



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



جامعة محمد البشير الإبراهيمي - برج بوعريش
Université Mohammed El Bachir El Ibrahimi B.B.A
كلية علوم الطبيعة والحياة وعلوم الأرض والكون
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et des Sciences de la
Terre et de l'Univers
قسم العلوم البيولوجية
Département des Sciences Biologiques

Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de Master

Domaine des Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques.

Spécialité : Toxicologie.

Intitulé :

Comparaisant des méthodes de traitement des
eaux usées par les procédés mécaniques et
biologiques : synthèse bibliographique.

Présenté par :

M^{elle} BOUZIANE SARA & M^{elle} SEHIL AMEL

Soutenu le 11/ 06/ 2025, Devant le Jury :

Président :	Mme. MOUMENI Ouissem	MCB	Université de Bordj Bou Arreridj
Encadrant :	M. DIAFAT Abdelouahab	Pr.	Université de Bordj Bou Arreridj
Examineur :	M ^{elle} . BOUSSAHEL Soulef	MCA	Université de Bordj Bou Arreridj

Année Universitaire 2024/2025

Remerciement

Au terme de cette belle aventure, nous remercions du fond du cœur Dieu, le Tout-Puissant, pour nous avoir guidés, inspirés et accordé la force, la patience et la persévérance nécessaires pour mener à bien ce modeste travail.

Nous exprimons également notre profonde gratitude et nos remerciements les plus sincères à notre encadrant, Monsieur **Diafat Abdelouahab**, pour sa disponibilité, ses conseils avisés et son accompagnement bienveillant tout au long de cette expérience. Son soutien nous a été d'une aide précieuse et d'une grande motivation.

Nous adressons également nos remerciements les plus sincères à Docteur **Moumeni Ouissem** et Docteur **Boussahel Soulef** pour avoir accepté, avec bienveillance, de faire partie du jury de notre soutenance. Nous leur sommes profondément reconnaissantes pour le temps qu'elles consacrent à l'évaluation de notre travail et pour l'intérêt qu'elles lui porteront.

Nous exprimons notre profonde gratitude à l'ensemble de nos professeurs, qui, par la qualité de leur enseignement, leur dévouement et leurs encouragements, ont su éveiller en nous la curiosité, la rigueur et le goût du savoir. Leur accompagnement tout au long de ces années passées à l'université a été pour nous une véritable source d'inspiration et de progrès.

Enfin, nous tenons à remercier de tout cœur toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce mémoire. Leur soutien, leurs encouragements et leur présence, parfois discrète mais toujours précieuse, ont joué un rôle essentiel dans l'aboutissement de ce travail.



Dédicace

Je dédie ce mémoire, avec une profonde gratitude et une émotion sincère :

À Dieu, source de toute sagesse, de toute force et de toute lumière, pour m'avoir guidé à chaque étape de ce parcours.

À la mémoire de mon père bien-aimé, que Dieu ait son âme. Ton absence est douloureuse, mais ta présence en moi est éternelle. C'est en pensant à toi que j'ai trouvé le courage d'avancer.

À ma chère mère, pour son amour inconditionnel, ses prières silencieuses et son soutien indéfectible. Que Dieu te protège et te récompense pour tous tes sacrifices.

À mon frère Abderrahim et ma sœur Amina, merci pour votre présence, vos encouragements, votre tendresse et votre patience. Vous avez été une source de réconfort dans les moments de doute.

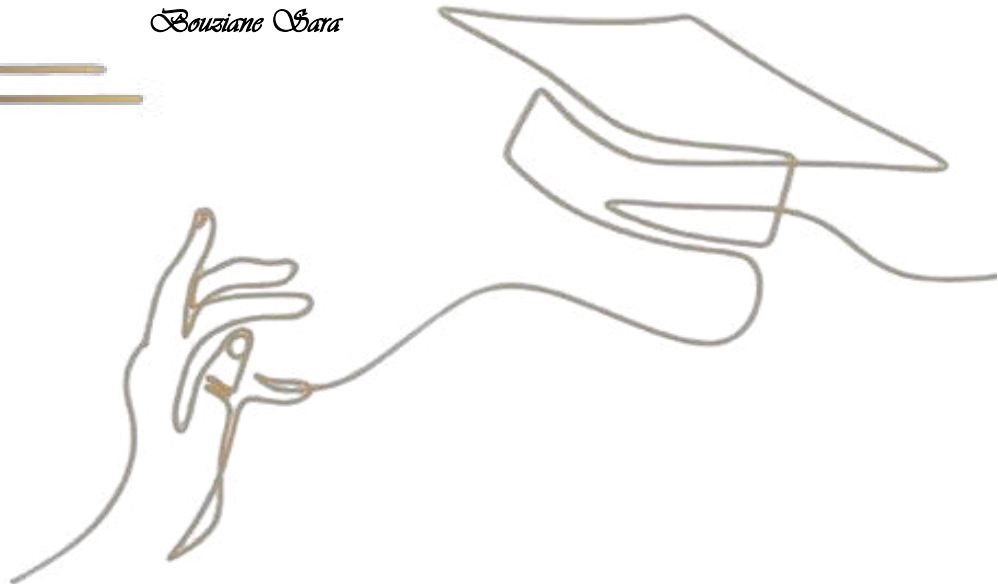
À tous mes enseignants, qui m'ont transmis bien plus que le savoir : une passion, une méthode, une vision. Merci pour votre dévouement et votre bienveillance tout au long de mon cursus.

À mon encadrant, pour son accompagnement, ses conseils précieux, sa rigueur et sa disponibilité. Votre soutien a été essentiel dans la réalisation de ce travail.

À ma chère binôme, merci pour ton engagement, ta patience et ton esprit d'équipe tout au long de cette belle aventure. Ce mémoire est aussi le fruit de notre complicité, de nos efforts partagés et de notre persévérance commune. Travailler à tes côtés a été un véritable plaisir.

Enfin, à toutes les personnes qui, de près ou de loin, m'ont encouragé, soutenu, inspiré. Merci du fond du cœur.

Bouziane Sara



Dédicace

Je remercie tout d'abord Dieu, qui a guidé mes pas et m'a accordé la force ainsi que la persévérance nécessaires à l'accomplissement de ce travail.

À ma tendre mère, pour son amour inconditionnel, sa tendresse, son dévouement et ses encouragements constants qui ont été pour moi une source de force et de motivation tout au long de ma vie et mon parcours académique. Je suis fier d'avoir une mère courageuse et persévérante.

Je remercie également mon père pour sa confiance en moi et son soutien moral tout au long de mon cheminement.

À ma sœur adorée Besma, pour son amour sincère, son appui matériel et moral, et sa présence inspirante, qui a toujours été pour moi un modèle et une source d'inspiration.

À mes très chers frères, Islam et Rabah, pour leur affection, leur bienveillance et leur soutien constant.

À ma cher grand-mère, à mes chers cousines Hiba et Sarah Mezhoud, ainsi qu'à mes tantes et mes oncles, pour leur chaleur humaine et leurs encouragements.

À mes amies Anfel, Achwak, Ikhllass, Marwa et Tmen, pour leurs conseils bienveillants, leur écoute et leur soutien moral tout au long de cette aventure.

Je remercie chaleureusement ma collègue de mémoire, pour son engagement, sa patience et sa collaboration précieuse durant tout le processus de rédaction. Elle a été bien plus qu'une partenaire de travail.

Enfin, je remercie l'ensemble des enseignants qui ont contribué à ma formation, pour la qualité de leur enseignement et leur dévouement.

Sehil Amel

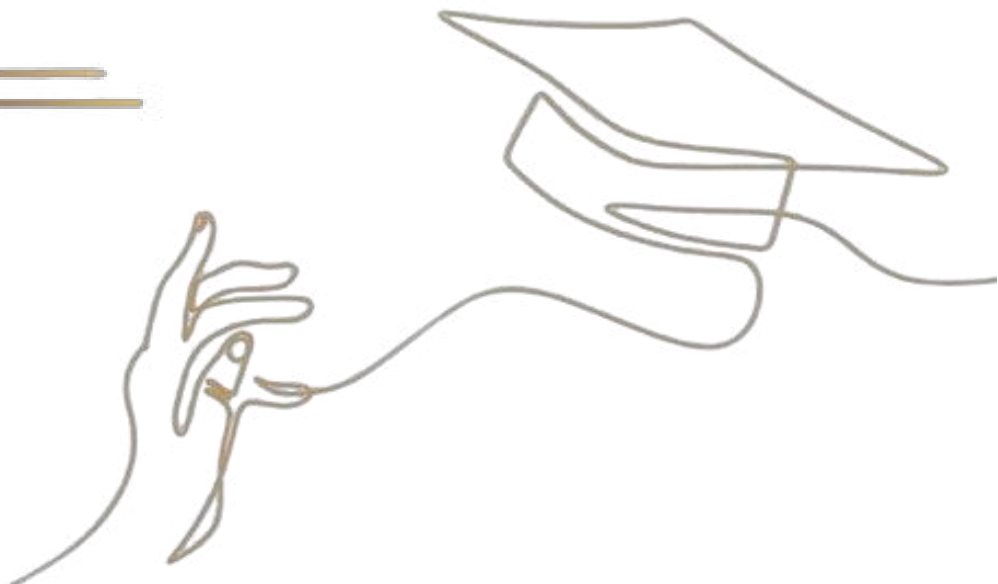




Table des matières

Table des matières

Remerciements

Dédicace

Liste des tableaux

Liste des figures

Liste des abréviations

I. Introduction

Chapitre I : Les ressources hydriques et la pollution

I.1. Les ressources hydriques	3
I.2. Typologie des ressources en eau dans le monde.....	3
I.2.1. L'eau douce	3
I.2.1.1 Les eaux de surface.....	3
I.2.1.2. Les eaux de pluies.....	5
I.2.1.3. Les eaux souterraines.....	5
I.2.2. Les eaux salines.....	6
I.3. Le changement climatique	6
I.4. La pollution.....	7
I.5. Les classes des pollutions	8
I.5.1. Pollution atmosphérique.....	8
I.5.2. Pollution des sols.....	8
I.5.3. Pollution des eaux	8
I.6. La pollution hydrique.....	8
I.6.1. Pollution des eaux de surface	9
I.6.2. Pollution des eaux souterraines	9
I.7. Les substances polluantes pour l'eau.....	10
I.7.1. La pollution physique.....	10
I.7.1.1. La pollution physique naturelle.....	10
I.7.1.2. La pollution physique humaine.....	10
I.7.2. La pollution chimique	11
I.7.3. La pollution microbienne	11
Chapitre II : Les méthodes de traitement des eaux usées	
II.1. Les méthodes de traitement des eaux usées.....	12
II.1.1. Le prétraitement	12
II.1.1.1. Le dégrillage	12
II.1.1.2. Le tamisage.....	13
II.1.1.3. Le dessablage.....	13
II.1.1.4. Le déshuilage / dégraissage	13

II.1.2. Le traitement primaire.....	14
II.1.2.1. Décantation physique.....	15
II.1.2.2. Décantation chimique	15
II.1.3. Traitement secondaire	16
II.2. Traitement des eaux par méthodes électrolytique.....	18
II.2.1. L'électroflottation EF	18
II.2.1.1. Le principe d'EF	19
II.2.1.2. Les paramètres affectant le processus d'EF	20
II.2.1.3. Application d'EF.....	20
II.2.1.4. L'EF : Avantage et Inconvénients	21
II.2.1.4.1. Les avantages.....	21
II.2.1.4.2. Les inconvénients	21
II.2.1.5. Evaluation de l'EF dans le traitement des eaux usées	21
II.2.1.5.2. L'abattement de la demande biologique en oxygène (DBO) des eaux usées	23
II.2.1.5.3. La réduction de la turbidité des eaux usées	23
II.2.1.5.4. L'élimination des matières en suspension (MES) des eaux usées	24
II.2.1.5.5. L'élimination des métaux lourds des eaux usées.....	25
II.2.1.5.6. L'élimination des micro-organismes des eaux usées.....	26
II.2.2. L'électrocoagulation.....	27
II.2.2.1 Mécanisme d'EC.....	27
II.2.2.2. Les différents matériaux utilisés pour les électrodes	28
II.2.2.2.1 Electrode en aluminium.....	29
II.2.2.2.2. Electrode en fer.....	30
II.2.2.3. Application d'EC	30
II.2.2.5. Évaluation de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux usées : synthèse des résultats publiés	32
II.2.2.5.1. L'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) des eaux usées	32
II.2.2.5.2. L'abattement de la demande biologique en oxygène (DBO) des eaux usées	33
II.2.2.5.3. La réduction de la turbidité des eaux usées	33
II.2.2.5.4. L'élimination des matières en suspension (MES) des eaux usées	33
II.2.2.5.6. La réduction des huiles et des graisses des eaux usées.....	34
II.2.3. Vers une gestion durable des eaux usées : combinaison des procédés EF-EC.....	34
II.2.4. Evaluation de la combinaison des procédés EC-EF dans le traitement des eaux usées.....	35
II.2.4.2. L'élimination de la turbidité des eaux usées.....	36
II.2.4.3. L'élimination des matières en suspension (MES) des eaux usées.....	37
II.2.4.4. L'élimination de carbone organique des eaux usées.....	37
II.2.4.5. L'élimination des huiles et des graisses des eaux usées	37
Chapitre III : La Phytoépuration	
III.1. La phytoépuration en Algérie.....	39

III.2. Principe de fonctionnement des filtres plantés à macrophyte	40
III.2.1. Système à écoulement superficielle (SFS)	40
III.2.2. Système à écoulement sub-superficiel.....	41
III.2.2.1. Système à écoulement horizontal	41
III.2.2.2. Système à écoulement vertical	42
III.3. <i>Typha latifolia</i>	44
III.3.1. Efficacité de <i>Typha latifolia</i> dans l'épuration des eaux usées.....	44
III.3.1.1. Réduction de la demande chimique en oxygène (DCO)	44
III.3.1.2. Réduction la demande biologique en oxygène (DBO).....	45
III.3.1.3. Elimination des matières en suspension (MES)	45
III.4. <i>Phragmites australis</i>	46
III.4.1. Efficacité de <i>Phragmites Australis</i> dans l'épuration des eaux usées.....	46
III.4.1.1. Réduction de la demande chimique en oxygène DCO	46
III.4.1.2. Réduction de la demande biologique en oxygène DBOs.....	47
III.4.1.3. Elimination des matières en suspension (MES)	47
III.4.1.3. Elimination des microorganismes	47
III.4.2. Les avantages et les inconvénients de la phytoépuration des eaux usées par les Macrophytes	47
III.4.2.1. Les avantages	47
III.4.2.2. Les inconvénients	48
Conclusion et Perspectives	49

Références bibliographiques

Résumé

الملخص

Abstract



Liste des tableaux

Liste des tableaux

Tableau 1 : Matériaux d'électrodes utilisés en E.C.....**28**



Liste des figures

Liste des figures

Figure 1 : localisation des eaux souterraines en fonction des zones des sols.....	6
Figure 2 : Schéma de Dégriilleur.....	12
Figure 3 : Dessableur.....	13
Figure 4 : Schéma du fonctionnement de Dégraisseur/Déshuileur.....	14
Figure 5 : Schéma de fonctionnement d'un Décanteur physique à flux vertical.....	15
Figure 6 : Schéma du principe de la décantation primaire chimique.....	16
Figure 7 : Les mécanismes d'interaction se produisant dans un système d'électrocoagulation.....	28
Figure 8 : Coupe schématique de la phyto-épuration.....	40
Figure 9 : Profile d'une cellule de zone humide artificielle ZHAs.....	41
Figure 10 : Schéma d'un filtre horizontal en coupe transversale.....	42
Figure 11 : Profil et composition typique d'un filtre planté à flux vertical.....	43
Figure 12 : Schéma d'un filtre planté vertical.....	43
Figure 13 : <i>Typha latifolia</i>	44
Figure 14 : <i>Phragmites australis</i>	46



Liste des abréviations

Liste des abréviations

A : Ampère

Al : Aluminium

Al³⁺ : L'ion aluminium trivalent

Al(OH)₂⁺ : Ion dihydroxyaluminium(III)

Al(OH)₃ : Hydroxyde d'aluminium(III)

ATP : Adénosine triphosphate

As : l'arsenic

C : concentration

CE : coefficient d'efficacité

Ce(OH)₃ : Hydroxyde de cérium(III)

Ce(OH)₄ : Hydroxyde de cérium(IV)

CPAM : Polyacrylamide cationique

CO₂ : Dioxyde de carbone

Cr³⁺ : Cation de chrome trivalent

Cu(OH)₂ : Hydroxyde cuivrique

Cu²⁺ : Cation de cuivre divalent

Cr⁶⁺ : Le chrome hexa valent

cm : Centimètre

cm² : Centimètre cube

CWs : Constructed wetlands

DBO₅ : Demande biochimique en oxygène durant cinq (05) jours d'incubation

DCO : demande chimique en oxygène

e⁻ : L'électron

EC : électrocoagulation

EF : électroflottation

EU : Eaux usées

f : faraday

F : constante de Faraday, $F = 96500 \text{ C/mol}$

F⁻ : les fluorures

Fe : Le fer

Fe(OH)₃ : Hydroxyde ferrique

Fe²⁺ : Les ions ferreux

Fe³⁺ : Les ions ferriques

FAO : Food and Agriculture Organization

Fe(H₂O)₄(OH)₂⁺ : Ion tétraaquadihydroxyde de fer(III)

Fe(H₂O)₅OH²⁺ : Ion pentaquahydroxyde de fer(III)

FP : Les filtres plantés

HAP : Les hydrocarbures aromatiques polycycliques

H⁺ : L'ion hydrogène (proton)

I : densité de courant [A/m²]

IrO₂ : Dioxyde d'iridium

km³ : Kilomètre Cube

kWh : kilowattheure

M : mole

M : masse produite par unité de temps

M : masse molaire du gaz [g/mol]

mA : Milli Ampère

MES : Matière en suspension

MEST : Matière en suspension totale

mol : La mole

NaCl : Chlorure de sodium

Na₂SO₄ : Sulfate de sodium

Ni(OH)₂ : Hydroxyde nickelique

NO₃⁻ : L'ion nitrate

NO₃⁻ : les nitrates

NO₂⁻ : Les nitrites

NH₄⁺ : L'ammonium

NTK : Nitrogen Total Kjeldahl

O₂ : dioxygène

O₃ : Ozone

OH⁻ : L'ion hydroxyde

OH⁺ : L'ion oxonium monohydraté

OMS : Organisation mondiale de la santé

PAC : Chlorure de polyaluminium

PCB : Les polychlorobiphényles

P, Australis : Phragmites Australis

Pb : Le Plomb

pH : Potentiel d'hydrogène

ppm : Partie par million

PO₄³⁻ : L'Orthophosphates

PVAc : Poly(acétate de vinyle)

RuO₂ : Dioxyde de ruthénium

SFS : Les systèmes de flux superficiel

STEP : Station de traitement des eaux usées

SO₄²⁻ : Les sulfates

TP : Total phosphore

Ta₂O₅ : Pentoxyde de tantale

TaO₂ : Dioxyde de tantale

Ti : Titane

USD : United States Dollar

V : Volt

VSS-FCW : Sous-sol à écoulement vertical

XXe : 20 e

Z : Nombre d'électrons échangés par molécule (nombre de charge)

Zn(OH)₂ : Hydroxyde de zinc

Zn²⁺ : Cation de zinc divalent

µm : Micromètre

% : Pour cent

\$: Le dollar



Introduction

Introduction

L'eau joue un rôle essentiel et vital dans le fonctionnement de la planète, comparable au sang dans le corps humain (**Wever, 2015**). Par suite du changement climatique mondial, l'eau est devenue une ressource précieuse et rare dans de nombreux pays, y compris l'Algérie. Les ressources naturelles en eau renouvelable sont estimées à environ 17,2 milliards de m³ par an, soit une moyenne de 404 m³ par personne et par an, se rapprochant dangereusement du seuil de pénurie fixé à 500 m³ par habitant et par an. Ces données témoignent des premiers signes d'une crise hydrique imminente (**Sellal, 2018**).

La pollution de l'eau est un problème mondial dont la gravité et les caractéristiques varient selon les régions (**Raven et al., 2009**). Elle est principalement causée par le rejet des eaux domestiques ainsi que par les activités humaines, qu'elles soient industrielles ou agricoles (**Beaux, 2009**). La principale préoccupation est la contamination de l'eau par des germes pathogènes. On peut classer les polluants de l'eau en huit catégories : les vecteurs de maladies, les matières en suspension, les nutriments minéraux issus des algues et des plantes, les matières organiques, les produits chimiques non organiques, les substances radioactives et la pollution thermique (**Raven et al., 2009**).

D'après l'Organisation mondiale de la santé (OMS), environ 1,4 milliard de personnes n'ont pas accès à une eau potable et salubre, tandis que 2,9 milliards ne bénéficient pas d'installations sanitaires adéquates. La majorité de ces personnes vivent dans des zones rurales de pays en développement. Chaque année, on recense au moins 250 millions de cas de maladies liées à l'eau, entraînant environ 5 millions de décès, dont 1,8 million dus à des maladies provoquant une déshydratation sévère, comme les diarrhées.

L'Algérie, caractérisée par un climat très divers, méditerranéen avec un hiver relativement froid et pluvieux et un été chaud et sec (**Meddi et Meddi, 2009**), et un climat allant du semi-aride à l'aride avec des précipitations annuelles comprises entre 200 et 400 mm, fait partie des pays les plus démunis en ressources hydriques. La consommation annuelle d'eau potable et industrielle est estimée à environ 5 milliards de m³. En milieu urbain, environ 75 % des eaux consommées sont rejetées sous forme d'eaux usées. Les volumes d'eaux usées évacuées par les réseaux d'assainissement étaient évalués à 350 millions de m³ en 1979, à 660 millions de m³ en 1985 (**Mimeche, 2014**).

Ainsi, en Algérie, une quantité considérable d'eaux usées domestiques est rejetée sans traitement adéquat dans les rivières, provoquant une pollution bactérienne et physico-chimique de plus en plus préoccupante (**Zorai et al., 2023**). Récemment, les méthodes électrochimiques,

notamment l'électroflottation (EF) et l'électrocoagulation (EC), ont suscité un intérêt croissant en raison de leur faible consommation de réactifs chimiques et de leur efficacité dans le traitement de divers types d'eaux usées (**Boinpally et al., 2023**).

