pH, CE, TN, TKN, AN, TPet la concentration de ML ont tous été testés dans le lixiviat brut et le mélange de lixiviat avec l'eau du robinet (concentration LD de 25 %) (Cd). Les résultats des études physico-chimiques de l'eau du robinet et du lixiviat utilisés dans l'expérience sont présentés dans (voir le tableau 8 dans l'annexe).

3.12.2 Conditions de réalisation de l'expérience

12 modèles d'écoulement vertical Pour l'étude, des lits plantés de macrophytes. Les systèmes ont été construits à l'aide de réservoirs en PVC d'une capacité de 30 litres. Pour permettre au lixiviat de s'écouler dans les réservoirs, des robinets ont été placés au fond des conteneurs.

Les modèles ont été remplis de sable, de gravier grossier, de gravier fin, d'une couche variable de zéolite, d'argile expansée (keramsite, K) ou d'écorce de pin (B) (voir figure 06). 5 plantules de *Phragmites australis* ont été plantées dans chaque station d'écoulement vertical préparée. Il a un fort potentiel de collecte des nutriments, des ML et des micropolluants. Tout au long de l'expérience, la station à écoulement vertical a été alimentée par des pompes de 100 l/jour, et le lixiviat a été alimenté 24 / 24H. Les lixiviats provenant de deux décharges (Legnica et Jawor) ont été dosés à des concentrations de 100% et 25% dans la station à écoulement vertical (dilués avec de l'eau du robinet).

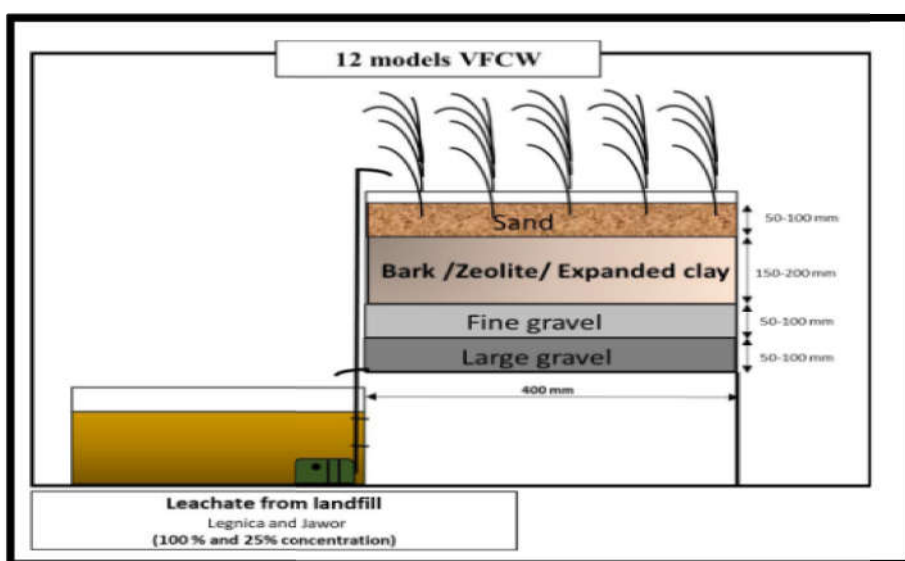


Figure07 :Exemple de station à écoulement verticale avec remplissage appliqué.

3.12.3 Analyse des lixiviats pendant l'expérience

La durée totale de l'expérience a été de 59 jours. La composition physico-chimique du lixiviat a été analysée deux fois avant d'entrer dans la station à flux vertical (22.05.2021) et une fois après la fin de la période de préparation et le début de l'expérience réelle (28.06.2021). En outre, au cours de l'expérience réelle, qui a duré 21 jours, trois séries de tests ont été réalisées à 7 jours d'intervalle (c'est-à-dire les 5.07, 12.07 et 19.07.2021). Les éléments suivants ont été étudiés dans la composition physico-chimique du lixiviat :CE, TN, TKN, AN, TP, et Zn, Ni, Cr, Cu, Pb et Cd. Les éléments lourds Zn, Ni, Cr, Cu, Pb et Cd n'ont pas été inclus dans l'analyse pour les deux séries moyennes (c'est-à-dire 5,07 et 12,07). L'équation suivante (Nguyen et al., 2020) a été utilisée pour calculer la performance des paramètres sélectionnés dans la station à écoulement vertical.

$$R = \frac{(C_{in} - C_{out})}{C_{in}} \times 100\%$$

Où R : représente l'efficacité de réduction des paramètres sélectionnés (%), tandis que (C_{in}) et (C_{out}) représentent les concentrations d'entrée et de sortie des paramètres sélectionnés respectivement (mg/l).

3.13 Matériel et méthode troisième expérience

D'après l'étude réalisée par Hanafiah et al., (2021), au niveau des bassins de collecte de la décharge fermée d'AmparTenang à Dengkil, Selangor, Malaisie. Les échantillons de lixiviat collectés à partir de cinq points d'échantillonnage : le bassin de stabilisation, la rivière, l'entrée des lixiviats, le bassin d'accumulation des lixiviats et la sortie des lixiviats. Afin d'estimer les propriétés physicochimiques du lixiviat par méthode Nessler à l'aide du spectrophotomètre.

3.13.1 Collecté L'échantillon de lixiviat

Les lixiviats ont été collectés dans 5 stations d'échantillonnage sur le site de la décharge fermée d'AmparTenang à Dengkil, Selangor, Malaisie : le bassin de stabilisation, la rivière, la prise d'eau des lixiviats, le bassin d'accumulation des lixiviats et la sortie des lixiviats. Trois échantillons répétés de lixiviat ont été collectés sur chaque site. *Pistiastratiotes* et *Ipomoea aquatica* étaient les plantes de test utilisées pour traiter les échantillons de lixiviat dans cette enquête. Les caractéristiques physico-chimiques du lixiviat ont été déterminées avant et après une période de traitement de 10 jours par les plantes.

3.13.2 Paramètres physico-chimiques des lixiviats ont été analysés

L'instrument multiparamètre YSI 5000 a été utilisé pour enregistrer le pH, la température, l'DO, le TDS, la salinité, la conductivité et les nitrates des échantillons de lixiviat (YSI Inc., Yellow Springs, USA). La méthode Nessler a été utilisée pour analyser le NH-N en utilisant un spectrophotomètre Hach DR6000 (HACH, Loveland, USA).

Le ML a été mesuré par spectroscopie d'absorption atomique (spectrophotomètre Unicam 929 AA, UNICO, Franksville, WI, USA). Le HACH DR2500 a été utilisé pour calculer la DCO (HACH, Loveland, USA). Les échantillons de lixiviat ont été stockés dans un incubateur pendant 5 jours à 20°C pour l'analyse de la DBO, et la valeur a été calculée à l'aide de la formule suivante :

$$DO - DO_5 = DBO$$

Où DO_1 représente la première lecture de la DO et DO_5 représente la cinquième lecture de la DO.

Le TSS dans les échantillons de lixiviat a été calculé en utilisant la technique gravimétrique comme suit : $TSS = (A - B) \div V \times 1000 \text{ ml}$

Où A : est le poids du papier filtre après qu'il ait été filtré, B est le poids du papier filtre avant qu'il ait été filtré, et V est le volume de l'échantillon d'eau filtré.

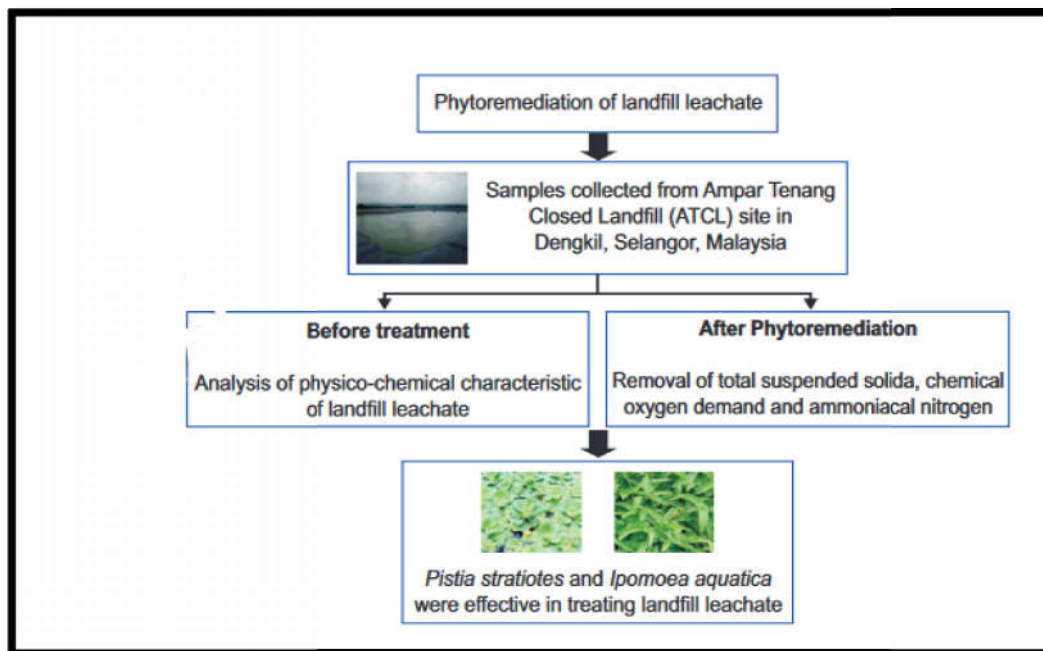


Figure08 : Pytoremédiation des lixiviats de décharge en utilisant *Ipomoea aquatica* et *Pistiastratiotes*.

3.14 Matériel et méthode Quatorzièmes expérience

D'après l'étude réalisée par Fasani *et al.*, (2019), au niveau des récipients de collecte a différentes province de Trento (Italie du Nord), Ischia-Podetti et Rovereto Loc.

Les échantillons de lixiviat collecté à partir de ces récipients et désormais les déchets solides urbains broyés et non recyclables de toute la province et sa fermeture. Les lixiviats des deux décharges sont actuellement traités dans la station d'épuration municipale, afin de caractériser les paramètres physicochimiques du lixiviat.

3.14.1 Matériel végétal

L'écotype Monto de (*Chrysopogon zizanioides* L. Roberty) a été choisi dans le cadre de la collaboration italienne sur le vétiver pour être utilisé en monoculture pour la phytoremédiation des LD. Avant l'expérience, les plantules ont été propagées de manière clonale en divisant les plantes adultes en volets et en les cultivant pendant 3 mois dans une serre (photopériode de 16 heures à 23 °C) (Truong *et al.*, 2008). Le vétiver a été irrigué avec de l'eau du robinet pendant la période d'acclimatation. Les plantes ont été arrosées avec un mélange de rhizobactéries favorisant la croissance des plantes et de champignons mycorhiziens (BioSoil Expert S.r.l., Rovereto, TN, Italie, préalablement sélectionnés pour leur influence bénéfique sur la croissance des racines et des pousses et sur la forme générale des plantes) 10 jours avant le début de l'expérience (données non présentées). Les concentrations en chlorophylle des plantes individuelles aléatoires ont été mesurées, et aucune différence statistiquement significative n'a été trouvée (données non présentées), ce qui confirme l'homogénéité des plantes introduites ultérieurement dans les traitements. Avant le début de l'expérience, les pousses ont été coupées à une longueur d'environ 20 cm.

3.14.2 Lixiviats de décharges

Les lixiviats proviennent de deux décharges municipales de Trente, Ischia-Podetti (IP) et Rovereto Loc (R). Lavini, qui collecte toutes deux des déchets solides municipaux.

La station d'épuration municipale traite activement les lixiviats des deux décharges. Le système de collecte des lixiviats de la décharge a permis de recueillir des lixiviats en octobre 2016, de les échantillonner et de les stocker à -20 °C. Le pH, la CE à 20 °C. Les particules en suspension, la DCO et la DBO_5 ont tous été mesurés dans les lixiviats recueillis dans la décharge. Avant traitement, la teneur en éléments a été mesurée.

3.14.3 Configuration expérimental

La moitié des conteneurs ont été plantés, tandis que l'autre moitié n'a pas été plantée à titre de contrôle pour déterminer combien de temps il faudrait pour que le volume de lixiviat diminue et que la pollution naturelle diminue en l'absence de plantes. 6 plants de vétiver en bonne santé ont été déplacés dans chacun des neuf conteneurs plantés, avec une densité de 9 plants/m². Au début de l'expérience, les lits plantés et non plantés ont été arrosés avec 1 L de lixiviat IP ou R non dilué ; l'eau du robinet a été utilisée comme témoin. Lorsque le liquide libre dans le récipient n'était plus disponible, du lixiviat ou de l'eau supplémentaire (1 L chacun) était fourni à chaque système. L'expérience a été réalisée dans une serre pendant 4 mois dans des conditions de croissance soigneusement contrôlées (photopériode de 16 heures à 23°C). L'équation du bilan hydrique du sol (Rana et Katerji, 2000), a été utilisée pour calculer le ET.

3.14.4 Facteurs de bioconcentration et de translocation

La formule suivante a été utilisée pour calculer le BCF (L/kg) : CP/CL, où CP représente la teneur en métal dans le tissu végétal entier (mg/kg) et CL représente la concentration en métal dans le lixiviat (mg/L) (Soda et al., 2012). Un CS/CR plus élevé suggère que le lixiviat a une meilleure capacité à absorber et à éliminer le métal. Le CS/CR a été utilisé pour calculer TF.

La concentration de métal dans la pousse (mg/kg) est égale à la concentration de métal dans les racines (mg/kg) (Soda et al., 2012). Une meilleure capacité à transporter le métal vers les tissus aériens est indiquée par des valeurs de TF plus élevées.

3.15 Matériel et méthode Quinzièmes expérience

D'après l'étude réalisée par Aweng et al., (2018), au niveau des bassins de collecte de décharge à ciel ouvert du district de Tumpat, Situé à Kampung Kok Bedollah, Tumpat, Kelantan, Malaisie.

Les échantillons de lixiviat collecté à partir de ces bassins a été étudié le concentration des paramètres physicochimiques du lixiviat par méthode de colorimètre modèle HACH DR 900.

3.15.1 Collecte du lixiviat de décharge

Le lixiviat a été prélevé dans le bassin de LD à ciel ouvert du district de Tumpat, situé à Kampung Kok Bedollah, Tumpat, Kelantan, Malaisie. Le traitement ex-situ a été effectué sur

une plante mature *Scirpusvalidus* d'une hauteur de 20 cm et son sol, qui ont été récupérés de leur site d'origine dans une prairie humide et placés dans chaque pot séparément. Afin de s'assurer que les plantes sont vivantes pour la thérapie, elles sont toutes désintoxiquées. Le *Scirpusvalidus* est planté sur une surface plane et recouvert d'un filet noir pour éviter que la pluie, les vents violents, les intempéries et les animaux n'interfèrent avec la croissance de la plante.

3.15.2 Caractéristique de lixiviat

Les concentrations en DCO, DBO et en azote ammoniacal, $NH_4 - N$ (AN) du lixiviat ont été mesurées avant et après le traitement. L'analyse a été effectuée en 3 étapes : après 5 jours, 10 jours et 15 jours. Chaque pot a reçu 4 échantillons composites, ce qui donne un échantillon par pot et un total de 5 échantillons par niveau. Le pot ou l'échantillon est étiqueté FB5 pour le traitement de 5 jours du premier lot, SB10 pour le traitement de 10 jours du deuxième lot et TB15 pour le traitement de 15 jours du troisième lot. Les concentrations de DBO, DCO et AN ont été mesurées à l'aide d'un colorimètre HACH DR 900 avant et après le traitement. L'efficacité d'élimination, ou pourcentage de réduction. Pendant ce temps, a été déterminé en utilisant l'équation (1) :

$$RE = \frac{(WC - C)}{WC} \times 100 \quad (1)$$

Où : RE = efficacité d'élimination (%), WC = valeur initiale du paramètre de qualité de l'eau (jour 0) ; C = valeur du paramètre de qualité de l'eau au jour 5, 10 et 15.

