REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE MOHAMED BOUDIAF - M'SILA

FACULTE : TECHNOLOGIE | **DOMAINE : SCIENCES ET TECHNOLOGIES**
DEPARTEMENT : HYDRAULIQUE | **FILIERE : HYDRAULIQUE**
N° :…….. | **OPTION : HYDRAULIQUE URBAINE**

Mémoire présenté pour l'obtention
du diplôme de Master Académique

Par: **AHMED CHICHI Dhoha**

et

SEKKAI Houssam Eddine

Intitulé

Étude de l'efficacité du couplage électrocoagulation – filtration dans l'élimination des colorants des eaux usées

Soutenu devant le jury composé de:

Bensellama Oussama	Université de M'sila	Président
Merzouk Belkacem	Université de M'sila	Rapporteur
Mezali Farouk	Université de M'sila	Examinateur

Année universitaire : 2025 / 2026

Résumé

Cette étude a pour objectif d'évaluer l'efficacité du couplage électrocoagulation–filtration pour l'élimination de la turbidité des effluents industriels. Les essais ont été réalisés à l'aide d'une colonne de filtration et d'un réacteur d'électrocoagulation (EC) afin d'identifier les paramètres optimaux de fonctionnement. L'influence de plusieurs conditions opératoires, notamment la nature et la hauteur du matériau filtrant, le débit de filtration, la densité de courant, le temps de traitement et la concentration initiale du polluant, a été étudiée. Les résultats obtenus montrent que le couplage des deux procédés présente les meilleures performances, avec des rendements d'élimination atteignant 99,84 %. Cette forte efficacité traduit une synergie entre la filtration et l'électrocoagulation, faisant de cette combinaison une solution prometteuse pour le traitement des eaux usées industrielles fortement chargées.

Mots clés : *Electrocoagulation, Filtration, Couplage électrocoagulation–filtration, Turbidité, Rouge Nylosan, Matériaux filtrants, Eaux usées industrielles.*

Abstract

This study aims to evaluate the efficiency of the electrocoagulation–filtration coupling process for the removal of turbidity from industrial wastewater. The experiments were carried out using a filtration column and an electrocoagulation reactor (EC) in order to identify the optimal operating parameters. The influence of several operational conditions was investigated, including the type and height of the filter media, the filtration flow rate, the current density, the treatment time, and the initial pollutant concentration. The results show that the combined process exhibits the best performance, with removal efficiencies reaching 99.84%. This high efficiency reflects a clear synergy between filtration and electrocoagulation, making this combination a promising solution for the treatment of highly polluted industrial wastewater.

Keywords: *Electrocoagulation, Filtration, Electrocoagulation–filtration coupling, Turbidity, Nylosan Red, Filter media, Industrial wastewater.*

ملخص

تهدف هذه الدراسة إلى تقييم فعالية تقنية الدمج بين التخثير الكهربائي والترشيح في إزالة العكارة من مياه الصرف الصناعي. تم تنفيذ التجارب باستخدام عمود ترشيح ومفاعل للتخثر الكهربائي (EC) من أجل تحديد أفضل ظروف التشغيل. وقد تمت دراسة تأثير عدة عوامل تشغيلية، بما في ذلك نوع وارتفاع مادة الترشيح، معدل تدفق الترشيح، كثافة التيار، زمن المعالجة، والتركيز الابتدائي للملوث. أظهرت النتائج أن الدمج بين التقنيتين يحقق أفضل أداء، حيث بلغت كفاءة الإزالة 99.84%. وتعكس هذه الكفاءة العالية وجود تآزر واضح بين الترشيح والتخثر الكهربائي، مما يجعل هذا الدمج حلاً واعداً لمعالجة المياه الصناعية شديدة التلوث.

الكلمات المفتاحية : *التخثر الكهربائي، الترشيح، الدمج بين التخثر الكهربائي والترشيح، العكارة، أحمر النيلوزان ، مواد الترشيح، مياه الصرف الصناعي.*

Remerciements

Au terme de cette étude, nous tenons à remercier Dieu le tout puissant de nous avoir donné le courage, la volonté et la patience pour achever ce mémoire de fin d'études.

Nous tenons à exprimer à Monsieur le ***Professeur MERZOUK Belkacem****, notre Directeur de mémoire, notre profonde reconnaissance pour l'encadrement et les conseils qu'il nous a apportés. Il nous a transmis ses connaissances scientifiques et nous a supportés pendant nos travaux en brillant par sa gentillesse, sa générosité et ses encouragements.*

Nous voulons également exprimer toute notre gratitude aux membres de jury qui nous feront l'honneur de juger notre travail.

Nos vifs remerciements vont également :

A Madame ***AOUINA Samia*** *ainsi qu'à tout le personnel des laboratoires pédagogiques d'Hydraulique, de Génie Civil et de Génie électrique de la Faculté de Technologie.*

A tout les enseignants et le personnel administratif du Département d'Hydraulique de l'Université de M'sila.

Enfin, Merci à tous ceux qui, de près ou de loin, ont participé directement ou indirectement à la réalisation de ce travail.

Ahmed Chichi Dhoha

et

Sekkai Houssam Eddine

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à ma précieuse famille, qui a toujours été ma source d'inspiration et de force.

À mon cher père, dont les sacrifices, la rigueur et le soutien indéfectible m'ont permis d'atteindre ce rang aujourd'hui. Merci d'avoir tracé la voie de ma réussite.

À ma tendre mère, la lumière de ma vie, dont les prières sincères et bienveillantes ont illuminé mon chemin et m'ont protégée à chaque étape de ce parcours.

À mon oncle Alaa, mon premier pilier et mon plus grand soutien dans cette aventure. Si je suis ici aujourd'hui, c'est en grande partie grâce à ta présence, tes précieux conseils et ta confiance absolue en moi.

À mes chères Sœurs, Meriem, Aya, Hind et Rinad, ainsi qu'à mes précieux Frères, Yacoub et Islam. Votre amour, vos sourires et votre présence constante à mes côtés ont été mon plus beau refuge.

À tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Ahmed Chichi Dhoha

Dédicace

Je dédie ce modeste travail ***à :***

Ma chère mère G. Fatma*, c'est elle qui m'a soutenu tout au long de mes études maintenant, je sais que je ne pourrai jamais te remercier assez pour tout ce que tu as fait pour moi. Je veux te dire que je t'aime. Que dieu te bénisse et t'accorde une longue vie.*

Mon cher père Mostapha*, source de nos force et courage, fondement et réputation sur lesquels nous nous appuyons, symbole de bonnes manières qui restera à jamais gravé dans nos cœurs, grâce a toi. Je suis fier d'être ton fils. Tu me manques papa et merci pour tous tes efforts. Que Dieu t'accorde sa Miséricorde et t'accueille en son vaste Paradis.*

Mes chers frères Nour Eddine *et* ***Zine Eddine,*** *qui m'ont toujours soutenu et encouragé. Un merci tout particulier et un profond respect à mon grand frère* ***Taqiy Eddine****, le futur Docteur en Hépatologie, Gastro-entérologie. Je tiens à te dire que je t'aime et te souhaite le meilleur pour l'avenir. Tu es le tout pour moi. Tout ce que j'ai accompli, je le dois à ton soutien. Je n'aurais jamais pu rêver de meilleurs frères.*

La famille ***Ahmed Chichi*** *et les parents de l'étudiante* ***Dhoha*** *et son oncle Alaa et ses Sœurs.*

Tous mes enseignants du primaire jusqu'à aujourd'hui.

Tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Sekkai Houssam Eddine

Liste des figures

LISTE DES FIGURES

N° de la figure	Titre	Page
Fig. I.1	Exemple de la structure des colorants à mordant	09
Fig. I.2	Exemple de la structure des colorants de cuve	10
Fig. I.3	Exemple de la structure des colorants azoïques	10
Fig. I.4	Exemples de la structure des colorants anthraquinoniques	11
Fig. I.5	Structure du colorant phtalocyanine de cuivre	11
Fig. I.6	Représentation schématique de la compression de la couche diffuse	22
Fig. I.7	Représentation schématique de la neutralisation des charges	23
Fig. I.8	Emprisonnement des particules dans les flocs pendant la décantation	23
Fig. I.8	Adsorption et pontage à l'aide de polymères	24
Fig. II.1	Schéma du principe de l'électrocoagulation	29
Fig. II.2	Diagramme de prédominance des différents hydroxydes d'aluminium	31
Fig. II.3	Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires	32
Fig. II.4	Connexion en série d'électrodes monopolaires	32
Fig. II.5	Connexion des électrodes bipolaires	33
Fig. II.6	Décomposition de la tension de cellule électrochimique	35
Fig. II.7	Principaux matériaux de filtration	41
Fig. II.8	Filtre ouvert	42
Fig. II.9	Filtre fermé	43
Fig. II.10	Buselure	43
Fig. II.11	Bassin de filtration vide	43
Fig. II.12	Bassin de filtration en fonctionnement	43
Fig. II.13	Banc d'essai de filtration	43
Fig. II.14	Evolution de la turbidité et des pertes de charge en fonction du temps	45
Fig. III.1	Schéma du dispositif expérimental d'EC en régime continu	49
Fig. III.2	La connexion monopolaire à 2 électrodes	50
Fig. III.3	Formule développée du Rouge Nylosan	50
Fig. III.4	Spectre d'absorption UV-visible du colorant étudié	51
Fig. III.5	Courbe d'étalonnage du colorant au maximum d'absorption	51
Fig. III.6	Microprocesseur pH Mètre ″AD 131″	52
Fig. III.7	Conductimètre ″Hanna, EC214″	52
Fig. III.8	Turbidimètre Hanna ″HI88703″	53

