

UNIVERSITÉ SAAD DAHLAB - BLIDA 1

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Département des Sciences et Technologies Alimentaires

Thèse de doctorat

DLMD

Spécialité : Sciences et Technologies Alimentaires

**INTÉGRATION DE LA PHYTOTÉCHNOLOGIE DANS LE
TRAITEMENT DES EFFLUENTS DES ACTIVITÉS
AGROALIMENTAIRES (CAS DE LA FILIÈRE LAIT ET DÉRIVÉS)
EN VUE D'UNE VALORISATION**

Par

SAHI Wassila

Devant le jury composé de :

CHAOUIA. C	Professeur, U.S.D. Blida	Président
AQUES. K	MCA, U.S.D. Blida	Examinatrice
AMMAD. F	MCA, U.S.D. Blida	Examinatrice
OUAKOUAK. A	MCA, U. El Oued	Examineur
MEGATELI. S	Professeur, U.S.D. Blida	Directeur De thèse

Blida. Le 29 Février 2024

UNIVERSITÉ SAAD DAHLEB - BLIDA 1

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

Département des Sciences et Technologies Alimentaires

Thèse de doctorat

DLMD

Spécialité : Sciences et Technologies Alimentaires

**INTÉGRATION DE LA PHYTOTÉCHNOLOGIE DANS LE
TRAITEMENT DES EFFLUENTS DES ACTIVITÉS
AGROALIMENTAIRES (CAS DE LA FILIÈRE LAIT ET DÉRIVÉS)
EN VUE D'UNE VALORISATION**

Par

SAHI Wassila

Devant le jury composé de :

CHAOUIA. C	Professeur, U.S.D. Blida	Président
AOUES. K	MCA, U.S.D. Blida	Examinatrice
AMMAD. F	MCA, U.S.D. Blida	Examinatrice
OUAKOUAK. A	MCA, U. El Oued	Examineur
MEGATELI. S	Professeur, U.S.D. Blida	Directeur De thèse

Blida. Le 29 Février 2024

Résumé

L'étude se penche sur l'application de *Lemna minor*, dans le traitement des eaux usées générées par l'industrie laitière par phytotechnologie. D'autre part, elle examine la possibilité d'utiliser ces eaux usées pour l'irrigation, en évaluant leur impact sur la croissance du gazon *Pennisetum clandestinum*.

Dans la première partie de l'étude, deux types d'effluents laitiers, à la fois réel et reconstitué, dilués et non dilués, ont été soumis au traitement par phytotechnologie.

Au cours de cette étude, nous avons évalué le changement des paramètres essentiels caractérisant le niveau de pollution des effluents étudiés.

Les résultats ont démontré l'efficacité de *L. minor* pour éliminer des taux significatifs de polluants présents, en particulier dans les effluents laitiers dilués, où elle a atteint des taux d'élimination très importants, en particulier pour la demande chimique en oxygène (60%), l'azote (65%) et le phosphore (87%). Des taux d'élimination moins importants mais tout de même appréciables ont été obtenus pour la conductivité électrique et les matières en suspension. De plus, un croisement important de la biomasse a été repéré, ce qui indique que les effluents laitiers dilués constituent un environnement favorable pour *L. minor*.

La deuxième partie de l'étude a montré que les eaux usées laitières sont appropriées pour l'irrigation du gazon *P. clandestinum* où les résultats observés confirment l'absence d'impact négatif sur le développement des plantes étudiées. Nous avons même constaté que les plantes irriguées avec les effluents laitiers ont présenté des indices de chlorophylle (43 U SPAD) et de surface foliaire (4.81cm²) plus élevés par rapport aux plantes témoins. Cependant, des taux plus élevés d'accumulation de sucres solubles totaux (2.11µg/g MF) et de proline (0.022 µg/g MF) ont été enregistrés dans les tissus foliaires, ce qui traduit un stress environnemental modéré causé par les effluents laitiers, en particulier les effluents bruts caractérisés par des charges polluantes élevées et une salinité importante.

Les résultats obtenus confirment que, suite à un traitement préliminaire visant à réduire les charges polluantes, les eaux résiduares de l'industrie laitière peuvent être efficacement traitées par *L. minor*. De plus, elles peuvent être utilisées comme une alternative aux eaux propres pour l'irrigation du gazon. Cependant, il sera nécessaire de poursuivre des recherches approfondies pour valider ces résultats et éventuellement étendre l'utilisation des eaux usées laitières à d'autres cultures.

Mots clés : Effluents laitiers, Industrie laitière, *Lemna minor*, *Pennisetum clandestinum* Phytotechnologie.

ملخص

تركز هذه الدراسة بشكل أساسي على تطبيق تقنية التنقية النباتية الفيتوتكنولوجيا باستخدام النبات المائي عدس الماء *Lemna minor* لمعالجة مياه صرف صناعة الألبان. وفي الوقت نفسه، تستكشف الدراسة إمكانية استخدام هذه المياه في ري العشب *Pennisetum clandestinum* وتقييم تأثيرها عليه.

في الجزء الأول من الدراسة، خضع نوعان من مياه صرف صناعة الألبان، سواء كانت حقيقية أو اصطناعية، كلاهما مخففة أو غير مخففة، لعملية التنقية النباتية. خلال هذه الدراسة، تم تقييم التغيرات في المعايير الأساسية التي تعكس مستوى التلوث في هذه المياه.

أظهرت النتائج فعالية عدس الماء في إزالة مستويات كبيرة من الملوثات، ولا سيما في حالة مياه صرف صناعة الألبان المخففة، حيث تم تحقيق معدلات إزالة مهمة بشكل خاص للطلب الكيميائي على الأكسجين (60%) والنيتروجين (65%) والفوسفور (87%). علاوة على ذلك، تم تسجيل زيادة كبيرة في الكتلة الحيوية، مما يشير إلى أن مياه صرف المخففة لصناعة الألبان توفر بيئة مواتية لنمو عدس الماء.

الجزء الثاني من الدراسة يشير إلى أن مياه صرف صناعة الألبان مناسبة لري العشب، حيث تؤكد النتائج عدم وجود تأثير سلبي على نمو النباتات المدروسة. يلاحظ أن النباتات التي تم ريها بمياه الصرف أظهرت مستويات أعلى من اليخضور (43 وحدة SPAD) ومساحة الأوراق (4.81 سم²) مقارنة بالنباتات الشاهدة. ومع ذلك، تم تسجيل مستويات أعلى من تراكم السكريات الإجمالية القابلة للذوبان (2.11 ميكروغرام/غرام وزن رطب) والبرولين (0.022 ميكروغرام/غرام وزن رطب) في أنسجة الأوراق، مما يشير إلى وجود ضغط بيئي معتدل ناتج عن مياه صرف صناعة الألبان، وخاصة في حالة مياه الصرف الخام غير المخففة التي تتميز بمستويات عالية من الملوثات ومستويات ملحية مهمة.

تؤكد النتائج المحصلة أنه بعد المعالجة الأولية لتخفيف حمولات الملوثات، يمكن معالجة مياه صرف صناعة الألبان بفعالية باستخدام عدس الماء من خلال الفيتوتكنولوجيا. بالإضافة إلى ذلك، يمكن استخدامها كبديل ممتاز للمياه النظيفة لري العشب. ومع ذلك، سيتطلب الأمر دراسات أعمق للتحقق من هذه النتائج وربما توسيع استخدام مياه صرف صناعة الألبان لسقي زراعات أخرى.

الكلمات المفتاحية: مياه صرف الألبان، صناعة الألبان، عدس الماء، العشب، الفيتوتكنولوجيا.

Abstract

This study addresses two main objectives. Firstly, it investigates the application of phytotechnology to treat dairy wastewater, employing *Lemna minor*. Secondly, it explores the use of dairy wastewater to irrigate *Pennisetum clandestinum* grass.

In the initial part of the research, two categories of dairy effluents, both real and simulated, diluted and undiluted, underwent phytoremediation treatment. Throughout this study, essential parameters indicative of pollution levels in the examined effluents were assessed.

The findings underscore the efficacy of *L. minor* in eliminating substantial quantities of pollutants, notably in diluted dairy effluents, where it achieved significant removal rates, particularly for chemical oxygen demand (60%), nitrogen (65%), and phosphorus (87%). Although lower, removal rates for electrical conductivity and suspended solids were still noteworthy. Additionally, a substantial increase in biomass was observed, indicating that diluted dairy effluents provide a conducive environment for *L. minor*.

The subsequent segment of the study establishes that dairy wastewater is suitable for irrigating *P. clandestinum* grass. The results substantiate the absence of adverse effects on the development of the studied plants. Furthermore, it was observed that plants irrigated with dairy effluents exhibited higher chlorophyll levels (43 U SPAD) and leaf area (4.81 cm²) in comparison to control plants. Nonetheless, higher levels of total soluble sugars (2.11 µg/g FW) and proline (0.022 µg/g FW) accumulation were detected in leaf tissues, indicating a moderate environmental stress induced by dairy effluents, particularly raw effluents characterized by elevated pollutant loads and significant salinity.

The obtained results affirm that, following preliminary treatment to mitigate pollutant loads, dairy industry wastewater can be efficiently remediated by *L. minor* through phytoremediation. Furthermore, it can serve as a viable alternative to clean water for irrigating grass. Nevertheless, further comprehensive research will be imperative to validate these findings and potentially expand the utilization of dairy wastewater to other crop varieties.

Key words: Dairy industry, dairy wastewater, *Lemna minor*, *Pennisetum clandestinum* Phytotechnology.

REMERCIEMENT

Il paraît que le voyage compte plus que la destination...

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à mon directeur de thèse, Monsieur MEGATELI Smain, pour sa guidance précieuse, son soutien constant, et son expertise inestimable tout au long de cette recherche. Votre mentorat a été la clé de mon succès académique.

Un remerciement spécial va à mon amie et ma collaboratrice de recherche, LEKHAL Samah, pour son dévouement, son soutien, et notre travail d'équipe fructueux qui a grandement enrichi ce projet.

Je remercie également chaleureusement tout le personnel de laboratoire d'amélioration des végétaux de la faculté de sciences et de la vie, en particulier Karima, Souhila, Naddjia et Walid, pour leur collaboration, leur assistance et leur ambiance de travail conviviale. Vos contributions ont enrichi mon expérience de recherche.

Je tiens à exprimer ma sincère reconnaissance envers Mme CHAOUIA. C Professeur à l'USDBI, d'avoir accepté l'honneur de présider mon jury de soutenance. Veuillez accepter, chère dame l'expression de mon profond respect.

Je souhaite exprimer ma chaleureuse gratitude envers Madame AOUES, K Maître de conférences à l'USDBI, pour l'honneur qu'elle m'a fait en acceptant de faire partie de ce jury en tant qu'examinatrice interne.

Je souhaite exprimer toute ma reconnaissance envers Madame AMMAD. F, Maître de conférences à l'USDBI, pour l'honneur qu'elle m'a accordé en acceptant de participer en tant qu'examinatrice interne au sein du jury.

Mes vifs remerciements vont à Monsieur OUAKOOUAK. A Maitre de conférences de l'U. EL OUED pour sa présence honorable dans ce jury en tant qu'examineur externe.

Je tiens à remercier Melle MELILANI Asma du laboratoire de la STEP de Chenoua. Tipaza. pour sa précieuse aide dans le déroulement des examens physicochimiques

Je remercie vivement Mr BOUNAKHLA, Mr IDINARANE, Dr REZIG, Dr KHELEF et Dr DEGHAICHIA, Veuillez trouver, le témoignage de mon profond respect et gratitude.

Enfin, je dédie une pensée spéciale à mes amies de promotion doctorale, pour leur amitié, leur soutien mutuel, et les précieux moments de détente partagés au cours de ces années d'études.

Ce travail de thèse n'aurait pas été possible sans votre soutien et votre contribution. Merci du fond du cœur pour avoir fait partie de ce voyage académique.

Avec toute ma reconnaissance,

Wassila SAHI

Dédicaces

À mes parents bien-aimés, pour leur amour, leur soutien permanent et leur inspiration constante.

À mes chers frères et sœurs, qui ont été mes compagnons de vie et mes amis les plus proches.

À mes adorables neveux et nièces, dont l'enthousiasme et l'innocence rappellent toujours la beauté de la simplicité.

Cette thèse est dédiée à vous, ma précieuse famille, qui êtes ma source de force, de bonheur et de persévérance.

Avec tout mon amour,

Wassila

TABLE DES MATIÈRES

TABLE DES MATIÈRES

Résumé	
Abstract	
ملخص	
Remerciements	
Liste des abréviations	
Liste des tableaux	
Liste des figures et illustrations graphiques	
INTRODUCTION	18
1 LES PHYTOTÉCHNOLOGIES, SOLUTION NATURELLE CONTRE LA POLLUTION HYDRIQUE	21
1.1 Pollution de l'eau	21
1.1.1 Sources de la pollution de l'eau	22
1.1.2 Types de la pollution de l'eau	23
1.2 Les phytotechnologies.....	24
1.2.1 Définition.....	24
1.2.2 Historique.....	25
1.2.3 Mécanismes des phytotechnologies.....	26
1.2.4 Applicabilité de la phytoremédiation.....	31
1.2.5 Avantages et limites de la phytoremédiation	35
1.2.6 Stratégie pour accroître la phytoremédiation.....	37
1.2.7 Potentiel épuratoire des macrophytes	39
1.2.8 La petite lentille d'eau : <i>Lemna minor</i>	43
1.2.9 Répartition géographique et écologie :	45
2 GÉNÉRALITÉS SUR L'INDUSTRIE LAITIÈRE ET SES EAUX RÉSIDUAIRES.	55
2.1 L'industrie laitière	55
2.2 Source et caractéristiques des effluents laitiers.....	56
2.2.1 Caractéristiques des effluents laitiers.....	57
2.3 Polluants des eaux usées laitières et leurs impacts environnementaux.....	61
2.4 Normes des rejets	63

2.5	Procédés de traitement des effluents laitiers	64
2.5.1	Traitement primaire :	66
2.5.2	Traitement secondaire :	66
2.5.3	Technologies de traitements avancées	70
2.6	Recyclage et réutilisation des eaux usées laitières	71
3	ESSAI DE PHYTOREMÉDIATION DES EFFLUENTS LAITIERS ET CULTURE DE <i>LEMNA MINOR</i>	77
3.1	Matériel et méthodes	77
3.1.1	Matériel végétal	77
3.1.2	Préparation et collecte des effluents laitiers.....	77
3.1.3	Méthodes expérimentales	78
3.2	Test de phytoremédiation	78
3.2.1	Méthodes d'analyse physico-chimiques des échantillons.	79
3.3	Test de culture <i>L. minor</i>	84
3.4	Etude statistique	85
3.5	Résultats et discussion.....	85
3.5.1	Variations du pH	85
3.5.2	Élimination de la conductivité électrique	86
3.5.3	Élimination des matières en suspension	88
3.5.4	Élimination de la DCO	90
3.5.5	Élimination de l'azote total et du phosphore total.....	92
3.5.6	Évaluation du taux de croissance relatif de <i>Lemna minor</i>	95
4	ESSAI D'IRRIGATION DE <i>PENNISETUM CLANDESTINUM</i> PAR LES EFFLUENTS LAITIERS.....	101
4.1	Matériel végétal.....	101
4.2	Eaux d'irrigation	102
4.3	Conditions de culture	102
4.4	Étude des paramètres morphologiques des plantes	103
4.4.1	Hauteur des plantes et longueur du système racinaire.....	103
4.4.2	Nombre de feuilles et Surface foliaire	104
4.4.3	Étude des paramètres physiologiques	104
4.4.4	Dosage de la chlorophylle.....	104
4.4.5	Dosage des sucres solubles totaux	105
4.4.6	Dosage de la proline	106
4.5	Étude statistique	107

4.6	Résultats et discussion.....	107
4.6.1	Caractéristiques physicochimiques des eaux d'irrigation.....	107
4.6.2	Longueur du système racinaire, et hauteur des plantes	108
4.6.3	Nombre de feuilles et surface foliaire.....	111
4.6.4	Taux de la chlorophylle.....	114
4.6.5	Taux des sucres solubles totaux	115
4.6.6	Taux de la proline.....	117
	CONCLUSION	121
	Références bibliographiques.....	125
	Annexes	148

LISTES DES ABRÉVIATIONS

A : Absorbance

ATB : Antibiotique

CE : Conductivité électrique

DCO : Demande chimique d'oxygène

DBO₅ : Demande biochimique d'oxygène pendant 5 jours

ELR : Effluent laitier réel

ELR* : Effluent laitier réel non incubé de lentilles d'eau

ELRD : Effluents laitier réel dilué

ELS : Effluent laitier simulé

ELS* : Effluent laitier simulé non incubé de lentilles d'eau

ELSD : Effluent laitier simulé dilué

MES : Matières en suspension

MF : Matière fraîche

NEP : Procédés de nettoyage sur place

NF : Nombre de frondes

NT : Azote total

PF : Poids frais

pH : Potentiel hydrogène

PPSP : Produits pharmaceutique et des soins personnels

PT : Phosphore total

SST : Sucres solubles totaux

TCR/B : Taux de croissance relatif basé sur la biomasse

TCR/F : Taux de croissance relatif basé sur le nombre de frondes

U : Unité

LISTES DE TABLEAUX

Tableau 1: Systématique de <i>Lemna minor</i>	44
Tableau 2.1: Principales caractéristiques des eaux usées de l'industrie laitière.....	61
Tableau 3: Variation des concentrations en azote et phosphore totaux dans les échantillons d'effluents laitiers pendant la période expérimentale (mg/l). Error! Bookmark not defined.	
Tableau 4: Caractéristiques des eaux utilisées pour l'irrigation de <i>Pennisetum clandestinum</i>	108

LISTES DES FIGURES ET ILLUSTRATION GRAPHIQUES

Figure 1.1: Mécanisme impliqués dans la Reduction des contaminants par phytoremédiation	27
Figure 1.2 : Etapes fondamentales de la mise en place d'une phytotechnologie	33
Figure 1.3 : Exemples photographiques des formes de vie de macrophytes	40
Figure 1.4 : Aspects clés de la phytoremédiation.....	42
Figure 1.5 : Lentille d'eau commune <i>Lemna minor</i> L., l'espèce type du genre. De nombreuses frondes sont vues depuis le dessus, et une plante représentative est également présentée en vue latérale (l'encart).....	44
Figure 1.6 : Distribution des lentilles d'eau dans le monde.....	45
Figure 1.7 : Types de polluants traités par <i>L. minor</i>	47
Figure 2.1 : Répartition de la consommation d'eau dans une usine typique produisant du lait de marché.....	55
Figure 2.2 : Aperçu des méthodes utilisées pour le traitement des eaux usées de l'industrie laitière.....	65
Figure 3.1 : Plan du test de la phytoremédiation	78
Figure 3.2 : Valeurs moyennes du pH des échantillons. Les valeurs initiales sont indiquées au temps (0).....	84
Figure 3.3 : A. Valeurs moyennes de la CE des échantillons (Les valeurs initiales sont indiquées au temps 0), B. Taux d'élimination pour la conductivité électrique.	86
Figure 3.4 : A. Les valeurs moyennes des matières en suspension totales des effluents laitiers (Les concentrations initiales sont indiquées au moment 0). B. Taux d'élimination des MES au cours de la période expérimentale.	88
Figure 3.5 : A. Les valeurs moyennes de la demande chimique en oxygène des échantillons (Les concentrations initiales sont indiquées au moment 0). B. Taux d'élimination de la DCO au cours de la période expérimentale.	90
Figure 3.6 : Taux d'élimination de l'azote total et du phosphore total au cours de la période expérimentale.	93

Figure 3.7 : Développement du nombre de fronde (A) et de la biomasse (B) de <i>L. minor</i> au sein des échantillons et témoin au cours de la période expérimentale. (Les valeurs initiales sont indiquées au moment 0)	95
Figure 3.8 : Taux de croissance relatif de <i>L. minor</i> à base de fronde et à base de biomasse au cours de la période expérimentale.....	96
Figure 4.1 : Photo de <i>Pennisetum clandestinum</i> (Gazon kikuyu)	100
Figure 4.2 : A. Les graines de <i>P. clandestinum</i> , B. Mise à germination des graines, C. Graines germées, D. Repiquage des plantules.	102
Figure 4.3 : Photo d'échantillons de plantes kikuyu traitées illustrant la longueur des racines et la hauteur des plantes.....	103
Figure 4.4 : Dosage des sucres dissous totaux.....	105
Figure 4.5 : Dosage de la proline.....	106
Figure 4.6 : Longueur des racines après 30 jours de traitement.....	108
Figure 4.7 : Hauteur des plantes après 30 jours de traitement.....	109
Figure 4.8 : Nombre de feuilles après 30 jours de traitement.....	110
Figure 4.9 : Surface foliaire après 30 jours de traitement.....	112
Figure 4.10 : Taux de chlorophylle exprimé en unité SPAD après 30 jours de traitement.....	113
Figure 4.11 : Teneur en sucre solubles totaux après 30 jours de traitement.....	114
Figure 4.12 : Taux de proline après 30 jours de traitement.....	116

INTRODUCTION

*« Il n'y a pas de passagers sur le
vaisseau Terre. Nous sommes tous
des membres de l'équipage. »*

Marshall McLuhan

Philosophe (1911-1980)

INTRODUCTION

L'industrie, avec tous ses secteurs, joue un rôle crucial en tant que locomotive de l'économie mondiale. L'industrie agroalimentaire occupe aujourd'hui une place centrale dans un complexe économique très important, le "système alimentaire", dont l'objectif principal est de nourrir la population [1] [2]. Sous l'impulsion de la croissance économique et démographique mondiale, ce secteur n'a cessé de croître [3].

L'industrie laitière qui est l'une des composants essentiels de l'industrie alimentaire à l'échelle mondiale, a connu une prospérité récente, portée par la demande croissante de produits laitiers due à l'augmentation de la population dans de nombreuses régions du monde [4]. La production mondiale de lait a augmenté de 1.6 % en 2018 pour s'établir à 838 Mt environ, et devrait croître de 1.7 % par an ces dix prochaines années (atteignant 981 Mt en 2028), soit plus vite que celle de la plupart des produits agricoles [5].

Cependant, cette opulence s'est accompagnée de problèmes environnementaux tels que la consommation excessive de l'eau et la production d'énormes quantités d'eaux usées [6].

Le monde est actuellement confronté à une grave pénurie d'eau propre, en raison de divers facteurs tels que le réchauffement climatique, et la répartition inégale des ressources en eau douce à travers la planète [7]. Cependant ; l'utilisation humaine reste la plus incriminée ; la surexploitation des réserves d'eau douce a rendu cette ressource de plus en plus rare. Il est donc impératif de préserver ces précieuses ressources en eau douce et de les utiliser de manière responsable.

Les politiques de développement durable exigent désormais non seulement le traitement écologique et économique des eaux usées, mais aussi la possibilité de les réutiliser en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques, sans mettre en danger la santé publique ni l'environnement.

En raison des risques liés à la pollution et des limitations des méthodes traditionnelles de dépollution, il est devenu essentiel de se diriger vers la phytotechnologie qui est une solution biologique alternative, économique, moins complexe et respectueuse de l'environnement comme moyen pour éliminer ou limiter la pollution aquatique. Plusieurs études se sont penchées sur l'exploitation de cette technologie pour purifier diverses sources d'eau polluées, en utilisant diverses plantes aquatiques réputées pour leur remarquable

capacité à purifier ces eaux grâce à divers mécanismes spécifiques tout en ayant l'éventualité d'exploiter leur biomasse à des fins économiques dans la mesure du possible.

En parallèle, l'utilisation et le recyclage des eaux usées ont suscité un intérêt croissant. L'orientation vers l'utilisation des eaux usées dans divers secteurs, notamment l'agriculture et l'urbanisme, présente un moyen efficace d'atténuer la pression exercée sur les ressources en eau propre, qui s'épuisent rapidement, en particulier à la lumière de la menace croissante de la pénurie d'eau. De plus, cette approche contribue significativement à la réduction des polluants dans les écosystèmes aquatiques naturels.

Dans ce contexte, notre étude vise à évaluer l'efficacité de la petite macrophyte *Lemna minor* dans le traitement des eaux résiduaires issues de l'industrie laitière et de ses dérivés, ainsi que la valorisation de ces eaux résiduaires en tant qu'eaux d'irrigation pour une plante terrestre, le gazon *Pennisetum clandestinum*.

Le présent manuscrit est structuré de la manière suivante : il débute par une introduction, suivie de deux chapitres de synthèse bibliographique. Le premier chapitre présente des notions essentielles sur la phytotechnologie, ses mécanismes d'action, ses domaines d'application, ainsi que ses avantages et ses limites. Le deuxième chapitre offre un résumé général de l'industrie laitière, en mettant en avant sa demande importante en eau, tout en détaillant les caractéristiques des eaux résiduaires générées par cette industrie et leur impact sur l'écosystème aquatique.

La seconde partie de ce travail comprend deux chapitres dédiés aux essais de phytoremédiation et de l'irrigation. Ces chapitres présentent en détail tous les paramètres surveillés, ainsi que les résultats obtenus, suivis d'interprétations et de discussions approfondies. Ces discussions sont étayées par des illustrations graphiques et des analyses statistiques.

Enfin, ce travail se conclut par une synthèse des résultats les plus significatifs, ainsi que des recommandations et des perspectives pour la poursuite et l'approfondissement de cette recherche.

CHAPITRE I :

**LES PHYTOTÉCHNOLOGIES, SOLUTION
NATURELLE CONTRE LA POLLUTION DE L'EAU**

1 LES PHYTOTÉCHNOLOGIES, SOLUTION NATURELLE CONTRE LA POLLUTION HYDRIQUE

1.1 Pollution de l'eau

L'eau représente un élément crucial pour la vie, se classant en tant que deuxième ressource la plus importante pour la survie humaine après l'air [8]. En qualité d'élément vital par excellence, l'eau joue un rôle prépondérant dans tous les aspects de la vie et demeure étroitement liée à pratiquement tous les objectifs du développement durable, favorise la croissance économique [9], et contribue de manière significative à la préservation de la santé des écosystèmes [10].

Bien que notre planète soit recouverte à 70 % d'eau, la quantité réelle d'eau douce aisément accessible pour l'usage humain dans le monde est inférieure à 1 %, présente dans les rivières, les ruisseaux, les lacs et les réservoirs en surface et souterrains, la majeure partie de cette étendue est composée d'eaux salines des mers et des océans [11].

La disponibilité croissante en eau douce pose un problème de plus en plus préoccupant dans diverses régions du monde, en particulier dans les zones arides et semi-arides. Les avertissements de l'ONU [12] sont clairs : à moins que des mesures ne soient prises immédiatement, la crise mondiale de l'eau ne fera qu'empirer, il deviendra alors extrêmement difficile de garantir un accès suffisant à l'eau potable pour répondre aux besoins de la population d'ici 2030.

Notre planète fait face à une grave pénurie d'eau propre, résultat de plusieurs facteurs convergents. Le changement climatique, exacerbé par les activités humaines qui jouent un rôle majeur. À cela s'ajoute la répartition inégale des ressources en eau douce à travers le monde [7]. Parallèlement, le problème de la pollution de l'eau s'aggrave, notamment en raison de l'essor de l'industrialisation, en particulier dans le secteur agroalimentaire, ainsi que de l'urbanisation rapide et la croissance démographique. Ces facteurs ont entraîné une augmentation significative de la demande en eau, contribuant ainsi à l'épuisement de ses ressources. Cette situation est devenue une préoccupation majeure à l'échelle mondiale.

Face à ces défis, il est impératif que nous accordions une attention considérable à la gestion et à la préservation de nos sources renouvelables d'eau de surface. Ces sources demeureront la principale ressource pour les usages domestiques et agricoles, surtout dans les pays en développement. Des actions concrètes doivent être entreprises pour atténuer les

impacts négatifs de l'épuisement des ressources en eau, ainsi que pour développer des solutions durables afin de répondre aux besoins en eau de manière équilibrée et équitable.

1.1.1 Sources de la pollution de l'eau

La contamination de l'eau peut provenir de trois origines de pollutions, chacune étant liée à des modes spécifiques de propagation : le Ruissellement des eaux pluviales, les pollutions d'origine anthropique, et les pollutions accidentelles.

1.1.1.1 Ruissellement des eaux pluviales

Lorsque la pluie tombe sur des surfaces comme les routes, les champs ou les parkings, elle peut être soit absorbée, soit s'écouler en tant que ruissellement des eaux pluviales. Ce ruissellement transporte différents types de polluants provenant de diverses sources telles que les routes, les exploitations agricoles, les zones urbaines et industrielles. Parmi ces polluants, on retrouve des produits chimiques, des hydrocarbures, des pesticides et des déchets. Le ruissellement des eaux pluviales atteint finalement les cours d'eau par le biais de canalisations, ce qui a un impact sur la qualité de l'eau [13].

1.1.1.2 Pollution anthropique

Les ressources en eau subissent une pression significative due à l'activité humaine, qui englobe des domaines tels que l'agriculture, l'industrie y compris l'industrie alimentaire, l'élevage, la pêche, les besoins domestiques et médicaux, entre autres. Cette pression résulte de l'interaction complexe entre les activités humaines à caractère socio-économique et les processus naturels tels que l'érosion des sols, les précipitations, l'évaporation et le ruissellement des eaux fluviales [14]. Le lessivage des pesticides à partir du sol et le transport des substances actives dans l'eau souterraines illustrent des exemples concrets et particulièrement préoccupants qui mettent en lumière l'étendue des conséquences de la pollution.

1.1.1.3 Déversements accidentels

Le plus fréquemment, les sources de pollution ponctuelle sont associées aux importantes activités industrielles ou agricoles. Elles peuvent également découler d'un accident de transport ou d'une catastrophe naturelle touchant les installations ou les entrepôts de produits, ce qui entraîne la survenue de cette pollution [15].

1.1.2 Types de la pollution de l'eau

1.1.2.1 Pollution chimique

La pollution chimique survient lorsque des éléments indésirables pénètrent dans la composition chimique de l'eau qui était initialement destinée à un usage spécifique. L'évaluation de cette pollution repose sur deux types de paramètres :

- **Paramètres globaux** : Ils résultent de l'effet cumulatif de plusieurs substances agissant en simultanée. Parmi eux, on trouve le pH, la conductivité électrique (CE), la turbidité, la Demande Chimique en Oxygène (DCO), etc.

- **Paramètres spécifiques** : Ils caractérisent un composé particulier ou un groupe de composés partageant des propriétés chimiques similaires.

Le choix des paramètres à surveiller pour évaluer cette pollution demeure complexe. En effet, l'objectif de ces travaux est de qualifier et quantifier la pollution afin de mettre en œuvre les solutions appropriées ou, idéalement, de prédire la pollution en temps opportun pour instaurer des mesures préventives.

1.1.2.2 Pollution physique

La pollution physique concerne les facteurs qui influent sur l'état physique de l'eau, tels que la température, le pH, la CE, les matières en suspension (MES), la présence de particules ou de mousses, ainsi que les altérations de l'indice de réfraction de l'eau.

1.1.2.3 Pollution microbiologique

La pollution microbiologique résulte de la présence de microorganismes dans l'eau, transportés par celle-ci et responsables de nombreuses maladies liées à l'eau. L'eau peut devenir un milieu propice à la prolifération de bactéries et de virus nuisibles pour la santé humaine des populations qui en dépendent. Les bactéries pathogènes (*Vibrionaceae*, *Enterobacteriaceae*, etc.) sont à l'origine des principales maladies liées à l'eau. De plus, les parasites sont également responsables de diverses autres affections (hépatite infectieuse, méningite, etc.).

Pour préserver la qualité des écosystèmes et lutter contre la pollution des eaux de surface et souterraines, il est impératif de traiter les eaux contaminées et particulièrement les eaux usées. Cette mesure permet de contribuer à un environnement plus sain et plus propre.

La gestion des eaux usées revêt une importance tant environnementale qu'économique, pour répondre aux exigences du développement durable, il est nécessaire de recourir à de nouvelles techniques.

Bien que la création de systèmes de traitement des eaux usées conventionnels soit nécessaire dans la plupart des cas, il est également important d'explorer de nouvelles technologies de traitement fiables et adaptées aux réalités des pays en développement. Ces technologies devraient consommer moins d'énergie et permettre la réutilisation des eaux traitées [16] [17] [18].

Les méthodes de réhabilitation doivent s'adapter aux caractéristiques chimiques des substances polluantes et peuvent inclure la réduction de leur mobilité ou leur élimination partielle ou complète au moyen de plusieurs procédés [19]. Cependant, il a été confirmé que ces approches peuvent avoir des impacts écologiques négatifs (comme l'excavation et le déplacement des matières polluées, ou l'introduction d'autres produits chimiques, ce qui rend ces sites inutilisables d'un point de vue fonctionnel, de plus, certains procédés sont très énergivores et requièrent des coûts d'exploitation extrêmement élevés [12].

1.2 Les phytotechnologies

En raison du danger de la pollution et des inconvénients des méthodes conventionnelles de purification, il devient primordial de considérer une solution biologique alternative abordable, moins complexe et respectueuse de l'environnement pour éliminer les contaminants présents dans les écosystèmes aquatiques. La phytoremédiation se présente comme une réponse potentielle à cette nécessité, apportant une contribution significative à l'allègement de la contrainte environnementale.

Cette technologie émergente offre une solution de traitement à faible coût pour les eaux usées, comme le soulignent Ghaly & Farag (2007). Selon Sadowsky (1999) ; les méthodes de remédiation biologique, dont la phytoremédiation, se révèlent être jusqu'à quatre à mille fois moins coûteuses par volume que les méthodes non biologiques actuelles.

1.2.1 Définition

La phytoremédiation est une technique de bioremédiation, c'est à dire qu'elle repose sur l'emploi d'organismes vivants pour décontaminer un sol, un effluent ou l'air [22]. Le terme générique "**phytoremédiation**" trouve ses origines dans le préfixe grec "phyto", signifiant "plante", et le suffixe latin "remedium", signifiant "capable de guérir" ou

"restaurer" [23]. Il y a quelque temps, le terme conventionnel "phytoremédiation" a été substitué par le concept de "**phytotechnologies**", qui englobe toutes les situations où les plantes, sont utilisées pour gérer et surveiller les polluants, même sans forcément les éliminer ou les éradiquer [24].

Selon plusieurs auteurs tels que Gunarathne et *al.*, (2020), Bert, (2012), Marmiroli, et *al.*, (2006), Sadowsky (1999), Baraghava (2020), Aisien et *al.*, (2012) et d'autres ... Les phytotechnologies regroupent un ensemble de techniques respectueuses de l'environnement, également appelées "vertes " [29], qui font usage de certaines espèces végétales telles que les plantes et les arbres qui, par leurs interactions avec leur environnement de culture, pour extraire, contenir ou dégrader des polluants, qu'ils soient inorganiques ou organiques. À ses débuts, la phytoremédiation a principalement été étudiée pour sa capacité à dépolluer les sols contaminés par des métaux lourds ou des polluants organiques [30], mais par la suite ; il a été démontré son efficacité à traiter in situ une vaste gamme de contaminants présents dans les eaux de surface, les eaux souterraines, les sols et les sédiments, ainsi que dans les boues et l'air, en réalisant l'élimination, la dégradation ou le confinement de ces substances indésirables. Elle implique également de changer les produits chimiques solubles associés en formes moins solubles ou moins toxiques pour prévenir leur mouvement ou leurs effets toxicologiques.

1.2.2 Historique

D'après les recherches menées San Miguel (2011); les techniques de phytotechnologies ont été employée dès l'Antiquité par les Grecs et les Romains, mais leur application à grande échelle n'a véritablement débuté qu'à la fin de 19^e siècle et le début du 2^e siècle pour dépolluer les eaux usées par les cultures agricoles. À cette époque, la ville de Paris établit un hectare de "jardin exemplaire" ouvert au public afin de persuader les cultivateurs de la plaine de Gennevilliers des bienfaits fertilisants de ces eaux d'égout. Progressivement, la Ville de Paris étend cette initiative à une superficie de 5.100 hectares [31].

Suivant Gunarathne et *al.*, (2020) ; cette notion a été introduite par Chaney (1983) afin de proposer une solution aux sites contaminés par des métaux en faisant appel aux "hyper accumulateurs", qui sont des plantes considérées comme particulièrement efficaces dans les processus de phytoremédiation. Une découverte réalisée par Brooks et *al.*, (1977) a mis en évidence que ces plantes étaient en mesure d'accumuler jusqu'à 1000 mg/kg de nickel dans les tissus de leurs pousses. Les plantes se transforme ainsi en un système de pompage et de

filtration, où les racines et les feuilles agissent en tant qu'extracteurs capables de repérer, modifier et/ou transporter des éléments et des composés organiques ou minérales présents dans le sol, l'eau et l'air à travers d'importants gradients chimiques. Par la suite, ces éléments sont acheminés vers d'autres parties de la plante pour y être utilisés, transformés, dégradés ou stockés [31] [35].

En 1901, une lagune a été construite en Texas, suivie par une autre en Allemagne. En 1912 ; la première zone humide destinée à l'épuration des eaux usées a vu le jour dans le Massachusetts. Depuis les années 90 ; les techniques de phytoremédiation ne cessent de s'améliorer et de se répandre à l'échelle mondiale [31], où l'utilisation des plantes, qu'elles soient sauvages ou génétiquement modifiées, pour décontaminer l'environnement s'est répandue [25]. Des exemples incluent la création de villes intégrant des systèmes de traitement des eaux usées in situ aux Pays-Bas et au Danemark. Aux États-Unis, près de 150 projets de phytoremédiation ont été recensés, visant à éliminer différents types de polluants, notamment le projet de New York qui est considéré comme un exemple modèle d'application de cette approche. Depuis les années 2000, ce concept gagne en popularité à l'échelle internationale. Les États-Unis ont publié le premier guide de phytoremédiation, tandis que la Communauté européenne finance des réseaux de recherche scientifique pour approfondir les essais sur le terrain et mieux comprendre les mécanismes physiologiques impliqués [31].

1.2.3 Mécanismes des phytotechnologies

Au fil de l'évolution, les plantes ont tissé des interactions profondes avec leur environnement de croissance, accommodant des mécanismes élaborés pour s'ajuster et prospérer dans des conditions souvent hostiles. Elles ont perfectionné l'art d'absorber des composés organiques et minéraux, présents dans le sol, l'eau et l'air, en faisant appel à leurs racines et à leurs feuilles. Ce remarquable attribut a suscité un intérêt croissant, en particulier pour exploiter ces capacités végétales dans la remédiation des pollutions environnementales.

Les plantes utilisées pour la phytoremédiation possèdent des caractéristiques physiologiques spécialisées par rapport aux autres plantes [25]. Les phytotechnologies reposent sur les mécanismes physiologiques fondamentaux présents chez les plantes supérieures et les micro-organismes qui leurs sont associés, tels que la transpiration, la photosynthèse, le métabolisme et la nutrition minérale. Les racines des plantes s'enfoncent dans le substrat (sol, sédiments et eau), permettant ainsi l'absorption de composés organiques et inorganiques. Ces racines accroissent la zone de contact avec le substrat, et sont capables de stabiliser et piéger des substances à leur surface externe, tout en interagissant avec les

micro-organismes présents dans la rhizosphère amplifiant ainsi les capacités métaboliques de la plante de manière significative.

Les substances absorbées peuvent être transportées, stockées, transformées et accumulées dans différentes cellules et tissus de la plante. Tandis que les parties aériennes de la plante peuvent échanger des gaz avec l'atmosphère, facilitant ainsi l'absorption ou le relâchement de molécules [24].

Aisien et *al.*, (2013) soulignent; que dans les domaines de la phytotechnologie, plusieurs mécanismes interviennent simultanément en fonction de l'objectif visé, et que divers mécanismes ne peuvent pas être appliqués universellement à tous les types de contaminants, polluants ou environnements. De plus, ces mécanismes sont interconnectés et dépendent des processus physiologiques des plantes alimentés par l'énergie solaire, ainsi que des interactions dans la région des racines, tout en tenant compte des éléments préexistants.

Les scientifiques ont divergé quant à la manière de les classer et de les nommer, certains auteurs tels que Gunarathne et *al.*, (2020) et Pandey & Bajpai (2019) ont identifié cinq principaux mécanismes comme étant à la base des processus de phytotechnologie. Il s'agit de la phytostabilisation, la phytodégradation, la phytoextraction, la phytovolatilisation, et la rhizofiltration. Ces mécanismes peuvent traiter différents contaminants dans différents substrats, en s'appuyant sur une ou plusieurs des propriétés de la plante comme illustré dans la figure 1.1.

Chaque technologie se distingue par ses propres caractéristiques et domaines d'application dans le processus de la réhabilitation environnementale. Pandey & Bajpai (2019) et Susarla et *al.*, (2002) ont clairement résumé ces techniques, des exemples des plantes mises en œuvre et les polluants visés dans chaque approche ainsi que leurs avantages et inconvénients (Annexe 1).

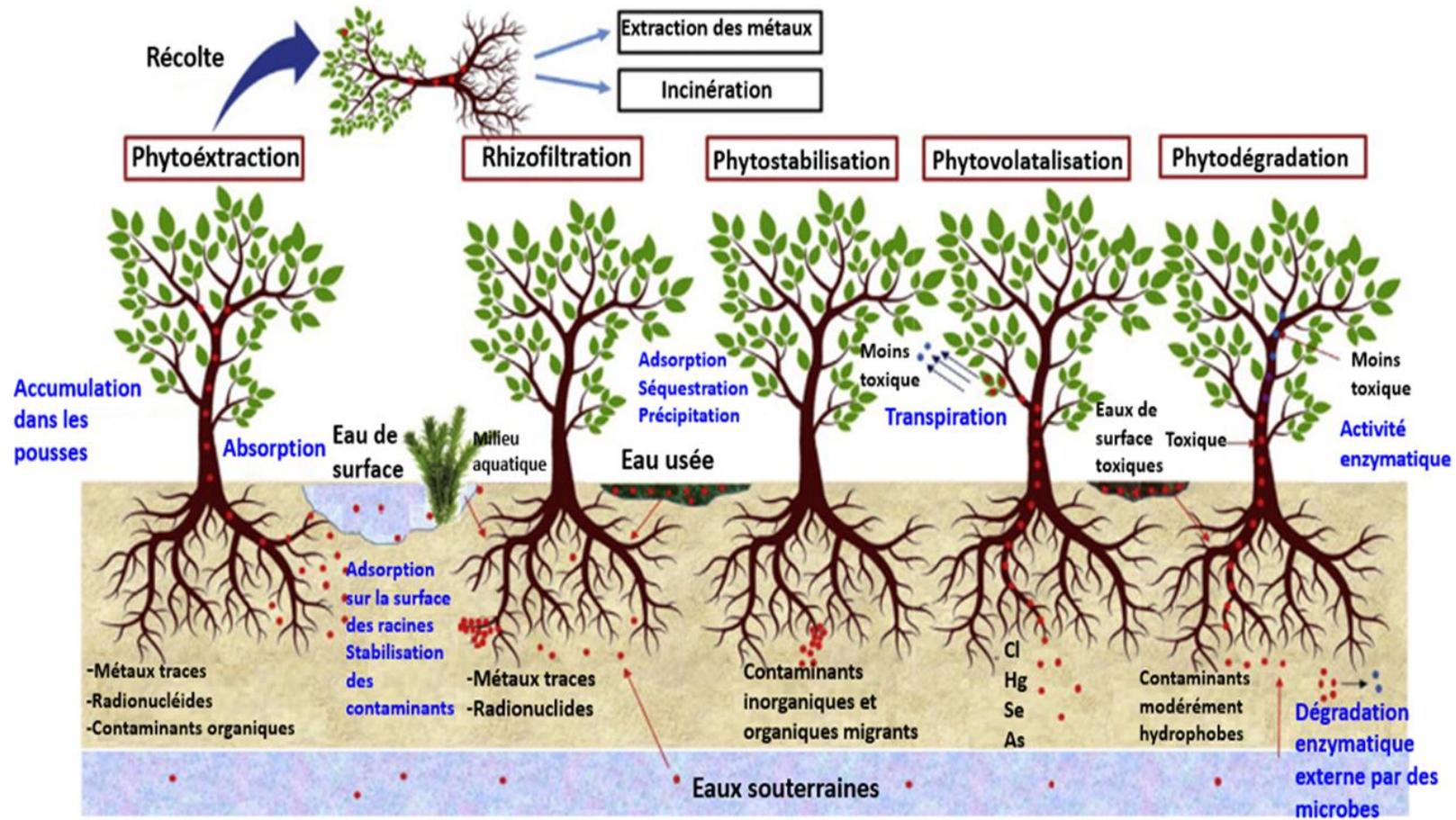


Figure 1.1 : Mécanisme impliqués dans la Reduction des contaminants par phytoremédiation [25]

1.2.3.1 La phytostabilisation

La phytostabilisation n'est pas une méthode de dépollution, mais plutôt un mode de gestion in situ des sites et des sols pollués [26]. Les plantes, par l'intermédiaire de leurs racines et de leur rhizosphère, « probablement en combinaison avec les amendements (phytostabilisation aidée) » [26] [37] empêchent ou limitent la mobilité des contaminants organiques et inorganiques, tels que les métaux, dans les couches sous-jacentes du sol. Cette technique ne vise pas nécessairement la dégradation ou l'élimination des contaminants du sol, mais se concentre principalement sur la stabilisation des polluants, dans le but d'empêcher leur infiltration dans les aquifères [25], [38]. Le mécanisme peut inclure l'adsorption à la surface des racines, la séquestration au sein des tissus racinaires, ainsi que la précipitation ou la formation de complexes entre les métaux et des composés organiques dans les racines [34].

1.2.3.2 La phytodégradation

La phytodégradation englobe la capacité intrinsèque de la plante à décomposer les polluants organiques au moyen de son activité métabolique, se produisant tant au niveau des parties aériennes que racinaires [37].

Les végétaux, par le biais de leurs enzymes, ont la capacité d'effectuer soit une décomposition ou transformation des contaminants absorbés par les plantes en composés moins nocifs grâce à des modifications métaboliques à l'intérieur de la plante, soit une dégradation enzymatique externe des contaminants via les exsudats racinaires dans la rhizosphère [35]. Les plantes secrètent une vaste gamme d'enzymes qui ont la capacité de convertir les contaminants en substances non toxiques à l'intérieur de la plante ainsi que dans la rhizosphère, ce qui stimule la prolifération de la communauté microbienne qui dégrade les molécules organiques (bioremédiation.) [39] [40] [41].