Chapitre 4

Résultats et Discussions

4 Résultats et Discussions

4.1 Résultats et Discussions de la première expérience

4.1.1 Caractéristiques physicochimiques

Après 30 jours de rétention des lixiviats, on a constaté une baisse significative du réservoir :

1- La baisse du pH après le traitement indique que les plantes ont transformé l'alcalinité du lixiviat (8,34) en un pH plutôt neutre. D'autres auteurs, tels que (Mahmood et *al.*, 2005) ; (Ugya, 2015) et (Adamu YunusaUgya, 2016), ont rapporté des résultats similaires.

Après le traitement, les paramètres physiques du lixiviat non traité qui dépassait la limite de l'OMS a été réduite de 97,96 %.

2- Tout au long de l'expérience, les niveaux de DCO et de DBO ont diminué. Les plantes dans le lixiviat épuisent le CO_2 dissous pendant les activités photosynthétiques, ce qui encourage les bactéries aérobies à réduire la DBO et la DCO, comme décrit par (Adamu YunusaUgya, 2016), améliorant ainsi l'DO dans le bassin de traitement des lixiviats. Ces chiffres ont été comparés aux directives de l'OMS et à la réglementation de la Malaisie sur la qualité de l'environnement de 2009.

3- Le (TSS) dans le lixiviat a été réduit de 98,11 % par rapport à sa concentration de départ.

4- L'DO, qui était pratiquement absent du lixiviat non traité avant le traitement, a augmenté à 1,50 mg/l après 30 jours. Cela s'est produit à la suite de la sédimentation et du dépôt de colloïdes de l'expérience.

5- L'élimination de ML (Pb) a été efficace à 56,3 %, suivie par une efficacité de 16,2 % pour le Cd et de 6,58 % pour le Zn, D'après les résultats, la densité a un impact sur leur l'efficacité.

-Les plantes doivent être adaptées ou acclimatées au polluant avant d'être placées sur le site, selon Wuana et *al.*, (2011) et International Scholarly Research Network Ecology, (2011) et après acclimatation, elles sont plantées sur le site réel pour atteindre un taux d'élimination des polluants plus élevé. Les plantes ont été forcées de s'adapter aux ML en raison de la forte concentration de lixiviat brut. Cependant, dans ce cas, cela a été fait dès l'expérience, sans qu'il soit nécessaire de procéder à une acclimatation. Au dixième jour, tous les sujets produisent les meilleurs résultats en termes d'efficacité d'élimination.

-L'utilisation de la plante pour sa croissance est responsable de la baisse considérable des niveaux d'azote dans le lixiviat (Adamu YunusaUgya, 2016). Cela démontre qu'en plus de l'absorption de ML, *Imperata cylindrica* peut utiliser des nutriments pour son développement (Adamu YunusaUgya, 2016).

4.1.2 Métaux lourds dans les tissus végétaux

Les plantes ont révélé un modèle de teneur en ML dans la section la racine et les pousses en termes de concentration de lixiviat brut. Le Pb a la plus grande concentration mesurée à (2829, 2341) mg/kg, suivi par le Cd à (2620, 690) mg/kg, tandis que le Zn a la plus faible concentration mesurée à (1586, 484) mg/kg, respectivement. Cela indique que la plante a absorbé la majorité des minéraux, comme le zinc, qui stimule la photosynthèse et les enzymes de croissance (International Scholarly Research Network Ecology, (2011) et Chibuïke et Obior, 2014).

4.2. Résultats et Discussion de la deuxième expérience

4.2.1 Caractéristiques physicochimiques

Bien que les lixiviats comprennent une forte concentration de contaminants organiques et inorganiques, il est généralement nécessaire d'éliminer les matières organiques et NH_3 avant de les rejeter dans les eaux naturelles.

Comme ils ont pu observer que le lixiviat présentait un large éventail de propriétés.

Les taux d'élimination de la DCO étaient plus élevés dans le système de station à flux vertical planté de *C. indica* que *T. latifolia*, mais la différence n'était pas significative (Lim et al., 2001) et (Akinbile et al., 2012).

Sont arrivés à des conclusions similaires. Cela pourrait être dû au substrat identique des lits, dont ils pensent qu'il est plus efficace que l'espèce végétale.

Au début de l'opération, la différence d'élimination de la DCO entre les lits plantés et les lits témoins était plus importante, mais elle a ensuite diminué, très probablement en raison de l'établissement d'un biofilm actif sur le matériau du lit. Il fait état que les lits plantés de macrophytes ont le potentiel de traiter les eaux usées avec une faible biodégradabilité, ce qui est un avantage par rapport aux méthodes de traitement traditionnelles.

Malgré la faible biodégradabilité ($DCO/DBO_5 > 30$) dans cette étude, l'efficacité de l'élimination organique était assez élevée.

Bien que la photosynthèse puisse compenser l'utilisation de l'oxygène par la minéralisation organique et la nitrification, un autre mécanisme d'élimination de l'oxygène dans lequel la dégradation microbienne dans le bio film attaché joue un rôle important (Mohajeri et Adlan, 2010).

4.2.2 L'élimination des matières en suspension totales

Les processus physiques tels que la sédimentation et la filtration devraient éliminer les MES dans les stations à écoulement vertical (Kadlec et Wallace, 2008). Selon Vymazal et *al.*, (2007), les réductions se situent généralement dans les vastes fourchettes indiquées dans des recherches antérieures pour des systèmes de lits plantés similaires.

4.2.3 L'élimination de NH_4-N et NO_3-N

- La nitrification et la dénitrification par les bactéries sont généralement considérées comme les principales méthodes d'élimination de l'azote (Gersberg et *al.*, 1986).

En comparaison avec les systèmes plantés en général, une quantité moindre de $NH_4 - N$ (25 à 30 %) a été éliminée dans le lit planté témoin.

- Les plantes ont joué un rôle essentiel dans l'élimination du $NH_4 - N$ et la transformation de l'azote.

- La présence de zéolite dans le matériau du lit, qui a une forte affinité pour les ions ammoniacaux, peut expliquer l'élimination du $NH_4 - N$ dans le lit planté témoin. Bien que l'élimination de l'ammoniac ait été réduite dans le lit planté de *T. latifolia* (10-30%).

De plus, la nitrification du système a été favorisée par le biofilm formé sur le matériau du lit et les conditions aérobies. La présence de plantes, en revanche, a considérablement augmenté l'élimination de l'ammoniac.

-Après le 130ème jour, l'effet a été amplifié par la baisse de la température de l'air ambiant. Entre le système témoin et le système planté de *T. latifolia*, la différence d'élimination a grimpé à 50%.

Les bactéries trouvées dans les racines des rhizomes de *T. latifolia* et *C. indica* donnent aux plantes de NH_3 tout en les protégeant.

L'élimination de l'ammoniac dans le lit planté témoin était systématiquement plus faible (de 10 %) que dans les lits plantés.

Avec l'abaissement de la température, l'élimination de l'ammoniac a diminué de 40 % dans le groupe témoin (activité nitrifiante maximale à 25-35 C, aucune activité en dessous de 5 C). Les différences d'élimination entre *C. indica* et le groupe témoin allaient de 12 à 45 %.

4.2.4 L'élimination du $PO_4 - P$

-L'élimination du TP dépend principalement de la capacité de rétention du milieu et de la précipitation, tandis que l'élimination du phosphate ($PO_4 - P$) dépend principalement de l'activité bactérienne et de l'absorption par les plantes (Yang et *al.*, 2001) et (Vymazal, 2002).

-La quantité de phosphore éliminée a diminué avec le temps. Cela pourrait signifier que les systèmes de lits plantés de macrophytes ont atteint leur capacité maximale.

L'étude n'a pas permis d'éliminer efficacement le phosphore. L'élimination de l'orthophosphate accomplie dans les 3 lits plantés était de 45 pour cent dans le système planté avec *T. latifolia*, 46 pour cent dans le système planté avec *C. indica*, et 32 % dans le lit planté témoin pendant toute l'opération. Pendant toute la durée de l'opération, l'élimination du P dans le lit planté témoin était inférieure à celle des systèmes plantés (13-14%). La ce qui peut s'expliquer par l'absorption de phosphore par les plantes pendant la croissance.

Cela souligne l'importance des plantes dans l'élimination du phosphore. Dans les systèmes plantés, ils ont constaté que *C. indica* éliminait plus de phosphore que le système planté par *T. latifolia* qui indiqué à la présence d'oxydes de Fe, Al et Ca dans l'eau de lixiviation, qui provoquent une précipitation et une adsorption.

-La réaction de précipitation est influencée par le milieu environnant.

4.2.5 Croissance des plantes

Dans chaque lit planté, 10 morceaux de plantes de *T. latifolia* et *C. indica* (20 racines/m²) ont été plantés. Lorsque les lits plantés ont été arrêtés, la longueur des plantes a été mesurée chaque semaine pendant 201 jours. Pendant les 4 premiers mois après la mise en place des plantes dans le système, la croissance la plus rapide a été observée. La croissance des plantes a ralenti entre septembre et octobre, et leur hauteur est restée pratiquement inchangée.

Les coefficients du modèle de 13 modèles de croissance différents ont été identifiés.

-La modélisation de la croissance est utilisée dans certaines études. Par exemple, (Yıldızbakan, 2005), a étudié le modèle de croissance d'un eucalyptus et a découvert que le modèle de Gompertz était le plus approprié. (Yılmaz et al., 2005), ont étudié le modèle de croissance d'une espèce d'arbre (*Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden) et ont découvert que le modèle de von Bertalanffy correspondait mieux à leurs données.

4.3 Résultats et Discussion de la troisième expérience

4.3.1 Caractéristiques physicochimiques

Les plantes étudiées ont transformé le pH alcalin en pH neutre, comme le montre la diminution du pH. Des chercheurs comme (Mahmood et al., 2005) ; (Ugya, 2015) ; (Dipu et al., 2011) et (Padhi et al., 2012), ont rapporté des résultats similaires.

La présence de plantes dans les eaux usées qui épuisent le CO_2 dissous pendant les activités photosynthétiques, permettant aux bactéries aérobies de réduire la DBO et la DCO (Mahmood, et *al.*, 2005). selon Randerath et *al.*, (1981), Il a également été démontré résultat similaire pour (Dar et *al.*, 2011) ; (Shah et *al.*, 2010) et (Trivedy et Pattanshetty, 2002).

Il y a eu une réduction significative des TS. Cette réduction considérable des solides pourrait être attribuée à la capacité des stations d'essai à retenir les particules grossières et fines présentes dans le lixiviat ou à la caractéristique de sédimentation adéquate des particules (Padhi et *al.*, 2012) et (Gamage et Yapa, 2001).

4.3.2 Accumulation des métaux

-Selon Maine et *al.*, (2004) ; O'Keefe et *al.*, (1984) et Ayyasamy et *al.*, (2009), l'élimination considérable des nitrates est due à l'utilisation par la plante testée de Ni, P et S pour sa croissance.

-Selon Ugya, (2015) ; Ugya et *al.*, (2015) ; Mane et *al.*, (2011) ; Zhu et *al.*, (1999) ; Mishra et Tripathi, (2008) ; Valipour et *al.*, (2010) et Lissy, (2010), une efficacité élevée de réduction des ML est associée à la présence de ces métaux en dessous de 5mg/l.

- Pour tous les ML, le BCF et le BTF étaient supérieurs à 1, ce qui indique que les plantes accumulent et éliminent efficacement les ML (Ugya et *al.*, 2015) ; (Ugya et Umar, 2015) et (Ugya et Toma, 2015).

4.4 Résultats et discussion de la quatrième expérience

4.4.1 Accumulation des métaux

Par rapport au témoin, l'irrigation de *Pennisetum clandestinum* avec des rejets de lixiviats de déchets solides a entraîné une accumulation accrue des éléments détectés dans les tissus végétaux. À l'exception du Fe et du Pb, le dépôt des métaux dans les régions aériennes des tissus végétaux augmente avec les concentrations de lixiviat. Dans la collection de témoins.

Le Fe et le Ni ont été les deux métaux dont l'accumulation a le plus changé. Présentent un changement considérable, ce qui indique que l'augmentation du Fe a été conservée par les racines, et il est intéressant de noter que la proportion de Fe résiduel dans le sol n'a pas changé. Le Ni, par contre, a été découvert principalement dans les racines de *Berkheyacodii* (Robinson et *al.*, 1999). L'accumulation de Ni s'est déplacée vers les parties aériennes à mesure que la concentration de lixiviat augmentait (65 % en poids).

De même, les composants végétaux accumulés dans cette étude, à savoir les racines et les tissus aériens, ainsi que les rapports d'accumulation de Cu, Pb et Zn, sont identiques à ceux de *Cyperusalternatifolius* (Cheng et al., 2002).

Le métal peut être stocké dans les racines ou transféré vers les tissus aériens (Barazani et al., 2003).

Alors que le Zn s'accumulait dans les racines et les pousses de *Pennisetum*, le Ni ne s'accumulait que dans les racines, selon les recherches de Lee et al., (1977). Les niveaux de Cu et de Pb dans le sol étaient beaucoup plus élevés dans le traitement témoin. Les plantes qui ont été irriguées avec du lixiviat pur, par contre, ont montré certains symptômes de stress.

4.4.2 Croissance des plantes

Les plantes irriguées avec du lixiviat avaient des corps plus forts et étaient plus hautes que le groupe témoin, ce qui démontre la forte concentration d'éléphants.

4.5 Résultats et discussion de la cinquième expérience

4.5.1 Azote ammoniacal $NH_4^+ - N$

L'augmentation du temps de rétention hydroliqu e(HRT), les efficacités d'élimination de $NH_4^+ - N$ ont augmenté .

Avec un HRT de 9 jours, l'efficacité d'élimination maximale dans le lit planté d'une profondeur de 5 et 10 cm était de (70,2 %) et (68,1 %). Et dans les lits plantés et non plantés avec une profondeur de 10 cm étaient (39,8%) et (68,1%), respectivement.

A été rendue nécessaire par le fait que la plante a besoin d'ammonium pour satisfaire ses besoins en azote.

La chute de l'efficacité est entièrement due à une réduction de la quantité de lentille d'eau par m^3 de lit planté (Vroon et Weller, 1995). Lorsque la profondeur a été augmentée de 5 à 10 cm, la capacité d'élimination a chuté. Cette efficacité a été grandement améliorée par *Lemnagibba L.*

Les lentilles d'eau préfèrent l'absorption d'ammoniac à l'absorption de nitrate parce que l'ammonium est transformé directement en protéines végétales plutôt que d'être digéré puis réduit, comme le nitrate (El-Shafai et al., 2007).

4.5.2 Azote nitrique ($NO_2^- - N$) et Azote nitrique ($NO_3^- - N$)

-Les concentrations de $NO_2^- - N$ et $NO_3^- - N$ ont diminué avec l'augmentation du HRT.