Il est indispensable d'étudier de nouvelles technologies de traitement des eaux usées, en adéquation avec le niveau de développement actuel des pays. Parmi ces solutions alternatives, on distingue la phytoépuration (**Mamine et al., 2019**). En effet, la phytoépuration est une technique qui consiste à utiliser les plantes et les microbes qui leur sont associés pour dépolluer l'environnement. Elle repose sur les processus naturels par lesquels les végétaux et la microflore de leur rhizosphère dégradent ou capturent les polluants, qu'ils soient organiques ou inorganiques. Cette méthode s'avère particulièrement efficace pour traiter une large gamme de contaminants (**Pilon-Smits, 2005**).

Dans ce contexte, et face au manque l'utilisation de ces procédés dans le traitement des eaux usées en Algérie, la présente recherche vise à examiner de manière approfondie les différentes méthodes de traitement des eaux usées, en mettant l'accent sur leur efficacité dans l'élimination des polluants organiques (tels que les composés carbonés, les matières huileuses) et inorganiques (comme les métaux lourds, les nutriments azotés et phosphorés). Elle vise également à évaluer la fiabilité de ces procédés en termes de stabilité de performance, de coûts d'exploitation et de respect des normes de qualité, dans le but de rendre les eaux traitées aptes à une réutilisation durable dans divers secteurs, notamment agricole, industriel et urbain.

Cette étude s'articule autour de trois chapitres principaux :

- Les ressources hydriques à l'échelle mondiale ainsi que des différentes formes de pollution affectant les milieux aquatiques.
- Les techniques de traitement des eaux usées, en mettant en évidence les méthodes classiques physico-chimiques, les procédés électrolytiques, ainsi que leur performance en matière d'épuration.
- La phytoépuration, en présentant les principales espèces végétales utilisées dans ce procédé et en évaluant leur efficacité dans l'élimination des polluants.
- L'étude se conclut par une Conclusion et Perspectives.



Chapitre I

Chapitre I : Les Ressources hydriques et La Pollution

I.1. Les ressources hydriques

Les ressources en eau, considérées dans leur globalité, regroupent l'ensemble des masses d'eau constituant l'hydrosphère. Cela inclut les eaux marines (océans et mers), les eaux continentales superficielles (fleuves, rivières et lacs), les eaux souterraines, ainsi que les eaux solidifiées dans les glaciers, composantes de la cryosphère (**Khilchevskiy et Karamushka, 2021**). Le volume total d'eau présent sur la terre est évalué à environ 1 386 milliards de mètres cubes (**Anctil, 2016**).

L'accès pérenne aux ressources en eau constitue un enjeu crucial à l'échelle mondiale. L'Algérie, à l'instar de plusieurs pays de la région méditerranéenne, est confrontée à une situation de stress hydrique prononcé. Elle figure parmi les nations présentant une faible disponibilité en eau, avec une dotation inférieure au seuil de rareté hydrique fixé à 1000 m³ par habitant et par an (**Bouchaala et al., 2017**).

I.2. Typologie des ressources en eau dans le monde

I.2.1. L'eau douce

L'eau douce est une ressource cruciale pour les activités humaines telles que l'agriculture, l'industrie et la production d'énergie. Elle est principalement prélevée dans les rivières, lacs, nappes souterraines et parfois obtenue par dessalement de l'eau de mer (**Douville et al., 2021**).

L'eau douce terrestre constitue moins de 2 % du volume total d'eau présent sur la planète. Environ 96 % de cette eau douce est stockée sous forme de nappes glaciaires, de glaciers et de neiges permanentes. Moins de 4 % de ce volume sont réellement accessibles et utilisables pour répondre aux besoins des écosystèmes vitaux et aux usages hydriques de la société humaine (**Douville et al., 2021**).

I.2.1.1 Les eaux de surface

Les eaux de surface désignent l'ensemble des masses d'eau s'écoulant à la surface terrestre, incluant les écoulements sur les versants, ainsi que les plans d'eau tels que les mares, étangs, lacs et cours d'eau (**Laurent et Dupont, 2011**).

Les eaux de surface se divisent en deux groupes :

- **Les rivières**

Les rivières sont des cours d'eau qui s'écoulent de manière unidirectionnelle naturellement à travers les reliefs. Leur nom vient du mot latin riparia, qui signifie « rive » ou « rivage ». Elles font partie des biomes appelés « lotiques », où l'eau est en mouvement, le fonctionnement des rivières s'explique mieux si l'on considère l'ensemble du bassin versant : c'est une zone de relief dans laquelle l'eau de pluie ou de fonte s'écoule, par des petits cours d'eau, jusqu'à former une rivière principale (**Polgar et Ribero, 2013**).

Les rivières occupent une très faible portion de la surface terrestre (0,1 %) et contiennent une quantité minimale d'eau (0,0001 % du total mondial). Pourtant, les grands bassins fluviaux couvrent environ 25 % des terres émergées, notamment le bassin de l'Amazone. Chaque année, environ 100 000 km³ d'eau tombent sur les continents ; 65 % s'évapore ou est transpirée par les plantes, et 35 % atteint les océans via les cours d'eau et les nappes (**Polgar et Ribero, 2013**).

Les rivières subdivisent en deux parties :

- **Les rivières (partie amont)**

Les eaux provenant du début d'une rivière, prennent naissance dans des zones montagneuses peu peuplées, sans grande activité industrielle (**Desjardins, 1997**).

- **Les rivières (partie aval)**

La partie aval d'une rivière se trouve généralement dans des zones fortement peuplées, avec une agriculture intensive et une présence industrielle variable. Par conséquent, la qualité de l'eau y est souvent moindre et son traitement plus complexe comparé à celui des eaux en amont (**Desjardins, 1997**).

- **Les lacs**

Les lacs sont des étendues d'eau continentales fermées, sans échange direct avec les océans. Ils peuvent être temporaires ou permanents, peu profonds ou profonds, et contenir de l'eau douce ou salée, notamment dans les régions arides. L'ensemble de leurs caractéristiques physiques, chimiques et biologiques constitue ce que l'on appelle un écosystème lacustre.

Bien qu'ils ne représentent que 0,01 % de l'eau totale à la surface de la Terre, les lacs contiennent environ 49,8 % de l'eau douce liquide de surface. Ils jouent un rôle crucial dans le maintien de la biodiversité et fournissent de nombreux services écosystémiques essentiels : approvisionnement en eau potable, élimination des déchets, pêche, irrigation agricole, activités industrielles et loisirs.

Ainsi, les lacs constituent des écosystèmes d'une grande importance environnementale et socio-économique, indispensables à la vie humaine et à celle de nombreuses espèces (**Hairston et Fussmann, 2002**).

I.2.1.2. Les eaux de pluies

L'eau de pluie est une ressource douce et de bonne qualité, mais son usage reste limité en raison de la pollution atmosphérique dans les zones industrialisées où peuvent entraîner la formation des pluies acides, de la variabilité des précipitations et des difficultés de captage (**Desjardins, 1997**).

I.2.1.3. Les eaux souterraines

Les eaux souterraines représentent la principale réserve d'eau douce accessible sur terre et participent activement au cycle hydrologique global. Elles constituent la source essentielle d'approvisionnement en eau pour des milliards d'individus et assurent l'alimentation en eau potable de nombreuses populations. En outre, elles couvrent plus de 40 % de la demande mondiale en irrigation (**kuang et al., 2024**).

Les eaux souterraines, correspondent aux eaux issues de l'infiltration des précipitations, qui s'accumulent et circulent dans les formations géologiques du sous-sol à des profondeurs variables (**Laurent et Dupont, 2011**). Elle atteint environ 8-10 millions de km³, ce qui représente entre 98 et 99% de toutes les ressources mondiales en eau douce. Chaque année, plus de 10 000 km³ sont renouvelés grâce à l'infiltration des précipitations (**Margat, 2008**). Comme indiqué dans la **Figure 1**.

- Les nappes phréatiques

La partie supérieure de la zone saturée est connue sous le nom de nappe phréatique. Celle-ci peut se situer proche de la surface ou être confinée sous des couches imperméables. Ces nappes représentent une ressource stratégique, fournissant de l'eau potable à près de 1,5 milliard de personnes à travers le monde (**Anctil, 2016**).

Les nappes peuvent être classées en deux types principaux :

- **Les nappes libres** ; lorsque les formations géologiques environnantes sont perméables.
- **Les nappes captives** ; lorsque ces mêmes formations présentent une perméabilité très faible, voire sont totalement imperméables (**Musy et Higy, 2004**).

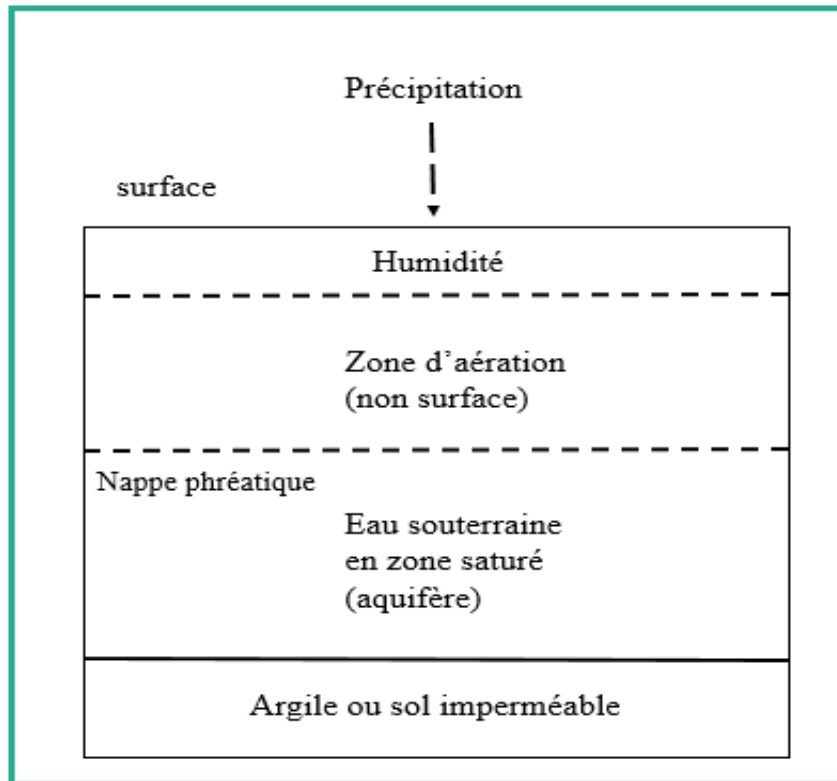


Figure 1 : localisation des eaux souterraines en fonction des zones des sols (**Baird et Cann, 2016**).

I.2.2. Les eaux salines

L'eau des mers et des océans s'est constituée il y a des millions d'années, au cours des premières phases de l'histoire géologique de la Terre. En tant que ressource naturelle abondante (**Balasubramanian, 2011**).

La salinité de la majorité des eaux marines se situe généralement entre 33 et 37 g/l (**Desjardins, 1997**).

Les eaux océaniques couvrent plus de 70 % de la surface terrestre. L'eau salée, principalement présente dans les mers et les océans, constitue environ 98 % du volume total d'eau sur Terre, ce qui en fait la forme la plus abondante dans la nature. Le pourcentage restant se répartit entre les glaciers, la vapeur d'eau atmosphérique (eau douce) disponible sur les continents (**Balasubramanian, 2011**).

I.3. Le changement climatique

L'eau est une ressource essentielle, mais sa disponibilité est confrontée aux défis des extrêmes climatiques et de l'intervention humaine.

Depuis le milieu du XXe siècle, le changement climatique d'origine anthropique a modifié le cycle de l'eau : il a accru l'humidité atmosphérique, les précipitations et l'évapotranspiration terrestre, tout en accentuant l'aridité et les contrastes de salinité à la surface du globe (**Arnell, 1999**).

Le réchauffement climatique intensifie le cycle hydrologique, avec plus d'évaporation et de précipitations, mais ces dernières seront inégalement réparties. Certaines régions connaîtront des sécheresses ou des inondations accrues, affectant les ressources en eau. Ces changements auront des impacts importants sur l'environnement, l'économie et la société, bien que peu d'évaluations globales aient encore été réalisées sur ces effets (**Douville et al., 2021**).

Les modifications des précipitations, du ruissellement glaciaire et de la fonte nivale affectent d'autres variables hydroclimatiques clés, telles que le ruissellement de surface et souterrain ainsi que la recharge des nappes phréatiques. Ces processus jouent un rôle fondamental dans la sécurité hydrique, alimentaire et énergétique de nombreuses régions à travers le monde (**Douville et al., 2021**).

I.4. La pollution

La planète sur laquelle nous vivons est chaque jour un peu plus menacée par de graves problèmes écologiques auxquels nous devons rapidement prendre conscience. L'état de l'écosystème se détériore à un rythme alarmant, principalement en raison de la croissance démographique et du développement industriel (**Laidani et al., 2009**).

Selon la Commission royale britannique sur la pollution de l'environnement, la pollution se définit comme l'introduction dans le milieu naturel de substances ou d'énergies susceptibles de compromettre la santé humaine, de dégrader les écosystèmes, d'altérer les ressources biologiques, de détériorer les infrastructures ou de perturber les usages légitimes de l'environnement. Ce concept englobe l'ensemble des rejets, qu'ils soient matériels ou immatériels, susceptibles d'induire un impact négatif, incluant notamment les nuisances non physiques telles que le bruit ou les odeurs, dès lors qu'elles affectent les organismes vivants, leurs fonctions sensorielles ou leur habitat. Les effets de la pollution peuvent se traduire par des altérations physiques ou par des perturbations des équilibres écologiques (**Soni, 2023**).

I.5. Les classes des pollutions

I.5.1. Pollution atmosphérique

La pollution atmosphérique se définit par la présence, en quantités significatives ou sur une durée prolongée, des substances dans l'air pouvant avoir un impact sur les êtres vivants et les matériaux. L'atmosphère est principalement composée de gaz (90 %), accompagnés de particules liquides ou solides (10 %). L'augmentation de la concentration de certains constituants naturels, tels que le dioxyde de carbone (CO₂) ou l'ozone (O₃), peut engendrer des effets néfastes. Cette hausse peut résulter d'activités humaines ou de phénomènes naturels. De plus, des substances synthétiques issues des activités humaines, comme les éléments radioactifs, contribuent aussi à la pollution atmosphérique, bien que cela reste exceptionnel (Raven et al., 2009).

I.5.2. Pollution des sols

Selon FAO, la pollution du sol se caractérise par la présence de substances chimiques et de matériaux ayant des effets négatifs significatifs sur les organismes vivants et les fonctions écologiques du sol. Parmi ces polluants figurent des composés organiques et inorganiques, certains déchets biologiques, ainsi que les « produits chimiques émergents », introduits notamment par les amendements appliqués aux sols. La pollution des sols affecte la qualité des eaux souterraines et met en péril les services écosystémiques fournis par le sol (FAO et UNEP, 2021).

I.5.3. Pollution des eaux

La pollution de l'eau correspond à la présence de substances ou de facteurs chimiques, physiques ou biologiques entraînant une altération de la qualité d'une masse d'eau et limitant certains de ses usages. Le niveau de contamination nécessaire pour considérer une eau comme polluée dépend du type de plan d'eau, de son emplacement et des usages qui lui sont attribués. Une eau impropre à la consommation humaine peut néanmoins rester adaptée à d'autres usages, comme l'habitat aquatique, l'irrigation ou les loisirs (Schweitzer et Noblet, 2018).

I.6. La pollution hydrique

L'eau revêt une importance majeure sur les plans biologique et économique. Elle forme, à travers l'hydrosphère, le socle de la vie et des équilibres écologiques (Festy et al., 2003). Elle subit des pressions anthropiques et climatiques.

Tout d'abord, la population mondiale a connu une croissance spectaculaire au cours des deux à trois derniers siècles. Cette explosion démographique exerce une pression sans précédent sur les ressources en eau. En effet, ces milliards d'individus ne se contentent pas de boire : ils ont besoin de nourriture, d'énergie et de divers biens, dont la production nécessite également de grandes quantités d'eau (**Anctil, 2016**).

Aujourd'hui, plus de la moitié de la population mondiale réside en zone urbaine, une dynamique qui ne semble pas prête à s'inverser. Cette Urbanisation massive engendre trois conséquences majeures : une augmentation notable des inondations, une surexploitation des ressources, ainsi qu'une pollution accrue des ressources locales, favorisant la propagation des maladies hydriques (**Anctil, 2016**).

La pollution hydrique est une notion en constante transformation. Autrefois, elle désignait l'introduction volontaire ou involontaire de substances dans l'eau par l'activité humaine. Aujourd'hui, cette définition s'élargit ; on considère désormais comme pollution toute substance qui empêche un usage spécifique de l'eau (**Montiel, 1999**).

I.6.1. Pollution des eaux de surface

Parmi les 13 600 millions de km³ d'eau présents sur notre planète, seule une infime portion, soit 0,014 %, correspond à de l'eau douce utilisable par l'homme, principalement sous forme d'eaux de surface (**Saab et al., 2007**).

La pollution des eaux de surface par des agents pathogènes est un phénomène ancien, présent depuis de nombreuses générations (**Montiel, 1999**). Elles constituent le compartiment hydrique le plus vulnérable aux pressions anthropiques. En raison de leur rôle de récepteur principal, elles sont fortement exposées aux contaminants issus des rejets domestiques, agricoles, pastoraux, ainsi qu'aux effluents urbains non traités ou insuffisamment épurés (**Adjagodo et al., 2017**). Une eau de surface est jugée polluée lorsqu'elle provoque des effets nuisibles sur la faune et la flore (**Montiel, 1999**).

I.6.2. Pollution des eaux souterraines

Les nappes d'eau souterraine sont des réserves naturelles d'eau stockées dans des roches poreuses appelées aquifères. Ces aquifères peuvent être de nature homogène (composés de sables, graviers ou grès) ou hétérogène (constitués de calcaires ou de craie), chacun présentant des niveaux de perméabilité différents. L'eau de pluie s'infiltré dans le sol, traverse une zone

non saturée, puis atteint la nappe située dans la partie saturée de l'aquifère (**Mourey et al., 2000**).

Au fond, la pollution des eaux souterraines, principalement issu des actes humains, suscite aujourd'hui une vive inquiétude à l'échelle mondiale. Lorsqu'elle atteint des seuils critiques, elle peut représenter une menace sérieuse pour la santé publique (**Amharref et al., 2007**).

I.7. Les substances polluantes pour l'eau

L'Homme, faisant partie des écosystèmes, a développé des molécules complexes pour répondre à ses besoins croissants, ce qui a entraîné une pollution incontrôlée et une altération des cycles naturels, notamment celui de l'eau (**Zgheib, 2009**). Il libère des déchets organiques, y compris des substances issues de leurs fonctions vitales et d'innombrables micro-organismes. Ces résidus, déposés ou entraînés dans le sol, finissent par atteindre les rivières ou les nappes phréatiques, suite à des altérations physiques, chimiques ou biologiques (**Chartier, 1974**).

I.7.1. La pollution physique

I.7.1.1. La pollution physique naturelle

Elle résulte de la mise en suspension d'éléments minéraux provoquée par de fortes pluies ou des crues importantes (**Chartier, 1974**).

I.7.1.2. La pollution physique humaine

Les déchets présents en mer ou dans les océans peuvent engendrer divers impacts, qu'ils soient environnementaux, sanitaires ou économiques : perturbation des écosystèmes marins, prolifération d'espèces invasives, répercussions sur les activités économiques (notamment à travers les coûts de nettoyage) et menaces pour les chaînes alimentaires (**Dziedzic, 2018**). On distingue deux types :

Les rejets d'eau de réfrigération, généralement non pollués, mais contenant une charge thermique importante. Les effluents rejetés induiront une élévation de la température du milieu aquatique récepteur, perturbant ainsi l'équilibre thermique naturel. Cette modification thermique favorisera la diminution de la solubilité de l'oxygène dans l'eau fluviale, pouvant conduire à une altération de la structure et de la composition spécifique du phytoplancton (**Chartier, 1974**).

Les émissions pouvant entraîner une contamination radioactive, elle est rarement

préoccupante. La contamination pourrait avoir deux origines principales : d'une part, les retombées d'aérosols radioactifs générées par l'explosion d'engins nucléaires, et d'autre part, les émissions provenant de l'industrie nucléaire ainsi que des applications scientifiques, industrielles et médicales (**Chartier, 1974**).

I.7.2. La pollution chimique

La pollution chimique est sans doute la plus courante, extrêmement répandue et d'une grande diversité (**Hartemann, 2013**). Elle provoque de nombreux désagréments, notamment à cause des salissures qu'elle engendre, inclut les solvants, les métaux (tels que le zinc, le plomb, le cadmium, etc.), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB), les produits pharmaceutiques, les pesticides et les sels ainsi que des mauvaises odeurs qu'elle diffuse autour des zones de rejet (**Benkaddour, 2018 et Brisou, 1968**). Ce type de pollution peut altérer profondément la faune et la flore aquatiques, entraînant parfois des conséquences économiques très importantes (**Brisou, 1968**).

I.7.3. La pollution microbienne

La fraction microbienne des écosystèmes présente une grande diversité taxonomique, incluant des virus, des bactéries, des protozoaires, des algues unicellulaires ainsi que des champignons microscopiques. Par suite de leurs interactions complexes entre eux et avec leur environnement, ces microorganismes contribuent de manière déterminante aux processus biogéochimiques et au maintien de l'équilibre fonctionnel des écosystèmes (**Baudart et Paniel, 2014**).

Les milieux aquatiques constituent un environnement propice à la prolifération de micro-organismes pathogènes, présentant un risque majeur pour la santé humaine. Leur contamination par des agents pathogènes constitue une problématique de pollution environnementale ancienne, documentée depuis des périodes historiques reculées (**Raven, 2009**).

Lorsqu'un milieu aquatique est soumis à des apports exogènes d'origine animale ou anthropique, la composition et la densité des populations bactériennes peuvent altérer la potabilité et la sécurité sanitaire de l'eau, cela contribue à une modification quantitative et qualitative de la microflore bactérienne (**Adjagodo et al., 2017**). La qualité microbiologique de l'eau est ainsi vulnérable à ces intrusions, et demeure sujette à des fluctuations saisonnières et géographiques, indépendamment de toute contamination manifeste (**Adjagodo et al., 2017**).