Dans la littérature ce type de phytotechnologie peut être désigné sous d'autres dénominations telles que la phytostimulation, la phytotransformation ou la rhizodégradation.

La phytodégradation est applicable aux produits chimiques organiques modérément hydrophobes, tels que les herbicides, les insecticides, les pesticides, les solvants chlorés, ainsi qu'aux contaminants organiques [42] [43], en vue de purifier les eaux de surface et souterraines contaminées, voire les sols à faible concentration [24].

1.2.3.3 La phytoextraction

La phytoextraction, également connue dans la littérature sous les noms de phytoaccumulation, phytoabsorption ou phytoséquestration [38], est un processus visant à éliminer les contaminants présents dans le sol, les eaux de surface ou les eaux souterraines [26]. Cela se réalise par le biais de l'absorption de ces contaminants par les racines des plantes, facilitant leur déplacement et leur accumulation dans la biomasse des parties aériennes récoltables (tiges et feuilles) [25]. Ce mécanisme est exploité par les hyperaccumulateurs, des plantes capables de concentrer des métaux traces tels que le cadmium (Cd), le manganèse (Mn), le nickel (Ni) ou le zinc (Zn), ainsi que des radionucléides et des composés organiques, dans leur biomasse. Cette biomasse peut ensuite être collectée et soit éliminée par combustion, soit soumise à une extraction des métaux [43].

Ce processus repose sur l'utilisation de plantes hyperaccumulatrices, ayant une biomasse importante pouvant être valorisée et qui présentent une tolérance élevée à des concentrations significatives de polluants dans leur environnement de croissance et leurs organes car de nombreux hyperaccumulateurs ne sont pas aptes à supporter des charges élevées de contaminants [44].

1.2.3.4 La phytovolatilisation

Une fois que les polluants sont absorbés par les racines, ils sont transportés à travers les tissus vasculaires jusqu'aux feuilles. Là, ces polluants subissent des processus métaboliques qui les transforment en formes gazeuses moins toxiques. Ces formes gazeuses sont ensuite relâchées dans l'atmosphère via la transpiration à travers les stomates [44] [23]. La phytovolatilisation concerne particulièrement les métaux et métalloïdes qui présentent certaines formes chimiques volatiles, tels que le mercure (Hg), le sélénium (Se) ou l'arsenic (As) sous forme de composés méthylés. Il peut également s'appliquer à des composés organiques chlorés présents dans le sol et l'eau [43]. Cette technique est souvent employée pour traiter le mercure, transformant ce polluant en composés mercuriques moins toxiques qui sont finalement relâchés dans l'air.

Cependant, un inconvénient majeur de la phytovolatilisation réside dans le fait que les polluants ne sont pas complètement fixés. Ils peuvent être recyclés et retomber au sol et dans l'eau via les précipitations [34].

1.2.3.5 La rhizofiltration

La rhizofiltration implique l'utilisation de plantes terrestres ou aquatiques afin d'éliminer les contaminants métalliques sous forme organiques ou inorganiques, présents dans les eaux de surface, les eaux souterraines et les eaux usées. Cette élimination se fait par le biais de l'adsorption, la précipitation des polluants sur les racines des plantes, ou l'accumulation de ces polluants dans les tissus racinaires, au sein de la solution avoisinante des racines [43] [44].

Le processus implique la culture initiale des plantes en hydroponie, suivie de leur transplantation dans des environnements aquatiques réellement contaminés par des métaux. Cette approche s'avère efficace pour décontaminer de faibles concentrations de polluants au sein de vastes étendues d'eau [45].

En général, cette méthode est employée pour éliminer les métaux traces et les éléments radioactifs (comme l'uranium) présents dans les milieux aquatiques, ainsi que pour traiter les rejets industriels au moyen de zones humides artificielles [25].

1.2.4 Applicabilité de la phytoremédiation

Depuis qu'elle a vu le jour, il y a plus de quarante ans, la phytoremédiation s'est solidement ancrée pour englober un large éventail de polluants, et sa popularité ne cesse de croître dans divers pays. Malgré cela, les applications concrètes demeurent encore restreintes à un nombre limité de projets, principalement en raison de problématiques liées à la durabilité [35].

Un projet de décontamination d'un site pollué par phytoremédiation nécessite la maîtrise des techniques de phytotechnologie ainsi que la gestion des sites contaminés. En outre Une caractérisation approfondie du site est indispensable pour confirmer la faisabilité des phytotechnologies sur le terrain, présélectionner la ou les techniques les mieux adaptées, et éliminer celles qui ne conviennent pas. Cette démarche doit s'appuyer sur une compréhension des paramètres fondamentaux concernant le site, ses propriétés, ses usages actuels et envisagés, et les polluants en présence. Il est également essentiel d'identifier les paramètres pouvant restreindre la viabilité et les performances des techniques.

Parmi les caractéristiques les plus importantes qui ne doivent pas être négligées, on compte également la localisation géographique et la nature géologique du site contaminé, sa

proximité et ses liens avec d'autres sites susceptibles d'être impactés, les organismes vivants qui y résident, ainsi que les facteurs climatiques tels que le taux de précipitation et la température [26] [24].

Le contrôle de ces éléments mentionnés ci-dessus permet de choisir le type des plantes à utiliser, qui accomplissent les meilleurs rendements technologiques tout en tenant compte de leur tolérance aux polluants et adaptation au milieu de culture, et envisageant d'une éventuelle utilisation de leur biomasse pour des fins économiques, sous réserve qu'elles ne génèrent ni toxicité ni d'autres enjeux environnementaux.

Tout protocole de phytoremédiation, quel que soit la technique mise en œuvre se déroule suivant les mêmes principales étapes. Bert, (2012) les a résumés dans la figure 1.2.

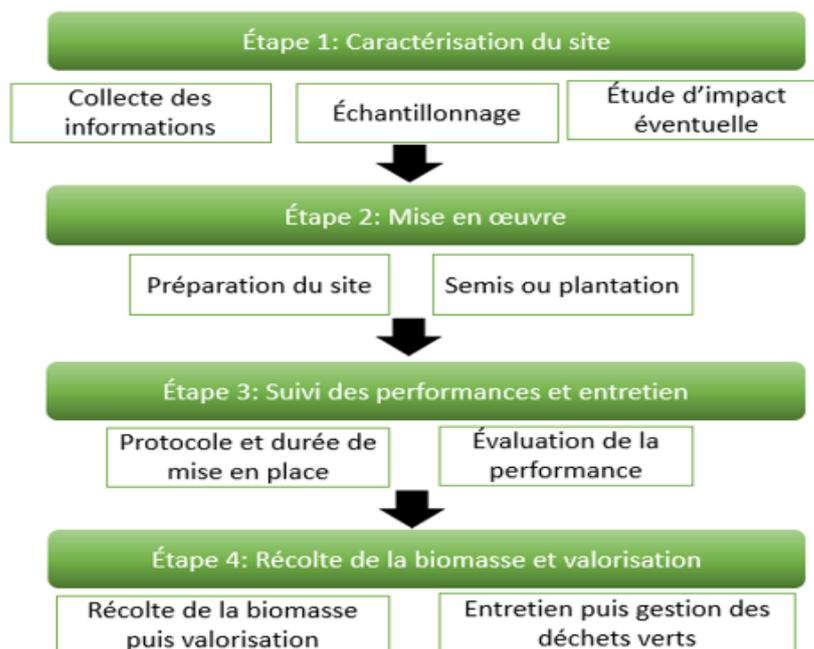


Figure 1.2 : Etapes fondamentales de la mise en place d'une phytotechnologie

Selon Pandey & Bajpai (2019) ; Après la phytoremédiation, les sites dépollués peuvent être réhabilités pour une réutilisation, ce qui est considéré comme une option favorable en matière d'éco-conservation et de rentabilité économique. En effet, la phytoremédiation ne se contente pas de restaurer l'environnement mais elle engendre également une couverture végétale tout en fournissant des avantages et des services écosystémiques.

La phytoremédiation est applicable dans une variété de domaines environnementaux, englobant différentes formes de pollution et de dégradation. Voici quelques domaines d'application majeurs de la phytoremédiation :

-Traitement des Eaux usées et Contaminés :

La phytoremédiation peut être appliquée pour le traitement des eaux usées municipales et industrielles par l'absorption des nutriments et l'élimination des contaminants [46] [47], les eaux souterraines et les sites agricoles causée par divers contaminants tels que les métaux lourds, les pesticides, les hydrocarbures [52], et les produits chimiques organiques [49] [53].

Les plantes aquatiques peuvent être aussi employées pour dépolluer les eaux de surface, notamment les lacs, les rivières et les étangs, par absorption des excès de nutriments et en réduisant la prolifération d'algues [54].

-Réhabilitation des Sites Industriels et Miniers Abandonnés :

La phytoremédiation offre une solution pour restaurer d'anciens sites industriels et miniers affectés par la présence de métaux lourds, d'hydrocarbures et d'autres substances toxiques [48] [49].

-Traitement des Sites de Décharges et Décharges Illégales :

Les sites de décharges et les décharges illégales peuvent être décontaminés en utilisant des plantes capables de dégrader les produits chimiques organiques présents dans les déchets. [50] [51].

-Restauration des Marais et Zones Humides :

La phytoremédiation s'avère utile pour restaurer les écosystèmes de marais et de zones humides en éliminant les contaminants présents dans le sol et l'eau [55].

-Décontamination des Sites Radioactifs :

Certaines plantes sont capables de concentrer les radionucléides, ce qui en fait une méthode potentielle pour décontaminer les sites radioactifs [56].

-Restauration des Écosystèmes Perturbés :

La phytoremédiation peut être déployée pour restaurer les écosystèmes naturels perturbés par la pollution, en rétablissant l'équilibre écologique [57].

-Phytofiltration des Polluants Atmosphériques

Consiste à utiliser la végétation comme bouclier contre les polluants atmosphériques. Une ceinture de végétation verte peut réduire considérablement la chute de poussière. Diverses caractéristiques morphologiques des espèces végétales contribuent au piégeage des polluants provenant de l'atmosphère environnante. Des composés inorganiques tels que le dioxyde de

soufre (SO₂) et les oxydes d'azote (NOX) peuvent subir une dégradation à l'intérieur des plantes [58].

-Biodrainage

Le biodrainage implique l'élimination de l'excès d'eau de surface et souterraine dans les zones saturées en eau à l'aide de la végétation. Les espèces végétales adaptées à cette technique doivent être capables de supporter une saturation prolongée en eau, présenter des taux de transpiration élevés et une efficacité dans l'utilisation de l'eau, ainsi que tolérer les niveaux élevés de sel et avoir des caractéristiques pérennes [49].

1.2.5 Avantages et limites de la phytoremédiation

En tant que nouvelle technologie verte, la phytoremédiation a permis de faire face à de nombreuses pollutions anthropiques graves. Une évaluation objective des inconvénients liés à cette méthode est nécessaire. Peu importe le type de déchets et le type de site (sol/ eau) à traiter, cela pourrait fournir la clé de la solution pour mettre l'accent sur les avantages plutôt que de se concentrer sur la mise en évidence des inconvénients.

De nombreux chercheurs tels que : McIntyre (2003), Farraji et *al.*, (2016), Mocek-Płóciniak, et *al.*, (2023), Yanet *al.*, (2020), Tripathi et *al.*, (2020), (Khan et *al.*, 2023), Raklami, et *al.*, (2022), Jacob, et *al.*, (2018), Adeoye, et *al.*, (2022) , et Cameselle & Gouveia (2019), ont porté leur attention sur cette technologie au cours de leurs recherches et ont souligné tant ses avantages que ses inconvénients.

- Avantages

Les avantages majeurs de la phytoremédiation sont nombreux :

- C'est une méthode respectueuse de l'environnement et approuvée par le public.
- Peut être appliquée à la fois sur site (in situ) et en dehors du site (ex situ), sans perturber l'environnement du sol ni favoriser la propagation des contaminants.
- Convient à la remédiation de vastes étendues de terres et d'écosystèmes aquatiques, en réduisant la quantité des déchets enfouis.

- S'adapte efficacement à divers types de substances, qu'elles soient inorganiques ou organiques.

- Offre des avantages économiques par rapport aux méthodes traditionnelles, en éliminant la nécessité d'équipements coûteux et de personnel spécialisé. De plus, elle est facile à mettre en œuvre et à entretenir grâce à l'utilisation de plantes, une source d'énergie peu coûteuse, abondante et renouvelable.

- La phytoremédiation favorise l'amélioration de la structure du sol et accroît sa fertilité, en permettant la libération de matière organique en surface. En outre les composés sécrétés par les racines des plantes stimulent la croissance de microbiotes et le développement du pool de substances humiques.

- La plantation d'arbres sur les sites contaminés aide à prévenir l'érosion éolienne tout en embellissant et améliorant l'apparence visuelle de ces sites.

- Limites

Cependant ; l'efficacité de la phytoremédiation est notablement restreinte en raison des facteurs suivants :

- Son application est restreinte aux zones présentant une faible à moyenne contamination.

- Le processus de phytoremédiation est plus lent que les méthodes conventionnelles, nécessitant parfois plusieurs décennies pour réhabiliter un site contaminé.

- La viabilité de la technologie est tributaire du climat, de la saisonnalité et des caractéristiques pédologiques. Les plantes peuvent être vulnérables aux dommages pendant leur saison de croissance en raison de maladies, de ravageurs et de conditions météorologiques extrêmes.

- La profondeur de pénétration des racines, la solubilité et la disponibilité des contaminants jouent un rôle déterminant dans l'efficacité de la phytoremédiation.

- Les risques liés à l'accumulation de contaminants dans les fruits et autres parties comestibles des plantes posent des défis pour la sécurité alimentaire.

- La toxicité et la biodisponibilité des composés issus de la biodégradation ne sont pas toujours bien comprises. Les biomasses obtenues par phytoextraction nécessitent souvent un traitement spécial en tant que matière potentiellement dangereuse.

- L'introduction d'espèces végétales étrangères ou invasives peut perturber la biodiversité locale et les écosystèmes.

- Le risque de transfert de métaux vers d'autres matrices environnementales telles que l'eau ou l'air, ainsi que leur incorporation dans la chaîne alimentaire, suscite des préoccupations.

1.2.6 Stratégie pour accroître la phytoremédiation

L'efficacité de la phytoremédiation dépend, d'une part, de la productivité de la plante en termes d'élimination des contaminants, de la production de biomasse et de la tolérance aux niveaux élevés de pollution, et d'autre part, de la solubilité des polluants dans les sites à traiter.

Dans le but d'améliorer la phytotechnologie et de surmonter les obstacles qui limitent ses résultats, plusieurs techniques ont été adoptées, notamment :

1.2.6.1 L'exploitation de plantes génétiquement modifiées :

L'approche classique qui consiste à utiliser des plantes dotées de capacités d'épuration se caractérise par une biomasse réduite, ce qui restreint l'obtention de résultats significatifs. De plus, la majorité des plantes présentent une capacité restreinte à traiter un type spécifique de polluants, comme les plantes hyperaccumulatrices qui se concentrent sur un seul métal, par exemple. Ainsi, elles ne sont pas adaptées pour traiter une pollution polymétallique [68].

C'est ainsi que la recherche s'est récemment orientée vers l'utilisation de plantes génétiquement modifiées, présentant des capacités de dépollution accrues. De nombreux gènes ont été isolés à partir de diverses espèces (champignons, bactéries, voire même d'animaux et de plantes), puis intégrés dans le génome des plantes sélectionnées pour leur utilisation. En parallèle, des techniques visant à augmenter l'expression des gènes issus de la même espèce végétale ont été mises en œuvre [69].

D'autres formes de modifications génétiques ont également émergé récemment comme des techniques potentielles pour améliorer les efforts de phytoremédiation des métaux. Par exemple, la modification de la morphologie des plantes pour augmenter l'absorption des métaux

en développant des racines ramifiées et poilues [70]. Cependant, bien que les racines chevelues aient clairement démontré leur potentiel dans les études de phytoremédiation *in vitro* ; il existe certaines limites à considérer, telles que la difficulté pour ces racines de s'adapter aux fluctuations environnementales constantes, aux charges métalliques, aux conditions hydrauliques et à la présence de micro-organismes indésirables [71] [72].

Nonobstant les résultats impressionnants obtenus par les plantes génétiquement modifiées dans le domaine de la phytoremédiation par rapport aux plantes indigènes, elles présentent néanmoins certains risques potentiels liés aux questions environnementales.

Il a été constaté que les plantes génétiquement modifiées possèdent une grande capacité d'adaptation à leur nouvel environnement, et elles sont également dotées d'une tolérance à des concentrations élevées de polluants grâce aux gènes qui leur sont introduites. Cela conduit à leur propagation rapide, ce qui en fait des concurrentes agressives pour les plantes indigènes, elles pourraient ainsi devenir des espèces envahissantes ou des mauvaises herbes, entraînant une perturbation de la biodiversité de la région [73] [74].

D'autre part, il existe la possibilité que les gènes nouvellement introduits dans les plantes génétiquement modifiées se propagent vers les plantes indigènes avec lesquelles elles peuvent se croiser, créant ainsi de nouvelles plantes nuisibles résistantes aux pesticides. De plus, les mutations dans les variétés de plantes locales peuvent avoir un impact négatif sur les communautés d'insectes et d'animaux qui en dépendent pour leur alimentation. Par ailleurs, il y a un risque accru d'extinction des variétés locales, ce qui pourrait avoir des conséquences graves sur l'équilibre de l'écosystème dans son ensemble [74] [75].

1.2.6.2 L'introduction d'inoculant microbien associé aux plantes pour la dépollution

L'interaction entre les plantes et les micro-organismes constitue une autre approche pour améliorer les performances de la phytotechnologie pour réduire la pollution, notamment celle causée par les métaux lourds.

Au niveau des racines, des communautés microbiennes spécifiques établissent une interaction symbiotique, apportant ainsi leur soutien aux plantes dans la lutte contre les contaminants. Plusieurs micro-organismes ont été identifiés en tant que facteurs bénéfiques pour les plantes, visant à améliorer leur croissance, leur vitalité, leur résistance et leur performance dans le processus d'épuration.

Ces micro-organismes contribuent à une meilleure absorption des éléments nutritifs présents dans le milieu, protègent les plantes contre les contraintes environnementales et améliorent également la fertilité du sol. Ces effets sont obtenus par le biais de mécanismes directs, tels que la fixation de l'azote atmosphérique et la solubilisation du potassium et du phosphore, la réduction/oxydation, la méthylation, la précipitation et la biosorption, ainsi que par des mécanismes indirects grâce à la production d'enzymes stimulant la division cellulaire des plantes et le développement de leurs réseaux racinaires [64].

1.2.6.3 La précipitation de carbonate induite par des micro-organismes

Afin de pallier les inconvénients technologiques de la phytoremédiation, une méthode respectueuse de l'environnement a été remarquée et largement adoptée pour la dépollution des métaux lourds : la précipitation de carbonate induite par des micro-organismes . Cette technique repose sur le métabolisme des micro-organismes pour produire du carbonate, lequel réagit avec les ions métalliques présents dans l'environnement pour former des minéraux de carbonate qui se précipitent [76].

L'amélioration de la captation des métaux lourds par les plantes peut être influencée par l'augmentation de la biodisponibilité de ces métaux grâce à l'ajout de facteurs physico-chimiques biodégradables tels que des agents chélateurs et des micronutriments, ainsi que par la stimulation de la capacité de captation des métaux lourds par la communauté microbienne présente dans et autour de la plante. Cette accélération de la captation des métaux lourds permettra de réduire la durée et, par conséquent, les coûts de la remédiation [77]. Toutefois, lors de l'utilisation d'agents chélateurs synthétiques, qui se caractérisent par leur persistance dans l'environnement en raison de leur faible biodégradabilité, il est impératif de prendre en compte le risque accru de lixiviation. En effet, l'emploi d'agents chélateurs dans les sols contaminés par des métaux lourds pourrait favoriser la libération des contaminants [68].

1.2.7 Potentiel épuratoire des macrophytes

La phytoremédiation aquatique est utilisée pour éliminer les polluants présents dans les eaux de surface et pour rétablir les écosystèmes aquatiques touchés, comme les rivières, les ruisseaux, les lacs et les étangs. Les plantes peuvent être cultivées dans le but de dépolluer la colonne d'eau et les sédiments [78]. D'après Dhir (2013) et Anand et *al.*, (2017) ; les espèces de plantes aquatiques et des milieux humides jouent un rôle essentiel dans les systèmes de traitement biologique et démontrent une efficacité exceptionnelle pour éliminer une variété de

contaminants inorganiques et organiques, tels que les métaux lourds, les radionucléides, les nutriments, les explosifs et les hydrocarbures, présents dans les eaux grâce aux différents mécanismes phytotechnologiques. L'élimination des contaminants varie d'une espèce à l'autre et dépend également de leurs concentrations, de la durée d'exposition et aussi des facteurs environnementaux tels que le pH et la température.

Les plantes spécifiquement utilisées dans la phytoremediation sont les macrophytes « c'est-à-dire les angiospermes adaptées à l'eau douce, les ptéridophytes et les fougères » [81]. Cette définition n'inclut pas les espèces de microalgues [82].

D'après Anand et *al.*, (2017) et (Sood, et *al.*, 2011); les macrophytes sont un groupe diversifié d'organismes photosynthétiques présents dans les environnements aquatiques, suffisamment grands pour être visibles à l'œil nu. Ils comprennent : les bryophytes (mousses, cornouilles et hépatiques), les ptéridophytes (fougères), et les spermatophytes (plantes à fleurs). Cependant, Schwarz & Haves (1997) ont également inclus les charophytes (*Chara* spp. et *Nitella* spp.) parmi les macrophytes aquatiques.

Les scientifiques ont divergé dans les méthodes de classification des macrophytes, bien que la plupart d'entre eux, tels que Arber., (1920) In Anand et *al.*, (2017), Sculthorpe., (1967) In Anand et *al.*, (2017), Brix & Schierup., (1989) In Newete & Byrne., (2016), Rai (2009) et Sood et *al.*, (2012) se soient orientés vers leur division en fonction de leurs formes de croissance. Ainsi les macrophytes ont été classées en quatre groupes principaux. (Figure 1.3)

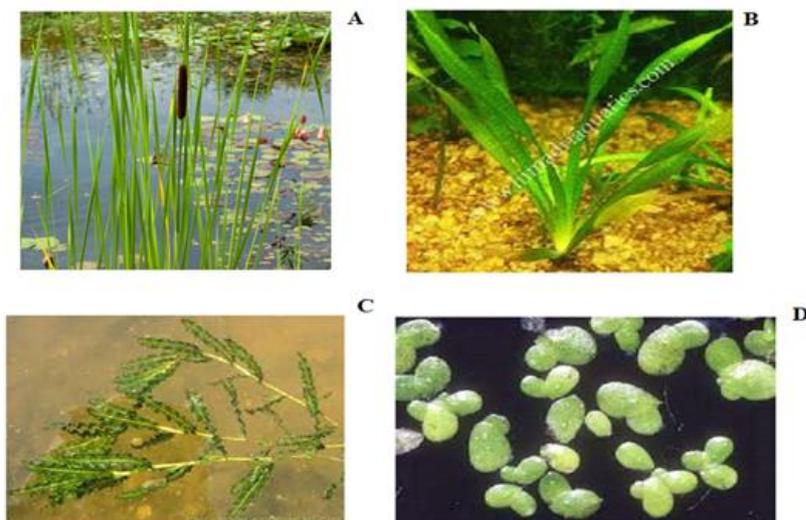


Figure 1.3: Exemples photographiques des formes de vie de macrophytes : A. *Typha angustifolia* ou massette à feuille étroite (émergent) , B. *Vallisneria spiralis* (submergé), C. *Potamogeton crispus* ou Potamot crépu (flottant enraciné) et D. *Lemna minor* (flottant libre).[88].

- **Macrophytes émergents :**

Se développent le long des berges des plans d'eau ayant leurs racines enfoncées dans le sol et leurs parties aériennes poussant au-dessus de l'eau, comme c'est le cas pour : *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Sagittaria trifolia*, *Eleocharis plantagenera*, *Scipus mucronatus*, *Alternanthera philoxeroides* etc.

Ces diverses formes de croissance facilitent l'élimination des polluants à la fois dans la colonne d'eau et dans les sédiments en fonction de la manière dont elles sont déployées.

- **Macrophytes submergés :**

Poussent entièrement sous la surface de l'eau. Cela inclut les algues vertes aquatiques obligatoires, les charophytes, de nombreuses plantes à fleurs, telles que les angiospermes comme *Vallisneria spiralis*, *Vallisneria americana* et *Hydrilla verticillata* etc.

Les macrophytes submergés peuvent être enracinés dans le substrat. Cependant, il existe des exceptions, comme le genre répandu de plantes submergées non enracinées, *Ceratophyllum demersum*.

- **Macrophytes enracinés à feuilles flottantes :**

Se développant sur des sédiments immergés à une profondeur de 0,5 à 3,0 m, comprenant des angiospermes telles que *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton crispus*, ainsi que les nymphéacées comme *Nymphaea alba*, etc.

- **Macrophytes flottants libres :**

Se trouvent à la surface de l'eau avec des racines flottant librement sans être ancrées dans le substrat, comme *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, *Azolla pinnata*. et *Lemna minor*, *Lemna gibba*, *Ipomoea aquatica* etc.

Les macrophytes ont fait preuve d'une efficacité remarquable dans le traitement des eaux polluées, comme en attestent les résultats encourageants obtenus lors de plusieurs expérimentations utilisant différentes espèces de macrophytes pour purifier divers types d'eaux contaminées. Cela comprend des plantes telles que la jacinthe d'eau (*Eichhornia crassipes*), la laitue d'eau (*Pistia stratiotes*), *salvinia molesta*, ainsi que certaines espèces des familles Lemnaceae (lentilles d'eau) et Azollaceae, comme l'ont rapporté de nombreux chercheurs (Dipu et al., (2011), Amare et al., (2018), Akinbile et al., (2019), Adhikari et al., (2015) ainsi que Megateli et al., (2013), et d'autres. Ces plantes se distinguent par des caractéristiques communes qui les rendent hautement efficaces pour nettoyer l'eau contaminée : une productivité rapide et élevée, une résistance aux conditions environnementales et climatiques difficiles, ainsi qu'une capacité d'adaptation en plus du pouvoir absorbant et accumulateur [93]. De plus, Les macrophytes aquatiques ont un rôle crucial dans les aspects structurels et fonctionnels des écosystèmes aquatiques en modifiant les régimes de circulation de l'eau, en offrant un abri aux poissons et aux invertébrés aquatiques, en servant de source de nourriture, et en modifiant la qualité de l'eau grâce à la régulation de l'équilibre en oxygène, et des cycles de nutriments [94] [83]. Cependant ; Amare et al., (2018) témoignent que parmi les différentes plantes aquatiques, les macrophytes flottantes libres sont devenues davantage appropriées pour la phytoremédiation en raison de leur disponibilité, de leur rendement très élevé, ainsi que de leur facilité de stockage et de récolte.

Le potentiel de quelques macrophytes dans le processus de remédiation de différentes catégories d'eaux polluées, selon certains auteurs est résumé dans Annexe 2.

Le choix de la plante pour la phytoremédiation, repose sur plusieurs variables, telles que sa capacité d'absorption et son mécanisme d'action, son environnement naturel et son niveau de tolérance à la pollution, son taux de croissance, et son attrait économique, entre autres.

La figure 1.4 résume les aspects clés du processus de phytoremédiation.

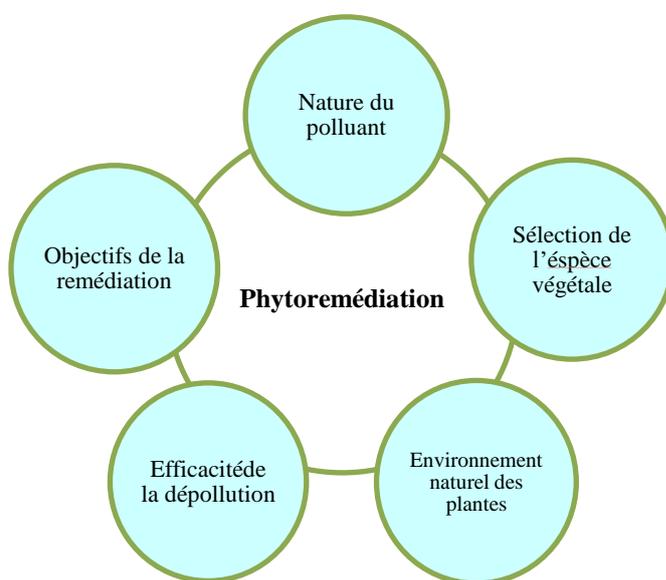


Figure 1.4: Aspects clés de la phytoremédiation

1.2.8 La petite lentille d'eau : *Lemna minor*

1.2.8.1 Présentation, étymologie et systématique

Lemna minor L, également appelée lentille d'eau mineure, ou encore lentille d'eau commune est le plus petit de tous les plantes à fleurs du règne végétal de petite taille. C'est une macrophyte aquatique flottante envahissante, qui s'agrège en colonies pour former une épaisse couche à la surface de l'eau [109].

L'espèce a été décrite par Linnaeus en 1753, son nom scientifique *Lemna minor* tire ses origines du latin, où le mot "Lemna" signifie lentille (en référence à sa forme), et "minor" signifie petit (en référence à sa petite taille) [110]. Elle occupe une place prédominante en tant

qu'espèce au sein de la famille des lentilles d'eau (Lemnaceae, parfois reclassifiée en tant que sous-famille Lemnoideae) [111].

La systématique de *Lemna minor* est décrite selon Ekperusi et al., (2019) ci-dessous dans le tableau 1.

Tableau 1: Systématique de *L. minor*

Domaine	Eucaryotes
Règne	Plantes (Plantae)
Embranchement	Spermatophytes
Sous-embranchement	Angiospermes
Classe	Monocotylédones
Ordre	Aracées (Arales)
Famille	Lemnacées (Lemnaceae)
Genre	<i>Lemna</i>
Espèce	<i>Lemna minor</i>

1.2.8.2 Description botanique de la plante

L. minor se distingue par sa morphologie simplifiée qui comprend deux ou trois frondes ovales-obovale vertes ressemblant à une feuille en forme de lentille. Les frondes mesurent environ 2 à 5 mm de long et 1,5 à 3,5 mm de diamètre, et ont des marges lisses et une texture légèrement succulente et glabre [112], ses lacunes aérifères lui permettent de flotter sur la surface de l'eau [113]. De la surface inférieure de chaque fronde se développe une seule radicelle blanche non ramifié et élancée suspendue dans l'eau qui mesure environ 2 cm de long, et qui se termine généralement par une extrémité obtuse [111] [112]. (Figure 1.5)



Figure 1.5: Petite lentille d'eau

Figure 1.5: *Lemna minor* L., l'espèce type du genre. A. De nombreuses frondes sont vues depuis le dessus, et une plante représentative est également présentée en vue latérale (l'encart) [114]. B. Vue subaquatique [115]

1.2.9 Répartition géographique et écologie :

L. minor est cosmopolite, elle est largement répandue dans diverses régions géographiques, à travers tous les continents, à l'exception de l'Antarctique [116], allant des tropiques aux zones tempérées, des eaux douces aux eaux saumâtres [117]. Elle est endémique en Afrique, en Asie, en Europe et en Amérique du Nord, mais on la trouve également en Australie et en Amérique du Sud [118]. Les oiseaux jouent un rôle crucial dans la dissémination des lentilles d'eau vers de nouveaux sites. Les racines collantes permettent à la plante de s'accrocher aux plumes ou aux pattes des oiseaux aquatiques, facilitant ainsi sa propagation dans différents écosystèmes aquatiques [119]. (Voir Figure 1.6).

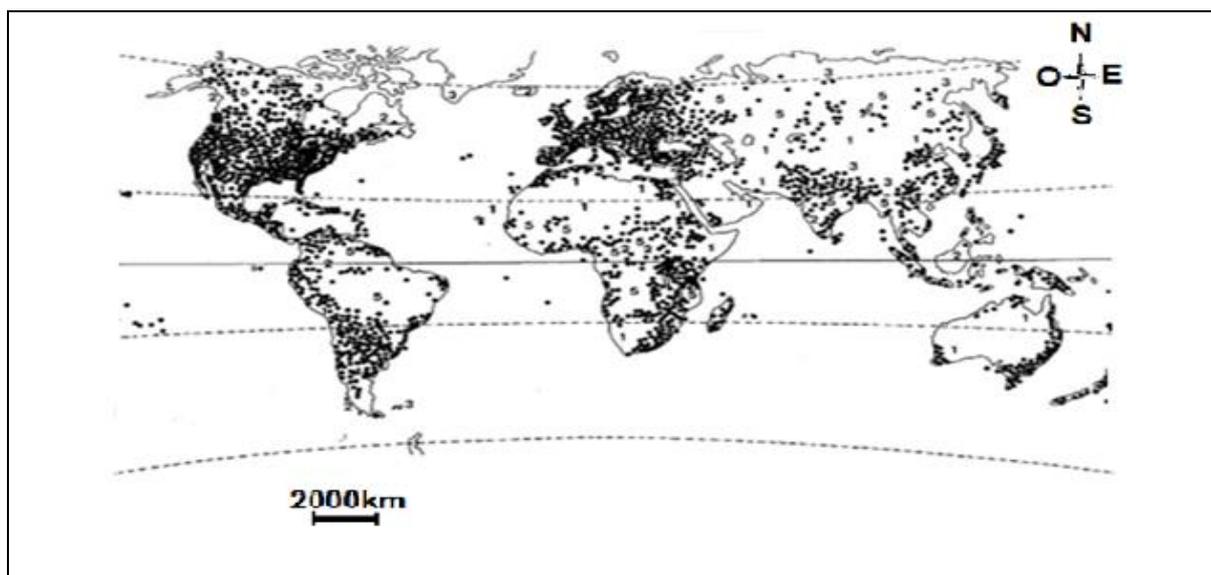


Figure 1.6: Distribution des lentilles d'eau dans le monde [116]

Dans son habitat naturel, *L. minor* se rencontre dans des eaux douces et calmes, dormantes et eutrophes riches en nutriments et en matière organique, que ce soit dans les étangs, les canaux ou les mares [109]. Dans des eaux à courant rapide, elle a tendance à disparaître, sauf si elle peut s'appuyer sur d'autres plantes ou des débris, cependant elle peut poursuivre sa croissance pendant un certain temps en dehors de l'eau, sur des sols humides. Il convient aussi de noter qu'elle tolère une plage assez étendue de pH allant de 4,5 à 7,5, avec des limites inférieures et supérieures respectives de 3,5 et 7,5 [113].

L. minor se multiplie par reproduction végétative et clonale, en se fragmentant pour générer distinctement de nouvelles plantes individuelles [120]. Les frondes filles surgissent à partir de deux poches méristématiques localisées sur la face inférieure de la fronde mère, une fois mure elles se détachent pour donner des nouvelles colonies qui forment une couche dense sur la surface de l'eau [117].

La floraison demeure un événement rare, se produisant en de rares occasions, donnant naissance à une minuscule fleur mesurant environ 1 mm de diamètre. Cette fleur se compose d'une délicate structure en forme de coupe, d'un seul pistil et de 2 anthères. La fleur est ensuite remplacée par un unique fruit d'une longueur d'environ 1 mm, voire un peu moins, contenant une seule graine nervurée [112].

La reproduction simple de *L. minor* se traduit par des temps de génération exceptionnellement courts, qui s'étendent sur seulement quelques jours lorsque les conditions sont favorables [111]. Frick (1985) [121] a estimé que le temps de doublement des frondes est d'environ 1,4 jours. Cette particularité a valu à cette plante la réputation de détenir l'un des taux de croissance de population les plus rapides au sein du règne végétal [122]. Une population composée d'un petit nombre d'individus peut croître de manière exponentielle jusqu'à recouvrir complètement la surface d'un plan d'eau. En conditions idéales, au cours de sa vie, une fronde mère peut produire six générations avant sa mort [122]. La biomasse de *L. minor* peut varier de 3 à 40 g de poids sec /m³ carré en fonction de la concentration en nutriments présents dans l'eau [110].

En général, *L. minor* possède la capacité de maintenir sa croissance à des températures plus basses par rapport à d'autres espèces de Lemnaceae, ce qui lui permet de poursuivre son développement durant l'hiver dans des climats plus cléments [123]. Dans les régions aux climats plus froids, les frondes contractent leurs lacunes aérifères et coulant vers le fond de l'eau pour s'échapper au gel, où elles entrent en état de dormance jusqu'à ce que les températures remontent [110] [113].

1.2.9.1 Diverses utilisations de *L. minor*

L'espèce *L. minor* possède une longue histoire d'utilisation dans des domaines variés. Étant donné sa haute valeur nutritionnelle, (acides aminés essentielles et oligoéléments), elle sert de nourriture pour quelques espèces aquatiques telles que la carpe de roseau, le barbeau argenté et le tilapia, et constitue un complément précieux pour les animaux tels que les porcs, les canards et les lapins [124]. Il existe également un intérêt naissant pour l'utilisation des lentilles d'eau comme complément alimentaire pour les êtres humains. Bien que des rapports sporadiques mentionnent qu'elles ont été consommées par l'homme, les détails concrets de ces applications manquent [125].

L. minor a été également manipulée pour produire des traitements contre les affections humaines, telles que l'inflammation tissulaire, les affections auto-immunes et les cellules cancéreuses [126]. Des études ont montré que des anticorps peuvent être extraits de Lemna transgéniques de manière pure et efficace, à des fins médicales [127].

D'autre part, la recherche ouvre de nouvelles perspectives pour utiliser la lentille d'eau dans la fabrication de biocarburants tels que l'éthanol et le butanol, en capitalisant sur sa concentration élevée en amidon [128] [129].

Ayant des implications écologiques et économiques partout où elle colonise ; *L. minor* présente une étendue considérable en ce qui concerne ses capacités de phytoremédiation, couvrant une diversité large de substances polluantes. Son potentiel d'application est notablement élevé pour les systèmes d'eaux usées contaminées par plusieurs composants [109].

Nous allons examiner de manière approfondie son application et efficacité dans la remédiation de divers types de polluants dans l'élément qui suit.

1.2.9.2 Application de *L. minor*, dans la phytoremédiation des différents polluants aquatiques

L. minor a prouvé son efficacité en matière de phytoremédiation de diverses catégories de polluants des eaux, comme l'expose la figure 1.7.

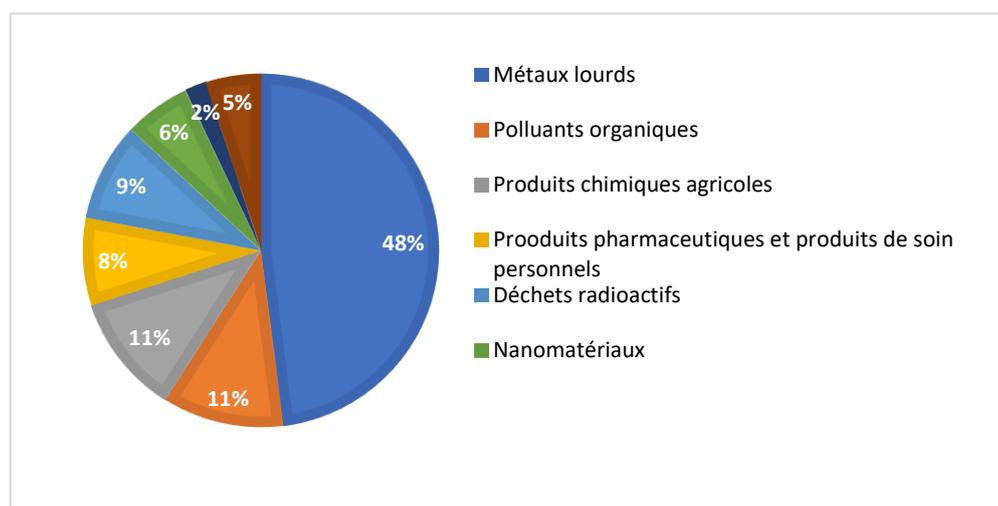


Figure 1.7: Types de polluants traités par *L. minor* [109]

L. minor est employée de manière autonome ou en conjonction avec d'autres organismes aquatiques, dans le cadre d'une approche écologique pour le traitement de la pollution des eaux aquatiques. Les diverses approches de traitement seront explorées brièvement en fonction des différents types de polluants. Des exemples de polluants associés à la remédiation par la lentille d'eau *L. minor* sont résumés par catégories dans Annexe 3.

- **Métaux lourds :**

La phytoremédiation des métaux lourds par les macrophytes, tels que *L. minor*, est une approche étudiée pour éliminer ces polluants aquatiques. Les macrophytes ont la capacité de bioaccumuler ces métaux, mais leur efficacité dépend de la concentration des polluants, de la biodisponibilité des métaux et de la durée de l'étude [130]. Par exemple, les lentilles d'eau peuvent éliminer le plomb et le mercure avec succès, mais ont moins d'efficacité pour le cuivre [131]. Face au stress induit par les polluants, les macrophytes activent des mécanismes de défense pour préserver leurs tissus [130]. *L. minor* peut réagir avec des effets allant de l'absence d'impact à l'inhibition de la croissance due à l'accumulation excessive de métaux [132].

L'application réussie de *L. minor* dans la dépollution des métaux, ainsi que sa supériorité par rapport au charbon actif, ont été constatées [133]. L'accumulation de métaux par *L. minor* peut varier, mais certains additifs, comme le sulfate, peuvent améliorer l'efficacité [134]. Les plantes montrent une capacité sélective d'absorption en fonction de leur utilité et de leur capacité d'absorption. Par exemple, *L. minor* élimine efficacement le bore, mais cette capacité peut être réduite en présence de chlorure de sodium [135].

Les micro-organismes associés aux racines des plantes jouent un rôle dans la phytoremédiation et la dégradation des polluants dans la rhizosphère. *L. minor* peut éliminer davantage de cadmium en présence de bactéries, montrant ainsi une synergie entre les deux [136].

- **Les polluants organiques :**

L'utilisation de *L. minor* s'est avérée hautement performante dans l'élimination des polluants organiques contenus dans les eaux usées municipales et industrielles [137]. Priya et al (2012) [138] affirment qu'il est même arrivé où *L. minor* dépasse les performances des systèmes conventionnels de traitement des eaux, où elle a pu réduire significativement des taux de (DBO) atteignant 94,45 % de 227 à 12.6 mg/L, de plus elle favorise l'augmentation des niveaux d'oxygène dissous dans l'eau, et démontre également sa capacité à accumuler de la biomasse et des protéines en exploitant les nutriments présents dans les effluents traités. Il est néanmoins important de noter que son efficacité peut varier en fonction de la concentration de polluants dans l'eau ainsi que de la toxicité des effluents [139]. Comparativement à d'autres

espèces, *L. minor* se distingue généralement par son aptitude supérieure à remédier aux problèmes de pollution [140].

- **Les produits chimiques agricoles**

Une fois qu'ils ont rempli leur rôle dans la production alimentaire, les produits chimiques agricoles viennent aggraver la pollution environnementale. Chaque année, des quantités considérables de produits agrochimiques tels que engrais, pesticides, herbicides et fongicides sont manufacturées. Une proportion significative de ces substances, appliquées sur les terres agricoles et en aquaculture, finit par contaminer les écosystèmes aquatiques sans subir de traitement préalable.

Tront et Saunders (2007) ont étudié l'accumulation du 2,4-dichlorophénol par *L. minor* et ont constaté que la lentille d'eau absorbait ces produits chimiques avec une certaine inhibition. L'analyse des tissus végétaux a révélé la présence de l'herbicide et de ses métabolites, entraînant une inhibition partielle. Au fil du temps, les niveaux de ces composés ont augmenté dans la plante. Moins de 10 % du composé initial a été détecté dans la plante, ce qui suggère que plus de 90 % du composé initial accumulé par la lentille d'eau a été séquestré. Contrairement aux métaux lourds, les macrophytes tels que les lentilles d'eau peuvent dégrader certains produits chimiques en composés utiles [141] [142].

L'efficacité de la phytoremédiation, ainsi que la capacité d'accumulation, varie en fonction du type de produit chimique et de la durée d'exposition. Par exemple, l'herbicide norflurazon a fortement inhibé *L. minor*, mais sa récupération a été observée après son retrait du milieu [143]. Les conditions environnementales jouent également un rôle, avec des différences entre les essais en laboratoire et sur les terrains observés dans la captation de l'atrazine par *L. minor* [144].

Certaines substances présentent une sélectivité dans leur absorption par les lentilles d'eau. Par exemple, elles peuvent sélectivement absorber certains polluants moins toxiques, ce qui peut favoriser leur survie [92]. Cependant, différentes substances chimiques peuvent avoir des effets variables sur les macrophytes. Par exemple, une combinaison de fongicides a entraîné une inhibition totale de *L. minor*, tandis qu'une autre combinaison a eu un effet moins marqué [145].

La capacité de phytoremédiation varie également en fonction des espèces de macrophytes. Les lentilles d'eau comme *L. minor* démontrent souvent une meilleure efficacité dans la réduction des polluants par rapport à d'autres espèces [31].

- **Les produits pharmaceutiques et de soins personnels**

Les produits pharmaceutiques et des soins personnels (PPSP) ont pour but de prévenir les maladies humaines et d'améliorer le bien-être social. De plus, il y a les produits vétérinaires qui, en plus de prévenir les maladies, agissent comme stimulateurs de croissance dans l'élevage, l'aquaculture et l'agriculture. Ces composés se retrouvent dans les milieux aquatiques à de faibles concentrations ; cependant, leurs effets écologiques et toxiques restent incertains en raison de leur diversité potentielle [146]. En outre les stations d'épuration ne sont pas accommodées pour les éliminer, ce qui aggrave la pollution et la dégradation des ressources en eau.

L. minor présente une phytoremédiation prometteuse des (PPSP). Plusieurs chercheurs ont observé une réduction significative des PPSP dans divers effluents. Voici quelques exemples :

Pro *et al.*, (2003) ont constaté que *L. minor* était efficace pour capter le sulfachlorpyridazine et l'oxytétracycline présents dans les effluents. Supalkova *et al.*, (2008) ont rapporté qu'elle élimine aussi efficacement le cisplatine. Baciak *et al.*, (2016) ont réussi à réduire significativement les niveaux de tyramine, putrescine, cadavérine, spermidine et spermine grâce à *L. minor*, quant à Reinhold & Saunders (2006) ont constaté avec succès son élimination du 3-fluorophénol et du 3-trifluorométhylphénol. Ils ont également souligné l'absence de métabolites ou de produits de dégradation liés à l'activité microbienne.