- Les concentrations de $\text{NO}_2^- - \text{N}$ étaient similaires dans les lits de différentes profondeurs ; cependant, les concentrations dans les lits de 5 cm de profondeur étaient plus élevées que dans les lits de 10 cm de profondeur.
- Le jour 9, il n'y avait aucune preuve d'élimination de $\text{NO}_3^- - \text{N}$ dans les lits plantés.
- Les concentrations de $\text{NO}_3^- - \text{N}$ n'ont pas été affectées par les différentes profondeurs.
- La présence de nitrification est démontrée par des concentrations de $\text{NO}_3^- - \text{N}$ plus élevées dans l'effluent que dans l'influent. Ceci démontre que le NH_4^+ a été converti en NH_3^+ (Yalcuk et Uğurlu, 2009).

4.5.3 Ortophosphate (O- PO_4^{-3})

L'adsorption, la précipitation, l'absorption microbienne et l'absorption par les plantes ont toutes le potentiel d'éliminer le phosphate.

Les différents HRT n'ont pas eu d'effet discernable sur le nombre de suppressions.

4.5.4 Demande chimique en oxygène (DCO)

- A mesure que le temps de rétention augmente, l'efficacité de l'élimination des DCO augmente.
- L'efficacité de l'élimination de la matière organique s'améliore avec le temps car les microorganismes ont plus de temps pour décomposer la matière organique (Krishna et Polprasert, 2008).
- Le faible taux d'élimination des DCO est dû au fait que les composants les plus réfractaires du lixiviat (tanins et lignines, ainsi que les matières organiques peu biodégradables) nécessitent des temps de rétention plus longs pour que les microbes puissent les décomposer (Yalcuk et Uğurlu, 2009); (Chiemchaisri et *al.*, 2009) et (Masbough et *al.*, 2005).
- Les efficacités d'élimination de la DCO n'ont pas été affectées par les différentes profondeurs. En raison des différentes profondeurs, *Lemnagibba.L* a influencé l'élimination dans une proportion approximative de 3.

4.5.5pH

Au jour 9, le lit planté à une profondeur de 5 cm avait le pH le plus élevé (8,50). L'augmentation des valeurs de pH pourrait être attribuée au pouvoir tampon des plantes en raison de l'activité photosynthétique des lits plantés. La consommation de CO_2 par les lentilles d'eau réduit la quantité d'acide carbonique dans les eaux usées en générant de l'oxygène et en éliminant le dioxyde de carbone, ce qui entraîne une augmentation du pH (Krishna et Polprasert, 2008).

- Les valeurs de pH du lixiviat n'ont pas été affectées par les différents HRT et profondeurs.
- Le pH des lits plantés était supérieur au pH des lits non plantés.

4.5.6 Conductivité électrique

Les lectures de CE ont généralement été affectées par les différentes profondeurs. À des maximums de 8,04 ms/cm le jour 9, la profondeur de 10 cm a induit des valeurs de CE plus élevées que la profondeur de 5 cm.

- Dans les réacteurs plantés, les valeurs de CE ont augmenté avec l'augmentation du HRT.

4.6 Résultats et discussion de sixième expérience

4.6.1 Caractéristique physicochimiques

- À la fin de l'essai de 15 jours, le pH du LD avait baissé de sa valeur initiale de 7,9 à une valeur finale de 6,8.
- La concentration en MES a diminué au fil du temps, au minimum de 42 mg.L^{-1} à la fin de l'essai. Les résultats de la réduction de MES sont cohérents avec une étude précédente (Huang et al., 2007), qui a trouvé une réduction considérable de la remise en suspension de MES dans le lac Taiho lorsqu'il a été recouvert de végétation aquatique pendant 41 jours.
- Pendant l'expérience de 15 jours, la plus faible quantité de TDS, environ 986 mg.L^{-1} , a été rapportée, ce qui a été attribué à la capacité des plantes à absorber les ions inorganiques et organiques.
- Une DCO élevée implique la présence de polluants organiques ainsi qu'une charge élevée de ML. Pendant toute la durée de l'expérience, les niveaux de DCO et de DBO ont diminué.

Les résultats ont démontré que *Lemna minora* a réduit la DCO de 39% (de 1899 à 756 mg.L^{-1}) et la DBO de 47% (de 889 à 423 mg.L^{-1}). Pendant une recherche de phytoremédiation de 4 semaines sur une raffinerie de pétrole. (Azeez et Sabbar, 2012), ont rapporté une diminution de 32,7 % et 49,6 % de la DCO et de la DBO, respectivement, pendant une étude de phytoremédiation de 4 semaines sur une raffinerie de pétrole par *L. minora*, ce qui correspond aux résultats de cette enquête.

4.6.2 Élimination des métaux lourds des lixiviats

La période d'exposition à *L. minor* a affecté la baisse de la concentration de ML dans les LD pendant l'essai de 15 jours.

L. minor a un meilleur potentiel pour éliminer les métaux du lixiviat en raison de sa grande production de biomasse et de son développement efficace dans un environnement fortement pollué par les métaux (Mant et al., 2007).

-D'autres chercheurs ont obtenu des résultats similaires pour l'efficacité de l'élimination des métaux lourds (Pandey, 2012) et (Leblebici et Aksoy, 2011). Une étude antérieure a montré que *L. minor* avait une efficacité d'élimination de 58 %, 62 % et 68 % pour Cu, Pb et Ni, respectivement (Loveson et Sivalingam, 2013). En revanche, *L. minor* élimine 74 % du Ni et 79 % du Pb des effluents industriels (Al-Khafaji et al., 2017).

- L'accumulation de ML dans la biomasse sèche des plantes a été affectée par la concentration en métal et la durée de l'expérience (Mazzei et al., 2013).

-L'accumulation de Zn dans *L. minor* a atteint un pic au jour 6 et a ensuite progressivement diminué au fil du temps. De même, par rapport à *L. gibba*, *L. minor* s'est avéré collecter plus de Zn dans une étude antérieure (Lahive et al., 2011). Le Zn est un oligo-élément essentiel qui est nécessaire à la croissance et au développement des plantes et le plus abondant dans de nombreuses enzymes, notamment les oxydes de cytochrome, les oxydes de polyphénol et les oxydes d'acide ascorbique (Lesage et al., 2007) et (Vymazal et al., 2007).

-Le Zn est converti d'un état insoluble à un état soluble (Zn^{+2}) pendant l'absorption par la plante, ce qui permet à la plante aquatique de stocker plus de Zn dans son corps (Mcgrath et al., 1997).

-L'accumulation de Pb augmente avec la concentration et le temps d'exposition, selon les résultats de cette enquête. (Singh et al., 2012), ont fait des découvertes similaires sur l'accumulation de Pb par *L. minor*.

-L'absorption de fer est essentielle au métabolisme des chloroplastes et des mitochondries, et le fer est également vital pour la croissance et le développement des plantes. et trouve généralement sous la forme d'oxydes ferriques moins solubles, qui sont libérés des oxydes à faible pH et transformés en une forme de Fe qui est facilement absorbée par les plantes (Walker et Connolly, 2008).

-Les plantes ont accumulé la plus forte concentration de Cu dans le lixiviat au début de l'expérience jusqu'au jour 9, après quoi il n'y a pas eu d'augmentation significative.

-Le Cu est un micronutriment important qui est nécessaire à la croissance et au développement des plantes (Mateos-Naranjo et al., 2015) et (Jiang et al., 2015).

-Lorsqu'il a été traité à un taux de $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$, (Goswami et Majumder, 2015), Ni a stimulé la croissance et le développement des frondes de *Lemnaminor*. Le Ni a été absorbé plus rapidement par *L. minor* que Pb (Axtell et al., 2003).

Au cours d'une expérience de 22 jours, *L. minor* a éliminé 65, 72 et 87 % de Ni à diverses concentrations initiales (Goswami et al., 2014).

-Une autre étude a trouvé qu'après 80 jours d'exposition, *L. Minor* a acquis plus de Ni que *L. gibba* (Sasmaz et al., 2016). Les résultats de cette étude sont cohérents avec ceux (Axtell et al., 2003).

De même, *L. minor* a démontré une forte capacité de phytoremédiation en accumulant plus de 90 % de Fe, Zn et Cu à diverses concentrations au fil du temps (Othman et al., 2015)

4.6.3 Facteur de bioconcentration des métaux lourds

Le modèle BCF est utilisé pour calculer l'efficacité de l'absorption des métaux par les plantes aquatiques (Duman et al., 2009).

-Une valeur de BCF supérieure à 1 suggère que certaines plantes aquatiques (hyperaccumulatrices) conviennent à la phytoextraction des ML. Les valeurs du BCF de *L. minor* pour toutes les ML ont été trouvées inférieures à 1 dans cette étude. Dans les conditions de l'étude actuelle, ces résultats montrent que *L. minor* est un accumulateur modeste de Zn, Cu, Pb, Ni et Cu.

4.7 Résultats et discussion de septième expérience

4.7.1 Caractéristiques physicochimiques

L'examen de la composition physico-chimique du lixiviat de déchet solide municipal (DSM) testé révèle que l'échantillon avait la convention commune des lixiviats (Sang et Li, 2004) et (Sang et al., 2006). Ainsi, les réponses physiologiques des plantules de blé à l'échantillon testé peuvent révéler la capacité des systèmes végétaux à résister à la pression environnementale des lixiviats de DSM.

(Wong et Leung, 1989), ont étudié les effets des lixiviats de DSM sur la croissance des cultures de légumes en serre et ont découvert que le rendement du chou blanc chinois augmentait lorsqu'il était traité avec différentes concentrations de lixiviats (5 %, 10 %, 20 % et 40 %) par rapport au témoin. Cependant, une concentration excessive de lixiviat inhibait la croissance des racines. Selon Phoungthong et al., (2016), l'étude de phytotoxicité peut être le meilleur moyen de surveiller la contamination environnementale causée par les lixiviats de

DSM. De même (Li et *al.*, 2008), ont découvert que les lixiviats de DSM peuvent agir comme un agent phytotoxique dans les plantes.

Selon Srivastava et *al.*, (2014), l'élimination non scientifique des DSM peut être nuisible aux cultures agricoles en raison de la concentration plus élevée de polluants tels que la DCO et les métaux lourds dans les lixiviats des DSM, qui pourraient être à l'origine de la phytotoxicité des semences des cultures agricoles. Les lixiviats des DSM contiennent beaucoup de matières organiques, de magnésium, d'azote, de potassium et de phosphore, qui sont tous des nutriments essentiels pour les plantes.

Cependant, à mesure que la concentration de contaminants dans le lixiviat augmente, ils peuvent se déplacer et s'accumuler dans les cellules végétales, et l'action de nombreuses enzymes pour la biosynthèse de la voie Chl peut être ralentie en raison d'un arrêt de la synthèse Chl. Nos résultats montrent que les lixiviats de DSM à des niveaux de concentration plus faibles favorisent la synthèse de Chl, ce qui est dû aux éléments nutritifs des lixiviats. Cependant, lorsque le lixiviat contient des niveaux plus élevés de contaminants, il réduit la biosynthèse de la Chl, ce qui indique que le lixiviat affecte la voie de synthèse de la chlorophylle et transforme également l'apparence de l'enzyme, ainsi que son activité et sa synthèse.

Selon Ribeiro et *al.*, (2014), les graines de plantes sont très sensibles à la pression ambiante, qui peut causer des dommages physiologiques et diminuer la germination des graines. Ces études ont démontré que le trempage des graines avec le lixiviat de DSM produisait un meilleur risque potentiel d'écotoxicité chez le blé par rapport au test de germination. Selon les études de (Chan et *al.*, 1999) et (Shrive et *al.*, 1994). L'irrigation avec du lixiviat de DSM pourrait affecter la croissance et le développement des plantes et induire des changements physiologiques. Par conséquent, les bioessais sont des outils précieux pour évaluer les risques que présentent les contaminants pour le biote (Klauck et *al.*, 2015).

4.8 Résultats et discussion de huitième expérience

4.8.1 Caractéristique physicochimiques

- Le pH des lixiviats recueillis dans les décharges est varié de 8,11 à 8,84.
- La susceptibilité du lixiviat aux processus de décomposition biologique diminue avec l'âge, ce qui entraîne une diminution des concentrations de DCO dans les décharges fermées (Mohammad-pajooch et *al.*, 2017).

Les résultats sont cohérents avec les données de la littérature indiquant un niveau important de matière organique (Vedrenne et *al.*, 2012). Les résultats de cette enquête sont cohérents avec les valeurs de DCO découvertes dans les lixiviats par d'autres chercheurs (Kjeldsen et *al.*, 2002) et (Tatsi et Zouboulis, 2002). La plus grande valeur de DBO a été observée dans la décharge de Jawor, avec $288 \text{ O}_2/\text{dm}^3$, tandis que la valeur la plus faible a été rapportée dans la décharge non opérationnelle et la plus ancienne de Wrocaw, avec seulement $1,8 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$.

-La dégradation des composés azotés complexes dans les déchets solides est le facteur clé qui influence la présence d'azote dans les lixiviats (Al-Yaqout et Hamoda, 2020).

-A mesure que l'âge des déchets stockés augmente, les valeurs d'autres marqueurs tels que le TP et la teneur en chlorure diminuent dans les lixiviats émergents. La teneur en chlorure des lixiviats adultes est en moyenne 10 fois inférieure à celle des lixiviats jeunes, selon les statistiques publiées (Ding et *al.*, 2017).

-Les résultats de l'étude révèlent que la teneur en métaux lourds dans les LD actives et fermées étudiées en Pologne reste extrêmement faible, dans chaque cas.

-Tous les résultats se situaient dans la fourchette des résultats rapportés dans la littérature pour les L'DO méthanogènes (Ehrig, 1983).

- Les quantités de Na^+ et de K^+ dans les échantillons de décharges actives étaient plus élevées que celles trouvées dans les décharges non opérationnelles. Les changements microbiologiques dans la décharge ont eu peu d'effet sur les niveaux de Na^+ et de K^+ .

4.9 Résultats et discussion de neuvième expérience

4.9.1 Caractéristiques des lixiviats de décharge

-La présence de macrophytes et de sédiments de lit plantés est favorisé l'élimination plus élevée des ML du système.

-*P.stratiotes* et *S.molesta* sont des macrophytes qui peuvent accumuler les ML et les concentrer dans leurs pousses (Nedjimi, 2021).

- La capacité du lit planté à réduire les paramètres physico-chimiques comme la couleur, la turbidité, les MES, les TDS, la DBO, la DCO, l'ammoniac et les nitrates est proportionnelle à l'augmentation du temps de rétention.

Le nitrate est utilisé par *P. stratiotes* et *S. molesta* pour diverses tâches métaboliques, tandis que l'azote gazeux est rejeté dans l'atmosphère pour rejoindre le cycle de l'azote (McCarty, 2018) et (Ugya et *al.*, 2019a).

-La capacité de *P. stratiotes* et *S. molesta* à collecter le polluant qui produit la coloration des lixiviats terrestres explique la forte élimination de la couleur des lixiviats terrestres (Gowri et al., 2020).

-Du fait de la présence de *P. stratiotes*, *S. molesta* et des sédiments du lit planté, l'élimination élevée de TDS et TSS est positivement liée à une réduction élevée de la turbidité.

Les plantes et les sédiments du lit cultivé améliorent la décantation des particules (Braskerud, 2001) et (Pan et al., 2016).

-La promotion de la croissance microbienne générée par *P. stratiotes*, *S. molesta* et les sédiments du lit planté est responsable de l'élimination significative de la DBO et de la DCO.

- Dans le lixiviat de sol, les micro-organismes utilisent l'OD pour décomposer les polluants organiques (Ugya et al., 2019a).