Chapitre II

Chapitre II : Les méthodes de traitement des eaux usées

II.1. Les méthodes de traitement des eaux usées

La contamination des ressources hydriques résultant des activités anthropiques représente un enjeu environnemental et sanitaire majeur. Afin de limiter ses impacts, l'être humain met en œuvre des procédés de traitement et de réutilisation des eaux usées, en recourant à diverses technologies épuratoires.

II.1.1. Le prétraitement

Les prétraitements représentent une étape d'épuration primaire, au cours de laquelle sont éliminés les déchets solides volumineux et grossiers, tels que les sables et les corps gras. Cette opération permet de protéger les ouvrages de la Station de Traitement des Eaux Usées (STEP) contre d'éventuels dysfonctionnements. Elle permet également d'éliminer environ 35 % des polluants présents (Moulin et al., 2013).

II.1.1.1. Le dégrillage

Le dégrillage constitue la première étape du prétraitement des eaux usées. Son objectif principal est d'éliminer les déchets volumineux susceptibles d'entraver les étapes ultérieures du traitement (Figure 2). L'efficacité du dégrillage est directement liée à l'espacement des barreaux du dispositif utilisé. Selon cet espacement, on distingue trois types de dégrillage (Bali, 2024) :

- **Le pré-dégrillage** : caractérisé par un écartement des barreaux compris entre 30 et 100 mm.
- **Le dégrillage moyen** : avec un espacement de 10 à 30 mm.
- **Le dégrillage fin** : où l'intervalle entre les barreaux est inférieur à 10 mm.

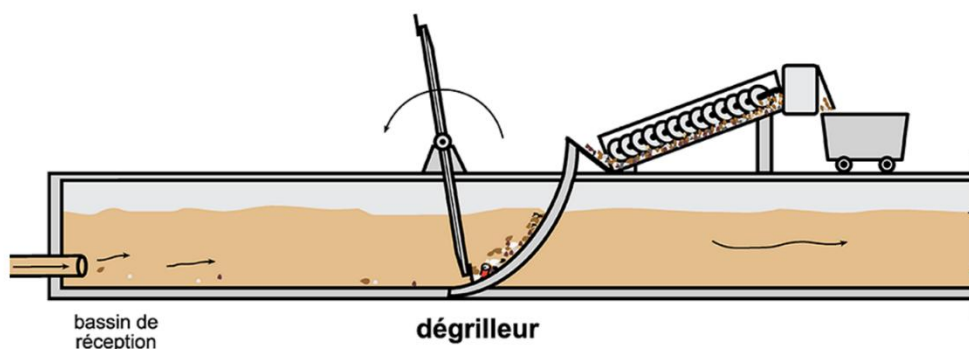


Figure 2 : Schéma de Dégrilleur (Raevr, 2020).

II.1.1.2. Le tamisage

Constitue un procédé avancé de dégrillage, reposant sur la filtration des eaux brutes à travers des supports tels qu'une toile, un treillis ou une tôle perforée, munis de mailles de dimensions variables. Ce procédé permet l'élimination des matières solides (impuretés) présentes dans l'eau (Jardé, 2002).

II.1.1.3. Le dessablage

Le dessablage constitue une étape essentielle dans le traitement des eaux usées, visant à séparer mécaniquement les particules lourdes telles que le sable et le gravier. Ce processus repose sur le principe de la décantation gravitaire, souvent assistée par l'action de pompes et de souffleurs pour améliorer l'efficacité de la séparation. Différents dispositifs de dessablage peuvent être employés, notamment les dessableurs de type couloir, rectangulaire ou circulaire, en fonction des spécificités hydrauliques et opérationnelles de la station d'épuration (Bali, 2024). Comme le présente la **Figure 3**.

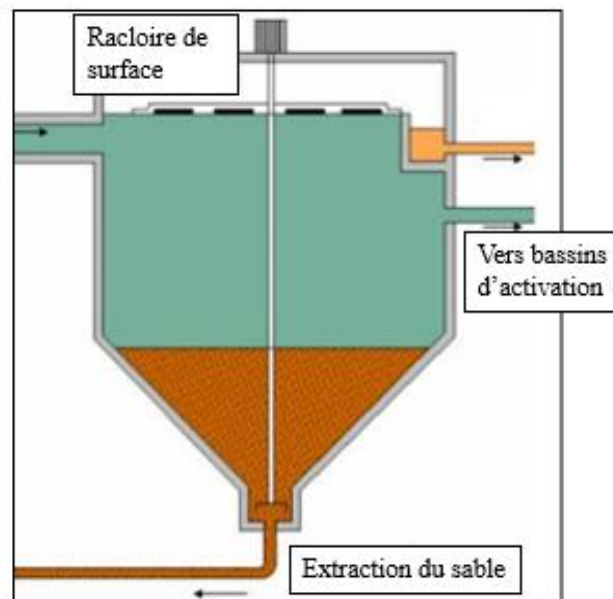


Figure 3 : Dessableur (Bali, 2024).

II.1.1.4. Le déshuilage / dégraissage

Consiste à extraire, à l'aide de dispositifs de raclage, les graisses d'origine domestique ou industrielle présentes à la surface des eaux usées. Cette séparation peut se produire

naturellement par flottation ou être facilitée par l'injection de fines bulles d'air, favorisant ainsi l'ascension des matières lipidiques (**Jardé, 2002**). Tel qu'illustré par la **Figure 4** :

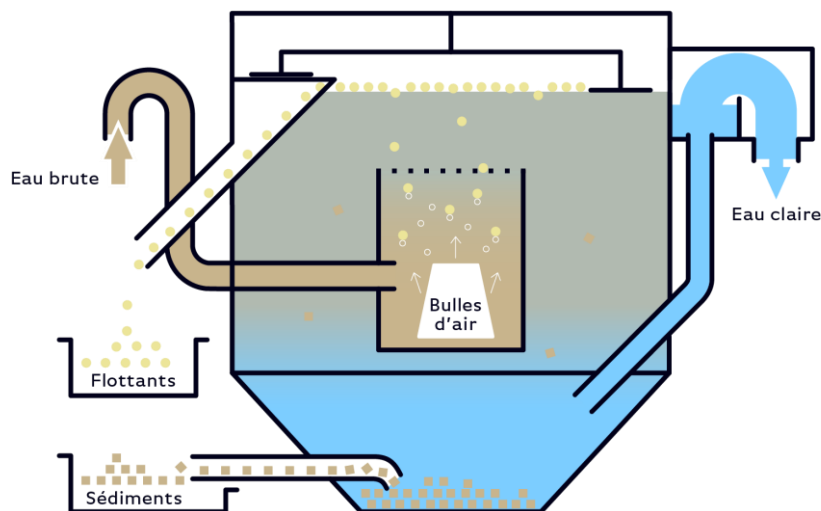


Figure 4 : Schéma du fonctionnement de Dégraisseur/Déshuileur (**Serinol, 2021**).

II.1.2. Le traitement primaire

Le traitement primaire, succédant au prétraitement, a pour objectif l'élimination des matières en suspension décantables ainsi que des solides flottants, principalement par l'application de procédés physiques (**Zorai, 2023**). Lorsque la densité des floccs est supérieure à celle de l'eau, ceux-ci subissent un phénomène de décantation. L'eau clarifiée, prélevée en surface, est alors acheminée vers les filtres à sable pour traitement complémentaire. En revanche, pour des particules dont la densité est inférieure à celle de l'eau, un procédé de flottation doit être mis en œuvre (**Cardot, 2010**).

Le traitement primaire, au sens strict, correspond à un procédé physico-chimique. Il peut inclure l'ajout d'agents coagulants et flocculants dans l'eau (**Moulin et al., 2013**). L'emploi de réactifs chimiques pour retirer les particules les plus fines correspond à un traitement physico-chimique. Ce procédé vise principalement à éliminer la pollution particulaire ainsi qu'une partie de la pollution organique sous forme particulaire, permettant ainsi de réduire environ 65 à 80 % de la DCO (**Mimeche, 2014**). Ce procédé se compose des étapes suivantes (**Guerrouf, 2023**):

- **La coagulation** : L'injection de chlorure ferrique (un coagulant) permet d'effectuer une coagulation chimique des matières en suspension. Il convient de préciser que le coagulant est introduit au niveau des dessableurs.
- **La floculation** : L'ajout de polymères synthétiques (floculants) favorise l'agglomération des matières en flocons de grande taille, qui peuvent ensuite être facilement décantés.
- **La décantation** : Cette étape consiste en la séparation de l'eau et des flocons par décantation dans un décanteur. Toutefois, ces procédés présentent l'inconvénient de générer une grande quantité de boues.

II.1.2.1. Décantation physique

La séparation des matières en suspension dans un liquide est effectuée par sédimentation, en s'appuyant uniquement sur les forces gravitationnelles. Ce procédé est connu sous le nom de décantation (**Figure 5**). Les matières susceptibles de se déposer par sédimentation présentent différents états physiques (**Adour et al., 2018**).

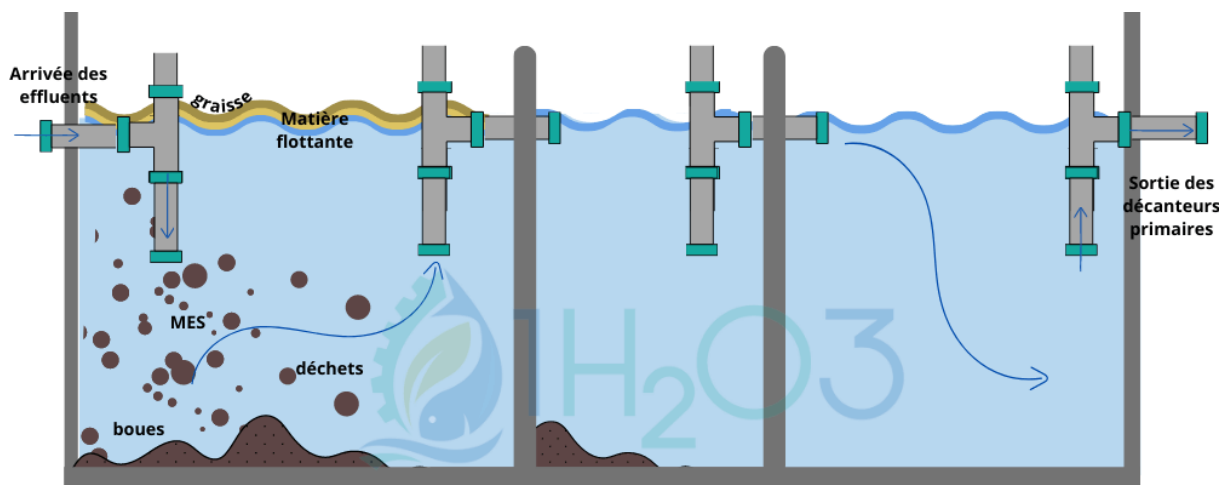


Figure 5 : Schéma de fonctionnement d'un Décanteur physique à flux vertical (**1h2o3, 2023**).

II.1.2.2. Décantation chimique

Il s'agit d'un processus de sédimentation physique dont la cinétique est augmentée par l'introduction d'agents chimiques spécifiques. Ce processus séquentiel comprend les étapes suivantes (**Adour et al., 2018**) :

II.1.2.2.1. Phase de coagulation

Elle implique l'ajout de réactifs d'origine minérale (tels que des sels de fer ou d'aluminium) dont le rôle est de déstabiliser les systèmes colloïdaux par neutralisation de leurs charges électrostatiques superficielles. Cette déstabilisation favorise l'agrégation initiale des particules (Adour et al., 2018).

II.1.2.2.2. Phase de floculation

Cette étape vise à résoudre les limitations liées à la taille et à la masse des agrégats formés. Elle consiste en l'introduction de polymères organiques de haut poids moléculaire. Ces polymères induisent l'agglomération des colloïdes déstabilisés en formant des floccs de taille et de densité suffisantes pour sédimenter efficacement sous l'effet de la gravité (Adour et al., 2018). Comme indiqué dans la **Figure 6** :

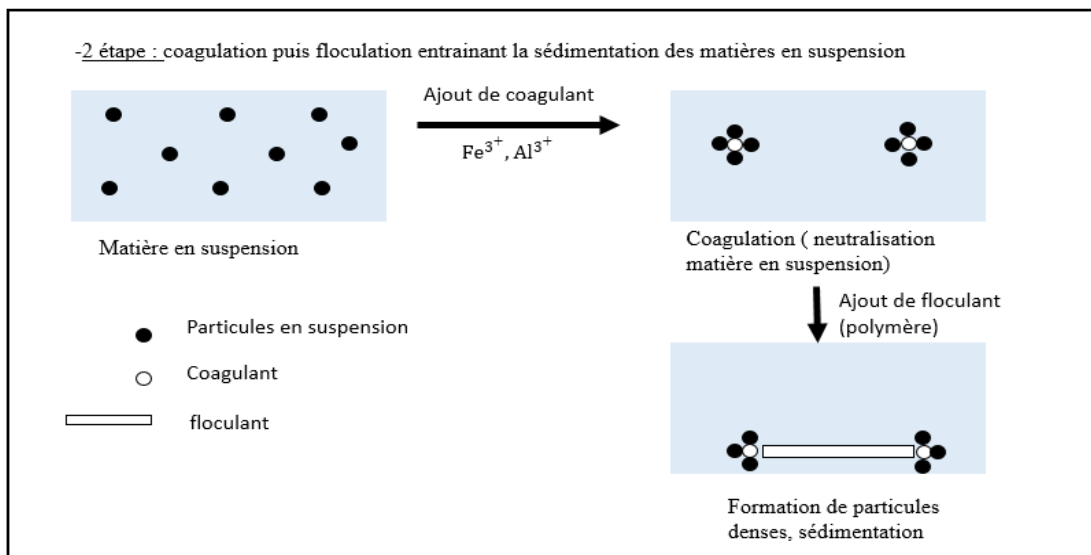


Figure 6 : Schéma du principe de la décantation primaire chimique (Adour et al., 2018).

II.1.3. Traitement secondaire

Le traitement biologique des eaux usées vise également à assurer la dégradation des polluants organiques dissous, par l'intermédiaire de micro-organismes spécifiques capables de les métaboliser comme source de carbone et d'énergie (Guerrouf, 2023). Le traitement biologique, ciblant principalement la pollution organique dissoute, représente la méthode de traitement secondaire la plus largement appliquée pour les effluents urbains et certaines eaux usées industrielles, en raison de son efficacité éprouvée et de son adaptabilité à une grande diversité de situations (Laurent, 1994). Les principales filières employées pour le traitement

biologique des eaux usées sont les suivantes :

- Le procédé des boues activées : Une biomasse majoritairement constituée de micro-organismes hétérotrophes aérobies est maintenue en suspension grâce à un dispositif d'aération, qui assure simultanément l'apport en oxygène nécessaire à l'activité biologique au sein des bassins de traitement. Ces systèmes d'aération peuvent être constitués de diffuseurs d'air (à fines, moyennes ou grosses bulles), installés au fond des bassins, ou d'agitateurs de surface qui assurent le brassage mécanique de l'eau et de l'air. Dans les zones ou lors des phases d'anoxie, la mise en suspension de la biomasse est assurée par des systèmes d'agitation mécanique sans apport d'oxygène. Les micro-organismes métabolisent les matières organiques biodégradables et capturent les particules colloïdales et les solides en suspension par la sécrétion de polymères extracellulaires, formant ainsi des floccs biologiques. L'effluent traité dans le bassin à boues activées est ensuite dirigé vers un clarificateur, où les floccs biologiques se sédimentent pour constituer les boues secondaires, tandis que l'eau épurée surnageante est évacuée vers le milieu récepteur ou vers une étape de traitement tertiaire. Le procédé des boues activées assure ainsi la dépollution des eaux usées par deux mécanismes synergiques : la minéralisation biologique des polluants organiques et l'adsorption des composés dissous sur les floccs en suspension (**Renou, 2006**).
- Les lits bactériens : l'eau usée s'écoule gravitairement à travers un réacteur biologique à garnissage, sur lequel se développe une biomasse fixée sous forme de biofilm. Les polluants contenus dans l'effluent sont retenus par ce biofilm lors de leur passage sur le support et sont ensuite dégradés par les micro-organismes qui le composent. À intervalles réguliers, des fragments de biofilm se détachent du garnissage et sont évacués avec le flux sortant. À la sortie du réacteur, l'effluent est dirigé vers un clarificateur, où les boues, constituées des éléments détachés du biofilm, sont séparées par décantation. L'oxygénation de la biomasse est assurée par une circulation naturelle de l'air à travers le garnissage et par la diffusion de l'oxygène à travers le biofilm. Les performances du réacteur à lit bactérien dépendent principalement des propriétés du garnissage, notamment de sa surface spécifique, qui conditionne la densité de biomasse immobilisée, et de son taux de vide, qui favorise la circulation de l'air et donc l'aération du système (**Degremont, 1989**).
- Le lagunage : il s'agit d'un procédé extensif où les eaux usées traversent un ou plusieurs bassins peu profonds. Les matières en suspension se déposent naturellement au fond, tandis que l'épuration se fait de manière biologique et progressive. Ce processus, assez lent,

nécessite donc des temps de séjour prolongés et, par conséquent, de vastes surfaces. Aucune énergie n'est requise, car l'oxygénation se fait naturellement et l'eau circule par simple gravité. Le lagunage constitue ainsi une solution idéale pour les collectivités disposant de terrains suffisants, mais aux ressources financières et humaines limitées pour gérer une station d'épuration classique (**Degremont, 1989**).

Parmi ces technologies, les procédés à boues activées se distinguent par leur efficacité supérieure dans l'élimination des polluants azotés, carbonés et phosphorés (**Benoit et al., 2011**).

II.2. Traitement des eaux par méthodes électrolytique

Le caractère non polluant de l'énergie électrique, associé à ses potentialités d'automatisation, devrait favoriser un essor notable des procédés électrochimiques de traitement des eaux dans un avenir proche (**Persin et Rumeau, 1989**). Le recours aux procédés électrochimiques pour le traitement direct des effluents connaît actuellement un développement rapide.

L'électroflottation (EF) et l'électrocoagulation (EC), ont suscité un intérêt croissant au cours des dernières années. Cette popularité grandissante s'explique principalement par leur accessibilité technologique ainsi que par leur faible consommation de réactifs chimiques (**Boinpally et al., 2023**).

II.2.1. L'électroflottation EF

L'application de l'électricité et des procédés électrochimiques dans l'industrie est relativement récente. Son apparition initiale remonte à 1889 en Grande-Bretagne, avec une expansion notable aux États-Unis dès 1909. L'utilisation d'électrodes spécifiques, notamment d'anodes et de cathodes adaptées, constituait un élément fondamental des premières recherches (**Ksentini et Mansour, 2017**).

Actuellement, la raréfaction des ressources hydriques et le renforcement des normes environnementales relatives aux rejets effluents stimulent les travaux scientifiques visant à développer des méthodes de traitement permettant la réutilisation des eaux usées ou, à défaut, le respect strict des seuils réglementaires de rejet (**Ksentini et Mansour, 2017**).

L'EF constitue un procédé de séparation physico-chimique des phases liquide et solide, reposant sur la génération électrolytique de microbulles d'hydrogène et d'oxygène, dont le

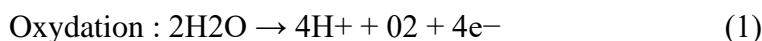
diamètre est généralement compris entre 10 et 40 micromètres (**Merzouk et al., 2009**).

Au cours de leur ascension, les bulles d'hydrogène générées à la cathode (bulles de H₂) et les bulles d'oxygène produites à l'anode (bulles d'O₂) entraînent simultanément les floccs et les particules fines en suspension dans l'eau vers la surface du réacteur. Ce phénomène favorise la formation, à la surface, d'une écume concentrée, contenant entre 9 et 12 % de matières solides, qui peut être aisément séparée de la phase aqueuse (**Bouyakoub et al., 2010**). L'efficacité de ce procédé est conditionnée par plusieurs paramètres, notamment la concentration et la distribution homogène des bulles au sein de la solution à traiter (**Ksentini et Mansour, 2017**).

II.2.1.1. Le principe d'EF

L'EF repose principalement sur le passage d'un courant électrique entre une électrode anodique et une électrode cathodique, induisant l'électrolyse d'une faible quantité d'eau. Ce processus génère la formation de microbulles d'oxygène à l'anode et d'hydrogène à la cathode, conformément aux réactions électrochimiques suivantes (**Ksentini et Mansour, 2017**) :

Réaction à l'anode :



Réaction à la cathode :



Réaction totale :



À partir de ces réactions électrochimiques, il est établi que le transfert de quatre électrons entre les électrodes conduit à la formation d'une molécule de dioxygène et de deux molécules de dihydrogène. Le mécanisme physique associé à l'évolution des gaz peut être décrit en trois phases distinctes : la nucléation, la croissance et le détachement des bulles (**Tir, 2009**).

La nucléation, la croissance et le détachement des bulles se forment à la surface des électrodes à partir de solutions présentant une sursaturation locale en gaz. La croissance des bulles résulte soit de la diffusion des gaz dissous vers leur interface, soit de leur coalescence avec d'autres bulles adjacentes à l'électrode. Le détachement survient lorsque les forces de

flottation deviennent supérieures aux forces d'adhésion maintenant les bulles à la surface électrode. Il a été suggéré que le diamètre de détachement des bulles est régulé par les interactions électrostatiques entre celles-ci et les doubles couches électriques formées à l'interface électrode-électrolyte (**Tir, 2009**).

Un phénomène de formation de mousse est observé à la surface de l'eau, résultant de l'interaction entre l'air, l'eau et les impuretés (**Ksentini et Mansour, 2017**).

II.2.1.2. Les paramètres affectant le processus d'EF

L'EF est un procédé qui, sur le plan théorique, présente une certaine complexité. La production et la répartition efficaces des bulles de gaz à l'intérieur de la cellule d'EF font l'objet de nombreuses recherches. Il a notamment été prouvé que l'intensité du courant électrique a un impact notable sur le nombre et la dimension des bulles générées (**Fukui et Yuu, 1985**).