D'autres études ont montré des variations dans les réactions de la lentille d'eau mineure à différents composés. Par exemple : Amy-Sagers *et al.*, (2017) ont observé une absorption accrue du sucralose par rapport à la fluoxétine, à des concentrations très élevées. Leurs observations ont également indiqué que le sucralose améliorait le pigment chlorophyllien et le processus photochimique dans la plante, tandis que la fluoxétine inhibait sa croissance et sa fonction de reproduction.

En somme, *L. minor*, a montré son efficacité dans l'élimination des produits pharmaceutiques et des produits de soins personnels des effluents, à l'exception de certains

composés spécifiques. Ces recherches ouvrent la voie à l'utilisation potentielle de zones humides construites avec des lentilles d'eau pour le traitement de divers composés émergents issus des industries pharmaceutiques et des produits de soins personnels.

- **Les nanomatériaux**

La phytoremédiation des nanomatériaux est un domaine qui suscite un grand intérêt en raison de leur large utilisation dans divers secteurs de la société moderne, tels que la médecine, l'industrie, l'agriculture et la gestion environnementale. Cependant, leur impact potentiel sur l'environnement soulève des inquiétudes. Par exemple, les nanoparticules d'alumine ont été observées pour stimuler les activités biochimiques de *L. minor*, conduisant à une augmentation de sa biomasse [152]. De même, les nanoparticules d'oxyde de titane ont montré une amélioration de la croissance à faible concentration, mais une inhibition et des dommages à la plante à des concentrations plus élevées [153]. Les nanoparticules d'argent ont induit un stress oxydatif chez *L. minor*, mais la plante a démontré une capacité à les absorber et à les éliminer à des concentrations croissantes [154]. L'effet des nanoparticules de cuivre sur *L. minor* a été comparé à celui des ions cuivre et de l'oxyde de cuivre, et les nanoparticules ont montré le plus grand impact sur la croissance de la plante [155]. D'autre part, les nanoparticules de zinc ont été efficacement éliminées du milieu par *L. minor* [156].

Globalement, les preuves suggèrent que les lentilles d'eau pourraient être capables de phytoremédier les nanopolluants. Cependant, les informations disponibles sont encore limitées et ne reflètent peut-être pas pleinement le véritable potentiel de ces plantes pour éliminer efficacement les nanomatériaux des eaux usées et des effluents.

- **Les des déchets radioactifs**

Les lentilles d'eau ont présenté des résultats variables en ce qui concerne l'accumulation de radionucléides tels que le technétium [157]. Néanmoins, elles ont la capacité d'accumuler des métaux radioactifs comme le cobalt, le zinc et le fer, ce qui peut engendrer des effets de toxicité liés aux émissions de rayonnements bêta et gamma [158]. Van Hoeck et *al.*, (2017) [159] ont constaté que lorsqu'elles interagissent avec des déchets radioactifs, les lentilles d'eau peuvent déclencher des réponses de défense ainsi que des réactions antioxydantes. Cependant, leur efficacité dans le contexte de la phytoremédiation des déchets radioactifs pourrait être

limitée [160]. Les données actuellement disponibles ne permettent pas une évaluation complète de la capacité des lentilles d'eau à remédier aux déchets radioactifs par phytoremédiation.

- **Les hydrocarbures pétroliers**

Gatidou et *al.*, (2017) ont attesté que *L. minor* a démontré une efficacité notable dans l'élimination de cinq composants de benzotriazoles présents dans un effluent traité. Tandis que les résultats de Reinhold et *al.*, (2011) ont montré que la plante s'est révélée très performantes dans l'élimination du phénol.

Cependant, malgré la nécessité de résoudre les problèmes environnementaux liés aux hydrocarbures, la littérature concernant l'efficacité spécifique de la lentille d'eau dans la dépollution des hydrocarbures demeure limitée [163]. Pour une meilleure compréhension de la capacité de la lentille d'eau à éliminer les hydrocarbures des eaux polluées, des recherches supplémentaires sont nécessaires.

- **Les toxines, les colorants, et les bactéries**

Les macrophytes sont utilisés dans la phytoremédiation de divers types de polluants, incluant les toxines, les colorants et les microbes.

Dans leur étude Neag et *al.*, (2018) ont constaté que *L. minor* éliminait significativement le colorant bleu de la toluidine des effluents textiles, cependant la plante ne survivait pas à des concentrations plus élevées (30 à 40 mg/L) dépassant sa limite de tolérance, soulignant ainsi le caractère nuisible des colorants pour l'écosystème aquatique.

Papadopoulos & Tsihrintzis, (2011), ont examiné l'élimination des bactéries présentes dans les eaux usées à l'aide de *L. minor*. Ils ont conclu une élimination de 91 % et 99 % des entérocoques et *E. coli* respectivement, sur une période de 12 mois. Mitrovic et *al.*, (2005) ont évalué la réponse et l'absorption de la microcystine-LR, une cyanotoxine, par *L. minor* ou elle a montré une inhibition de leur croissance et de leurs activités enzymatiques à des concentrations de 10 à 20 mg/l de la toxine, elle a été plus sensible aux cyanotoxines, mais accumulait davantage de toxines.

Chapitre II :
GÉNÉRALITÉS SUR L'INDUSTRIE LAITIÈRE ET
SES EAUX RÉ SIDUAIRES

2 GÉNÉRALITÉS SUR L'INDUSTRIE LAITIÈRE ET SES EAUX RÉSIDUAIRES.

2.1 L'industrie laitière

L'industrie laitière est le type d'industrie qui élabore de nombreux produits tel que le lait et ses sous-produits : fromage, crème, beurre, yaourt et laits fermentés etc.... Elle est considérée comme l'une des principales industries du secteur alimentaire grâce à son apport important dans l'alimentation humaine. Cette industrie offre des opportunités économiques élevées et constitue un important moteur économique dans le monde, elle contribue selon Garg et al., (2020) [167] à 15% de la part mondial.

Suite à la croissance démographique, et à la demande accrue du lait et de ses dérivés ; le secteur laitier a connu un immense épanouissement dans plusieurs régions du monde au cours des dernières décennies [4] [168] [169], et a induit à l'émergence de plusieurs unités de production laitière à petite et à grande échelle [170]. La demande de produits laitiers fait grimper la productivité laitière ; en 2020, la production mondiale de lait a atteint 906 millions de tonnes, soit une hausse de 2% par rapport à 2019 [171], cependant, elle augmente également le rejet d'effluents toxiques dans l'environnement.

Comme la plupart des industries agroalimentaires ; l'industrie laitière est considérée comme un consommateur gourmand d'eau [172] [173] [174]. Bustello et al., (2015) [175] estiment qu'elle use 12 % de l'eau douce totale consommée par l'industrie alimentaire et des boissons. Cette consommation en eau est liée à plusieurs facteurs : la haute qualité requise du produit final, son type et sa quantité, le type et la capacité de chaque ligne de production, les équipements et les processus appliqués, les systèmes et équipement de nettoyage utilisés et le niveau d'automatisation effectué [176] [177] [178], ainsi que son coût [179]. Pour assurer la salubrité des produits ; leur transformation nécessite uniquement de l'eau douce de haute qualité, exprimée soit en volume d'eau consommé par produit fini ou par matière première transformée, une fois utilisée une part importante des volumes consommés finit par se transformer en eaux usées. Il est aussi pertinent de noter que l'augmentation de la demande en eau est associée au passage à des régimes à base de viande, qui nécessitent 37% plus d'eau qu'un régime végétarien. D'après Hoekstra (2012) [180] et Mekonnen & Hoekstra.(2010) [181], la production d'un gramme de protéines à partir du lait nécessite 31 litres d'eau.

Une étude sur l’empreinte hydrique des animaux estime que la production d’un litre de lait nécessite jusqu’à 1000 litre d’eau [180], par conséquent, ce secteur génère d’énormes quantités d’eau usées issues notamment en raison du lavage et de la désinfection de ses installations, en plus des volumes générés lors des différentes étapes de la transformation des produits [182]; On estime que la transformation d’1l de lait engendre 0.2 à 10 l d’effluents [183]. Cela implique le rejet de 4 à 11 millions de tonnes d'eaux usées sans traitement préalable dans la nature, induisant une grave menace pour la biodiversité [167].

2.2 Source et caractéristiques des effluents laitiers

L’eau est un élément essentiel dans l’industrie laitières il contribue dans chaque étape du processus de la production [8] [180]. La figure 2.1, illustre la répartition de la consommation d'eau dans une usine typique produisant du lait de marché. L’eau est utilisée à deux fins essentielles : Le refroidissement et /ou chauffage : pasteurisation (25%), et les procédés de nettoyage en place (NEP) : lavage des appareils, des récipients et des sols. Il apparaît donc que le nettoyage est le principal consommateur d'eau dans les laiteries [177].

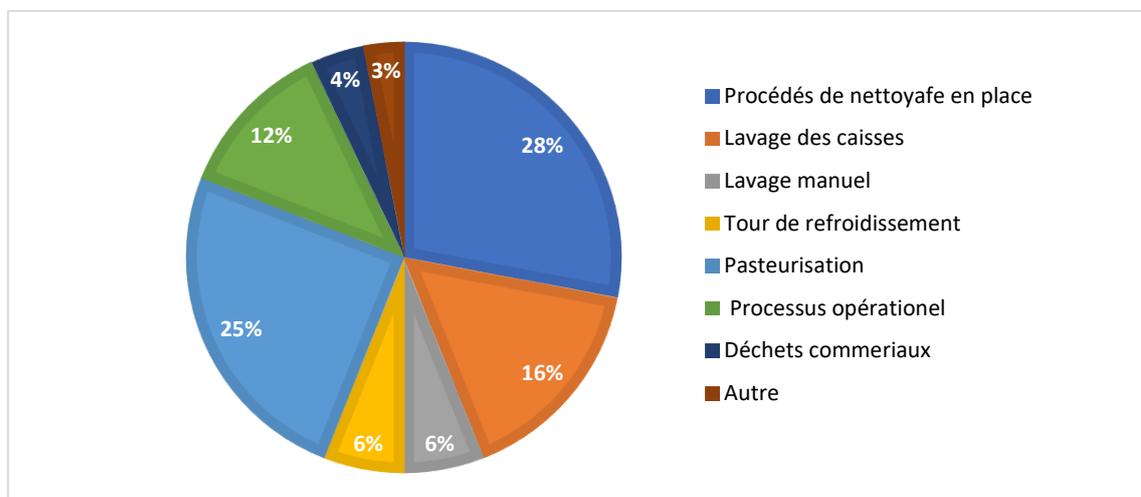


Figure 2.1: Répartition de la consommation d'eau dans une usine typique produisant du lait de marché

Bien que la production d’une laiterie ne soit pas toujours constante, Les eaux usées laitières peuvent être divisées en trois catégories principales :

A- Les eaux de transformation, qui comprennent l'eau utilisée dans les processus de refroidissement et de chauffage.

Ces effluents peuvent être réutilisés ou simplement rejetés après un traitement minimal dans le réseau d'eaux pluviales, qui est généralement utilisé pour le ruissellement, car ils n'entraînent pas de pollution autre que thermique. Cependant, il est très courant de trouver de l'eau dont la température dépasse parfois le seuil de 30°C fixé par la législation [184] [185].

B- Les eaux usées des opérations du nettoyage, celles qui sont à l'origine de la pollution.

Les eaux usées de nettoyage sont principalement produites lors du nettoyage d'équipements ayant été en contact direct avec le lait ou les produits laitiers, lors de décharges du lait ou des produits laitiers, lors de l'évacuation du lactosérum, le jus de pressage et de saumures, ainsi que les NEP, et parfois à cause de dysfonctionnements d'équipements ou de la manipulation imprudente entraînant un débordement d'eau ou des pertes de la matières organiques qui est généralement inévitable. Ces eaux de nettoyage peuvent contenir également des composés stabilisants, divers agents stérilisants et divers détergents acides et alcalins [184] [185] [186].

C- Les eaux usées sanitaires, Ces eaux usées sont généralement séparées des eaux de transformation et de nettoyage, et habituellement acheminées directement vers les stations d'épuration [184].

2.2.1 Caractéristiques des effluents laitiers

Les eaux usées laitières proviennent principalement, comme il a été mentionné auparavant, des opérations de nettoyage et de désinfection des cuves, des silos et du lavage des sols [172], elles sont caractérisées par d'importantes fluctuations de débit, résultant de la discontinuité des processus de production ; du type de produit fini ; des méthodes de fabrication ; de l'échelle de production [187] [188] [189], les conditions climatiques et la gestion des eaux usées [190].

Les effluents laitiers sont constitués principalement de fractions de lait (2% du total du lait transformé) ou de produits transformés [191], et sont généralement caractérisés par des températures très élevées, des odeurs désagréables résultant de la dégradation rapide de la protéine du lactosérum [192], des niveaux élevés de matières organiques solubles, une demande biologique en oxygène et une demande chimique en oxygène relativement élevées, des solides dissous et en suspension, des nutriments, notamment le phosphore ainsi que l'azote présents sous plusieurs formes [169], le lactose, des sulfates et des chlorures [186], et divers agents de nettoyage de nature acide et alcaline entraînant de grandes variations des valeurs du potentiel

de l'hydrogène. Ils peuvent également contenir des graisses et des huiles susceptibles de créer un film à la surface de l'eau, empêchant le transfert de l'oxygène vers la vie aquatique et mettant ainsi en péril leur survie [193].

Les principales caractéristiques des effluents laitiers peuvent être résumées brièvement comme suit :

2.2.1.1 Température

La température est essentielle pour les organismes aquatiques et les effets de certains rayonnements chimiques et biologiques qui se produisent dans l'environnement. Elle dépend de la saison, du moment de l'échantillonnage, etc [194]

La température industrielle moyenne des effluents laitiers est plus élevée en été (22-25 °C) qu'en hiver (17-18 °C) [195], elle est plus élevée que celles des eaux usées municipales (10-20 °C), ce qui rend la dégradation des effluents laitiers plus rapide [167].

Les températures élevées des eaux usées ont non seulement un impact négatif sur les écosystèmes, mais offrent également des conditions favorables à la croissance du phytoplancton et d'autres formes d'organismes aquatiques [194], et de divers micro-organismes et insectes pathogènes [169].

2.2.1.2 Concentration en ions hydrogène (pH)

L'exposition prolongée des eaux usées laitières à des conditions anaérobies produit une acidification du liquide par fermentation de l'acide lactique, entraînant une baisse du pH. Les changements de pH affectent la survie de divers micro-organismes ainsi que la qualité du sol [194].

Le pH des effluents laitiers varie entre 4,7 et 11. Cette variation de pH dépend de la stratégie de nettoyage, car l'eau de nettoyage peut contenir différents désinfectants ainsi que divers nettoyants acides et alcalins [184].

2.2.1.3 Matières en suspension (MES)

La pollution de l'eau est caractérisée par des particules flottantes constituées de composés grossiers, des matières en suspension (pollution particulaire), des matières colloïdales (pollution colloïdale) et des matières dissoutes (pollution dissoute inférieure à quelques nanomètres) [196].

La pollution en MES cause de nombreux problèmes à la station d'épuration, tels que la réduction de l'absorption des matériaux et la détérioration du matériel par abrasion. Cette pollution constitue la majeure partie de ce qui est rejeté dans les réseaux d'eau. Dans les milieux récepteurs, elle peut entraîner une diminution de la clarté de l'eau qui limite la photosynthèse, des dépôts sur les zones calmes qui peuvent favoriser le développement de bactéries anaérobies avec les fortes odeurs qui y sont associées [197].

Dans les effluents laitiers, la concentration de solides décantables est faible, la majorité des sédiments sont constitués de protéines, de graisses et d'autres impuretés telles que des particules de sable [169].

2.2.1.4 La conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique est l'une des paramètres généraux indicateurs de la qualité des eaux, varie avec la température, elle permet d'évaluer approximativement la minéralisation globale d'une eau en particulier en ce qui concerne la quantité de sel dissous [198].

L'évaluation de la relation CE/MES peut aider à gérer et à contrôler la salinité de l'eau dans le cadre du traitement ou la réutilisation dans l'irrigation [199].

2.2.1.5 Demande biologique en oxygène (DBO) et demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène reste actuellement le paramètre global le plus fiable pour mesurer les propriétés oxydatives et dégradables des polluants organiques dans les eaux usées, elle représente l'intensité de la matière organique dans les eaux usées notamment industrielles. C'est aussi le paramètre le plus utilisé dans la législation européenne, sa mesure correspond à la quantité d'oxygène qui a été consommée par voie chimique pour oxyder l'ensemble des matières oxydables présentes dans l'eau [196].

La DBO est également un paramètre de somme fréquemment utilisé pour caractériser l'eau. Elle peut être définie comme la quantité d'oxygène nécessaire par les micro-organismes (bactéries) pour décomposer partiellement ou totalement la matière organique présente dans les eaux usées en un temps donné et dans des conditions aérobies, plus la quantité de composés biochimiquement oxydables est élevée, plus la valeur de DBO est élevée [196]. Par conséquent, cette mesure reflète indirectement la fraction biodégradable dans l'eau et représente assez précisément le processus de dégradation naturelle, la DBO est conventionnellement évaluée pendant 5 jours à 20°C et désignée par le sigle DBO₅.

Selon Venetsaneas et *al.*, (2009) [200], les eaux usées laitières présentent des valeurs élevées de DBO et de DCO, principalement en raison de la charge organique élevée en glucides rapidement assimilables, en lipides et protéines lentement dégradables, en détergents et en produits laitiers. Rad & Lewis (2014) [177], confirment que la DBO est directement liée à la concentration de matières solides dans l'effluent laitier, qui varie entre 90 et 94%. Les pertes peuvent parfois atteindre 2% du volume de lait traité.

D'après Burgaud (1969) [185]; les valeurs de DBO et de DCO ne sont pas nécessairement proportionnelles dans une eau usée, il convient toutefois de noter que plus la proportion DBO/DCO est élevée, plus les polluants présents dans l'eau étudiée sont facilement biodégradables.

2.2.1.6 Concentration de l'azote total et du phosphore total

L'azote peut se trouver dans les eaux usées sous forme minérale ou organique à différents niveaux d'oxydation, principalement comme l'urée, l'acide urique, l'azote ammoniacal, le nitrate et le nitrite, la somme de ces différentes formes, constitue l'azote total (NT), tandis que le phosphore se trouve sous forme d'orthophosphate, et de polyphosphate, ou sous certaines formes organiques, ces formes représentent en global le phosphore total (PT) [201]. les rejets laitiers présentent une teneur en NT de 4,2 à 6 %, et une teneur en PT de 0,6 à 0,7 % [169]. l'azote résulte de la perte de la matière organique, tandis que le phosphore vient notamment des solutions de nettoyage [202], leurs taux élevés induit à une consommation importante d'oxygène et peut être responsable d'une eutrophisation accrue dans les milieux aquatiques naturels. Le tableau 2.1 résume les caractéristiques typiques des eaux usées provenant de l'industrie laitière, telles qu'elles ont été rapportées par différents auteurs.

Tableau 2.1 : Principales caractéristiques des eaux usées de l'industrie laitière

DCO	DBO	pH	MES	NT	PT	Référence
80-9500	40-48000	4.7-11	-	-	-	[193]
430-18045	40-8240	4.7-11	24 - 4500	14 - 830	9 - 280	[191]
1500-3000	350-600	5.5-7.5	250-600	-	-	[169]
650-3000	300-1400	4-12	250-2700	-	-	[16]
1000-10000	300-5900	-	100-22000	-	-	[203]

DCO : demande chimique en oxygène, DBO : demande biologique en oxygène, pH : potentiel hydrogène, MES : matière en suspension, NT : azote total, PT, phosphore total.

À l'exception du pH, tous les paramètres sont exprimés en mg/l

2.3 Polluants des eaux usées laitières et leurs impacts environnementaux

L'homme a depuis longtemps reconnu la relation entre l'environnement et la santé publique, les maladies se développaient dans les zones urbaines où l'assainissement des eaux usées était négligé. Au Moyen Âge, en Europe les eaux usées finissaient dans les plans d'eau, ce qui provoquait de mauvaises odeurs et des maladies dans les villes densément peuplées, les populations européennes ont été décimées par des épidémies telles que la fièvre typhoïde et la peste bubonique [17]. De nombreux chercheurs ont depuis établi que la santé publique est étroitement liée à la qualité de l'environnement et que la décharge de polluants dans les écosystèmes naturels provoque des altérations des facteurs environnementaux abiotiques et biotiques qui ont un impact sur la flore microbienne et la biodiversité de l'environnement [202] [204] [202].

Les effluents laitiers comprennent deux grandes classes de polluants : les produits laitiers eux-mêmes, et les agents de nettoyage tels que les acides, les bases ou les substances stérilisantes. Tous ces composants sont principalement responsables de l'augmentation de la DBO et de la DCO [206], ces effluents renferment des constituants organiques hautement corruptibles [207], leur dégradation rapide diminue le niveau de l'oxygène dissouts dans les plans récepteurs et conçoit des conditions d'anaérobie causant une atrophie des milieux aquatiques naturelles, et produisent également suite à la précipitation des caséines décomposées des boues noires nauséabondes qui gênent le voisinage [6].

Cependant, Il est également important de noter que la pollution causée par les produits laitiers n'est que temporaire, car leur biodégradabilité fait qu'ils se décomposeront avec le temps, permettant aux rivières de retrouver une qualité proche ou égale à leur état d'origine dans le cas où les seuils de la pollution n'ont pas atteint des niveaux critiques au-delà desquels la vie aquatique ne sera plus possible [185].

Burgaud (1969) [186] ajoute, que le lait n'est pas une substance toxique en soi, s'il est déversé en quantité modérée dans les rivières, son rapport DBO/DCO est proche de 1, cela montre que ses composants chimiques sont facilement biodégradables et peuvent donc constituer une source équilibrée d'azote et de phosphore pour les micro-organismes, et servir comme source de nourriture pour les poissons, contrairement au babeurre, sérum et lactosérum qui renferment des teneurs d'azote et de phosphore moins importantes, qui les rendent donc moins aptes à synthétiser de la matière vivante, ce qui explique qu'il est difficile de s'en débarrasser.

En plus du phénomène de l'eutrophisation dans les masses d'eaux réceptrices ; les rejets laitiers non traités ou mal traités favorisent la prolifération de certaines espèces microbiennes parfois pathogènes comme les cyanobactéries ou encore la prolifération de certaines algues qui finissent par consommer l'oxygène présent dans l'eau et par ce fait causant la mort des poissons par asphyxie [6] [208] [209]. Ces eaux polluées deviennent un milieu favorable pour la reproduction des moustiques vecteurs de diverses maladies qui menacent la santé humaine telles que le paludisme, le chicken-gunya, la fièvre jaune et la dengue [6] [89] [210].

Au-delà de la pollution de l'eau, l'industrie laitière nuit à l'environnement de plusieurs autres façons, que Sinha (2019) résume comme suit :

L'industrie laitière est responsable du rejet dans l'atmosphère de gaz toxiques tels que le dioxyde de carbone, les oxydes de soufre et l'oxyde d'azote. Le méthane est libéré lors de la transformation anaérobie, tandis que l'oxyde nitreux provenant du sol se produit lors de l'irrigation des déchets laitiers. Ces gaz à effet de serre peuvent entraîner un réchauffement de la planète qui affecte l'environnement de nombreuses façons, notamment la fonte des neiges et des glaces, l'élévation du niveau de la mer et la désertification. En outre, ces gaz à effet de serre provoquent l'acidification des océans, l'appauvrissement de la couche d'ozone, la pollution par le smog et des changements dans la croissance et la nutrition des plantes. Les industries laitières

émettent également des particules qui entraînent une augmentation des dépôts de poussière sur les bâtiments avoisinants, les rendant vulnérables à la corrosion.

2.4 Normes des rejets

Le rejet des eaux usées, non traitées ou mal traitées, met en péril l'environnement et les ressources en eau. En effet, certaines eaux usées telle que les eaux laitières méritent une attention particulière car leurs niveaux de polluants potentiels dépassent généralement les niveaux jugés dangereux pour les eaux usées domestiques [211]. C'est pourquoi la réglementation mondiale impose des normes de rejet très strictes non seulement pour préserver l'environnement, mais aussi pour une éventuelle réutilisation des eaux usées. Ainsi, des méthodes de traitement appropriées sont nécessaires pour rester en conformité avec les limites imposées de rejet de fluide.

Le tableau 2.2 ; présente les lignes directrices sur les effluents du secteur laitier selon the world Bank report [212]. Les valeurs régisseuses pour les émissions et les rejets de procédés dans ce secteur sont indicatives des bonnes pratiques internationales de l'industrie, telles qu'elles sont reflétées dans les normes pertinentes des pays disposant de cadres réglementaires reconnus.

Tableau 2.2: Normes minimales pour le rejet des effluents de l'industrie laitière

Paramètre	Unité	Valeurs minimales standards
pH		6 – 9
DBO ₅	mg/l	50
DCO	mg/l	250
Azote total	mg/l	10
Phosphore total	mg/l	2
Huiles et graisses	mg/l	10
MES	mg/l	50
Augmentation de la température	C°	<3 ^b
Coliformes totaux	NPB ^a /100 ml	400
Principes actifs/ Antibiotiques	A déterminer en fonction de L'ATB	

DCO: demande chimique en oxygène, DBO₅: demande biologique en oxygène de cinq jours, pH :potentiel hydrogène.

^a NPB : Nombre le plus probable.

^b À la limite d'une zone de mélange scientifiquement établie qui tient compte de la qualité de l'eau ambiante, de l'utilisation des eaux réceptrices, des récepteurs potentiels et de la capacité d'assimilation.

A l'instar des pays du monde, l'Algérie a connu ces dernières années une hausse accrue de l'industrie alimentaire, en particulier l'industrie laitière en taille et en nombre. Ces unités, notamment les plus petites ; ne procèdent généralement pas au traitement de leurs eaux de rejet avant de les relâcher dans l'environnement proche, ces eaux usées finissent dans les rivières et les plans d'eau provoquant ainsi d'énormes problèmes environnementaux. Compte tenu aussi de l'indisponibilité des compilations de données concernant la pollution hydrique d'origine industrielle, le gouvernement algérien a promulgué des textes qui permettent de contrôler la qualité et la quantité des substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans la nature ou dans une station d'épuration ; telle que la loi n° 05-12 du 4 août 2005 du journal officiel de la république algérienne N° 3, relative à l'eau (Article 119), et le décret exécutif n° 09-209 du au 11 juin 2009 du journal officiel de la république algérienne N° 36, fixant les modalités d'octroi de l'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration.

Les valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration selon la législation algérienne sont présentées en Annexe 4.

2.5 Procédés de traitement des effluents laitiers

Depuis de nombreux siècles, l'homme a compris la nécessité de traiter les eaux usées afin de prévenir la pollution de l'environnement, et préserver la santé humaine.

Salgot & Folch (2018) décrivent que la gestion des eaux usées a été adopté dans plusieurs civilisations de l'âge de bronze (3200-1100 av. J.-C.) telle que la Crète et les îles de la mer Egée dans la Méditerranée ainsi que la vallée de l'Indus en Asie. Plus tard cette technique a été pratiqué dans la Grèce antique pendant les périodes archaïque (environ 750-480 av. J.-C.) et classique (environ 480-336 av. J.-C.) que les romains ont hérité et développé dans tout leur empire. Par la suite, les cultures islamiques ont imposé des normes d'hygiène religieuse qui ont conduit à la mise en place de systèmes d'assainissement adéquats - parfois en utilisant des structures grecques ou romaines existantes.

Le concept actuel d'assainissement a commencé à être mis en œuvre à la fin du 19^e siècle, avec un accent croissant sur le traitement des eaux usées industrielles.

Étant donné la particularité de l'industrie laitière ; il est préférable que les eaux usées soient traitées in situ au sein de l'usine elle-même afin de permettre leur réutilisation dans les opérations de production [214] [215].

Dans le cas où ces eaux sont évacuées pour un traitement ultérieur dans une station d'épuration municipale voisine -conçues pour traiter une quantité donnée de substances organiques ; il est recommandé de les soumettre à un traitement préliminaire. Cela implique l'élimination des huiles et des graisses qui ont tendance à adhérer aux parois du système principal, ce qui peut provoquer des problèmes de sédimentation dans les bassins de décantation, ainsi que la réduction de la DBO dans l'eau pour la rendre comparable à celle des eaux usées domestiques [184].

Bien que le traitement de l'eau puisse être coûteux et que la conformité aux normes de qualité des rejets strictes puisse représenter un fardeau pour les industries ; il est important que chaque unité de production laitière dispose de son propre système de traitement des eaux usées afin d'en réduire la charge polluante avant de les épandre dans la nature [3] [207] [216].

Le traitement des effluents laitiers consiste en un ensemble d'opérations d'épuration visant principalement à éliminer la matière organique et à rejeter l'eau résiduaire épurée dans le milieu naturel.

En général, les eaux usées sont soumises à un prétraitement, notamment mécanique, qui constitue une étape essentielle du traitement initial des déchets laitiers. Ce prétraitement nécessite des dégrilleurs, des dessableurs et des bassins d'écumage ou de sédimentation. Les dégrilleurs éliminent les gros matériaux flottants pour éviter les obstructions dans les canalisations. Les dessableurs éliminent les particules inorganiques lourdes telles que le sable. Les bassins d'écumage sont utilisés pour éliminer l'huile, la graisse, et les impuretés. Ensuite, les eaux usées s'écoulent lentement à travers un réservoir de sédimentation où les particules en suspension se déposent sous forme de boues, ce qui permet de baisser le taux de leur biodégradation entraînant ainsi une baisse de la DCO. Les procédures mécaniques traditionnelles sont efficaces pour réduire la charge organique et préparer les eaux usées en vue d'un traitement ultérieur [6] [167] [184].

Certains auteurs, tels que Ritambhara et *al.*, (2019) [169] et Kolev Slavov (2017) [195] ; ont proposé de classer les méthodes de traitement des effluents laitiers en trois niveaux, impliquant l'utilisation de diverses technologies (Figure 2.2) : Traitement primaire, secondaire et tertiaire.

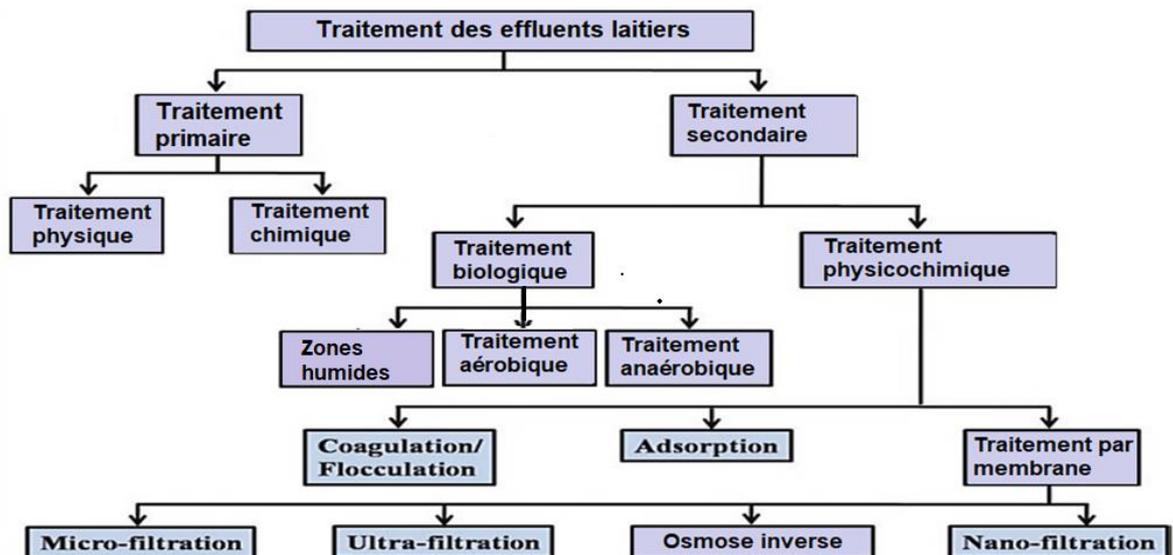


Figure 2.2: Aperçu des méthodes utilisées pour le traitement des eaux usées de l'industrie laitière [169]

2.5.1 Traitement primaire :

Les traitements primaires visent à séparer les solides en suspension des eaux usées. Ces systèmes traitent des effluents présentant des concentrations élevées de matières organiques et des valeurs significatives de DBO. Le traitement comprend des méthodes de filtrage physique et de traitement chimique [169] et [195].

2.5.2 Traitement secondaire :

Le traitement secondaire a pour objectif de diminuer les charges organiques et les matières en suspension encore présentes dans les eaux usées après le traitement primaire. Ce traitement met en œuvre plusieurs méthodes telles que le traitement physico-chimique, biologique, et les techniques de traitement par membrane. Ces méthodes peuvent être appliquées seules ou combinées. Diverses combinaisons de traitements aérobique-anaérobique, physico-chimique et membranaire peuvent être utilisées pour optimiser la gestion des eaux usées. Ces approches permettent d'économiser de l'énergie, d'améliorer le recyclage et d'obtenir des résultats prometteurs [169].

2.5.2.1 Traitements physicochimiques :

Les procédés physico-chimiques sont largement utilisés pour le traitement des eaux usées industrielles, notamment celles issues de l'industrie laitière. En raison de leur teneur élevée en

matières en suspension, notamment colloïdales ; les effluents laitiers sont généralement traités par coagulation et flottation conventionnelles [217]. L'ajout de coagulants provoque l'élimination des particules colloïdales dans l'eau responsables de la turbidité, par leur déstabilisation chimique où elles se transforment en floes, ainsi le processus de sédimentation ou de filtration est initié. Ces processus permettent de réduire les composés organiques responsables de l'augmentation des teneurs en DCO et en DBO rendant l'eau traitée plus propre [6] [167].

La performance d'un coagulant particulier dépend principalement de la qualité des eaux usées. Différentes combinaisons de coagulants tels que le chlorure de fer, le sulfate d'aluminium et l'hydroxyde de calcium ont donné des résultats prometteurs dans le traitement des effluents laitiers [169]. Cependant, malgré leur efficacité, ces technologies présentent des inconvénients, tels que le coût élevé des coagulants synthétiques et leur contribution potentielle à contaminer l'eau traitée et induire une pollution secondaire [218] [219] [220].

2.5.2.2 Traitement biologique

Les technologies biologiques sont considérées comme le moyen le plus adapté à traiter les effluents laitiers qui se caractérisent par des nutriments et de constituants organiques hautement biodégradables. Ces technologies impliquent des techniques aérobies et anaérobies [11] [216].

Le traitement aérobie implique l'utilisation d'organismes vivants en présence d'oxygène pour dégrader les composants organiques présents dans les effluents laitiers en favorisant leur croissance aux profits des matières organiques et les transforment en produits moins polluants, tels que le dioxyde de carbone et l'eau. Alors que le traitement anaérobie, se déroule en l'absence d'oxygène. Des bactéries anaérobies décomposent les matières organiques en produisant du biogaz et des sous-produits moins nocifs. Une combinaison de ces deux techniques, peut être utilisée pour optimiser l'efficacité du traitement [8].

Les méthodes biologiques les plus utilisées pour le traitement des eaux usées de laiterie selon Zhao, *et al.*, (2020) [221] ; sont les procédés des boues activées, les réacteurs séquentiels discontinus (SBR), le lit de boue anaérobie à écoulement ascendant (UASB), les filtres anaérobies, le bioréacteur à Membrane (MBR), le réacteur à biofilm à lit mobile, les contacteurs biologiques rotatifs, les filtres à ruissellement, les lagunes aérées, et les zones humides artificielles.

Nonobstant l'efficacité des techniques de traitement biologiques qui a été justifiée dans plusieurs articles de recherche publiés ; ces techniques présentent certains inconvénients ; tels que la dégradation lente et que partielle de certains nutriments par les techniques anaérobies, entraînant des délais de traitement plus longs, le cout élevé et la nécessité de beaucoup d'Energie de certains procédés aérobies, en outre les conditions climatiques, et la nécessité de recycler les boues [193].[222]

Parmi toutes les méthodes biologiques de traitement des eaux, la technique des zones humides artificielles est considérée comme le choix privilégié. Cette approche est respectueuse de l'environnement et est souvent qualifiée de "technologie verte". De plus, elle requiert une consommation énergétique moindre et entraîne des coûts d'exploitation réduits.

Les "zones humides artificielles" sont des bassins ou des systèmes conçus pour reproduire les fonctions des zones humides naturelles, dans lesquelles les microorganismes et les plantes jouent un rôle essentiel dans le traitement biologique des eaux usées impliquant une technique appelée "phytotechnologie".

2.5.2.3 Traitement par membrane

Les technologies membranaires sont largement utilisées avec succès dans le traitement des eaux usées de l'industrie laitière ; notamment celle faiblement chargée [195].

Sinha, (2019, atteste que Les procédés membranaires offrent une séparation efficace des solides, des polluants et des contaminants dissous, et fonctionnent de manière optimale à basse température, ce qui permet une récupération élevée de produits, de plus, ils sont économes en énergie. Cependant, les coûts d'équipement sont élevés, et les membranes peuvent se colmater, entraînant une réduction du débit des perméats.

D'après Ritambhara et *al.* (2019); les techniques de filtration par membranes sont efficaces pour éliminer les particules fines, les sels dissous et même certains polluants organiques, ils sont considérés comme supérieurs aux procédés biologiques conventionnels en raison de leur plus grande efficacité de dégradation et de la meilleure qualité de l'eau traitée qu'ils offrent. Il existe plusieurs types de procédés de filtration membranaire qui utilisent des membranes classées selon le type et la tailles de pores [167], et aussi selon le type et la taille des constituants qu'elles séparent de l'eau [223]. Gaid (2022) ajoute ; que le choix optimal de la membrane ne repose pas sur sa sélectivité maximale, mais sur sa capacité à être suffisamment

sélective pour atteindre les objectifs définis, tout en offrant des coûts de fonctionnement et d'investissement optimaux.

Les procédés membranaires sont classés en ultrafiltration, microfiltration, nanofiltration et osmose inverse [167]. Le transfert des eaux usées traitées à travers la membrane se produit grâce à une force motrice, qui peut être un gradient de concentration, un potentiel électrique, ou une pression [224].

Dans les systèmes d'osmose inverse, on utilise l'acétate de cellulose comme matériau de membrane, avec une épaisseur de 100 μm . La nanofiltration, quant à elle, présente des pores de membrane variant entre 0,5 et 1,5 nm. Ce procédé permet de filtrer les sels, de réduire les MES, la dureté, l'odeur et la couleur, et d'éliminer les métaux lourds de l'eau [225].

La microfiltration et l'ultrafiltration sont des techniques conçues pour la séparation solide/liquide en éliminant les particules et les macromolécules. Elles agissent comme des barrières pour les matières en suspension, les colloïdes, les bactéries et les parasites. La microfiltration vise principalement à retenir les particules de taille comprise entre 0.1 et 5 μm , tandis que l'ultrafiltration concerne les particules de taille entre 0.1 et 0.01 μm elle est même capable d'éliminer les virus [223].

Il convient de noter que d'après certains auteurs tels que Nqombolo et *al.*, (2018), les procédés membranaires peuvent être appliqués comme un procédé tertiaire pour filtrer les eaux usées provenant d'un traitement secondaire, permettant ainsi leur utilisation pour la consommation humaine et d'autres usages.

2.5.2.4 Traitement tertiaire :

Outre les technologies de traitement secondaire, il est souvent nécessaire d'utiliser des technologies tertiaires, dites également « traitements avancés, ou de récupération ». Ces technologies visent à éliminer davantage de nutriments, de solides en suspension, de micro-organismes ou d'autres polluants résiduels des eaux usées afin d'atteindre des haut-standards de la qualité. Elles peuvent être de nature chimique, physique ou biologique, et elles peuvent être utilisées individuellement ou combinées, et sont conçues pour améliorer encore la qualité de l'eau traitée en vue de sa réutilisation ou de son rejet dans l'environnement.

2.5.3 Technologies de traitements avancées

Il convient de souligner qu'il existe plusieurs méthodes avancées de traitement des eaux usées parmi lesquelles on peut citer :

- **L'électrocoagulation** : Une technique d'électrolyse qui permet d'éliminer les particules colloïdales en suspension, les colorants, les métaux, des déchets inorganiques et organiques [167]. Cette technique est également efficace pour éliminer l'huile et la DCO des effluents laitiers [227].

- **L'adsorption** : C'est un processus où un matériau solide, tel que le charbon actif, qui joue un rôle essentiel dans l'élimination de grandes quantités de matière organique non biodégradable des eaux usées. L'utilisation d'un adsorbant à base de balle de riz et de charbon actif dans le traitement des eaux usées laitières a permis de retirer les polluants organiques et de baisser efficacement la DCO et la DBO [228] [229].

- **Le traitement en bioréacteur à membrane (MBR)** : C'est une technologie hybride qui a été largement reconnus pour son efficacité dans l'élimination des micropolluants, des polluants organiques persistants et des polluants peu biodégradables. Cette technique a démontré une grande capacité à traiter des effluents provenant des industries laitières [230] [231] [232].

- **Les systèmes bio électrochimiques** : C'est des nouvelles technologies prometteuses, qui englobent les piles à combustible microbiennes (MFC) et les cellules d'électrolyse microbienne (MEC). Ces technologies offrent la capacité de convertir la matière organique présente dans les eaux usées en électricité (MFC) ou en hydrogène (MEC). Un avantage majeur de ces systèmes est leur efficacité énergétique élevée, ce qui en fait des solutions économiquement avantageuses. De plus, ils génèrent une quantité extrêmement faible de biomasse [15].

Ces deux systèmes MFC et MEC, ont fait l'objet de nombreuses études en ce qui concerne leur application potentielle dans le traitement des eaux usées issues de l'industrie agroalimentaire, y compris les industries laitières [220] [233] [234] [235] [236].

Toutes les technologies de traitement précédemment mentionnées sont succinctement définies dans Annexe 5.

Ces technologies de traitement peuvent être combinées développant des procédés hybrides qui offrent des perspectives prometteuses pour une gestion efficace des eaux usées. Par exemple ; en combinant le traitement aérobie et anaérobie, on obtient de meilleurs résultats. Les méthodes de traitement physico-chimique peuvent également être associées au traitement aérobie et anaérobie pour réduire la consommation d'énergie et améliorer le recyclage. De plus, les méthodes de traitement membranaire peuvent être combinées avec les méthodes de traitement primaire, biologique ou physico-chimique.

L'efficacité d'un traitement est évaluée en fonction de la qualité finale de l'eau ou par la comparaison entre la qualité initiale et la qualité finale, en prenant en compte des paramètres définis liés à la qualité biologique et aux contaminants. Cette évaluation est communément appelée "validation" des traitements, et elle est parfois incluse dans les réglementations gérant la réutilisation des eaux usées [213]. De plus ; même si l'élimination totale des eaux usées n'est pas possible, il est important de réduire leur volume et leur force dans les usines [216]. Pour cela, plusieurs mesures peuvent être prises, comme la réduction de la consommation d'eau, la réutilisation des eaux usées, la modification du processus de fabrication et l'adoption de bonnes pratiques d'entretien ménager. Hernández-Botello et al., (2022) [237] proposent aussi de récupérer les eaux usées de points spécifiques avant d'être mélangées pour éviter des combinaisons complexes et de les traiter afin de réduire le coût et l'énergie. Cependant ; ces mesures ne doivent pas affecter la qualité du produit fini ni endommager les machines [213].

2.6 Recyclage et réutilisation des eaux usées laitières

Les ressources en eau douce sont principalement utilisées par l'agriculture, qui représente près de 70% de tous les prélèvements d'eau selon la FAO [238], d'autre part, l'industrie alimentaire reste le plus grand consommateur d'eau et d'énergie [239] ; elle occupe la troisième place en termes de consommation d'eau et de rejets d'eaux usées [240].

Des politiques de gestion d'eau et des ressources en eau et du développement durable doivent être reconsidérées, et des ressources alternatives doivent être recherchées afin de maintenir la qualité des masses d'eau et de minimiser les prélèvements sur l'environnement. L'une de ces options est la réutilisation des eaux usées.

Le recyclage des eaux usées présente des avantages majeurs. En effet, cette pratique permet non seulement de réutiliser les eaux usées, mais elle contribue également à protéger les réserves d'eau en réduisant les quantités d'eau prélevées dans les sources naturelles, et préserver

l'eau douce potable pour d'autres usages de meilleure qualité. Ainsi, le recyclage des eaux usées offre une approche novatrice en considérant ces eaux comme une ressource exploitée dans le cadre du programme du développement durable, plutôt que de les considérer comme de simples déchets à éliminer [241].

La réutilisation de l'eau est plus couramment pratiquée dans les régions du monde où cette ressource est limitée, telles que le Moyen-Orient, l'Australie et le sud-ouest des États-Unis. Elle est également répandue dans les régions où des restrictions sévères sont imposées concernant l'évacuation des eaux usées traitées, notamment en Floride, dans les régions côtières et insulaires de la France et de l'Italie, ainsi que dans les pays densément peuplés d'Europe tels que l'Angleterre et l'Allemagne. De plus, dans les pays où il existe des disparités dans la répartition régionale des ressources en eau, le recyclage et la réutilisation de l'eau sont également très répandus [16] [242].

Bustillo *et al.*, (2015) et Hernández-Botello (2022) soulignent que la réutilisation des eaux usées exige un traitement efficace pour garantir la qualité de l'eau obtenue. Cependant, dans le contexte de l'industrie agroalimentaire, cette approche devient un véritable défi en raison de la complexité de ses effluents. Plusieurs facteurs contribuent au développement de cette pratique : les ressources en eau et la pression croissante qu'elles subissent, les type et les volumes des eaux usées, les intérêts économiques, sanitaires, socioculturels et environnementaux locaux, ainsi que le développement de l'ingénierie et de la recherche dans le domaine de l'eau [211] [239].