4.9.2 Facteur de bioaccumulation de *P. stratiotes* et *S. molesta*

Pour les métaux lourds Pb, Cr, Cu, Cd, Ni et Hg, tant *P. stratiotes* que *S. molesta* présentaient des BCF et de BTF supérieurs à un. Cette constatation va dans le sens de recherches antérieures montrant que *P. stratiotes* et *S. molesta* sont des hyperaccumulateurs (Mustafa et Hayder, 2021). Les résultats de l'étude actuelle soutiennent les rôles de *P. stratiotes* et *S. molesta* dans l'efficacité de la réduction des métaux lourds (Suman et al., 2018).

-En raison de la capacité du lit planté à décomposer les matières organiques contenues dans le lixiviat et le taux de biodisponibilité des ML est réduit lorsque l'état physico-chimique du lixiviat s'améliore (Strobel et al., 2005). ce qui diminue le taux de dépôt des ML dans les sédiments du lit planté (Selvi et al., 2019).

4.10 Résultats et discussion de dixième expérience

4.10.1 Concentration des métaux lourds

-Les résultats ont montré que les concentrations de ML étaient supérieures aux limites standard du ministère de l'Environnement de Malaisie et des normes internationales (Department of Environment, 2009) et (Aweng et al., 2011).

-Le Fe avait la plus grande concentration de 134.6 ± 16 mg/L parmi les métaux testés, suivi par le Zn (24.3 ± 3 mg/L).

-Le Cr et le Mn, par exemple, avaient des concentrations de 5.47 ± 1.2 mg/L et 3.1 ± 0.32 mg/L, respectivement.

- (Alaribe et Agamuthu 2015), ont montré que certaines plantes étaient capables de réduire la teneur en Pb dans un sol contaminé par des métaux, ce qui soutient les résultats actuels.
- Le nombre de bactéries dans le sol traité avec *C. fruticosa* a fluctué au fil des jours de surveillance, mais la distribution globale a révélé un nombre plus élevé dans le sol traité avec *C. fruticosa* par rapport aux autres plantes cela est probablement dû au fait que *C. fruticosa* a éliminé le plus de métal par rapport aux autres plantes.
- Cela confirme directement que l'accumulation rapide de métaux dans la rhizosphère de *C. fruticosa* pourrait être la cause de l'augmentation du nombre de bactéries.

4.10.2 Facteur de bioconcentration et translocation

- Le BCF et le TF peuvent être utilisés pour évaluer la capacité des plantes à remédier à la pollution par les métaux lourds.
 - Le BCF est un rapport entre l'accumulation de métaux et la biomasse de la plante.
 - Les résultats ont révélé que les translocations de Mn et Zn étaient plus élevées dans les quatre plantes que les autres métaux.
 - Par conséquent, les quatre plantes pourraient agir comme accumulateurs de Mn et de Zn tout en agissant comme excluants pour les autres métaux étudiés.
- Comparé à la configuration témoin, le traitement du sol avec les plantes montre systématiquement un taux d'élimination plus élevé.
- Lorsque les plantes ont été comparées, on a découvert que *C. fruticosa* avait le taux d'élimination le plus élevé pour tous les éléments, avec des valeurs de Mn ($0,023\text{jour}^{-1}$), Pb ($0,0082\text{jour}^{-1}$), Zn ($0,012\text{jour}^{-1}$) et Cr ($0,012\text{jour}$).
 - Ces données ont montré que *C. fruticosa* est la plante la plus prometteuse pour l'élimination des métaux lourds par rapport aux autres plantes.
 - *C. fruticosa* > *D. variegated* > *C. comosum* > *T. spathacea* contrôle était l'ordre général d'absorption des métaux. La plus grande capacité d'élimination des métaux de *C. fruticosa* montre qu'elle pourrait être une bonne plante de phytoextraction.

4.11 Résultats et discussion de onzième expérience

4.11.1 Métaux dans des tissus végétaux

La culture du chanvre pourrait être utilisée pour la phytoextraction de ML des sols pollués. Le chanvre a été déterminé comme étant l'une des quatre cultures les plus tolérantes et l'une des trois cultures ayant la plus grande capacité d'accumulation de Cd. Le chanvre est

mieux adapté à la phytoremédiation des sols à faible concentration de ML en raison de son faible potentiel de phytoextraction (Linger et *al.*, 2002).

Tous les paramètres mesurés ont été réduits lorsque le LD a été ajouté à la solution nutritive ; l'effet était dépendant de la dose dans la plupart des situations. Certains auteurs indiquent l'influence stimulante et fertilisante du lixiviat dilué sur la croissance des plantes en raison de la quantité élevée d'azote NO_3^- et NH_4^+ , ainsi que de certains micro-éléments (Zhang et *al.*, 2013).

4.11.2 Croissance des plantes

-Lorsque 15, 20 et 40 % de LD ont été ajoutés à la solution nutritive, l'impact inhibiteur de la LD était statistiquement significatif dans la variété '*Bialobrzeskie*', mais seulement aux concentrations de 20 et 40 % dans la variété '*Monoica*'.

-Dans les deux types, l'application de lixiviat a considérablement réduit le poids sec des feuilles et des tiges.

-Cet effet dépendait du dosage, la concentration la plus faible étant à 15 % et le maximum à 40 % de lixiviat.

À toutes les concentrations examinées, Dans les deux types étudiés, une partie des plantes expérimentales sont mortes en cours de culture lorsque 40 % des eaux usées ont été appliquées. Teneur en pigments photosynthétiques des feuilles. Toutes les variétés examinées de plantes développées sous l'effet de la LD présentaient une chlorose foliaire évidente.

(Vaverková et *al.*, 2017), Ont observé des résultats similaires en examinant l'effet du LD sur la capacité de germination de 3 différents types de chanvre technique. La variété '*Monoica*' présentait également la tolérance maximale.

Entre les variations traitées par LD et le contrôle, il n'y avait pas de différence statistiquement significative (données non publiées). Ceci est très probablement dû à la production élevée de biomasse par unité de surface du chanvre, ce qui en fait une plante à fort potentiel d'accumulation de ML (Citterio et *al.*, 2003).

4.12 Résultats et discussion de douzième expérience

4.12.1 Caractéristiques physicochimiques

-L'efficacité de la réduction dans le lit planté de macrophytes conçu avec un écoulement vertical et les résultats de la mesure de certains paramètres physico-chimiques dans le lixiviat à l'entrée et à la sortie (pendant toute la période de fonctionnement).

- La conductivité de l'influent a varié de 2010 à 2660 S/cm à une L'OD de 25 %, et de 5730 à 8070 S/cm à une L'OD de 100 %, qui est déterminée par la concentration et la mobilité des ions. ont montré les valeurs de CE les plus élevées à la sortie.

-Les eaux de lavage avec 25 % de L'DO présentait des valeurs de CE plus faibles dans les deux décharges, ce qui démontre que lorsque la concentration des solutions diluées augmente, leur conductivité aussi (Shcherbakov et *al.*, 2021).

4.12.2 Changements des paramètres sélectionnés dans les lixiviats de décharge

- Tout au long de la procédure, les valeurs de concentration des paramètres physico-chimiques spécifiés dans les 12 modèles. Il n'y avait pas de variation discernable du pH entre les décharges et les remplissages. Il se situait dans la fourchette de 6,4 à 10,2.

-Le pH idéal pour la nitrification se situe entre 7,5 et 8,5, selon la littérature, tandis qu'un pH autour de 7 favorise le processus de dénitrification.

-En dehors de la période de contact, le pH est l'un des facteurs les plus critiques influençant l'efficacité de sorption des matériaux (Nehrenheim et Gustafsson, 2008).

-La majorité des paramètres étudiés ont présenté des variations substantielles entre les concentrations de base et les concentrations finales, et certains d'entre eux, comme l'AN, ont affiché d'énormes fluctuations au cours de la période de surveillance.

-Tout au long de la période d'étude, la teneur moyenne en TKN dans toutes les variations de lits plantés, à la fois dans les concentrations de 100 % et de 25 % de LD de Jawor et de Legnica, est restée constante (plage d'environ 12 à environ 48 mg/l).

Des matières organiques solubles et des quantités modestes de nutriments peuvent être libérées par l'écorce et d'autres substrats organiques. Par conséquent, lorsque l'on utilise des substrats organiques pour le traitement des eaux usées, il faut tenir compte de la possibilité que des matières organiques soient émises (Wang et *al.*, 2010).

En raison de sa forte concentration, l'élimination de l'azote est considérée comme l'un des constituants les plus essentiels des LD. Dans les stations à écoulements verticales, l'azote est éliminé par diverses méthodes, notamment l'absorption par les plantes et autres organismes vivants, la nitrification, la dénitrification, la volatilisation de l'ammoniac et l'échange de cations (Yalcuk et Ugurlu, 2009). en raison des qualités compétitives de la zéolithe par rapport aux autres substrats présents dans les eaux usées (Wang et *al.*, 2020).

4.12.3 Élimination du phosphore

L'élimination biologique du phosphore dans les eaux de ruissellement n'est pas cruciale puisque les micro-organismes n'absorbent le phosphore que pendant une courte période et les macrophytes devraient être retirés des eaux de ruissellement si le phosphore n'est pas relâché dans le système pendant la décomposition de la biomasse (Vymazal et Kropfelov , 2008).

Élimination des métaux lourds sont principalement éliminés dans les CE par des voies biologiques, la précipitation et la coprécipitation chimiques, la fixation de la matière organique, la sorption à la surface du sol et aux racines des plantes, et la filtration des matières en suspension par les systèmes racinaires (Bakhshoodeh et *al.*, 2017).

4.13 Résultats et discussion treizième expérience

4.13.1 Caractéristiques physicochimiques

- Un total de 3,62 mg L⁻¹ d'OD a été trouvé dans le lixiviat de la décharge.
- Le paramètre pH avait une valeur de 7,14. Le niveau de pH est sans danger pour le rejet dans la rivière, selon le ministère malaisien de la Santé.
- La valeur CE était de 507,67 µS/cm. La valeur standard pour la CE, selon les normes nationales de qualité de l'eau est de 1 000 µS/cm
- Dans le lixiviat, la valeur du paramètre de salinité était de 0,2 g /kg. La norme NWQS est de 0,5 %.
- Le niveau de TDS du lixiviat de décharge était de 331,9 mg/l, alors que l'exigence du ministère de la Santé est de 1000 mg/l. Par conséquent, il a été déterminé que les lixiviats traités à l'aide de la méthode d'infiltration dans la roche pouvaient être rejetés dans la rivière.
- La température de la décharge était de 25,75 degrés Celsius.
- La concentration en DCO était de 185 mg/l. Les niveaux de DCO dans le lixiviat étaient extrêmement élevés.
- Pour abaisser le taux de DCO, un traitement supplémentaire est nécessaire.
- Les SS étaient de 0,0003 mg/l, ce qui était également bien inférieur au seuil standard du ministère de la Santé (50 mg/l).
- L'échantillon de lixiviat a montré un niveau de nitrate de 7,83 mg /l et de NH₃ – N de 0,89 mg/l, ce qui était inférieur à la valeur standard du Ministère de la Santé de Malaisie de 10 mg /l, montrant que le lixiviat de la décharge était faible en nitrate et NH₃ – N.
- concentration de ML était inférieure à la limite autorisée pour les sites d'élimination des déchets (Yusof et *al.*, 2013).

Ces résultats étaient inférieurs aux résultats typiques du Département de l'Environnement, qui étaient de 1,0 mg/l pour Fe ; 0,075 mg/l pour Pb ; 0,008 mg/l pour Cr et 0,009 mg/l pour Ni.

Les concentrations élevées de ML sont préjudiciables à la santé humaine, selon une recherche antérieure menée sur le site de la décharge d'AmparTenang, et le site de la décharge peut causer une pollution importante des eaux souterraines dans sa zone (Yusof et al., 2013).

Sur la base de l'étude antérieure de (Banch et al., 2019b), les coagulants naturels provenant des effluents des usines d'huile de palme sont capables de diminuer les ML dans les échantillons de lixiviat.

Après 10 jours de traitement avec *Pistiastratiotes*, le niveau de DCO dans le lixiviat a été réduit de 32%. Au cours des 14 jours, *Pistiastratiotes* a été capable de réduire les niveaux de DCO de 50 mg/l à 40 mg/l (Zimmels et al., 2006).

Le taux de réduction de la DCO aux jours 2, 4, 6 et 8 de la thérapie était d'environ 20 %, 24 %, 26 % et 29 %, respectivement. La racine de *Pistiastratiotes*, selon Lu et al., (2011), a une grande capacité d'absorption des nutriments. Les jours 2, 4, 6, 8 et 10, le lixiviat de décharge traité avec *Ipomoea aquatica* a réduit la DCO de 5 %, 20 %, 21,62 %, 22,7 % et 26,85 %, respectivement.

Ces résultats suggèrent que *Ipomoea aquatica* peut être utilisé pour traiter les lixiviats et réduire les niveaux de DCO. Selon Zimmels et al., (2006), *Pistiastratiotes* a été capable de réduire le niveau de $NH_3 - N$ de 89 %. Dans cette étude, la teneur en $NH_3 - N$ a été réduite de 61% en utilisant *Pistiastratiotes*. Les jours 2, 4, 6 et 8, le niveau de $NH_3 - N$ a été réduit d'environ 37%, 45%, 50% et 56%, respectivement.

Cependant, du jour 0 au jour 10, le traitement de phytoremédiation utilisant les plantes *Ipomoea aquatica* a entraîné une réduction de 57,64 % des niveaux de $NH_3 - N$. Le taux de réduction était d'environ 15,4 %. Le taux de réduction était d'environ 15,4 %, 46 %, 41,2 % et 54 %, respectivement, du jour 0 au jour 2, 4, 6 et 8.

-Selon Lu et al., (2010), *Pistiastratiotes* a été en mesure de réduire la teneur en TSS dans le conteneur de traitement d'environ 10% par rapport au conteneur de contrôle.

-Dans cette étude, l'utilisation de *Pistiastratiotes* dans la phytoremédiation du lixiviat a été en mesure d'éliminer environ 44 %, ou 60,3 %.

-Les jours 2, 4, 6, 8 et 10, le lixiviat contenait 63,9 %, 71 % et 74,7 % de MES, respectivement.

-En raison de la structure de leurs racines et de leurs poils, *Pistiastratiotes* était efficace pour absorber les SS (Lu et *al.*, 2011).

Le système racinaire et les stolons de *Pistiastratiotes* sont bien développés, agissant comme des filtres, adsorbant les MES et fournissant des surfaces adhésives (Nizam et *al.*, 2020). Par conséquent, la biomasse des plantes de phytoremédiation dans l'échantillon de lixiviat est plus importante que celle des plantes témoins.

Dans l'ensemble, les résultats de cette étude ont révélé que *Pistiastratiotes* et *Ipomoeaaquatica* sont efficaces dans le traitement des LD et peuvent fonctionner comme phytoremédiation en raison de leur capacité à réduire les niveaux de TSS, $NH_3 - N$, et DCO. Comme ces plantes sont nombreuses en Malaisie, elles sont excellentes pour être utilisées dans les processus de phytoremédiation.

4.14 Résultats et discussion de quatorzième expérience

4.14.1 Caractéristiques physicochimiques

-Les caractéristiques physiques et chimiques des deux échantillons de lixiviat dans cet exemple sont comparables à celles observées dans les décharges municipales matures (par exemple, (Kjeldsen et *al.*, 2002) ; (Kulikowska et Klimiuk , 2008) et (Renou et *al.*, 2008).