Par ailleurs, au-delà de la densité de courant, le pH de la solution traitée constitue également un facteur clé dans ce procédé. Plusieurs travaux ont montré que les bulles d'hydrogène atteignent leur plus petite taille à un pH neutre, tandis que celles d'oxygène augmentent en diamètre à mesure que le pH s'élève (**Fukui et Yuu, 1985**).

La configuration et la nature des électrodes influencent significativement l'efficacité du procédé d'EF. Généralement, l'anode est positionnée au fond de la cellule, tandis qu'une cathode en acier inoxydable est placée à une distance de 10 à 50 mm au-dessus de celle-ci (**Llerena et al., 1996**). Toutefois, cette disposition limite la dispersion optimale des bulles d'oxygène générées à l'anode, ce qui peut compromettre l'efficacité globale du procédé. Par ailleurs, une faible conductivité de l'eau traitée entraîne une augmentation notable de la consommation énergétique. Dans ce contexte, des configurations alternatives, telles que les électrodes en disposition chicanée, méritent d'être envisagées pour améliorer les performances du système (**Ksentini et Mansour, 2017**).

II.2.1.3. Application d'EF

L'EF s'intègre aisément aux procédés de traitement électrolytique, en particulier lorsqu'elle est associée à des techniques comme l'électrocoagulation. Elle est notamment efficace pour la récupération des métaux lourds présents dans les effluents de rinçage issus des traitements électrochimiques appliqués aux pièces (**Aoudj, 2015**). Ce procédé est couramment exploité pour le traitement et la dépollution des effluents générés par les industries

agroalimentaires, textiles, métallurgiques et de galvanoplastie, ainsi que dans les procédés d'usinage électrochimique. Il est également utilisé pour l'abattement des polluants inorganiques tels que le plomb (Pb), l'arsenic (As), les nitrates (NO_3^-) et les fluorures (F^-) présents dans les eaux (Merzouk et al., 2009).

II.2.1.4. L'EF : Avantage et Inconvénients

II.2.1.4.1. Les avantages

De manière générale, l'EF présente deux atouts majeurs qui la distinguent des autres procédés de séparation par flottation utilisant de l'air comprimé. Premièrement, elle génère des bulles de gaz extrêmement fines, homogènes et bien dispersées, avec un diamètre moyen avoisinant 20 μm , ce qui accroît significativement la surface d'interaction avec les particules en suspension (Bouyakoub et al., 2010). Deuxièmement, le contrôle précis de la densité de courant appliquée dans la cellule permet d'ajuster la concentration des bulles formées, optimisant ainsi la probabilité de collisions entre bulles et particules (Khosla et al., 1991). En outre, l'EF se caractérise par un coût d'installation modéré, une mise en œuvre simple, une facilité d'exploitation, et elle permet d'atteindre un rendement élevé dans l'élimination de la demande biologique en oxygène (DBO) grâce à l'oxydation anodique des composés organiques (Araya et Farias, 1999).

II.2.1.4.2. Les inconvénients

Le procédé d'EF présente plusieurs limitations techniques, parmi lesquelles :

- La corrosion accélérée des anodes, particulièrement en milieu contenant certains contaminants tels que les acides gras.
- L'oxydation des boues, phénomène pouvant perturber les opérations lorsque leur recyclage est intensif.
- La carbonatation des cathodes, nécessitant des opérations régulières de détartrage pour maintenir l'efficacité du processus.

La corrosion des cuves métalliques, induite par les courants vagabonds, notamment dans les installations de petite taille, ce qui impose la mise en place de dispositifs de protection adaptés (Aoudj, 2015).

II.2.1.5. Evaluation de l'EF dans le traitement des eaux usées

L'EF est un procédé efficace pour le traitement des eaux usées, permettant une

séparation solide-liquide grâce à la production de fines bulles d'hydrogène et d'oxygène, les résultats observés présentent une variabilité significative en fonction des conditions expérimentales et de la nature des effluents traités, comme le suggèrent les données issues des études disponibles (**Mickova, 2015**).

II.2.1.5.1 L'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) des eaux usées

Pour améliorer la qualité de l'eau, l'abattement de la DCO dans les eaux est nécessaire, dans l'étude qui a été réalisée par **Tir, (2009)**, il a examiné l'efficacité du procédé d'EF pour le traitement des émulsions d'huile de coupe, en utilisant une cellule équipée d'électrodes en acier inoxydable, les résultats expérimentaux ont démontré qu'une densité de courant de 11,1 mA/cm² permet d'atteindre un taux d'élimination de 95 % de la DCO après 90 minutes de traitement électrochimique, en présence d'une concentration en électrolyte sulfate de sodium (Na₂SO₄) de 5 g/L et pour un pH compris entre 6 et 8. Le même résultat a été observé par **Mohtashami et Shang, (2019)** après une heure de traitement des effluents de l'industrie pétrolière, en appliquant une densité de courant de 0,0496 A/cm².

Dans une autre étude menée par **Bouyakoub et al., (2010)**, montre que la DCO a connu une réduction de 99,1 %. Cependant ce résultat est significativement proche à celui rapporté par **Mohtashami et Shang, (2019)** avec une densité de courant et un temps de traitement différents (0,6 mA/cm² pendant 6 minutes), ont montré que la DCO a été quasiment éliminée, avec une baisse de 98 % des effluents de l'industrie laitière, ainsi dans le traitement des eaux usées de l'industrie du papier et du carton sous une densité de courant de 14 mA/cm² et un temps de traitement de 50 minutes.

Au Japon, en **2023 Fobang** a utilisé l'EF pour traiter les effluents des moulins à l'huile de palme, une anode en titane platiné et une cathode en acier inoxydable ont été employées. Une efficacité d'élimination de la DCO de 52 % a été obtenue après 45 minutes d'électrolyse. En associant l'EF à l'ajout de 40 mg/L de chlorure de polyaluminium (PAC) et 20 mg/L de polyacrylamide cationique (CPAM), l'efficacité d'élimination de la DCO a atteint 54 % en seulement 15 minutes d'électrolyse, réduisant la consommation énergétique spécifique à 0,004 kWh/kg de DCO traité. Ces résultats démontrent que l'utilisation de coagulants chimiques améliore l'efficacité du procédé tout en diminuant sa consommation énergétique.

En Algérie, deux études ont été réalisées dans la wilaya de Béjaia, Belkacem et ces collaborateurs ont utilisé un modèle réduit d'EF avec des électrodes en aluminium pour traiter

les eaux usées du complexe industriel ALCOVEL d'Akbou, une réduction de 90,3 % de la DCO a été démontré **Belkacem et al., (2009)**. L'autre étude a été réalisée par **Essedki et al., (2008)**, ont montré que dans le cas des eaux usées issues de l'industrie pétrolière SONATRACH RTC Béjaïa, l'application de ce procédé a permis d'obtenir un taux d'élimination de la DCO atteignant 76 % après seulement 15 minutes de traitement sous une tension de 25 V, une réduction de 90,3 % de la DCO a été obtenue grâce à l'optimisation des paramètres opératoires, notamment une distance inter-électrode de 1 cm, une tension appliquée de 20 V et un temps de traitement de 20 minutes.

Selon l'étude de **Mickova, (2015)**, dans le cas des eaux usées textiles, une réduction de 98 % de la DCO a été obtenue avec une densité de courant de 14 mA/cm² après 50 minutes de traitement. Ce résultat est similaire à celui rapporté précédemment par **Mohtashami et Shang, (2019)** dans le cas de traitement des effluents de l'industrie laitière.

II.2.1.5.2. L'abattement de la demande biologique en oxygène (DBO) des eaux usées

Mraz et Krýsa en 1994 ont mis en évidence que l'application de l'EF au traitement des eaux usées agricoles au Japon a révélé une réduction de la DBO₅ de 93,5 %. L'emploi d'électrodes Ti/IrO₂-Ta₂O₅ a favorisé une séparation solide-liquide optimale par génération de bulles d'hydrogène ultrafines (10–40 µm), assurant une clarification maximale du liquide.

Une tendance similaire a été observée par **Essedki et ses collaborateurs (2009)**, dans l'application du procédé d'EF aux effluents textiles, réalisée avec une distance inter-électrode de 1 cm, une tension de 20 V et un temps de traitement de 20 minutes, a conduit à une réduction de la demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO₅) de 93,5 %.

II.2.1.5.3. La réduction de la turbidité des eaux usées

Une recherche menée par **Fobang, (2023)**, a montré que l'application du procédé d'EF à une densité de courant de 5 mA/cm² a conduit, après 45 minutes d'électrolyse, à une diminution de 82 % de la turbidité, avec une consommation énergétique spécifique de 0,035 kWh par kilogramme de matière traitée.

En revanche, l'ajout de 40 mg/L de chlorure de polyaluminium (PAC) et de 20 mg/L de polyacrylamide cationique (CPAM) au procédé d'EF a permis d'améliorer significativement les performances du traitement, aboutissant à un abattement de 96 % de la turbidité en seulement 15 minutes d'électrolyse. Cette réduction du temps de traitement s'est traduite par

une baisse notable de la consommation énergétique spécifique, atteignant 0,004 kWh/kg de DCO éliminée **Fobang, (2023)**.

D'après les travaux de **Bouyakoub et ses collaborateurs (2010)**, il ressort que l'application de l'EF dans le traitement d'un effluent textile chargé en colorants réactifs, les résultats ont montré que ce procédé, utilisé seul, permettait une élimination partielle des polluants, avec une efficacité d'environ 46 % en ce qui concerne la réduction de la turbidité.

Ce résultat diffère significativement à celui rapporté par **Tir, (2009)** dans son étude qui a indiqué que le procédé d'EF permet d'obtenir un taux d'élimination de 98 % de la turbidité avec une densité de courant de 11,1 mA/cm² après 90 minutes de traitement, et une concentration en électrolyte (Na₂SO₄) de 5 g/L et un pH de 6 à 8. Cette différence peut être attribuer à plusieurs facteurs, tel que la densité du courant électrique et le temps de flottation **Bouyakoub et al., (2010)**.

D'après l'analyse de **Essadki et ses collaborateurs (2008)**, ont rapporté que le procédé d'EF a démontré une efficacité notable dans le traitement des effluents issus de l'industrie textile. Sous des conditions opératoires optimales, notamment une tension appliquée de 20 V et un temps de traitement de 20 minutes, un taux d'élimination de la turbidité atteignant 78,7 % a été obtenu, témoignant du potentiel de cette technique pour la clarification des eaux usées textiles. Ce résultat est comparable à celui rapporté par **Belkacem, (2008)** dans le cadre du traitement d'un effluent industriel issu d'une manufacture de velours en Algérie. Dans des conditions opératoires similaires, une réduction de la turbidité de l'ordre de 78,7 % a été observée.

Au Japon, une étude a été réalisée par **Mraz et Krýsa, (1994)** sur l'EF appliquée au traitement des eaux usées agricoles, indiquent une diminution de la turbidité de 78,7 %. Ce résultat est cohérent avec les travaux de **Belkacem, (2008)** et **Essadki et al., (2008)**.

II.2.1.5.4. L'élimination des matières en suspension (MES) des eaux usées

En Algérie, l'étude conduite par **Belkacem, (2008)** sur l'épuration des effluents textiles par EF, le procédé a montré une efficacité notable lorsqu'il est mis en œuvre avec des électrodes en aluminium et une durée de traitement de 20 minute, il a observé une élimination des MES de 93,3 %. Les mêmes résultats ont été enregistrés par **Essadki et al., (2008)**, le taux d'élimination des matières en suspension est de 93,3 %.

Une autre étude a été réalisée par **Belkacem, (2009)** sur l'épuration des effluents industriels du complexe ALCOVEL d'Akbou par EF a observé une élimination de MES similaire à celui rapporté précédemment de 93,3 %.

Selon l'étude conduite par **Muruganathan, (2004)**, la technique d'EF a montré une performance notable dans l'épuration des effluents de tannerie, les expérimentations menées ont mis en évidence que l'utilisation d'anodes sacrificielles en aluminium et en fer permet d'atteindre un taux d'abattement des solides en suspension de 95,3 %, avec une concentration résiduelle de 64 mg/L, après 900 secondes de traitement à une densité de courant de 46 mA/cm².

II.2.1.5.5. L'élimination des métaux lourds des eaux usées

La recherche effectuée par **Khelifa et ses collaborateurs (2005)** sur l'application du procédé d'EF dans le traitement des effluents de l'industrie de finition des métaux, notamment pour l'élimination du cuivre et du nickel. En ajustant de manière optimale les paramètres opératoires, un taux d'élimination des métaux lourds de l'ordre de 98 à 99 % a été obtenu, conduisant à des concentrations résiduelles inférieures à 1 mg/L, conformément aux recommandations de l'Organisation mondiale de la santé. L'application d'une densité de courant de 300 mA à un pH initial de 5 a permis d'atteindre une efficacité d'élimination de 99 % pour le cuivre en 60 minutes. Concernant le nickel, l'ajout de 5 g/L de sulfate de sodium en tant qu'électrolyte de soutien a permis d'augmenter l'efficacité de traitement jusqu'à 82 % après 5 heures. L'influence du pH s'est également révélée déterminante : une augmentation de la valeur de pH de 5 à 6,5 a entraîné une amélioration du taux d'élimination, atteignant 72 % après seulement 15 minutes de traitement.

Il a été constaté par **Mickova, (2015)**, dans le cas des effluents industriels contenant des ions métalliques, l'application du procédé d'EF a permis de réduire les concentrations résiduelles de Zn²⁺ et Cu²⁺ à environ 0,1 mg/L après filtration, correspondant à une efficacité d'élimination comprise entre 95 % et 99 %. Ces résultats mettent en évidence le potentiel élevé de cette technique pour la décontamination des eaux usées industrielles chargées en métaux lourds.

Selon la recherche réalisée par **Essadki et al., (2008)**, a révélé que l'EF appliquée aux effluents issus de l'industrie textile a démontré une efficacité d'élimination des métaux lourds comprise entre 75 % et 99 % après seulement 10 minutes de traitement. Des rendements particulièrement élevés, de l'ordre de 95 % à 99 %, ont été obtenus pour des éléments tels que

le fer, le nickel, le cuivre, le zinc, le plomb et le cadmium, confirmant la pertinence de cette technique pour la décontamination rapide et ciblée des effluents métallifères.

Les travaux de **Belkacem, (2009)**, montrent que la séparation des métaux lourds tels que le fer, le nickel, le cuivre, le zinc, le plomb et le cadmium a atteint un taux d'épuration de 99 %, avec une cinétique rapide ne dépassant pas 15 minutes. Ces résultats sont cohérents avec ceux rapportés dans l'étude de **Essedki et al., (2008)**.

D'après l'étude menée par **Abdelkhalek et ses collaborateurs (2019)**, tendent à montrer que des effluents synthétiques contenant des ions métalliques, notamment Cr^{3+} , Cu^{2+} et Pb^{2+} à une concentration initiale de 200 ppm, ont été traités avec un procédé permettant des taux d'élimination respectifs de 98,0 %, 97,1 % et 95,3 %. Par ailleurs, l'application de ce procédé à des suspensions contenant des nanoparticules de cuivre métallique et d'oxyde de cuivre, également à une concentration initiale de 200 ppm, a conduit à des efficacités d'élimination de 98,8 % et 98,7 %, respectivement.

Les travaux effectués par **Kolesnikov et al., (2017)**, ont démontré que l'extraction des hydroxydes métalliques, notamment $\text{Cu}(\text{OH})_2$, $\text{Ni}(\text{OH})_2$ et $\text{Zn}(\text{OH})_2$, présente des taux de récupération compris entre 95 % et 98 %, pour des temps de traitement variant de 4 à 6 minutes. Concernant les effluents contenant des ions Fe^{3+} , les taux de récupération atteignent 98 à 99 % dans des solutions électrolytiques de NaCl et Na_2SO_4 , sous une concentration initiale de 100 mg/L et un temps de traitement de 10 minutes. En ce qui concerne les composés du cérium, l'extraction des espèces $\text{Ce}(\text{OH})_3$ et $\text{Ce}(\text{OH})_4$ atteint une efficacité de 96 à 97 % dans une plage de pH optimale de 7 à 8. Par ailleurs, les taux d'extraction des composés de scandium varient entre 91 % et 99 %, en fonction de la nature des électrolytes présents dans le milieu réactionnel.

Ces résultats mettent en évidence l'efficacité de l'EF en tant que procédé de traitement des eaux et de valorisation des métaux, dont les performances dépendent étroitement des conditions opératoires ainsi que des propriétés physico-chimiques des effluents traités **Kolesnikov et al., (2017)**.

II.2.1.5.6. L'élimination des micro-organismes des eaux usées

Il ressort de l'étude de **Costaz et al., (1983)** que le procédé d'EF couplé à une désinfection in situ, mise en œuvre après coagulation-floculation chimique en milieu chloré, pour le traitement des eaux résiduaires urbaines. Les expérimentations ont été conduites à des densités de courant de 100, 200 et 300 $\text{A}\cdot\text{m}^{-2}$, avec des concentrations en chlorures comprises

entre 300 et 3000 mg·L⁻¹. Les résultats démontrent que la séparation solide-liquide obtenue par EF surpasse la décantation statique de 2 heures. Ainsi, pour 900 mg·L⁻¹ de chlorures, chacune des trois densités de courant étudiées a permis d'obtenir une qualité d'eau traitée inférieure à 10³ coliformes totaux pour 100 mL, contre 4,7 × 10⁷ coliformes totaux·100 mL⁻¹ dans l'effluent initial. Par ailleurs, la concentration des boues générées post-électroflottation atteint environ 40 g·L⁻¹, ce qui facilite leur gestion et valorisation. Enfin, l'utilisation de l'ATP (adénosine triphosphate) comme marqueur de viabilité microbienne confirme l'applicabilité du procédé aux boues activées en vue de leur réintégration au cycle de traitement.

L'étude effectuée par **Muruganathan, (2004)** indique que le procédé d'EF appliqué aux effluents de tannerie a mis en évidence une décontamination microbiologique remarquable : les essais conduits avec des anodes solubles en aluminium et en fer ont permis de réduire la charge en bactéries pathogènes de 99,97 %, attestant du caractère hautement performant de cette technologie de traitement avancé des rejets industriels.

II.2.2. L'électrocoagulation

L'électrocoagulation (EC) est un procédé avancé combinant l'électrochimie, coagulation et flottation pour l'élimination des solides en suspension, des métaux lourds, des huiles émulsifiées et des micro-organismes dans l'eau. Malgré son efficacité démontrée, Son développement initial a été freiné par des contraintes énergétiques. Les améliorations technologiques récentes, en réduisant la consommation électrique, permettent son intégration aux énergies renouvelables (**Boinpally et al., 2023**).

L'EC, initialement peu utilisée au XXe siècle, connaît un regain d'intérêt ces dernières années, notamment en Amérique du Sud et en Europe pour le traitement des eaux industrielles. Elle est appliquée dans divers secteurs (papier, mines, métallurgie, textile, pétrole, alimentaire, etc.) pour traiter une large gamme d'effluents. Des études empiriques permettent d'optimiser les paramètres de fonctionnement afin de maximiser l'efficacité du procédé et minimiser les débits résiduels (**Sohu et al., 2013**).

II.2.2.1 Mécanisme d'EC

L'EC est une technique de traitement des eaux, elle est constituée d'une cellule électrolytique comportant une anode et une cathode, toutes deux connectées à une source d'alimentation externe et immergées dans une solution électrolytique, comme illustré à la **Figure 7**. Lorsque le courant électrique traverse la cellule, une réaction d'oxydation se produit

à l'anode, entraînant la libération d'électrons et la dissolution du métal sous forme d'ions métalliques di- ou trivalents (Boinpally et al., 2023), et génère des complexes d'hydroxydes métalliques capables d'adsorber puis de flocculer les particules en suspension ainsi que les polluants dissous (Zongo,2009), les électrodes utilisées durant le processus, qu'il s'agisse de la cathode ou de l'anode, peuvent être constituées du même matériau ou de matériaux distincts (Dindas et al., 2020), souvent en fer ou en aluminium (hakizimana et al., 2017).

En EC, le courant dissout l'anode, générant des ions métalliques et des complexes hydroxydes qui agissent comme coagulants pour éliminer les polluants. L'efficacité du procédé dépend de plusieurs facteurs : nature des polluants, pH, matériau des électrodes, densité de courant, conception du réacteur et durée du traitement (Dindas et al., 2020).

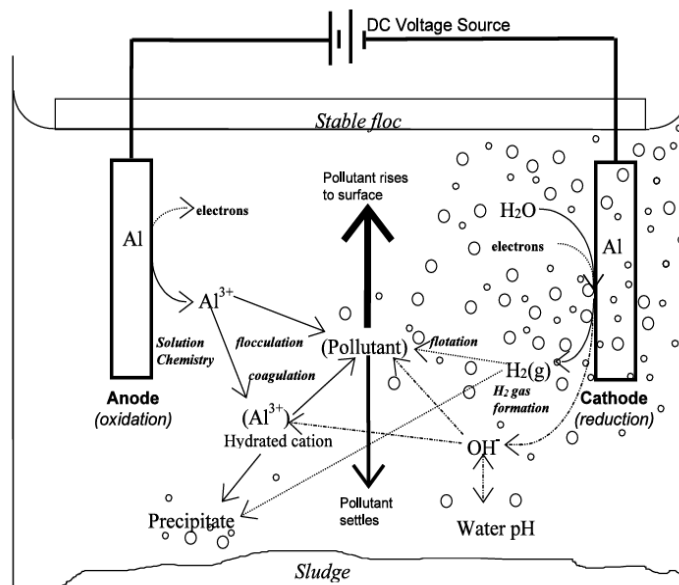


Figure 7 : Les mécanismes d'interaction se produisant dans un système d'électrocoagulation. (Holt et al., 2002)

II.2.2.2. Les différents matériaux utilisés pour les électrodes

Les électrodes les plus couramment utilisées sont celles en fer et en aluminium (Moussa et al., 2017). Cependant des essais ont été conduits sur d'autres types d'électrode. Le tableau suivant illustre quelques couples d'anode/cathode qui sont utilisés en électrocoagulation.

Tableau 1 : Matériaux d'électrodes utilisés en E.C (Zongo, 2009).