Fig. III.9	Composition élémentaire du métal des électrodes utilisées par MEB	55
Fig. III.10	Colonne de filtration	55
Fig. III.11	Tamiseuse	56
Fig. III.12	Analyse granulométrique des trois matériaux étudiés	59
Fig. III.13	Schéma de principe du traitement hybride EC - Filtration	60
Fig. IV.1	Evolution de la turbidité en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant	62
Fig. IV.2	Evolution du pH en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant	63
Fig. IV.3	Evolution de la conductivité en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant	63
Fig. IV.4	Evolution de la turbidité en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant en présence de l'anthracite	64
Fig. IV.5	Evolution de la turbidité en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant en présence de l'anthracite – Cas de l'argile	65
Fig. IV.6	Effet du débit de filtration sur l'efficacité d'élimination de la turbidité	66
Fig. IV.7	Effet de la densité de courant sur l'efficacité d'élimination de la turbidité : C_i = 150 mg/L, pH initial = 8, conductivité κ = 1141 µS/cm	67
Fig. IV.8	Effet de la densité de courant sur l'efficacité d'élimination de la turbidité : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, conductivité κ = 1005 µS/cm	67
Fig. IV.9	Evolution de l'énergie électrique spécifique consommée en fonction du temps : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm	68
Fig. IV.10	Evolution de la consommation des électrodes en fonction du temps : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm	69
Fig. IV.11	Evolution de l'énergie par m^3 d'eau traitée en fonction du temps : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm	69
Fig. IV.12	Evolution du pH au cours de l'EC : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm	70
Fig. IV.13	Evolution de la conductivité au cours de l'EC : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm	71
Fig. IV.14	Evolution de la conductivité au cours de l'EC : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm	71
Fig. IV.15	Taux d'élimination de la turbidité dans les deux compartiments : Q = 16,5 L/h, C_i = 150 mg/L, pH initial = 8.2, conductivité κ = 1254 µS/cm	72
Fig. IV.16	Taux d'élimination de la turbidité : Q = 16,5 L/h, j = 200 A/m², pH initial = 7.74, conductivité κ = 1559 µS/cm	73
Fig. IV.17	Effet de la densité de courant sur le taux d'élimination de la turbidité : Q = 16,5 L/h, j = 200 A/m², pH initial = 7.74, conductivité κ = 1559 µS/cm	74
Fig. IV.18	Comparaison des performances des trois procédés : C_i = 150 mg/L	74

Liste des tableaux

LISTE DES TABLEAUX

N° du Tableau	Titre	Page
Tableau I.1	Taux de fixation sur textile pour les différentes classes de colorants	12
Tableau I.2	Les valeurs limites des paramètres de rejet industriel dans un milieu récepteur	19
Tableau II.1	Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions	33
Tableau II.2	Résumé des applications d'EC	36
Tableau II.3	Résumé des applications de la filtration avec ou sans l'EC	47
Tableau III.1	Propriétés du Rouge Nylosan	50
Tableau III.2	Résultats de l'analyse granulométrique du sable grossier	58
Tableau III.3	Résultats de l'analyse granulométrique du sable fin	58
Tableau III.4	Résultats de l'analyse granulométrique de l'anthracite	58

Sommaire

SOMMAIRE

Introduction générale ….…….……..…..… 01

Chapitre I: Les eaux usées industrielles

I.1. Introduction ……...……..…… 02
I.2. Définition des eaux résiduaires ……..……..……... 02
I.3. Composition des eaux usées …….……...……... 02
I.4. Origine des eaux usées …… 03
I.4.1. Les eaux usées domestiques ……..……. 03
I.4.2. Les eaux usées pluviales ……..…… 03
I.4.3. Les eaux usées agricoles ……..……..…….. 03
I.4.4. Les eaux usées industrielles ……..……..…… 04
I.5. L'industrie de traitement de surface ……..……..…… 04
I.5.1. Préparation de surface d'un matériau ……..…… 04
I.5.2. Galvanisation ……..……..……..…. 05
I.5.3. Traitement de surface ……..……..……..… 06
I.6. Rejets industriels textiles **.**……...……..…..... 07
I.6.1. Présentation de l'industrie textile ……...…… 07
I.6.2. Identification des principaux procédés et rejets associés ……..…….. 07
I.7. Les colorants textiles ……..…….. 08
I.7.1. Utilisation des colorants ……...……..…… 08
I.7.2. Nature des colorants ……... 08
I.7.3. Classification chimique des colorants …….……...…… 10
I.7.4. La teinture ……..……...……..…… 11
I.7.5. Les fibres textiles ……..……..……...……...…… 12
I.7.6. Impact des colorants sur l'environnement et la santé ……..……...…… 12
I.7.7. Nécessité de traiter les effluents textiles ……..……...…… 13
I.7.8. Législation sur l'environnement ……. 13
I.8. Paramètres de pollution des eaux usées …….. 13
I.8.1. Définition de la pollution …… 13
I.8.2. Paramètres organoleptiques ……..…….. 14
I.8.3. Paramètres physiques ……..…… 14
I.8.4. Paramètres chimiques ……..…….….. 15
I.9. Impact des rejets industriels sur l'environnement ……...…….….. 18
I.9.1. Législation sur l'environnement …….…….….. 19
I.10. Les techniques de traitement des eaux usées industrielles ……..….. 20
I.10.1. Flottation ……...… 21
I.10.2. Décantation…… 21
I.10.3. Précipitation ……..… 21

I.10.4. Coagulation-floculation …… 21
I.10.5. Neutralisation …… 24
I.10.6. Adsorption …… 25
I.10.7. Filtration ……..…… 25
I.10.8. Oxydation avancée …… 25
I.10.9. Électrocoagulation …… 25
I.11. Conclusion partielle ……..……..…… 26

Chapitre II: Description et état de l'art de l'électrocoagulation et de la filtration

II.1. Introduction ……..……..…… 27
II.2. Le procédé d'électrocoagulation …..……..…..…….. 27
II.3. Príncipe de l'électrocoagulation ……...……..…… 28
II.4. Réactions électrochimiques aux électrodes ……..……. 29
II.5. Paramètres influençant le procédé d'EC …….……... 31
II.6. Les différents modes de connexions électriques ……...… 31
II.6.1. Connexion monopolaire en parallèle (MP-P)……..…… 32
II.6.2. Connexion monopolaire en série (MP-S)……...…… 32
II.6.3. Connexion bipolaire (BP)……..……. 33
II.7. Principales lois de l'électrolyse ……..…...… 33
II.7.1. Loi de Faraday ……....……..……. 34
II.7.2. Rendement faradique (Φ)……..……. 34
II.7.3. Différence de tension entre les électrodes ……....……. 34
II.7.4. Energie consommée ……...……..……. 36
II.8. Exemples d'application du procédé d'électrocoagulation ……..……..……. 36
II.9. La technique de filtration ……... 40
II.9.1. Introduction ……... 40
II.9.2. Matériaux de filtration ……... 41
II.9.3. Types de filtres ……...……... 42
II.9.4. Caractéristiques d'un filtre …… 44
II.9.5. Filtres en fonctionnement …….…. 44
II.9.6. Lavage des filtres ……..……. 46
II.9.7. Exemples d'application de la technique de filtration ……. 47
II.9.10. Conclusion partielle ……. 47

Chapitre III : Matériel et méthodes

III.1. Introduction ……..…… 48
III.2. Traitement part électrocoagulation …..……..……..……. 48
III.2.1. Méthodologie suivie …….…… 49
III.2.2. Caractéristiques du colorant Rouge Nylosan ……..…..…… 50
III.2.3. Spectre d'absorption en *UV-visible* ……..…... 51
III.2.4. Méthodes analytiques ……..…..….. 52

III.2.5. Suivi des paramètres en ligne ……..…..… 52
III.2.6. Analyse chimique ……..... 53
III.2.7. L'énergie consommée ……..……..……. 53
III.2.8. Les électrodes utilisées ...……...……...… 54
III.3. Traitement par filtration sur colonne …… 55
III.3.1. Présentation du dispositif expérimental ……... 55
III.3.2. Mode opératoire ……... 56
III.3.3. Analyse granulométrique des matériaux utilisés ..……... 56
III.3.4. Paramètres granulométriques ……... 57
III.3.5. Résultats de l'analyse granulométrique ……... 58
III.4. Traitement par couplage électrocoagulation - filtration ……... 59

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.1. Introduction …….. 61
IV.2. Traitement par filtration ……...… 61
IV.2.1. Effet de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration initiale du colorant sur l'élimination de la turbidité ……. 61
IV.2.2. Effet de l'ajout de l'anthracite ……. 63
IV.2.3. Etude du cas de la turbidité d'origine argileuse …….…….. 64
IV.2.4. Effet du débit de filtration ……..... 65
IV.3. Traitement par électrocoagulation ……...……. 66
IV.3.1. Effet de la densité de courant et de la concentration initiale du colorant sur l'élimination de la turbidité …….……. 66
IV.3.2. Consommation énergétique …….…… 68
IV.3.3. Evolution du pH au cours de l'EC ……...…. 70
IV.3.4. Evolution de la conductivité au cours de l'EC …… 70
IV.3.5. Evolution de la tension entre les électrodes au cours de l'EC ……. 71
IV.4. Traitement hybride par électrocoagulation - filtration ……. 72
IV.4.1. Influence du point d'échantillonnage ……...……...…… 72
IV.4.2. Influence de la concentration initiale ……..……. 73
IV.4.3. Influence de la drensité de courant …...……...…… 74
IV.5. Conclusion partielle …..…..…….……..…...…….. 75

Conclusion générale …….……...……. 76

Références bibliographiques

Introduction générale

Introduction générale

Les effluents industriels issus de divers secteurs d'activité (Traitement de surface, Agroalimentaire, Textile, Tannerie, Papeterie …) contiennent une grande variété de polluants organiques et inorganiques, nécessitant des procédés de traitement performants et adaptés à leur complexité. Parmi ces polluants, les colorants, synthétiques, caractérisés par leur toxicité et leur résistance à la biodégradation, sont largement répandus dans les effluents textiles mais également présents dans d'autres industries, contribuant ainsi à une pollution des milieux récepteurs.

Les méthodes conventionnelles comme la coagulation-floculation, l'électrocoagulation (EC), la décantation ou le traitement biologique présentent chacune des avantages, mais aussi des limites face aux colorants et composés organiques récalcitrants. Dans ce contexte, le recours à des procédés hybrides apparaît comme une solution prometteuse.

L'électrocoagulation, basée sur la génération *in-situ* de coagulants métalliques, permet de décolorer et clarifier partiellement l'eau tout en éliminant une fraction de la demande chimique en oxygène (DCO) et de la turbidité. Toutefois, seule, elle ne garantit pas toujours un effluent conforme aux normes de rejet. La filtration, quant à elle, offre une meilleure qualité d'eau mais souffre souvent de colmatage rapide du matériau filtrant et de coûts énergétiques élevés.

Pour y remédier, l'application de procédés de traitement hybrides, combinant les avantages des deux techniques (EC – Filtration), constitue une solution alternative prometteuse pour réduire efficacement la couleur et la charge polluante des effluents industriels, et favoriser la réutilisation durable des eaux épurées.

Le travail présenté dans cette étude est structuré en quatre chapitres :

- Le premier chapitre propose une revue approfondie des sources de pollution, en mettant l'accent sur les effluents industriels, notamment les colorants, leurs impacts environnementaux et les principales technologies de traitement utilisées.
- Le deuxième chapitre est consacré aux procédés d'électrocoagulation et de filtration en mettant en évidence leurs principes de fonctionnement et leurs performances.
- Le troisième chapitre décrit le matériel et les méthodes utilisés, les conditions expérimentales, ainsi que les méthodes de calcul employées.
- Le quatrième chapitre est dédié à la présentation et la discussion des résultats obtenus.