Barbera & Gurnari, (2018) identifient deux catégories de réutilisation des eaux usées : la réutilisation directe et indirecte. La réutilisation directe implique l'utilisation des eaux usées traitées directement pour des usages tels que l'irrigation agricole ou les besoins industriels, avec ou sans traitement supplémentaire pour satisfaire aux exigences de qualité spécifiques. La réutilisation indirecte, quant à elle, consiste à récupérer et à traiter les eaux usées pour les réintroduire dans le cycle naturel de l'eau, comme les cours d'eau, les rivières, les lacs ou les aquifères, ou pour les retourner à une usine pour un nouvel usage. L'avantage de la réutilisation indirecte réside dans le contrôle accru des niveaux de contaminants dans les eaux réceptrices, sous réserve que ceux-ci soient inférieurs à ceux de l'eau recyclée.

Plusieurs auteurs ont étudié les possibilités de la réutilisation des eaux usées, notamment dans le domaine de l'agriculture pour l'irrigation. Parmi ces auteurs : Tekerlekopoulou (2020) ,

Becerra-Castro, *et al.*, (2015), Christou *et al.*, (2017), Igoud *et al.*, (2017), Djemil, *et al.*, (2018), et Libutti, *et al.*, (2018), Ghernaout (2020), et d'autres. Dans leurs travaux ils mettent en évidence les opportunités et les avantages de réutiliser les eaux usées traitées de manière sûre et durable, comme source alternative d'eau pour l'irrigation agricole.

Selon l'étude de Prazeres *et al.*, (2016), les plants de tomates irrigués avec des eaux usées de fromagerie prétraitées ont montré une amélioration significative de la qualité des fruits. Trantino *et al.*, (2017) [250] ont également irrigué des tomates et des brocolis avec des eaux usées traitées de l'industrie de transformation des végétaux, leurs résultats ont montré une amélioration de la fertilité du sol, qui a conduit à une augmentation significative des nutriments dans les tomates.

Dans leurs études, Sdiri *et al.* (2020) [251] ont utilisé des effluents laitiers traités pour irriguer les arbres d'olivier de la variété Chemlal en Tunisie. Leurs résultats ont démontré que l'utilisation de ces eaux usées traitées n'affecte pas la qualité de l'huile d'olive et n'entraîne aucune dégradation de celle-ci.

Dans leurs études respectives, Wang *et al.*, (2019) [219], ainsi que Srivastava (2020) [252], ont examiné les opportunités de réutilisation des eaux usées laitières, qu'elles soient traitées ou non traitées, en agriculture. Ils ont constaté que l'utilisation d'eaux usées laitières en irrigation peut contribuer à la fertilisation du sol. Ces eaux usées sont riches en éléments minéraux tels que l'azote, le phosphore et le potassium, ce qui permet de réduire ou de remplacer l'utilisation d'engrais chimiques par les agriculteurs.

D'autres études menées par Lal *et al.*, (2013) [253], ont démontré que l'irrigation avec des eaux usées entraînait une augmentation significative des rendements des cultures non comestibles, telles que la citronnelle ou les rosiers. Tsoutous *et al.*, (2013) [254], ont pareillement constaté que l'irrigation par des eaux usées a amélioré la qualité des huiles récupérées à partir des cultures de tournesol et de ricin.

D'autres auteurs, tels que Maryam & Büyükgüngör., (2019) [255] ; Akhoundi & Nazif., (2020) [256] ; soulignent que l'utilisation des eaux usées traitées peut s'étendre à divers domaines, notamment l'irrigation des jardins et des espaces publics, la recharge des réservoirs d'eau souterrains et des usages industriels tels que le refroidissement.

Une autre possibilité de réutilisation des eaux laitières traitées consiste à les utiliser comme milieux de culture des algues pour la production de biocarburant [219]. De plus, après traitement par un bioréacteur à membrane, ces eaux usées peuvent également être utilisées dans le processus de production [230].

Dans leur étude Tatoulis *et al.*, (2018) ont examiné la possibilité de réutiliser les eaux usées alimentaires en tant que source potentielle de carbone et de matière organique pour les utiliser dans le traitement des eaux industrielles et dans la réduction biologique du chrome.

L'objectif ultime d'une gestion efficace de l'eau est d'équilibrer l'offre et la demande de cette ressource et de préserver la qualité des masses d'eau, ce qui garantit la sécurité alimentaire. L'utilisation des eaux usées traitées dépend principalement de la qualité de l'eau obtenue après traitement. Pour cela, il est nécessaire d'utiliser plusieurs approches de contrôle afin d'évaluer si l'effluent répond aux normes de qualité établies et s'il peut être réutilisé en toute sécurité.

L'utilisation des eaux usées traitées est soumise à des normes et recommandations visant à préserver l'environnement et la santé humaine. Depuis 1982, l'OMS a conduit des recherches pour établir des bases scientifiques solides pour ses recommandations. En 1989, cela a conduit à la publication des "Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture" ou "Recommandations sanitaires pour l'utilisation des eaux usées en agriculture et aquaculture". Ces recommandations ont été révisées plus tard, en intégrant de nouvelles études épidémiologiques.

Pour élaborer ces nouvelles normes, l'OMS a utilisé deux approches complémentaires. D'une part, des études épidémiologiques empiriques ont été menées, accompagnées d'études microbiologiques portant sur la transmission des agents pathogènes. D'autre part, une évaluation quantitative des risques a été réalisée en se basant sur un modèle applicable aux agents pathogènes sélectionnés. Cette combinaison d'approches a permis de développer un outil puissant pour établir des recommandations, avec un rapport coût/efficacité avantageux et une assurance de protection de la santé publique [258]. Ces normes ont une portée internationale et sont spécialement conçues pour être adaptées aux pays en développement. Elles établissent le seuil critique au-delà duquel la préservation de la santé publique n'est plus assurée. Parmi ces normes, la norme ISO 16075-2015, qui joue un rôle significatif. Elle se focalise sur le traitement et la réutilisation des eaux usées dans le contexte des projets d'irrigation agricole.

Son objectif est d'optimiser les avantages tout en minimisant les risques associés à l'utilisation d'eau recyclée dans les systèmes d'irrigation destinés à l'agriculture.

Les recommandations microbiologiques révisées de l'OMS [259] pour le prétraitement des eaux usées avant leur utilisation en agriculture sont synthétisées de manière concise dans Annexe 6.

Pour garantir la mise en œuvre effective de ces directives, il est impératif d'établir des mécanismes d'inspection et de surveillance visant à évaluer leur application.

CHAPITRE III :

**ESSAI DE PHYTORÉMEDIATION DES
EFFLUENTS LAITIERS ET CULTURE DE L. MINOR**

3 ESSAI DE PHYTOREMÉDIATION DES EFFLUENTS LAITIERS ET CULTURE DE *LEMNA MINOR*

L'essai vise à évaluer l'efficacité de l'utilisation de *L. minor* pour le traitement des effluents laitiers en comparant les concentrations initiales et finales des polluants, ainsi qu'en surveillant le développement de la plante dans ces effluents en tant que support de culture afin d'évaluer leur impact sur sa croissance.

3.1 Matériel et méthodes

3.1.1 Matériel végétal

Des colonies de lentilles d'eau (*L. minor*) ont été prélevées dans un étang artificiel d'eau douce situé dans le jardin d'essai d'El Hamma, à Alger. ALGERIE (36° 44' 53" nord, 3° 04' 34" est) . L'identification de la plante a été réalisée en observant sa morphologie conformément à la description fournie par Caldwell (1899).

Les spécimens de *L. minor* ont été acheminés au laboratoire dans des sacs en plastique, où ils ont été minutieusement nettoyés pour éliminer les dépôts de sédiments et les larves d'insectes. Ensuite, une désinfection a été effectuée en les trempant dans une solution d'hypochlorite de sodium à une concentration de 0,5 % pendant une à deux minutes, suivie d'un rinçage délicat à l'eau claire. Par la suite, les lentilles d'eau ont été cultivées pendant une période de 15 jours dans un bac rempli d'eau du robinet, afin de favoriser leur adaptation et d'harmoniser leur croissance. Cette phase de culture a eu lieu dans une enceinte thermostatique maintenant une température de 22 ± 2 °C, avec une alternance de 16 heures de lumière (à une intensité de 4000 Lux) et de 8 heures d'obscurité [112].

3.1.2 Préparation et collecte des effluents laitiers

Un effluent laitier reconstitué (ELS) a été préparé en dissolvant 4 g de lait en poudre de dans 1 litre d'eau du robinet. Cette méthode, utilisée par plusieurs chercheurs tels que Kushwaha et *al.*, (2013) et Ramasamy et *al.*, (2004) , a été adoptée car à cette concentration, l'eau usée ainsi préparée présente les mêmes caractéristiques qu'une eau usée laitière, comme indiqué par diverses sources [193] [15] [191]. En conséquence, 20 litres d'ELS ont été préparés et conservés dans des contenant en polyéthylène à une température de 4 °C.

L'effluent laitier réel (ELR) a été collecté depuis le canal venturi de l'unité laitière Beni Tamou (Lactalis), localisée dans la zone industrielle à 10 km au nord de Blida. Algérie. Cette unité laitière traite environ 200 000 m³ d'eau adoucie pour la production annuelle, avec une

capacité de traitement de 340 000 L de lait par jour et une production moyenne d'eaux usées de 168 000 m³/an, dirigées vers la station d'épuration de l'unité où elles sont traitées.

Pour les besoins de l'expérimentation, 20 litres d'effluent laitier réel (ELR) ont été acheminés au laboratoire dans des récipients en polyéthylène t et conservés à 4 °C jusqu'à leur utilisation.

La mesure de la demande chimique en oxygène (DCO) des échantillons a révélé des valeurs de 2098 mg/l pour l'ELS et de 3608 mg/l pour l'ELR. En conséquence, à partir de chaque type d'eau usée laitière, deux effluents ont été préparés : l'un sans dilution et l'autre dilué à 50 % avec de l'eau potable du robinet (pH = 8, CE = 1091 µS/cm).

3.1.3 Méthodes expérimentales

Les valeurs de départ des paramètres physico-chimiques des effluents examinés ont été évalué : le pH (potentiel hydrogène), la CE (conductivité électrique), les MES (matières en suspension), la DCO (demande chimique d'oxygène), le NT (azote total) et le PT (phosphore total).

3.2 Test de phytoremédiation

40 frondes de lentilles d'eau ont été transféré dans des bécchers en verre contenant 400 ml de milieu de culture, comprenant l'effluent laitier reconstitué (ELS), l'effluent laitier réel (ELR), les effluents reconstitués dilués (ELSD) et les effluents laitiers réels dilués (ELRD). Des bécchers remplis d'effluents ELS*, ELR* non peuplés de lentilles d'eau ont également été préparés comme témoins afin d'examiner les changements dans les propriétés des effluents en l'absence de *L. minor* afin d'évaluer sa capacité de phytoremédiation

Afin de prévenir une évaporation excessive de l'eau, tous les bécchers ont été recouverts de film alimentaire. À l'aide d'une aiguille, de petits trous ont été faits pour permettre la libération de l'excès d'humidité. Ensuite, les bécchers ont été placés dans une chambre de culture où les conditions de température et d'éclairage sont celles utilisées pour l'acclimatation de *L. minor*. Ces conditions ont été maintenues constantes pendant la période d'essai.

Pour chaque jour de collecte, toutes les expériences ont été triplé par milieux de culture (effluents) y compris des effluents témoins. Cette expérience a utilisé un total de 72 bécchers. Le plan de l'essai de la phytoremédiation est illustré dans la figure 3.1.

Pendant dix jours, des échantillons d'eau usée ont été prélevés le premier, le quatrième, le septième et le dixième jour.

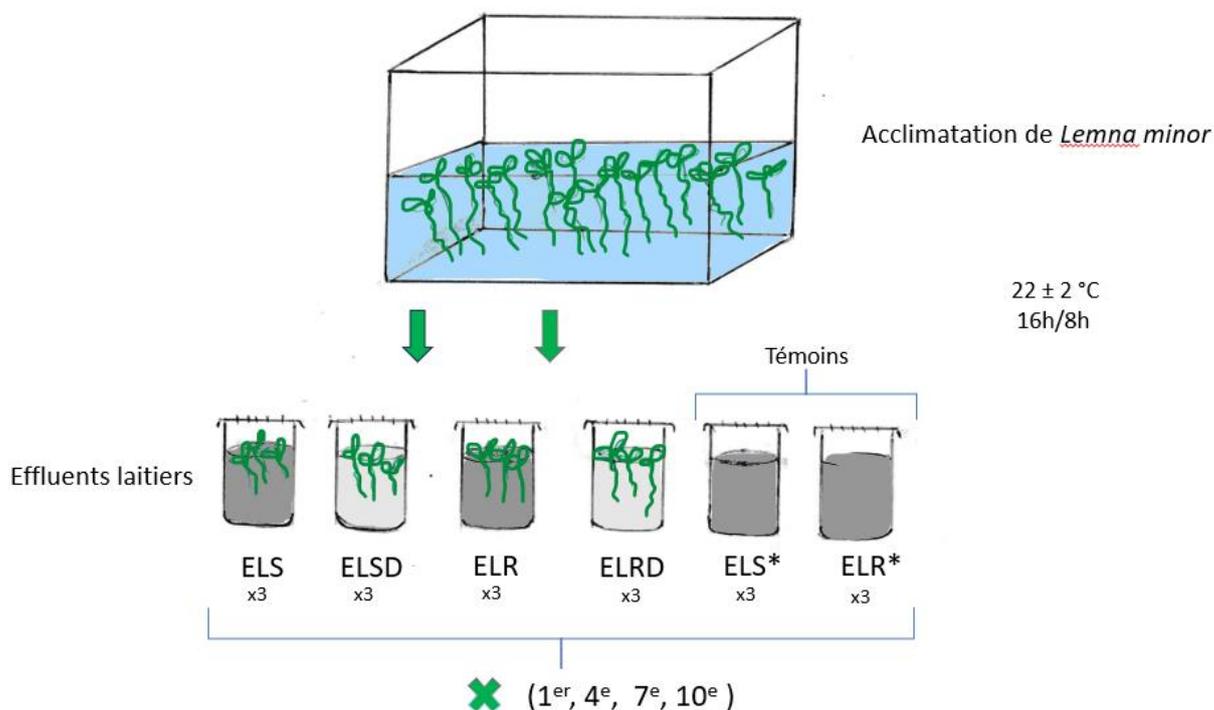


Figure 2.1 : Plan du test de la phytoremédiation

Les mesures du pH et de la conductivité ont été effectuées sur le terrain (in situ), puis les échantillons prélevés ont été conditionnés selon la norme AFNOR NF EN 25667-16 (ISO 5667). Cette norme précise les précautions à prendre lors du transport des échantillons (réfrigération à 4°C), etc... puis acheminés au laboratoire où nous avons procédé immédiatement à mesurer les paramètres physico-chimiques mentionnés précédemment, afin de surveiller leurs changements dans un délai qui n'excédait pas 24h.

Les méthodes d'analyses physico-chimiques des échantillons sont présentées dans la section suivante.

3.2.1 Méthodes d'analyse physico-chimiques des échantillons.

Tous les paramètres de surveillance des effluents étudiés, ainsi que leurs méthodes d'analyse sont présentés ci-dessous. Les mesures ont été effectuées en triple et la valeur moyenne a été prise.

3.2.1.1 Dosage du pH

La détermination du pH a été effectuée à l'aide d'un pH-mètre Hanna Model HI 2211 (précision de +0,01). Les lectures ont été prises à une température de 20°C pour les échantillons, après que l'appareil ait été étalonné en utilisant des solutions tampons de pH 4, 7 et 10.

3.2.1.2 Dosage de la conductivité électrique

La CE a été déterminée à l'aide d'un conductimètre Hanna HI 2315 (précision à 20 °C : +1 % de la pleine échelle, sauf erreur de sonde). Les sondes ont été étalonnées dans les plages de 0 à 10 µS/cm en utilisant des solutions tampons.

3.2.1.3 Dosage des matières en suspension

Les MES ont été quantifiées selon la méthode 160.2 de l'EPA des États-Unis (USEPA 1999), identique à la technique de filtration à travers des filtres en fibre de verre selon la norme internationale (ISO 11923 :1997).

À l'aide d'un appareil de filtration sous vide ou sous pression, l'échantillon est filtré sur un filtre en fibres de verre borosilicaté. Le filtre est ensuite séché à 105°C et la masse du résidu retenu sur le filtre est déterminée par pesée.

La teneur en matières en suspension en mg/l a été calculée, à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{MES} = \frac{M_1 - M_0}{V \times 1000}$$

Où :

M_0 , et M_1 : représentent la masse du disque filtrant avant et après utilisation respectivement.

V : est le volume d'eau filtré.

3.2.1.4 Dosage du taux de la demande chimique en oxygène

La DCO a été déterminée par la méthode du dichromate selon la norme internationale (ISO 6060 :1989).

L'échantillon est soumis à une oxydation à chaud pendant une durée de 120 minutes à une température de 148°C par le dichromate de potassium contenant un sel de mercure II, en présence l'acide sulfurique- sulfate d'argent. Après écoulement du temps programmé (120 min) et refroidissement, l'excès du dichromate est titré par une solution de sulfate de fer II et d'ammonium en présence de 1 à 2 gouttes de la solution d'indicateur féroïene.

Le Calcul de la DCO est fait partir de la quantité de dichromate réduit. Où, une mole de dichromate (Cr_2O_7) est équivalente à 1,5 moles d'oxygène (O_2).

La DCO, exprimée en mg/l, est calculée à partir de la quantité de dichromate réduite par la formule :

$$\text{DCO (mg/l)} = \frac{8000 \times c (V_1 - V_2)}{V_0}$$

Où:

c : est la concentration en quantité de matière, exprimée en moles par litre, de la solution de sulfate de fer et d'ammonium,

V_0 : est le volume, en millilitres, de la prise d'essai avant dilution (s'il y a lieu)

V_1 : est le volume, en millilitres, de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisé pour l'essai à blanc.

V_2 : est le volume, en millilitres, de la solution de sulfate de fer et d'ammonium utilisée pour la détermination.

8000 : est la masse molaire, en milligrammes par litre, de $1/2 \text{ O}_2$.

NB : En parallèle de chaque série de détermination, des essais à blanc et témoins doivent être effectué en suivant le même protocole opératoire, mais en remplaçant la prise d'essai par 10ml d'eau et 10ml de la solution étalon de référence, respectivement, où l'essai témoin permet de vérifier la pureté des réactifs.

3.2.1.5 Dosage de l'azote total

L'azote total est défini comme étant la teneur en azote organique et ammoniacal contenus dans l'échantillon. Il a été déterminé par la méthode de Kjeldahl après minéralisation avec du sélénium selon la norme internationale (ISO 5663 :1984)

Les composés azotés de l'échantillon sont convertis par minéralisation à chaud en utilisant l'acide sulfurique et un catalyseur en sulfate d'ammonium et en pastille de sélénium afin de former les sulfates d'ammonium, à partir duquel l'ammoniac est libéré après refroidissement et distillé en vue d'une détermination ultérieure par l'acide borique (indicateur) et une solution d'hydroxyde de sodium. Le distillat est titré à l'aide de l'acide chlorhydrique jusqu'à virage de la couleur ou le volume ajouté est enregistré.

La concentration en azote de Kjeldahl, en mg/l, est calculée à l'aide de la formule exprimée dans l'équation suivante :

$$NTK = \frac{V_1 - V_2}{V_0} \times c \times 14.01 \times 1000$$

Où :

V_0 : est le volume, en ml, de la portion d'essai

V_1 : est le volume, en ml, de l'acide chlorhydrique volumétrique standard utilisé pour la titration

V_2 : est le volume, en ml, de l'acide chlorhydrique volumétrique standard utilisé pour la titration dans le test blanc.

c : est la concentration exacte, exprimée en moles par litre, de l'acide chlorhydrique utilisé pour la titration

14,01 : est la masse atomique relative de l'azote.

Le résultat peut être exprimé sous forme de concentration massique d'azote, NK, en mg/l, ou sous forme de concentration de quantité de matière d'azote, CN, en $\mu\text{mol/l}$.

Pour convertir KN en CN ; KN est multiplié par 71,4.

NB : Un test a blanc doit être effectué selon le même protocole opératoire, mais en utilisant 250 ml d'eau à la place de la portion d'essai, où le volume de l'acide hydrochlorique ajoutée est enregistré.

3.2.1.6 Dosage du phosphore total

Les teneurs en phosphore total, exprimées en mg/l ont été déterminé par la méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium selon la norme internationale (ISO 6878 :2004).

40 ml d'échantillon pour essai est transféré dans un ballon Kjeldahl, après avoir ajusté son acidité à $\text{pH} \approx 1$.

L'échantillon a été soumis à une digestion à chaud par l'acide nitrique- acide sulfurique jusqu'à obtention d'une couleur limpide ou incolore, jusqu'à l'apparition de fumé blanche. Pendant que la solution se refroidit son pH est à nouveau ajusté jusqu'à une plage de $\text{pH} = 3-10$.

Une fois la solution refroidit elle est transférée dans une fiole jaugée ; où 1ml d'acide ascorbique, puis 2 ml de solution II de molybdate d'acide d'ammonium sont incorporés avec de l'eau afin d'accomplir le développement de la coloration.

Parallèlement au dosage, un essai à blanc est effectué en suivant le même protocole opératoire, mais en remplaçant la prise d'essai par l'eau.

Des solutions d'étalonnage sont aussi préparées à base de solution étalon d'ortho phosphate qui représentent des concentrations en orthophosphate allant de 0.04 à 0.4 mg/l, qui sont traitées par le même protocole opératoire.

L'absorbance des prises d'essai et du témoin ainsi que les solutions d'étalonnage est mesuré par un spectromètre de type à prisme à réseau ou à filtre à 700 nm au bout d'une durée comprise entre 10 et 30 min. La mesure de l'absorbance des solutions d'étalonnage permet d'établir une courbe et de déterminer la pente.

La concentration en phosphore total (PT) est exprimée en mg/l, à l'aide de l'équation suivante :

$$PT = \frac{(A - A_0) V_{max}}{f \times V_s}$$

Où :

A : est l'absorbance de la prise d'essai.

A_0 : est l'absorbance de l'essai à blanc.

f : est la pente de la courbe d'étalonnage, exprimée en l/mg.

V_{max} : est le volume de la fiole jaugée (50 ml), exprimé en ml.

V_s : est le volume réel de la prise d'essai, exprimé ml

3.2.1.7 Calcul du taux d'élimination :

Le taux d'élimination ou l'efficacité d'élimination (R) de CE, MES, DCO, NT et TP par *L. minor* en pourcentage a été calculée sur la base de l'équation utilisée par Kamyab et *al.*, (2017):

$$R (\%) = \frac{C_t - C_0}{C_0} \times 100$$

Où ;

C_0 : représente la concentration initiale, et C_t la concentration au temps d'intérêt t .

3.3 Test de culture *L. minor*

En parallèle du test de la phytoremédiation, le potentiel de *L. minor* à tolérer les effluents laitiers comme milieux de croissance a été mis en question, et ceci à travers le suivi du développement de sa biomasse.

Des flacons en verre contenant 400 ml de milieux de culture (ELS, ELSD, ELR, ELRD et l'eau de robinet E comme témoin), dans lesquels 40 frondes de *L. minor* ont été inoculées. Tous les flacons étaient scellés avec un film plastique perforé pour minimiser l'évaporation de l'eau et étaient placés dans une chambre thermostatique avec les mêmes conditions appliquées pendant les tests de phytoremédiation. Chaque milieu expérimental a été répliqué trois fois et la valeur moyenne a été prise. (Le plan de l'expérience ressemble à celui présenté dans la figure 3.1).

Le taux de croissance relative (TCR) est déterminé à la fin de l'expérience de deux manières : la première sur la base du nombre de frondes (TCR/F), et la deuxième sur la base de la biomasse (TCR/B) en poids frais à l'aide de la formule de Radic'et *al.*, (2011) [263] :

$$TCR / jour = \frac{\ln Y_f - \ln Y_i}{t}$$

Où :

Y_i et Y_f : représentent la biomasse ou le nombre de fronde initial et final respectivement.

t : est le temps en jours

\ln : est le logarithme naturel.

3.4 Étude statistique

Les résultats ont été traité statistiquement en utilisant le logiciel IBM SPSS Statistics, version 25. Les différences entre les moyennes ont été réalisé à travers une analyse de variance à un facteur (ANOVA), complétée par des tests post hoc de Tukey, qui a permis d'identifier les paires de groupes présentant des différences significatives, avec un seuil de signification établi à $p < 0,05$. De plus, une analyse de corrélation de Pearson a été utilisée pour rechercher d'éventuelles relations entre les paramètres mesurés. Les graphiques, créés avec précision, ont été générés en utilisant le logiciel Origin Pro-2021.Northampton, Massachusetts, États-Unis. Toutes les valeurs présentées dans les graphiques sont exprimées sous forme de moyennes accompagnées de l'erreur type.

3.5 Résultats et discussion

3.5.1 Variations du pH

La figure 3.2 présente les variations des valeurs de pH des échantillons des effluent laitiers étudiés.

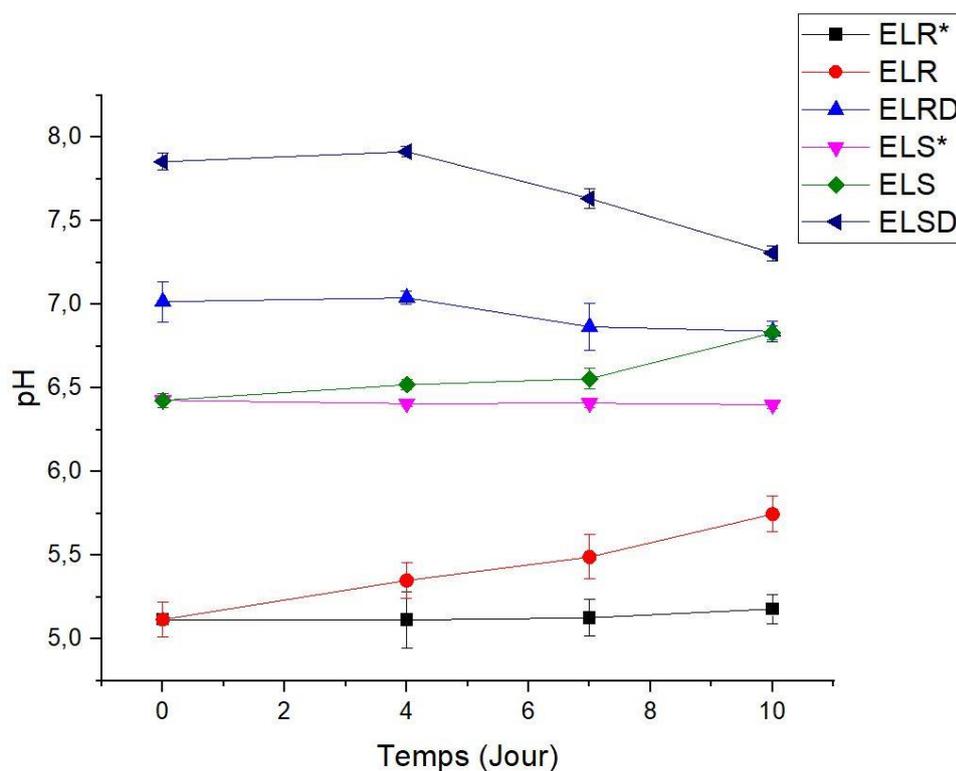


Figure 3.2: Valeurs moyennes du pH des échantillons.
Les valeurs initiales sont indiquées au temps (0)

Les valeurs du pH initiales pour les effluents laitiers non dilués, réels et synthétiques, étaient dans la plage acide (5 ± 0.1 et 6.4 ± 0.04 respectivement), tandis que pour les effluents dilués, les valeurs avaient tendance à augmenter pour atteindre un pH neutre, ELRD (7 ± 0.08), et ELSD (7.9 ± 0.1), probablement en raison de l'utilisation de l'eau de robinet qui est de pH alcalin égal à 8.

Il est constaté que, contrairement aux échantillons des effluents laitiers traités par *L. minor*; les valeurs des témoins ont tendance à se déplacer vers la plage acide avec des variations mineures. Le pH de ELR* est passé à 5.12 ± 0.01 , et le pH de ELS* à 6.42 ± 0.01 , ce qui a été confirmé par le test post hoc de l'analyse ANOVA, qui a dévoilé que les valeurs de pH des échantillons d'effluents traités par *L. minor* étaient statistiquement différentes de celles des témoins ($p < 0.05$) et qu'il y avait des différences significatives entre les effluents traités dilués et non dilués ($p < 0.05$). Le pH a faiblement augmenté dans les effluents laitiers non dilués, ou il a atteint 5.82 ± 0.11 chez ELR, et $6.3 \pm$ chez ELS, en restant toujours dans la plage acide, tandis qu'il a diminué dans les effluents dilués, ELRD (6.5 ± 0.07) et ELSD (7.3 ± 0.08).

La valeur du pH pendant la phytoremédiation semble être un facteur extrêmement essentiel car il influence l'adsorption et la désorption des polluants, ainsi que leur disponibilité pour les racines des plantes et leur transport dans les cellules [264]. Le pH doit rester dans les plages appropriées pour la croissance des plantes [265].

Comme ^A montre les résultats; les valeurs du pH des effluents laitiers à traiter sont propices à la croissance de la lentille d'eau, qui, requiert une plage de pH de 5 à 9 [266], sachant que les lentilles d'eau ont une tendance à modifier le pH de leur environnement pour améliorer leurs conditions de croissance (Small, 1946 *In* Lasfar, 2004).

3.5.2 Élimination de la conductivité électrique

La variation des valeurs de la conductivité électrique tout au long de l'expérience, ainsi que le taux d'élimination par la lentille d'eau, sont présentés dans la Figure 3.3.

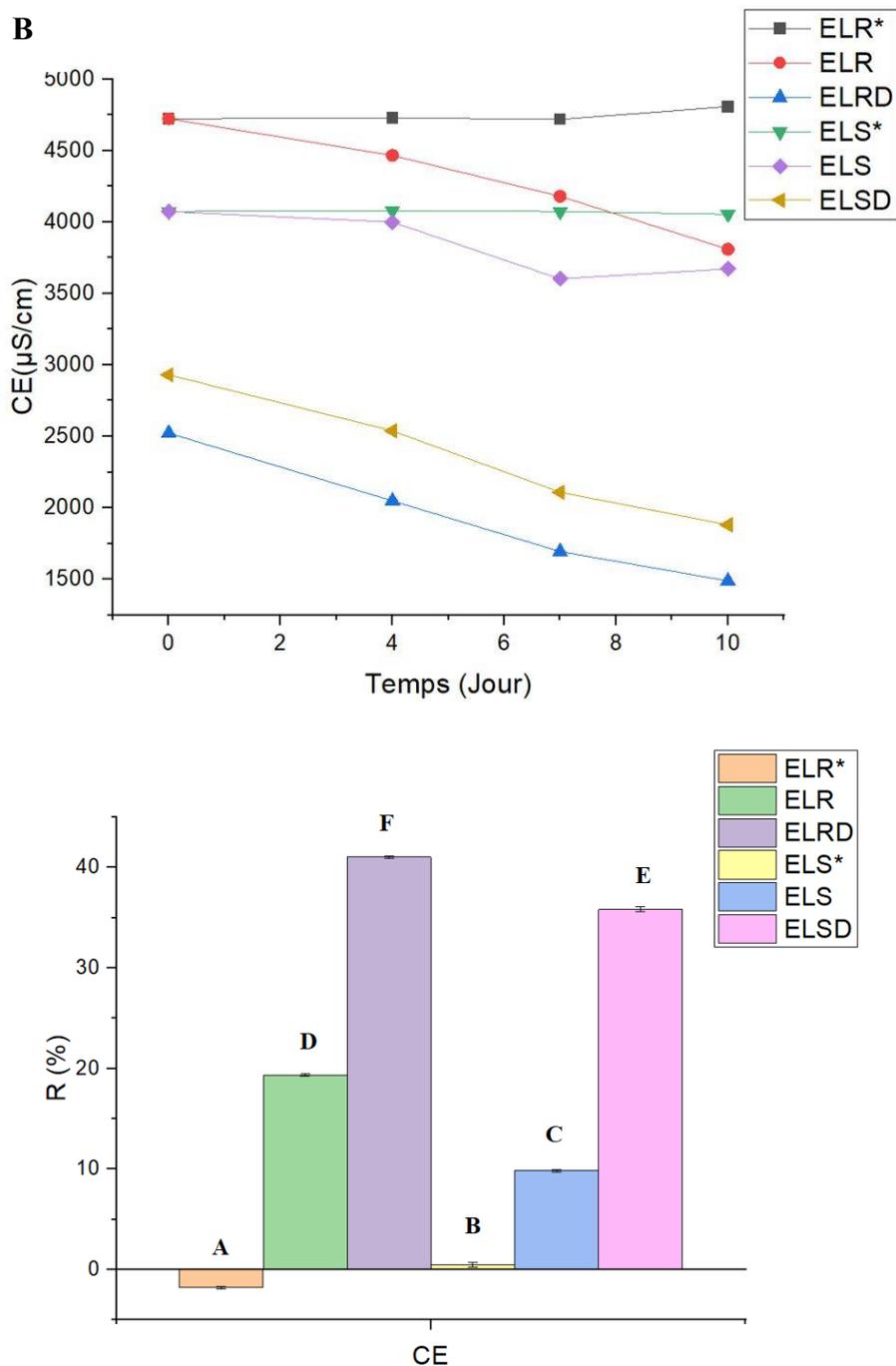


Figure 3.3: A. Valeurs moyennes de la CE des échantillons (Les valeurs initiales sont indiquées au temps 0), B. Taux d'élimination pour la conductivité électrique.

La conductivité électrique est un indicateur général de la qualité de l'eau qui est lié à la quantité et au type de sels dissous et peut être utilisé pour suivre les procédures de traitement des eaux usées. La présente étude a révélé que la CE a diminué dans toutes les unités de traitement par rapport aux témoins, avec une réduction marquée dans les effluents dilués. L'analyse statistique a révélé une différence statistiquement significative entre les traitements

avec *L. minor* et les témoins pour le pourcentage de réduction de la CE ($p < 0,05$), et les comparaisons de post hoc Tukey ont montré une différence statistiquement significative entre les valeurs des effluents laitiers traités dilués et non dilués ($p < 0,05$), et des six groupes homogènes tellement distincts.

Selon les résultats présentés dans la figure 3.3., la conductivité des unités de contrôle est restée assez stable, avec très peu de fluctuations. La CE a légèrement augmenté de 1.8 ± 0.06 % dans ELR* et a diminué de seulement 0.47 ± 0.13 % dans ELS*.

Des taux de réduction plus élevés ont été enregistrés dans les unités traitées ELR et ELS, respectivement, la CE a diminué de 19.4 ± 0.06 % et 9.8 ± 0.08 %. Cependant, les taux de réduction les plus élevés ont été enregistrés pour ELRD (41.02 ± 0.09 %) et ELSD (35.8 ± 0.14 %), ce qui est comparable aux résultats obtenus par Amare et *al.*, (2018), pour la même durée du test. Levlin (2010) [198] a rapporté que la variation de la conductivité dans les eaux usées peut être causée par des variations de la teneur en ions (hydrogène H⁺, hydroxyde OH⁻, et nutriments tels que le phosphate et le nitrate), et les principaux processus qui la réduisent sont l'élimination biologique des nutriments. De plus, Dipu et *al.*, (2011) [89] ont attesté que la diminution de la CE qui se produit lors de la phytoremédiation est due à l'absorption importante de nutriments par la lentille d'eau. Il a également été noté que la diminution progressive de la valeur de la conductivité était influencée par la valeur de la conductivité initiale et que la valeur initiale de la conductivité basse diminuait plus que la valeur initiale de la conductivité élevée.

3.5.3 Élimination des matières en suspension

L'efficacité de *L. minor* à éliminer les matières en suspension est observée. Les résultats sont présentés dans la figure 3.4.

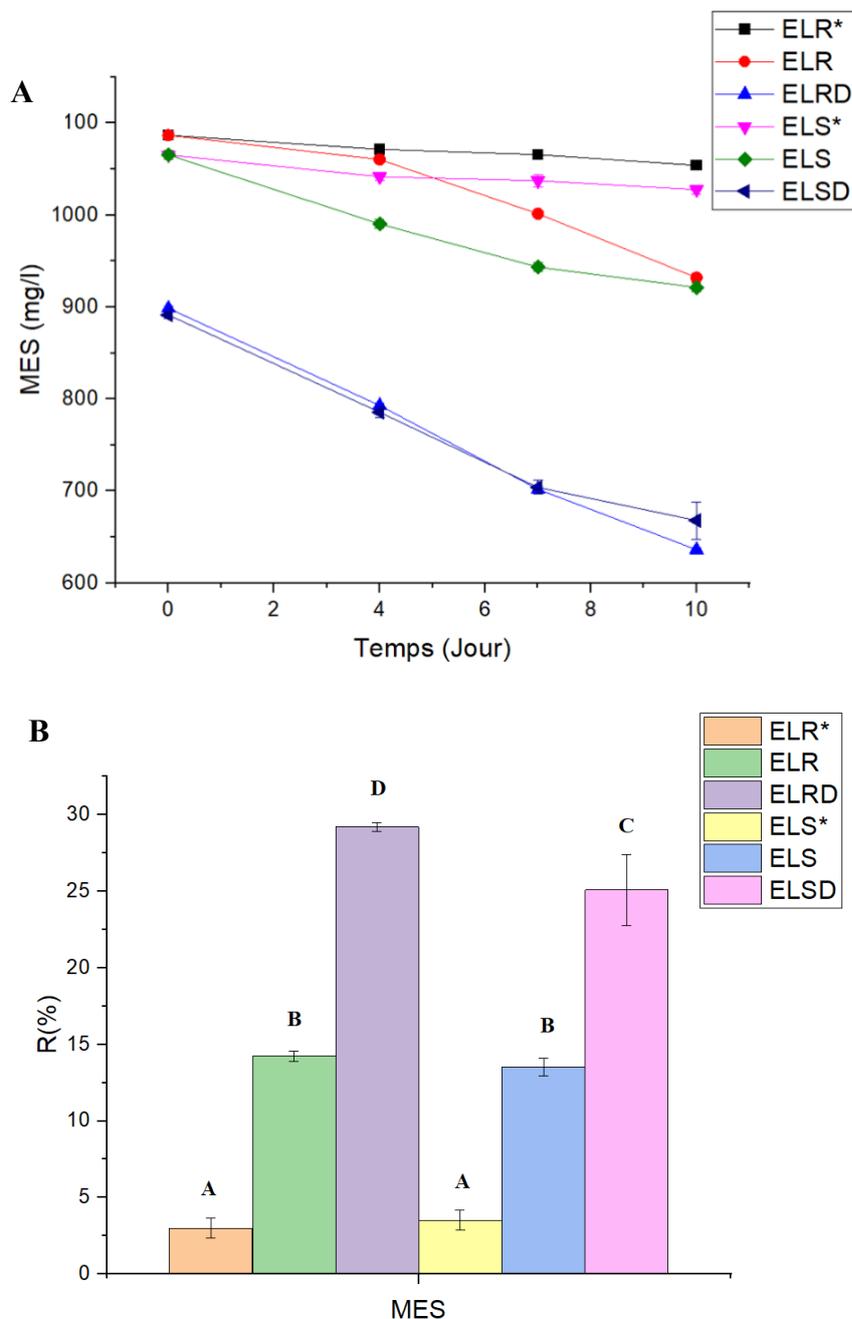


Figure 3.4: A. Les valeurs moyennes des matières en suspension totales des effluents laitiers (Les concentrations initiales sont indiquées au moment 0). B. Taux d'élimination des MES au cours de la période expérimentale

D'après les résultats obtenus, les réductions des valeurs des MES dans les effluents laitiers réels et simulés ont suivi un cours très similaire. Une diminution très faible et presque similaire a été enregistrée pour les effluents témoins, ELR* ($3 \pm \%$) et ELS* ($3.5 \pm \%$), ce qui est considérablement différent des résultats observés chez les effluents laitiers traité, comme le confirme le test post hoc de l'analyse ANOVA, qui a montré que la petite lentille d'eau était

capable d'éliminer des valeurs significatives des MES des effluents laitiers ($p < 0.05$) ; de plus, l'analyse statistique a révélé que les dilutions avaient un impact significativement positif sur la capacité de *L. minor* à réduire le taux des MES des échantillons ($p < 0.05$) tels . Les charges en MES ont diminué respectivement de $13.5 \pm 0.33 \%$ et $14.2 \pm 0.2 \%$ dans les échantillons non dilués (ELS et ELR), tandis qu'ils ont diminué respectivement de $25 \pm 1.33 \%$ et $29.2 \pm 0.16 \%$ dans les échantillons de ELSD et ELRD. Ces résultats sont corroborés par Krishna & Polprasert (2008), qui affirment que les racines de la lentille d'eau servent de filtres en piégeant les particules en suspension dans l'eau et en réduisant ainsi leur concentration. Cependant, ces résultats semblent insuffisants compte tenu de la forte teneur en matières organiques de l'effluent laitier, ce qui réduit l'efficacité de la lentille d'eau. De plus, Akansha et al., (2020) ont affirmé que la phytoremédiation devrait être précédée par des techniques conventionnelles, telles que la filtration par membrane ou la filtration par sable, ou, en cas de concentrations très élevées de matières en suspension, par l'utilisation de l'électrocoagulation, qui est une option efficace offrant une élimination élevée à différentes concentrations de MES.

3.5.4 Elimination de la DCO

La demande chimique en oxygène est un indicateur essentiel dans le suivi des eaux usées et les études de pollution. Il montre la force organique de l'effluent [169] ainsi que la quantité d'oxygène nécessaire pour le purifier. Logiquement, ces données sont utilisées pour suivre et améliorer les performances du traitement de l'eau.

Les variations de la DCO en fonction du temps pour chaque traitement (lentille d'eau et témoin) et l'efficacité de l'élimination sont montrées dans la Figure 3.5.

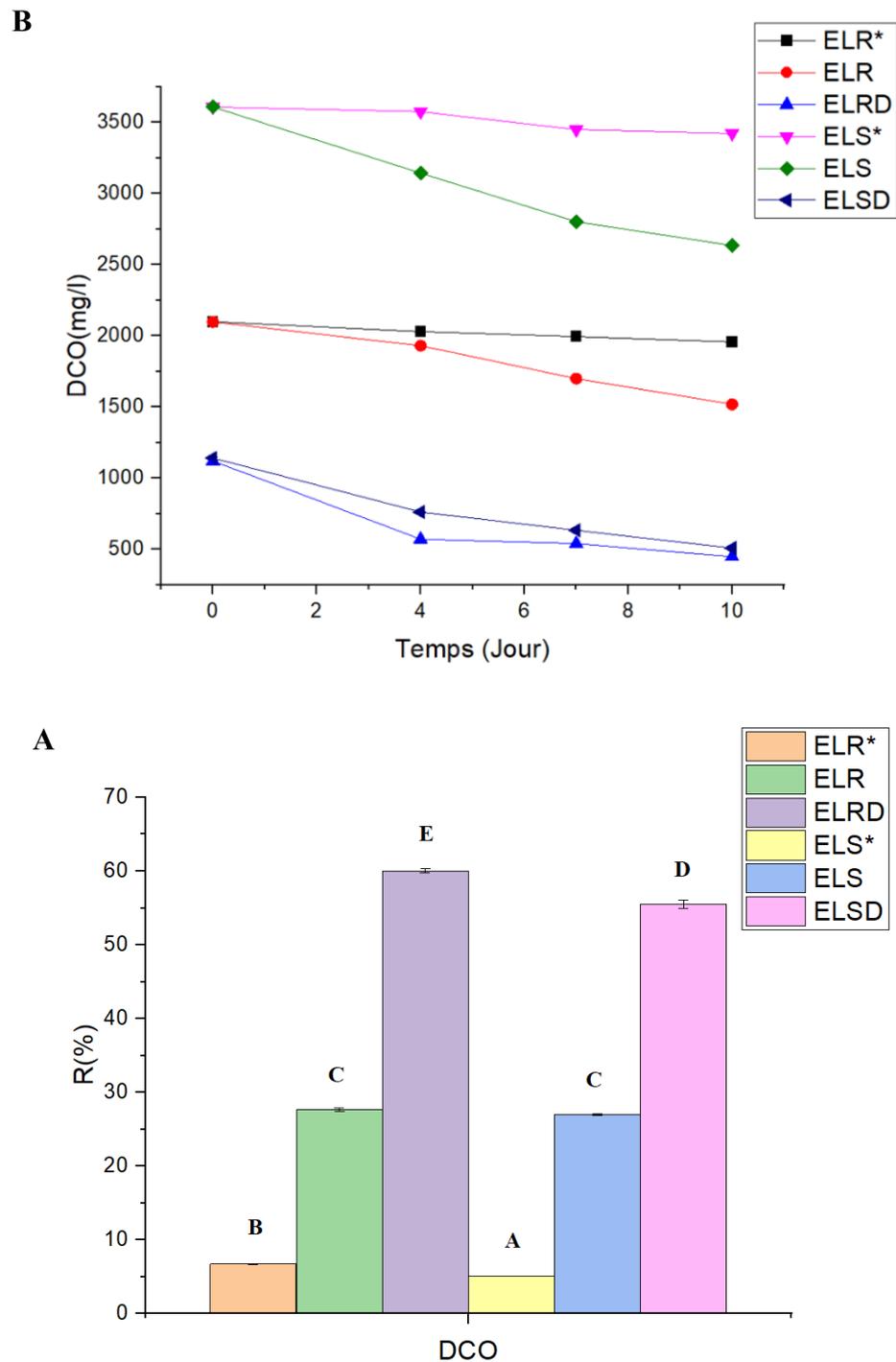


Figure 3.5: A. Les valeurs moyennes de la demande chimique en oxygène des échantillons (Les concentrations initiales sont indiquées au moment 0).

B. Taux d'élimination de la DCO au cours de la période expérimentale

Comparé aux concentrations initiales, une légère et similaire diminution de la DCO a été enregistrée dans les unités sans lentilles d'eau (respectivement 6.74 ± 0.04 % pour ELR* et 5.1 ± 0.02 % pour ELS*), et le test post hoc de l'analyse statistique a indiqué que les résultats

obtenus étaient significativement différents de ceux obtenus pour les effluents traités avec des lentilles d'eau. De plus, le test a révélé d'importantes différences dans les valeurs de DCO entre les effluents traités dilués et non dilués ($p < 0,05$).