Electrodes utilisées	Références

Fe/Fe	(Ibanez et al., 1998), (Hansen et al., 2006), (Lai et al., 2006), (Mrozowski et al., 1983), (Golder et al., 2005), (Zaroual et al., 2006), (Daneshvaret et al., 2006).
Fe/Al ou Al/Fe	(Gao et al., 2005), (Mollah et al., 2004), (Holger, 1995), (Can et al., 2006).
Ti/acier	(Iordao et al., 1997), (Golder et al., 2006), (Kobyta et al., 2006).
Al/Al	(Lu et al., 1999), (Khemiset al., 2006), (Kobytaetal, 2006), (Ögütveren et Koparal, 1997), (Lai et Lin, 2006).

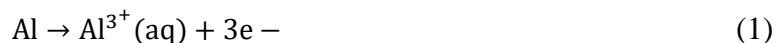
II.2.2.2.1 Electrode en aluminium

Lors du procédé d'électrocoagulation (EC), l'aluminium est couramment utilisé comme électrode. Sous l'effet de la densité de courant, les anodes en aluminium se dissolvent, libérant des ions Al^{3+} . Ces ions forment ensuite des hydroxydes métalliques qui précipitent au fond du réacteur. Les Al^{3+} interagissent également en solution pour former un équilibre complexe entre différentes espèces monomériques et polymériques (**Das et al., 2022**) :



En fonction du pH de la solution. Toutefois, le $Al(OH)_3$ produit par des mécanismes de précipitation complexes est principalement responsable de la formation des floculats et des agrégats (**Das et al., 2022**).

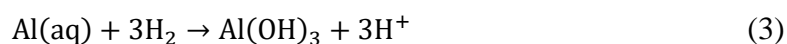
La surface de l'anode :



La surface de la cathode :

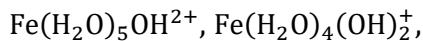


L'ensemble :



II.2.2.2.2. Electrode en fer

L'application d'un champ électrique aux électrodes en fer entraîne la génération de coagulants in situ par dissolution électrochimique des électrodes sacrificielles. Ce processus s'accompagne de la production d'ions hydroxyles à proximité de l'anode ainsi que de bulles d'hydrogène au voisinage de la cathode. Ces bulles favorisent la flottation des flocs formés vers la surface. Les réactions anodique et cathodique impliquant des électrodes en fer sont présentées dans les équations (4) à (6). En milieu acide et oxygéné, les ions ferreux (Fe^{2+}) s'oxydent rapidement en ions ferriques (Fe^{3+}). Selon le pH du milieu, ces ions ferriques subissent des réactions d'hydrolyse, conduisant à la formation d'espèces monomériques et polymériques actives dans le processus de coagulation, tels que (Gracia et al., 2017) :



Les complexes de fer formés durant l'électrocoagulation ont une forte propension à se polymériser selon le pH de la solution. Le principal produit, le $\text{Fe}(\text{OH})_3$, reste en suspension sous forme de gel colloïdal. Cette structure favorise la capture des polluants par interactions électrostatiques ou par complexation, facilitant ainsi leur élimination lors de la coagulation (Gracia et al., 2017).

II.2.2.3. Application d'EC

Cette section fournit un aperçu de l'application récente de l'électrocoagulation (EC) dans le traitement de divers types d'eaux usées, classés en six grandes catégories (Moussa et al., 2017) :

1. **Eaux contenant des métaux lourds** : Rejetées par plusieurs secteurs industriels, ces eaux sont difficiles à traiter en raison de la non-biodégradabilité et de la toxicité de certains métaux tels que le cadmium, le chrome, le zinc, le plomb, le mercure et l'arsenic.
2. **Effluents des tanneries et de l'industrie textile** : Ces rejets sont riches en matières organiques, chrome et colorants. Le chrome hexa valent (Cr^{6+}), hautement toxique et cancérigène, ainsi que les colorants stables et peu biodégradables, posent un défi majeur pour le traitement.
3. **Eaux usées de l'industrie agroalimentaire** : Bien que généralement biodégradables et non toxiques, ces eaux contiennent des charges élevées en solides, DCO et DBO. Dans la transformation de la viande, la présence de graisses, d'huiles et de colorants constitue un enjeu supplémentaire.

4. **Eaux usées de l'industrie papetière** : Très consommatrice d'eau, cette industrie génère des effluents fonceés contenant de la lignine, des charges élevées en DCO, DBO, matières organiques, solides en suspension et parfois de l'arsenic.
5. **Eaux usées des raffineries** : Issues des raffineries de pétrole et des installations pétrochimiques, ces eaux sont riches en hydrocarbures (aromatiques et aliphatiques), en produits chimiques, solides dissous, DBO et DCO.
6. **Eau produite** : Il s'agit de l'effluent principal en volume dans l'industrie pétrolière et gazière. Sa composition varie selon les conditions géologiques et les techniques d'extraction, mais elle est généralement très saline et contient des huiles, des produits chimiques de production, des gaz dissous et divers minéraux.

II.2.2.4. L'électrocoagulation : Avantage et Inconvénients

Les procédés électrochimiques, notamment l'EC, présentent plusieurs avantages par rapport aux techniques conventionnelles telles que la coagulation chimique, la précipitation chimique et la filtration électrolytique, permet une sédimentation rapide des floccs, génère peu de boues et produit des niveaux réduits de polluants secondaires (**Phu et al., 2025**), et sont efficaces dans des conditions extrêmes de salinité et de pH. De plus, leurs coûts d'exploitation sont généralement plus faibles grâce à une maintenance réduite et l'absence de produits chimiques (**Mao et al., 2023**), aussi peut être utilisé avec d'autres Sources d'énergie renouvelables, Les eaux usées traitées par l'EC fournissent une eau agréable, inodore, claire et incolore (**Bharath et al., 2018**). Des avantages environnementaux majeurs, notamment l'absence d'additifs chimiques et l'utilisation d'électrodes économiques et non toxiques (**Boinpally et al., 2023**).

Cependant, ces procédés présentent certaines limitations, notamment la passivation des électrodes, la nécessité de remplacer les anodes sacrificielles, la possible accumulation de boues sur les électrodes, et la formation d'effluents riches en ions métalliques nécessitant un traitement secondaire. Leur efficacité est également moindre pour les polluants biodégradables, et leur dépendance à l'électricité peut poser problème dans les régions à ressources limitées (**Mao et al., 2023**), L'efficacité de l'unité d'électro coagulation diminue en raison d'un film d'oxyde imperméable formé sur la cathode, la conductivité de la suspension des eaux usées doit être élevée (**Bharath et al., 2018**).

II.2.2.5. Évaluation de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux usées : synthèse des résultats publiés

Le procédé d'EC a fait l'objet de nombreuses études au cours de la dernière décennie et demeure un domaine de recherche particulièrement actif. La majorité des travaux publiés portent sur ses applications dans le traitement des eaux usées urbaines, industrielles et agricoles, dans le but d'assurer une réduction simultanée des polluants solubles et colloïdaux. Ces recherches englobent également des avancées dans la compréhension théorique du procédé, le développement de matériaux d'électrodes, l'optimisation des conditions opératoires, la conception des réacteurs, ainsi que des analyses technico-économiques (**Hakizimana et al., 2017**).

II.2.2.5.1. L'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) des eaux usées

Dans l'étude qui a été réalisée par **Illhan et al., (2008)**, ont rapporté que le traitement des eaux usées domestiques à l'aide d'électrodes en fer permettait une réduction jusqu'à 60 % de la DCO. Ce résultat est significativement proche à celui rapporté par **Akbay et ses collaborateurs en (2018)** ont examiné l'efficacité de l'EC pour traiter les eaux usées issues de la production de concentrés de jus de fruits, les électrodes utilisées étaient en aluminium (anode) et en fer (cathode). Les résultats montrent un abattement de 66 % de la DCO dans 10 minutes. Le coût du traitement est estimé à 2,69 USD pour 1 m³ d'eaux usées, ce qui rend ce procédé économiquement viable pour le traitement des eaux usées provenant de la production de jus de fruits concentrés.

Au Burkina Faso, Une étude menée par **Zongo et al., (2012)** sur les effluents liquides industriels de la ville de Ouagadougou a révélé un volume annuel de 91 262 m³, principalement constitué de rejets issus des activités de tannerie. L'application du procédé d'EC a démontré une efficacité notable de réduire la DCO, atteignant 86 %, ce procédé permet la production annuelle de 86 000 m³ d'eau traitée.

Dans une autre étude menée par **Khansorthong et Hunsom, (2009)**, ont étudié le traitement des effluents provenant de l'industrie de la pâte et du papier par EC. Leurs résultats ont montré une réduction de 77 % de la DCO. Les essais ont été réalisés en mode discontinu à l'aide de six électrodes en fer. Ce résultat est relativement proche à celui rapporté par **Merzouk et al., (2010)**, montre que la DCO a connu une réduction de 79,7 %.

En Inde, **Raju et al., (2008)** ont évalué l'efficacité du procédé d'électrocoagulation

assistée électrolytiquement (ECT) pour le traitement des effluents textiles. Grâce à l'utilisation d'électrodes en graphite et en titane revêtues de $\text{RuO}_2/\text{IrO}_2/\text{TaO}_2$, ils ont obtenu une réduction significative de la DCO, passant de 1316 mg/L à 42,9 mg/L.

II.2.2.5.2. L'abattement de la demande biologique en oxygène (DBO) des eaux usées

Il a été constaté par **Asselin et al., (2008)** que l'efficacité du traitement électrochimique (ECT) appliqué aux eaux usées issues d'un abattoir de volaille. L'utilisation d'électrodes en acier doux et en aluminium, ils ont montré une réduction de 86 % de la DBO. Ce résultat est significativement proche à celui rapporté précédemment par **Merzouk et al., (2010)** une réduction de 88,9 % pour la DBO.

II.2.2.5.3. La réduction de la turbidité des eaux usées

Al- Ajmi et al., (2025) ils ont obtenu une réduction de la turbidité a été réduite de 44 %, et jusqu'à 99 % après centrifugation. Ce résultat est significativement supérieur à celui rapporté par **Amour et ces collègues en 2016** avec une réduction de 90 % de la turbidité, une autre étude de **Asselin et al., (2008)** ont obtenus le même résultat.

L'étude menée par **Zongo et al., (2012)** a mis en évidence une réduction significative de la quasi-totalité de la turbidité.

II.2.2.5.4. L'élimination des matières en suspension (MES) des eaux usées

Raju et al., (2008), les solides en suspension ont été éliminé en 99%, par électrocoagulation dans 5min. ce résultat est significativement proche à celui rapporté par (**Bukhari, 2008**) qui a rapporté une élimination de 95,4 % des matières en suspension totales (MEST) en 5 minutes aussi à l'aide d'électrodes en acier inoxydable, avec un courant d'entrée de 0,8 A (ampère). Ces résultats sont supérieurs à celui rapporté par **Merzouk et al., (2010)** ont observé une réduction de 85,5 % pour les matières en suspension (MES). Dans une autre étude précédemment similaire **Illhan et al., (2008)** ont rapporté une réduction de 70 % des (MES).

Dans l'étude de **Asselin et al., (2008)** a permis d'atteindre une diminution de 89 % des MES.

II.2.2.5.5. L'élimination des métaux lourds des eaux usées

Shaker et al., (2022) ont étudié l'élimination du nickel dans des eaux usées synthétiques et réelles par EC en utilisant une anode sacrificielle en zinc. L'élimination du nickel est de 99,9

% . Ce résultat est similaire à celui rapporté par **Bakry et al., (2024)** ont évalué l'efficacité du procédé d'EC pour l'élimination de métaux lourds dans les eaux usées agricoles et industrielles. Les chercheurs ont utilisé des électrodes en aluminium comme anodes et en acier inoxydable comme cathodes, les résultats ont montré des taux d'élimination très élevés, atteignant jusqu'à 100 % pour le plomb, le nickel, le cuivre et le cadmium, et 98 % pour le zinc, le chrome et le manganèse. Bien que l'élimination dans des mélanges de métaux soit légèrement inférieure à celle obtenue avec des métaux isolés, les performances restent satisfaisantes.

Dans l'étude de **Boulanouar et ses collaborateurs (2025)**, ont utilisé un procédé d'électrocoagulation alimenté par énergie solaire pour évaluer l'effet des conditions expérimentales sur l'élimination du nickel (Ni) et du cadmium (Cd) à partir d'eaux usées synthétiques et industrielles. Les résultats montrent que les deux métaux ont été éliminés en 60 minutes. Par ailleurs, l'augmentation de la densité de courant de 8 à 24 mA/cm² réduit les temps de traitement et améliore l'efficacité d'élimination jusqu'à 87,2 % pour Ni et 92,3 % pour Cd.

Selon l'étude menée par **Ouslimane et al., (2017)**, les résultats expérimentaux ont montré que, dans des conditions optimales, les taux d'élimination du fluor et du cuivre atteignent environ 99 %.

Hansen et al., (2008) ont démontré une efficacité de 96 % dans l'élimination de l'arsenic (de 1 000 à 40 mg/dm³) en utilisant des électrodes en fer, soulignant l'efficacité de l'EC pour la précipitation de complexes hydroxydes-arsenic. Ce résultat est relativement proche à celui rapporté par **Vasudevan et al., (2010)** ont obtenu une efficacité de 98,4 % pour l'élimination de l'arsenic à pH 7, en utilisant une anode en alliage d'aluminium et une cathode en acier inoxydable.

II.2.2.5.6. La réduction des huiles et des graisses des eaux usées

Al- Ajmi et al., (2025) ont évalué l'efficacité du procédé d'électrocoagulation (EC) pour le traitement des eaux produites issues de l'industrie pétrolière. En utilisant des électrodes en fer et en aluminium sur un volume de 5 L, ils ont obtenu une réduction de 99,6 % des huiles et graisses, ce résultat est similaire à celui rapporté par **Asselin et al., (2008)**.

II.2.3. Vers une gestion durable des eaux usées : combinaison des procédés EF-EC

L'EC assure principalement la déstabilisation des colloïdes et l'agrégation des particules en floccs par génération in situ de coagulants métalliques, tandis que l'EF intervient en tant que procédé de séparation, en facilitant la remontée des floccs formés à la surface par l'action des

microbulles de gaz produites aux électrodes (**Chen et al., 2000**). Au cours des dernières années, un nombre croissant de recherches scientifiques se sont orientées vers l'étude approfondie du procédé combiné EC-EF, en vue d'évaluer son potentiel en tant qu'alternative innovante et efficace aux techniques conventionnelles de coagulation-floculation (**Jiménez et al., 2016**).

Les procédés couplés d'électrocoagulation et d'EF se caractérisent par une configuration technologique relativement simple, une mise en œuvre aisée, un temps de traitement réduit, ainsi qu'une consommation minimale, voire nulle, de réactifs chimiques. De plus, ces procédés génèrent des quantités limitées de boues résiduelles (**Chen, 2004**). Ce double procédé constitue ainsi une alternative technologique prometteuse, reposant sur la génération in situ de cations métalliques multivalents via l'oxydation d'anodes sacrificielles en aluminium ou en fer, combinée à la séparation des polluants par flottation en surface, facilitant leur récupération. Toutefois, malgré ces avantages notables, les données disponibles concernant la conception optimale des réacteurs restent limitées, alors même que celle-ci joue un rôle déterminant dans la performance globale du procédé (**Essadki et al., 2009**).

II.2.4. Evaluation de la combinaison des procédés EC-EF dans le traitement des eaux usées

II.2.4.1. L'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) des eaux usées

Conformément aux résultats présentés par **Ehsani et ses collaborateurs (2020)**, qui ont rapporté que le couplage des procédés d'EC et d'EF s'est révélé particulièrement performant pour le traitement des effluents industriels, en particulier ceux contenant du poly(acétate de vinyle) (PVAc). Dans des conditions opératoires optimales, à savoir une distance inter-électrodes de 1 cm, un temps de traitement de 20 minutes, un pH initial neutre (pH 7) et une densité de courant de 22 mA/cm², une réduction de 93,9 % de la demande chimique en oxygène (DCO) a été atteinte, témoignant de l'efficacité du procédé pour l'élimination de la charge organique.

Dans une autre étude menée par **Akarsu et al., (2021)**, ont révélé un résultat cohérent à celui de **Ehsani et al., (2020)**, une investigation sur le traitement des effluents issus des abattoirs par les procédés couplés d'EC et d'EF a mis en évidence une efficacité significative. L'optimisation des paramètres opérationnels, incluant la nature des électrodes (combinaison aluminium-fer), la densité de courant (comprise entre 10 et 20 mA/cm²), a permis d'améliorer substantiellement les performances du traitement. Dans les conditions optimales, un taux

d'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) pouvant atteindre 94,0 % a été obtenu.

À la lumière des résultats obtenus par **Davila et ses collaborateurs (2015)**, montrent que le traitement des vinasses par EC couplée à l'EF a été optimisé à l'aide de la méthode expérimentale de Taguchi, permettant d'identifier les conditions opératoires les plus efficaces. Cette approche a conduit à une diminution significative de la demande chimique en oxygène (DCO), avec un taux de réduction atteignant 61 %, confirmant la performance du procédé dans l'élimination de la pollution organique.

Un résultat notablement différent de celui rapporté par **Davila et al., (2015)** a été obtenu par Jiménez et ses collaborateurs, dans le traitement des émulsions huile-eau, l'efficacité de la réduction de la demande chimique en oxygène (DCO) a atteint 75,6 % avec l'utilisation d'électrodes en aluminium, tandis qu'elle n'était que de 42,3 % avec des électrodes en fer **Jiménez et al., (2016)**.

Une recherche menée par **Chen et al., (2000)** ont rapporté que le processus combiné d'EC et d'EF a été appliqué au traitement des eaux usées de restaurant, sous des conditions optimales, une réduction de 88 % de la DCO a été atteinte en un temps de rétention inférieure à 4,5 minutes.

II.2.4.2. L'élimination de la turbidité des eaux usées

Les travaux expérimentaux menés par **Zuo et al., (2008)** ont démontré que l'application conjointe des procédés d'EF et d'EC dans le traitement des effluents laitiers permet d'atteindre une efficacité d'élimination de la turbidité de l'ordre de 89 %, sous une densité de courant de 26,3 mA/cm² et une durée de traitement de 60 minutes. Ce résultat est similaire à celui rapporté par **Davila et al., (2015)** dans le traitement des vinasses, ont montré une élimination de la turbidité à l'ordre de 89 %.

Selon l'étude de **Aoudj, (2015)**, un procédé hybride combinant l'EC et l'EF a été mis en œuvre pour le traitement des effluents fluorés générés par l'industrie des semi-conducteurs. Dans des conditions opératoires optimales, utilisant une anode hybride composée de 2Fe-2Al, un pH initial de 3, une intensité de courant de 500 mA, une concentration en NaCl de 0,025 M, et une durée de traitement de 180 minutes, un taux d'abattement de la turbidité de 84,4 % a été atteint. Ce résultat est inférieur à celui rapporté par **Dimoglo et al., (2019)**, qui ont observé une

efficacité de réduction de la turbidité de l'ordre de 99 % a été obtenue sous l'application d'une densité de courant de 7,89 mA/cm².

II.2.4.3. L'élimination des matières en suspension (MES) des eaux usées

La recherche effectuée par **Wang et ses collaborateurs (2009)**, sur l'association des techniques d'EF et d'EC pour le traitement des eaux usées issues de l'industrie laitière a permis d'atteindre une efficacité d'élimination de MES de 92 %, en opérant à une densité de courant de 26,3 mA/cm² pendant une durée de 60 minutes.

Des résultats analogues ont été observés par **Davila et al., (2015)**, montrent que la combinaison des deux procédés a conduit à une réduction de 92 % de MES sous l'effet d'une densité de courant de 26,3 mA/cm² appliquée pendant une durée de 60 minutes.

II.2.4.4. L'élimination de carbone organique des eaux usées

En Turquie, une étude récente portant sur le traitement des eaux usées issues des blanchisseries, par les procédés combinés d'EC et d'EF, a mis en évidence des conditions opératoires optimales utilisant des électrodes fer-aluminium (Fe-Al), un courant électrique de 2,16 A, un pH initial de 9 et un temps de traitement de 60 minutes. Dans ces conditions, une efficacité d'élimination du carbone organique dissous (COD) atteignant 91 % a été obtenue **Akarsu et Deniz, (2021)**.

Il a été constaté par **Davila et ses collaborateurs (2015)**, que le traitement des vinasses par EC-EF a permis une réduction significative du carbone organique total (COT), avec un taux d'élimination atteignant 25 %.

II.2.4.5. L'élimination des huiles et des graisses des eaux usées

Les résultats expérimentaux obtenus par **Chen et ses collaborateurs (2000)**, indiquent que le traitement des eaux usées issues de la restauration a été réalisé à l'aide d'un procédé couplé d'EC et d'EF. Sous des conditions optimales, correspondant à des charges électriques de 1,87 F/m³ pour l'EC et 0,50 F/m³ pour l'EF, le système a permis d'atteindre une efficacité d'élimination des huiles et graisses de l'ordre de 99 % en un temps de rétention inférieure à 4,5 minutes.

Sur la base des analyses effectuées par **Jiménez et al., (2016)**, l'association des procédés d'EF et d'EC conduit à une efficacité d'élimination totale (100 %) des émulsions huile-eau.



Chapitre III

Chapitre III : La Phytoépuration : une alternative durable aux systèmes classiques de traitement

L'utilisation des méthodes conventionnelles de traitement des eaux usées représente un enjeu majeur pour les pays en développement, en raison de leur coût économique élevé, de leur intensité énergétique, de l'importante emprise au sol qu'elles nécessitent, ainsi que de leur faible adaptabilité à certaines conditions climatiques (**Gedda et al., 2021**).

En raison des inconvénients associés aux méthodes d'épuration précédemment mentionnées, il existe une demande mondiale réelle pour des systèmes de traitement à la fois écologiques et économiquement viables (**Calheiros et al., 2009**). Les recherches actuelles se concentrent sur le développement de solutions à la fois sécuritaires et économiquement durables, telles que la phytoépuration. Elle suscite un intérêt croissant en tant que procédé combinant des mécanismes physiques et biologiques pour le traitement des eaux usées (**Bendida et al., 2024**).