Une conclusion générale résumant les principaux résultats obtenus, suivie par des perspectives visant l'amélioration du travail actuel.

Chapitre I

Les eaux usées industrielles

Chapitre I : Les eaux usées industrielles

I.1. Introduction

L'eau est une ressource essentielle pour toutes les formes de vie sur la planète, et la gestion de l'eau est essentielle pour la vie de tous les organismes, notamment pour la gestion des ressources naturelles et en conséquence de la déforestation et de l'effet de serre.

I.2. Définition des eaux résiduaires

L'eau usée est le synonyme de l'eau résiduaire. Les eaux usées domestiques se composent des eaux vannes d'évacuation des toilettes, des eaux ménagères d'évacuation des cuisines et salles de bains [1]. Une eau usée non traitée désigne des eaux d'égout qui n'ont pas subi de transformation physique ou chimique visant à enlever les déchets solides et les contaminants. Ces eaux peuvent causer des problèmes de pollution comme la propagation de produits chimiques toxiques, de bactéries porteuses de maladies et la prolifération d'algues.

I.3. Composition des eaux usées

Les eaux usées sont théoriquement composées de 99% d'eau et de 1% de matières en suspension colloïdales et dissoutes. Bien que la composition exacte des eaux usées varie naturellement entre différentes sources et au fil du temps, l'eau demeure de loin son constituant principal.

Les eaux usées domestiques et municipales sont susceptibles de contenir des charges bactériennes élevées, bien que la plupart des bactéries présentes dans les matières fécales humaines ne soient pas pathogènes en soi. Toutefois, lorsqu'une infection se produit, un grand nombre de microorganismes pathogènes (tels que les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes) sont répandus dans l'environnement par les matières fécales.

Les eaux usées issues d'activités industrielles et minières ainsi que de la gestion des déchets solides (par exemple le lixiviat des sites de décharge), peuvent également contenir des composés organiques toxiques tels que les hydrocarbures, les biphényles-polychlorés (BPC), les polluants organiques persistants (POP), les composés organiques volatils (COV) et les solvants chlorés. De très petites quantités de certains composés organiques peuvent contaminer d'importantes quantités d'eau [2,3].

Les conséquences du rejet d'eaux usées non traitées ou traitées de façon inadéquate peuvent être classées en trois catégories :

- Les effets indésirables sur la santé associés à une réduction de la qualité de l'eau.
- Les effets environnementaux négatifs en raison de la dégradation des ressources en eau et des écosystèmes.
- Les effets potentiels sur les activités économiques.

I.4. Origine des eaux usées

Selon l'origine des eaux usées, quatre grandes catégories sont distinguées [3-5]:

- Les eaux usées domestiques
- Les eaux pluviales
- Les eaux agricoles
- Les eaux usées industrielles.

I.4.1. Les eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques se composent des eaux de vannes d'évacuation des toilettes, des eaux ménagères d'évacuation des cuisines et salles de bains.

Les déchets présents dans ces eaux souillées par des matières organiques dégradables et des matières minérales. Ces substances sont sous forme dissoute ou en suspension. Les réseaux d'eaux usées aboutissent à des stations d'épuration où les eaux sont traitées

Elles proviennent essentiellement :

- Des eaux de cuisine qui contiennent des matières minérales en suspension provenant du lavage des légumes, des substances alimentaires à base de matières organiques (glucides, lipides, protides) et des produits détergents utilisés pour le lavage de la vaisselle et ayant pour effet la solubilisation des graisses ;
- Des eaux de buanderie contenant principalement des détergents ;
- Des eaux de salle de bain chargées en produits utilisés pour l'hygiène corporelle, généralement des matières grasses hydrocarbonées ;
- Des eaux de vanne qui proviennent des sanitaires (WC), très chargées en matières organiques hydrocarbonées, en composés azotés, phosphatés et microorganismes.

I.4.2. Les eaux usées pluviales

Ce sont les eaux de ruissellement (eaux pluviales, eaux d'arrosage des voies publiques, eaux de lavage des caniveaux, des marchés et des cours).

Les eaux qui ruissellent sur les toitures, les cours, les jardins, les espaces verts, les voies publiques et les marchés entraînent toute sortes de déchets minéraux et organiques : de la terre, des limons, des déchets végétaux, etc… et toute sortes de micropolluants (hydrocarbures, pesticides, détergents…etc.

I.4.3. Les eaux usées agricoles

Ce sont des eaux qui ont été polluées par des substances utilisées dans le domaine agricole. Dans le contexte d'une agriculture performante et intensive, l'agriculteur est conduit à utiliser divers produits d'origine industrielle ou agricole dont certains présentent ou peuvent présenter, des

risques pour l'environnement et plus particulièrement pour la qualité des eaux. Il s'agit principalement :

- Des fertilisants (engrais minéraux du commerce ou déjections animales produites ou non sur l'exploitation).
- Des produits phytosanitaires (herbicides, fongicides, insecticides, …).

I.4.4. Les eaux usées industrielles

Les eaux résiduaires d'origine industrielle ont généralement une composition plus spécifique et directement liée au type d'industrie considérée. Indépendamment de la charge de la pollution organique ou minérale, de leur caractère putrescible ou non, elles peuvent présenter des caractéristiques de toxicité propres liées aux produits chimiques transportés.

Tous les rejets résultant d'une utilisation de l'eau autre que domestique sont qualifiés de rejets industriels. Cette définition concerne les rejets des usines, mais aussi les rejets d'activités artisanales ou commerciales. Ces eaux ont une grande variété et peuvent être toxiques pour la vie aquatique, ou pour l'homme. Les eaux résiduaires sont celles qui ont été utilisées dans des circuits de réfrigération, qui ont servi à nettoyer ou laver des appareils, des machines, des installations, des matières premières ou des produits d'une usine, elles peuvent contenir des substances chimiques utilisées au cours des fabrications. Les liquides résiduaires sont des liquides résultant des fabrications ; c'est le cas des solutions de produits chimiques, des solutions de sous-produits, ou le cas des liquides acides provenant de la vidange des cuves de décapage des métaux [6].

I.5. L'industrie de traitement de surface

I.5.1. Préparation de la surface d'un matériau

La surface d'une pièce industrielle est toujours souillée par différents polluants : les pollutions organiques (huiles, graisses...) et les composés métalliques (oxydes, nitrure, carbures…). Il s'agira donc de passer d'une surface métallique polluée à une surface physiquement et chimiquement propre en éliminant la couche souillure. Le processus de préparation comporte les opérations suivantes [5] :

- Dégraissage
- Décapage
- Fluxage.

a) Le dégraissage

C'est l'une des opérations qui déterminent la qualité de la galvanisation. Le but est d'enlever les graisses, les huiles, le lubrifiant et les traces des manipulations précédentes. Elle confère un caractère hydrophobe à l'interface et qui gêne la suite des opérations de celle-ci (couche graisseuse) sur le métal ou plus précisément à rompre la liaison huile-oxyde métallique. Cette

opération est nécessaire pour avoir un bon décapage. Le dégraissage peut se faire par plusieurs façons :

- Dégraissage solvant
- Dégraissage en phase aqueuse.

b) Le décapage

Est un procédé qui consiste à éliminer une couche de matière déposée (volontairement ou non) sur la surface d'une autre matière (appelée le substrat). Selon le contexte, il s'agit d'enlever des couches de peinture, vernis, cire, pigments ou des traces de corrosion (ou d'oxydation) sur une surface. Le décapage peut être réalisé par des techniques mécaniques, chimiques ou thermiques. A titre d'exemple, le décapage par voie humide est effectué par immersion dans une solution d'acide chlorhydrique (HCl) dilué à température ambiante (concentration 120 à 210 g/L). Il a comme avantages de donner des chlorures de fer très solubles, un bon aspect de surface satiné et de ne provoquer qu'un faible risque de fragilisation du métal. Le décapage se fait aussi par l'acide sulfurique mis en œuvre à 70-80 C°. Cette méthode est moins utilisée car elle nécessite un chauffage et une extraction rigoureuse des vapeurs acides toxiques.

c) Fluxage

Il évite à l'acier de se ré-oxyder entre la sortie du décapage et l'entrée dans le bain de zinc. Le fluxage a trois objectifs :

- le premier est la dissolution des oxydes de fer reformés à la surface au cours des rinçages
- le second est la protection de la surface des pièces par un film de flux qui évite l'oxydation
- le dernier objectif est d'assurer une bonne mouillabilité par le zinc fondu.

Le bain de fluxage est composé de chlorure de zinc et de chlorure d'ammonium sous forme de sel double $ZnCl_2$, $2(NH_4Cl)$ de concentration comprise entre 300 à 700g/L. Pendant l'immersion de l'acier dans ce flux, il se forme une fine couche qui protège l'acier de l'oxydation en attendant qu'il soit en contact avec le zinc chaud. La couche de flux fond, ce qui garantit un excellent contact et permet aussi également de favoriser la réaction métallurgique Fer/Zinc, lors de l'immersion de la pièce dans le bain de zinc. Après fluxage, les pièces sont séchées à une température de 120C° dans une étuve pour former une pellicule de flux à la surface du métal. Ce séchage doit être complet pour éviter des projections de zinc liquide lors de l'introduction des pièces dans le bain

I.5.2. Galvanisation

La galvanisation est le processus de revêtement de certains métaux, tels que le fer, l'acier, avec une légère couche protectrice de zinc ou d'alliage de zinc. Cette couche protège les métaux de la corrosion. Le zinc aide à prévenir la corrosion car il réagit plus facilement avec de nombreux produits chimiques qu'avec le fer. Par exemple, lorsque le fer réagit avec l'oxygène de l'air, il forme de l'oxyde de fer.

a) Galvanisation à chaud

La galvanisation à chaud est un procédé très ancien qui consiste à revêtir et à lier de l'acier avec du zinc, en immergeant l'acier dans le bain de zinc en fusion à 450 C° [6].

b) Description du procédé galvanisation

Le respect des différentes opérations de traitement de surface décrites ci-dessus, a permis d'obtenir une surface propre favorable à une bonne réaction fer-zinc, donc prête à être galvanisée par immersion dans le bain de zinc fondu. La durée de cette immersion varie suivant le volume de la pièce à galvaniser et peut prendre entre 3 et 15 minutes. Pendant l'immersion dans le bain de zinc, l'acier prend progressivement la température du zinc (450 C°). Lors de la création de cet équilibre thermique, l'acier est sorti lentement du bain. Il n'y a pas qu'un simple entraînement de zinc qui se solidifie à la surface de l'acier, mais également une réaction chimique (métallurgique) de diffusion entre le zinc et le fer, et formation de plusieurs couches d'alliage zinc-fer qui se produit pendant l'immersion dans le bain de zinc. Les différentes couches sont désignées par les lettres grecques utilisées dans le diagramme d'équilibre fer-zinc. Leur teneur en zinc est de plus en plus élevée au fur et à mesure que l'on se rapproche de la surface du revêtement. La dureté des composés fer-zinc est plus élevée que celle de l'acier de base, confère au revêtement une résistance au frottement et à l'abrasion très intéressante.

c) Paramètres de la galvanisation

Les résultats obtenus lors de la galvanisation à chaud ne dépendent pas uniquement de l'état de surface de l'acier, qu'on vient de voir, mais aussi de la manière du déroulement de la galvanisation. Les principaux paramètres sont : la composition et la température du bain, la durée et la vitesse d'immersion.