-Les deux ont un pH alcalin et de faibles quantités de matière organique, qui est mesurée en DCO. En outre, le faible rapport DBO_5 / DCO indique qu'il reste peu de matières biodégradables dans la décharge.

- La salinité (CE) des deux lixiviats est relativement élevée

-Cependant, les éléments hautement toxiques As, Cd, Hg et Pb n'ont pas été détectés dans les deux lixiviats, tandis que de faibles niveaux de Cr (0,06 mg/L dans IP 0,19 mg/L dans R) ont été mesurés.

Pendant la phase d'essai, l'eau a été retirée. Pendant les 4 mois de l'expérience, les plants de vétiver ont été cultivés dans des pots remplis de zéolite, nourris avec des microbes formulés commercialement avant l'expérience, et mouillés régulièrement avec du lixiviat non dilué. En effet, la zéolite peut agir comme un échangeur d'ions, éliminant efficacement AN, qui est le principal composant du TKN dans le lixiviat de décharge mature. Elle empêche également les micro-organismes de biodégrader les polluants et est hautement toxique pour les milieux aquatiques (Wen et Tang, 2006) et (Halim et *al.*, 2010). En conséquence, la zéolite a été utilisée avec succès comme matériau de lit dans les zones humides construites pour le

traitement des eaux usées ou des lixiviats (Yalcuk et Ugurlu , 2009) ; Bruch et *al.*, 2011) et (Mojiri et *al.*, 2016).

-La croissance des plantes était généralement favorisée par le lixiviat IP, mais elle était entravée par le traitement R.

L'utilisation de lixiviat dilué pour le lixiviat R dans cette étude pourrait être une option viable. Puisque a -Dans cette expérience, l'application de lixiviat IP et R a induit une augmentation significative de la teneur en N dans les pousses et les racines de vétiver par rapport aux conditions de contrôle, en considérant les paramètres N total, TKN et nitrate.

-Cependant, l'herbe de vétiver a des besoins modérés en P, et un excès de P inhibe la croissance (Wagner et *al.*, 2003).

4.14.2 Métaux lourds des tissus végétaux

Efficacité de l'élimination des métaux L'herbe à vétiver a réussi à accumuler certains éléments à des degrés divers. Ont été trouvés en concentrations significativement plus élevées dans les racines et les pousses que dans le contrôle ; les concentrations des plantes étaient principalement corrélées avec la quantité d'éléments présents dans le lixiviat, les plantes traitées par R atteignant les concentrations les plus élevées dans la plupart des cas.

L'herbe potagère présente une forte tolérance au B, ce qui, avec une absorption et une translocation efficaces dans les pousses, en fait un bon candidat pour la phytoremédiation des matrices polluées par le B (Xin et Huang , 2017) etXin et Huang , 2018). En outre, la tolérance et l'accumulation de Na, Zn et Mn ont été documentées (revue dans (Danh et *al.*, 2009).

- Lorsque les plantes ont été cultivées en hydroponie ou dans des lit planté à macrophyte créées, ces valeurs élevées de BCF ont été obtenues parce que les éléments sont plus bio disponibles en solution aqueuse que dans le sol ; par exemple, les BCF de la jacinthe d'eau (*Eichhorniacrassipes*Mart. Solms.) sont environ deux ordres de grandeur plus élevés dans l'eau que dans le limon.

-Dans les essais plantés et non plantés, les niveaux de N total, de TKN et de nitrate sont considérablement plus élevés après le traitement des lixiviats que dans les circonstances de contrôle.

Ceci est en accord avec la nature de la zéolite, qui a de bonnes capacités de rétention de l'ammoniac et des nitrates, comme indiqué précédemment (Sepaskhah et Yousefi , 2007).

4.15 Résultats et discussion de quinzième expérience

4.15.1 Caractéristiques physicochimiques

Les valeurs de DBO dans le lixiviat brut ou le lixiviat de prétraitement étaient respectivement de 132 mg/l, DCO 515 mg/l et AN 239 mg/l.

-La température et le pH sont considérés comme des propriétés physiques, et la valeur du pH de 3,63 est plutôt acide.

-La présence de macrophytes et un taux élevé de décomposition de la matière organique pourraient expliquer le faible pH de l'eau, qui varie de 3,5 à 5,5 (Souza et *al.*, 2013).

-La présence de bactéries facultatives qui aident à décomposer les déchets et stimulent la croissance de micro-organismes méthanogènes, de bactéries acidifiantes et d'autres contenus ou productions chimiques dus au processus d'hydrolyse et de biodégradation pourrait être à l'origine de la baisse du pH.

-Le processus de phytoremédiation est facilité par l'adaptation de *Scirpus validus* à son nouvel habitat.

-Le phytopompage est utilisé dans cette approche de remédiation, et ce mécanisme peut être utilisé pour éliminer et réduire le mouvement des polluants et est impliqué le pompage d'un volume important d'eau polluée pour le processus de transpiration.

Ceci a la capacité de minimiser la quantité de polluant dans l'eau tout en augmentant la capacité d'absorption.

-Les concentrations de DBO, DCO et AN après 5, 10 et 15 jours de traitement par *Scirpus validus*.

-Après 5 jours, 10 jours et 15 jours de traitement, la concentration de DBO a diminué de 2,17 mg/L, 33,75 mg/L et 40,78 mg/L, respectivement.

Après 5 jours, 10 jours et 15 jours de traitement, les concentrations de DCO ont diminué de 2,78 mg/L, 37,30 mg/L et 57,48 mg/L, respectivement.

Après 5 jours, 10 jours et 15 jours de traitement, les concentrations en AN ont diminué de 1,76 mg/L, 7,49 mg/L et 20,68 mg/L, respectivement.

-Le taux d'élimination de la DBO était de 30,9 %, ce qui était supérieur à celui de la DCO et de l'AN.

En comparaison avec la DCO (11,20 %) et l'AN, *Scirpus validus* a un grand potentiel pour contrôler la concentration de DBO (8,70 %).

L'oxydation de la matière organique dans l'eau de lixiviation, qui fournit de l'énergie pour l'activité microbienne, pourrait être la source des taux élevés d'élimination de la DBO

(Prabu et Udayasooriyan, 2007) Prabu, P.C. and Udayasooriyan, C. (2007). La composante organique de l'eau de lixiviation fournit un substrat pour le métabolisme microbien aérobie. La durée de la phytoremédiation peut entraîner une réduction de la teneur en DBO.

Conclusion générale

Conclusion

Nous pouvons conclure que la phytoremédiation, en tant que technique de réhabilitation et de décontamination des sols, est une option viable qui peut être mise en œuvre dans notre pays. Autant que, La phytoremédiation est un type de biotechnologie végétale qui présente des avantages environnementaux (fiabilité des traitements) et financiers (faibles coûts de dépollution), du moins dans les zones où l'expérimentation a donné des résultats positifs.

En effet, Face à la pollution industrielle, cette méthode, qui se popularise dans de nombreux pays, doit être encouragée. Son adaptabilité est favorisée par la simplicité de sa technicité et son moindre coût financier. En résumé, ce type de gestion environnementale permet de valoriser les terrains contaminés de manière rationnelle.

Nous avons pu déterminer les indicateurs de dégradation les plus pertinents grâce aux différents paramètres mesurés. Le pH, DBO, DCO et TSS... semblent être de bons indicateurs de la dégradation des lixiviats.

Efficacité de la phytoremédiation constatée au niveau de la majorité des études figurant à travers la mesure du rendement de mesure des indicateurs de pollution comme suit:

Elimination de [72%±90%] pour le DCO, [50%±90%] pour le DBO, [74%±95%] pour le TSS et [70%±97%] pour les ML

Le suivi des paramètres évaluant les charges métalliques et minérales apporte des informations, mais des mesures précises sont insuffisantes pour déterminer l'état de dégradation d'un déchet, et ces paramètres ne sont pas des indicateurs de stabilité.

Les niveaux élevés de NH_4^+ , de DBO, de DCO, de Na et de Cl sont les principaux risques environnementaux associés aux lixiviats de décharge (LD). Tout système efficace de traitement des lixiviats terrestres doit être capable de traiter ces deux problèmes en même temps.

Les systèmes de traitement dans les forêts et les prairies sont efficaces pour éliminer le NH_4^+ , la DBO et la DCO des LD, mais moins pour éliminer le Na et le Cl.

De nombreuses études sur la dépollution terrestre ont été menées, la majorité d'entre elles se concentrant sur des questions spécifiques (élimination de NH_4^+ , ML), qualité de l'eau, production de biomasse, biodiversité, etc.) Il n'existe pas d'études environnementales complètes qui prennent en compte tous les facteurs pertinents. Il n'existe pas d'études

environnementales complètes qui prennent en compte tous les aspects nécessaires pour évaluer le cycle de vie complet et l'impact environnemental.

À cette fin, l'évaluation continue de la qualité des lixiviats est essentielle, et un traitement visant à réduire la détérioration de la qualité des lixiviats et à éliminer les problèmes sanitaires et environnementaux peut être nécessaire. Sur le thème de la perspective :

- L'impact des lixiviats sur la santé humaine et l'environnement.
- Utiliser diverses méthodes et techniques de traitement des lixiviats afin d'obtenir de l'eau potable.
- Irriguer avec des lixiviats traités.
- Les avantages et les applications des lixiviats dans divers domaines (industrie, culture, commerce, etc.). Dans le domaine de la technologie, les lixiviats sont utilisés.

Partie bibliographique

Bibliographie

A. Loveson and R. Sivalingam, "Aquatic macrophyte *Spirodela polyrrhiza* as a phytoremediation tool in polluted wetland water from Eloor, Ernakulam District, Kerala," *Journal of Environmental Analytical Toxicology*, vol. 5, no. 1, pp. 51–58, 2013.

A. Sasmaz, I. M. Dogan, and M. Sasmaz, "Removal of Cr, Ni and Co in the water of chromium mining areas by using *Lemna gibba* L. and *Lemna minor* L," *Water and Environment Journal*, vol. 30, no. 3-4, pp. 235–242, 2016.

A. Y. Ugya, I. M., Toma., and A. Abba. Comparative Studies on the Efficiency of *Lemna minor* L., *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* in the phytoremediation of Refinery Waste Water. *Sciences World Journal*. 2015. 10(3)

Adamu Yunusa Ugya, Agamuthu Priatamby. Phytoremediation of Landfill Leachates Using *Pistia stratiotes*: A Case Study of Kinkinau U/Ma'azu Kaduna, Nigeria. *American Journal of Biological and Environmental Statistics*. 2, 60-63, (2016).

Aguilar A.J., Aran C., Haoui D., Effects of landfill operations on temperature rise, *Proceeding Sardinia, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Italy (1999).

Akinbile CO, Yusoff MS, Zuki A. 2012. Landfill leachate treatment using subsurface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. *Waste Manage.* 32(7):1387–1393. doi:10.1016/j.wasman.2012.03.002.

Alaribe FO, Agamuthu P (2015) Assessment of phytoremediation potentials of *Lantana camara* in Pb impacted soil with organic waste additives. *Ecol Eng* 83:513–520

Ali H, Khan E, Sajad MA (2013) Phytoremediation of heavy metals: concepts and applications. *Chemosphere* 91(7):869–881

Al-Yaqout, A., and Hamoda, M. F. (2020). Long-term temporal variations in characteristics of leachates from a closed landfill in an Arid Region. *Water Air Soil Pollut.* 231, 6. doi:10.1007/s11270-020-04688-7

American Public Health Association (APHA). 2005. Standard methods for the examination of waste and wastewater. 21st ed. Washington (DC): American Public Health Association.

Antić, K., Pap, S., Novaković, M., Sekulić, M. T., Adamović, D., and Radonić, J.(2018). Removal of heavy metal ions from landfill leachate by phytoremediation using *Eichhorniacrassipes*.Ind. Wastewater Treat.Other Top.Remov., 427–433.

APHA (American Public Health Association) : Standard methods for theexamination of water and wastewater (Eds : L.S. Clesceri,A.E. Greenberg et A.D. Eaton). Association américaine desanté publique, Washington (DC) (1999).

APHA, AWWA, WPCF. “Standard Methods for theExamination of Water and Wastewater.”American PublicHealth Association, Washington, DC; 1995.

APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington, DC, USA, 21st edition, 2005.

APHA. Standard Methods for the Examination of Water andWastewater 20thEdition. American Public Health Association,American Water Works Association and Water EnvironmentFederation, Washington, DC; 1998.

Awasthi, A. K., Pandey, A. K., & Khan, J. (2017). Municipal solid waste leachate impact on metabolic activity of wheat (*Triticum aestivum* L.) seedlings.*Environmental Science and Pollution Research*, 24(20), 17250-17254.

Aweng ER, Karimah M, Suhaimi O (2011) Heavy metals concentration of irrigation water, soils and fruit vegetables in Kota Bharu area, Kelantan, Malaysia. *J Appl Sci Environ Sanit* 6(4):463–470

Aweng, E. R., Irfan, A. M., Liyana, A. A., & Aisyah, S. S. (2018). Potential of phytoremediation using *Scirpus validus* for domestic waste open dumping leachate.*Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 22(1), 74-78.

AWWA, APHA and WPCF. Standard Metots for the Examination of Water and Wastewater.Washington.1989.

Bakhshoodeh, R., Alavi, N., Majlesi, M., Paydary, P., 2017. Compost leachate treatment by a pilot-scale subsurface horizontal flow constructed wetland. *Ecol. Eng.* 105,7–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.058>

- Banch, T.J.H., M.M. Hanafiah, A.F.M. Alkarkhi and A.M. Salem: Statistical evaluation of landfill leachate system and its impact on groundwater and surface water in Malaysia. *Sains Malays.*, 48, 2391-2403 (2019b)
- Barasarathi, J., Auwal, H., Pariatamby, A., Hamid, F. S., & Uche, E. C. (2022). Phytoremediation of leachate contaminated soil: a biotechnical option for the bioreduction of heavy metals induced pollution in tropical landfill. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(15), 22069-22081.
- Barazani, O., P. Sathiyamoorthy, U. Manandhar, R. Vulkan et A. Goland- Goldhirsh : Heavy metal accumulation by *Nicotiana glauca* Graham in a solid waste disposal site. *Chemosphere*, 54(7), 867-72 (2003).
- BERT V., DERAM A. (1999), Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds, France, Environnement et Développement alternatif.
- Bert, V., Hadj-Sahroui, A., Leyval, C., Fontaine, J., & Ouvrard, S. (2012). Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués. État de l'art et guide de mise en oeuvre (ADEME Edit). Angers: EDP Sciences.
- Bert, V., Macnair, M.R., de Laguérie, P., Saumitou-Laprade, P. et Petit, D., 2000. Zinc tolerance and accumulation in metallicolous and non metallicolous populations of *Arabidopsis halleri* (Brassicaceae). *New Phytol.*, Vol. 146: 225– 233
- Białowiec, A., and Kasiński, S. (2009). Neutralization of landfill leachate in plantground systems - Possibilities of selecting leachate dose in the initial phase of plant development. *Annu.Set Env. Prot.* 11, 1267–1278. (in Polish).
- Bohdziewicz, J., E. Neczaj and A. Kwarciak (2008). "Landfill leachate treatment by means of anaerobic membrane bioreactor." *Desalination* 221(1): 559-565.
- Braskerud BC (2001) The influence of vegetation on sedimentation and resuspension of soil particles in small constructed wetlands. *Journal of environmental quality* 30 (4): 1447-1457. doi:10.2134/jeq2001.3041447x
- Bruce, E. et Pivetz, A., 2001. Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. Ground Water Issue. Office of Solid Waste and Emergency Response.