La phytoépuration, définie comme un procédé de traitement des eaux usées reposant sur l'utilisation de plantes, représente une alternative technologique prometteuse (**Ouattara et al., 2008**). Actuellement, cette méthode est reconnue comme l'une des plus adaptées, en raison de la diversité des espèces végétales exploitables, de ses coûts d'installation relativement faibles et de son efficacité épuratoire satisfaisante (**Czudar et al., 2011**).

À partir des années 1950, des chercheurs allemands ont mis en évidence la capacité de certaines plantes aquatiques à atténuer la pollution présente dans les eaux usées (**Zorai et al., 2023**). Parmi les macrophytes utilisés dans les systèmes d'épuration, on retrouve *Typha latifolia* et *Phragmites australis*. Le traitement des eaux usées par ces plantes à enracinement est principalement basé sur leur système de rhizomes à croissance horizontale et verticale, lequel constitue un substrat favorable au développement des communautés bactériennes et facilite la filtration des matières particulaires (**Gesberg et al., 1986**).

Les zones humides artificielles (ZHAs) sont des systèmes épuratoires aménagés de manière à mobiliser les processus écologiques naturels mettant en jeu la végétation typique des milieux humides, les sols et les communautés microbiennes associées, dans le but d'assurer le traitement des eaux usées. Conçues pour reproduire les dynamiques fonctionnelles observées dans les zones humides naturelles, ces structures offrent un cadre environnemental maîtrisé, permettant d'optimiser l'efficacité des mécanismes de dépollution (**Vymazal, 2005**).

Les ZHAs, constituées de substrats tels que le sol et le sable, ainsi que de communautés microbiennes et végétales, constituent une technologie innovante pour le traitement des eaux usées (**Llasera et al., 2018**). La sélection du substrat, des espèces végétales, la conception de la compartimentation des bassins, le choix des membranes d'étanchéité, l'organisation des flux hydrauliques, ainsi que d'autres éléments constitutifs des ZHAs, influencent significativement les coûts d'investissement et peuvent s'avérer déterminants pour la viabilité technico-économique du projet (**Calheiros et al., 2009**).

Les systèmes de traitement par macrophytes aquatiques se sont avérés performants pour l'épuration des eaux usées (**Bendida et al., 2024**). Ils offrent plusieurs avantages significatifs : ils présentent des coûts de construction et d'exploitation réduits, peuvent être installés directement au sein du site de production des effluents, requièrent un nombre limité d'équipements mécaniques, et démontrent une meilleure résilience face aux fluctuations de la charge polluante (**Achak et al., 2011**).

III.1. La phytoépuration en Algérie

Depuis 2007, l'Algérie a entamé l'adoption des zones de traitement par les plantes (Zone humide artificielle, ZHAs) pour l'épuration des eaux usées (EU), une orientation justifiée par la disponibilité de vastes étendues de terrain ainsi que par des conditions climatiques particulièrement propices à ce type de technologie (**Gherbi et al., 2016**). Par ailleurs, les stations de traitement des eaux usées (STEP) présentent des coûts d'investissement et d'exploitation particulièrement élevés, notamment pour les petites agglomérations de moins de 5 000 habitants. En revanche, les systèmes de filtres plantés de macrophytes (ou *Constructed Wetlands*, CWs) se distinguent par leur simplicité d'installation, leurs faibles coûts de fonctionnement, ainsi qu'une bonne intégration paysagère. Ils contribuent également à la préservation de la biodiversité et à la valorisation des ressources biologiques naturelles. En Algérie, ces systèmes ont été introduits à titre expérimental dans plusieurs régions, telles que Témacine, N'Goussa et Kasr Meraguen. Les études réalisées dans ces zones arides et semi-arides ont mis en évidence des performances satisfaisantes en matière de traitement (**Zorai, 2023**).

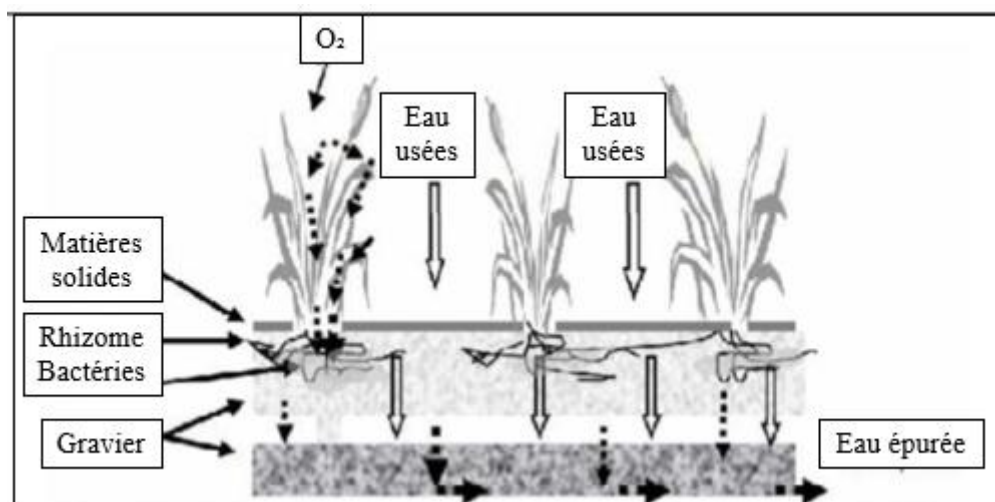


Figure 8 : Coupe schématique de la phyto-épuration (Guerrouf, 2023).

III.2. Principe de fonctionnement des filtres plantés à macrophyte

Les marais filtrants artificiels sont des systèmes épuratoires conçus de manière anthropique, constitués d'une cuve de dimensions généralement réduites, remplie d'un substrat perméable colonisé par des plantes héliophytes. Les effluents y circulent selon un écoulement subsuperficiel, pouvant être de type horizontal ou vertical, favorisant ainsi les processus physico-chimiques et biologiques de traitement (Mimeche, 2014).

Le fonctionnement des filtres repose sur le passage contrôlé et homogène des eaux usées à travers un massif filtrant constitué de matériaux minéraux tels que le sable, les graviers ou les cailloux. Des communautés microbiennes s'y développent de manière autonome, colonisant les surfaces et les interstices du substrat. L'oxygénation du système est assurée par diffusion depuis la surface : elle se fait de manière intermittente dans le cas d'un écoulement vertical (via l'alternance de phases d'alimentation et de repos), ou de manière continue dans le cas d'un écoulement horizontal (Cors, 2007).

III.2.1. Système à écoulement superficielle (SFS)

Les systèmes de flux superficiel (SFS) sont généralement constitués d'un bassin ou de canaux équipés d'une barrière imperméable limitant les infiltrations, d'un substrat servant de support au développement des racines de la végétation émergente, ainsi que d'une lame d'eau de faible profondeur circulant horizontalement à travers le système. La surface de l'eau reste en contact avec l'atmosphère, assurant ainsi des échanges gazeux (Zorai, 2023).

Les filtres surfaciques sont couramment utilisés pour le traitement de volumes

importants d'eaux usées faiblement chargées en polluants, notamment dans les filières de traitement des effluents domestiques bruts. Ils sont généralement mis en œuvre en aval du traitement secondaire afin d'améliorer la qualité de l'effluent final (Kadlec and Wallace, 2008), comme le montre la **figure 9**.

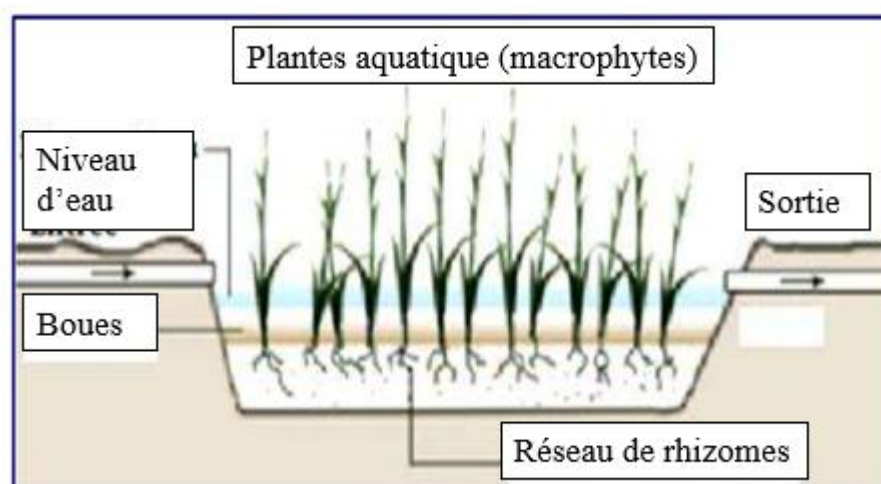


Figure 9 : Profil d'une cellule de zone humide artificielle ZHAs (Zorai, 2023).

III.2.2. Système à écoulement sub-superficiel

Les filtres plantés (FP) sous-superficiels se différencient des FP de surface par la présence d'un lit filtrant nettement plus épais, constitué majoritairement de substrats minéraux tels que le gravier et le sable, ainsi que par le maintien de l'eau sous la surface du système (Grebenshchykova, 2020).

Les lits plantés à écoulement horizontal ou vertical de type sub-superficiel constituent des systèmes de traitement par zones humides artificielles, dans lesquels des macrophytes enracinées se développent au sein d'un substrat minéral (graviers, sables apportés ou sol en place). Ces dispositifs sont alimentés de manière continue en surface par un flux d'eau réparti de façon homogène, dont le niveau est maintenu légèrement en dessous de la surface du substrat (Kinda et al., 2023).

III.2.2.1. Système à écoulement horizontal

Les filtres plantés à écoulement horizontal (**Figure 10**) consistent en des bassins remplis de manière homogène avec un substrat granulaire, tel que du sable, du gravier ou un sol in situ, dans lequel des macrophytes ont été implantés. L'effluent est introduit à l'une des extrémités du bassin via un dispositif de distribution conçu pour assurer une répartition uniforme sur toute

la largeur et la hauteur du filtre. Le flux s'effectue ensuite majoritairement dans la direction horizontale, en traversant le substrat (Mimeche, 2014). Le système fonctionne généralement en alimentation continue, maintenant ainsi les matériaux en conditions proches de la saturation permanente (Grebenshchykova, 2020).

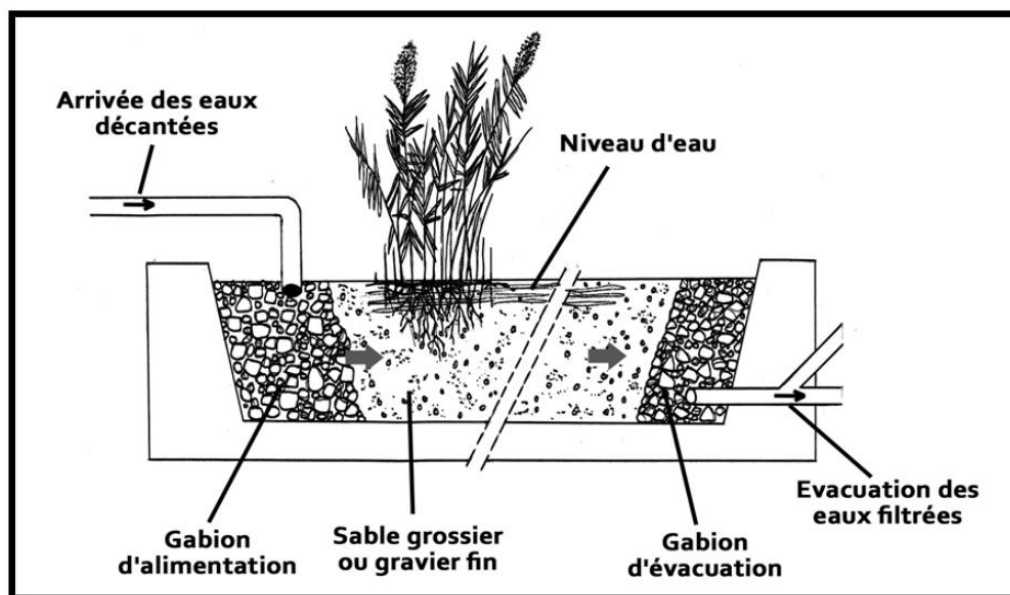


Figure 10 : Schéma d'un filtre horizontal en coupe transversale (Mimeche, 2014).

III.2.2.2. Système à écoulement vertical

Les filtres à écoulement vertical (Figure 12) sont alimentés en surface par des eaux usées brutes préalablement soumises à un dégrillage grossier. L'effluent s'infiltré ensuite verticalement à travers le massif filtrant, constitué de couches superposées de matériaux granulaires (sable ou graviers) de granulométries différenciées (Guerrouf, 2023). Les eaux usées s'infiltré de manière verticale par percolation dans le milieu de remplissage, selon un régime d'écoulement discontinu alterné (Vymazal, 2010), afin de limiter le colmatage du filtre, la minéralisation de la matière organique accumulée durant les phases de repos est favorisée (Benyagoub et al., 2013).

La structure du lit filtrant à flux vertical est composée, de la surface vers la profondeur, de trois couches distinctes : une couche supérieure de sable assurant la filtration, une couche intermédiaire de gravier fin jouant un rôle de transition pour prévenir la migration des particules sableuses, et une couche inférieure de drainage facilitant l'évacuation de l'eau filtrée

(Grebenshchykova, 2020), comme montre la **figure 11**.

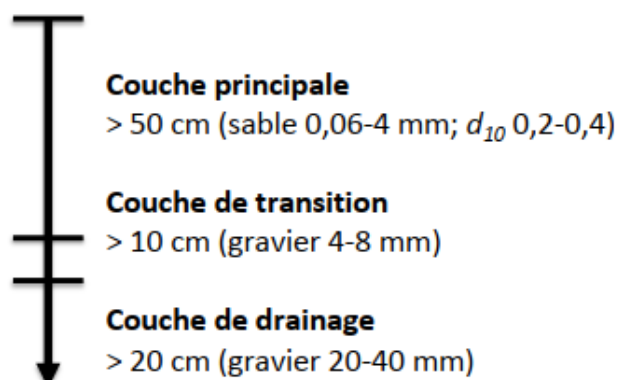


Figure 11 : Profil et composition typique d'un filtre planté à flux vertical (Grebenshchykova, 2020).

Le système est divisé en trois filtres fonctionnant en parallèle et soumis à un cycle alterné composé de deux phases. La première, dite phase d'alimentation, d'une durée de 3 à 4 jours, consiste à diriger les eaux vers un seul des trois filtres. Elle est suivie d'une phase de repos, dont la durée est environ deux fois supérieure à celle de la phase d'alimentation (Risch et al, 2011).

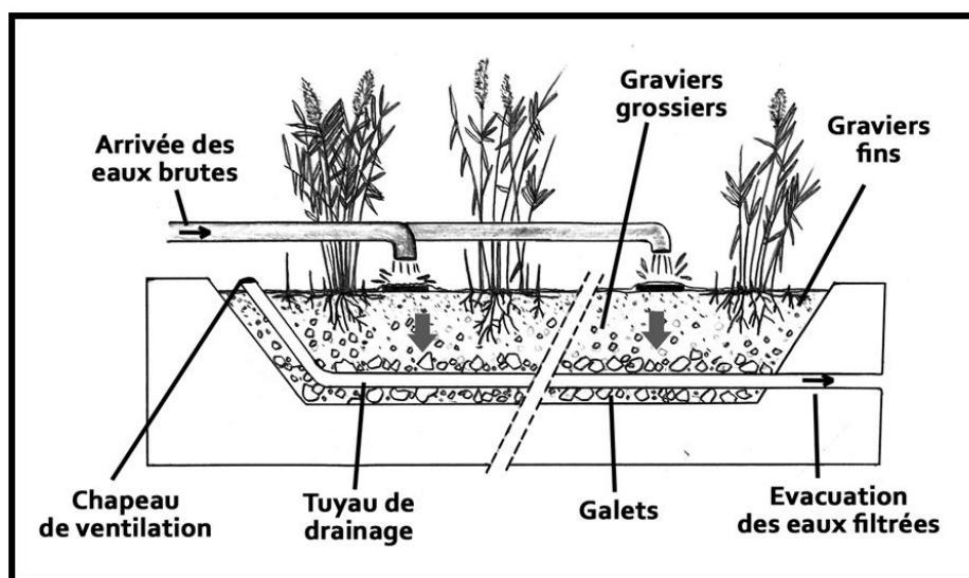


Figure 12 : Schéma d'un filtre planté vertical (Mimeche, 2014).

III.3. *Typha latifolia*

Le *Typha*, également connu sous le nom de massette, est une plante héliophyte vivace de grande taille, présentant une morphologie similaire à celle des joncs ou des roseaux (Mimeche, 2014). Grande plante aquatique originaire des zones tempérées et tropicales des deux hémisphères, elle est particulièrement présente en Europe, et en Amérique (Mimeche, 2014). Bien qu'originaire d'Amérique du Nord, cette espèce a étendu son aire de répartition à plusieurs zones géographiques, notamment en Asie et en Afrique (Zorai, 2023). Elle peut atteindre une hauteur de 2 à 3 mètres et se caractérise par des feuilles très allongées, elle pousse généralement en colonies (Figure 13) (Guerrouf, 2023). Elle est majoritairement localisée dans des écosystèmes de zones humides, notamment les lacs, les marécages et les fossés de drainage, qui constituent ses habitats privilégiés (Pandey et Verma, 2018).



[A] (Garden.nett.kr, 2023)

[B] (Organicindiaseeds, 2022).

Figure 13 : *Typha latifolia*.

III.3.1. Efficacité de *Typha latifolia* dans l'épuration des eaux usées

Typha latifolia s'est révélée particulièrement efficace dans le traitement des eaux usées, notamment lorsqu'elle est intégrée dans des systèmes de zones humides artificielles, où elle contribue de manière significative aux processus d'épuration par phytoremédiation (Mamine et al., 2019).

III.3.1.1. Réduction de la demande chimique en oxygène (DCO)

En Algérie, l'étude de Mamine et al., (2019), a permis d'évaluer l'efficacité du procédé sur l'amélioration de la qualité des eaux usées domestiques. Les résultats expérimentaux ont mis en évidence une réduction significative de la demande chimique en oxygène (DCO), avec

un taux d'élimination maximal atteignant 83,01 %.

Une autre recherche a examiné la réponse de *Typha latifolia* sur les eaux usées du fleuve Medjerda à Souk-Ahras, après 21 jours de traitement, une efficacité de purification de 92,66 % a été obtenue pour la demande chimique en oxygène (DCO). Ce résultat est similaire à celui obtenu par **Calheiros et ses collaborateurs (2009)**, qui ont montré que *Typha latifolia* a permis une réduction de 92 % pour la DCO.

Selon l'étude réalisée par **Bebdida et al., (2024)**, dans les conditions arides, *Typha latifolia* s'est révélée particulièrement efficace pour le traitement des eaux usées, avec un taux d'abattement de la demande chimique en oxygène (DCO) pouvant atteindre 98 %, témoignant de son potentiel épuratoire élevé.

III.3.1.2. Réduction la demande biologique en oxygène (DBO)

Dans l'étude de **Zorai et ses collaborateurs (2023)**, *Typha latifolia* a montré une efficacité notable dans la réduction de la demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO₅), avec un taux d'élimination atteignant 84,86 %. Une efficacité comparable a été enregistrée dans l'étude de **Calheiros et al., (2009)**, ont rapporté que le taux d'élimination de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) allant jusqu'à 88 %, à partir de concentrations initiales comprises entre 420 et 1000 mg/L.

Dans une autre étude réalisée par **Mamine et al., (2019)**, l'utilisation de *Typha latifolia* a conduit à une efficacité d'épuration de la DBO₅ atteignant 90,1 %, mettant en évidence ses performances épuratoires élevées dans le traitement des eaux usées.

III.3.1.3. Elimination des matières en suspension (MES)

Dans l'étude de **Bendida et al., (2024)**, *Typha latifolia* s'est révélée particulièrement efficace dans le traitement des eaux usées. Les résultats expérimentaux montrent un taux d'élimination de MES atteignant 85,5 %. Ce résultat est similaire à celui obtenu par **Mamine et ses collaborateurs (2019)**, ont enregistré une élimination de MES avec un taux de 85,61 %.

Dans une recherche réalisée par **Calheiros et al., (2009)**, le traitement appliqué a permis une réduction significative des matières en suspension (MES), atteignant un taux d'élimination maximal de 89 %, pour des concentrations initiales variant de 32 à 324 mg/L.

III.4. *Phragmites australis*

Le roseau commun *Phragmites australis* (Cav Trin. ex Steud; Poaceae), est une plante héliophyte et une espèce macrophyte largement répandue, capable de croître dans des milieux humides et pauvres en oxygène, comme les marais et les bords de rivières (**Figure 14**). Grâce à ses caractéristiques adaptatives, il peut coloniser des environnements difficiles, ce qui en fait une espèce robuste et compétitive (**Amiri, 2020**). Largement reconnue pour sa capacité à phytoextraire et à accumuler divers contaminants dans ses tissus par le biais du processus de phytoaccumulation. Cette plante est couramment intégrée dans les systèmes de traitement des effluents industriels, notamment dans les zones humides artificielles (Constructed Wetlands, CWs), en raison de son efficacité épuratoire (**Mulkeen et al., 2017**). *P. australis* contribue non seulement à la création de conditions propices à l'élimination des polluants, mais joue également un rôle multifonctionnel au sein du système. En effet, au-delà de l'absorption des nutriments et des métaux lourds, cette espèce favorise l'activation et la prolifération des communautés microbiennes, renforçant ainsi la performance globale des procédés de dépollution (**García-Valero et al., 2020**).



Figure 14 : *Phragmites Australis* (Perweb, 2013).

III.4.1. Efficacité de *Phragmites Australis* dans l'épuration des eaux usées

III.4.1.1. Réduction de la demande chimique en oxygène DCO

Dans l'étude qui a été réalisée par **Bensmina-Mimeche et al., (2013)**, ont rapporté que la (DCO) est réduite de 66,75 %, ce résultat est relativement proche à celui rapporté par **García-Ávila et al., (2020)**, l'efficacité d'abattement de la DCO est de 64,78 %, ce résultat est inférieur à celui rapporté par **Calheiros et al., (2009)**, qui ont montré une élimination de 92 % (avec des

concentrations initiales allant de 808 à 2449 mg/L), ce résultat est supérieur à celui rapporté par **Belhadj et al. (2024)**, qui ont observé une diminution de 77,45 %.