I.5.3. Traitement de surface

Terme général désignant une modification structurelle superficielle des surfaces ; la modification de la structure n'étant pas en général homogène suivant l'épaisseur et étant caractérisée par :

- Un effet thermique : traitement thermique de surface.
- Diffusion d'un métal ou d'un métalloïde : traitement d'apport.
- Formation d'un composé nouveau : traitement de conversion.

Donc, en plus recouvrement métallique, il est possible de distinguer les traitements par conversion, par transformation structurale et ceux par diffusion [7,8].

a) Traitement par conversion

Ces traitements ne conduisent pas à un revêtement proprement dit, mais à une modification structurale en surface du substrat. Dans ce type de traitement, deux grandes familles peuvent être distinguées.

- ***Les conversions électrochimiques*** : ces procédés s'appuient sur une opération d'électrolyse permettant d'augmenter une couche d'oxyde (ou d'hydroxyde) parfaitement adhérente. C'est le cas des procédés par anodisation où le métal de base est placé en position d'anode et celui des colorations des aciers inoxydables [2]. Ce dernier procédé, qui est en cours de développement, permet d'obtenir des revêtements d'un bel aspect esthétique pour applications en architecture.
- ***Les conversions chimiques*** : ces procédés sont très utilisés car ils sont rapides, peu coûteux et faciles à mettre en œuvre, à savoir la phosphatation et la chromisation.

b) Traitement par transformations structurales

Dans ce type de traitement il n'y a pas de matériau d'apport. Seule la structure métallurgique en surface de la pièce est modifiée soit mécaniquement ; soit thermiquement et à ce titre, les applications sont essentiellement d'ordre mécanique et restent marginales pour leurs applications anticorrosion.

c) Traitement par diffusion

Le matériau d'apport (métal ou métalloïde) diffuse dans le substrat, modifie sa composition et forme éventuellement des composés. L'objectif principal de ce type de traitement concerne l'amélioration des propriétés de contact (usure, frottements) et de résistance à la fatigue ou à la corrosion.

I.6. Rejets industriels textiles

I.6.1. Présentation de l'industrie textile

L'industrie textile rassemble de très nombreux métiers tout au long d'une chaîne de transformation partant de matières fibreuses jusqu'à des produits semi-ouvragés ou entièrement manufacturés.

La première étape consiste en la transformation de matières premières issues de fibres naturelles, artificielles ou synthétiques en fils. Les métiers associés sont la filature, le guipage, le moulinage ou encore la texturation.

A partir des fils unidimensionnels, les techniques de tissage et de tricotage permettent d'obtenir des surfaces textiles bidimensionnelles (voire tridimensionnelles). Ces surfaces sont alors très souvent ennoblies pour leur donner de la couleur (teinture, impression) ou des propriétés particulières (apprêts chimiques, apprêts mécaniques, enduction, contre-collage, etc.) [9].

I.6.2. Identification des principaux procédés et rejets associés

Dans l'industrie textile, on peut trouver comme activités :

- La préparation de la laine (délainage, lavage, séchage, cardage, peignage) avant la filature
- La filature du coton, du lin, de la laine ou encore de fibres synthétiques

- Le tissage ou le tricotage ou encore la technique des non-tissés (fabrication à partir de fibres synthétiques artificielles ou naturelles, formation de la nappe par un procédé par voie sèche ou humide, puis consolidation mécanique, chimique ou thermique puis séchage)
- L'ennoblissement : tout ce qui confère au textile son aspect final : blanchiment, teinture, impression….

Toutes ces activités sont à l'origine de rejets liquides et/ou gazeux. Toutefois l'activité la plus polluante est l'ennoblissement [9].

I.7. Les colorants textiles

Les matières colorantes se caractérisent par leur capacité à absorber les rayonnements lumineux dans le spectre visible (de 400 à 700 nm). Tous les composés répondants à cette définition se différencient par leur structure chimique, organique ou inorganique, ou par leur origine, naturelle ou synthétique. Cependant, la distinction faite entre les colorants et les pigments est bien plus importante puisqu'elle tient compte de l'interaction entre la matière colorante et le substrat. Les pigments ont la particularité d'être insolubles dans le milieu où ils sont appliqués, ce qui nécessite de faire appel à des produits auxiliaires, comme certains polymères dans la peinture, pour assurer la cohésion avec le support. En revanche, les colorants doivent présenter vis-à-vis des matériaux à teindre, tels que les textiles, le cuir, le papier, une certaine affinité qui se traduit par une montée progressive, suivie d'une fixation de la substance colorante sur le substrat [10].

I.7.1. Utilisation des colorants

L'industrie des colorants constitue un marché économique considérable car de nombreux produits industriels peuvent être colorés, principalement :

- Pigments (industrie des matières plastiques)
- Encre, papier (imprimerie)
- Colorants alimentaires (industrie agro-alimentaire)
- Pigments des peintures, matériaux de construction, céramiques (industrie du bâtiment)
- Colorants capillaires (industrie des cosmétiques)
- Colorants et conservateurs (industrie pharmaceutique)
- Carburants et huiles (industrie automobile, ...)
- Colorants textiles à usage vestimentaire, de décoration, du bâtiment, du transport …
- Colorants textiles à usage médical [11].

I.7.2. Nature des colorants

Il existe deux grandes classes de colorants, en l'occurrence les colorants naturels et les colorants synthétiques.

I.7.2.1. Colorants naturels

Dès 1500 avant notre ère, les Égyptiens réalisèrent des teintures avec le safran (jaune), le pastel (bleu), la garance (rouge), l'indigo et la pourpre. Dès lors, la majorité des colorants utilisés sont d'origine végétale, extraits des plantes, des arbres ou des lichens, ou bien d'origine animale, extraits des insectes comme le kermès et la cochenille ou des mollusques comme la pourpre, ou bien encore dans les micro-organismes. Cependant, le nombre de colorants naturels n'a jamais excédé quelques dizaines. Les colorants naturels sont extraits des éléments naturels par des procédés simples comme le chauffage ou le broyage. Parmi l'ensemble de ces colorants naturels, on distingue deux catégories : les colorants à mordant et les colorants de cuve [12].

- **Les colorants à mordant** : ils se caractérisent par la présence dans leur molécule de groupes hydroxyles, souvent en position voisine des groupes cétoniques, ce qui permet de former des complexes insolubles avec des sels métalliques (le mordant) d'aluminium, de fer, d'étain, de zinc et de chrome.

Le complexe insoluble colorant-mordant se développe à l'intérieur de la fibre, ce qui conduit à une teinture solide. La gaude, la garance, le kermès et la cochenille figurent dans cette catégorie.

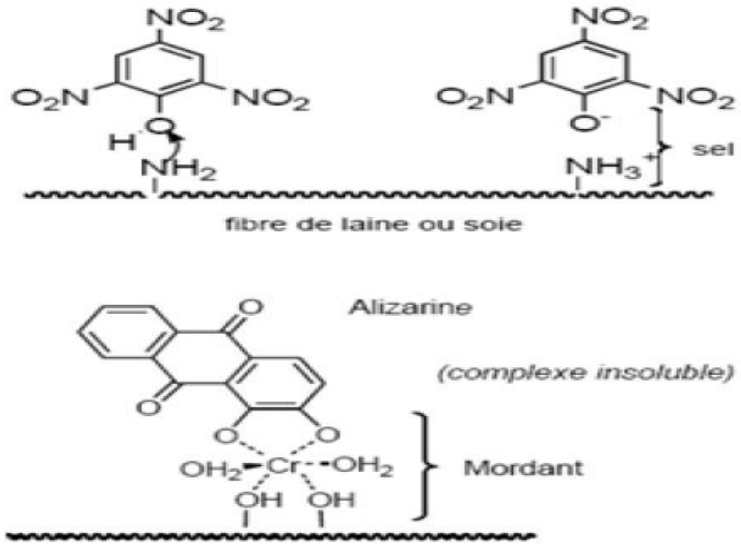


Figure I.1 : Exemple de la structure des colorants à mordant

- **Les colorants de cuve :** ces colorants sont insolubles dans l'eau, il faut tout d'abord les dissoudre en réalisant une réduction du colorant dans une solution alcaline : la cuve. L'indigo et la pourpre sont des colorants de cuve.

Aujourd'hui, l'importance économique des colorants naturels a beaucoup diminué, on ne les utilise plus dans l'industrie textile, du cuir et du papier, que pour des traitements spéciaux. Ils restent en revanche, très utilisés dans les produits alimentaires, cosmétiques et pharmaceutiques [12].

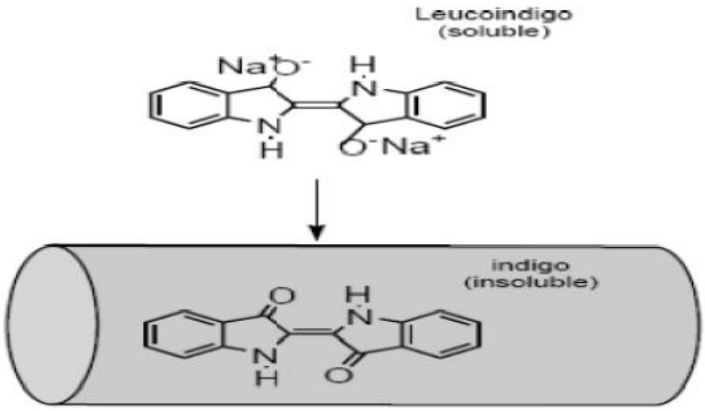


Figure I.2 : Exemple de la structure des colorants de cuve

I.7.2.2. Colorants synthétiques

Ce sont des composés ayant comme matières premières des molécules telles que le benzène, issu de la distillation de la houille. C'est grâce à une série de procédés chimiques, qui correspondent en général à la substitution d'un ou plusieurs atomes d'hydrogène du produit de départ par des éléments ou des radicaux particuliers, que sont fabriqués les intermédiaires. Ces derniers serviront à la fabrication du colorant final. Les colorants synthétiques dont les propriétés peuvent être précisément adaptés à leur utilisation, dominent aujourd'hui le marché [12].