Les effluents traités non dilués avec une concentration initiale élevée en DCO ont montré une légère diminution dans l'effluent réel (ELR) au cours des 4 premiers jours, suivie d'une diminution graduelle et plus marquée jusqu'à la fin de l'expérience, où la DCO a diminué à 1518 ± 4.51 mg/l, tandis qu'une diminution régulière et progressive a été observée dans l'effluent simulé (ELS) tout au long de l'étude, atteignant 2635 ± 7.63 mg/l. Les pourcentages d'élimination observés étaient de $27,63 \pm 0.14$ % pour ELR et de 26.98 ± 0.08 % pour ELS, ce qui étaient nettement inférieurs aux résultats obtenus par Amare et al., (2018).

La variation de la DCO dans l'effluent dilué a suivi une tendance similaire, avec une réduction plus marquée au cours des quatre premiers jours, suivie d'une diminution moins prononcée jusqu'à la fin de l'expérience. À la fin de l'étude, les taux d'élimination les plus élevés ont été enregistrés pour ELRD ($60 \pm 0.15\%$) et ELSD (55.5 ± 0.3 %). Il convient de noter que ces résultats sont très similaires à ceux observés par Dipu et al., (2011) pour la même durée de traitement et des charges organiques initiales assez similaires.

Une corrélation positive et statistiquement significative ($p < 0,05$) a été observée entre la DCO et les MES d'une part, et la CE d'une autre part ce qui a également été confirmé par Krishna & Polprasert (2008). Cette corrélation s'explique probablement par le fait que les lentilles d'eau contribuent à l'élimination des particules en suspension, qui sont généralement chargées, ce qui entraîne une réduction de la charge en DCO et CE dans l'eau.

3.5.5 Élimination de l'azote total et du phosphore total

Le Tableau 3 affiche les variations de l'azote et du phosphore au fil du temps pour chaque traitement (lentille d'eau et témoin), tandis que la Figure 3.6 illustre l'efficacité de l'élimination de l'azote et du phosphore.

Tableau 3: Variation des concentrations en azote et phosphore totaux dans les échantillons d'effluents laitiers pendant la période expérimentale (mg/l).

Echantillon	Temps (jour)	Paramètres (Moy ± ET) (n=3)	
		NT	PT
ELR*	0	592.67 ± 2.31	292.66 ± 3.22
	4	588 ± 2	285 ± 5.29
	7	574.33 ± 1.16	279 ± 1.73
	10	566.33 ± 3.06	274 ± 4
ELR	0	592.67 ± 2.31	292.66 ± 3.22
	4	533.67 ± 0.58	222 ± 3.61
	7	510.33 ± 1.5	190 ± 5.29
	10	446 ± 3	183.33 ± 4.04
ELRD	0	341.67 ± 2,89	134.67 ± 3.22
	4	233 ± 4,36	85 ± 2.65
	7	186.33 ± 3,06	43.33 ± 3.06
	10	118.33 ± 3,22	17.33 ± 2.08
ELS*	0	782 ± 6.25	63 ± 2.65
	4	775 ± 3.61	62,33 ± 2.08
	7	770,67 ± 2.08	62 ± 1
	10	770 ± 6.08	61,67 ± 1.53
ELS	0	782 ± 6.25	63 ± 2.65
	4	695.33 ± 5.03	56 ± 3.22
	7	618 ± 8.19	41,33 ± 2.52
	10	586 ± 5.57	32.33 ± 2.08
ELSD	0	415 ± 2	25.67 ± 5.13
	4	372 ± 2.65	19.33 ± 2.08
	7	230.33 ± 3	8.67 ± 2.08
	10	151,67 ± 2.08	5.33 ± 0.58

Les concentrations initiales sont indiquées à l'instant (0). ELR, effluent laitier réel ; ELRD, effluent laitier réel dilué ; ELS, effluent laitier synthétique ; ELSD, effluent laitier réel synthétique dilué ; ELR* et ELS*, échantillons témoins ; TN, azote total ; TP, phosphore total

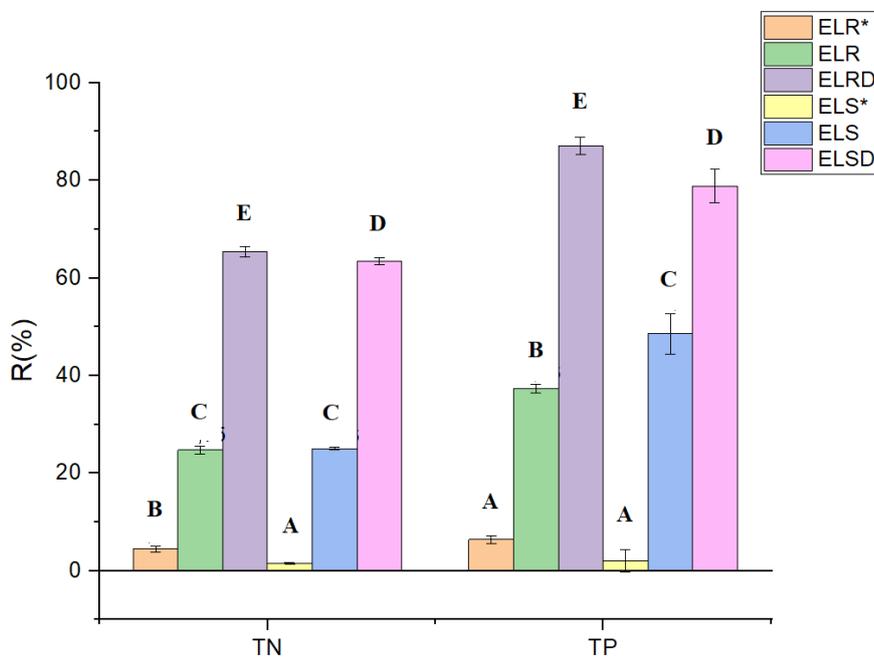


Figure 3.6: Taux d'élimination de l'azote total et du phosphore total au cours de la période expérimentale.

Les variations des concentrations d'azote et de phosphore par rapport aux concentrations initiales étaient minimales dans l'effluent témoin ELR* qui a enregistré une légère baisse de la teneur en phosphore (6.37 ± 0.49 %) et d'azote (4.44 ± 0.39 %), tandis que ELS* a maintenu des valeurs très stables avec un taux d'élimination de 1.54 ± 0.07 % pour l'azote et de 2.06 ± 1.36 % pour le phosphore. L'analyse statistique a confirmé que ces résultats étaient significativement différents de ceux observés dans les unités traitées par la petite lentille d'eau ($p < 0,05$), ce qui confirme la grande capacité d'absorption des nutriments par *L. minor*. L'analyse statistique ($p < 0,05$) a également confirmé l'effet de la dilution, car des valeurs d'élimination du phosphore plus élevées ont été observées dans les effluents dilués. Dans le cas des effluents non dilués, une diminution progressive de la concentration en azote a été observée, avec des taux d'élimination relativement faibles (24.74 ± 0.45 % à ELR et 25.06 ± 0.18 % à ELS), tandis que les taux d'élimination du phosphore étaient plus élevés ($37,36 \pm 0.5$ % à ELR et 48.61 ± 2.39 % à ELS). L'adsorption de l'azote et du phosphore par la petite lentille d'eau était plus appréciable dans les effluents dilués. L'élimination de l'azote était rapide et suivait le même schéma dans les effluents laitiers dilués peuplés par *L. minor* (ELRD et ELSD), avec des efficacités d'élimination assez proches (65.36 ± 0.62 % et 63.45 ± 0.39 % respectivement), ce qui était comparable aux résultats rapportés par Amare et *al.*, (2018). Une diminution significative du phosphore a été observée dans les deux effluents, avec des taux d'élimination similaires à ceux obtenus par Amare et *al.*, (2018). La plus grande efficacité d'élimination a été enregistrée dans ELRD (87.11 ± 1.01 %), suivie par 78.82 ± 1.96 % dans ELSD, où la concentration en phosphore a baissé à $5,33 \pm 0.58$ mg/l, probablement en raison des faibles niveaux initiaux de phosphore dans l'effluent simulé. Il est pertinent de souligner que ces valeurs d'absorption de phosphore, qui sont remarquables, sont très probablement liées, comme l'ont mentionné Landolt, & Kandeler, (1987) In Gérard, & Triest (2014), au pouvoir des lentilles d'eau à hyper-accumuler le phosphore et à leur capacité à utiliser les réserves internes pour soutenir leur croissance lorsque cette ressource devient moins disponible.

Une corrélation positive statistiquement significative entre la CE, le TN et le COD a été observée, car l'élimination du COD est significativement influencée par diverses variables, notamment le pH, les matières en suspension, le temps de rétention, les taux de charge organique élevés, et les pourcentages d'élimination de l'azote et du phosphore [178]. De plus, les plantes flottantes favorisent le phénomène de précipitation, ce qui conduit à une absorption accrue des nutriments [270].

Les pertes de composés azotés et de phosphore de l'industrie laitière posent un problème sérieux car elles contribuent à l'eutrophisation accrue des cours d'eau récepteurs. Ritambhara et al., (2019) ont estimé que ces pertes sont de l'ordre de 4.2 à 6 % pour l'azote total et de 0.6 à 0.7 % pour le phosphore total.

Plusieurs auteurs ont rapporté que la capacité des plantes flottantes à éliminer les nutriments par adsorption est gouvernée par de nombreux facteurs, notamment les performances de croissance de la plante, la biomasse totale par unité de surface, la composition de l'effluent, les formes chimiques sous lesquelles les nutriments sont disponibles, ainsi que divers mécanismes physico-chimiques et biochimiques liés à l'interface eau-racine.

3.5.6 Evaluation du taux de croissance relatif de *Lemna minor*

La croissance des *L. minor* est couramment expliquée en se basant sur l'augmentation du nombre de frondes de *L.* Conformément à la norme ISO 20079, le nombre de frondes est le paramètre essentiel du test, et le taux de croissance est déterminé en se basant sur ce nombre de frondes. Cependant, nos expériences ont été menées sur des effluents laitiers, qui ont été laissés au repos à température ambiante dans une chambre de culture. Sous l'effet de ces conditions, un film de crème se forme à la surface des échantillons, ce qui rend difficile le comptage précis de toutes les frondes.

En conséquence, nous avons également calculé les taux de croissance en mesurant l'augmentation du poids frais des plantes tout au long de la période de l'expérience.

Les figures 3.7 et 3.8 présentent la cinétique de croissance de *L. minor*, ainsi que le taux de croissance relatif à base de frondes et de la biomasse (poids frais) respectivement.

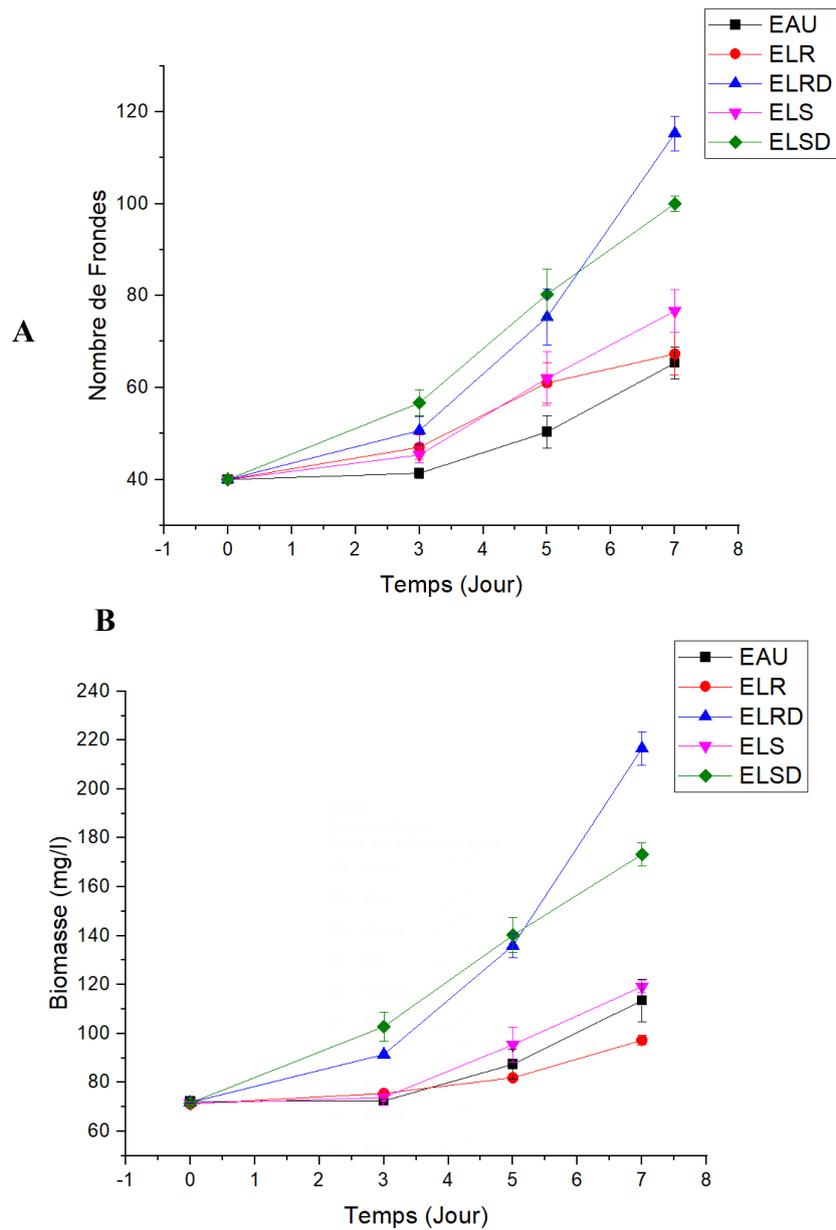


Figure 3.7 : Développement du nombre de fronde (A) et de la biomasse (B) de *L. minor* au sein des échantillons et témoin au cours de la période expérimentale.

(Les valeurs initiales sont indiquées au moment 0)

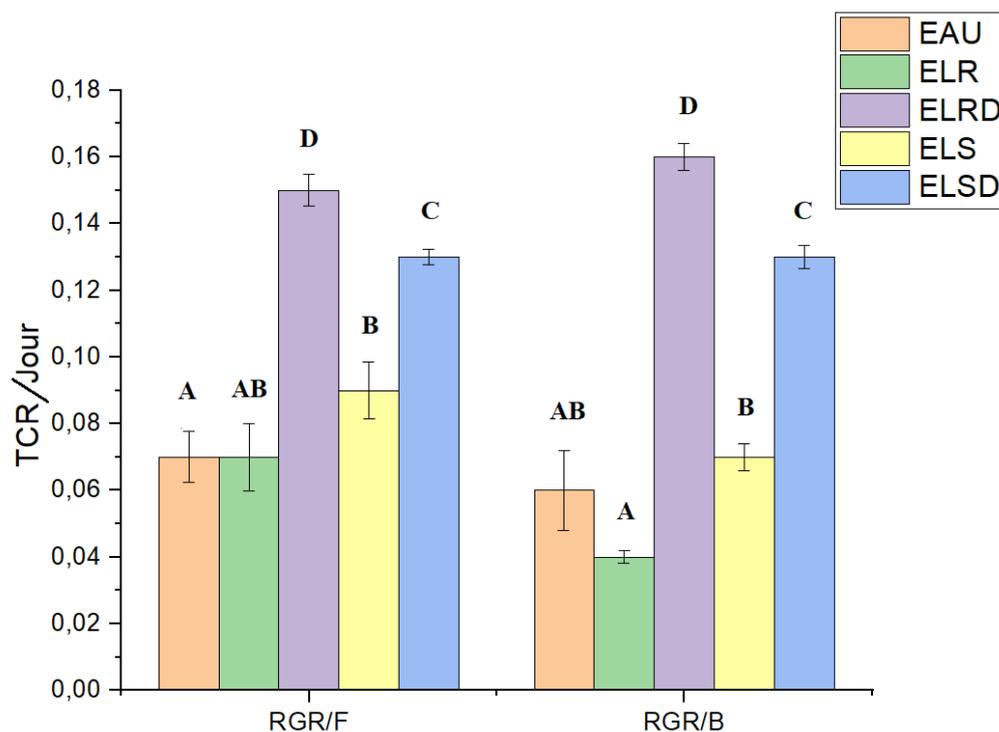


Figure 3.8 : Taux de croissance relatif de *L. minor* à base de fronde et à base de biomasse au cours de la période expérimentale

Les données montrent une augmentation graduelle de la biomasse et du nombre de frondes dans l'ensemble des traitements, y compris dans les milieux témoins (eaux). Cependant, il est important de noter que cette augmentation était nettement plus prononcée dans les échantillons des effluents laitiers dilués par rapport à l'échantillon témoin ($TCR/F = 0.07 \pm 0$ /jour, $TCR/B = 0.06 \pm 0.01$ /jour), comme le confirme le test post hoc de Tukey de l'analyse ANOVA ($p < 0,05$), qui a révélé des groupes homogènes assez distincts prouvant l'impact des effluents laitiers notamment non dilués sur la croissance de *L. minor*.

Les frondes de la petite lentille d'eau dans les milieux témoins étaient visiblement plus petites que celles cultivées dans les effluents laitiers, en particulier lorsque ces derniers étaient dilués. De plus, on notait une légère chlorose, probablement due à la pauvreté en azote et en phosphore de ces milieux, qui sont des éléments essentiels à la survie de la plante. Cela indique clairement que *L. minor* est compétente pour extraire tous les éléments nutritifs nécessaires à sa croissance maximale à partir des eaux usées laitières. Cette conclusion est étayée par l'observation d'une réduction significative des niveaux de pollution dans les effluents laitiers traités par *L. minor*, en particulier en ce qui concerne les nutriments, comme cela avait déjà été

prouvé dans le test de phytoremédiation antérieur. De plus, les affirmations de Chen et *al.*, (2018) renforcent cette idée en déclarant que les lentilles d'eau sont capables de se développer à la surface des eaux usées et d'éliminer efficacement les polluants, notamment l'azote et le phosphore à des taux élevés.

La comparaison entre les résultats obtenus dans les effluents laitiers dilués et non dilués a montré une différence statistique très hautement significative dans la croissance de la lentille d'eau comme la confirme l'étude ANOVA.

Dans l'effluent laitier brut réel (ELR), la croissance des colonies de *L. minor* était semblable à celle enregistrée dans le milieu témoin, avec un taux de croissance relatif (TCR/F) similaire de 0.07 ± 0.01 /jour et TCR/B inférieur de 0.05 ± 0 /jour. Cette faible croissance pourrait être due à l'acidité sévère du milieu de culture, qui était de $\text{pH} = 5$, se situant à la limite inférieure de la plage optimale. Il est possible que cette acidité ait entravé le développement des lentilles d'eau. Cela est d'autant plus probable à la lumière des résultats récents de Boukriche (2023) qui a souligné que, bien que les lentilles d'eau poussent naturellement dans un environnement dont le pH doit se situer entre 5 et 9, des expériences en laboratoire ont démontré que la croissance optimale de ces plantes se situe dans une plage de pH comprise entre 6,5 et 8,5. De plus, Lasfar (2004), a corroboré ces constatations en soulignant que la diminution du pH peut entraîner un rétrécissement de la taille des frondes, ce qui explique la faible différence observée entre le taux de croissance relatif par fronde (TCR/F) et le taux de croissance relatif par biomasse (TCR/B), en faveur du TCR/F.

Dans le cas de l'effluent synthétisé brut (ELS), les taux de croissance relatifs (TCR) étaient légèrement plus élevés, atteignant des valeurs de 0.09 ± 0.01 / jour pour TCR/F et de 0.07 ± 0 /jour pour TCR/B.

Malgré la concentration élevée en éléments nutritifs tels que l'azote et le phosphore dans les effluents laitiers, la croissance de la plante flottante a été modérée. Cette limitation peut être attribuée selon Munavalli et Saler (2009), à la charge polluante considérable qui entrave la croissance des lentilles d'eau, comme en témoignent les niveaux élevés de DCO enregistrés dans les effluents non dilués. En effet, ces valeurs ont varié de 2099 ± 1.6 mg/l à 3608 ± 4 mg/l dans ELR et ELS respectivement, indiquant une charge organique substantielle dans ces échantillons.

Les taux d'accroissement les plus remarquables de la lentille d'eau ont été observés dans les effluents laitiers dilués. Dans l'échantillon ELSD, le nombre de frondes a doublé, et la

biomasse a augmenté d'environ 101.65 mg par rapport au poids frais initial, enregistrant un taux de croissance relatif (TCR) de 0.13 /jour, calculé à partir des données de la fronde et de la biomasse. De même, dans l'effluent réel dilué ELRD, le nombre de frondes et la biomasse initiaux ont triplé, affichant un TCR/F de 0.15 / jour et un TCR/B de 0.16 /jour.

Ces observations mettent en évidence une croissance encore plus remarquable de la lentille d'eau dans l'effluent réel dilué ELRD par rapport à l'échantillon ELSD, démontrant une augmentation significative à la fois en termes du nombre de frondes et de la biomasse. Cette amélioration de la croissance peut être attribuée à la concentration élevée en phosphore dans ELRD, conjointement avec le pourcentage élevé d'absorption abouti par *L. minor*, atteignant $87.11 \pm 1 \%$, ce phosphore jouant un rôle prédominant dans l'augmentation du nombre de feuilles, leur expansion [275] et dans la promotion de la division cellulaire [276]. Il convient également de mettre en avant l'importance de l'azote, présent à des concentrations accrues, qui a été absorbé par *L. minor* à des taux satisfaisant, atteignant $65.36 \pm 0.62 \%$ dans ELRD et $63.45 \pm 0.39 \%$ dans ELSD, qui joue un rôle essentiel dans le développement et la croissance de la plante dans l'ensemble en favorisant la photosynthèse et la synthèse des protéines [277].

Les lentilles d'eau, sont courantes et bien connues pour leur capacité de reproduction élevée ainsi que leur teneur en protéines [278] [279]. Par conséquent, leur potentiel dans le traitement des eaux eutrophes, tout en produisant de la biomasse, a fait l'objet d'études depuis de nombreuses décennies. L'augmentation du poids frais a été utilisée comme indicateur, supposant que les lentilles d'eau allouent directement les éléments nutritifs qu'elles absorbent directement du milieu nourrissant à travers les frondes [280] à la nouvelle biomasse plutôt que d'enrichir la biomasse déjà existante [281]. Ceci suggère que l'augmentation de l'absorption des nutriments est associée à une augmentation de la production de biomasse.

CHAPITRE IV :

ESSAI D'IRRIGATION DE *PENNISETUM*
***CLANDESTINUM* PAR LES EFFLUENTS LAITIERS**

4 ESSAI D'IRRIGATION DE *PENNISETUM CLANDESTINUM* PAR LES EFFLUENTS LAITIERS

Cette étude porte sur l'application d'échantillons d'effluents laitiers non traités à diverses concentrations pour irriguer une plante terrestre, le gazon Kikuyu (*Pennisetum clandestinum*), dans le cadre d'une étude de phytoremédiation et réutilisation des eaux usées. L'expérience vise à étudier les conséquences de cette irrigation sur la plante et à analyser les impacts qui en résultent sur les aspects à la fois morphologiques et physiologiques.

4.1 Matériel végétal

Le *Pennisetum clandestinum* appelé aussi (le gazon Kikuyu). C'est une plante vivace qui pousse naturellement dans les régions montagneuses de l'est de l'Afrique centrale. Elle se trouve à l'état sauvage dans le Congo, au Kenya, en Ouganda, en Tanzanie et en Éthiopie. La plante est également connue sous le nom commun "Herbe Kikuyu" en référence à l'une des tribus kényanes : les Kikuyus. Depuis de nombreuses années, elle a été introduite dans de nombreuses régions d'Asie, d'Amérique, d'Océanie et d'Afrique. On la trouve notamment sur le pourtour de la Méditerranée, en Algérie et au Maroc.

Le Kikuyu est une robuste graminée appartenant à la famille des Poacées (sous-famille des Panicoïdées, tribu des Panicées), qui atteint généralement une hauteur de 30 à 60 cm. C'est une plante herbacée qui a tendance à se propager et à former un tapis dense, ce qui en fait le choix idéal pour la pelouse de nombreux terrains de football simples ainsi que pour de nombreux espaces verts publics [282]. (Figure 4.1).



Figure 4.1 : Photo de *P. clandestinum* (original).

Le choix a été porté sur le gazon kikuyu en raison de sa croissance rapide, de son système racinaire bien développé, ainsi que de ses multiples applications en agriculture et en milieu urbain. De plus ; cette herbe présente une bonne tolérance à différents stress environnementaux tels que la sécheresse, la chaleur et la salinité [283].

4.2 Eaux d'irrigation

Les eaux choisies pour les essais expérimentaux de l'irrigation sont les effluents laitiers non traités (ELR, ELRD, ELS, et ELSD), comparé à l'eau de robinet comme témoin.

4.3 Conditions de culture

Les graines du gazon (Figure 4.2. A), ont été fournies d'un marché local.

Les graines viables ont été sélectionnées puis immergées dans une solution d'hypochlorite de sodium (NaClO) contenant 1% de chlore actif pendant cinq minutes, suivi d'un rinçage répété à l'eau distillée stérilisée. Cette étape de désinfection a pour but d'inhiber la croissance fongique et préparer les graines à la germination.

Les graines ont été mises par la suite ; à germer dans des boîtes de Petri de 9cm de diamètre, tapissées de deux couches de Whatman n°1 humidifiées au départ avec 4ml d'eau distillée stérile, puis placées dans une étuve à une température ambiante de $25 \pm 1^\circ\text{C}$ sous un dispositif expérimental en bloc. Les graines ont été arrosées régulièrement avec de l'eau distillée toutes les 24 heures à mesure que le papier filtrant perdait de l'humidité (Figure 4.2. B).

Après trois jours de germination (Figure 4.2, C), les plantules ont été repiquées dans des pots en plastique opaque de 180ml. (Figure 4.2, D), où elles ont été placées dans un mélange composé d'un tiers de sable lavé et de deux tiers de tourbe à raison d'une plantule par pot, et les pots ont été maintenus dans une chambre de culture à une température constante de $25 \pm 1^\circ\text{C}$ sous un dispositif expérimental en bloc. La photopériode était de 16 heures de lumière avec une intensité lumineuse de 4000 lux, suivie de 8 heures d'obscurité.

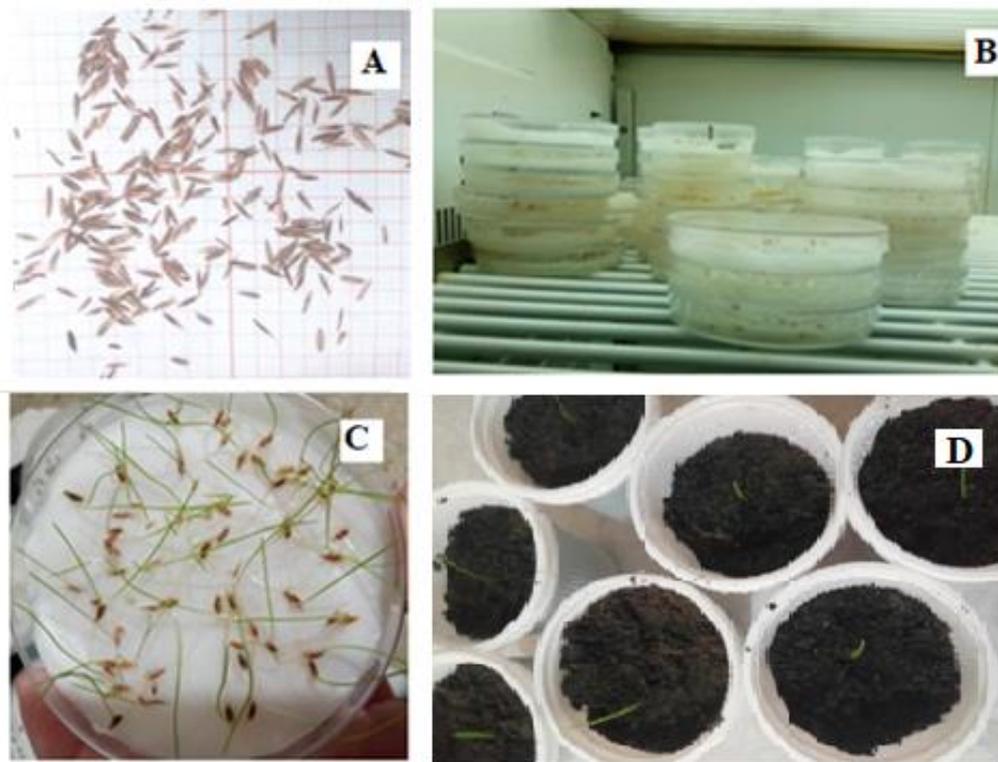


Figure 4.2 : A. Les graines de *P. clandestinum*, B. Mise à germination des graines, C. Graines germées, D. Repiquage des plantules. (Original)

L'ensemble des plantules a été réparti en cinq lots, chacun contenant 12 plantules. Le premier lot de graines constitue le groupe témoin, (irriguées par de l'eau de robinet). Les quatre autres lots se composent de graines soumises à l'irrigation avec les effluents laitiers étudiés.

La durée totale de l'essai s'est étendue sur 30 jours et ont été irriguées toutes les 24 heures avec 5 ml d'eau d'irrigation.

Après écoulement de la durée d'essai ; les plantes ont été déterrées, leurs parties souterraines rincées à l'eau de robinet, puis soumises à différentes études.

4.4 Etude des paramètres morphologiques des plantes

4.4.1 Hauteur des plantes et longueur du système racinaire

La croissance en longueur est évaluée en mesurant la hauteur des plantes (longueur de la partie aérienne), et la racine à l'aide d'une règle graduée en millimètres (mm). (Figure 4.3). La longueur a été évaluée sur les plantes de chaque traitement et la valeur moyenne a été prise en compte.

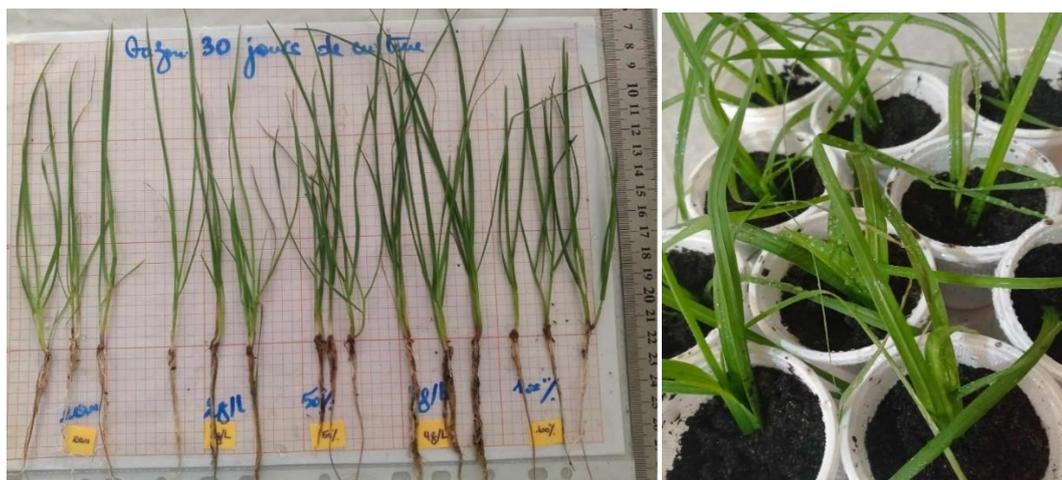


Figure 4.3 : Photo des échantillons des plantes kikuyu traitées illustrant la longueur des racines et la hauteur des plantes

4.4.2 Nombre de feuilles et Surface foliaire

La surface foliaire (SF) est déterminée à l'aide du logiciel Mesurim pro v3.4 (fr). Les SF de six plantes de chaque traitement (y compris les témoins) ont été mesurées, La valeur moyenne a été prise en compte.

4.4.3 Etude des paramètres physiologiques

4.4.4 Mesure de la chlorophylle

La mesure de la chlorophylle peut s'avérer un outil précieux pour étudier la physiologie des plantes, surveiller leur santé, observer leur réponse aux conditions environnementales changeantes et évaluer l'efficacité des traitements afin d'ajuster les conditions de croissance.

L'indice de chlorophylle a été mesuré à l'aide du SPAD (MINOLTA 502). Le Chlorophylle mètre SPAD-502, est un outil portable de diagnostic qui mesure la teneur relative en chlorophylle des feuilles. L'appareil permet de réaliser des mesures instantanées sur les feuilles des plantes sans avoir altérer les plantes, la mesure se fait simplement en projetant de la lumière à travers la feuille mesurée. Il peut s'appliquer sur tous types de plantes. Les mesures ont été prise et la valeur moyenne a été considérée.

4.4.5 Dosage des sucres solubles totaux

Les glucides, tels que le saccharose et les monosaccharides, occupent un rôle vital dans la vie des plantes. En tant que produits primaires de la photosynthèse, ils servent de matière première pour la synthèse des lipides et des protéines. De plus, ils jouent un rôle clé dans la réponse aux stress environnementaux, en augmentant leur concentration en cas de stress, ce qui renforce la résistance des plantes [284]. Les glucides, associés à d'autres solutés organiques, contribuent également à l'osmorégulation, maintenant l'équilibre osmotique des cellules végétales conférant ainsi aux plantes une meilleure tolérance au stress [285].

Le protocole d'évaluation de la teneur en sucres solubles a été basé sur la méthode de Dubois et *al.*, (1956) [286], tel que détaillé dans l'étude de Casasni (2022).

Dans cette méthode, 100 mg de matière fraîche ont été mélangés avec 2 ml d'éthanol à 80 %. Cet ensemble a été laissé incuber dans l'obscurité pendant une période de 48 heures. Une fois cette étape achevée, les tubes à essai ont été soumis à un bain-marie maintenu à 70 °C jusqu'à ce que tout l'alcool soit évaporé. Après refroidissement, le volume de chaque tube a été porté à 20 ml en ajoutant de l'eau distillée. Par la suite, un échantillon de 1 ml de cette solution a été mélangé avec 1 ml de phénol à 5 %. L'ajout de 5 ml d'acide sulfurique concentré a provoqué l'apparition d'une solution jaune orangé à la surface. Les tubes ont ensuite été agités et laissés en incubation pendant 10 minutes (Figure 4.4).

Enfin, l'absorbance (A) a été mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre à une densité optique de 490 nm. Chaque dosage a été triplé, et la moyenne a été prise.

La teneur en sucres solubles a été calculé en se basant sur la formule suivante :

$$\text{Sucre soluble totaux } (\mu\text{g/g}) \text{ MF} = A_{490\text{nm}} \times 1.657$$

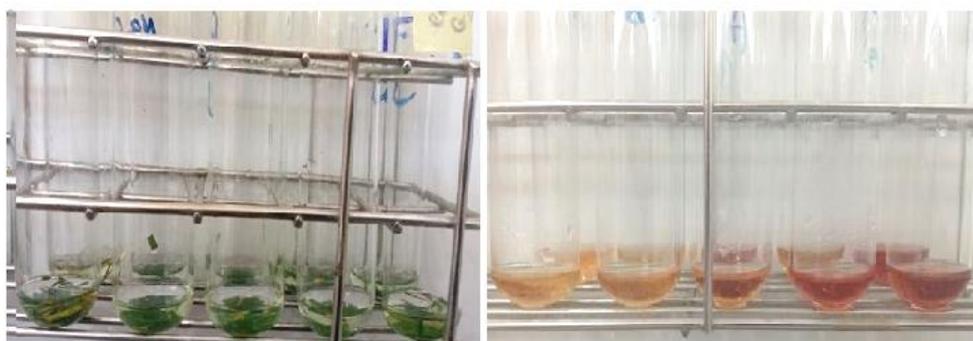


Figure 4.4: Dosage des sucres dissous totaux

4.4.6 Dosage de la proline

La proline fait partie intégrante de nombreuses protéines et enzymes, jouant ainsi un rôle essentiel dans la source d'énergie des plantes tout en les protégeant des dommages causés par le stress oxydatif [288]. La proline a été identifiée comme une molécule organique anti-stress dans certaines plantes supérieures, accumulant en réponse aux contraintes environnementales [289]. De plus, des études antérieures ont rapporté qu'elle s'accumule dans les tissus et les organes des plantes confrontées à divers stress, y compris l'exposition à des gaz tels que le dioxyde de soufre, l'ammoniac ou le dioxyde d'azote [290].

La teneur de la proline est déterminée selon la méthode utilisée par Troll & Lindsley, (1955), améliorée par Lahrer & Magne cité par Leport (1992).

100 g de feuilles fraîches sont pesés, coupé en petits morceaux et homogénéisées dans un tube à essai avec 2ml de méthanol à 40%, L'échantillons est ensuite incubé au bain-marie à une température de 85°C pendant une durée de 60 minutes et couverts fermement afin de prévenir l'évaporation de l'alcool.

Après refroidissement, 1ml d'extrait est prélevé, auquel est ajouté 1ml d'acide acétique, et 1ml du mélange modifié contenant (120ml d'eau distillée + d'acide acétique+ 80 ml d'acide ortho-phosphorique et 25mg de ninhydrine). Le mélange est porté à ébullition à 100 C° pendant 30 minutes, où la couleur vire au rouge. Le mélange refroidi est ensuite extrait en ajoutant 2 ml de toluène. La suspension est vigoureusement vortexée pendant 15 à 20 secondes. Cela entraîne la formation de deux phases (eau/toluène). La phase toluénique colorée est prélevée et déshydratée par l'adjonction d'anhydre (Na₂SO₄). (Figure 4.5).

Après 48h, l'absorbance des échantillons est mesurée par spectrophotomètre à une longueur d'onde de 528 nm. Chaque dosage a été triplé, et la moyenne a été prise. La teneur en proline est calculée selon l'équation suivante :

$$\text{Proline } (\mu\text{g /g MF}) = A_{528 \text{ nm}} \times 0,62.$$



Figure 4.5 : Dosage de la proline

4.5 Etude statistique

Les résultats ont été traité statistiquement en utilisant le logiciel IBM SPSS Statistics, version 25. Les différences entre les moyennes ont été réalisé à travers une analyse de variance à un facteur (ANOVA), complétée par des tests post hoc de Tukey, et Waller-Duncan (lorsque c'est nécessaire) qui ont permis d'identifier les paires de groupes présentant des différences significatives, avec un seuil de signification établi à $p < 0,05$. De plus, une analyse de corrélation de Pearson a été utilisée pour rechercher d'éventuelles relations entre les paramètres mesurés. Les graphiques, créés avec précision, ont été générés en utilisant le logiciel Origin Pro-2021.Northampton, Massachusetts, États-Unis. Toutes les valeurs présentées dans les graphiques sont exprimées sous forme de moyennes accompagnées de l'erreur type.

4.6 Résultats et discussion

4.6.1 Caractéristiques physicochimiques des eaux d'irrigation

Dans le cadre de l'expérience d'irrigation du gazon kikuyu, différentes sources d'eau ont été utilisées, (ELR, ELRD, ELS, et ELSD) déjà employées dans le test de la phytoremédiation, comparées à une source d'eau de robinet comme groupe témoin.

Les échantillons d'eaux usées laitières non diluées présentaient des valeurs de pH légèrement acides, comprises entre 5.12 ± 0.1 et 6.43 ± 0.04 , ainsi que des valeurs élevées de conductivité électrique en raison de la présence de quantités significatives de sels totaux. De plus, des quantités considérables de solides en suspension totaux et de DCO étaient observées, et comme prévu, des niveaux élevés d'azote total étaient présents, probablement en raison de la perte de matière organique au cours du processus de transformation et de son rejet. En comparaison avec l'effluent simulé, l'effluent réel présentait un niveau de phosphore total

nettement plus élevé, ce qui s'explique vraisemblablement par l'utilisation de produits de nettoyage.

Toutes les caractéristiques physicochimiques de ces sources d'eau sont résumées dans le tableau 4

Tableau 3: Caractéristiques des eaux utilisées pour l'irrigation de *P. clandestinum*

Paramètre	EAU	ELR	ELRD	ELS	ELSD
pH	8 ± 0	5.12 ± 0.1	7 ± 0	6,4 ± 0	7.9 ± 0.1
CE (µS/cm)	1091 ± 2.1	4723 ± 3.2	2523 ± 3.1	4073 ± 5	2930 ± 2.5
MES (mg/l)	22.4 ± 0	1078 ± 3.1	899 ± 2.5	1065 ± 5	891 ± 4.2
DCO (mg/l)	28.6 ± 3.5	2099 ± 1.6	1121 ± 3	3608 ± 4	1141 ± 4.5
NT (mg/l)	1.9 ± 2.7	593 ± 2.3	342 ± 0.3	782 ± 6.2	415 ± 2
PT (mg/l)	4.8 ± 4.2	293 ± 3.2	135 ± 3.2	63 ± 2.6	26 ± 5.1

Eau : Témoin, ELR : Effluent laitier réel, ELRD : Effluent laitier réel dilué, ELS : Effluent laitier synthétisé, ELSD : Effluent laitier synthétisé dilué.

4.6.2 Longueur du système racinaire, et hauteur des plantes

Les résultats obtenus pour les longueurs des racines des plantes traitées sont présentés dans la figure 4.6, tandis que les hauteurs des plantes sont présentées dans la figure 4.7.

L'analyse statistique révèle un effet non significatif ($P > 0.05$) de l'irrigation avec des effluents laitiers sur la croissance longitudinale des plantes kikuyu traitées. Et le test de Tukey a mis en évidence deux groupes homogènes très interconnectés qui prouve l'absence de différence marquée entre les traitements.

Les longueurs des racines mesurées se situaient entre 8 ± 1 cm et 8.33 ± 1.15 cm chez les plantes témoins ainsi que chez celles irriguées avec des effluents laitiers bruts non dilués. En revanche, des écarts plus modestes ont été observés chez les plantes irriguées avec des effluents laitiers dilués, avec une longueur minimale de 6.83 ± 1.26 cm enregistrée chez les plantes irriguées par ELRD et une longueur maximale de 11.17 ± 2.8 cm observée chez les plantes irriguées par ELSD.

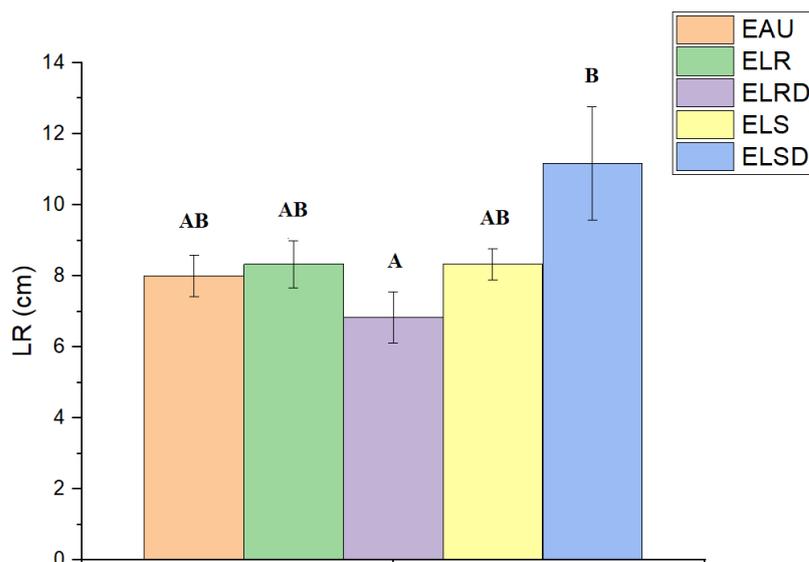


Figure 4.6 : Longueur des racines après 30 jours de traitement

Dans le cas de la hauteur des plantes, des valeurs oscillants entre 14 ± 1 cm et $16,33 \pm 3.12$ cm ont été enregistrées pour les plantes de *P. Clandestinum* témoin et celles irriguées avec les effluents laitiers ELR, ELRD et ELSD. Cependant, une différence significative ($p < 0,05$) a été observée pour les plantes irriguées par ELS, par rapport à tous les autres traitements, affichant une hauteur atteignant 21.33 ± 2.08 cm et une augmentation de la croissance de 40.61 % par rapport aux plantes témoins.

La croissance des plantes se manifeste par l'extension de leurs parties aériennes et racinaires, un phénomène essentiellement orchestré par la division cellulaire qui contribue de sorte à élargir les tissus végétaux.

Les résultats exposés antérieurement mettent en évidence que le taux de croissance des plantes de *P. Clandestinum* n'a pas été défavorablement affectée par l'irrigation avec les eaux usées issues de l'industrie laitière. Par ailleurs, une légère augmentation a été observée dans les longueurs des racines, ainsi qu'une augmentation plus significative de la hauteur des plantes irriguées avec les effluents laitiers bruts non diluée. Cette augmentation semble être attribuable à l'abondance en éléments nutritifs, notamment le phosphore et l'azote. Hawkesford (2012), affirme que la disponibilité adéquate de ces éléments nutritifs est vitale pour le processus de croissance et de développement des plantes, et leur présence en quantités suffisantes peut exercer une influence positive sur le développement des cultures.

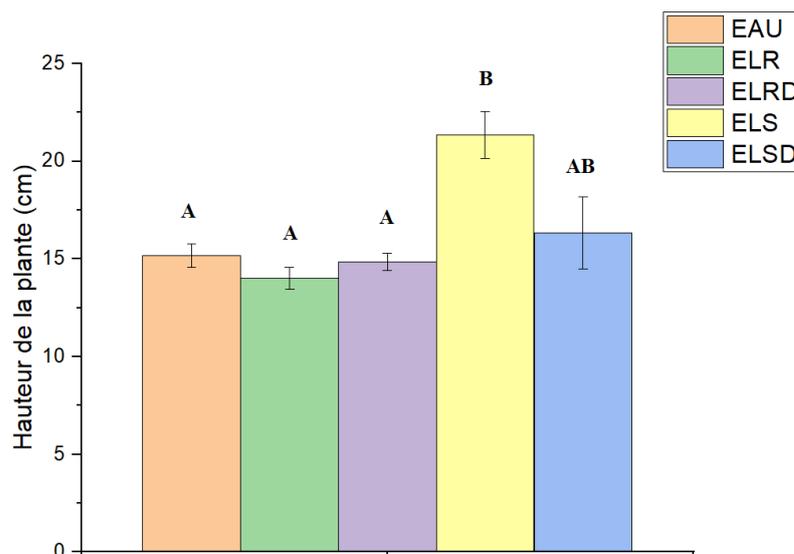


Figure 4.7 : Hauteur des plantes après 30 jours de traitement

L'azote, en tant qu'élément essentiel et crucial pour la croissance des plantes après le carbone, occupe une place centrale dans leur métabolisme. Il est un composant fondamental des protéines, des acides nucléiques, de la chlorophylle, des enzymes coopératives, des hormones végétales et des métabolites secondaires. De même, le phosphore joue un rôle vital en tant que constituant des membranes cellulaires végétales et des nucléotides impliqués dans les processus métaboliques des plantes. Le phosphore est également essentiel pour les processus de respiration et de photosynthèse, ainsi que pour le transfert d'énergie au sein des cellules végétales [293] [294].