III.4.1.2. Réduction de la demande biologique en oxygène DBO₅

Selon l'étude de **García-Ávila et al., (2020)**, ont rapporté que le traitement des eaux usées domestiques à l'aide de filtre planté de P, *Australis* dans une zone humide construites en sous-sol à écoulement vertical (VSS- FCW) mises en œuvre de manière indépendante à l'échelle pilote, permettait une élimination la DBO 5 de 75,39 %, ce résultat est significativement proche à celui rapporté par **Bensmina-Mimeche et al., (2013)**, un abattement de la (DBO₅) atteignent de 75,69 %. Ce résultat est inférieur à celui rapporté par **Calheiros et al., (2009)**, les taux d'abattement observés pour la (DBO₅) atteignent jusqu'à 88 % (pour des concentrations d'entrée variant de 420 à 1000 mg/L), ce résultat est relativement proche à celui rapporté par **Belhadj et al., (2024)**, d'efficacité d'élimination de 84,38 %.

III.4.1.3. Elimination des matières en suspension (MES)

En ce qui concerne les MES, une réduction notable de 95 % a été observée par **Bensmina-Mimeche et al., (2013)**, ce résultat est supérieur à celui rapporté par **Belhadj et al., (2014)**, une diminution de 83,30 % dans le filtre à gravier planté.

III.4.1.3. Elimination des microorganismes

L'étude de **Bouchaala et ces collaborateurs en 2025**, ont obtenus une réduction significative des coliformes fécaux (-68,5 %), des streptocoques fécaux (-92,3 %) et des phosphates (-40,3 %). Dans une autre étude de **García-Ávila et al., (2020)**, ont montré une diminution Des coliformes totaux, des coliformes fécaux est de 96,02 %, 93,74 % respectivement.

III.4.2. Les avantages et les inconvénients de la phytoépuration des eaux usées par les Macrophytes

III.4.2.1. Les avantages

La phytoépuration présente plusieurs avantages notables. Elle améliore le paysage en y apportant un aspect naturel et agréable, tout en enrichissant le milieu en oxygène grâce à l'activité des plantes. Ce système est peu énergivore, ce qui en fait une solution économique et durable. De plus, le mouvement du vent stimule les racines des plantes, réduisant ainsi le risque de colmatage. L'eau traitée peut être réutilisée pour l'arrosage des jardins, et le coût

d'installation relativement faible rend cette technologie accessible (**Ntakiyiruta, 2021**).

III.4.2.2. Les inconvénients

La phytoépuration présente aussi certaines limites. Les marais filtrants nécessitent une grande surface lorsqu'ils sont utilisés comme système de traitement principal, pouvant atteindre entre 2 et 5 m² par équivalent-habitant selon les objectifs de traitement. Si les filtres à écoulement horizontal sont efficaces pour éliminer l'azote ammoniacal, leur performance est limitée en ce qui concerne l'élimination stable du phosphore, sauf en utilisant des matériaux filtrants spécifiques à haute capacité de sorption. En outre, un mauvais dimensionnement du prétraitement ou une maintenance insuffisante, comme l'absence de vidange régulière des boues ou un nettoyage inadéquat des grilles mécaniques, peut entraîner un colmatage du système, compromettant ainsi son efficacité globale (**Amiri, 2020**).



Conclusion et Perspective

Conclusion et Perspectives

Les écosystèmes d'eau regroupent une diversité de milieux aquatiques, notamment les rivières, les lacs et les zones humides. Ces systèmes présentent une grande hétérogénéité spatio-temporelle, liée à la variabilité climatique multi-échelle ainsi qu'aux impacts croissants des activités anthropiques.

Les effluents insuffisamment ou non traités constituent généralement des sources ponctuelles majeures de pollution, en raison de leur concentration élevée en contaminants directement déversés dans le milieu récepteur. Ces effluents présentent des concentrations importantes en micropolluants organiques, en micropolluants inorganiques ainsi qu'en éléments traces métalliques, souvent à des niveaux toxiques, contribuant ainsi de manière significative à la dégradation de la qualité des milieux aquatiques. Il est donc impératif de soumettre ces eaux à un traitement approprié avant leur rejet dans le milieu naturel, afin de prévenir toute altération de l'environnement.

Les techniques conventionnelles de traitement des effluents des eaux usées visent principalement l'élimination des polluants par des procédés biologiques, physico-chimiques, ou par des approches hybrides combinant ces deux méthodes. Les traitements physico-chimiques englobent notamment l'adsorption et la coagulation-floculation, cette dernière étant réalisée à l'aide de coagulants inorganiques ou de polymères synthétiques. Toutefois, l'efficacité de ces procédés repose souvent sur l'apport de réactifs chimiques exogènes, ce qui peut induire une pollution secondaire et générer une production accrue de boues résiduelles.

Les études se sont focalisées sur l'utilisation de techniques électrochimiques pour l'épuration des eaux usées. Parmi ces études l'électroflottation et l'électrocoagulation, ou par des approches hybrides intégrant de manière synergique ces deux procédés. Ces technologies ont récemment démontré leur capacité à surmonter la majorité des limitations précédemment observées, tout en offrant une attractivité économique notable. Elles ont été appliquées avec succès au traitement de polluants solubles et colloïdaux, notamment dans le cas des eaux usées chargées en métaux lourds une meilleure élimination atteint jusqu'à 99,9 %, de matières en suspension (MES) 99 %, ainsi que pour la réduction de la demande chimique en oxygène (DCO) 99,1 % et de la demande biologique en oxygène (DBO) 88,9 %. Par ailleurs, ces procédés se sont avérés efficaces pour le traitement de l'eau potable. Ils présentent des performances supérieures tout en offrant des avantages additionnels tels que la simplicité opérationnelle, une

efficacité accrue, une compatibilité environnementale améliorée, une sécurité renforcée, une sélectivité élevée, une flexibilité d'utilisation et un bon rapport coût-efficacité. Plus spécifiquement, ces méthodes permettent de réduire significativement la production de boues, de minimiser l'ajout de réactifs chimiques, ainsi que d'optimiser l'encombrement des installations grâce à des temps de résidence plus courts, notamment en comparaison avec les procédés biologiques conventionnels.

Bien que les procédés d'électrocoagulation (EC) et d'électroflottation (EF) puissent présenter une rentabilité comparable aux traitements chimiques classiques, leur principal inconvénient réside dans l'absence d'une conception standardisée des réacteurs et de protocoles de modélisation robustes. Cette limitation est principalement attribuable à la complexité des interactions physico-chimiques impliquant les phénomènes électrochimiques, les forces colloïdales et la dynamique des fluides qui conditionnent le comportement des réacteurs d'EC et d'EF. Tandis que la littérature récente s'est largement concentrée sur ces deux procédés, la phytoépuration demeure une alternative prometteuse pour le traitement des eaux usées. Cette approche constitue une alternative technologique pertinente pour le traitement des eaux usées en milieu aride et semi-aride, en raison de son efficacité démontrée dans l'élimination des contaminants organiques et inorganiques. Elle se caractérise par des coûts d'investissement et d'exploitation réduits, une mise en œuvre techniquement accessible, ainsi qu'une aptitude particulière à desservir les zones périphériques ou faiblement peuplées, souvent dépourvues d'infrastructures centralisées.

Au regard de ces données, il apparaît nécessaire de poursuivre les recherches afin d'approfondir notre compréhension de ce sujet. Cette étude offre de multiples perspectives, notamment :

- Nécessité de développer des technologies de traitement efficaces, durables et économiquement viables.
- Renforcement de l'électrocoagulation et électroflottation par les biopolymères comme le mucilage.
- Combinaison séquentielle des procédés électrochimiques et biologiques.



Références bibliographiques

Références bibliographiques

A

1. **Abdel Khalek, M. A., El Hosiny, F. I., Selim, K. A., & Osama, I. (2019).** A novel continuous electroflotation cell design for industrial effluent treatment. *Sustainable Water Resources Management*, 5, 457–466.
2. **Achak, M., Ouazzani, N., & Mandi, L. (2011).** Élimination des polluants organiques des effluents de l'industrie oléicole par combinaison d'un filtre à sable et d'un lit planté. *Revue des sciences de l'eau*, 24(1), 35–51.
3. **Adjagodo, A., Agassounon, D. T. M., Kelomè, N. C., Vissin, E. W., & Agbossou, E. (2017).** Pollution physique et bactériologique de l'eau du fleuve dans la basse vallée de l'Ouémé pendant les périodes de basses et hautes eaux au Bénin. *Revue scientifique européenne*, 13(33), 167–186.
4. **Adjeroud, N., Elabbas, S., Merzouk, B., Hammoui, Y., Felkai-Haddache, L., Remini, H., ... & Madani, K. (2018).** Effet du mucilage d'*Opuntia ficus indica* sur l'élimination du cuivre de l'eau par technique d'électrocoagulation-électroflottation. *Journal de chimie électroanalytique*, 811, 26–36. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.12.081>.
5. **Adour, L., Laribi-Habchi, H., & Arbia Khatraoui, W. (2023).** Traitement des eaux usées. Office des Publications Universitaires.
6. **Akarsu, C., Deveci, E. Ü., Gönen, Ç., & Madenli, Ö. (2021).** Traitement des eaux usées d'abattoir par électrocoagulation et électroflottation comme procédé combiné : optimisation du procédé grâce à la méthodologie de surface de réponse. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 34473–34488.
7. **Akarsu, C., & Deniz, F. (2021).** Procédé d'électrocoagulation/électroflottation pour l'élimination des matières organiques et des microplastiques dans les eaux usées de blanchisserie. *CLEAN–Soil, Air, Water*, 49(1), 2000146.
8. **Akbay, H. E. G., Akarsu, C., & Kumbur, H. (2018).** Traitement des eaux usées de concentrés de jus de fruits par électrocoagulation : optimisation de l'élimination de la DCO. *Revue internationale de recherche avancée et d'ingénierie*, 2(1), 53–57.
9. **Alioua, A. (2015).** Cocci pyogènes. (Référence citée dans un autre document mais non listée dans votre bibliographie – à compléter si nécessaire).
10. **Al-Ajmi, F., Al-Marri, M., & Almomani, F. (2025).** Electrocoagulation Process as an Efficient Method for the Treatment of Produced Water Treatment for Possible Recycling and Reuse. *Water*, 17(1), 23. <https://doi.org/10.3390/w17010023>
11. **Amharref, M., Aassine, S., Bernoussi, A. S., & Haddouchi, B. Y. (2007).** Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines : Application à la plaine du Gharb (Maroc). *Revue des Sciences de l'Eau*, 20(2), 185–199.
12. **Amiri, K. (2020).** Contribution à l'évaluation et au traitement des eaux usées dans le sud-est du Sahara algérien. Application au sud de la région d'Oued Righ (Touggourt).
13. **Amour, A., Merzouk, B., Leclerc, J. P., & Lapique, F. (2016).** Removal of reactive textile dye from aqueous solutions by electrocoagulation in a continuous cell. *Desalination and Water Treatment*, 57(48–

- 49), 22764–22773.
14. **Anctil, F. (2016).** *L'eau et ses enjeux* (2e éd.). Presses de l'Université Laval.
 15. **Aoudj, S. (2015).** Développement d'un procédé électrolytique pour le traitement des eaux résiduaires de l'industrie des semi-conducteurs : mécanismes et modélisation.
 16. **Aoudj, S., Khelifa, A., Drouiche, N., & Hecini, M. (2016).** Élimination du fluor et de la turbidité des eaux usées de l'industrie des semi-conducteurs par coagulation et électroflottation combinées. *Dessalement et traitement des eaux*, 57(39), 18398–18405.
 17. **Araya-Farias, M., Mondor, M., Lamarche, F., Tajchakavit, S., & Makhlouf, J. (2008).** Clarification of apple juice by electroflotation. *Innovative Food Science and Emerging Technologies*, 9, 320–327.
 18. **Arnell, N. W. (1999).** Climate change and global water resources. *Global Environmental Change*, 9, S31–S49.
 19. **Asselin, M., Drogui, P., Benmoussa, H., & Blais, J. (2008).** Effectiveness of electrocoagulation process in removing organic compounds from slaughterhouse wastewater using monopolar and bipolar electrolytic cells. *Chemosphere*, 72, 1727–1733.

B

20. **Balasubramanian, A. (2011).** Properties of Seawater.
21. **Bali, M. (2024).** Traitement des eaux usées (Doctoral dissertation, Institut Supérieur des Sciences et Techniques des Eaux, Université de Gabès).
22. **Baird, C., & Cann, M. (2016).** Chimie de l'environnement. De Boeck Supérieur.
23. **Baudart, J., & Paniel, N. (2014).** Sources et devenir des micro-organismes pathogènes dans les environnements aquatiques. *Revue francophone des laboratoires*, 2014(459), 29-39.
24. **Beaux, J.-F. (2009).** L'environnement. Nathan, 70-80.
25. **Belhadj, K., Mimeche, L., Hecini, L., Rahmani, B., & Belhadj, A. (2024).** Treatment of Domestic Wastewater Using two Substrates of Constructed Wetland Planted with *Phragmites australis* in Arid Regions (Southeast Algeria, Biskra). *Pollution*, 10(4), 1044-1058.
26. **Belkacem, M., Khodir, M., & Abdelkrim, S. (2008).** Caractéristiques du traitement des eaux usées textiles et élimination des métaux lourds par électroflottation. *Dessalement*, 228 (1-3), 245-254.
27. **Benkaddour, B. (2018).** Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif (Algérie) (Thèse de doctorat, Université de Perpignan ; Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem).
28. **Benoit, G., Dauphin, V., Ducrocq, T., Nougarol, S., & Salva, E. (2011).** Valorisation des eaux usées épurées pour l'irrigation. *Actes Sémin. Dév. Durable oieau Engees*, 35, 12-13.
29. **Bendsmina-Mimeche, L., Debabeche, M., Seghairi, N., & Benameur, N. (2013).** Capacité de filtres plantes de macrophytes pour l'épuration des eaux usées dans le climat semi-aride.
30. **Bendyagoub, M., Adjim, M., & Bensaoula, F. (2013).** L'épuration des eaux usées par des macrophytes. Dans *Proceedings du Séminaire International sur l'Hydrogéologie et l'Environnement (SIHE 2013)*, Ouargla, Algérie. Université de Tlemcen.
31. **Bendida, A., Kendouci, M.A., Mebarki, S., & Tidjani, A.E.B. (2024).** Épuration et recyclage des eaux

- usées par les plantes en milieu aride à des fins agricoles : cas du Sahara algérien. Sciences appliquées de l'eau, 14(6), 123.
32. **Bharath, M., Krishna, B. M., & Kumar, B. M. (2018).** A review of electrocoagulation process for wastewater treatment. International Journal of Chemtech Research, 11(3), 289-302. <http://dx.doi.org/10.20902/IJCTR.2018.110333>
 33. **Blondel, J., & Ramade, F. (1985).** Éléments d'écologie, écologie fondamentale. McGraw-Hill, Paris, 1984. Revue d'Écologie (La Terre et la Vie), 40(2), 281-282.
 34. **Boinpally, S., Kolla, A., Kainthola, J., Kodali, R., & Vemuri, J. (2023).** A state-of-the-art review of the electrocoagulation technology for wastewater treatment. Water Cycle, 4, 26-36. <https://doi.org/10.1016/j.watcyc.2023.01.001>
 35. **Bouchaala, L., Charchar, N., & Gherib, A. E. (2017).** Ressources hydriques : traitement et réutilisation des eaux usées en Algérie. Algerian Journal of Arid Environment (AJAE), 7(1), 84-95.
 36. **Bouchaala, L., Charchar, N., Grara, N., Amor, I. B., Zeghoud, S., Hemmami, H., ... & Bellucci, S. (2025).** Assessing the Efficiency of *Phragmites australis* in Wastewater Treatment as a Natural Approach to Water Quality Improvement. Sustainability, 17(3), 1102.
 37. **Boulanouar, L., Louhichi, B., Hamdi, W., Jellali, S., L'taief, B., Hamdi, N., ... & Houas, A. (2025).** Parametric study of cadmium and nickel removal from synthetic and actual industrial wastewater by electrocoagulation using solar energy. Journal of Water Process Engineering, 71, 107261.
 38. **Bouyakoub, A. Z., Kacha, S., Ouhib, R., Bellebia, S., & Lartiges, B. (2010).** Traitement combiné d'un effluent textile contenant des colorants réactifs par coagulation-floculation et électroflottation. Revue des sciences de l'eau, 23(1), 89-103.
 39. **Brisou, J. (1968).** La pollution microbienne, virale et parasitaire des eaux littorales et ses conséquences pour la santé publique. Bulletin of the World Health Organization, 38(1), 79.
 40. **Bukhari, A. A. (2008).** Investigation of the electro-coagulation treatment process for the removal of total suspended solids and turbidity from municipal wastewater. Bioresource Technology, 99(5), 914-921. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.03.015>.
 41. **Bakry, S. A., Matta, M. E., Noureldin, A. M., & Zaher, K. (2024).** Performance evaluation of electrocoagulation process for removal of heavy metals from wastewater using aluminum electrodes under variable operating conditions. Desalination and Water Treatment, 318, 100396. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100396>.

C

42. **Calheiros, C. S., Rangel, A. O., & Castro, P. M. (2009).** Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. Bioresource Technology, 100(13), 3205-3213.
43. **Cardot, C. (1999).** Génie de l'environnement : les traitements de l'eau. Edition Paris. p. 9.
44. **Chartier, M. (1974).** Les types de pollutions de l'eau. Norois, 82(1), 183-193.
45. **Chen, G., Chen, X., & Yue, P. L. (2000).** Électrocoagulation et électroflottation des eaux usées de

restaurant. *Journal of Environmental Engineering*, 126(9), 858-863.

46. **Cors, M. (2007).** Techniques extensives d'épuration des eaux usées domestiques. Dossier Inter-Environnement Wallonie.
47. **Czudar, A., Gyulai, I., Keresztúri, P., Csatári, I., Serra-Páka, S., & Lakatos, G. (2011).** Elimination de matières organiques et de nutriments végétaux dans une zone humide construite pour le traitement des eaux usées pétrochimiques. *Studia Universitatis Vasile Goldiș Seria Științele Vieții*, 21(1).

D

48. **Das, P. P., Sharma, M., & Purkait, M. K. (2022).** Recent progress on electrocoagulation process for wastewater treatment: A review. *Separation and Purification Technology*, 292, 121058.
49. **Davila, J. A., Machuca, F., & Marrianga, N. (2011).** Traitement des vinasses par électrocoagulation-électroflottation selon la méthode Taguchi. *Electrochimica Acta*, 56(22), 7433-7436.
50. **De Llasera, M. G., Santiago, M. L., Flores, E. L., Toris, D. B., & Herrera, M. C. (2018).** Minibioréacteurs avec microalgues immobilisées pour l'élimination du benzo(a)anthracène et du benzo(a)pyrène de l'eau. *Génie écologique*, 121, 89-98.
51. **Degremont. (1989).** Mémento technique de l'eau. Tome 1 & 2, Collection Degremont, ISBN 2-9503984-0-5, 1459 p.
52. **Desjardins, R. (1997).** Le traitement des eaux. Presses inter Polytechnique.
53. **Dindaş, G. B., Çalışkan, Y., Çelebi, E. E., Tekbaş, M., Bektaş, N., & Cengiz Yatmaz, H. (2020).** Treatment of Pharmaceutical Wastewater by Combination of Electrocoagulation, Electro-Fenton and Photocatalytic Oxidation Processes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 103777. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103777>.
54. **Douville, H., Raghavan, K., Renwick, J., Allan, R. P, Arias P A, Barlow M, Zolina O (2021).** Water cycle changes p1060-1068.
55. **Drogué, P., Asselin, M., Brar, S. K., Benmoussa, H., & Blais, J. F. (2008).** Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. *Separation and Purification Technology*, 61(3), 301-310. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.10.013>.
56. **Dziedzic, A. (2018).** La pollution de l'eau par les déchets : comment sensibiliser les enfants de maternelle au développement durable ?

E

57. **Ehsani, H., Mehrdadi, N., Asadollahfardi, G., Nabi Bidhendi, G., & Azarian, G. (2020).** A new combined electrocoagulation-electroflotation process for pretreatment of synthetic and real Moquette-manufacturing industry wastewater: Optimization of operating conditions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8, 104263. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104263>.
58. **Electroflotation, S. (1983).** Electroflottation et désinfection simultanée d'eaux résiduares urbaines. *Water Research*, 17, 255.

59. **Essadki, A. H., Bennajah, M., Gourich, B., Vial, C., Azzi, M., & Delmas, H. (2008).** Electrocoagulation/électroflottation dans un réacteur à boucle externe à air comprimé – Application à la décoloration des eaux usées de teinture textile : étude de cas. *Génie chimique et procédés : Intensification des procédés*, 47(8), 1211-1223.

F

60. **FAO, & UNEP. (2021).** *Global assessment of soil pollution – Summary for policy makers*. Rome: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb4827en>
61. **Festy, B., Hartemann, P., Ledrans, M., Levallois, P., Payment, P., & Tricard, D. (2003).** Qualité de l'eau. *Environnement et santé publique – Fondements et pratiques*, 333-368.
62. **Fobang, E. Y. (2023).** Application de la méthode d'électro-flottation au traitement des eaux usées agricoles et animales.
63. **Fukui, Y., & Yuu, S. (1985).** Removal of colloidal particles in electroflotation. *AIChE Journal*, 31(2), 201-208.