Office of Research and Development United States Environmental Protection Agency. EPA/540/S-01/500 February 2001, 1-5.

Bruch I, Fritsche J, Bänninger D, Alewell U, Sendelov M, Hürlimann H, Hasselbach R, Alewell C (2011) Improving the treatment efficiency of constructed wetlands with zeolite-containing filter sands. *Bioresour Technol* 102(2):937–941

C. Goswami and A. Majumder, “Potential of *Lemna minor* in Ni and Cr removal from aqueous solution,” *Pollution*, vol. 1 , no. 4, pp. 373–385, 201 5.

N. R. Axtell, S. P. K. Sternberg, and K. Claussen, “Lead and nickel removing using *Microspora* and *Lemna minor*,” *Bioresource Technology*, vol. 89, no. 1 , pp. 41 –48, 2003.

C. Goswami, A. Majumder, A. K. Misra, and K. Bandyopadhyay, “Arsenic uptake by *Lemna minor* in hydroponic system,” *International Journal of Phytoremediation*, vol. 1 6, no. 1 2, pp. 1 221 –1 227, 201 4.

C. Mant, S. Costa, J. Williams, and E. Tambourgi, “Phytoremediation of chromium by model constructed wetland,” *Bioresource Technology*, vol. 97, no. 1 5, pp. 1 767–1 772, 2007..

Chan YSG, Wong MH, Whitton BA (1999) Effects of landfill leachate on growth and nitrogen fixation of two leguminous trees (*Acacia confusa*, *Leucaena leucocephala*). *Water air Soil Pollut* 113:29–40

Chang J.E., Treatment of landfill leachate with an upflow anaerobic reactor combining a sludge bed and a filter, *Water. Sci. Technol.* 21 (1989) 133–143.

Chen P.H., Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall and treatment, *Environ. Int.* 22 (1996) 225–237

Cheng, S., W. Grosse, F. Karrenbrock et M. Thoennesen : Efficacité des zones humides construites dans la décontamination des eaux polluées par des métaux lourds. *Ecological Engineering*, 18, 317-325 (2002).

Chian, E. and F. DeWalle (1976). "Sanitary landfill leachates and their leachate treatment." *Environmental Engineering Division* 102(2): 411-431.

- Chian, E. S. K. (1977). "Stability of organic matter in landfill leachates." *Water Research* 11(2): 225-232.
- Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, J.J., Threedeach, S. and Wicranarachchi, P.N. Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed wetland, *Bioresource Technology*, 2009, 100, 3808-3814.
- Christensen T.H. Cossu R. et Stegmann R. (1992). *Landfilling of Waste: Leachate* [Journal] // Taylor & Francis. - LONDON AND NEW YORK : [s.n.], 1992. - p. 70.
- Christensen, T. H., P. Kjeldsen, P. L. Bjerg, D. L. Jensen, J. B. Christensen, A. Baun, H.-J. Albrechtsen and G. Heron (2001). "Biogeochemistry of landfill leachate plumes." *Applied Geochemistry* 16(7): 659-718.
- Citterio S, Santagostino A, Fumagalli P, Prato N, Ranalli P, Sgorbati S (2003) Heavy metal tolerance and accumulation of Cd, Cr and Ni by *Cannabis sativa* L. *Plant Soil* 256(2):243–252
- Colin F., Étude des mécanismes de la genèse des lixiviats. Inventaire et examen critique des tests de laboratoire, Nancy IRH (1984).- Rapport RH 84-136.
- Cooper PF, Job GD, Green MB, Shutes RBE. 1996. *Reed beds and constructed for wastewater treatment*. Medmenham (Marlow, UK): WRc Publications.
- D. Singh, R. Gupta, and A. Tiwari, "Potential of duckweed (*Lemna minor*) for removal of lead from wastewater by phytoremediation," *International Journal of Food Science and Technology*, vol. 2, no. 1, pp. 10–26, 2012.
- Dabouineau, L., Lamy, Y. & Collas, P., 2005. *Phytoremédiation et phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées*. Dans: *Le Rôle d'eau* Vol 124. s.l.:s.n., p.3.
- Danh LT, Truong P, Mammucari R, Tran T, Foster N (2009) Vetiver grass, *Vetiveria zizanioides*: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes. *Int J Phytoremediation* 11(8):664–691
- Dar S. H, Kumawat D. M and Singh N. Sewagetreatmentpotential of water hyacinth, *Research Journal of Environmental Science*, 2011 ; 5(4): 377-385.

Daud, M. K., Ali, S., Abbas, Z., Zaheer, I. E., Riaz, M. A., Malik, A., ...& Zhu, S. J. (2018). Potential of duckweed (*Lemna minor*) for the phytoremediation of landfill leachate. *Journal of chemistry*, 2018.

Daud, M. K., Ali, S., Abbas, Z., Zaheer, I. E., Riaz, M. A., Malik, A., et al. (2018). Potential of Duckweed (*Lemna minor*) for the phytoremediation of landfill leachate. *J. Chem.* 2018, 1–9. doi:10.1155/2018/3951540.

DECHAMP C., MEERTS P. (2003), « La phytoremédiation : Panacée pour l'environnement ou menace pour la biodiversité ? », *Les Naturalistes belges*, n°82, pp. 135-148.

Department of Environment (DOE) (2009) Contaminated land management and control guidelines No 1: Malaysian recommended site screening levels for contaminated land.

Ministry of Natural Resources and Environment, Malaysia. Retrieved on 11th October 2015 from https://www.doe.gov.my/portalv1/wp-content/uploads/Contaminated-Land-Management-and-Control-Guidelines-No-3_Remediation-of-Contaminated-Sites.pdf.

Accessed 24 Apr 2020

Ding, K., Lu, L., Wang, J., Wang, J., Zhou, M., Zheng, C., et al. (2017). In vitro and in silico investigations of the binary-mixture toxicity of phthalate esters and cadmium (II) to *Vibrio qinghaiensis* sp.-Q67. *Sci. Total Environ.* 580, 1078–1084. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.12.062

Dipu, S., Kumar, A. A and Thanga, V. S. G. Phytoremediation of dairy effluent by constructed wetland technology., *Environmentalist*, 2011 ; 31 , 263-278.

E. L. Walker and E. L. Connolly, “Time to pump iron: iron deficiency-signaling mechanisms of higher plants,” *Current Opinion in Plant Biology*, vol. 11 , no. 5, pp. 530–535, 2008.

E. Mateos-Naranjo, A. Galle, I. Florez-Sarasa et al., “Assessment of the role of silicon in the Cu-tolerance of the C4 grass *Spartina densiflora*,” *Journal of Plant Physiology*, vol. 178, pp. 74–83, 2015.

E. Lahive, J. Michael, A. O’Callaghan, A. Marcel, K. Jansen, and J. O’Halloran, “Uptake and partitioning of zinc in *Lemnaceae*,” *Ecotoxicology*, vol. 20, no. 8, pp. 1992–2002, 2011.

E. Lesage, D. P. Rousseau, E. Meers, F. M. Tack, and N. De Pauw, "Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders Belgium," *Science of the Total Environment*, vol. 380, no. 1–3, pp. 102–115, 2007.

J. Vymazal, J. Svehla, L. Kratochvíl, and V. Chrastný, "Trace metals in *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* growing in constructed and natural wetlands," *Science of the Total Environment*, vol. 380, no. 1–3, pp. 154–162, 2007.

S. P. McGrath, Z. G. Shen, and F. J. Zhao, "Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Claspi caerulescens* and *Claspi ochroleucum* grown in contaminated soils," *Plant and Soil*, vol. 188, no. 1, pp. 153–159, 1997.

Ehrig, H. (1983). Quality and quantity of sanitary landfill leachate. *Waste Manag. Res.* 1, 53–68. doi:10.1016/0734-242x(83)90024-1

El-Shafai, S.A. El-Gohary, F.A. Nasr, F.A., Van der Steen, N.P. and Gijzen, H.J. Nutrient recovery from domestic wastewater using a UASB-duckweed pond system, *Bioresource Technology*, 2007, 98, 798-807.

Emenike CU, Agamuthu P, Fauziah SH (2016) Blending *Bacillus* sp., *Lysinibacillus* sp. and *Rhodococcus* sp. for optimal reduction of heavy metals in leachate contaminated soil. *Environ Earth Sci* 75(1):26

F. Duman, Z. Leblebici, and A. Aksoy, "Bioaccumulation of nickel, copper, and cadmium by *Spirodela polyrhiza* and *Lemna gibba*," *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 24, no. 1, pp. 177–179, 2009.

Fasani, E., DalCorso, G., Zerminiani, A., Ferrarese, A., Campostrini, P., & Furini, A. (2019). Phytoremediatory efficiency of *Chrysopogon zizanioides* in the treatment of landfill leachate: a case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(10), 10057-10069.

FG. Pohland and SR. Harper (1985) Critical reviews and summary of leachate and gas

Foroughi, M., Najafi, P., Toghiani, S., Toghiani, A., and Honarjoo, N. (2013).

Nitrogen Removals by *Ceratophyllum Demersum* from Wastewater. *J. Residuals Sci. Technol.* 10, 63–68.

G. U. Chibuike and S. C. Obior, "Heavy metal polluted soils: Effect on plants and bioremediation methods," *Applied and Environmental Soil Science*, 4, 1-12, (2014)

Gamage, N. S. and Yapa, P. A. J. Use of water hyacinth [*Eichhornia crassipes* (Mart) Solms] in treatment systems for textile mill effluents - A case study., *J. Natn. Sci. Foundation Sri Lanka*, 2001 ; 29(1 &2), 15-28.

Gersberg RM, Elkins BV, Lyon SR, Goldman CR. 1986. Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water Res.* 20(3):363-368. doi:10.1016/0043-1354(86)90085-0.

Gowri A, Balasubramani R, Muthunayanan V, Nguyen DD, Nguyen X, Chang S-W, Nguyen VK, Thamaraiselvi C (2020) Phytoremediation Potential of Freshwater Macrophytes for Treating Dye-Containing Wastewater. *Sustainability* 13: 329. doi:10.3390/su13010329

growth of hemp cultivars (*Cannabis sativa* L.). *Waste Biomass Valor* 10(2):369-376

Halim AA, Aziz HA, Johari MA, Ariffin KS (2010) Comparison study of ammonia and COD adsorption on zeolite, activated carbon and composite materials in landfill leachate treatment. *Desalination* 262(1-3): 31-35

Hanafiah, M. M., Aziz, N. I. H. A., Halim, A. A., Shamdin, L. S., & Razzak, L. A. A. (2021). Phytoremediation of landfill leachate using *Ipomoea aquatica* and *Pistia stratiotes*. *Journal of Environmental Biology*, 42, 775-781. <http://doi.org/10.1080/15226514.2015.1045129>

Hu, L., G. Zeng, G. Chen, H. Dong, Y. Liu, J. Wan, A. Chen, Z. Guo, M. Yan, H. Wu and Z. Yu (2016). "Treatment of landfill leachate using immobilized *Phanerochaete chrysosporium* loaded with nitrogen-doped TiO₂ nanoparticles." *Journal of Hazardous Materials* 301: 106-118.

Huang J., Chen J, Berti WR et al 1997. Phytoremediation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ Sci Technol*; 31:800-5.

Ismail, Z. and Beddri, A. Potential of Water Hyacinth as a Removal Agent for Heavy Metals from Petroleum Refinery Effluents. *Water Air Soil Pollut.* 2009; 199: 57-65.

J. Vymazal, J. Svehla, L. Kráľová, and V. Chrastný, "Trace metals in *Phragmites australis* and *Panicum arundinacea* growing in constructed and natural wetlands," *Science of the Total Environment*, vol. 380, no. 1-3, pp. 154-162, 2007.

Janssen, J., Weyens, N., Croes, S., Beckers, B., Meiresonne, L., Van Peteghem, P., Vangronsveld, J. (2015), Phytoremediation of MetalContaminatedSoilUsingWillow: Exploiting Plant-AssociatedBacteria to ImproveBiomass Production and MetalUptake. *International Journal of Phytoremediation*, 17(11), 1123–36.

Kabata-Pendias A, Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, 2011.

Kadlec RH, Wallace S. 2008. Treatment wetlands. 2nd ed. Boca Raton (FL): CRC Press.

Kalousek, P., Schreiber, P., Vyhnánek, T., Trojan, V., Adamcová, D., & Vaverková, M. D. (2020). Effect of landfill leachate on the growth parameters in two selected varieties of fiber hemp. *International Journal of Environmental Research*, 14(2), 155-163.

Kehila Y., Aina M., Mezouari F., Matejka G., Mamma D., Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les ped vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine ? Actes des JSIRAUF, Hanoi, 6-9 novembre 2007

Kehila, Mezouari and Matejka (2009). "Impact de l'enfouissement des déchets solides urbains en Algérie : expertise de deux centres d'enfouissement technique (CET) à Alger et Biskra." *Revue francophone d'écologie industrielle* 56

Kjeldsen P, Barla MA, Rooker AP, Baun A, Ledin A, Christensen TH (2002) Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Crit Rev Environ Sci Technol* 32:297–336

Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., and Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.* 32, 297–336. doi:10.1080/10643380290813462

Klauck CR, Rodrigues MAS, Silva LB (2015) Evaluation of phytotoxicity of municipal landfill leachate before and after biological treatment. *Braz J Biol* 75(2):S57–S62

Kulikowska D, Klimiuk E (2008) The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresour Technol* 99(13):5981–5985

Kulikowska D., Klimiuk E., The effect of landfill age on municipal leachate composition, *Bioresource. Technol.* 99 (2008) 5981-5985

- Kurniawan T.A., Lo W.H., Chan G.Y.S., Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment, *J. Hazard. Mater.* 137 (2006) 433-455.
- Laitinen, N., A. Luonsi and J. Vilen (2006). "Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor." *Desalination* 191(1): 86-91.
- Lee, J., R.D. Reeves, R.R. Brooks and T. Jaffre : Isolation and identification of a citrate-complex of nickel from nickel accumulating plants. *Phytochemistry*, 16, 1503-1505 (1977).
- Li GK, Yun Y, Sang N (2008) Effect of landfill leachate on cell cycle, micronucleus, and sister chromatid exchange in *Triticum aestivum*. *J Hazard Mater* 155:10–16
- Lim, P.E., Wong, T.F., Lim, D.V., 2001 .Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environ. Int.* 26, 425–431
- Lin, S. H. and C. C. Chang (2000). "Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method." *Water Research* 34(17): 4243-4249.
- Linger P, Müssig J, Fischer H, Kobert J (2002) Industrial hemp (*Cannabis sativa* L) growing on heavy metal contaminated soil: Fibre quality and phytoremediation potential. *Ind Crops Prod* 16(1):33–42
- Lissy, A. M. P. N, and Madhu, B. Dr. G. Removal of heavy metals from waste water using water hyacinth., In: Proc. of the International Conference on Advances in Civil Engineering, 2010; 42-47.
- Litvan, D. (1995). "Politique des déchets : l'approche du Royaume-Uni." *Economie et Statistique*: 81-90.
- Lu, Q, Z. L. He, D.A. Graetz, P.J. Stoffella and X. Yang: Phytoremediation to remove nutrients and improve eutrophic stormwaters using water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 17, n84-96 (2010).
- Nizam, N.U.M., M.M. Hanafiah, I.Z. Noor and H.I.A. Karim: Efficiency of five selected aquatic plants in phytoremediation of aquaculture wastewater. *Appl. Sci.*, 10, 2712 (2020).

Lu, Q. Evaluation of aquatic plants for phytoremediation of eutrophic stormwaters., Ph. D Thesis, University of Florida, Florida; 2009.