Une recherche menée par Shahrivar et *al.*, (2019) [295] ; souligne l'importance de la gestion de l'azote dans la culture du gazon kikuyu. Assurer une disponibilité adéquate en azote favorise la croissance vigoureuse et la qualité des plantes et permet de maximiser les rendements et l'amélioration de la valeur nutritive. Cette constatation est d'autant plus importante compte tenu de la grande appétibilité du gazon kikuyu pour les animaux.

Plusieurs études montrent que l'herbe kikuyu est tolérante à divers types de stress tels que la sécheresse [282] [296], l'engorgement en eau [297], les fortes gelées [298], et les niveaux élevés de salinité [282] [298] [299].

Il est important de noter que l'utilisation des eaux usées pour l'irrigation entraîne l'ajout de grandes quantités de sel dans le sol [300], comme c'est le cas des effluents laitiers utilisés dans cette étude, où la conductivité électrique varie entre $2523 \pm 3.1 \mu\text{S}/\text{cm}$ et $4723 \pm 5 \mu\text{S}/\text{cm}$,

ce qui rend généralement les sols salins. Les plantes réagissent différemment à la salinité en fonction de leur tolérance. Cependant, l'herbe *P. clandestinum* est connue, d'après Harivah et *al.*, (2005), pour avoir une tolérance à la salinité modérée allant jusqu'à 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Cela démontre qu'en raison de leur irrigation avec des eaux usées laitières, les herbes kikuyu ont été soumises à un stress salin modéré, ce qui a constitué un facteur limitant pour leur croissance, malgré la richesse des eaux d'irrigation en éléments nutritifs tels que l'azote et le phosphore en quantité abondante.

4.6.3 Nombre de feuilles et surface foliaire

Les résultats obtenus pour les feuilles sont présentés dans les figures 4.8 et 4.9.

L'analyse statistique a révélé que l'irrigation des herbes kikuyu avec des effluents laitiers n'avait pas d'effet significatif sur le nombre de feuilles observées pendant la période de l'étude par rapport aux plantes témoins ($P > 0,05$). Le test de Tukey a montré 2 groupes relativement reliés.

Comme illustré dans la figure 4.9, le nombre de feuilles enregistré chez les plantes témoins et celles irriguées avec les effluents laitiers était à la moyenne de 6, ou la valeur la plus élevée était de 7 ± 0.6 feuilles observées chez les plantes irriguées par ELSD. Ces résultats indiquent que, du point de vue du nombre de feuilles, il n'y avait pas de différence significative entre les plantes irriguées avec les effluents laitiers et les plantes témoins, bien que des variations légères aient été observées entre les deux groupes de traitement.

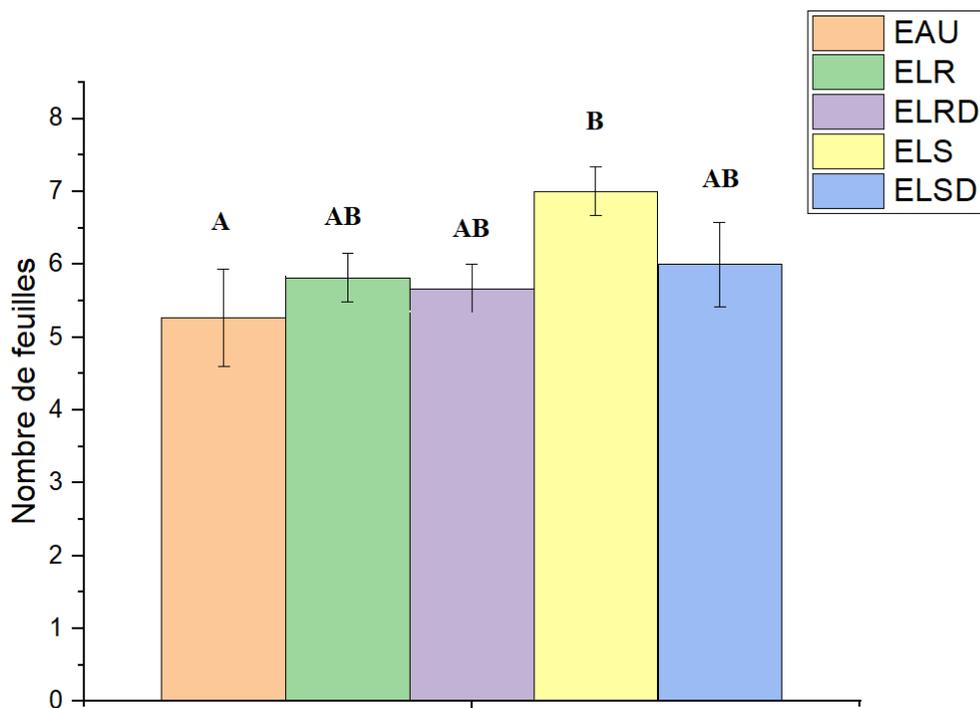


Figure 4.8 : Nombre de feuilles après 30 jours de traitement

Tout comme pour la croissance en hauteur des herbes Pennisetum, le nombre de feuilles enregistré n'était pas différent chez les plantes irriguées avec de l'eau usées laitières par rapport aux plantes témoins, à l'exception des plantes irriguées avec l'effluent ELS, qui se distingue des autres sources d'irrigation par une teneur élevée en azote. Ces résultats sont en accord avec les observations de Whitney (1974) [302], qui soutenait que les herbes gazon à haute teneur en azote semblaient être plus riches en feuillage que celles soumises à des traitements à faible ou moyenne teneur en azote.

D'autre part, le fait de ne pas enregistrer un nombre important de feuilles chez les plantes irriguées par les effluents laitiers par rapport aux traitements témoins, malgré leur richesse en éléments nutritifs, est probablement dû à un équilibre complexe entre les éléments nutritifs, notamment l'azote, qui favorisent la croissance d'une part, et la salinité de l'eau d'irrigation, qui agit comme un facteur limitant empêchant les plantes de produire de nouvelles feuilles [303].

Dans le cas de la surface foliaire ; l'étude statistique a révélé un effet hautement significatif de l'irrigation avec les effluents laitiers sur le développement de la surface foliaire des herbes kikuyu ($P < 0,05$), et le test de Tukey a révélé quatre groupes homogènes assez distincts.

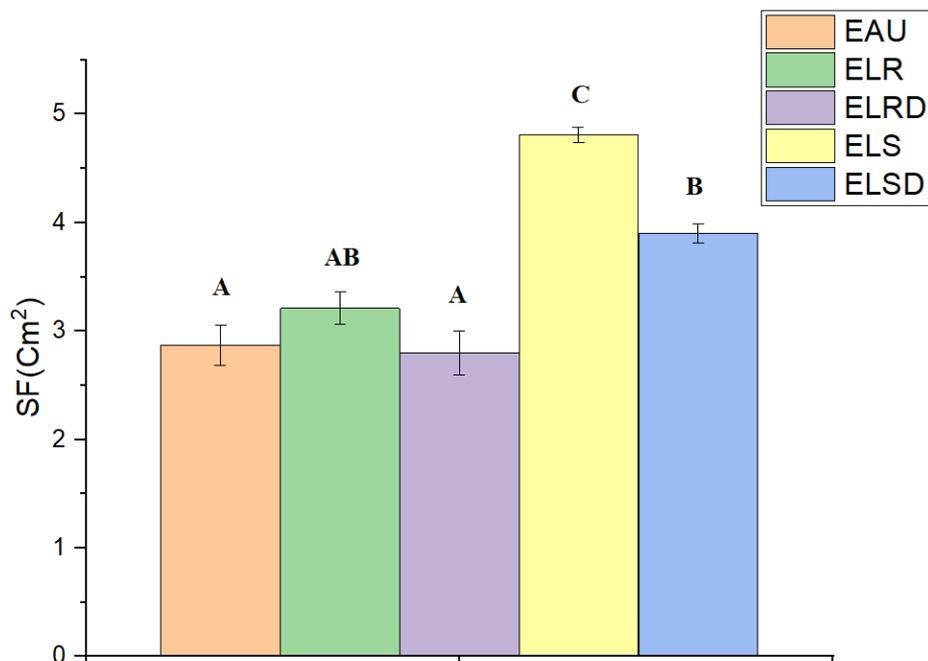


Figure 4.9 : Surface foliaire après 30 jours de traitement

Les valeurs les plus basses de surface foliaire ont été enregistrées pour les plantes témoins irriguées par l'EAU et celles irriguées par ELRD ; ($2.87 \pm 0.19 \text{ cm}^2$ et $2.80 \pm 0.2 \text{ cm}^2$) respectivement. Des valeurs moyennes ont été observées chez les plantes irriguées par ELR et ELSD (3.21 ± 0.15 et $3.9 \pm 0.09 \text{ cm}^2$ respectivement). En revanche, les valeurs les plus élevées ont été notées chez les plantes irriguées par ELS, atteignant $4.81 \pm 0.08 \text{ cm}^2$, avec un taux d'accroissement de 67.60 % par rapport aux feuilles témoins.

D'après les résultats les surface foliaires les plus importantes ont été observée chez les plantes irriguées par les eaux le plus riches en azote ; ELS ($782 \pm 6.2 \text{ mg/l}$) , ELSD ($415 \pm 2 \text{ mg/l}$) , ELR ($593 \pm 2.3 \text{ mg/l}$) En outre une corrélation positive très hautement significative a été observée entre les valeurs de la surface foliaire enregistrée et les teneurs en azote dans les eaux d'irrigation, ce qui mets en évidence l'adéquation de l'eau utilisée pour l'irrigation de l'herbe kikuyu et sa capacité à supporter des niveaux élevés de salinité ainsi que des charges importantes en DCO. Cependant, il semble que la durée de l'expérimentation ne soit pas suffisamment longue pour conclure que l'utilisation des eaux usées laitières comme eau d'irrigation n'est pas nuisible à la culture du gazon Pennicetum. Il pourrait être nécessaire selon Plénet et al., (2002) de prolonger la période d'expérimentation afin de confirmer les résultats obtenus.

4.6.4 Taux de la chlorophylle

Les résultats de l'indice de chlorophylle exprimés en unités SPAD sont présentés dans la figure 4.11.

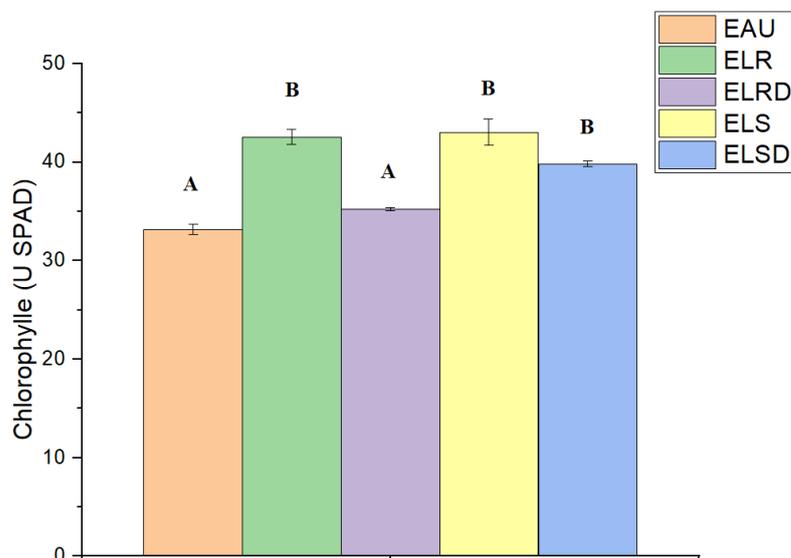


Figure 4.10 : Taux de chlorophylle exprimé en U SPAD après 30 jours de traitement

L'analyse statistique a démontré un effet très hautement significatif des effluents laitiers sur l'indice de chlorophylle. Le test de Tukey a révélé deux groupes distincts homogènes. Les valeurs observées dans les feuilles des plantes de Pennisetum traitées étaient significativement différentes par rapport au traitements témoins, à l'exception de celles irriguées avec ELRD, où une moyenne de l'indice de chlorophylle de 35.2 ± 0.15 U SPAD a été observée, se rapprochant de la valeur enregistrée chez les plantes témoins (33.17 ± 0.52 unités SPAD). En revanche, des valeurs plus élevées ont été enregistrées chez les plantes traitées avec ELSD (39.83 ± 0.31 U SPAD), ELR (42.83 ± 0.77 U SPAD) et ELS (43.03 ± 1.34 U SPAD).

Les résultats obtenus indiquent que les indices de chlorophylle les plus importants ont été enregistré dans les plantes irriguées avec des effluents laitiers ayant des teneurs élevées en azote. De plus, une corrélation positive très significative a été observée entre l'apport en azote des eaux d'irrigation et l'indice de chlorophylle. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Whitney (1974), qui atteste que le pourcentage de chlorophylle dans l'herbe Pennisetum est directement lié aux niveaux d'azote. Cependant, il convient de noter que les résultats obtenus

peuvent également être influencés par la méthode analytique utilisée. Il est également important de souligner qu'une mole de chlorophylle contient 4 moles d'azote [305].

Les travaux de Cechin & Fumis (2004) confirment que la disponibilité en azote entraîne une teneur accrue en azote dans les feuilles, créant ainsi une relation étroite entre la teneur en azote des feuilles et la photosynthèse pour de nombreuses espèces. De plus, plus d'un tiers de l'azote total est alloué aux feuilles pour les plantes de type C3 [307], et 75 % de l'azote foliaire se concentre dans les chloroplastes [308]. Par conséquent, une limitation de la teneur en chlorophylle est souvent attribuée à une limitation des apports en azote.

4.6.5 Taux des sucres solubles totaux

Les résultats obtenus pour les sucres solubles sont présentés dans la figure 4.11.

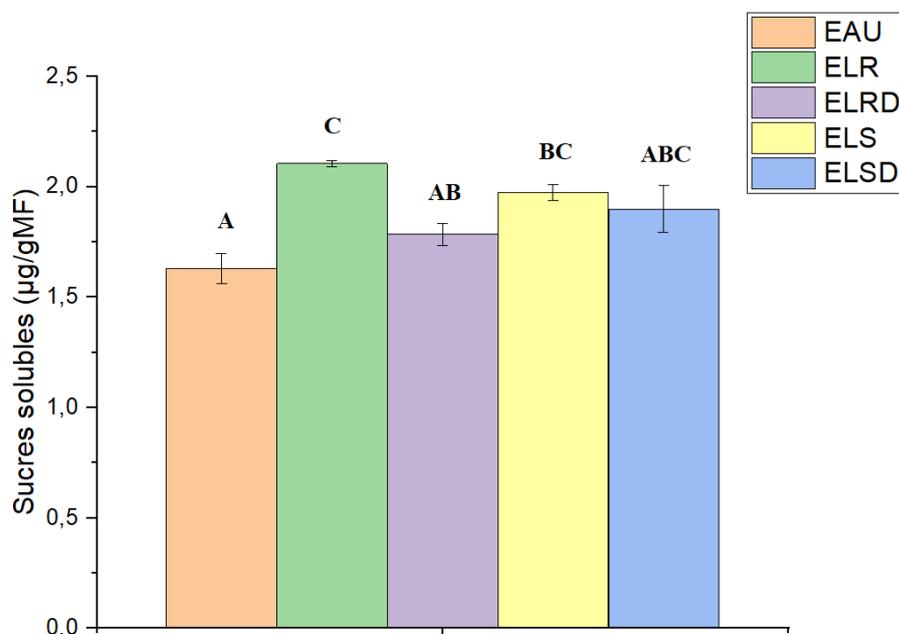


Figure 4.11 : Teneur en sucre solubles totaux après 30 jours de traitement

Les herbes Kikuyu irriguées avec de l'effluent laitier réel dilué (ELRD) ont présenté une teneur moyenne en sucres solubles totaux (SST) de $1.78 \pm 0.05 \mu\text{g/g}$ par matière fraîche (MF), ce qui est très similaire aux enregistrements notés chez les plantes témoins ($1,63 \pm 0,07 \mu\text{g/g}$ de MF). En revanche, des valeurs légèrement supérieures ont été observées pour les autres traitements : ELSD ($1.89 \pm 0.11 \mu\text{g/g}$ de MF) et ELS ($1.97 \pm 0.04 \mu\text{g/g}$ de MF), comme l'illustre le test de Tukey qui a révélé des groupes homogènes fortement interconnectés entre eux. La

teneur en SST la plus élevée a été observée chez les herbes Kikuyu irriguées avec l'effluent laitier brut ELR ($2.11 \pm 0.013 \mu\text{g/g}$ de MF) qui était significativement différentes des teneurs en SST témoins.

L'analyse statistique des résultats indiquent que l'irrigation avec des effluents laitiers bruts a un impact significatif ($P < 0.05$), bien que modéré, sur les taux de sucres solubles dans le gazon kikuyu par rapport à l'eau du robinet, tandis que l'effet de l'irrigation avec des effluents dilués n'a pas eu d'effet statistiquement significatif. Les taux de sucres observés chez les plantes irriguées avec des effluents dilués étant assez proches de ceux enregistrés chez les plantes témoins.

Une corrélation légèrement significative a été observé entre les taux de sucres solubles totaux dans les feuilles des plantes Pennisetum traitées avec les apports en azote des eaux d'irrigation, ces derniers étant fortement corrélés avec les indices de chlorophylle enregistrés. Cette relation s'explique par le fait que les sucres solubles, notamment les monosaccharides et les oligosaccharides, représentent le principal produit de la photosynthèse et la principale substance pour le métabolisme [309]. De plus, Perchlik (2018) affirme que la capacité photosynthétique est étroitement liée à la teneur en azote des feuilles, car la majorité de l'azote présent dans les feuilles se trouve dans la chlorophylle et dans les protéines des thylakoïdes et du cycle de Calvin-Benson.

De plus, en tant que matière première pour la synthèse des lipides et des protéines, les sucres solubles jouent un rôle essentiel dans la réponse aux stress environnementaux [284]. En cas de conditions de stress hydrique ou salin, les plantes utilisent des mécanismes d'adaptation en produisant et accumulant des osmolytes compatibles tels que la proline et les SST dans leurs différents tissus [311]. Cependant, le taux supplémentaire de production et d'accumulation de SST peut varier d'une plante à l'autre et se répartir différemment dans les différentes parties de la plante, bien que les feuilles concentrent davantage d'osmolytes par rapport aux autres tissus de la plante [312].

Les SST peuvent également servir de signal pour la régulation métabolique et agir en tant qu'osmolytes typiques qui protègent et stabilisent les membranes cellulaires tout en maintenant la pression de turgescence [313].

Les taux de sucres solubles totaux obtenus dans les feuilles des plantes irriguées avec les eaux usées laitières, par rapport à ceux enregistrés chez les plantes témoins irriguées avec de l'eau du robinet, suggèrent que l'herbe *P. clandestinum* soit soumise à un stress modéré,

probablement en raison de la salinité élevée et de la charge organique importante, comme indiqué par les valeurs élevées de la CE, MES, et DCO.

4.6.6 Taux de la proline

L'analyse statistique a révélé un effet significatif peu marquant des effluents laitiers par rapport aux témoins sur le taux de proline par matière fraîche dans les plantes *P. clandestinum* traitées.

Comme le montre la Figure 4.13, les taux de proline enregistrés étaient de $0.0072 \mu\text{g/g MF}$ et $0.007 \pm 0.003 \mu\text{g/g MF}$ pour les plantes irriguées par les effluents laitiers dilués respectivement ELRD et ELSD qui sont presque identiques au taux de proline observée chez les plantes témoins ($0.0066 \mu\text{g/g MF}$). En revanche, des valeurs nettement plus élevées ont été observées pour les herbes *Pennicetum* irriguées par les effluents laitiers bruts où le taux de proline a atteint $0.0179 \pm 0.003 \mu\text{g/g MF}$ pour ELS, et $0.0217 \pm 0.001 \mu\text{g/g MF}$ pour ELR.

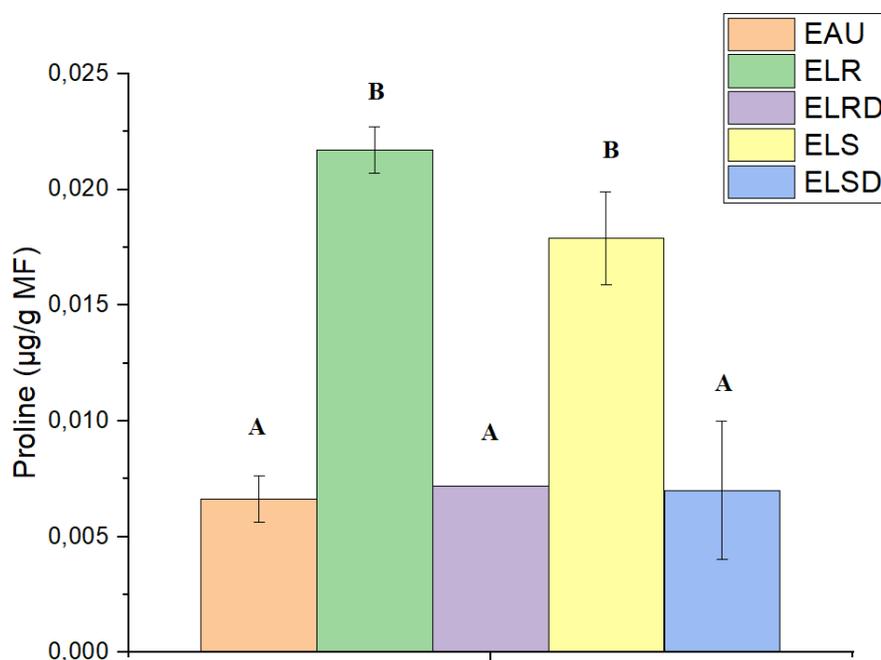


Figure 4.12 : Taux de proline après 30 jours de traitement

Lorsque nous avons utilisé le test de comparaisons multiples post hoc de Tukey pour analyser les taux de proline dans l'ensemble des traitements, il a identifié un seul groupe homogène qui regroupait toutes les valeurs. Cela signifie que, selon ce test, il n'y avait pas de différences significatives entre les différents traitements en ce qui concerne les taux de proline.

Cependant, lorsque nous avons utilisé le test de Waller-Duncan, qui est connu pour être plus sensible, il a révélé deux groupes homogènes distincts. Cela indique que ce test a détecté des différences subtiles dans les taux de proline entre les traitements. Plus précisément, il a montré que les taux de proline étaient légèrement plus élevés chez les herbes kikuyu irriguées par les effluents laitiers bruts non dilués par rapport aux plantes témoins et à celles irriguées par les effluents dilués. Ces différences étaient statistiquement significatives, ce qui suggère que l'irrigation avec des effluents laitiers bruts non dilués avait un impact sur les taux de proline des herbes kikuyu.

Selon Ogagaoghene (2017), de nombreuses études sur la pollution ont révélé que les effets nocifs des polluants sont dus à la production d'espèces réactives de l'oxygène dans les plantes, entraînant ainsi une destruction peroxydative des composants cellulaires. De plus, Hanet al (2013) et Ördög (2011) ont mis en évidence que la proline, en tant que mécanisme d'ajustement osmotique, joue un rôle essentiel dans le renforcement de la résistance des plantes au stress en augmentant sa concentration dans les cellules végétales, sans avoir d'effets néfastes sur le métabolisme. Cette augmentation de la concentration de proline contribue à améliorer dans une certaine mesure l'adaptabilité des organismes aux contraintes environnementales.

Venekamp (1989) atteste que, certains auteurs ont également avancé l'idée que l'accumulation de proline pourrait jouer un rôle essentiel dans la régulation du pH cellulaire. En outre, il est important de noter que le pH du sol est considéré comme l'un des paramètres les plus cruciaux pouvant être affectés lors de l'utilisation d'eau recyclée pour l'irrigation. Le pH du sol a diverses répercussions sur la croissance des plantes, notamment son impact sur des processus tels que la nitrification, la dénitrification et la minéralisation du glucose dans l'environnement du sol [316].

L'utilisation de divers types d'eaux usées pour l'irrigation a été associée à des variations incohérentes du pH du sol, selon plusieurs études. Certains chercheurs ont observé une augmentation du pH du sol [317], alors que d'autres ont rapporté une diminution du pH du sol après l'application d'eaux usées [318]. En revanche, Khan et al., (2008) n'ont pas observé d'effet significatif sur le pH du sol lors de l'irrigation avec des eaux usées. Ces résultats soulignent la

complexité des interactions entre les caractéristiques des eaux usées et les propriétés du sol, ce qui peut entraîner des variations du pH du sol lors de l'utilisation d'eaux usées pour l'irrigation.

À la lumière des informations précédentes, il semble que l'augmentation des niveaux de proline dans les herbes *Pennicetum* irriguées avec de l'eau usée laitière puisse être interprétée comme une réponse des plantes au stress induit par la salinité élevée, caractérisée par des valeurs élevées de la CE et de MES. De plus, il est possible que l'utilisation de ces eaux usées ait un impact sur le pH du sol. Cependant, les résultats concernant les niveaux de proline ne semblent pas être en corrélation avec les observations relatives à la croissance du gazon kikiyu et à ses caractéristiques morphologiques. En effet, il a été démontré que l'irrigation avec les eaux usées provenant de l'industrie laitière avait des effets bénéfiques sur la croissance des plantes en fournissant les éléments nutritifs nécessaires à leur développement.

Verbruggen & Hermans (2008), ont validé les avantages de l'accumulation de proline en réponse au stress grâce à une approche transgénique. Cependant, ils ont également noté qu'un consensus n'avait pas encore été établi concernant le rôle précis de cette accumulation de proline. Cette complexité découle probablement du fait que les accumulations de proline mettent également en évidence l'importance des composants protéiques. De plus, il convient de noter que plusieurs facteurs pourraient influencer les résultats de cette découverte. Par exemple, la détermination de la tolérance ou de la sensibilité d'une espèce végétale testée pourrait varier au fil des saisons [321].

En résultat, il demeure difficile de tirer des conclusions définitives concernant l'accumulation de proline dans les tissus foliaires de l'herbe *P. clandestinum*. Cette accumulation pourrait résulter soit d'un stress modéré vis-à-vis des eaux usées laitières et leurs charges élevées en polluants, soit d'une composition protéique intrinsèque riche en proline. Par conséquent, il est envisageable que cette question nécessite des expérimentations de plus longue durée, visant à étudier comment l'herbe kikiyu réagit à l'irrigation par des eaux laitières recyclées sur une période prolongée, ainsi que dans différentes phases de son cycle de croissance.

CONCLUSION

CONCLUSION

La présente étude visait à mettre en lumière l'efficacité de la phytotechnologie dans le traitement des eaux usées de l'industrie laitière, ainsi que la réutilisation de ces eaux usées à des fins d'irrigation. Les résultats que nous avons obtenus sont les suivants :

L. minor a provoqué une augmentation du pH dans les effluents non dilués, avec des valeurs de 5,8 pour ELR et 6,3 pour ELS, maintenant ces niveaux dans la plage acide. En revanche, dans les effluents dilués ELRD et ELSD, le pH a diminué pour atteindre 6.5 et 7.3 respectivement.

L. minor a accompli des taux d'élimination modérée de CE et de MES dans les effluents bruts. En revanche ; des taux de réduction plus importants ont été enregistrés dans les effluents dilués ou le taux d'élimination de CE a atteint 41 % et 35.8% et celui de MES 25 % et 29.2 % dans ELRD et ELSD respectivement.

Les taux d'élimination de la DCO était plus importante aussi dans les effluents dilués par rapport aux effluents bruts atteignant 60 % pour ELRD 55.5 % pour ELSD.

En ce qui concerne l'élimination de l'azote et du phosphore, les résultats obtenus confirment la forte capacité d'absorption de ces nutriments par L. minor notamment dans les effluents laitiers dilués. L'élimination de N était de 65.36 % et 63.45 % dans ELRD et ELSD respectivement, tandis qu'une diminution encore plus accrue a été observée pour le phosphore chez ELRD (87.11 %), suivie par 78.82 % chez ELSD.

Dans l'ensemble, l'élimination plus élevée de tous les paramètres étudiés dans les unités peuplées de lentilles d'eau par rapport au témoin témoigne de l'efficacité de L. minor dans la phytoremédiation des eaux usées laitières, en particulier lors de la réduction de la charge primaire des polluants.

Les taux de croissance les plus remarquables de la lentille d'eau ont été observés dans les effluents laitiers dilués. Dans l'échantillon ELSD, le nombre de frondes a doublé par rapport au poids frais initial, avec un taux de croissance relatif (TCR) atteignant 0.13 par jour. De manière similaire ; le nombre initial de frondes et de biomasse a triplé dans l'effluent ELRD, affichant un TCR/F de 0.15 / jour et un TCR/B de 0.16 /jour.

Les résultats montrent que *L. minor* peut extraire efficacement les éléments nutritifs nécessaires à sa croissance maximale à partir des eaux usées laitières, en particulier l'azote et le phosphore, ce qui contribue à réduire significativement la charge polluante.

L'expérience d'irrigation du gazon *P. clandestinum* avec de l'eau usée laitière a montré un impact peu marquant sur l'ensemble des paramètres de la plante. Les observations ont révélé que :

En ce qui concerne la longueur des racines et la hauteur des plantes, les résultats ont montré des valeurs similaires à celles obtenues avec les plantes témoins, ce qui suggère que l'utilisation des effluents laitiers comme eau d'irrigation ne constitue pas une source de stress pour la plante kikuyu. Au contraire, on a observé des résultats significativement importants chez les traitements irrigués avec ELSD, où la longueur des racines a atteint 11 cm, et des valeurs encore plus élevées pour la hauteur des plantes, avec une hauteur maximale de 21.33 cm observée chez les plantes irriguées avec ELS. Ces valeurs peuvent probablement s'expliquer par la richesse en azote de ces effluents.

Aucun impact significatif de l'irrigation par des effluents laitiers n'a été enregistré concernant le nombre des feuilles. En revanche ; des valeurs de surface foliaires les plus importantes ont été observées chez les plantes irriguées par les eaux le plus riches en azote ; ELS (4.81 cm²), ELSD (3.9 cm²), ELR (3.21cm²). Une corrélation positive très hautement significative a été observée entre les valeurs de SF et les teneurs en azote dans les eaux d'irrigation. Cela souligne l'adéquation des effluents laitiers comme eaux d'irrigation pour l'herbe kikuyu et sa capacité à supporter des niveaux élevés de salinité ainsi que charges importantes en DCO.

L'impact des effluents laitiers sur le gazon kikuyu s'est révélé un peu plus remarquable dans les paramètres physiologiques des plantes.

Les indices de chlorophylle les plus importants ont été enregistrés dans les plantes irriguées avec des effluents laitiers ayant des teneurs élevées en azote ; ELSD (39.83 U SPAD), ELR (42.83 U SPAD) et ELS (43.03 U SPAD).

La teneur en SST la plus élevée a été observée chez les herbes Kikuyu irriguées avec l'effluent laitier brut ELR (2.11 µg/g MF). Des valeurs qui se rapprochent ont été observées chez ELRD (1.78 µg/g MF), ELSD (1.89 µg/g MF) et ELS (1.97 µg/g MF).

Les niveaux les plus élevés de proline ont été observés chez les herbes *P. Clandestinum* irriguées avec les effluents laitiers bruts, atteignant respectivement 0,0179 $\mu\text{g/g}$ MF pour ELS et 0.0217 $\mu\text{g/g}$ MF pour ELR.

Les résultats confirment l'efficacité de *L. minor* dans le traitement des eaux usées laitières, notamment pour la DCO, l'azote et le phosphore. De plus, elle génère une biomasse utile, étant donné l'absence de toxicité des eaux usées étudiées. Toutefois, *L. minor* s'est montré plus efficace avec une charge initiale de polluants réduite.

En ce qui concerne le test d'irrigation, il semble que les eaux usées laitières n'aient pas eu d'effet négatif sur les herbes kikuyu dans l'ensemble, notamment avec l'absence d'effets négatifs sur les caractéristiques morphologiques des plantes. Cependant, la durée de l'expérimentation semble insuffisante pour tirer une conclusion ferme que les effluents laitiers ne soient pas une source de stress environnemental.

Recommandations et perspectives : Il est impératif de conduire davantage de recherches et de réaliser des études à plus grande échelle et sur de plus longues périodes afin de déterminer la capacité maximale de *L. minor* en tant qu'agent de traitement des eaux usées laitières. De plus ; il est nécessaire de prolonger la période d'expérimentation d'irrigation. L'application à grande échelle de cette méthode et l'étude des modifications induites dans le sol en raison de l'utilisation de ces eaux doivent également être prises en considération. En outre, il est recommandé de tester d'autres types de plantes, pour confirmer l'aptitude des eaux résiduaires laitières à être utilisés comme eaux d'irrigation sans danger. Ces recommandations doivent être étayées par des preuves scientifiques solides et visent à développer des technologies réalisables et applicables sur le terrain.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Rastoin, J.-L., & Gherzi, G. (2010). Le système alimentaire mondial: concepts et méthodes, analyses et dynamiques: Éditions Quae. 13-71.
2. Rastoin, J.-L. (2012). L'industrie agroalimentaire au coeur du système alimentaire mondial. Regards sur la terre. Développement, alimentation, environnement: Changer l'agriculture, 275-285.
3. Pulluru, S. J., & Akkerman, R. (2018). Data-driven water-efficient production scheduling in the food industry. In A. Friedl, J. J. Klemeš, S. Radl, P. S. Varbanov & T. Wallek (Eds.), *Computer Aided Chemical Engineering* (Vol. 43, pp. 1063-1068): Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-64235-6.50186-8>
4. Schierano, M. C., Panigatti, M. C., Maine, M. A., Griffa, C. A., & Boglione, R. (2020). Horizontal subsurface flow constructed wetland for tertiary treatment of dairy wastewater: Removal efficiencies and plant uptake. *Journal of Environmental Management*, 272, 111094. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111094>
5. Anonyme 1 (2019) : OCDE, P. (2009). Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2019-2028. http://www.fao.org/3/CA4076FR/CA4076FR_chapitre7_Lait.pdf, consulté le 22/06/2023
6. Sinha, S., Srivastava, A., Mehrotra, T., & Singh, R. (2019). A Review on the Dairy Industry Waste Water Characteristics, Its Impact on Environment and Treatment Possibilities Emerging Issues in Ecology and Environmental Science (pp. 73-84): Springer.
7. Acharki, S., Amharref, M., El Halimi, R., & Bernoussi, A.-S. (2019). Évaluation par approche statistique de l'impact des changements climatiques sur les ressources en eau: application au périmètre du Gharb (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau*, 32(3), 291-315. <https://doi.org/10.7202/1067310ar>
8. Boyd, C. E. (2019). *Water quality: an introduction*: Springer Nature. 21-26.
9. Valta, K., Kosanovic, T., Malamis, D., Moustakas, K., & Loizidou, M. (2015). Overview of water usage and wastewater management in the food and beverage industry. *Desalination and Water Treatment*, 53(12), 3335-3347. Doi: 10.1080/19443994.2014.934100
10. Collin, J. (2019). L'eau le miracle oublié : Guy Trédaniel. 51-60.
11. Becerra-Castro, C., Lopes, A. R., Vaz-Moreira, I., Silva, E. F., Manaia, C. M., & Nunes, O. C. (2015). Wastewater reuse in irrigation: A microbiological perspective on implications in soil fertility and human and environmental health. *Environment International*, 75, 117-135. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.11.001>.
12. Anonyme 2. (2023) La Conférence des Nations Unies sur l'eau. <https://press.un.org/fr/2023/envdev2057.doc.htm>. Consulté le 07Aout 2023
13. Vigil, K. M. (2003). *Clean water. As Introduction to Water Quality and Water Pollution Control*.
14. Adjagodo, A., Tchibozo, M. A. D., Kelome, N. C., & Lawani, R. (2016). Flux des polluants liés aux activités anthropiques, risques sur les ressources en eau de surface et la chaîne trophique à travers le monde: synthèse bibliographique. *International journal of biological and chemical sciences*, 10(3), 1459-1472.
15. Haidar, C. M. (2014). Evaluation de la qualité de l'eau du bassin supérieur de la rivière du Litani, Liban: approche hydrogéochimique. Université de Lorraine

16. Cecconet, D., Molognoni, D., Callegari, A., & Capodaglio, A. G. (2018). Agro-food industry wastewater treatment with microbial fuel cells: Energetic recovery issues. *International Journal of Hydrogen Energy*, 43(1), 500-511. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijhydene.2017.07.231>
17. Salgot, M., & Folch, M. (2018). Wastewater treatment and water reuse. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2, 64-74. DOI:10.1016/j.coesh.2018.03.005
18. Angelakis, A. N., & Snyder, S. A. (2015). Wastewater treatment and reuse: Past, present, and future (Vol. 7, pp. 4887-4895): MDPI. doi:10.3390/w7094887
19. Daneshvar, E., Zarrinmehr, M. J., Hashtjin, A. M., Farhadian, O., & Bhatnagar, A. (2018). Versatile applications of freshwater and marine water microalgae in dairy wastewater treatment, lipid extraction and tetracycline biosorption. *Bioresource technology*, 268, 523-530. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.032>
20. Ghaly, A. E., & Farag, H. (2007). Phytoremediation of anaerobic digester effluent for water purification and production of animal feed. *Americ J Agri Biol*, 2, 1-14.
21. Sadowsky, M. (1999). Phytoremediation: past promises and future practices. Paper presented at the Proceedings of the 8th international symposium on microbial ecology. Halifax, Canada.
22. Shukla, K. P., Singh, N. K., & Sharma, S. (2010). Bioremediation: developments, current practices and perspectives. *Genet Eng Biotechnol J*, 3, 1-20.
23. Laghlimi, M., Baghdad, B., El Hadi, H., & Bouabdli, A. (2015). Phytoremediation mechanisms of heavy metal contaminated soils: a review. *Open journal of Ecology*, 5(08), 375. <https://doi.org/10.4236/oje.2015.58031>
24. Marmiroli, N., Marmiroli, M., & Maestri, E. (2006). Phytoremediation and phytotechnologies: a review for the present and the future *Soil and water pollution monitoring, protection and remediation*. 403-416: Springer.
25. Gunarathne, V., Gunatilake, S. R., Wanasinghe, S. T., Atugoda, T., Wijekoon, P., Biswas, J. K., & Vithanage, M. (2020). 7 - Phytoremediation for E-waste contaminated sites. In M. N. V. Prasad, M. Vithanage & A. Borthakur (Eds.), *Handbook of Electronic Waste Management* (pp. 141-170): Butterworth-Heinemann.
26. Bert, V. (2012). *Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués*: EDP Sciences. Paris.
27. Bharagava, R. N., Saxena, G., & Mulla, S. (2020). *Bioremediation of industrial waste for environmental safety* (Vol. 1): Springer.
28. Aisien, F. A., Oboh, I. O., & Aisien, E. T. (2012). Phytotechnology-remediation of inorganic contaminants. In Anjum, N. A., Pereira, M. E., Ahmad, I., Duarte, A. C., Umar, S., & Khan, N. A.. *Phytotechnologies: remediation of environmental contaminants*: CRC Press. 75-82.
29. Anjum, N. A., Pereira, M. E., Ahmad, I., Duarte, A. C., Umar, S., & Khan, N. A. (2012). *Phytotechnologies: remediation of environmental contaminants*: CRC Press.
30. Doni, S., Macci, C., Peruzzi, E., Iannelli, R., & Masciandaro, G. (2015). Heavy metal distribution in a sediment phytoremediation system at pilot scale. *Ecological Engineering*, 81, 146-157. [10.1016/j.ecoleng.2015.04.049](https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.049)
31. San Miguel, A. (2011). *Phytoremédiation des organochlorés. Etude mécanistique et fonctionnelle des capacités épuratrices du système plante-rhizosphère*. Université de Grenoble.
32. Chaney, R., 1983. Plant uptake of inorganic waste constituents. *In*: Gunarathne, V., Gunatilake, S. R., Wanasinghe, S. T., Atugoda, T., Wijekoon, P., Biswas, J. K., & Vithanage, M. (2020). 7 - Phytoremediation for E-waste contaminated sites. In M. N. V. Prasad, M.

- Vithanage & A. Borthakur (Eds.), Handbook of Electronic Waste Management.141-170: Butterworth-Heinemann.
33. Brooks, R. R., Lee, J., Reeves, R. D., & Jaffré, T. (1977). Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration*, 7, 49-57.
 34. Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M. K., Lahori, A. H., Wang, Q., Ronghua, L & Zhang, Z. (2016). Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 126, 111-121. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>
 35. Pandey, V. C., & Bajpai, O. (2019). Phytoremediation: from theory toward practice Phytomanagement of polluted sites (pp. 1-49): Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813912-7.00001-6>
 36. Susarla, S., Medina, V. F., & McCutcheon, S. C. (2002). Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 18(5), 647-658.
 37. Megloul, H. (2017). La phytoremédiation assistée par les champignons mycorhiziens à arbuscules des sols historiquement contaminés par les dioxines/furanes: Conséquences sur le microbiote du sol et sur la dissipation des polluants. Université du Littoral Côte d'Opale
 38. Delattre, E. (2020). Phytoremédiation de déchets chlorurés en respect de la biodiversité: Application au traitement des effluents industriels et des sédiments marins. Université de Nîmes.
 39. Gong, Y., Chen, J., & Pu, R. (2019). The enhanced removal and phytodegradation of sodium dodecyl sulfate (SDS) in wastewater using controllable water hyacinth. *International Journal of Phytoremediation*, 21(11), 1080-1089. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1606779>
 40. He, Y., Langenhoff, A. A., Sutton, N. B., Rijnaarts, H. H., Blokland, M. H., Chen, F., Huber, C., Schröder, P. (2017). Metabolism of ibuprofen by *Phragmites australis*: uptake and phytodegradation. *Environmental science & technology*, 51(8), 4576-4584. DOI: 10.1021/acs.est.7b00458
 41. Sampaio, C. J., de Souza, J. R., Damião, A. O., Bahiense, T. C., & Roque, M. R. (2019). Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a diesel oil-contaminated mangrove by plant growth-promoting rhizobacteria. *3 Biotech*, 9, 1-10. DOI 10.1007/s13205-019-1686-8
 42. Ghosh, M., & Singh, S. (2005). A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J Energy Environ*, 6(4), 18.
 43. Lee, J. H. (2013). An overview of phytoremediation as a potentially promising technology for environmental pollution control. *Biotechnology and Bioprocess Engineering*, 18, 431-439. DOI:10.1007/s12257-013-0193-8
 44. Cristaldi, A., Conti, G. O., Jho, E. H., Zuccarello, P., Grasso, A., Copat, C., & Ferrante, M. (2017). Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs. A brief review. *Environmental Technology & Innovation*, 8, 309-326. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.08.002>
 45. Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Bio/technology*, 13(5), 468-474. <https://doi.org/10.1038/nbt0595-468>
 46. Amare, E., Kebede, F. & Mulat, W. (2018). Wastewater treatment by *Lemna minor* and *Azolla filiculoides* in tropical semi-arid regions of Ethiopia. *Ecological Engineering*, 464–473. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.005>.

47. Ugurlu, A., Kendir, E., & Cagla, E. Cilingir. (2019). Constructed wetlands an emerging phytotechnology for treatment of industrial wastewaters (Chap 4) In :Bharagava, R. N. (2019). *Recent Advances in Environmental Management* ((1st ed.) ed.):CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781351011259>
48. Kaonda, M. K. M., & Chileshe, K. (2023). Assessment of Sunflower (*Helianthus annuus* L.) for Phytoremediation of Heavy Metal Polluted Mine Tailings—A Case Study of Nampundwe Mine Tailings Dam, Zambia. *Journal of Environmental Protection*, 14(7), 481-492. DOI: 10.4236/jep.2023.14702
49. Khan, S., Masoodi, T. H., Pala, N. A., Murtaza, S., Mugloo, J. A., Sofi, P. A., Musaib, Zaman, M.U, Kumar, R & Kumar, A. (2023). Phytoremediation Prospects for Restoration of Contamination in the Natural Ecosystems. *Water*, 15(8), 1498. <https://doi.org/10.3390/w15081498>
50. Zaimoglu, Z., & Erdoğan, R. (2015). Chapter The Characteristics of Phytoremediation of Soil and Leachate Polluted by Landfills.
51. Golubović, T. D., & Ilić, S. (2023). Phytoremediation of Municipal Solid Waste Landfills: Challenges and Opportunities. *Transformation and Efficiency Enhancement of Public Utilities Systems: Multidimensional Aspects and Perspectives*, 367-395. DOI: 10.4018/978-1-6684-7730-4.ch014
52. Chan-Quijano, J. G., Cach-Pérez, M. J., & Rodríguez-Robles, U. (2020). Phytoremediation of Soils Contaminated by Hydrocarbon. In B. R. Shmaefsky (Ed.), *Phytoremediation: In-situ Applications* (pp. 83-101). Cham: Springer International Publishing.
53. Shikha, D., & Singh, P. K. (2021). In situ phytoremediation of heavy metal-contaminated soil and groundwater: a green inventive approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 4104-4124. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11600-7>
54. Zhou, Y., Stepanenko, A., Kishchenko, O., Xu, J., & Borisjuk, N. (2023). Duckweeds for Phytoremediation of Polluted Water. *Plants*, 12(3), 589. <https://doi.org/10.3390/plants12030589>
55. Lin, Q., & Mendelsohn, I. A. (2009). Potential of restoration and phytoremediation with *Juncus roemerianus* for diesel-contaminated coastal wetlands. *Ecological Engineering*, 35(1), 85-91. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.09.010.
56. Yadav, D., & Kumar, P. (2019). *Phytoremediation of hazardous radioactive wastes Assessment and Management of Radioactive and Electronic Wastes* (pp. 29): IntechOpen.
57. Sekhohola-Dlamini, L. M., Keshinro, O. M., Masudi, W. L., & Cowan, A. K. (2022). Elaboration of a phytoremediation strategy for successful and sustainable rehabilitation of disturbed and degraded land. *Minerals*, 12(2), 111.
58. Kumar, R., Verma, V., Thakur, M., Singh, G., & Bhargava, B. (2023). A systematic review on mitigation of common indoor air pollutants using plant-based methods: a phytoremediation approach. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 1-27.
59. McIntyre, T. (2003). Phytoremediation of heavy metals from soils. *Phytoremediation*, 97-123.
60. Farraji, H., Zaman, N. Q., Tajuddin, R., & Faraji, H. (2016). Advantages and disadvantages of phytoremediation: A concise review. *Int J Env Tech Sci*, 2, 69-75.
61. Mocek-Płóćiniak, A., Mencil, J., Zakrzewski, W., & Roszkowski, S. (2023). Phytoremediation as an Effective Remedy for Removing Trace Elements from Ecosystems. *Plants*, 12(8), 1653.