I.7.3. Classification chimique des colorants

Le classement des colorants selon leur structure chimique repose sur la nature du groupe chromophore. Les classes chimiques les plus utilisées dans les colorants textiles sont principalement les colorants azoïques, les colorants anthraquinoniques et les phtalocyanines.

a) Les colorants azoïques

Les colorants azoïques sont caractérisés par la présence au sein de la molécule d'un groupement azoïque (-N=N-) reliant deux noyaux benzéniques. Cette catégorie de colorant est actuellement la plus répandue sur le plan de l'application, puisqu'ils représentent plus de 50 % de la production mondiale de matières colorantes [12,13]. Les colorants azoïques se répartissent en plusieurs catégories : les colorants basiques, acides, directs et réactifs solubles dans l'eau, et les azoïques dispersés et à mordant non-ioniques insolubles dans l'eau. On estime que 10 à 15 % des quantités initiales sont perdues durant les procédures de teinture et sont évacuées sans traitement préalable dans les effluents [13]. Or ces composés organiques cancérigènes sont réfractaires aux procédés de traitements habituellement mis en œuvre, et sont très résistants à la biodégradation.

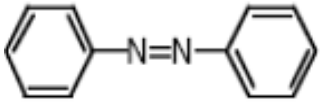


Figure I.3 : Exemple de la structure des colorants azoïques

b) Les colorants anthraquinoniques

D'un point de vue commercial, ces colorants sont les plus importants après les colorants azoïques. Leur formule générale dérivée de l'anthracène montre que le chromophore est un noyau quiconque sur lequel peuvent s'attacher des groupes hydroxyles ou amines.

Ils sont synthétisés par substitution d'atomes d'H_2 par des groupements hydroxyles (-OH) et aminos (-NH_2). On obtient des composés de toutes les teintes. A titre d'exemple, le rouge alizarine (dont la structure a été déterminée par C. Graebe et G. Lierbermann en 1869) s'obtient par substitution de 2 hydrogènes par 2 groupements OH [13].

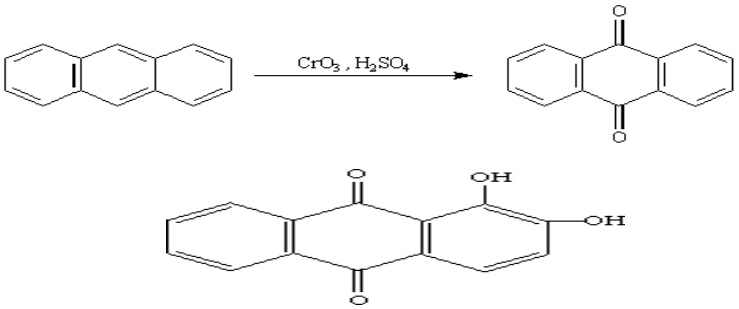


Figure I.4 : Exemples de la structure des colorants anthraquinoniques

c) Les phtalocyanines

Les phtalocyanines ont une structure complexe possédant un atome métallique central. Les colorants de ce groupe sont obtenus par réaction du dicyanobenzène en présence d'un halogénure métallique (Cu, Ni, Co, Pt, …).

Ci-après la formule du phtalocyanine de cuivre.

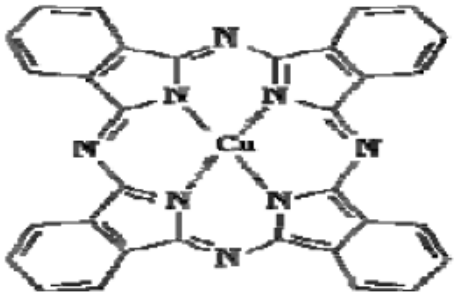


Figure I.5 : Structure du colorant phtalocyanine de cuivre

I.7.4. La teinture

La teinture est un procédé qui implique une interaction entre le colorant et la fibre, et le résultat dépend de cette combinaison. On distingue deux processus de coloration :

- **Le processus direct :** les fibres sont plongées dans le bain de teinture.
- **Le processus indirect :** on travaille la fibre ou on ajoute des composés de différentes natures avant de mettre en contact fibre et colorant.

I.7.5. Les fibres textiles

Elles sont classées en trois grandes catégories.

- Les fibres naturelles d'origine végétale (coton, lin, chanvre).
- Les fibres artificielles obtenues par transformations de matières premières naturelles (viscose).
- Les fibres synthétiques, obtenues par synthèse chimique, le plus souvent à partir de dérivés du pétrole (nylon, polyamide, polyester ...).

Tableau I.1: Taux de fixation sur textile pour les différentes classes de colorants [11]

Classes de colorant	Fixation (%)	Fibres utilisées
Acide	80 – 93	Laine, nylon
Azoïque	90 – 95	Cellulose
Basique	97 – 98	Acrylique
De cuve	80 – 95	Cellulose
Direct	70 – 95	Cellulose
Dispersé	80 – 92	Synthétique
Réactif	50 – 80	Cellulose
Soufré	60 – 70	Cellulose

D'après le tableau (I.1), nous voyons que le taux de fixation n'atteint pas toujours les 100 %. Les colorants qui ont un taux de fixation élevé sont les colorants dispersés (80 – 92 %) et basiques (97-98%), ce sont les plus utilisés dans l'industrie textile.

I.7.6. Impact des colorants sur l'environnement et la santé

L'utilisation des colorants peut entrainer des dangers soit sur l'environnement ou bien sur l'être humain.

a) Sur l'environnement

La production et l'utilisation des colorants naturels sont beaucoup moins polluantes que celle de la plupart des colorants et pigments de synthèse qui génèrent, des sous-produits nocifs, lorsque ces rejets sont déversés directement dans le milieu naturel sans aucun traitement spécifique des constituants toxiques.

Ces colorants sont pour la plupart synthétiques et représentent aujourd'hui un large groupe de composés chimiques. La production mondiale de ces colorants de synthèse est évaluée à 700000 tonnes/an. Une partie de ces colorants, approximativement 140000 tonnes/an, sont rejetées lors des étapes de fabrication et coloration des tissus. Les industries textiles, et plus particulièrement les phases de teinture et d'ennoblissement utilisent principalement des produits chimiques,

nuisibles pour la santé, comme certains colorants azoïques cancérigènes, et engendrent une pollution des eaux de surface et des nappes phréatiques. L'hétérogénéité de la composition des produits utilisés pour teindre fait qu'il est extrêmement difficile d'atteindre des niveaux de pollution satisfaisants, c'est-à-dire, les seuils imposés par les normes environnementales, après traitement par les techniques utilisées.

b) Sur la santé : sont dus à certaines capacités de ces colorants qui peuvent :

- Être mutagènes
- Être génotoxiques
- Entraîner des cancers de la thyroïde
- Entraîner des tumeurs des glandes surrénales
- Contenir des substances cancérigènes
- Avoir des actions sur le système nerveux central
- Inhibition ou déficit de certaines enzymes
- Augmentation de la perméabilité intestinale.

I.7.7. Nécessité de traiter les effluents textiles

Au cours des différentes étapes de teinture, des quantités plus ou moins importantes de colorants sont perdues par manque d'affinité avec les surfaces à teindre ou à colorer. Ces rejets organiques sont toxiques et nécessitent une technique de dépollution adaptée.

Le traitement des rejets textiles, compte tenu de leur hétérogénéité de composition, conduira toujours à la conception d'une chaîne de traitement assurant l'élimination des différents polluants par étapes successives. La première étape consiste à éliminer la pollution insoluble par l'intermédiaire de prétraitements (dégrillage, dessablage, déshuilage.) et/ou de traitements physiques ou physico-chimiques assurant une séparation solide/liquide.

I.7.8. Législation sur l'environnement

Vus le grand danger que pose l'industrie textile et l'utilisation des colorants dans notre vie quotidienne sur l'environnement et notre santé, l'Algérie à l'instar de tous les pays européens a mis une réglementation stricte N°06-141 sur les rejets des effluents textiles dans le milieu hydrique.

I.8. Paramètres de pollution des eaux usées

I.8.1. Définition de la pollution

On appelle pollution une dégradation ou une altération de l'environnement, en général liée à l'activité humaine par diffusion directe ou indirecte de substances chimiques, physiques ou biologiques qui sont potentiellement toxiques pour les organismes vivants ou qui perturbent de manière plus ou moins importante le fonctionnement naturel des écosystèmes. Outre ses effets sur

la santé humaine et animale, elle peut avoir pour conséquences la migration ou l'extinction de certaines espèces qui sont incapables de s'adapter à l'évolution de leur milieu naturel.

Selon la Directive Européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000, la pollution est définie comme étant une *"Introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substance ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres, qui entrainent des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier "*.

La pollution est en général un sous-produit de l'activité humaine qui peut toucher l'atmosphère, le sol ou les eaux. Elle peut affecter la santé humaine, l'eau de consommation, l'eau de baignade, la production agricole, les espèces animales ou végétales, la beauté des paysages, etc. [4].

I.8.2. Paramètres organoleptiques

a) Couleur

Une eau pure observée sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair car les longueurs d'onde courtes sont peu absorbées alors que les grandes longueurs d'onde (rouge) sont absorbées très rapidement.

La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration [4].

b) Odeur

Les eaux résiduaires industrielles se caractérisent par une odeur. Toute odeur est pollution qui est due à la présence de matières organiques en décomposition.

I.8.3. Paramètres physiques

a) Température

La température de l'eau influe sur beaucoup d'autres paramètres. C'est en premier lieu le cas pour l'oxygène dissous (dioxygène) indispensable à la vie aquatique en premier lieu à la respiration des poissons. En effet plus la température de l'eau s'élève, plus sa quantité maximum d'oxygène dissous diminue.

b) La turbidité

C'est un paramètre, qui varie en fonction des composés colloïdaux (argiles, débris de roche, micro-organismes, …) ou aux acides humiques (dégradation des végétaux) mais aussi pollutions qui troublent l'eau. Avec un turbidimètre on mesure la résistance qu'elle oppose par l'eau au passage

de la lumière pour lui donner une valeur. L'unité de mesure est le NTU (Nephelometric Turbidity Unit).