Lu, Q., Z.L. He, D.A. Graetz, P.J. Stoffella and X. Yang: Uptake and distribution of metals by water lettuce (*Pistia stratiotes* L.). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 18, 978-986 (2011).

M. El-Fadel, E. B-Zeid, W. Chahine and B. Alayli (2002) Temporal variation of leachate
M. S. Al-Khafaji, F. H. Al-Ani, and A. F. Ibrahim, "Removal of some heavy metals from industrial wastewater by *Lemna minor*," *KSCE Journal of Civil Engineering*, vol. 22, no. 4, pp. 1077–1082, 2017.

M. Wu, X. Jiang, Y. Lv et al., "Long-term effect of Cu²⁺ on the phosphorous removal performance in enhanced biological phosphorous removal systems," *Chemical Engineering Journal*, vol. 281, pp. 164–173, 2015.

Mahar A, Wang P, Ali A et al 2016. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicol Environ Saf*;126:111–21.

Mahmood, Q., Zheng, P., Islam, E., Hayat, y., Hassan, M.J., Jilani, G. and Jin, R. C. Lab scale studies on water hyacinth (*Eichhornia crassipes* Martens) for biotreatment of textile waste water. *Caspian J. Env.Sci.*, 3, 83-88, (2005).

Maine, M. A., Sune, N. L. and Lager, S. C. Chromium bioaccumulation: Comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes., *Water Res.*, 2004; 38, 1494-1501.

Mane, A. V., Saratale, G. D., Karadge, B. A., and Samant J. S. Studies on the effects of salinity on growth, polyphenol content and photosynthetic response in

Masbough, A., Frankowski, K., Hall, K.J. and Duff, S.J.B. The Effectiveness of Constructed Wetland for Treatment of Woodwaste Leachate, *Ecological Engineering*. 2005, 25, 552-566.

McCarty PL (2018) What is the Best Biological Process for Nitrogen Removal: When and Why? *Environmental science & technology* 52 (7):3835- 3841. doi:10.1021/acs.est.7b05832

Mench, M., Lepp, N., Bert, V., Schwitzguébel, J.-P., Gawronski, S. W., Schröder, P., & Vangronsveld, J. (2010). Successes and limitations of phytotechnologies at field scale:

outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *Journal of Soils and Sediments*, 10(6), 1039–1070. <http://doi.org/10.1007/s11368-010-0190-x>

Milke, J., Gałczyńska, M., and Wróbel, J. (2020). The Importance of Biological and Ecological Properties of *Phragmites Australis* (Cav.) Trin. Ex Steud., in Phytoremediation of Aquatic Ecosystems-The Review., in *phytoremediation of aquatic ecosystems-the review*. *Water* 12, 1770. doi:10.3390/w12061770.

Mishra, V. K. and Tripathi, B. D., 2008, Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes., *Bioresour Technol.* 201 0; 99, 7091 - 7097.

Mohajeri, L., Adlan, M.N., 201 0. Influence of Fenton reagent oxidation on mineralization and decolorization of municipal landfill leachate. *J. Environ. Sci. Health* 45, 692–698.

Mohammad-pajooch, E., Weichgrebe, D., and Cuff, G. (2017). Municipal landfill leachate characteristics and feasibility of retrofitting existing treatment systems with deammonification - A full scale survey. *J. Environ. Manage.* 187, 354–364. doi:10.1016/j.jenvman.2016.10.061

Mojiri A, Ziyang L, Tajuddin RM, Farraji H, Alifar N (2016) Cotreatment of landfill leachate and municipal wastewater using the ZELIAC/zeolite constructed wetland system. *J Environ Manag* 166: 124–130

Moktar, K. A., & Tajuddin, R. M. (2019). Phytoremediation of heavy metal from leachate using *imperata cylindrica*. In *MATEC Web of Conferences* (Vol. 258, p. 01021). EDP Sciences.

Mortet A. Etude Du role de quelques plantes graminees et legumineuses dans la phytoremediation des sols pollues par les hydrocarbures [Report] : Thèse de doctorat. - 2019.

Mustafa HM, Hayder G (2021) Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article. *Ain Shams Engineering Journal* 12 (1): 355-365. doi:<https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.05.009>

N. M. Azeez and A. A. Sabbar, “Efficiency of duckweed (*Lemna minor* L.) in phytotreatment of wastewater pollutants from basrah oil refinery,” *Journal of Applied Phytotechnology in Environmental Sanitation*, vol. 1 , no. 4, pp. 1 63–1 72, 201 2.

Nedjimi B (2021) Phytoremediation: a sustainable environmental technology for heavy metals decontamination. *SN Applied Sciences* 3 (3): 286. doi:10.1007/s42452-021-04301-4

Nehrenheim, E., Gustafsson, J.P., 2008. Kinetic sorption modelling of Cu, Ni, Zn, Pb and Cr ions to pine bark and blast furnace slag by using batch experiments. *Bioresour. Technol.* 99, 1571–1577. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.017>.

Nguyen, T.A.H., Ngo, H.H., Guo, W.S., Nguyen, T.H.H., Soda, S., Vu, N.D., Bui, T.K.A., Vo, T.D.H., Bui, X.T., Nguyen, T.T., Pham, T.T., 2020. White hard clam (*Ilyrata*) shells media to improve phosphorus removal in lab-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands: Performance, removal pathways, and lifespan. *Bioresour. Technol.* 312, 123602..

O’Keefe, D. H, Hardy, J. K. and Rao, R. A. Cadmium uptake by water hyacinth: Effect of solution factors., *Environ. Pollut., Series A*, 1 984; 1 33-1 47.

Ayyasamy, P. M., Rajakumar, S., Sathishkumar, M., Swaminathan, K., Shanthi, K., Lakshmanaperumalsamy, P. and Lee, S. Nitrate removal from synthetic medium and groundwater with aquatic macrophytes., *Desalination*, 2009; 242, 286-296.

Ugya, A. Y., T. S. Imam and A. S. Hassan, 201 5. The use of *Ecchorniacrassipes* to remove some heavy metals from Rom stream: A case study of Kaduna Refinery and Petrochemical company polluted stream. *IOSR J. Pharm. Biol. Sci.*, 1 0: 43- 46.

Olivero-Verbel, J., Padilla-Bottet, C., De la Rosa, O., 2008. Relationships between physicochemical parameters and the toxicity of leachates from a municipal solid waste landfill. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 70 (2), 294–299.

Öman, C. B. and C. Junestedt (2008). "Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds." *Waste Management* 28(10): 1876-1891

P. Huang, B. Han, and Z. Lin, “Floating-leaved macrophyte (*Trapa quadrispinosa* Roxb) beds have significant effects on sediment Resuspension in lake Taiho, China,” *Hydrobiologia*, vol. 581 , no. 1 , pp. 1 89–1 93, 2007.

Padhi, S. Kumar, Sahu S. Kumar, Kumari Anuradha, Bharati Sudha, Ansari Shahbaj. Phytoremediation as an Alternative for Treatment of Paper Industry Effluent by Using Water Hyacinth (*Eicchorniacrassipes*)-A Polishing Treatment. *INT Journal of Research in Chemistry and Environment*. 201 2; 2(95-99), 2248-9649.

- Pan Y, Zhang H, Li X, Xie Y (2016) Effects of sedimentation on soil physical and chemical properties and vegetation characteristics in sand dunes at the Southern Dongting Lake region, China. *Sci Rep* 6 (1): 36300. doi:10.1038/srep36300
- Phoungthong K, Zhang H, Shao LM, He PJ (2016) Variation of the phytotoxicity of municipal solid waste incinerator bottom ash on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination with leaching conditions. *Chemosphere* 146:547–554
- Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, Vol. 56: 15-39
- Prabu, P.C. and Udayasooriyan, C. (2007). Treatment of Pulp and Paper Production from landfills, EPA Report Number 600/2 - 86/073.
- Pulford, I.D. et Watson, C., 2003. Phytoremediation of heavy metal contaminated land by trees. A review. *Environment International*, Vol. 29: 529-540.
- Quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content, R. Othman, R. Ramya, Z. M. Baharuddin, K. S. Has-Yun Hashim, and M. Yaman, "Response of *Lemna minor* and *Salvinia natans* as phytoremediation agents towards Fe, Cu and Zn toxicities via in vivo model system," *Jurnal Teknologi*, vol. 77, no. 30, pp. 1 01 –1 09, 201 5.
- Rana G, Katerji N (2000) Measurement and estimation of actual evapo-transpiration in the field under Mediterranean climate: a review. *Eur J Agron* 13(2–3):125–153
- Randerath, K., Reddy, M. V., & Gupta, R. C. (1981). ³²P-labeling test for DNA damage. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 78(10), 6126-6129.
- Renou S, Givaudan JG, Poulain S, Dirassouyan F, Moulin P (2008) Landfill leachate treatment: review and opportunity. *J Hazard Mater* 150(3):468–493
- Renou, S., J. G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan and P. Moulin (2008). "Landfill leachate treatment: Review and opportunity." *Journal of Hazardous Materials* 150(3): 468-493
- Ribeiro RC, Matias JR, Pelacani CR, Dantas BF (2014) Activity of antioxidant enzymes and proline accumulation in *Erythrina velutina* Willd. seeds subjected to abiotic stresses during germination. *J Seed Sci* 36(2):231–239

Robinson, B.H., R.R. Brooks et B.E. Clothier : Soil amendments affecting Nickel and Cobalt uptake by Berkheya codif. Utilisation potentielle pour le phytomining et la phytoremédiation. *Annals of Botany*, 84, 689-694 (1999).

Sang N, Li GK (2004) Genotoxicity of municipal landfill leachate on root tips of *Vicia faba*. *Mutation Res* 560:159–165.

Sang N, Li GK, Xin XY (2006) Municipal landfill leachate induces cytogenetic damage in root tips of *Hordeum vulgare*. *Ecotoxicol Environ Safe* 63:469–473

Selvi A, Rajasekar A, Theerthagiri J, Ananthaselvam A, Sathishkumar K, Madhavan J, Rahman PKSM (2019) Integrated Remediation Processes Toward Heavy Metal Removal/Recovery From Various Environments-A Review. 7. doi:10.3389/fenvs.2019.00066

Séminaire international (2000) Gestion intégrée des déchets solides, les services de l'environnement du Ministère des travaux publics, de l'Aménagement du Territoire, de l'environnement et de l'Urbanisme, en collaboration avec GTZ, Alger, [Report] : thèse doctorat.

Sepaskhah AR, Yousefi F (2007) Effects of zeolite application on nitrate and ammonium retention of a loamy soil under saturated conditions. *Soil Res* 45(5):368–373

Shah, R. A., Kumawat, D. M., Singh, N. and Wani, K. A. Water hyacinth (*Eichhorniacrassipes*) as a remediation tool for dye-effluent pollution., *Int. J. Sci. Nature*, 201 0; 1 (2), 1 72- 1 78.

Shcherbakov, V.V., Artemkina, Y.M., Akimova, I.A., Artemkina, I.M., 2021. Dielectric characteristics, electrical conductivity and solvation of ions in electrolyte solutions. *Materials (Basel)*. 14 (19), 5617

Shrive SC, McBride RA, Gordon AM (1994) Photosynthetic and growth responses of two broad-leaf tree species to irrigation with municipal landfill leachate. *J Environ Qual* 23:534–542

Soda S, Hamada T, Yamoaka Y, Ike M, Nakazato H, Saeki Y, Kasamatsu T, Sakurai Y (2012) Constructed wetlands for advanced treatment of wastewater with a complex matrix from a metal-processing plant: bioconcentration and translocation factors of various metals in *Acorus gramineus* and *Cyperus alternifolius*. *Ecol Eng* 39:63–70

- Söğüt, Z., Zaimoğlu, B. Z., Erdoğan, R., & Sucu, M. Y. (2005). Phytoremediation of landfill leachate using *Pennisetum clandestinum*. *J Environ Biol*, 26, 13-20.
- Souza, F. A., Dziedzic, M., Cubas, S. A. and Maranhão, L. T. (2013). Restoration of polluted waters by phytoremediation using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae. *Journal of environmental management*. 120, 5-9
- Sprocati AR, Alisi C, Tasso F, Marconi P, Sciullo A, Pinto V, Cremisini C (2012) Effectiveness of a microbial formula, as a bioaugmentation agent, tailored for bioremediation of diesel oil and heavy metal contaminated soil. *Process Biochem* 47(11):1649–1655.
- Srivastava AK, Kumar RR, Singh AK (2014) Cell cycle stage specific application of municipal landfill leachates to assess the genotoxicity in root meristem cells of barley (*Hordeum vulgare*). *Environ Sci Pollut Res* 21:13979–13986
- Strobel BW, Borggaard OK, Hansen HCB, Andersen MK, Raulund-Rasmussen K (2005) Dissolved organic carbon and decreasing pH mobilize cadmium and copper in soil. *European Journal of Soil Science* 56 (2): 189-196. doi:<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2004.00661.x>
- Suman J, Uhlík O, Viktorova J, Macek T (2018) Phytoextraction of Heavy Metals: A Promising Tool for Clean-Up of Polluted Environment? *Front Plant Sci* 9: 1476-1476. doi:10.3389/fpls.2018.01476
- Szymańska-Pulikowska, A., & Wdowczyk, A. (2021). Changes of a landfill leachate toxicity as a result of treatment with *Phragmites australis* and *Ceratophyllum demersum*—a case study. *Frontiers in Environmental Science*, 392.
- Tahmasbian, I., and Safari Sinegani, A. A. (2016). Improving the efficiency of phytoremediation using electrically charged plant and chelating agents. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 2479–2486. doi:10.1007/s11356-015-5467-6.
- Tatsi, A. A., and Zouboulis, A. I. (2002). A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece) field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Adv. Environ. Res.* 6 (3), 207–219. doi:10.1016/S1093-0191(01)00052-1

- Tomczyk, P., and Wiatkowski, M. (2021). The effects of hydropower plants on the physicochemical parameters of the Bystrzyca river in Poland. *Energies* 14, 2075. doi:10.3390/en14082075.
- Topal, M. (2012). Planted batch system treating leachate. *Nevşehir Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi*, 1(2)
- Trabelsi S. Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : application aux lixiviats de la décharge tunisienne "JebelChakir". - Paris [s.n.], 2012.
- Trivedy, R. K. and Pattanshetty, S. M. Treatment of dairywaste by using water hyacinth., *Water Sci. Technol.*, 2002; 45(1 2), 329-334.
- Truong P, Tan Van T, Pinnars E (2008) Vetiver systems applicationatechnical reference manual. The Vetiver Network International, SanAntonio, TX, USA
- Ugya AY, Hua X, Agamuthu P, Ma J (2019a) Molecular Approach to Uncover the Function of Bacteria in Petrochemical Refining Wastewater: A Mini Review. *Applied Ecology and Environmental Research* 17(2): 3645-3665. doi:10.15666/aeer/1702_36453665
- Ugya, A. Y. and S. A. Umar, 201 5.A review on the pollution and phytoremediation of Romistream. *IOSR J. Pharm. Biol. Sci.*, 1 0: 25-29.
- Ugya, A. Y. The efficiency of Lemnaminor L. in the phytoremediation of Romistream: A case study of Kaduna refinery and petrochemicalcompany pollutedstream. *J. AppliedBiol. Biotechnol.*, 3, 1 1 -1 4, (201 5).
- Ugya, A. Y., & Meguellati, K. (2022). Modelling Assisted Phytoremediation of Landfill Leachate using Surface Flow Constructed Wetland Enhanced by Pistia stratiote and Salvinia molesta.*Journal of Ecological Engineering*, 23(5), 226-236.
- Ugya, A. Y., & Priatamby, A. (2016). Phytoremediation of landfill leachates using Pistia stratiotes: a case study of Kinkinau U/Ma'azu Kaduna, Nigeria. *J. Agric. Biol. Environ. Stat*, 2, 60-63.
- V. C. Pandey, "Phytoremediation of heavy metals from fly ash pond by Azolla caroliniana," *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 82, pp. 8–1 2, 201 2.