62. Yan, A., Wang, Y., Tan, S. N., Mohd Yusof, M. L., Ghosh, S., & Chen, Z. (2020). Phytoremediation: a promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. *Frontiers in Plant Science*, 11, 359. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
63. Tripathi, S.; Singh, V.K.; Srivastava, P.; Singh, R.; Devi, R.S.; Kumar, A.; Bhadouria, R. (2020). Phytoremediation of organic pollutants: Current status and future directions. In *Abatement of Environmental Pollutants*; Singh, P., Kumar, A., Borthakur, A., Eds.; Elsevier. 81-105. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818095-2.00004-7>
64. Raklami, A., Meddich, A., Oufdou, K., & Baslam, M. (2022). Plants—Microorganisms-based bioremediation for heavy metal cleanup: Recent developments, phytoremediation techniques, regulation mechanisms, and molecular responses. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(9), 5031. <https://doi.org/10.3390/ijms23095031>
65. Jacob, J. M., Karthik, C., Saratale, R. G., Kumar, S. S., Prabakar, D., Kadirvelu, K., & Pugazhendhi, A. (2018). Biological approaches to tackle heavy metal pollution: a survey of literature. *Journal of environmental management*, 217, 56-70. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.077>
66. Adeoye, A. O., Adebayo, I. A., Afodun, A. M., & Ajijolakewu, K. A. (2022). Benefits and limitations of phytoremediation: Heavy metal remediation review *Phytoremediation* (pp. 227-238): Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-89874-4.00002-9>
67. Cameselle, C., & Gouveia, S. (2019). Phytoremediation of mixed contaminated soil enhanced with electric current. *Journal of Hazardous Materials*, 361, 95-102. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.062>
68. Kirpichtchikova, T. (2009). Phytoremédiation par Jardins Filtrants d'un sol pollué par des métaux lourds: Approche de la phytoremédiation dans des casiers végétalisés par des plantes de milieux humides et étude des mécanismes de remobilisation/immobilisation du zinc et du cuivre. Université Joseph-Fourier-Grenoble I.
69. Ibañez, S., Talano, M., Ontañón, O., Suman, J., Medina, M. I., Macek, T., & Agostini, E. (2016). Transgenic plants and hairy roots: exploiting the potential of plant species to remediate contaminants. *New biotechnology*, 33(5), 625-635. <https://doi.org/10.1016/j.nbt.2015.11.008>
70. Da Conceição Gomes, M. A., Hauser-Davis, R. A., de Souza, A. N., & Vitória, A. P. (2016). Metal phytoremediation: General strategies, genetically modified plants and applications in metal nanoparticle contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 134, 133-147. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.08.024>
71. Khandare, R. V., & Govindwar, S. P. (2015). Phytoremediation of textile dyes and effluents: Current scenario and future prospects. *Biotechnology Advances*, 33(8), 1697-1714. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2015.09.003>
72. Singh, R., & Sharma, B. (2018). Application of Hairy-Root Culture Technology in Phytoremediation for Environmental Cleanup Past, Present, and Future Outlook Recent Advances in Environmental Management (pp. 511-525): CRC Press.
73. Auer, C. (2008). Ecological risk assessment and regulation for genetically-modified ornamental plants. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 27(4), 255-271. <https://doi.org/10.1080/07352680802237162>
74. Ellstrand, N. C., & Schierenbeck, K. A. (2000). Hybridization as a stimulus for the evolution of invasiveness in plants? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(13), 7043-7050. <https://doi.org/10.1073/pnas.97.13.7043>

75. Wilkinson, M. J., Sweet, J., & Poppy, G. M. (2003). Risk assessment of GM plants: avoiding gridlock? *Trends in Plant Science*, 8(5), 208-212. doi:10.1016/S1360-1385(03)00057-8
76. Rajasekar, A., Wilkinson, S., & Moy, C. K. (2021). MICP as a potential sustainable technique to treat or entrap contaminants in the natural environment: A review. *Environmental Science and Ecotechnology*, 6, 100096. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2021.100096>
77. Tangahu, B. V., Sheikh Abdullah, S. R., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., & Mukhlisin, M. (2011). A review on heavy metals (As, Pb, and Hg) uptake by plants through phytoremediation. *International journal of chemical engineering*, 2011. <https://doi.org/10.1155/2011/939161>
78. Newete, S. W., & Byrne, M. J. (2016). The capacity of aquatic macrophytes for phytoremediation and their disposal with specific reference to water hyacinth. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 10630-10643. DOI 10.1007/s11356-016-6329-6
79. Dhir, B. (2013). *Phytoremediation: role of aquatic plants in environmental clean-up* (Vol. 14): 21-50. Springer.
80. Anand, S., Bharti, S. K., Dviwedi, N., Barman, S., & Kumar, N. (2017). Macrophytes for the reclamation of degraded waterbodies with potential for bioenergy production. *Phytoremediation potential of bioenergy plants*, 333-351. DOI: 10.1007/978-981-10-3084-0_13
81. Rai, P. K. (2009). Heavy metal phytoremediation from aquatic ecosystems with special reference to macrophytes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(9), 697-753. <https://doi.org/10.1080/10643380801910058>
82. Fletcher, J., Willby, N., Oliver, D. M., & Quilliam, R. S. (2020). Phytoremediation using aquatic plants. *Phytoremediation: In-situ Applications*, 205-260. DOI: 10.1007/978-3-030-00099-8_7
83. Sood, A., Uniyal, P. L., Prasanna, R., & Ahluwalia, A. S. (2011). Phytoremediation potential of aquatic macrophyte, *Azolla*. *Ambio*, 41, 122-137.
84. Schwarz, A.-M., & Hawes, I. (1997). Effects of changing water clarity on characean biomass and species composition in a large oligotrophic lake. *Aquatic Botany*, 56(3-4), 169-181.
85. Arber, A. (1920). *Water plants: a study of aquatic angiosperms*: Cambridge University Press. Cambridge, 436pp *In* Anand, S., Bharti, S. K., Dviwedi, N., Barman, S., & Kumar, N. (2017). Macrophytes for the reclamation of degraded waterbodies with potential for bioenergy production. *Phytoremediation potential of bioenergy plants*, 333-351. DOI: 10.1007/978-981-10-3084-0_13
86. Sculthorpe, C. D. (1967). *The biology of aquatic vascular plants*. St.Martin's press, New York. 610 pp *In* Anand, S., Bharti, S. K., Dviwedi, N., Barman, S., & Kumar, N. (2017). Macrophytes for the reclamation of degraded waterbodies with potential for bioenergy production. *Phytoremediation potential of bioenergy plants*, 333-351. DOI: 10.1007/978-981-10-3084-0_13
87. Brix, H., & Schierup, H.-H. (1989). The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, 28(2), 100-107 *In* Newete, S. W., & Byrne, M. J. (2016). The capacity of aquatic macrophytes for phytoremediation and their disposal with specific reference to

- water hyacinth. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 10630-10643. DOI 10.1007/s11356-016-6329-6.
88. Anonyme 3, (SD) via des sites internet. *Typha angustifolia*. <https://www.santonine.fr/2805/massette-a-feuille-etroite.jpg>., *Vallisneria Spiralis*. <https://himadriaquatics.b-cdn.net/wp-content/uploads/2020/01/spiralis-1.jpg> , *Potamogeton crispus*. <https://www.aquaportail.com/aquabdd/photos/potamogeton-crispus.jpg>. *Lemna minor* .https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/6/61/Eendekroos_dicht_bijeen.JPG. Consultés: le 19 Août 2023.
89. Dipu, S., Kumar, A. A., & Thanga, V. S. G. (2011). Phytoremediation of dairy effluent by constructed wetland technology. *The Environmentalist*, 31(3), 263-278. DOI 10.1007/s10669-011-9331-z
90. Akinbile, C. O., Ikuomola, B. T., Olanrewaju, O. O., & Babalola, T. E. (2019). Assessing the efficacy of *Azolla pinnata* in four different wastewater treatment for agricultural re-use: a case history. *Sustainable Water Resources Management*, 5(3), 1009-1015. <https://doi.org/10.1007/s40899-018-0273-1>
91. Adhikari, U., Harrigan, T., & Reinhold, D. M. (2015). Use of duckweed-based constructed wetlands for nutrient recovery and pollutant reduction from dairy wastewater. *Ecological Engineering*, 78, 6-14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.05.024>
92. Megateli, S., Dosnon-Olette, R., Trotel-Aziz, P., Geffard, A., Semsari, S., & Couderchet, M. (2013). Simultaneous effects of two fungicides (copper and dimethomorph) on their phytoremediation using *Lemna minor*. *Ecotoxicology*, 22, 683-692. DOI 10.1007/s10646-013-1060-2
93. Gerhardt, K. E., Gerwing, P. D., & Greenberg, B. M. (2017). Opinion: Taking phytoremediation from proven technology to accepted practice. *Plant Science*, 256, 170-185. doi: <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.11.016>
94. Prasad, M. N. V. (2007). Aquatic plants for phytotechnology. In *Environmental bioremediation technologies* (pp. 259-274). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg.
95. Kutty, S. R. M., Ngatenah, S., Isa, M. H., & Malakahmad, A. (2009). Nutrients removal from municipal wastewater treatment plant effluent using *Eichhornia crassipes*. pp. 1115–1123
96. Lu, B., Xu, Z., Li, J., & Chai, X. (2018). Removal of water nutrients by different aquatic plant species: An alternative way to remediate polluted rural rivers. *Ecological Engineering*, 110, 18-26. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.09.016>
97. Razak, A. S. b. A., bin Ab Wahid, Z., bin Zakaria, I., & Said, M. I. b. M. (2013). Treatment of industrial wastewater at Gebeng area using *Eichhornia Crassipes* Sp.(Water Hyacinth), *Pistia Stratiotes* Sp.(Water Lettuce) and *Salvinia Molesta* Sp.(Giant Salvinia). *Advances in Environmental Biology*, 7(12 S2), 3802-3808.
98. Ahmad, J., Abdullah, S. R. S., Hassan, H. A., Rahman, R. A. A., & Idris, M. (2017). Screening of tropical native aquatic plants for polishing pulp and paper mill final effluent. *Malaysian J. Anal. Sci*, 21(1), 105-112. DOI: <http://dx.doi.org/10.17576/mjas-2017-2101-12>
99. Chandanshive, V. V., Rane, N. R., Tamboli, A. S., Gholave, A. R., Khandare, R. V., & Govindwar, S. P. (2017). Co-plantation of aquatic macrophytes *Typha angustifolia* and

- Paspalum scrobiculatum* for effective treatment of textile industry effluent. *Journal of Hazardous Materials*, 338, 47-56. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.021>.
100. Al-Baldawi, I. A. (2018). Removal of 1, 2-Dichloroethane from real industrial wastewater using a sub-surface batch system with *Typha angustifolia* L. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 260-265. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.022>.
 101. Tangahu, B. V., & Putri, A. P. (2017). The degradation of BOD and COD of batik industry wastewater using *Egeria densa* and *Salvinia molesta*. *Jurnal Sains & Teknologi Lingkungan*, 9(2), 82-91. doi: <https://doi.org/10.20885/jstl.vol9.iss2.art2>.
 102. Seroja, R., Effendi, H., & Hariyadi, S. (2018). Tofu wastewater treatment using vetiver grass (*Vetiveria zizanioides*) and zeliac. *Applied water science*, 8, 1-6. doi: <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0640-y>.
 103. Effendi, H., Utomo, B. A., & Pratiwi, N. T. (2020). Ammonia and orthophosphate removal of tilapia cultivation wastewater with *Vetiveria zizanioides*. *Journal of King Saud University-Science*, 32(1), 207-212. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2018.04.018>.
 104. Sa'at, S. K. M., & Zaman, N. Q. (2017). Suitability of *Ipomoea aquatica* for the treatment of effluent from palm oil mill. *J. Built Environ. Technol. Eng*, 2(1), 39-44.
 105. Sa'at, S. K. M., & Zaman, N. Q. (2017). Phytoremediation potential of palm oil mill effluent by constructed wetland treatment. *Engineering Heritage Journal*, 1(1), 49-54. <https://doi.org/10.26480/gwk.01.2017.49.54>
 106. Chanu, L. B., & Gupta, A. (2016). Phytoremediation of lead using *Ipomoea aquatica* Forsk. in hydroponic solution. *Chemosphere*, 156, 407-411. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.05.001>.
 107. Matache, M. L., Marin, C., Rozyłowicz, L., & Tudorache, A. (2013). Plants accumulating heavy metals in the Danube River wetlands. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 11, 1-7. doi: <https://doi.org/10.1186/2052-336X-11-39>.
 108. Parnian, A., Chorom, M., Jaafarzadeh, N., & Dinarvand, M. (2016). Use of two aquatic macrophytes for the removal of heavy metals from synthetic medium. *Ecotoxicology & hydrobiology*, 16(3), 194-200. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.07.001>.
 109. Ekperusi, A. O., Sikoki, F. D., & Nwachukwu, E. O. (2019). Application of common duckweed (*Lemna minor*) in phytoremediation of chemicals in the environment: State and future perspective. *Chemosphere*, 223, 285-309. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.025>.
 110. Anonyme 4, (SD). Site internet. Données d'Observations pour la Reconnaissance et l'Identification de la faune et la flore Subaquatiques. DORIS. <https://doris.ffessm.fr/Especies/Lemna-minor-Petite-lentille-d-eau-2227> Consulté le 26 Aout 2023.
 111. Jewell, M. D., & Bell, G. (2023). Overwintering and re-emergence in *Lemna minor*. *Aquatic Botany*, 186, 103633. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2023.103633>.
 112. Caldwell, O. W. (1899). On the life-history of *Lemna minor*. *Botanical Gazette*, 27(1), 37-66. <https://doi.org/10.1086/327786>
 113. Reed, J. (1975). Comportement de l'écosystème de la rhizosphère de *Lemna Minor* en laboratoire. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.
 114. Kutschera, U., & Niklas, K. (2015). Darwin-Wallace Demons: survival of the fastest in populations of duckweeds and the evolutionary history of an enigmatic group of angiosperms. *Plant Biology*, 17, 24-32. DOI: 10.1111/plb.12171.
 115. Anonyme 5 (2016). Site internet.

https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/a/a6/Lemna_minor_Subaquatic_view_Lamiot_01.JPG. Consulté le 25 Aout 2023.

116. Landolt, E. (1987). The family of Lemnaceae—a monographic study. Biosystematic investigations in the family of duckweeds (Lemnaceae), 2. *In* Jewell, M. D., & Bell, G. (2023). Overwintering and re-emergence in *Lemna minor*. *Aquatic Botany*, 186, 103633. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2023.103633>.
117. Hillman, W. S., & Culley, D. D. (1978). The uses of duckweed: The rapid growth, nutritional value, and high biomass productivity of these floating plants suggest their use in water treatment, as feed crops, and in energy-efficient farming. *American Scientist*, 66(4), 442-451. [https://doi.org/10.1016/0304-3770\(88\)90079-4](https://doi.org/10.1016/0304-3770(88)90079-4)
118. Appenroth, K.-J., Sree, K. S., Fakhorian, T., & Lam, E. (2015). Resurgence of duckweed research and applications: Report from the 3rd International Duckweed Conference: Springer. <https://doi.org/10.1007/s11103-015-0396-9>.
119. Mbagwu, I., & Adeniji, H. (1988). The nutritional content of duckweed (*Lemna paucicostata* Hegelm.) in the Kainji Lake area, Nigeria. *Aquatic Botany*, 29(4), 357-366.
120. Correll, D. S., & Correll, H. B. (1972). Aquatic and wetland plants of southwestern United States: Environmental Protection Agency. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.4197>.
121. Frick, H. (1985). Micronutrient tolerance and accumulation in the duckweed, *Lemna*. *Journal of Plant Nutrition*, 8(12), 1131-1145. doi: 10.1080/01904168509363412
122. Ziegler, P., Adelman, K., Zimmer, S., Schmidt, C., & Appenroth, K. J. (2014). Relative in vitro growth rates of duckweeds (Lemnaceae)—the most rapidly growing higher plants. *Plant Biology*, 17, 33-41. doi:10.1111/plb.12184.
123. Armitage, D. W., & Jones, S. E. (2019). Negative frequency-dependent growth underlies the stable coexistence of two cosmopolitan aquatic plants. *Ecology*, 100(5), e02657.
124. Iqbal, S. (1999). Duckweed aquaculture. Potentials, possibilities and limitations for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries. SAN-DEC Report (6/99).
125. Culley, D. D., & Epps, E. A. (1973). Use of Duckweed for Waste Treatment and Animal Feed. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 45(2), 337–347.
126. Cox, K. M., Sterling, J. D., Regan, J. T., Gasdaska, J. R., Frantz, K. K., Peele, C. G Black, A., Passmore, D., Moldovan-Loomis, C., Srinivasan, M., Cuisson, S., Cardarelli, P.M., Dickey, L.F., (2006). Glycan optimization of a human monoclonal antibody in the aquatic plant *Lemna minor*. *Nature Biotechnology*, 24(12), 1591-1597.
127. Naik, A. D., Menegatti, S., Reese, H. R., Gurgel, P. V., & Carbonell, R. G. (2012). Process for purification of monoclonal antibody expressed in transgenic *Lemna* plant extract using dextran-coated charcoal and hexamer peptide affinity resin. *Journal of Chromatography A*, 1260, 61-66. Doi 10.1016/j.chroma.2012.08.043.
128. Xu, J., Cui, W., Cheng, J. J., & Stomp, A.-M. (2011). Production of high-starch duckweed and its conversion to bioethanol. *Biosystems Engineering*, 110(2), 67-72. DOI 10.1016/j.biosystemseng.2011.06.007.
129. Zhao, H., Appenroth, K., Landesman, L., Salmeán, A. A., & Lam, E. (2012). Duckweed rising at Chengdu: summary of the 1st International Conference on Duckweed Application and Research. *Plant Molecular Biology*, 78, 627-632. DOI 10.1007/s11103-012-9889-y

130. Adesiyan, I. M., Bisi-Johnson, M., Aladesanmi, O. T., Okoh, A. I., & Ogunfowokan, A. O. (2018). Concentrations and human health risk of heavy metals in rivers in Southwest Nigeria. *Journal of Health and pollution*, 8(19), 180907.
131. Üçüncü, E., Tunca, E., Fikirdeşici, Ş., Özkan, A. D., & Altındağ, A. (2013). Phytoremediation of Cu, Cr and Pb mixtures by *Lemna minor*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 91, 600-604. DOI 10.1007/s00128-013-1107-3
132. Razinger, J., Dermastia, M., Koce, J. D., & Zrimec, A. (2008). Oxidative stress in duckweed (*Lemna minor* L.) caused by short-term cadmium exposure. *Environmental Pollution*, 153(3), 687-694. doi:10.1016/j.envpol.2007.08.018.
133. Lahive, E., O'Callaghan, M. J., Jansen, M. A., & O'Halloran, J. (2011). Uptake and partitioning of zinc in Lemnaceae. *Ecotoxicology*, 20, 1992-2002. <https://doi.org/10.1007/s10646-011-0741-y>.
134. Panfili, I., Bartucca, M. L., Ballerini, E., & Del Buono, D. (2017). Combination of aquatic species and safeners improves the remediation of copper polluted water. *Science of the Total Environment*, 601, 1263-1270. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.003>.
135. Lu, Q., Zhang, T., Zhang, W., Su, C., Yang, Y., Hu, D., & Xu, Q. (2018). Alleviation of cadmium toxicity in *Lemna minor* by exogenous salicylic acid. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147, 500-508. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.09.015>.
136. Stout, L. M., Dodova, E. N., Tyson, J. F., & Nüsslein, K. (2010). Phytoprotective influence of bacteria on growth and cadmium accumulation in the aquatic plant *Lemna minor*. *Water Research*, 44(17), 4970-4979.
137. Mohedano, R. A., Costa, R. H., Tavares, F. A., & Belli Filho, P. (2012). High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds. *Bioresource technology*, 112, 98-104. doi: 10.1016/j.biortech.2012.02.083.
138. Priya, A., Avishek, K., & Pathak, G. (2012). Assessing the potentials of *Lemna minor* in the treatment of domestic wastewater at pilot scale. *Environmental monitoring and assessment*, 184, 4301-4307. DOI 10.1007/s10661-011-2265-6.
139. Zhang, K., Chen, Y.-P., Zhang, T.-T., Zhao, Y., Shen, Y., Huang, L., Gao, X & Guo, J.-S. (2013). The logistic growth of duckweed (*Lemna minor*) and kinetics of ammonium uptake. *Environmental technology*, 35(5), 562-567. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.837937>
140. Wang, C.-Y., Sample, D. J., & Bell, C. (2014). Vegetation effects on floating treatment wetland nutrient removal and harvesting strategies in urban stormwater ponds. *Science of The Total Environment*, 499, 384-393. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.063>.
141. Tront, J. M., & Saunders, F. M. (2007). Sequestration of a fluorinated analog of 2, 4-dichlorophenol and metabolic products by *L. minor* as evidenced by ¹⁹F NMR. *Environmental Pollution*, 145(3), 708-714. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.039>.
142. Wang, F., Yi, X., Qu, H., Chen, L., Liu, D., Wang, P., & Zhou, Z. (2017). Enantioselective accumulation, metabolism and phytoremediation of lactofen by aquatic macrophyte *Lemna minor*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 143, 186-192. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.051>
143. Wilson, P. C., & Koch, R. (2013). Influence of exposure concentration and duration on effects and recovery of *Lemna minor* exposed to the herbicide norflurazon. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 64, 228-234. DOI10.1007/s00244-012-9834-8

144. Dalton, R. L., Nussbaumer, C., Pick, F. R., & Boutin, C. (2013). Comparing the sensitivity of geographically distinct *Lemna minor* populations to atrazine. *Ecotoxicology*, 22, 718-730. DOI 10.1007/s10646-013-1064-y
145. Obermeier, M., Schröder, C. A., Helmreich, B., & Schröder, P. (2015). The enzymatic and antioxidative stress response of *Lemna minor* to copper and a chloroacetamide herbicide. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 18495-18507.. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5139-6>
146. Jones, H O., Voulvoulis, N., & Lester, J. N. (2005). Human pharmaceuticals in wastewater treatment processes. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 35(4), 401-427. DOI: 10.1080/10643380590956966.
147. Pro, J., Ortiz, J., Boleas, S., Fernández, C., Carbonell, G., & Tarazona, J. (2003). Effect assessment of antimicrobial pharmaceuticals on the aquatic plant *Lemna minor*. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 70, 0290-0295. DOI: 10.1007/s00128-002-0208-1
148. Supalkova, V., Beklova, M., Baloun, J., Singer, C., Sures, B., Adam, V., Huska, D., Pikula, J., Rauscherova, L., Havel, L., Zehnalek, J., & Kizek, R. (2008). Affecting of aquatic vascular plant *Lemna minor* by cisplatin revealed by voltammetry. *Bioelectrochemistry*, 72(1), 59-65.
149. Baciak, M., Sikorski, Ł., Piotrowicz-Cieślak, A. I., & Adomas, B. (2016). Content of biogenic amines in *Lemna minor* (common duckweed) growing in medium contaminated with tetracycline. *Aquatic Toxicology*, 180, 95-102. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.09.007>
150. Reinhold, D. M., & Saunders, F. M. (2006). Development and application of oxygen production rate assessment to uptake of fluorinated organics by *Lemna minor*. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 25(11), 3039-3045.
151. Amy-Sagers, C., Reinhardt, K., & Larson, D. M. (2017). Ecotoxicological assessments show sucralose and fluoxetine affect the aquatic plant, *Lemna minor*. *Aquatic Toxicology*, 185, 76-85. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.01.008>
152. Juhel, G., Batisse, E., Hugues, Q., Daly, D., van Pelt, F. N., O'Halloran, J., & Jansen, M. A. (2011). Alumina nanoparticles enhance growth of *Lemna minor*. *Aquatic Toxicology*, 105(3-4), 328-336. doi:10.1016/j.aquatox.2011.06.019
153. Song, G., Gao, Y., Wu, H., Hou, W., Zhang, C., & Ma, H. (2012). Physiological effect of anatase TiO₂ nanoparticles on *Lemna minor*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(9), 2147-2152. <https://doi.org/10.1002/etc.1933>
154. Üçüncü, E., Özkan, A. D., Kurşungöz, C., Ülger, Z. E., Ölmez, T. T., Tekinay, T., Ortaç, B., & Tunca, E. (2014). Effects of laser ablated silver nanoparticles on *Lemna minor*. *Chemosphere*, 108, 251-257. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.049>
155. Song, G., Hou, W., Gao, Y., Wang, Y., Lin, L., Zhang, Z., Niu, Q., Ma, R., Mu, L., Wang, H. (2016). Effects of CuO nanoparticles on *Lemna minor*. *Botanical studies*, 57, 1-8. DOI: 10.1186/s40529-016-0118-x
156. Ergen, Ş. F., & Tunca, E. Ü. (2018). Nanotoxicity modelling and removal efficiencies of ZnONP. *Int J Phytoremediation*, 20(1), 16-26. <https://doi.org/10.1080/15226514.2017.1319324>
157. Hattink, J., & Wolterbeek, H. T. (2001). Accumulation of ⁹⁹Tc in duckweed *Lemna minor* L. as a function of growth rate and ⁹⁹Tc concentration. *Journal of environmental radioactivity*, 57(2), 117-138. [https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(01\)00015-7](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(01)00015-7)

158. Popa, K., Palamaru, M. N., Jordan, A. R., Humelnicu, D., Drochioiu, G., & Cecal, A. (2006). Laboratory analyses of 60Co^{2+} , 65Zn^{2+} and $55+59\text{Fe}^{3+}$ radiocations uptake by *Lemna minor*. *Isotopes In Environmental and Health Studies*, 42(1), 87-95. <https://doi.org/10.1080/10256010500384655>
159. Van Hoeck, A., Horemans, N., Nauts, R., Van Hees, M., Vandenhove, H., & Blust, R. (2017). *Lemna minor* plants chronically exposed to ionising radiation: RNA-seq analysis indicates a dose rate dependent shift from acclimation to survival strategies. *Plant Science*, 257, 84-95. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2017.01.010>
160. Favas, P. J., Pratas, J., Mitra, S., Sarkar, S. K., & Venkatachalam, P. (2016). Biogeochemistry of uranium in the soil-plant and water-plant systems in an old uranium mine. *Science of The Total Environment*, 568, 350-368. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.024>
161. Gatidou, G., Oursouzidou, M., Stefanatou, A., & Stasinakis, A. S. (2017). Removal mechanisms of benzotriazoles in duckweed *Lemna minor* wastewater treatment systems. *Science of The Total Environment*, 596, 12-17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.051>
162. Reinhold, D., Handell, L., & Saunders, F. M. (2011). Callus cultures for phytometabolism studies: phytometabolites of 3-trifluoromethylphenol in Lemnaceae plants and callus cultures. *International Journal of Phytoremediation*, 13(7), 642-656. <https://doi.org/10.1080/15226514.2010.507639>
163. Yavari, S., Malakahmad, A., & Sapari, N. B. (2015). A review on phytoremediation of crude oil spills. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226, 1-18. DOI: 10.1007/s11270-015-2550-z
164. Neag, E., Malschi, D., & Măicăneanu, A. (2018). Isotherm and kinetic modelling of Toluidine Blue (TB) removal from aqueous solution using *Lemna minor*. *International Journal of Phytoremediation*, 20(10), 1049-1054. <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1460304>
165. Papadopoulos, F., & Tsihrintzis, V. (2011). Assessment of a full-scale duckweed pond system for septage treatment. *Environmental technology*, 32(7), 795-804. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.514009>
166. Mitrovic, S. M., Allis, O., Furey, A., & James, K. J. (2005). Bioaccumulation and harmful effects of microcystin-LR in the aquatic plants *Lemna minor* and *Wolffia arrhiza* and the filamentous alga *Chladophora fracta*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 61(3), 345-352. doi:10.1016/j.ecoenv.2004.11.003
167. Garg, S., Rumjit, N. P., Thomas, P., Sikander, Lai, C. W., & George, P. J. (2020). Green Technologies for the Treatment and Utilisation of Dairy Product Wastes. In Inamuddin & A. Asiri (Eds.), *Sustainable Green Chemical Processes and their Allied Applications* (pp. 311-338). Cham: Springer International Publishing.
168. Chokshi, K., Pancha, I., Ghosh, A., & Mishra, S. (2016). Microalgal biomass generation by phycoremediation of dairy industry wastewater: an integrated approach towards sustainable biofuel production. *Bioresource technology*, 221, 455-460.
169. Ritambhara, Zainab, Vijayaraghavalu, S., Prasad, H. K., & Kumar, M. (2019). Treatment and Recycling of Wastewater from Dairy Industry. In R. L. Singh & R. P. Singh (Eds.), *Advances in Biological Treatment of Industrial Waste Water and their Recycling for a Sustainable Future* (pp. 91-115). Singapore: Springer Singapore.
170. Akansha, J., Nidheesh, P. V., Gopinath, A., Anupama, K. V., & Suresh Kumar, M. (2020). Treatment of dairy industry wastewater by combined aerated electrocoagulation

- and phytoremediation process. *Chemosphere*, 253, 126652. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126652>
171. Anonyme 6. (2020) Facteurs de compétitivité sur le marché mondial des produits laitiers - Données 2020. édition décembre 2021. FranceAgriMer.@FranceAgriMerFRDirectrice de la publication : Christine AvelinRédaction : Agrex Consulting pour la direction Marchés, études et prospective. Conception et réalisation : service Communication / Impression service Arborial ISSN : 2491-9748
 172. Tiwari, J., Chakravarty, P., Sharma, P., Sinha, R., Kumar, M., & Bauddh, K. (2021). Chapter 1 - Phytoremediation: A sustainable method for cleaning up the contaminated sites. In K. Bauddh, J. Korstad & P. Sharma (Eds.), *Phyto restoration of Abandoned Mining and Oil Drilling Sites* (pp. 3-32): Elsevier.
 173. Tirado, L., Gökkuş, Ö., Brillas, E., & Sirés, I. (2018). Treatment of cheese whey wastewater by combined electrochemical processes. *Journal of Applied Electrochemistry*, 48(12), 1307-1319.
 174. Barakat, M. A., Anjum, M., Kumar, R., Alafif, Z. O., Oves, M., & Ansari, M. O. (2020). Design of ternary Ni(OH)₂/graphene oxide/TiO₂ nanocomposite for enhanced photocatalytic degradation of organic, microbial contaminants, and aerobic digestion of dairy wastewater. *Journal of Cleaner Production*, 258, 120588. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120588>
 175. Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management*, 161, 287-302.
 176. Jaszczyszyn, K., Góra, W., Dymaczewski, Z., & Borowiak, R. (2018). A comparative analysis of selected wastewater pretreatment processes in food industry. *E3S Web Conf.*, 30, 02003.
 177. Rad, S. J., & Lewis, M. J. (2014). Water utilisation, energy utilisation and waste water management in the dairy industry: A review. *International Journal of Dairy Technology*, 67(1), 1-20.
 178. Tekerlekopoulou, A. G., Economou, C. N., Tatoulis, T. I., Akratos, C. S., & Vayenas, D. V. (2020). 8 - Wastewater treatment and water reuse in the food industry. In C. Galanakis (Ed.), (pp. 245-280): Academic Press.
 179. Wilkinson, K. G., Brooks, R. B., Balmer, C., Halliwell, D., Palmowski, L., Issa, J. G., Jeyaseelan, S., Meehan, B., & Baskaran, K. (2007). A survey of waste management practices in Victorian dairy factories. *Australian Journal of Dairy Technology*, 62(3), 154.
 180. Hoekstra, A. Y. (2012). The hidden water resource use behind meat and dairy. *Animal frontiers*, 2(2), 3-8.
 181. Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2010). The green, blue and grey water footprint of farm animals and animal products. Volume 2: Appendices.
 182. Martinez, S., Suay, R., Moreno, J., & Segura, M. L. (2013). Reuse of tertiary municipal wastewater effluent for irrigation of *Cucumis melo* L. *Irrigation Science*, 31, 661-672.
 183. Silva, A. N. d., Macêdo, W. V., Sakamoto, I. K., Pereyra, D. d. L. A. D., Mendes, C. O., Maintinguer, S. I., Caffaro Filho, R. A., Zamariolli Damianovic, M.H., Amancio Varesche, M. B., Cavalcante de Amorima, E. L. (2019). Biohydrogen production from dairy industry

- wastewater in an anaerobic fluidized-bed reactor. *Biomass and Bioenergy*, 120, 257-264. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.11.025>
184. Britz, T. J., van Schalkwyk, C., & Hung, Y.-T. (2004). Treatment of dairy processing wastewaters Handbook of Industrial and Hazardous Wastes Treatment (pp. 673-705): CRC Press.
 185. Burgaud, J. (1969). Les eaux résiduaires dans l'industrie laitière. *Le Lait*, 49(487), 417-433.
 186. Yonar, T., Sivrioğlu, Ö., & Özengin, N. (2018). Physico-chemical treatment of dairy industry wastewaters: A review. *Technological approaches for novel applications in dairy processing*, 179.
 187. Bhavsar, S. R., Pujari, V. R., & Diwan, V. (2012). Potential of Phytoremediation for dairy wastewater treatment. *IOSR Journal of Mechanical and Civil Engineering (IOSRJMCE)*, 16-23.
 188. Bazrafshan, E., Kord Mostafapour, F., Alizadeh, M., & Farzadkia, M. (2016). Dairy wastewater treatment by chemical coagulation and adsorption on modified dried activated sludge: a pilot-plant study. *Desalination and Water Treatment*, 57(18), 8183-8193. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2015.1018331>
 189. Kolaković, S., Stefanović, D., Milićević, D., Trajković, S., Milenković, S., Kolaković, S. S., & Anđelković, L. (2013). Effects of reactive filters based on modified zeolite in dairy industry wastewater treatment process. *Chemical Industry and Chemical Engineering Quarterly/CICEQ*, 19(4), 583-592.
 190. Pattnaik, R., Yost, R., Porter, G., Masunaga, T., & Attanandana, T. (2008). Improving multi-soil-layer (MSL) system remediation of dairy effluent. *Ecological Engineering*, 32(1), 1-10.
 191. Ashekuzzaman, S., Forrestal, P., Richards, K., & Fenton, O. (2019). Dairy industry derived wastewater treatment sludge: Generation, type and characterization of nutrients and metals for agricultural reuse. *Journal of Cleaner Production*, 230, 1266-1275.
 192. Kushwaha, J. P., Srivastava, V. C., & Mall, I. D. (2011). An overview of various technologies for the treatment of dairy wastewaters. *Critical reviews in food science and nutrition*, 51(5), 442-452.
 193. Ahmad, T., Aadil, R. M., Ahmed, H., Rahman, U. u., Soares, B. C. V., Souza, S. L. Q., Pimentel, T. C., Scudino, H., Guimarães, J. T., Esmerino, E.A., Freitas, M.Q., Almada, R. B., Vendramel, S. M. R., Silva, M. C., Cruz, A. G. (2019). Treatment and utilization of dairy industrial waste: A review. *Trends in Food Science & Technology*, 88, 361-372. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2019.04.003>
 194. Tikariha, A., & Sahu, O. (2014). Study of characteristics and treatments of dairy industry waste water. *Journal of applied & environmental microbiology*, 2(1), 16-22. DOI:10.12691/jaem-2-1-4
 195. Kolev Slavov, A. (2017). General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater—a review. *Food technology and biotechnology*, 55(1), 14-28. doi: 10.17113/ftb.55.01.17.4520
 196. Morin-Crini, N., Crini, G., & Roy, L. (2017). *Eaux industrielles contaminées: Presses universitaires de Franche-Comté*.

197. Mahunon, S. E., Akowanou, A. V., Aina, M. P., Yao, B. K., & Sohounhloué, D. K. (2015). Elimination of Carbon, Nitrogen and Phosphorus in Domestic Wastewater through a Series of Anaerobic and Aerobic Reactors for a Developing Country like Benin. *American Journal of Analytical Chemistry*, 6(07), 577.
198. Levlin, E. (2010). Conductivity measurements for controlling municipal waste-water treatment. Paper presented at the Proceedings of a polish-Swedish-Ukrainian seminar.
199. Ismayilov, A. I., Mamedov, A. I., Fujimaki, H., Tsunekawa, A., & Levy, G. J. (2021). Soil Salinity Type Effects on the Relationship between the Electrical Conductivity and Salt Content for 1:5 Soil-to-Water Extract. *Sustainability*, 13(6), 3395.
200. Venetsaneas, N., Antonopoulou, G., Stamatelatou, K., Kornaros, M., & Lyberatos, G. (2009). Using cheese whey for hydrogen and methane generation in a two-stage continuous process with alternative pH controlling approaches. *Bioresource technology*, 100(15), 3713-3717.
201. Guillen-Jimenez, E., Alvarez-Mateos, P., Romero-Guzman, F., & Pereda-Marin, J. (2000). Bio-mineralization of organic matter in dairy wastewater, as affected by pH. The evolution of ammonium and phosphates. *Water Research*, 34(4), 1215-1224. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00242-0](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00242-0)
202. Noukeu, N., Gouado, I., Priso, R., Ndongo, D., Taffouo, V., Dibong, S., & Ekodeck, G. (2016). Characterization of effluent from food processing industries and stillage treatment trial with *Eichhornia crassipes* (Mart.) and *Panicum maximum* (Jacq.). *Water Resources and Industry*, 16, 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2016.07.001>
203. Kothari, R., Kumar, V., Pathak, V. V., & Tyagi, V. V. (2016). Sequential hydrogen and methane production with simultaneous treatment of dairy industry wastewater: Bioenergy profit approach. *International Journal of Hydrogen Energy*, 42(8), 4870-4879. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2016.11.163>.
204. Kanu, I., & Achi, O. (2011). Industrial effluents and their impact on water quality of receiving rivers in Nigeria. *Journal of applied technology in environmental sanitation*, 1(1), 75-86.
205. Noukeu, N., Priso, R., Dibong, S., Ndongo, D., Kono, L., & Essono, D. (2019). Floristic diversity of receiving environments polluted by effluent from agri-food industries. *Heliyon*, 5(11), 27- 47. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02747>
206. Singh, S., Rinta-Kanto, J. M., Kettunen, R., Tolvanen, H., Lens, P., Collins, G., Kokko, M., Rintala, J. (2019). Anaerobic treatment of LCFA-containing synthetic dairy wastewater at 20° C: Process performance and microbial community dynamics. *Science of The Total Environment*, 691, 960-968. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.136>
207. Qasim, W., & Mane, A. V. (2013). Characterization and treatment of selected food industrial effluents by coagulation and adsorption techniques. *Water Resources and Industry*, 4, 1-12. doi: <https://doi.org/10.1016/j.wri.2013.09.005>
208. Igbinosa, E. O., Obi, L. C., & Okoh, A. I. (2009). Occurrence of potentially pathogenic vibrios in final effluents of a wastewater treatment facility in a rural community of the Eastern Cape Province of South Africa. *Research in microbiology*, 160(8), 531-537. doi:10.1016/j.resmic.2009.08.007
209. Akpor, O., & Muchie, B. (2011). Environmental and public health implications of wastewater quality. *African Journal of Biotechnology*, 10(13), 2379-2387. DOI: 10.5897/AJB10.1797

210. Shete, B. S., & Shinkar, N. (2013). Dairy industry wastewater sources, characteristics & its effects on environment. *International Journal of Current Engineering and Technology*, 3(5), 1611-1615.
211. Meneses, Y. E., Stratton, J., & Flores, R. A. (2017). Water reconditioning and reuse in the food processing industry: Current situation and challenges. *Trends in Food Science & Technology*, 61, 72-79. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2016.12.008>
212. Anonyme 7, (2007), World Bank report. Environmental, Health, and Safety Guidelines for Dairy Processing. p. 8. Consulté le 08 Aout 2022. <https://documents1.worldbank.org/curated/en/627191484196265248/pdf/111927-WP-ENGLISH-Dairy-Processing-PUBLIC.pdf>
213. Salgot, M., & Folch, M. (2018). Wastewater treatment and water reuse. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 2, 64-74. 10.1016/j.coesh.2018.03.005
214. Tirado, L., Gökkuş, Ö., Brillas, E., & Sirés, I. (2018). Treatment of cheese whey wastewater by combined electrochemical processes. *Journal of Applied Electrochemistry*, 48(12), 1307-1319. <https://doi.org/10.1007/s10800-018-1218-y>
215. Demirel, B., Yenigun, O., & Onay, T. T. (2005). Anaerobic treatment of dairy wastewaters: a review. *Process Biochemistry*, 40(8), 2583-2595. doi:10.1016/j.procbio.2004.12.015
216. Patwardhan, A. (2017). Industrial wastewater treatment: PHI Learning Pvt. Ltd.
217. Carvalho, P. N., Basto, M., Almeida, C. M. R., & Brix, H. (2014). A review of plant–pharmaceutical interactions: from uptake and effects in crop plants to phytoremediation in constructed wetlands. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(20), 11729-11763. DOI: 10.1007/s11356-014-2550-3
218. Gupta BS, Ako JE (2005). Application of Guar gum as a flocculant aid in food processing and portable water treatment. *Eur Food Res Technol* 221:746–751. DOI: 10.1007/s00217-005-0056-4
219. Wang, Y., & Serventi, L. (2019). Sustainability of dairy and soy processing: A review on wastewater recycling. *Journal of Cleaner Production*, 237, 117821. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117821>
220. Melchioris, M. S., Piovesan, M., Becegato, V. R., Becegato, V. A., Tambourgi, E. B., & Paulino, A. T. (2016). Treatment of wastewater from the dairy industry using electroflocculation and solid whey recovery. *Journal of environmental management*, 182, 574-580. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.08.022>
221. Zhao, K., Wu, Y., Young, S., & Chen, X. (2020). Biological treatment of dairy wastewater: A mini review. *J. Environ. Inform. Lett*, 4, 22-31.
222. Bansal, A., & Kumar, A. (2022). Exploring Challenges in Effective Wastewater Treatment for Dairy Industries Sustainability of Water Resources: Impacts and Management (pp. 237-247): Springer. DOI: 10.1007/978-3-031-13467-8_15
223. Gaid, K. (2022). Traitement de l'eau potable 4: Les membranes appliquées à l'eau potable et au dessalement (Vol. 4): ISTE Group.
224. Sawadogo, B. (2018). Traitement des eaux usées industrielles par des procédés membranaires sous climat sahélien : cas des eaux usées de brasserie au Burkina Faso. Université Montpellier; Institut international d'ingénierie de l'eau et de l'environnement.
225. Zolfaghari G, Kargar M (2019). Nanofiltration and microfiltration for the removal of chromium, total dissolved solids, and sulfate from water. *MethodsX* 6:549–557. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2019.03.012>

226. Nqombolo, A., Mpupa, A., Gugushe, A. S., Moutloali, R. M., & Nomngongo, P. N. (2019). Adsorptive removal of lead from acid mine drainage using cobalt-methylimidazolate framework as an adsorbent: kinetics, isotherm, and regeneration. *Environmental Science and Pollution Research*, 26, 3330-3339.
227. Reilly M, Cooley AP, Tito D, Tassou SA, Theodorou MK (2019). Electrocoagulation treatment of dairy processing and slaughterhouse wastewaters. *Energy Procedia* 161:343–351. <https://doi.org/10.1016/J.EGYPRO.2019.02.106>
228. Pathak U, Das P, Banerjee P, Datta S (2016). Treatment of wastewater from a dairy industry using rice husk as adsorbent: treatment efficiency, isotherm, thermodynamics, and kinetics modelling. *J Thermodyn* 2016:1–7. <https://doi.org/10.1155/2016/3746316>
229. Madhavrao Kanawade S, Bhusal VC (2015). Adsorption on dairy industrial wastewater by using activated charcoal as adsorbent. *Int J Chem Mater Sci* 3:25–032
230. Fraga, F. A., Garcia, H. A., Hooijmans, C. M., Miguez, D., & Brdjanovic, D. (2017). Evaluation of a membrane bioreactor on dairy wastewater treatment and reuse *In* Uruguay. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 119, 552-564. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.11.025>
231. Alimoradi, S., Faraj, R., & Torabian, A. (2018). Effects of residual aluminum on hybrid membrane bioreactor (Coagulation-MBR) performance, treating dairy wastewater. *Chemical Engineering and Processing-Process Intensification*, 133, 320-324.
232. Erkan, H. S., Gunalp, G., & Engin, G. O. (2018). Application of submerged membrane bioreactor technology for the treatment of high strength dairy wastewater. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 35, 91-100. <https://doi.org/10.1590/0104-6632.20180351s20160599>
233. Davarnejad, R., & Nikseresht, M. (2016). Dairy wastewater treatment using an electrochemical method: Experimental and statistical study. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 775, 364-373. doi: 10.1016/j.jelechem.2016.06.016
234. Ceconet, D., Molognoni, D., Callegari, A., & Capodaglio, A. (2017). Biological combination processes for efficient removal of pharmaceutically active compounds from wastewater: a review and future perspectives. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(4), 3590-3603. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.jece.2017.07.020>
235. Callegari, A., Ceconet, D., Molognoni, D., & Capodaglio, A. G. (2018). Sustainable processing of dairy wastewater: Long-term pilot application of a bio-electrochemical system. *Journal of Cleaner Production*, 189, 563-569. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.129>
236. Faria, A., Gonçalves, L., Peixoto, J. M., Peixoto, L., Brito, A. G., & Martins, G. (2017). Resources recovery in the dairy industry: bioelectricity production using a continuous microbial fuel cell. *Journal of Cleaner Production*, 140, 971-976. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.027>
237. Hernández-Botello, M. T., Andrade-Canto, S. B., López-Cortez, M. D. S., Leyva-Daniel, D. E., Delgado-Huerta, Z. E., & Garcia-Ochoa, F. (2022). Biological and Natural Sciences. DOI 10.22533/at.ed.813252220073
238. Sonneveld, B.G.J.S. Merbis, M.D. Alfara, A. & Ünver, O. and Arnal, M.A. (2018). Nature-Based Solutions for agricultural water management and food security. FAO Land and Water Discussion Paper no. 12. Rome, FAO. 66 pp.
239. Barbera, M., & Gurnari, G. (2018). Wastewater treatment and reuse in the food industry: Springer.