G

64. **Garcia-Segura, S., Eiband, M. M. S. G., de Melo, J. V., & Martínez-Huitle, C. A. (2017).** Electrocoagulation and advanced electrocoagulation processes: A general review about the fundamentals, emerging applications and its association with other technologies. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 801, 267–299. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2017.07.047>.
65. **García-Ávila, F. (2020).** Treatment of municipal wastewater by vertical subsurface flow constructed wetland: Data collection on removal efficiency using *Phragmites australis* and *Cyperus papyrus*. *Data in Brief*, 30, 105584.
66. **García-Valero, A., Martínez-Martínez, S., Faz, Á., Terrero, M. A., Muñoz, M. Á., Gómez-López, M. D., & Acosta, J. A. (2020).** Treatment of wastewater from the tannery industry in a constructed wetland planted with *Phragmites australis*. *Agronomy*, 10(2), 176. <https://doi.org/10.3390/agronomy10020176>.
67. **Gedda, G., Balakrishnan, K., Devi, R. U., Shah, K. J., Gandhi, V., Gandh, V., & Shah, K. (2021).** Introduction aux technologies conventionnelles de traitement des eaux usées : limites et avancées récentes. *Materials Research Foundations*, 91, 1-36.
68. **garden.nett.kr** : <https://garden.nett.kr/typha-latifolia-broadleaf-cattail/>
69. **Genin, B., Chauvin, C., & Ménard, F. (2003).** *Cours d'eau et indices biologiques : pollution, méthodes, IBGN*. Educagri éditions.
70. **Gersberg, R. M., Elkins, B. V., Lyon, S. R., & Goldman, C. R. (1986).** Rôle des plantes aquatiques dans le traitement des eaux usées par les zones humides artificielles. *Water Research*, 20(3), 363-368.
71. **Gherib, A., Boufendi, M., Temime, A., & Bedouh, Y. (2016).** Applications de la phytoremédiation dans le traitement des eaux utilisées en Algérie.
72. **Grebenshchykova, Z. (2020).** Optimisation de la filière de filtres plantés pour l'épuration d'eaux usées municipales en climat continental nordique (Thèse de doctorat, École nationale supérieure Mines-Télécom Atlantique).

73. **Guerrouf, N. (2023)**. Étude comparative entre deux procédés du traitement : la phyto-épuration et la coagulation-floculation dans l'élimination des composés inorganiques présents dans les eaux usées de la ville de Biskra (Thèse de doctorat, Université Mohamed Khider Biskra), p. 26.

H

74. **Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., & Naja, J. (2017)**. Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404, 1–21. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.011>
75. **Hairston, N. G., & Fussmann, G. F. (2002)**. Lake ecosystems. *Encyclopedia of Life Sciences*. <https://doi.org/10.1038/npg.els.0003191>
76. **Hartemann, P. (2013)**. Eau de consommation, risque, santé. *Sciences Eaux & Territoires*, 10(1), 14–21.
77. **Holt, P. K., Barton, G. W., Wark, M., & Mitchell, C. A. (2002)**. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 211(2–3), 233–248. [https://doi.org/10.1016/s0927-7757\(02\)00285-6](https://doi.org/10.1016/s0927-7757(02)00285-6).

I

78. **Ihan, F., Kurt, U., Apaydin, O., & Gonullu, M. T. (2008)**. Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. *Journal of hazardous materials*, 154(1- 3), 381-389. Doi:10.1016/j.jhazmat.2007.10.035.
79. **İrdemez, Ş., Demircioğlu, N., Yıldız, Y. Ş., & Bingül, Z. (2006)**. The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminum and iron plate electrodes. *Separation and Purification Technology*, 52(2), 218- 223. Doi:10.1016/j.seppur.2006.04.008.

J

80. **Jardé E, 2002**. Composition organique de boues résiduelles de station d'épuration lorraines : caractérisation moléculaires et effets de la biodégradation. Th. Doc. Univ. Henri Poincaré. Nancy I en sciences de l'Univers, 286p.
81. **Jiménez, C., Sáez, C., Cañizares, P., & Rodrigo, MA (2016)**. Optimisation d'un réacteur combiné d'électrocoagulation et d'électroflottation. *Environmental Science and Pollution Research* , 23 , 9700-9711.

K

82. **Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2008)**. Traitement des zones humides. Presse CRC.
83. **Khelifa, A., Moulay, S., & Naceur, A. W. (2005)**. Traitement des effluents de finition des métaux par électroflottation. *Desalination*, 181(1–3), 27–33.
84. **Khansorthong, S., & Hunsom, M. (2009)**. Remediation of wastewater from pulp and paper mill industry by the electrochemical technique. *Chemical Engineering Journal*, 151, 228–234. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.02.038>.
85. **Khilchevskiy, V., & Karamushka, V. (2021)**. Global water resources: distribution and demand. In *Clean*

- Water and Sanitation* (pp. 1–11). Cham : Springer International Publishing.
86. **Khosla, N. K., Venkatachalam, S., & Somasundaran, P. (1991)**. Pulsed electrogeneration of bubbles for electroflotation. *Journal of Applied Electrochemistry*, 21, 986–990.
87. **Khilchevskiy, V., & Karamushka, V. (2021)**. Global water resources: distribution and demand. In *Clean Water and Sanitation* (pp. 1–11). Cham : Springer International Publishing.
88. **Kim, Y., & Lee, W. G. (2022)**. Seawater and Its Resources. In *Seawater Batteries : Principles, Materials and Technology* (pp. 1–35). Springer Nature Singapore.
89. **Kinda, F. M., Mbungu, D. M., & Nzuzi, L. M. (2023)**. Eficiência das tábuas largas (*Typha latifolia*) e palmeira umbelada (*Cyperus alternifolius*) no tratamento de águas residuais por leitos de macrófitas no campus universitário Kimpa Vita. *Journal de Recherche et Scientifique ALBA-ISFIC*, 1(2), 141–153.
90. Kolesnikov, V. A., Il'in, V. I., Brodskiy, V. A., & Kolesnikov, A. V. (2017). Électroflottation pendant le traitement des eaux usées et l'extraction de composés valorisables à partir de déchets technologiques liquides : une revue. *Fondements Théoriques du Génie Chimique*, 51, 369–383.
91. **Ksentini, I., & Mansour, L. B. (2017)**. Traitement des eaux usées par coagulation-électroflottation : optimisation par la méthodologie de planification des expériences. Éditions Universitaires Européennes.
92. **Kuang, X., Liu, J., Scanlon, B. R., Jiao, J. J., Jasechko, S., Lancia, M., ... & Zheng, C. (2024)**. The changing nature of groundwater in the global water cycle. *Science*, 383(6686), eadf0630.

L

93. **Laidani, Y., Henini, G., Khatmi, B., & Dellal, A. (2009, décembre)**. Évaluation de la pollution des eaux du sous-bassin versant de l'Oued Mina. Dans *Actes du 2e Colloque International de Chimie* (Vol. 3).
94. **Laurent, F., & Dupont, N. (2011)**. L'eau dans le milieu. Uni. Maine/Uni. Michel de Montagne/Uni. Rennes/Uni. Virtuelle. pp. 17–37.
95. **Laurent, J. (1994)**. L'assainissement des agglomérations : techniques d'épuration actuelles et évolutions. Agence de l'eau & Ministère de l'Environnement, 170 p.
96. **Llerena, C. J., Ho, C. K., & Piron, D. L. (1996)**. Effect of pH on electroflotation of sphalerite. *Chemical Engineering Communications*, 155, 217–228.

M

97. **Mamine, N., Grara, N., & Khaldi, F. (2019)**. Utilisation de filtres à macrophytes *Typha latifolia* dans le traitement des eaux usées de la rivière Medjerda, dans la ville de Souk-Ahras (Nord-Est Algérie). *Studia Universitatis « Vasile Goldiș » Seria Științele Vieții*, 29(2).
98. **Mao, Y., Zhao, Y., & Cotterill, S. (2023)**. Examining current and future applications of electrocoagulation in wastewater treatment. *Water*, 15(8), 1455.
99. **Margat, J. (2008)**. Exploitations et utilisations des eaux souterraines dans le monde. Coédition: UNESCO et BRGM, 52, 2p. <https://doi.org/10.3390/w15081455>.

100. **Meddi, H. et Meddi, M. (2009).** Variabilité des prélèvements annuels du Nord-Ouest de l'Algérie. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 20 (1), 57-65.
101. **Merzouk, B., Madani, K., & Sekki, A. (2009).** Épuration des effluents industriels par électroflottation. Synthèse : *Revue des Sciences et de la Technologie*, 20, 73–82.
102. **Merzouk, B., Madani, K., & Sekki, A. (2010).** Using electrocoagulation–electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater: Two case studies. *Desalination*, 250(2), 573–577. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.026>.
103. **Mickova, I. (2015).** Technologies électrochimiques avancées pour le traitement des eaux usées. Partie II : électroflocculation et électroflottation. *American Scientific Research Journal for Engineering, Technology, and Sciences (ASRJETS)*, 14(2), 273–294.
104. **Mimeche, L. (2014).** Étude de faisabilité de l'installation de station d'épuration des rejets urbains par les filtres plantés en milieu aride – Application à la région de Biskra (Thèse de doctorat, Université Mohamed Khider Biskra).
105. **Mohtashami, R., & Shang, J. Q. (2019).** Électroflottation pour le traitement des eaux usées industrielles : une revue ciblée. *Environmental Processes*, 6(2), 325–353.
106. **Montiel, A. (1999).** Contrôle de la pollution de l'eau. Éditions Ingénieur Technique.
107. **Morari, F., Dal Ferro, N., & Cocco, E. (2015).** Municipal wastewater treatment with *Phragmites australis* L. and *Typha latifolia* L. for irrigation reuse: Boron and heavy metals. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226, 1–14.
108. **Moulin, S., Rechels, D. R., & Stankovic, M. (2013).** Traitement des eaux usées. Centre d'Enseignement et de Recherche.
109. **Mourey, V., & Vernoux, J. (2000).** Les risques pesant sur les nappes d'eau souterraine d'Île-de-France. Dans *Annales des Mines*, 32–40.
110. **Moussa, D. T., El-Naas, M. H., Nasser, M., & Al-Marri, M. J. (2017).** A comprehensive review of electrocoagulation for water treatment: Potentials and challenges. *Journal of Environmental Management*, 186, 24–41.
111. **Mraz, R., & Krýsa, J. (1994).** Électrodes IrO₂/Ta₂O₆ à longue durée de vie pour l'électroflottation. *Journal of Applied Electrochemistry*, 24, 1262–1266.
112. **Mulkeen, C. J., Williams, C. D., Gormally, M. J., & Healy, M. G. (2017).** Seasonal patterns of metals and nutrients in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel in a constructed wetland in the west of Ireland. *Ecological Engineering*, 107, 192–197.
113. **Muruganathan, M., Raju, G. B., & Prabhakar, S. (2004).** Separation of pollutants from tannery effluents by electroflotation. *Separation and Purification Technology*, 40(1), 69–75.
114. **Musy, A., & Higy, C. (2004).** Hydrologie: Une science de la nature (Vol. 21). EPFL Press.

115. **Ntakiyiruta, P. (2021)**. Traitement tertiaire par phytoremédiation des eaux issues des stations d'épuration et valorisation énergétique des macrophytes (*Eichhornia crassipes* et *Pistia stratiotes*) en biogaz [Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique Félix houpouëtboigny de Yamoussoukro & Université du Burundi].

O

116. **Ong, S. A., Ho, L. N., Wong, Y. S., Dugil, D. L., & Samad, H. A. F. I. Z. A. H. (2011)**. Semibatch operated constructed wetlands planted with *Phragmites australis* for treatment of dyeing wastewater. *Journal of Engineering Science and Technology*, 6(5), 623-631.
117. **Organicindiaseeds** :<https://www.google.com/url?sa=i&url=https%3A%2F%2Fwww.organicindiaseeds.com%2Fen-it%2Fproducts%2F2000pcs-cattail-seeds-typha-latifolia-broadleaf-cattail-perennial-fast-growing-for-ponds-streams-bog-gardens-rain-gardens&psig=AOvVaw2Q3TikYB16l3h1H2DSfwCL&ust=1748307323642000&source=images&cd=vfe&opi=89978449&ved=2ahUKEwiZhpK59r-NAxXhQv4FHVAdA70Qjhx6BAgAEBo>
118. **Ouattara, PJM, Coulibaly, L., Manizan, PN et Gourene, G. (2008)**. Traitement des eaux résiduaires urbaines par un marais artificiel à drainage vertical planté avec *Panicum maximum* sous climat tropical. *EUR. J. Sci. Rés* , 23 (1), 25-40.
119. **Ouslimane, T., Aoudj, S., Amara, M., & Drouiche, N. (2017)**. Removal of copper and fluoride from mixed Cu-CMP and fluoride-bearing wastewaters by electrocoagulation. *International Journal of Environmental Research*, 11, 677-684.

P

120. **Pandey, A., & Verma, R. K. (2018)**. Statut taxonomique et pharmacologique du *Typha* : une revue. *Annals of Plant Sciences*, 7(3), 2101–2106.
121. **Persin, F., & Rumeau, M. (1989)**. Le traitement électrochimique des eaux et des effluents. *Tribune de l'Eau*, 42, 539, 45–56.
122. **Perweb** :https://www.prweb.com/releases/arkansas_wetlands_program_celebrates_20th_year/prweb11331922.htm
123. **Phu, T. K. C., Nguyen, P. L., & Phung, T. V. B. (2025)**. Recent progress in highly effective electrocoagulation-coupled systems for advanced wastewater treatment. *iScience*. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2025.111965>.
124. **Pilon-Smits, E. (2005)**. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56(1), 15–39.
125. **Polgar, G., & Ribero, L. (2013)**. Rivers. In R. W. Howarth & J. Mohan (Eds.), *Biomes & Ecosystems: An Encyclopedia* (Chapter: Rivers). Salem Press.

R

126. **Raju, G. B., Karupiah, M. T., Latha, S. S., Parvathy, S., & Prabhakar, S. (2008).** Treatment of wastewater from synthetic textile industry by electrocoagulation–electrooxidation. *Chemical Engineering Journal*, 144, 51–58.
127. **Raevr** : <https://raevr.org/wp-content/uploads/2020/05/sch%C3%A9ma-Degrillage-et-compactage.png>
128. **Raven, P. H., Berg, L. R., & Hassenzahl, D. M. (2009, octobre).** Environnement (6e éd., trad. par M.-P. Colace, A. Hancock & G. Lemeurtière). De Boeck – Nouveaux Horizons, p. 324–590.
129. **Renou, S. (2006).** Analyse de cycle de vie appliquée aux systèmes de traitement des eaux usées. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, 258 p., pp. 18–21.
130. **Risch, E., Boutin, C., Roux, P., & Heduit, A. (2011).** Modèle ACV – Filière de traitement des eaux usées par filtres plantés de roseaux à flux verticaux (FPRV). Rapports d'ACV et données d'inventaire. Partenariat 2010, 28(1).

S

131. **Saab, H. B., Nassif, N., El Samrani, A. G., Daoud, R., Medawar, S., & Ouâini, N. (2007).** Suivi de la qualité bactériologique des eaux de surface (rivière Nahr Ibrahim, Liban). *Revue des Sciences de l'Eau*, 20(4), 341-352.
132. **Sahu, O., Mazumdar, B., & Chaudhari, P. K. (2014).** Treatment of wastewater by electrocoagulation: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21, 2397-2413. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2208-6>.
133. Schweitzer, L., & Noblet, J. (2018). Water contamination and pollution. In *Green chemistry* (pp. 261-290). Elsevier.
134. **Sellal, A. (2018).** Etude de la pollution d'Oued K'sob (région de Bordj Bou Arreridj) et de l'effet phyto-accumulateur de *Phragmites australis* (roseau). Thèse de doctorat.
135. **Serinol** : <https://www.serinol.com/wp-content/uploads/2021/04/Serinol-solutions-et-equipement-de-traitement-des-eaux-schema-principe-equipement-De%CC%81graisseur-ae%CC%81re%CC%81-racle%CC%81-.png>
136. **Shaker, O. A., Safwat, S. M., & Matta, M. E. (2023).** Nickel removal from wastewater using electrocoagulation process with zinc electrodes under various operating conditions : Performance investigation, mechanism exploration, and cost analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(10), 26650-26662. doi: 10.1007/s11356-022-24101-6.
137. **Sharma, A. K., & Chopra, A. K. (2017).** Removal of nitrate and sulphate from biologically treated municipal wastewater by electrocoagulation. *Applied Water Science*, 7, 1239-1246. doi: 10.1007/s13201-015-0320-0.
138. **Shiklomanov, I. A. (1991).** The world's water resources. In *Proceedings of the international symposium to commemorate* (Vol. 25, pp. 93–126). UNESCO.

139. **Soni, K. (2023)**. Environmental pollution : Causes and consequences. Journal of Science Innovations and Nature of Earth, 3(1), 68-71. <https://doi.org/10.59436/jsiane.com/archives3/12/98>.

T

140. **Tir, M. (2009)**. Utilisation des techniques électrochimiques dans le traitement des émulsions hydrocarbures/eau (Doctoral dissertation, Boumerdés, Université m'hamed Bougara. Faculté des Hydrocarbures et de la Chimie).

V

141. **Vymazal, J. (2005)**. Écoulement souterrain horizontal et systèmes hybrides de zones humides artificielles pour le traitement des eaux usées. Ingénierie écologique, 25 (5), 478-490.
142. **Vymazal, J. (2010)**. Zones humides artificielles pour le traitement des eaux usées. Eau, 2 (3), 530-549.

W

143. **Wang, CT, Chou, WL et Kuo, YM (2009)**. Élimination de la DCO des eaux usées de blanchisserie par électrocoagulation/électroflottation. Journal of Hazardous Materials , 164 (1), 81-86.

Z

144. **Zgheib, S. (2009)**. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire (Thèse de doctorat, Ecole des Ponts paristech).
145. **Zongo, I. (2009)**. Etude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation : application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Institut National Polytechnique de Lorraine, Spécialité : Génie des procédés et des produits, 226.
146. **Zongo, I., Merzouk, B., Palm, K., Wethe, J., Maiga, A. H., Leclerc, J. P., & Lopicque, F. (2012)**. Study of an electrocoagulation (EC) unit for the treatment of industrial effluent of Ouagadougou, Burkina Faso. Adv Appl Sci Res, 3, 572-582.
147. **Zorai, A. (2023)**. Réduction des polluants organiques des eaux usées de la région de Touggourt par des plantes épuratrices locales (Système à écoulement hybride) (Thèse de doctorat, universite kasdi merbah ouargla).
148. **Zorai, A., Benzahi, K., Labed, B., Ouakouak, A., Serroui, M., & Bouhoreira, A. (2023)**. Performances de Canna indica et Typha latifolia en monoculture et en culture mixte pour le traitement secondaire des eaux usées dans les zones humides artificielles à écoulement vertical en conditions arides (Touggourt, Algérie). Water Practice & Technology, 18(1), 53-67.
149. **Zuo, Q., Chen, X., Li, W., et Chen, G. (2008)**. Électrocoagulation et électroflottation combinées pour l'élimination du fluorure de l'eau potable. Journal of Hazardous Materials, 159(2-3), 452-457.
150. **1h2o3** :<https://www.1h2o3.com/wp-content/uploads/2023/03/Fonctionnement-decanteur-primaire-1h2o3.png>



Résumé

Résumé

L'eau constitue une ressource vitale et irremplaçable pour la survie des êtres humains. Cependant, en raison de l'augmentation préoccupante de la pollution des ressources hydriques, elle tend à devenir de plus en plus rare. Dans ce contexte, la recherche scientifique récente s'est largement orientée vers l'étude de procédés électrochimiques pour le traitement des eaux usées, notamment l'électroflottation (EF) et l'électrocoagulation (EC). Ces techniques ont démontré une efficacité notable en matière d'amélioration de la qualité de l'eau, avec des taux d'élimination atteignant jusqu'à 99 % pour les matières en suspension (MES), 99,1 % pour la demande chimique en oxygène (DCO) et 88,9 % pour la demande biologique en oxygène (DBO).

Parallèlement à ces procédés, la phytoépuration émerge comme une alternative écologique et prometteuse. Elle se distingue par ses faibles coûts d'investissement et d'exploitation, sa simplicité de mise en œuvre, ainsi que sa capacité à desservir efficacement les zones rurales ou périurbaines, souvent dépourvues de réseaux d'assainissement centralisés. Ce procédé permet également des performances de traitement élevées, avec des rendements d'élimination pouvant atteindre 98 % pour la DCO, 90,1 % pour la DBO, 95 % pour les MES, ainsi que 96,02 % et 93,74 % pour les coliformes totaux et fécaux respectivement.

تشكل المياه مورداً حيوياً لا يمكن الاستغناء عنه لبقاء الإنسان على قيد الحياة. ومع ذلك، وبسبب التزايد المقلق في تلوث الموارد المائية، أصبحت هذه الأخيرة تميل إلى الندرة بشكل متزايد. وفي هذا السياق، توجهت الأبحاث العلمية الحديثة بشكل كبير نحو دراسة العمليات الكهروكيميائية لمعالجة المياه المستعملة، لا سيما عمليتي التعويم الكهربائي والتخثير الكهربائي. وقد أثبتت هذه التقنيات فعالية ملحوظة في تحسين جودة المياه، حيث بلغت نسب الإزالة ما يصل إلى 99% للكهربائي. و88.9% للطلب البيولوجي على الأوكسجين، (DCO) و99.1% للطلب الكيميائي على الأوكسجين، (MES) للمواد العالقة (DBO).

وبموازاة هذه العمليات، تبرز تقنية المعالجة بالنباتات (الفيثوإيبوراسيون) كبديل بيئي واعد. وتمتاز هذه الطريقة بانخفاض تكاليف الاستثمار والتشغيل، وبساطة التنفيذ، بالإضافة إلى قدرتها على خدمة المناطق الريفية أو شبه الحضرية التي تفتقر غالباً إلى شبكات الصرف الصحي المركزية. وتُظهر هذه التقنية أيضاً أداءً عالياً في المعالجة، حيث تصل نسب الإزالة إلى 96.02% و93.74% للقولونيات الكلية والبرازية على التوالي، MES و95% لك، DBO و90.1% لك، DCO، 98%.

Abstract

Water is a vital and irreplaceable resource essential for human survival. However, due to the alarming increase in water pollution, it is becoming increasingly scarce. In this context, recent scientific research has largely focused on studying electrochemical processes for wastewater treatment, particularly electroflotation and electrocoagulation. These techniques have shown remarkable effectiveness in improving water quality, with removal rates reaching up to 99% for suspended solids (SS), 99.1% for chemical oxygen demand (COD), and 88.9% for biological oxygen demand (BOD).

Alongside these processes, phytoremediation is emerging as an eco-friendly and promising alternative. It stands out for its low investment and operating costs, ease of implementation, and its ability to effectively serve rural or peri-urban areas that often lack centralized sanitation systems. This method also achieves high treatment performance, with removal efficiencies reaching up to 98% for COD, 90.1% for BOD, 95% for SS, and 96.02% and 93.74% for total and fecal coliforms, respectively.