V. Mazzei, G. Longo, M. V. Brundo, C. Copat, G. OliveriConti, and M.Ferrante, "Effects of heavy metal accumulation on some reproductive characters in *Armadillidium granulatum* Brandt (Crustacea, Isopoda, Oniscidea)," *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 98, pp. 66–73, 2013.

Valipour, A., Raman, V. K. and Motallebi, P. Application of shallow pond system using water hyacinth for domestic wastewater treatment in the presence of high total dissolved solids (TDS) and heavy metals salts., *Environ. Eng. Manage. J.*, 2010; 9(6), 853-860.

VAN NEVEL L., MERTENS J., OORTS K., VERHEYEN K. (2007), « Phytoextraction of metals from soils : How far from practice ? », *Environmental Pollution*, Vol. 150, pp. 34-40.

Vaverková MD, Zloch J, Adamcová D, Radziemska M, Vyhnánek T, Trojan V, Winkler J, Đorđević B, Elbl J, Brtnický M (2017) Landfill leachate effects on germination and seedling

Vaverková MD, Zloch J, Adamcová D, Radziemska M, Vyhnánek T, Trojan V, Winkler J, Đorđević B, Elbl J, Brtnický M (2017) Landfill leachate effects on germination and seedling growth of hemp cultivars (*Cannabis sativa* L.). *Waste Biomass Valor* 10(2):369–376

Vedrenne, M., Vasquez-Medrano, R., Prato-Garcia, D., Frontana-Uribe, B. A., and Ibanez, J. G. (2012). Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation-flocculation/photo Fenton treatment.

Vroon, R. and Weller, B. Treatment of Domestic Wastewater in a Combined UASB Reactor Duckweed Pond System, Doctoral Verslagen, Series Nr. 95-07, *Depth. Env. Thch. Agric. University Wageningen*. 1995.

Vymazal J. 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecol Eng.* 18(5):633–646. doi:10.1016/S0925-8574(02)00025-3.

Vymazal, Jan; Kropfelová, L., 2008. Horizontal Flow Constructed Wetlands. pp. 203–322. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8580-2_5.

Wagner S, Truong P, Vieritz A, Smeal C (2003) Response of vetiver grass to extreme nitrogen and phosphorus supply. Proceedings of the Third International Conference on Vetiver and Exhibition, Guangzhou, China, In

Wang, R., Korboulewsky, N., Prudent, P., Domeizel, M., Rolando, C., Bonin, G., 2010. Feasibility of using an organic substrate in a wetland system treating sewage sludge: Impact of plant species. *Bioresour. Technol.* 101, 51–57. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.07.080>.

Wang, Y., Cai, Z., Sheng, S., Pan, F., Chen, F., Fu, J., 2020. Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. *Sci. Total Environ.* 701, 134736 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134736> *Waste Manage.* 22, 269- 282

Wdowczyk, A., Szymańska-Pulikowska, A., & Gałka, B. (2022). Removal of selected pollutants from landfill leachate in constructed wetlands with different filling. *Bioresource Technology*, 353, 127136.

Wen D, Ho Y-S, Tang X (2006) Comparative sorption kinetic studies of ammonium onto zeolite. *J Hazard Mater* 133:252–256

Wiszniewski, J., D. Robert, J. Surmacz-Gorska, K. Miksch and J. V. Weber (2006). "Landfill leachate treatment methods: A review." *Environmental Chemistry Letters* 4(1): 51-61.

Woese C.R., *Bacterial evolution*, *Microbiol. Rev.* 51(1987) 221-271

Wong MH, Leung CK (1989) Landfill leachate as irrigation water for tree and vegetable crops. *Waste Manage Res* 7:311–324

Wu J., Zhang H., He P.J., Shao L.M., Insight into the heavy metal binding potential of dissolved organic matter in MSW leachate using EEM quenching combined with PARAFAC analysis, *Water Res.* 45 (2011) 1711-1719.

Wuana, R.A. & Okieimen, F.E. *Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation.* International Scholarly Research Network Ecology, (2011).

Xin J, Huang B (2017) Comparison of boron uptake, translocation, and accumulation in reed, cattail, and vetiver: an extremely boron tolerant plant, vetiver. *Plant Soil* 416(1–2):17–25

Xin J, Huang B (2018) Comparison of boron uptake and translocation in two vetiver genotypes and evaluation of boron removal efficiency of vetiver floating islands. *Int J Phytoremediation* 20(8):847–854

Yalcuk A, Ugurlu A (2009) Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresour Technol* 100(9):2521–2526

Yalcuk, A. and Uğurlu, A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment, *Bioresource Technology*. 2009, 100, 2521 -2526.

Krishna, K.C.B. and Polprasert, C. An integrated kinetic model for organic and nutrient removal by duckweed-based wastewater treatment (DUBWAT) system, *Ecological Engineering*. 2008, 34, 243-250.

Yalçuk, A., & Ugurlu, A. (2020). Treatment of landfill leachate with laboratory scale vertical flow constructed wetlands: plant growth modeling. *International Journal of Phytoremediation*, 22(2), 157-166.

Yalcuk, A., Ugurlu, A., 2009. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresour. Technol.* 100, 2521–2526. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.029>.

Yang L, Chang H, Huang M. 2001. Nutrient removal in gravel-and soil based wetland microcosms with and without vegetation. *Ecol Eng.* 18(1):91–105. doi:10.1016/S0925-8574(01)00068-4.

Yıldızbakan A. 2005. Growing mathematical models in trees and comparative analysis of these models. Adana (Turkey): University of Cukurova, Enstitue of Science.

Yılmaz E, Akgun C € , Yıldızbakan A. 2005. (*Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maiden) have examined the growth pattern of tree species and found that they fit the Von Bertalanffy model of the most suitable breeder. *J DOA.* 11:35–52.

Yusoff, I., Y. Alias, M. Yusof and M.A. Ashraf: Assessment of pollutants migration at Ampar Tenang landfill site, Selangor, Malaysia. *ScienceAsia*, 39, 392–409 (2013).

Z. Leblebici and A. Aksoy, “Growth and lead accumulation capacity of *Lemna minor*

and *Spirodela polyrrhiza* (Lemnaceae): interactions with nutrient enrichment,” *Water, Air, and Soil Pollution*, vol. 214, no. 1–4, pp. 175–184, 2011.

Zhang Q, Tian B, Zhang X, Ghulam A, Fang C, He R (2013) Investigation on characteristics of leachate and concentrated leachate in three landfill leachate treatment plants. *Waste Manage* 33(11):2277–2286

Zhu, Y. L., Zayed, A. M., Qian, J. H., Souza, M. and Terry, N., 1999, Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants, II. Water hyacinth., *J. Environ. Qual.* 1999; 28, 339–344.

Zimmels, Y., F. Kirzhner and A. Malkovskaja: Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. *J. Environ. Manage.*, 81, 420–428 (2006)

Annexes

Tableau 02 :Caractéristiques d'*Imperata cylindrica*

	Partie	Composant	D. bipinnata
1	Racine	Épibème	Cellules hexagonales
		Poils racinaires	Moins nombreux
		Exoderme	2 à 3 couches, lignifié sclérenchymateux
		Cortex	Cavités aériennes de petite taille
		Passage Cellules	présentes
		Caspienne Epaississements	Plus nombreux
		Péricycle	cellules à une seule couche, ovales à cellules de forme hexagonale
		Vasculaire faisceaux vasculaires	5 à 6 faisceaux vasculaires
		Conjonctifissu	Moins nombreux et occupant moins de surface. Situés principalement dans la périphérie des faisceaux vasculaires f
2		Épiderme	Cellules pentagonales à hexagonales cellules. Présence de quelques poils
		Hypoderm	2 à 3 couches
		Cortex	Les faisceaux

	Stolon		vasculaires externes sont très peu nombreux et peu développés. Cortex présente des espaces intercellulaires comme cavités aériennes
		Péricycle	3 à 5 couches Vasculaire
		Vasculaire faisceaux vasculaires	
3	Feuille	Epiderme	Un grand nombre d'aaaatomates peu aaaatomates enfoncés et présence de cellules bulliformes
		Mésophylle	Il y a moins de cellules entre l'épiderme supérieur et inférieur inférieur. Les cellules sont isodiamétriques
		Vasculaire bundle	i. Les faisceaux vasculaires sont presque même taille, sauf dans la région de la nervure centrale ii. La partie médiane du limbe est bombée sur la face inférieure inférieur.

		Stomates	Disposer alternativement les stomates
--	--	----------	---

Tableau 03 :Caractéristiques du lixiviat collecté dans la zone de la décharge d'Ankara-Mamak.

Paramètre	Gamme	Moyenne	Ecart-type
COD (mg/l)	2540-19 .100	10.800	11.638
NH_4N (mg/l)	1832-4012	2519	8.29
NO_2N (mg/l)	1.53-6 .30	3.7	1.9
NO_3N (mg/l)	58-112	72.8	21.1
PO_4N (mg/l)	44.6-153	75.4	42.6

Tableau 04 : Caractéristiques des matérieaux du lits à macrophytes .

Réacteur	Volume Actif (L)	OLR (Kg/m ³ jr)	HRT (jour)	HRR (Cm/ jour)	Matériaux du lit	Profondeur (Cm)
<i>Typhalatifolia</i> R1	110	0.033	22	1	Sable (0-7)	25-40
<i>Cannacea</i> R2	110	0.033	22	1	Zéolite (0,8-2)	20-25
Contrôle R3	110	0.033	22	1	Gravier fin (7-15) Gros cailloux (15-30)	10-20 0-10

Tableau 05 : Caractéristiques du lixiviat.

Paramètre	Moyen valeur	Paramètre	Moyen valeur
DCO (mg/l)	2355	PO4-P (ppm)	10.36
DBO (mg/l)	1253	Cr (ppm)	1.50
AKM (mg/l)	310	Cu (ppm)	0.23
PH	7.77	Pb (ppm)	0.46

1	8.60	26.3	3000	2880	0.113	<0.01 5	0.0 69	<0.5 3	0.17 3	<0.1 0
2	8.55	23.5	1400	4000	0.135	<0.01 5	0.0 94	<0.2 5	0.23 7	<0.1 0
3	8.60	23.6	1150	4000	0.217	<0.01 5	0.0 52	<0.2 5	0.19 4	<0.1 0
4	8.40	16.4	900	3360	0.078	<0.01 5	0.0 30	<0.2 5	0.20 9	<0.1 0
5	8.70	23.5	1250	4480	0.295	<0.01 5	0.0 79	<0.2 5	0.19 4	<0.1 0
6	8.50	20.2	1000	3680	0.119	<0.01 5	<0. 03 0	<0.2 5	0.18 0	<0.1 37
7	8.50	17.5	1000	2720	0.057	<0.01 5	0.0 31	<0.4 0	0.18 0	<0.1 0
8	8.65	26.0	1100	3360	0.078	<0.01 5	0.1 65	<0.2 5	0.20 9	<0.1 0
9	8.55	23.3	1250	3200	0.039	<0.01 5	0.0 35	<0.2 5	0.21 6	<0.1 0
10	8.60	25.3	450	2400	0.103	<0.01 5	0.0 30	<0.2 5	0.35 9	<0.1 0

ملخص

يزداد إنتاج النفايات الصلبة مع النمو السكاني وتطور النشاط الاجتماعي والاقتصادي. حتى الآن ، يعتبر طمر النفايات أكثر طرق معالجة النفايات انتشاراً في العالم ؛ يتيح هذا النوع من التثبيت إمكانية تخزين النفايات ومعالجتها لفترة زمنية معينة. بمجرد دفن القمامة ، تستمر في العيش ، مما يتسبب في مشاكل بيئية مثل المادة المرشحة (مياه الترشيح) التي تؤثر على المياه السطحية والجوفية. في مجال إدارة النفايات ، يتم التركيز على بدائل التخلص القابلة للتطبيق بيئياً واقتصادياً. تعد برامج تنظيف التربة والنباتات أحد هذه البدائل التي تشكل محور دراستنا التركيبية ، وقد ثبت أن المعالجة النباتية للمادة المرشحة فعالة في العديد من الظروف ، باستخدام النباتات الكبيرة. بشكل عام ، يمكن اعتبار المعالجة النباتية بمثابة نهج مستدام وفعال من حيث التكلفة وغير ضار بيئياً ، وقادر على معالجة 250 متر مكعب من الهكتار في عام واحد مع الإدارة المناسبة هذه النتيجة مأخوذة من دراسات بليوغرافية مختلفة ، والتي أثبتت فعالية المعالجة النباتية من خلال حساب أداء المعلمات التالية [72% ± 90%] لـ COD ، [50% ± 90%] لـ BOD ، [74% ± 95%] لـ TSS و [70% ± 97%] لـ ML.

الكلمات المفتاحية: العصارة ، والنباتات الكبيرة ، المعالجة النباتية ، طمر النفايات

Résumé

La production de déchets solides augmente en même temps que la croissance démographique et le développement de l'activité socio-économique. À ce jour, la décharge est la méthode de traitement des déchets la plus répandue dans le monde ; ce type d'installation permet de stocker et de traiter les déchets pendant un certain temps. Une fois les ordures enfouies, elles continuent à vivre, causant des problèmes environnementaux comme le lixiviat (eau de percolation) qui a une influence sur les eaux de surface et souterraines. Dans le domaine de la gestion des déchets, les alternatives d'élimination viables sur le plan environnemental et économique sont au centre des préoccupations. Les programmes de nettoyage des sols et des plantes sont l'une de ces alternatives faisons l'objectif de notre étude synthétique. La phytoremédiation des lixiviats s'est avérée efficace dans de nombreuses circonstances, en utilisant des plantes macrophytes. Globalement, la phytoremédiation peut être considérée comme une approche durable, rentable et écologiquement bénigne, capable de traiter 250 m³ d'hectare en un an avec une gestion appropriée, cette constatation est tirée à partir de différentes études bibliographiques, dont ils ont prouvés l'efficacité de la phytoremédiation à travers le calcul du rendement des paramètres suivants [72%±90%] pour le DCO, [50%±90%] pour le DBO, [74%±95%] pour le TSS et [70%±97%] pour les ML.

Mots clés : lixiviat, macrophytes, phytoremédiation, décharge.

Abstract

Solid waste generation is increasing as the population grows and socio-economic activity expands. To date, landfill is the most common method of waste treatment in the world; this type of facility stores and treats waste for a period of time. Once the waste is landfilled, it continues to live, causing environmental problems such as leachate (percolating water) that affects surface and ground water. In waste management, environmentally and economically viable disposal alternatives are the focus. Phytoremediation of leachate has proven to be effective in many circumstances, using macrophytic plants. Overall, phytoremediation can be considered as a sustainable, cost-effective and ecologically benign approach, capable of treating 250 m³ of hectare in one year with proper management, This finding is drawn from different bibliographic studies, which proved the effectiveness of phytoremediation through the calculation of the performance of the following parameters [72%±90%] for COD, [50%±90%] for BOD, [74%±95%] for TSS and [70%±97%] for ML.

Key words: leachate, macrophytes, phytoremediation, landfill.