240. Valta, K., Moustakas, K., Sotiropoulos, A., Malamis, D., & Haralambous, K. (2016). Adaptation measures for the food and beverage industry to the impact of climate change on water availability. *Desalination and Water Treatment*, 57(5), 2336-2343.
241. Tong, T., & Elimelech, M. (2016). The global rise of zero liquid discharge for wastewater management: drivers, technologies, and future directions. *Environmental science & technology*, 50(13), 6846-6855. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b01000>
242. Lazarova, V., Asano, T., Bahri, A., & Anderson, J. (2013). Milestones in water reuse: IWA publishing.
243. Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management*, 161, 287-302. DOI: 10.1016/j.jenvman.2015.07.008
244. Christou, A., Agüera, A., Bayona, J. M., Cytryn, E., Fotopoulos, V., Lambropoulou, D., Schröder, P. (2017). The potential implications of reclaimed wastewater reuse for irrigation on the agricultural environment: the knowns and unknowns of the fate of antibiotics and antibiotic resistant bacteria and resistance genes—a review. *Water Research*, 123, 448-467. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.07.004>
245. Igoud, S., Souahi, F., & Chitour, C. E. (2017). Solar wastewater treatment (SOWAT) and reuse for agricultural irrigation. *Irrigation and Drainage*, 66(5), 750-757.
246. Djemil, W., Hannouche, M., & Belksier, M. S. (2018). Reuse of treated wastewater in agriculture: physicochemical quality and environmental risks. Case of wastewater treatment plant of Baraki and Beni Messous. Algeria. Paper presented at the AIP Conference Proceedings.
247. Libutti, A., Gatta, G., Gagliardi, A., Vergine, P., Pollice, A., Beneduce, L., Disciglio, G & Tarantino, E. (2018). Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable crop succession under Mediterranean conditions. *Agricultural water management*, 196, 1-14.
248. Ghernaout, D., & Ibn-Elkhattab, R. O. (2020). On the treatment trains for municipal wastewater reuse for irrigation. *Open Access Library Journal*, 7(02), 1. doi: 10.4236/oalib.1106088.
249. Prazeres, A. R., Rivas, J., Almeida, M. A., Patanita, M., Dôres, J., & Carvalho, F. (2016). Agricultural reuse of cheese whey wastewater treated by NaOH precipitation for tomato production under several saline conditions and sludge management. *Agricultural water management*, 167, 62-74.
250. Tarantino, E., Disciglio, G., Gatta, G., Libutti, A., Frabboni, L., Gagliardi, A., & Tarantino, A. (2017). Agro-industrial treated wastewater reuse for crop irrigation: implication in soil fertility. *Chemical Engineering Transactions*, 58, 679-684. DOI: 10.3303/CET1758114
251. Sdiri, W., Dabbou, S., Chehab, H., Selvaggini, R., Servili, M., Di Bella, G., & Mansour, H. B. (2020). Quality characteristics and chemical evaluation of Chemlali olive oil produced under dairy wastewater irrigation. *Agricultural water management*, 236, 106124. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106124>
252. Srivastava, R. K. (2020). Treatment of Dairy Byproducts with the Conversion of Useful Bio-Products. In Inamuddin & A. Asiri (Eds.), *Sustainable Green Chemical Processes and their Allied Applications* (pp. 267-287). Cham: Springer International Publishing.
253. Lal, K., Yadav, R. K., Kaur, R., Bundela, D. S., Khan, M. I., Chaudhary, M., ... & Singh, G. (2013). Productivity, essential oil yield, and heavy metal accumulation in lemon grass

- (*Cymbopogon flexuosus*) under varied wastewater-groundwater irrigation regimes. *Industrial Crops and Products*, 45, 270-278. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.01.004>
254. Tsoutsos, T., Chatzakis, M., Sarantopoulos, I., Nikologiannis, A., & Pasadakis, N. (2013). Effect of wastewater irrigation on biodiesel quality and productivity from castor and sunflower oil seeds. *Renewable energy*, 57, 211-215. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.01.050>
255. Maryam, B., & Büyükgüngör, H. (2019). Wastewater reclamation and reuse trends in Turkey: Opportunities and challenges. *Journal of Water Process Engineering*, 30, 100501. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.10.001>
256. Akhoundi, A., & Nazif, S. (2020). Life-cycle assessment of tertiary treatment technologies to treat secondary municipal wastewater for reuse in agricultural irrigation, artificial recharge of groundwater, and industrial usages. *Journal of Environmental Engineering*, 146(6), 04020031. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0001690](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001690)
257. Tatoulis, T. I., Michailides, M. K., Tekerlekopoulou, A. G., Akrotos, C. S., Pavlou, S., & Vayenas, D. V. (2018). Simultaneous treatment of agro-industrial and industrial wastewaters: case studies of Cr (VI)/Second Cheese Whey and Cr (VI)/Winery effluents. *Water*, 10(4), 382. doi:10.3390/w10040382
258. Hammadi, B. (2021). Lagunage Aéré en Zone Aride Performances Epuratoires, Paramètres Influent: Cas de la Région de Ouargla. Université Kasdi Merbah Ouargla.
259. Anonyme 8, (1989). OMS. L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture: recommandations à visées sanitaires, rapport d'un groupe scientifique de l'OMS [réuni à Genève du 18 au 23 novembre 1987].
260. Kushwaha, J. P., Srivastava, V. C., & Mall, I. D. (2013). Sequential batch reactor for dairy wastewater treatment: Parametric optimization; kinetics and waste sludge disposal. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 1036-1043. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.08.018>
261. Ramasamy, E., Gajalakshmi, S., Sanjeevi, R., Jithesh, M., & Abbasi, S. (2004). Feasibility studies on the treatment of dairy wastewaters with upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Bioresource technology*, 93(2), 209-21. doi:10.1016/j.biortech.2003.11.001
262. Kamyab, H., Chelliapan, S., Din, M. F. M., Shahbazian-Yassar, R., Rezanian, S., Khademi, T., Kumare, A., Azimi, M. (2017). Evaluation of Lemna minor and Chlamydomonas to treat palm oil mill effluent and fertilizer production. *Journal of Water Process Engineering*, 17, 229-236. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.04.007>
263. Radić, S., Stipaničev, D., Cvjetko, P., Rajčić, M. M., Širac, S., Pevalek-Kozlina, B., & Pavlica, M. (2011). Duckweed Lemna minor as a tool for testing toxicity and genotoxicity of surface waters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74(2), 182-187. doi:10.1016/j.ecoenv.2010.06.011
264. Chen, J., & Huang, J. (2003). Role of pH in Phytoremediation of Contaminated Soils.
265. Rizwana, M., Darshan, M., & Nilesh, D. (2014). Phytoremediation of textile waste water using potential wetland plant: Eco sustainable approach. *International journal of interdisciplinary and Multidisciplinary Studies (IJIMS)*, 1(4), 130-138.
266. Leng, R., Stambolie, J., & Bell, R. (1995). Duckweed-a potential high-protein feed resource for domestic animals and fish. *Livestock Research for Rural Development*, 7(1), 36.

267. Small, J. (1954). Modern aspects of pH, with special reference to plants and soil. Modern aspects of pH, with special reference to plants and soil. In Lasfar, S. (2004). Modélisation de la croissance de *Lemna minor* et de la cinétique d'enlèvement du phosphore et de l'azote sous un environnement contrôlé. École Polytechnique de Montréal.
268. Krishna, K. B., & Polprasert, C. (2008). An integrated kinetic model for organic and nutrient removal by duckweed-based wastewater treatment (DUBWAT) system. *Ecological Engineering*, 34(3), 243-250. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.08.013
269. Landolt, E., & Kandeler, R. (1987). The Family of Lemnaceae, A Monographic Study, Volume 2, Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, StiftungRübel, Zurich, Switzerland. In Gérard, J., & Triest, L. (2014). The effect of phosphorus reduction and competition on invasive lemnids: Life traits and nutrient uptake. *International Scholarly Research Notices*, 2014. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/514294>
270. Tanner, C. C., & Headley, T. R. (2011). Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering*, 37(3), 474-486. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.12.012
271. Chen, G., Fang, Y., Huang, J., Zhao, Y., Li, Q., Lai, F., Xu, Y., Tian, X., He, K., Jin, Y. (2018). Duckweed systems for eutrophic water purification through converting wastewater nutrients to high-starch biomass: comparative evaluation of three different genera (*Spirodela polyrhiza*, *Lemna minor* and *Landoltia punctata*) in monoculture or polyculture. *RSC advances*, 8(32), 17927-17937. DOI: 10.1039/c8ra01856a
272. Boukriche, F. Z. (2023). L'influence du pH sur la bioaccumulation et sur l'effet du tétrabromobisphénol A chez la plante aquatique *Lemna minor*.
273. Lasfar, S. (2004). Modélisation de la croissance de *lemna minor* et de la cinétique d'enlèvement du phosphore et de l'azote sous un environnement contrôlé. École Polytechnique de Montréal.
274. Munavalli, G., & Saler, P. (2009). Treatment of dairy wastewater by water hyacinth. *Water Science and Technology*, 59(4), 713-722.
275. Fredeen, A. L., Rao, I. M., & Terry, N. (1989). Influence of phosphorus nutrition on growth and carbon partitioning in *Glycine max*. *Plant Physiology*, 89(1), 225-230.
276. Assuero, S., Mollier, A., & Pellerin, S. (2004). The decrease in growth of phosphorus-deficient maize leaves is related to a lower cell production. *Plant, Cell & Environment*, 27(7), 887-895.
277. Anandacoomaraswamy, A., De Costa, W., Tennakoon, P., & Van der Werf, A. (2002). The physiological basis of increased biomass partitioning to roots upon nitrogen deprivation in young clonal tea (*Camellia sinensis* (L.) O. Kuntz). *Plant and soil*, 238, 1-9. doi:10.1023/a:1014251714435
278. Gérard, J., & Triest, L. (2014). The effect of phosphorus reduction and competition on invasive lemnids: Life traits and nutrient uptake. *International Scholarly Research Notices*, 2014. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/514294>
279. Yu, C., Sun, C., Yu, L., Zhu, M., Xu, H., Zhao, J., Ma, Y., Zhou, G. (2014). Comparative analysis of duckweed cultivation with sewage water and SH media for production of fuel ethanol. *PloS one*, 9(12), e115023.
280. Naumann, B., Eberius, M., & Appenroth, K.-J. (2007). Growth rate based dose-response relationships and EC-values of ten heavy metals using the duckweed growth inhibition test (ISO 20079) with *Lemna minor* L. clone St*. *Journal of plant physiology*, 164(12), 1656-1664. <https://doi.org/10.1016/j.jplph.2006.10.011>

281. Körner, S., & Vermaat, J. (1998). The relative importance of *Lemna gibba* L., bacteria and algae for the nitrogen and phosphorus removal in duckweed-covered domestic wastewater. *Water Research*, 32(12), 3651-3661.
282. Verbeck, F. (1988). Le Kikuyu, une graminée antiérosive vivace très efficace et trop méconnue en défense et restauration des sols en zones méditerranéennes. *Ann.Inst. Nat.Agro.El-Harrach*, Vol. 12 (1). P660
283. Muscolo, A., Panuccio, M., & Eshel, A. (2013). Ecophysiology of *Pennisetum clandestinum*: a valuable salt tolerant grass. *Environmental and Experimental Botany*, 92, 55-63. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envexpbot.2012.07.009>
284. Loreti, E., Bellis, L. D., Alpi, A., & Perata, P. (2001). Why and how do plant cells sense sugars? *Annals of Botany*, 88(5), 803-812.
285. Kinet, J.-M., Benrebiha, F., Bouzid, S., Lailhacar, S., & Dutuit, P. (1998). Le réseau Atriplex. Allier biotechnologies et écologie pour une sécurité alimentaire accrue en régions arides et semi-arides. *Cahiers agricultures*, 7(6), 505-509 (501).
286. Dubois, M., Gilles, K. A., Hamilton, J. K., Rebers, P. t., & Smith, F. (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical chemistry*, 28(3), 350-356.
287. Casasni, L. (2022). Caractérisation écophysiological et biochimique d'Atriplex halimus en réponse au stress abiotique. Doctorat, Blida, Blida.
288. Ogagaoghene, A. J. (2017). pH level, ascorbic acid, proline and soluble sugar as bio-indicators for pollution. *ChemSearch Journal*, 8(2), 41-49.
289. Greenway, H., & Munns, R. (1980). Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. *Annual review of plant physiology*, 31(1), 149-190.
290. Anbazhagan, M., Krishnamurthy, R., & Bhagwat, K. (1988). Proline: an enigmatic indicator of air pollution tolerance in rice cultivars. *Journal of plant physiology*, 133(1), 122-123.
291. Troll, W., & Lindsley, J. (1955). A photometric method for the determination of proline. *Journal of biological chemistry*, 215(2), 655-660.
292. Leport, L. (1992). Accumulations de proline associées aux contraintes environnementales et à la floraison chez le colza (*Brassica napus* L.). Rennes 1.
293. Hawkesford, M., Horst, W., Kichey, T., Lambers, H., Schjoerring, J., Møller, I. S., & White, P. (2012). Functions of macronutrients Marschner's mineral nutrition of higher plants (pp. 135-189): Elsevier. DOI:10.1016/B978-0-12-384905-2
294. Ördög, V. (2011). PLANT PHYSIOLOGY. Mahatma Gandhi University. 115 p
295. Shahriwar, A. A., Rahman, M. M., Hagare, D., & Maheshwari, B. (2019). Variation in kikuyu grass yield in response to irrigation with secondary and advanced treated wastewaters. *Agricultural water management*, 222, 375-385. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.06.012>
296. Whiteman, P. C. (1980). *Tropical pasture science*: Oxford Univ. Press.
297. Tainton, N. (1998). Origin and adaptability of kikuyu in terms of soil and climatic requirements. *Proceedings of a kikuyu technology day held at Cedara on*, 25(11), 1998.
298. Skerman, P. J., & Riveros, F. (1990). *Tropical grasses*: Food & Agriculture Org.
299. Russell, J. (1976). Comparative salt tolerance of some tropical and temperate legumes and tropical grasses. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 16(78), 103-109.

300. Muyen, Z., Moore, G. A., & Wrigley, R. J. (2011). Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agricultural water management*, 99(1), 33-41. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.07.021>
301. Havilah, E., Warren, H., Lawrie, R., Senn, A., & Milham, P. (2005). *Fertilisers for pastures*. DPI: Sydney, NSW.
302. Whitney, A. S. (1974). Growth of Kikuyugrass (*Pennisetum clandestinum*) Under Clipping. I. Effects of Nitrogen Fertilization, Cutting Interval, and Season on Yields and Forage Characteristics 1. *Agronomy Journal*, 66(2), 281-287.
303. Munns, R., & Termaat, A. (1986). Whole-plant responses to salinity. *Functional Plant Biology*, 13(1), 143-160.
304. Plénet, D., Song, P., Ramanamidona, J.Y. (2002). Fertilisation azotée du pêcher : utiliser un indice de teneur en chlorophylle (SPAD)? *Infos-Ctifl*.181.
305. Evans, J. R., & Clarke, V. C. (2019). The nitrogen cost of photosynthesis. *Journal of Experimental Botany*, 70(1), 7-15. doi:10.1093/jxb/ery366
306. Cechin, I., & de Fátima Fumis, T. (2004). Effect of nitrogen supply on growth and photosynthesis of sunflower plants grown in the greenhouse. *Plant Science*, 166(5), 1379-1385. doi:10.1016/j.plantsci.2004.01.020
307. Brown, R. (1978). A difference in N use efficiency in C3 and C4 plants and its implications in adaptation and evolution 1. *Crop Science*, 18(1), 93-98.
308. Mu, X., & Chen, Y. (2020). The physiological response of photosynthesis to nitrogen deficiency. *Plant Physiology and Biochemistry*, 158, 76-82. <https://doi.org/10.1016/j.plaphy.2020.11.019>
309. Bodelón, O. G., Blanch, M., Sanchez-Ballesta, M. T., Escribano, M. I., & Merodio, C. (2010). The effects of high CO₂ levels on anthocyanin composition, antioxidant activity and soluble sugar content of strawberries stored at low non-freezing temperature. *Food Chemistry*, 122(3), 673-678. doi:10.1016/j.foodchem.2010.03.029
310. Perchlik, M., & Tegeder, M. (2018). Leaf amino acid supply affects photosynthetic and plant nitrogen use efficiency under nitrogen stress. *Plant Physiology*, 178(1), 174-188. doi/10.1104/pp.18.00597
311. Izanloo, A., Condon, A. G., Langridge, P., Tester, M., & Schnurbusch, T. (2008). Different mechanisms of adaptation to cyclic water stress in two South Australian bread wheat cultivars. *Journal of Experimental Botany*, 59(12), 3327-3346. <https://doi.org/10.1093/jxb/ern199>
312. Rabas, A., & Martin, C. (2003). Movement of water from old to young leaves in three species of succulents. *Annals of Botany*, 92(4), 529-536. <https://doi.org/10.1093/aob/mcg171>
313. Mostajeran, A., & Rahimi-Eichi, V. (2009). Effects of drought stress on growth and yield of rice (*Oryza sativa* L.) cultivars and accumulation of proline and soluble sugars in sheath and blades of their different ages leaves. *Agric. & Environ. Sci*, 5(2), 264-272.
314. Han, Y., Fan, S., Zhang, Q., & Wang, Y. (2013). Effect of heat stress on the MDA, proline and soluble sugar content in leaf lettuce seedlings. *Agricultural sciences*, 4(5B), 112.
315. Venekamp, J. (1989). Regulation of cytosol acidity in plants under conditions of drought. *Physiologia plantarum*, 76(1), 112-117. doi:10.1111/j.1399-3054.1989.tb05461.x

316. Tabatabai, M. A., & Olson, R. (1985). Effect of acid rain on soils. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 15(1), 65-110. <https://doi.org/10.1080/10643388509381727>
317. Gwenzu, W., & Munondo, R. (2008). Long-term impacts of pasture irrigation with treated sewage effluent on nutrient status of a sandy soil in Zimbabwe. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 82, 197-207. DOI 10.1007/s10705-008-9181-3
318. Rattan, R., Datta, S., Chhonkar, P., Suribabu, K., & Singh, A. (2005). Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agriculture, ecosystems & environment*, 109(3-4), 310-322.
319. Khan, S., Cao, Q., Zheng, Y., Huang, Y., & Zhu, Y. (2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 152(3), 686-692. doi:10.1016/j.envpol.2007.06.056
320. Verbruggen, N., & Hermans, C. (2008). Proline accumulation in plants: a review. *Amino acids*, 35, 753-759. DOI: 10.1007/s00726-008-0061-6
321. Liu, Y.-J., & Ding, H. (2008). Variation in air pollution tolerance index of plants near a steel factory: Implication for landscape-plant species selection for industrial areas. *WSEAS Transactions on Environment and development*, 4(1), 24-32.
322. Kiliç, N. K., Duygu, E., & Dönmez, G. (2010). Triacantanol hormone stimulates population, growth and Brilliant Blue R dye removal by common duckweed from culture media. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1-3), 525-530doi:10.1016/j.jhazmat.2010.06.063

ANNEXES

Annexe 1 : Présentation des différentes technologies et de leurs caractéristiques respectives [35] [36].

Type de phytotechnologie	Description	Exemples de plantes utilisées	Polluants à extraire ou à traiter	Avantages	Inconvénients
Phytostabilisation	Les plantes limitent la mobilité et la biodisponibilité des polluants dans la zone racinaire par l'immobilisation ou la précipitation. Exemples :	Les herbes pour la stabilisation du sol ; les peupliers et les saules pour le contrôle hydraulique ; les plantes munies des systèmes racinaires denses	Prouvé pour les métaux lourds dans les résidus miniers et les bassins de rétention, et prévu pour les phénols et certains solvants chlorés.	1. Il n'est pas nécessaire d'éliminer la biomasse dangereuse. 2. Les plantes réduisent l'érosion du sol et la quantité d'eau disponible dans le système.	1. Les polluants restent sur les sites. 2. Il est obligatoire de procéder à une surveillance régulière.
Phytodégradation/ phytotransformation	Les plantes décomposent les polluants organiques en utilisant des enzymes hydrolytiques et des métabolites, à la fois à l'intérieur de la plante et grâce à des enzymes sécrétées.	Peuplier, peuplier faux-tremble, saule, fétuque, sorgho, trèfle, pois cowpeas et luzerne.	Munitions (DNT, HMX, nitrobenzène, nitroéthane, nitrométhane, nitrotoluène, acide picrique, RDX, TNT), atrazine, solvants chlorés	1. Ne dépend pas des microorganismes associés à la rhizosphère. 2. Les enzymes des plantes sont impliquées dans la dégradation.	1. Se limite exclusivement à la dégradation des polluants organiques. 2. Moins performante en cas de contamination profonde, mais donne les meilleurs résultats dans le cas d'une contamination peu profonde.
Phytoextraction/ phytoaccumulation	Les plantes absorbent les polluants et les stockent dans les parties de la plante pouvant être récoltées, (feuilles, tiges et racines).	Moutarde indienne, tournesol, colza, etc.	Cadmium, chrome, plomb, nickel, zinc et autres métaux lourds, sélénium, radionucléides, BETX, pentachlorophénol, composés aliphatiques courts et autres composés organiques.	1. Son coût est assez raisonnable. 2. Les polluants sont éliminés de manière permanente des sites.	1. La plupart du temps, les hyperaccumulateurs ont des taux de croissance lents avec une biomasse réduite et des systèmes racinaires superficiels. 2. La biomasse récoltée nécessite une élimination appropriée.
Phytovolatilisation	Conversion des polluants en forme volatile et leur libération ultérieure dans l'atmosphère.	Peuplier, peuplier faux-tremble, saule, herbes (sorgho, bermuda, seigle), légumineuses (luzerne, trèfle, pois cowpeas).	Solvants chlorés, mercure et sélénium	1. Les polluants pourraient être transformés en une forme moins toxique. 2. Les polluants libérés dans l'atmosphère sont fortement dilués et sous des formes moins toxiques.	1. Les polluants peuvent s'accumuler dans la végétation. 2. Des niveaux faibles de polluants ont été signalés dans les tissus végétaux.
Rhizofiltration	Les racines des plantes absorbent, accumulent ou précipitent les polluants présents dans les eaux usées à travers leurs systèmes racinaires.	<i>Pistia stratiotes</i> , <i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Lemna minor</i> et <i>Hydrocotyle umbellata</i> .	Produits chimiques organiques, métaux lourds et radionucléides	1. La plupart du temps, des plantes aquatiques sont utilisées, mais parfois des plantes terrestres sont également utilisées. 2. Les métaux lourds n'ont pas besoin d'être transloqués vers les parties aériennes.	1. Il est nécessaire de maintenir un pH optimal. 2. Faire pousser les plantes dans une pépinière d'abord, puis les transférer sur le site de remédiation.

Annexe 2 : Potentiels de phytoremédiation de quelques exemples de macrophytes pour différents types d'eaux usées.

Macrophyte	Type d'eau polluée	Absorption des nutriments/ efficacité d'accumulation	Reference	Durée
<i>Eichhornia crassipes</i> (La Jacinthe d'eau)	Eau usée municipale	DCO (49 %), NH ₃ (81 %), Nitrate (92 %), Phosphore (67 %)	[95].	24 jours
	Eaux de rivière rurale polluées	DCO (68,21 %), NT (87 %), PT (84 %), NH ₄ +-N (96 %)	[96].	6 mois
	Eaux usées industrielles	DBO (16,4-8,1 mg/L), DCO (122-33 mg/L), O ₂ dissous (7,69-5,59 mg/L), pH (7,78-7,35), Fe (139,4 %), Nitrites (183,4 %), huiles et graisses (0,8-1,43 mg/L)	[97].	2 mois
<i>Pistia stratiotes</i> (Laitue d'eau)	Eaux usées industrielles	Fe (83 ± 4.4%), Cu (63 ± 42.4%), Cd (76 ± 3.4%), Cr (66 ± 1.4%), Zn (79%), Ni (67 ± 2.4%)	[81].	15 jours
	Eau de rivière rurale polluée	DBO (17-8,3 mg/L), DCO (126-52 mg/L), O ₂ dissous (7,54-5,33 mg/L), pH (7,81-7,37), Fe (137 %), Nitrite (0,7 à 0,2 mg/L), huiles et graisses (0,91-1,54 mg/L).	[97].	2 mois
<i>Azolla pinnata</i> (fougère flottante)	Effluent final d'une usine de pâte et de papier	DCO (100 %)	[97].	28 jours
	Combinaison des eaux usées textiles, de distillerie et institutionnelles	DCO (92 %), DBO (92 %), conductivité électrique (68 %), pH (8-9), TDS (68 %)	[46].	28 jours
<i>Lemna minor</i> (Petite lentille d'eau)	Eaux usées industrielles traitées	DBO (85,58 %), DCO (90,57 %), PT (104,99 %), NT (102,55 %), pH (97,65 %), Cuivre (103,70 %), Plomb (107,49 %), Zinc (100,62 %).	[46].	7 jours
	Eaux usées textiles	DBO ₅ (68 %), Couleur (62 %), DCO (65 %), TDS (45 %), SST (35 %), As (60 %), Cd (28 %), Cr (59 %), Pb (45 %).	[98].	7 jours
<i>Typha angustifolia</i> (Massette à feuilles étroites)	Eaux usées de 1,2-dichloroéthane (industrie pétrochimique)	1,2-DCA (100 %)	[99].	42 jours
	Effluent final d'une usine de pâte et de papier	DCO (100%);	[97]	28 jours
<i>Salvinia molesta</i> (Salvinie géante)	Eaux usées textiles	DBO (1693,1 mg/L) et DCO (4338,5 mg/L)	[100].	17 jours
	Eaux usées de tofu	DBO (76 %), DCO (71,78 %), SST (75,28 %), pH (7,8)]	[101].	15 jours
<i>Vertiveria zizanioides</i> (herbe vetiver)/Zeliac	Eaux usées d'étang de poisson	NH ₃ (65,16 %), NO ₂ (27,51 %), NO ₃ (25,5 %), NH ₄ (30,17 %), PO ₄ (42,75 %).	[102].	42 jours
	Effluent de moulin à huile de palme	DCO (80 %), matières en suspension totales (MST) (90 %), phosphore total (PT) (99 %), nitrate (99 %) et NH ₃ -N (82,7 %).	[103]. [104].	25 jours
<i>Ipomea aquatica</i> (Épinard d'eau)	solution hydroponique synthétique	Absorption de plomb	[105].	
	Danube River	Cuivre (22,71 mg/g), Cadmium (3,52 mg/g), Plomb (20,06 mg/g) et Zinc (104,23 mg/g);	[106].	19 mois
<i>Ceratophyllum demersum</i> (Cornifle immergé)	Eaux usées aqueuses synthétiques	Cd (82,01 %) et Ni (50 %), Facteurs de bioconcentration (BCFs) : Cd (75-707,92), Ni (104,16-200); Cd (91 %) et Ni (50 %).	[107].	3 mois

Annexe 3 : Exemples de polluants associés à la remédiation par *Lemna minor*

Catégorie du polluant	Polluant	Durée	Concentration	Taux d'élimination	Références
Métaux lourds	Co, Cd, Zn, Cr, Ni, Cu, Fe, Mn	28 jours	0 - 12,33 mg/l	72 - 91%	[46].
	Cd	7 jours	10 µM	38%	[96].
	Cd	14 jours	100 µM	14µg/g	[136].
	Cr, Cu et Pb	7 jours	10.946, 4.359, 0.875 mg/l	99,97%	[131].
	Hg	6 jours	0-30 µM	58,30%	[139].
Polluants organiques	CE, MES, Turbidité, DCO, DBO, P, NT, SO ₄ ⁻²	28 jours	68, 68, 97, 92, 92, 97, 94.6, 77.9%	4.52 - 2737 mg/l	[46].
	NT, N-NH ₃ , PT	12 mois	264.5, 202.1, 30.1 kg/l	98.3, 98.8, 94.5%	[106].
	DBO, phosphate	22 jours	414, 3.14 mg/l	94.45, 79.39%	[138].
	NH ₄	7 jours	28 - 840 mg/l	-	[140].
	NH ₄	14 jours	0.5-14 mg/l	0.082 mg/l	[139].
Produits chimiques agricoles	N, P,	9 jours	1020, 224 mg/l	60 - 67.84%	[221].
	Atrazine	7 jours	0 - 960 µg/l	-	[144].
	Diméthomorphe et Pyriméthanyl	4 jours	600 µg/l	17 and 12 (48 et 33 µg/ g)	[30].
	Cuivre, Diméthomorphe	7 jours	0-30, 0- 1000 µg/l	76, 60%	[92].
	Terbuthylazine	14 jours	0.031- 0.500 mg/l	67%	[134].
	Lactofen	5 jours	30 µg/l	68%	[142].
	herbicide norflurazon	10 jours	25 - 100 µg/l	62%	[143].
	herbicide norflurazon	11 jours	26 - 100 µg/l	162%	[143].
	sucralose, fluoxetine	21 jours	0 - 6000µg/l	56, 32%	[151].
	Produits pharmaceutiques et de soins personnels	tyramine, putrescine, cadaverine, spermidine and spermine.	7 jours	0.15 - 78 µM	57.08, 11.67, 1.83, 424.42, 47.03 µg/g
Sulfachlorpyridazine et oxitetracycline		7 jours	0,01- 100mg/L	-	[147].
Cisplatine		4 jours	0 - 160 µM	320 ng /g	[148].
Nanomatériaux	ZnO NPs	8 jours	0.3 - 30 mg/l	97,14%	[156].
	Al NPs	7 jours	1 - 1000 mg/l	65%	[152].
	TiO ₂ NPs	7 days	0 - 2500 mg/l	0.05 g /g	[153].
	CuO NPs	4 jours	0 - 200 mg/l	67%	[153].
	Ag NPs	7 jours	8 - 128 µg/l	18.73 mg/g	[154].
Déchets radioactifs	Uranium	-	0.4 - 113 µg/l	53.0 mg /kg	[160].

	Technitium (99Tc)	10 jours	2.2 - 9.7 x 10 ⁻⁵ mol/l	22.8 - 42.022.8- 42 l/Kg	[157].
	⁶⁰ Co, ⁶⁵ Zn, ⁵⁵ p ⁵⁹ Fe	1 jour	10 mL	0.88, 1, 0.82 meq/g	[158].
	Strontium 90 (90Sr)	7 jours	27-1500 mGy/h	-	[159].
Hydrocarbures pétroliers	1H-benzotriazole, 4-methyl-1H-benzotriazole, 5-methyl-1H-benzotriazole, xylyltriazole and 5-chlorobenzotriazole	36 jours	150µg/l	59, 20, 69, 74 et 81%	[161].
	3-trifluoromethylphenol 23	23 semaines	50 µM	61%	[162].
Autres	Blue dye, triacontanol	-	2,5 - 10, 1mg/l	58, 59.6%	[322].
	Cyanotoxin microcystin-LR.	5 jours	10- 20 µg/ml	0.288 ng/mg	[166].
	E. coli, Enterococci	1 an	1.5 x 10 ⁵ , 1.7x 10 ⁴ cfu 100 m/l	99.65, 91.76%	[165].

Annexe 4 : Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration (selon le décret exécutif n° 09-209 du au 11 juin 2009 du journal officiel de la république algérienne N° 36)

PARAMETRES	VALEURS LIMITES MAXIMALES (mg/l)
Azote global	150
Aluminium	5
Argent	0,1
Arsenic	0,1
Bérylium	0,05
Cadmium	0,1
Chlore	3
Chrome trivalent	2
Chrome hexavalent	0,1
Chromates	2
Cuivre	1
Cobalt	2
Cyanure	0,1
Demande biochimique en oxygène (DBO5)	500
Demande chimique en oxygène (DCO)	1000
Etain	0,1
Fer	1
Fluorures	10
Hydrocarbures totaux	10
Matières en suspension	600
Magnésium	300
Mercure	0,01
Nickel	2
Nitrites	0,1
Phosphore total	50
Phénol	1
Plomb	0,5
Sulfures	1
Sulfates	400
Zinc et composés	2

* Température : inférieure ou égale à 30° C
 * PH : compris entre 5,5 et 8,5

Annexe 5 : Définition des techniques de traitement des effluents laitiers

Technique	Type	Définition
Séparation par décantation	Physique	La décantation est utilisée pour séparer les matières solides en suspension dans l'eau. Les eaux usées laitières sont laissées à reposer dans un bassin de décantation, permettant aux particules solides de se déposer au fond du bassin. L'eau clarifiée en surface est ensuite retirée, tandis que les boues sédimentées sont éliminées périodiquement.
Filtration	Physique	La filtration physique est utilisée pour éliminer les particules fines et les matières colloïdales de l'eau. Différents types de filtres, tels que des filtres à sable, des filtres à cartouches ou des filtres à membranes, peuvent être utilisés pour cette étape de traitement.
Flottation par air dissous	Physique	Un processus où de l'air est introduit dans les eaux usées laitières sous forme de microbulles, ce qui permet aux particules solides et aux graisses de remonter à la surface de l'eau et d'être éliminées sous forme de mousse.
Séparation par centrifugation	Physique	C'est une méthode utilisée pour accélérer la séparation des matières solides et liquides dans les eaux usées laitières en utilisant la force centrifuge.
Ultrafiltration et microfiltration	Physique	Ces techniques de filtration membranaire utilisent des membranes avec des pores très fins pour séparer les particules, les colloïdes et les microorganismes des eaux usées laitières.
Coagulation	Physicochimique	Processus de neutralisation des charges électriques négatives présentes dans les particules en suspension dans l'eau. On ajoute généralement un coagulant chimique, comme le sulfate d'aluminium (alun) ou le chlorure ferrique, à l'eau. Ce coagulant favorise la formation de flocons gélatineux solides appelés "flocs" en agglomérant les particules suspendues. Ces flocs sont des agrégats de matières en suspension plus lourds qui vont se rassembler pour faciliter leur élimination.
Floculation	Physicochimique	C'est la phase suivante après la coagulation. C'est le processus de mélange doux et lent de l'eau coagulée, permettant aux flocs de s'agglomérer et de croître en taille. Ce processus est essentiel pour former des flocs plus gros et plus solides qui peuvent être plus facilement séparés de l'eau par la suite. Des agitateurs ou des dispositifs de mélange sont utilisés pour favoriser la floculation.
Précipitation chimique	Chimique	Technique utilisée pour éliminer les métaux lourds et les sels dissous présents dans les eaux usées. Des réactifs chimiques appropriés sont ajoutés pour provoquer la précipitation de ces contaminants sous forme de solides insolubles, qui peuvent ensuite être séparés par des méthodes de filtration.
Oxydation avancée	Chimique	Une méthode utilisée pour décomposer les composés organiques complexes et les substances chimiques présentes dans les eaux usées. Des réactifs oxydants tels que l'ozone ou le peroxyde d'hydrogène peuvent être utilisés pour cette dégradation.
Neutralisation	Chimique	Certaines eaux usées laitières peuvent être acides en raison de l'utilisation de produits chimiques dans le processus de production. La neutralisation est utilisée pour ajuster le pH de l'eau et la rendre plus proche de la neutralité, améliorant ainsi sa stabilité chimique.
Adsorption sur charbon actif	Chimique	Technique efficace pour éliminer les composés organiques et certains produits chimiques présents dans les eaux usées laitières. Le charbon actif est capable de piéger ces contaminants grâce à sa grande surface spécifique et à ses propriétés d'adsorption.
Réacteurs à boues activées :	Biologique	Une des méthodes les plus courantes de traitement biologique des eaux usées laitières. Dans ce processus, les eaux usées sont mises en contact

		avec des boues activées riches en microorganismes aérobies (bactéries qui ont besoin d'oxygène pour vivre). Les microorganismes décomposent les matières organiques dans les eaux usées en utilisant l'oxygène dissous. Les boues activées sont ensuite séparées de l'eau traitée dans un clarificateur et une partie d'entre elles est recyclée pour continuer le processus de décomposition des matières organiques.
Le Réacteur Séquentiel Discontinu	Biologique	Ce système fonctionne en cycles successifs, où les eaux usées sont traitées par lots avec différentes phases de remplissage, réaction, sédimentation et décantation.
Les Bioréacteurs à Couverture de Boues Anaérobies (UASB)	Biologique	Méthode de traitement biologique des eaux usées qui utilise des microorganismes anaérobies pour dégrader les matières organiques. Ce réacteur permet la formation d'une couche de boues granulaires qui décompose les contaminants en l'absence d'oxygène, produisant du biogaz (principalement du méthane) utilisable comme source d'énergie renouvelable. Les UASB sont économes en énergie, génèrent moins de boues résiduelles et sont adaptés à divers types d'eaux usées. Une gestion appropriée est essentielle pour assurer leur efficacité et leur stabilité.
Les filtres anaérobies	Biologique	Une méthode de traitement biologique des eaux usées qui se déroule en l'absence d'oxygène. Les microorganismes anaérobies décomposent les matières organiques dans des réacteurs remplis de supports poreux, produisant du biogaz, principalement du méthane, comme sous-produit valorisable. Cette approche offre des avantages énergétiques, mais nécessite une gestion attentive pour maintenir l'équilibre biologique. Les filtres anaérobies sont utilisés dans le traitement des eaux usées municipales, industrielles et pour valoriser les déchets organiques.
Bioréacteurs à membrane (BRM)	Biologique	Les bioréacteurs à membrane combinent le traitement biologique avec une technologie de filtration membranaire pour séparer les microorganismes et les matières organiques de l'eau traitée. Les membranes permettent de retenir les boues biologiques, réduisant ainsi la taille du système et améliorant la qualité de l'eau traitée.
Le Réacteur à Biofilm à Lit Mobile	Biologique	Une méthode utilisant des supports de biofilm pour favoriser la dégradation des matières organiques. Les bactéries se fixent sur ces supports, formant un biofilm dense et efficace. Cette technique, offre une grande surface d'adhérence, s'adapte à différentes charges et types d'eaux usées, tout en occupant peu d'espace. Cependant, une surveillance régulière est nécessaire pour maintenir son efficacité et éviter le colmatage.
Contacteurs biologiques rotatifs	Biologique	Des dispositifs cylindriques équipés de supports de biofilm spécialement conçus pour accueillir les bactéries. Lorsque les eaux usées passent à travers ces contacteurs rotatifs, les bactéries fixées sur les supports de biofilm dégradent les matières organiques en présence d'oxygène. La rotation des contacteurs permet une aération et une oxygénation efficaces du biofilm, favorisant ainsi le traitement biologique des eaux usées.
Filtres à ruissellement	Biologique	Des systèmes de traitement biologique où les eaux usées sont distribuées de manière uniforme sur un lit de support, tel que du sable ou des graviers. Les bactéries se développent sur le support et dégradent les matières organiques dans les eaux usées. L'eau traitée s'écoule ensuite à travers le lit filtrant, permettant d'éliminer les contaminants et les matières organiques avant d'être recueillie pour un rejet ou une réutilisation ultérieure.
Lagunes d'aération	Biologique	Ce sont des bassins peu profonds où les eaux usées laitières sont aérées pour favoriser la croissance de bactéries aérobies. Les microorganismes

		décomposent les matières organiques en utilisant l'oxygène de l'air. Ce processus est relativement simple et peu coûteux, mais il nécessite un espace considérable.
Zones humides artificielles	Biologique	Ce sont des bassins ou des systèmes construits pour imiter les fonctions des zones humides naturelles. L'eau usée est dirigée vers ces zones humides artificielles, où les microorganismes et les plantes jouent un rôle essentiel dans le traitement biologique. Les microorganismes décomposent les matières organiques et les plantes contribuent à la filtration des contaminants. Les zones humides artificielles agissent comme des écosystèmes auto-épuration, améliorant ainsi la qualité de l'eau avant son rejet dans l'environnement.
Microfiltration (MF)	Traitement par membrane	Utilise des membranes avec des pores de l'ordre du micron (μm). Elle permet de retenir les particules plus grosses, les bactéries et une partie des matières organiques présentes dans les eaux usées laitières. La microfiltration est généralement utilisée comme étape préliminaire pour éliminer les matières en suspension et améliorer la qualité de l'eau avant le traitement par d'autres méthodes.
Ultrafiltration (UF) :	Traitement par membrane	Utilise des membranes avec des pores plus fins que ceux de la microfiltration, de l'ordre de quelques dizaines de nanomètres (nm). Elle permet de retenir des particules plus petites, les colloïdes, les protéines et une partie des matières organiques dissoutes. Elle est efficace pour réduire la charge organique des eaux usées laitières.
Nanofiltration (NF)	Traitement par membrane	Technique qui utilise des membranes avec des pores plus petits que l'ultrafiltration, de l'ordre de quelques nanomètres (nm). Elle est plus sélective et retient les ions, les sels dissous et une plus grande proportion des matières organiques dissoutes. La nanofiltration est utilisée pour améliorer davantage la qualité de l'eau et éliminer certains contaminants spécifiques.
Osmose inverse (OI)	Traitement par membrane	Utilise des membranes avec des pores encore plus petits, de l'ordre de quelques angströms (10^{-10} m). Cette technique retient efficacement les ions, les sels dissous, les matières organiques et pratiquement toutes les impuretés présentes dans les eaux usées laitières. L'osmose inverse produit une eau très pure, souvent appelée eau désalinisée ou eau pure.
Electrocoagulation	Technologie avancée	Un procédé de traitement des eaux qui utilise des électrodes pour générer des coagulants métalliques à partir de l'aluminium ou du fer. Ces coagulants agglomèrent les polluants en suspension dans l'eau, facilitant leur séparation. L'électrocoagulation élimine efficacement divers contaminants, réduit l'utilisation de produits chimiques et produit moins de boues que les méthodes traditionnelles. C'est une technologie polyvalente pour le traitement des eaux usées industrielles et municipales, mais elle nécessite une gestion appropriée des résidus et des coûts d'énergie pour le fonctionnement des électrodes.
Adsorption	Technologie avancée	C'est un phénomène de surface où des particules ou des molécules d'une substance se lient physiquement à la surface d'un matériau solide, formant une couche à la surface. Ce processus est largement utilisé dans la purification de l'eau, la séparation des gaz, les réactions chimiques catalysées, et diverses applications industrielles, offrant une méthode efficace pour séparer, purifier et récupérer des substances spécifiques.
Bioréacteur à membrane (MBR)	Technologie avancée	C'est une technologie hybride qui combine un processus biologique de traitement des eaux avec une filtration membranaire. Il utilise des microorganismes pour dégrader la matière organique et les polluants, tandis que des membranes semi-perméables éliminent les particules et les bactéries, produisant ainsi une eau de haute qualité. Le MBR est largement utilisé dans le traitement des eaux usées municipales et

		industrielles, offrant une meilleure qualité d'eau traitée et une résistance accrue aux variations de charge. Malgré quelques défis, le MBR reste une solution efficace pour préserver la qualité de l'eau et protéger l'environnement.
Piles à combustible microbiennes (MFC)	Technologie avancée	Les MFC (Microbial Fuel Cells), sont des dispositifs bio électrochimiques qui exploitent l'activité métabolique de microorganismes pour convertir la matière organique directement en électricité. Le processus se base sur la capacité des microorganismes, tels que les bactéries, à effectuer une oxydation biologique de la matière organique présente dans les eaux usées.
Cellules d'électrolyse microbienne (MEC)	Technologie avancée	Les MEC (Microbial Electrolysis Cells), sont une autre forme de technologie bio électrochimique qui utilise l'activité métabolique des microorganismes pour convertir la matière organique présente dans les eaux usées en hydrogène gazeux (H ₂). Les MEC fonctionnent en inversant le processus de la pile à combustible microbiennes (MFC) en utilisant l'électricité pour faciliter la réduction de l'eau plutôt que l'oxydation de la matière organique.

Annexe 6 : Les recommandations microbiologiques pour le traitement préalable des eaux usées avant leur utilisation en agriculture révisées par l'OMS (Anonyme, 1989)

Catégories	Conditions de réutilisation	Sujets exposés	Nématodes intestinaux (Nombre d'œufs/L)	Coliformes fécaux (Nombre / 100 ml)	Traitements conseillés pour parvenir au niveau souhaité de qualité microbiologique
I	Irrigation de cultures destinées à être consommées crues, les terrains de sports, les jardins publics.	Ouvriers agricoles, consommateurs, public	≤ 1	≤ 1000	Série de bassins de stabilisation, réservoir de stockage et de traitement ou traitement équivalent permettant d'atteindre la qualité microbiologique avancée
II	Irrigation des Céréales, cultures industrielles, fourragères, pâturage et arbres.	Ouvriers agricoles	≤ 1	Aucune norme n'est recommandée	Bassins de rétention avec une période de rétention adéquate (8 à 10 jours) ou des méthodes alternatives de traitement pour réduire la présence des œufs d'helminthes et des coliformes.
III	Irrigation localisée sur des cultures de la catégorie II s'il n'y a pas d'exposition des travailleurs ou du public	Aucun	Non applicable	Non applicable	Pré-traitement requis avec considérations des techniques liées à l'irrigation, cependant, pas moins efficace qu'une sédimentation primaire.

PRODUCTION SCIENTIFIQUE