- NTU < 5 ⇒ Eau claire
- NTU < 30 ⇒ Eau légèrement trouble
- NTU > 50 ⇒ Eau trouble.

c) Les matières en suspension (MES)

On appelle matières en suspension les très fines particules en suspension (sable, argile, produits organiques, particules de produits polluant, micro-organismes,) qui donnent un aspect trouble à l'eau, (turbidité) et s'opposent à la pénétration de la lumière nécessaire à la vie aquatique. En trop grande quantité elles constituent donc une pollution solide des eaux.

d) Les matières volatiles en suspension (MVS)

Les matières volatiles en suspensions sont celles qui sont susceptibles d'être volatilisées par test de laboratoire à une température de 550° C. Les MVS sont généralement assimilées aux matières organiques en suspension. Les MVS se mesurent en mg/L.

e) Les matières minérales sèches (MMS)

Elles représentent la différence entre les matières en suspension (MES) et les matières volatiles en suspension (MVS) et correspondent à la présence de sel et de silice.

f) Les matières décantables

Leur mesure donne la quantité de solides non dissous présents dans l'eau. Pendant 30 minutes on laisse un échantillon d'eau au repos déposer dans un cône d'Imhoff. Ceci permet de mesurer la quantité de sédiments en mg/L.

g) Conductivité

La mesure de la conductivité électrique d'une eau s'effectue à l'aide d'un conductimètre. La mesure de la conductivité est un moyen assez simple de détection d'une anomalie indiquant la présence probable d'une pollution, par comparaison de la valeur mesurée avec celle que l'on était en droit d'attendre (par exemple la conductivité locale moyenne d'un cours d'eau). Elle peut permettre de localiser un apport de pollution. Elle est mesurée en µS/cm ou mS/cm (micro ou millisiemens par cm).

I.8.4. Paramètres chimiques [4,7]

a) Potentiel d'hydrogène pH

Ce paramètre, qui se mesure sur le terrain avec terrain avec des bandelettes test ou un appareil (pH-mètre), donne le degré d'acidité ou d'alcalinité d'une eau. Le pH est le reflet de la concentration d'une eau en ions H^+ : pH = - log [H^+].

L'eau des cours d'eaux avoisine en général la neutralité représentée par un pH de 7. Le pH doit être compris entre 6 et 8 pour permettre la vie aquatique.

b) Demande biochimique en oxygène (DBO_5)

La DBO ou Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours, représente la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes pour oxyder (dégrader) l'ensemble de la matière organique présente dans un échantillon d'eau maintenu à 20°C, à l'obscurité, pendant 5 jours. Le résultat est donné en mg d'O_2/L.

c) Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité consommée par les matières oxydantes présentes dans l'eau, quelle que soit leur origine organique ou minérale.

La mesure de la DCO est surtout utilisée pour la surveillance des eaux usées urbaines et industrielles. La DCO est mesurée en mg d'O_2/L.

d) Rapport DCO/DBO_5

La DBO_5 d'une eau de surface non polluée varie entre 2 et 20 mg/L. Les mesures qui vont au-delà indiquent alors que l'eau est polluée. Le rapport DCO / DBO_5 donne un indice sur la provenance et l'origine de la pollution organique.

* Les mesures se rapprochant de 1 du rapport DCO / DBO_5 une très bonne biodégradabilité (lait, Yaourt).
* de 1.5 à 2 : Effluents d'industries agroalimentaires (meilleure biodégradabilité).
* de 2 à 3 : Effluents urbaines domestiques.
* > 3 à 4 : Effluents plus ou moins difficilement biodégradable (industrie).

La relation empirique de la matière oxydable en fonction de la DBO_5 et la DCO est donnée par l'équation suivante :

$$\mathbf{MO = (2DBO_5 + DCO) / 3}$$

e) La biodégradabilité

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans les processus d'épuration biologiques des eaux. Elle est exprimée par un coefficient *K*, tel que : $\mathbf{K = DCO/DBO_5}$.

- Si K < 1.5, cela signifie que les matières oxydables sont constituées en grande partie de matières fortement biodégradables.
- Si 1.5 < K < 2.5, cela signifie que les matières oxydables sont moyennement biodégradables.
- Si 2.5 < K< 3, les matières oxydables sont peu biodégradables.
- Si k > 3, les matières oxydables sont non biodégradables.

Un coefficient *K* très élevé traduit la présence dans l'eau d'éléments inhibiteur de la croissance bactérienne, tels que : les sels métalliques, les détergents, les phénols, les hydrocarbures… etc.

La valeur du coefficient *K* détermine le choix de la filière de traitement à adopter. Si l'effluent est biodégradable on applique un traitement biologique, sinon on applique un traitement physico-chimique.

f) Carbone total organique (COT)

Détermine des propriétés variables du carbone organique dissous et particulaire, du carbone organique provenant de substances volatiles et du carbone minéral dissous. Sa mesure est réalisée par un analyseur de CO_2 à infrarouge après combustion catalytique à haute température de l'échantillon.

g) Oxygène dissous

La présence d'oxygène dans l'eau est indispensable à la respiration des êtres vivants aérobies aquatiques. En dessous d'un certain seuil de concentration en oxygène c'est l'asphyxie des poissons. L'oxygène de l'eau permet également le processus d'oxydation des matières organiques (autoépuration), mais cette décomposition appauvrit le milieu aquatique en oxygène.

h) L'azote

Dans les eaux usées domestiques, l'azote est sous forme organique et ammoniacale.

En plus de la toxicité de la forme ammoniacale et nitrique, l'azote intervient dans le phénomène de l'eutrophisation. Donc, sa caractérisation et sa quantification sont primordiales pour les rejets liquides dans le milieu naturel.

Les formes de l'azote dans les eaux usées sont :

- **L'azote total de Kjeldahl (NTK)**

  L'azote Kjeldahl = Azote ammoniacal + Azote organique. Une concentration élevée en azote Kjeldahl permet d'évaluer le niveau de pollution.

- **Les nitrates (NO_3^-)**

  Les nitrates des eaux souterraines et des cours d'eau proviennent principalement d'origine agricole en raison du recours aux engrais azotés. En second lieu des rejets des stations d'épurations (transformation de la matière organique en nitrates). Certaines installations sont complétées par des traitements de dénitrification avant rejet.

  Du milieu naturel, pour 3 et 7 mg/L, seulement une quantité suffisante pour nourrir la vie aquatique des cours d'eau. Au-delà de cette valeur, c'est l'indigestion, le développement des algues, l'eutrophisation …

  Les nitrates posent problème en raison de leur trop grande introduction dans les eaux par l'agriculture industrielle. Les résultats d'analyse exprimés en mg/L de NO_3^-. Il faut diviser par 4.43 le poids des nitrates pour déterminer le poids d'Azote contenu par ces mêmes nitrates.

- **Les nitrites (NO_2^-)**

Chez les mammifères, la consommation d'eau chargée de nitrites perturbe la fixation de l'oxygène par l'hémoglobine du sang, d'où la méthémoglobinémie ou la « maladie bleue du nourrisson ». Il ne doit donc pas avoir de nitrites dans l'eau du robinet et très peu de nitrates, car ils peuvent une fois bus se transformer en nitrites. Dans l'estomac, les nitrites, peuvent se transformer en nitrosamines réputées cancérigènes. L'effet de toxicité des nitrites est plus rapide que par celle de l'ammoniaque, car elle entraine la dégradation de l'hémoglobine des globules rouges et l'asphyxie des poissons. On comprend pourquoi la concentration en nitrites ne devrait pas dépasser 1mg /L dans les rejets des stations d'épuration.

i) Le phosphore total

Le phosphore total (P_T) = Phosphore particulaire + Phosphore dissous.

La règlementation, en ce qui concerne le phosphore, ne tient compte que de ce seul paramètre. La quantité de P_T d'une eau s'exprime en mg/L. Le rejet de matières phosphorées est d'environ 4 grammes par habitant et par jour.

j) L'alcalinité (TAC)

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence des hydrogénocarbonates (HCO_3^-), des carbonates (CO_3^{2-}) et hydroxyde (OH^-). On distingue deux types d'alcalinité :

- **Alcalinité à la phénolphtaléine ou le titre alcalimétrique (TA)**

  Le titre alcalimétrique simple (TA) permet de connaitre la teneur complète d'hydrate alcalin (OH) et la moitié des carbonates (CO_3^{2-}) de l'eau.

- **Alcalinité au méthyle orange ou le titre alcalimétrique complet (TAC)**

  Le titre alcalimétrique complet (TAC) permet de connaitre la teneur complète des carbonates, bicarbonate et des hydrates alcalins contenus dans l'eau.

k) Les métaux lourds

Ce sont les métaux (cadmium, mercure, arsenic, plomb, chrome) dont le poids atomique est supérieur à celui du fer (55.845 g/mole).

Ils sont pour certains très dangereux parce que potentiellement toxiques, non-biodégradables et bio-a cumulables dans les chaînes alimentaires. Ils sont principalement d'origine industrielle.

Les métaux lourds se trouvent dans les eaux usées urbaines à l'état de trace. Des concentrations élevées sont en général révélatrices d'un rejet industriel sans aucun doute.

Leur élimination se fait au cours de la phase de décantation, filtration du traitement [14].

I.9. Impact des rejets industriels sur l'environnement

Les eaux résiduaires industrielles sont des mélanges hétérogènes comprenant des constituants insolubles et solubles qui sont classés en fonction des modes de traitement. Elles contiennent de

nombreuses matières toxiques de natures organiques ou minérales représentant, selon les quantités mises en jeu, des dangers de diverses natures pour les milieux récepteurs.

Ces eaux peuvent entraîner des ennuis par [3] :

- Formation de mousses.
- Perturbation de processus biologiques.
- Infiltration (pollution des eaux souterraines).
- Pollution organique, une salinisation, une acidification, une augmentation de la teneur en fer, une coloration, ou un empoisonnement.

L'impact des rejets d'eaux industrielles sur l'environnement peut s'apprécier au regard des élévations de température, des modifications de pH, des modifications de turbidité et des consommations d'oxygène qu'ils peuvent induire dans le milieu, ainsi que des effets spécifiques inhérents à chaque polluant ou groupe de polluants.

I.9.1. Législation sur l'environnement

La protection de l'environnement est devenue ainsi un enjeu économique et politique majeur. Tous les pays du monde sont concernés par la sauvegarde des ressources en eau douce, soit parce qu'ils manquent d'eau, soit parce qu'ils la polluent. La législation sur les rejets d'eaux résiduaires devient de plus en plus stricte. Le tableau (I.2) indique les normes algériennes de quelques rejets liquides industriels. Mais malheureusement dans les pays africains et notamment en Algérie, les conventions qui nous permettent de définir les responsabilités de chacune des parties mise en cause lors du rejet restent une culture très loin à l'application en réalité [4].

Tableau I.2 : Les valeurs limites des paramètres de rejet industriel dans un milieu récepteur (*Journal officiel de la république algérienne N° 26, 23 avril 2006*)

Industrie de ciment, plâtre et chaux			
Paramètres	**Unité**	**Valeurs limites**	**Tolérance aux valeurs limites (Anciennes installations)**
Température	°C	30	30
pH	/	5.5 – 8.5	5.5 – 8.5
DCO	mg/L	80	120
Matière décantable	«	0.5	1
Plomb	«	0.5	1
Cadmium	«	0.07	0.2
Chrome	«	0.1	0.1
Cobalt	«	0.1	0.1
Cuivre	«	0.1	0.3
Nickel	«	0.1	0.5
Zinc	«	2	5

Industrie de textile			
Température	°C	30	30
pH	/	5.5 – 8.5	5.5 – 8.5
DBO_5	mg/L	150	200
DCO	«	250	300
Matière décantable	«	0.4	0.5
Matière non dissoute	«	30	40
Oxydabilité	«	100	120
Permanganate	«	20	25
Industrie de transformation des métaux			
Cuivre	mg/L	1.5	2
Nickel	«	2	2.5
Chrome	«	1.5	2
Fer	«	5	7.5
Aluminium	«	5	7.5
Industrie de tannerie			
DBO_5	mg/L	350	400
DCO	«	850	1000
MES	«	400	500
Chrome total	«	3	4
Industrie de minerais non métallique (Céramique)			
Température	°C	30	30
pH	/	5.5 – 8.5	5.5 – 8.5
DCO	mg/L	80	120
Matière décantable	«	0.5	1
Plomb	«	0.5	1
Cadmium	«	0.07	0.2

I.10. Les techniques de traitement des eaux usées industrielles

La composition des eaux résiduaires industrielles s'apprécie au travers de paramètres physico-chimiques ou biologiques, soit globaux (matières en suspension, demande biochimique en oxygène, demande chimique en oxygène, azote global, phosphore total, turbidité, carbone organique total, etc.), soit spécifiques, tels que, la température, le pH, ou bien la teneur en certains éléments chimiques dont la connaissance présente un intérêt particulier (ce qui est souvent le cas lorsque des substances toxiques sont en jeu). Par suite de cette diversité, corollaire du caractère spécifique de chaque processus industriel, de nombreuses techniques ont été développées pour le traitement des rejets. Seules ou combinées, ces techniques permettent de faire face à plusieurs types de polluants (huiles et graisses, particules en suspension, substances colloïdales, couleur, matière organique non biodégradable, métaux dissous, hydrocarbures, etc.)

Aussi, le choix de la nature et le dimensionnement d'une filière d'épuration résultent toujours d'études techniques préalables réalisées au cas par cas qui incluent des investigations théoriques et, le cas échéant, pratiques (essais sur pilote).

Les opérations unitaires les plus remarquables permettant d'éliminer ces polluants sont la flottation, la décantation, la précipitation, la coagulation-floculation, l'électrocoagulation, la neutralisation, l'adsorption, la filtration et l'oxydation avancée [4,8].

I.10.1. Flottation

Grâce à la flottation, toutes les substances les moins denses que l'eau sont séparées ; c'est le cas des huiles et des graisses. En fonction des concentrations d'huiles et de graisses et de l'espace disponible, il peut être nécessaire d'ajouter dans la partie inférieure d l'équipement un flux d'air. On parvient ainsi à accélérer l'ascension des gouttes d'huiles et des particules de graisse jusqu'à la surface.

I.10.2. Décantation

C'est un procédé utilisé pratiquement dans toutes les stations de traitement des eaux. Elle a pour but d'éliminer les particules en suspension dont la densité est supérieure à celle de l'eau. Les particules s'accumulent au fond du bassin de décantation d'où on les extrait périodiquement. L'eau clarifiée, située près de la surface, est dirigée vers l'unité de filtration. On distingue deux types de matières décantables :

- Les particules grenues, qui conservent les mêmes dimensions au cours de leur chute, elles sédimentent indépendamment les unes des autres avec une vitesse de chute constante.
- Les particules coalescentes s'agglomèrent pendant la sédimentation. On distingue : la décantation diffuse et la décantation en piston.
  - La décantation diffuse : lorsque la concentration en MES est faible ; le floc dispersé décante comme s'il était seul, sa vitesse de chute augmente au fur et à mesure que d'autre particules plus fines s'y agglomèrent.
  - La décantation en piston : lorsque la concentration en MES est élevée, on a une décantation d'ensemble des flocs qui sont freinés au cours de leur chute.

I.10.3. Précipitation

Grâce à la précipitation on parvint à transformer les contaminants, solubles, en d'autres substances insolubles lesquelles sont précipitées. Souvent, la réaction chimique qui permet la formation d'un composé insoluble parvient également à modifier la nature du contaminant, en réduisant sa toxicité. Grâce à ce processus on peut éliminer de l'eau résiduelle des contaminants comme le chrome hexavalent et autres métaux lourds, cyanures, etc.

I.10.4. Coagulation-floculation

Si l'eau résiduelle présente des contaminants de nature colloïdale, il sera nécessaire d'effectuer un processus de coagulation-floculation. Ces particules (d'une taille comprise entre 0,001 et 1 m) présentent une grande stabilité en suspension et il résulte impossible de les séparer par flottaison,

décantation ou filtrage. La cause de cette stabilité est que les colloïdes présentent des charges superficielles électrostatiques du même signe, ce qui provoque l'application de forces de répulsion parmi elles qui les empêche de s'agglomérer pour sédimenter

a) La coagulation

La coagulation est la première étape dans le processus de traitement physico-chimique des eaux, elle consiste essentiellement à neutraliser ou à diminuer la charge électrique et favoriser ainsi le rapprochement des particules en vue de leur agglomération. La coagulation résulte de l'addition de réactifs chimiques dans les dispersions aqueuses afin d'assembler en agrégats plus gros, les fines particules dispersées.

Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules. On peut obtenir cette déstabilisation par :

1) Compression de la couche diffuse

Lorsqu'on rapproche deux particules colloïdales semblables, leurs couches diffuses interagissent et génèrent une force de répulsion (Fig. I.6). Pour vaincre cette force on ajoute un électrolyte qui va créer, au sein de l'eau une force ionique plus élevée qui va contribuer à faire diminuer l'épaisseur de la double couche [4].

L'épaisseur $\boldsymbol{\delta}$ du nuage ionique qui entoure et protège les particules est donnée par la formule de *Debye Huckel* (en nm et à 25°C) :

$$\delta = \frac{\mathbf{0.31}}{\sqrt{\sum \mathbf{C}.\mathbf{Z}^2}}$$

Où :

C : la concentration molaire de chaque espèce.

Z : la valence de l'espèce.

Lorsque l'épaisseur diminue, les particules peuvent se rapprocher d'avantage et les forces d'attraction de Van der Waals vont être supérieures aux forces électrostatiques ce qui va favoriser l'agrégation des particules.

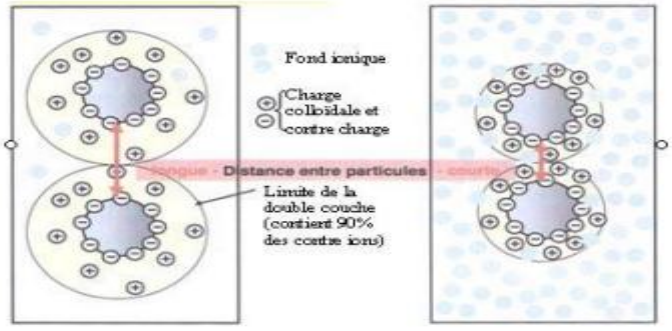


Figure I.6 : Représentation schématique de la compression de la couche diffuse

2) Adsorption et neutralisation des charges

Ce mécanisme repose sur l'ajout suffisant de cations afin de neutraliser la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface [3,14,15]. Par contre, le surdosage de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inverser la charge des particules qui devient alors positive. Les particules seraient ainsi stabilisées du nouveau (Fig. I.7).

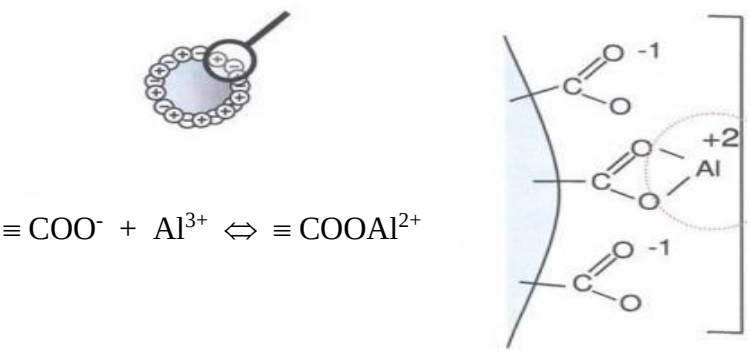


Figure I.7 : Représentation schématique de la neutralisation des charges

3) Emprisonnement des particules dans un précipité

Lorsque des quantités suffisantes de coagulant comme le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3$), ou le chlorure ferrique ($FeCl_3$) sont ajoutées, ils forment un précipité possédant généralement une charge positive. Le pH de l'eau doit se situer dans une plage ou la solubilité des sels est minimale. Le précipité formé, appelé floc, entre en contact avec les particules de charge négative et les emprisonne. Les particules sont ensuite entraînées lors de la décantation. La figure (I.8) montre ce mécanisme.

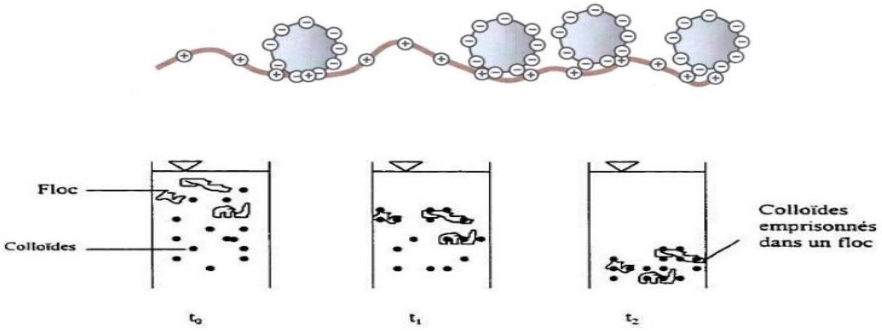


Figure I.8 : Emprisonnement des particules dans les flocs pendant la décantation

4) Adsorption et pontage

L'utilisation de polymères synthétiques ou naturels comme agents déstabilisants dans le traitement des eaux, a montré que l'on obtenait des résultats très encourageants. Ce phénomène par fois inexplicable à l'aide de la théorie de la double couche peut être expliqué par l'adsorption et le

pontage. En effet, il peut se produire l'adsorption de molécules de polymères sur la particule qui conduit à une modification de son état de surface du point de vue des charges entraînant ainsi une variation du potentiel Zêta.

Par ailleurs le pontage, découle du fait que les molécules de polymères, très longues, contiennent des groupements généralement, des polymères qui peuvent s'adsorber sur des particules colloïdales. La molécule du polymère peut ainsi se fixer sur une particule colloïdale à une de ces extrémités, alors que les autres sites sont libres pour « *piéger* » d'autres particules. On dit que les molécules de polymères forment des « *ponts* » entre les particules colloïdales. La figure (I.9) décrit le processus. Il peut y avoir aussi re-stabilisation de la suspension, imputable à une concentration excessive de polymères [3,14,16,17].

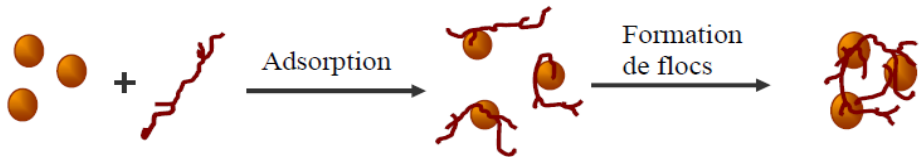


Figure I.9 : Adsorption et pontage à l'aide de polymères

b) La floculation

La floculation est l'agrégation des particules déjà déstabilisées, par collision les unes contre les autres ce qui conduit à la croissance en taille du floc et à la diminution en nombre des particules en solution. Les processus préalables à la floculation sont :

- La coagulation.
- Les oxydations chimiques ou biologiques qui détruisent les colloïdes protégés.
- Le changement des conditions générales, tels que, le pH et la température.
- Et enfin, l'utilisation de réactifs auxiliaires (par exemple : les adjuvants de floculation).

La coagulation demeure l'étape préparatoire la plus importante pour la floculation. Cette dernière peut être provoquée par trois mécanismes :

- Le mouvement brownien : on parlera alors de la floculation péricinétique ; elle est fonction du produit ***KT*** où ***K*** est la constante de Boltzmann et ***T*** est la température absolue de la suspension. Son importance est limitée dès que le diamètre des particules ou des micro-flocs dépasse le micron.
- L'écoulement du fluide donnant naissance à un gradient de vitesse : c'est la floculation orthocinétique.
- Le mouvement relatif des particules dû à la différence de densité entre les particules (cas de la sédimentation) [15].

I.10.5. Neutralisation

La neutralisation consiste à ajuster le pH de l'eau résiduelle. Même si ce peut être un processus indépendant, il est généralement accompagné d'un processus de précipitation.

De nombreux contaminants sont solubles à des pH acides ou pH alcalins et à pH neutres ils changent de forme et leur solubilité se réduit considérablement.

I.10.6. Adsorption

L'adsorption permet que les molécules de contaminant adhèrent en surface et de manière réversible aux particules d'adsorbant. L'absorbant est une matière poreuse qui dispose d'une grande surface spécifique. L'absorbant utilisé communément est le carbone actif, même s'il en existe aussi d'autres très effectifs comme les zéolites, etc. Normalement, lorsque la température augmente on obtient la désorption du contaminant, on dispose de l'adsorbant régénéré pour pouvoir être réutilisé. Grâce à ce processus on peut éliminer des contaminants de l'eau résiduelle comme la couleur, les composés organohalogénés, les métaux lourds, etc. [18].

I.10.7. Filtration

La filtration est la barrière ultime et obligatoire de la filière de traitement des eaux dans la majeure partie des cas. Elle vise à réaliser ou à compléter, à travers un lit filtrant, la réduction des particules en suspension, des coliformes, des virus, des parasites ainsi que la turbidité. C'est le procédé qui consiste à faire passer un liquide qui contient des matières solides en suspension à travers une masse filtrante poreuse pour retenir les particules en suspension. Les filtres à sables nécessitent des caractéristiques et des mesures spéciales [14].

I.10.8. Oxydation avancée

Les processus chimiques d'oxydation avancée utilisent des réactifs oxydants afin d'éliminer les contaminants. Ces réactifs sont généralement de l'ozone, du peroxyde d'hydrogène, de l'hypochlorite, du réactif Fenton, de la radiation ultraviolette et du peroxyde d'hydrogène entre autres. On utilise les uns ou les autres en fonction des caractéristiques de l'eau résiduelle [18].

I.10.9. Électrocoagulation

L'électrocoagulation consiste en la déstabilisation des colloïdes, mais au lieu d'être provoquée par l'ajout d'un agent coagulant, elle se produit par l'action d'un courant électrique direct de faible intensité et par l'action d'électrodes métalliques (Aluminium, Fer). Le prix du traitement au moyen d'électrocoagulation est extrêmement réduit, y compris la consommation électrique et le renouvellement d'électrodes [3,14,17,19-21].

Son principe est basé sur l'utilisation des électrodes solubles (consommables). Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, *in situ,* des ions (Fe^{3+}, Al^{3+}) susceptibles de produire un coagulant en solution et de provoquer une coagulation-floculation des polluants que l'on souhaite éliminer.

L'électrolyse peut également coaguler les composés solubles oxydables ou réductibles contenus dans l'effluent. Le champ électrique crée un mouvement d'ions et de particules chargées.

Cette action permet de rassembler les matières en suspension sous forme de flocs qu'on élimine ensuite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration).

I.11. Conclusion partielle

Dans ce premier chapitre, nous avons rappelé les notions de base de la pollution, les caractéristiques des eaux usées, les techniques de traitement utilisées et l'impact des rejets industriels sur l'environnement et le milieu récepteur.

La protection de l'environnement exige une attention particulière à l'égard des activités industrielles qui, en raison des procédés de fabrication et de transformation de la matière première en produit fini, utilisent de grandes quantités d'eau et génèrent par la suite des rejets polluants d'une extrême diversité. Les eaux résiduaires industrielles sont considérées comme des mélanges hétérogènes comprenant des constituants solubles et insolubles, dont certains peuvent avoir un caractère toxique plus ou moins marqué, provoquant ainsi la dégradation des écosystèmes par l'introduction des substances polluantes. Parmi ces polluants, les colorants caractérisés par leur toxicité et leur résistance à la biodégradation, sont largement répandus dans les effluents textiles mais également présents dans d'autres industries.

Cette étude s'est orientée vers des traitements électrochimiques et physiques, plus précisément l'électrocoagulation et la filtration, qui vont être abordés avec plus de détails dans les prochains chapitres.

Chapitre II

Description et état de l'art de l'électrocoagulation et de la filtration

Chapitre II: Description et état de l'art de l'électrocoagulation et de la filtration

II.1. Introduction

L'augmentation des rejets liquides issus des activités industrielles et urbaines constitue aujourd'hui une préoccupation majeure en matière de protection de l'environnement et de préservation des ressources en eau. L'électrocoagulation (EC) et la filtration sur sable occupent une place importante grâce à leur efficacité, leur simplicité de mise en œuvre et leur potentiel d'application à différents types d'effluents.

L'EC est un procédé électrochimique reposant sur la dissolution d'électrodes métalliques sous l'effet d'un courant électrique, permettant la déstabilisation et l'élimination des polluants présents dans l'eau. Cette technique présente plusieurs avantages, notamment une réduction de l'utilisation de réactifs chimiques, une bonne efficacité d'abattement des matières en suspension, de la turbidité et de certains polluants dissous.

La filtration sur sable, quant à elle, est un procédé physique largement utilisé dans le traitement des eaux pour retenir les particules en suspension et améliorer la qualité physicochimique des effluents. Elle se distingue par son faible coût d'exploitation, sa simplicité et sa capacité à compléter efficacement d'autres procédés de traitement.

Dans ce contexte, ce chapitre présente un état de l'art consacré à l'EC et à la filtration sur sable, en mettant en évidence leurs principes de fonctionnement, leurs performances, ainsi que les principaux travaux de recherche portant sur leur application individuelle ou combinée dans le traitement des eaux usées.

II.2. Le procédé d'électrocoagulation

L'électrocoagulation est une méthode simple et efficace pour le traitement des eaux usées, Cette technique entraîne une dissolution du métal de l'anode avec formation simultanée d'ions hydroxydes et de gaz hydrogène à la cathode. Elle a été proposée avant le début du XXe siècle, dans une usine d'épuration à Londres construite en 1889 en vue de l'épuration des eaux d'égout mélangées à l'eau de mer.

En 1909, aux Etats-Unis, *Harries* déposa un brevet d'épuration des eaux usées par électrolyse avec anodes sacrificatoires en aluminium et en fer [3,19]. Dans les années 1940, un appareil a été réalisé, appelé le "coagulateur électronique" dont le principe est de dissoudre électrochimiquement l'aluminium constituant l'anode, celui-ci réagit en solution avec l'ion hydroxyde issu de la cathode

pour former *in-situ* l'hydroxyde d'aluminium. L'hydroxyde flocule et coagule les solides en suspension purifiant ainsi l'eau.

Un dispositif similaire a été employé en Grande-Bretagne en 1956 utilisant des électrodes de fer pour traiter une eau de rivière. Pendant une vingtaine d'années, le procédé d'électrocoagulation a été peu développé du fait du coût élevé des investissements et de la mauvaise connaissance de ses avantages. Il a été principalement concurrencé par les procédés de traitement chimique, sans pour cela avoir été totalement écarté. Il a commencé à se développer avec les progrès des procédés électrochimiques et la réglementation sur les rejets de plus en plus stricte. Ce nouvel essor de l'électrocoagulation est en partie dû à la relative diminution des coûts d'investissement et d'exploitation et aussi au large spectre de polluants pouvant être éliminés. En effet, l'électrocoagulation a la capacité d'éliminer une large gamme de polluants allant de : métaux lourds tels que Cr, As, Pb et Cd, mais aussi des éléments non métalliques tels que le phosphore et les composés organiques. Ce procédé a pu convaincre par son rendement d'épuration supérieur à celui des méthodes classiques pour la diminution de la turbidité, de la Demande Chimique en Oxygène, du Carbone Organique Total (COT), des Matières En Suspension, des minéraux, des colorants organiques, des huiles et graisses ; Plusieurs autres applications de l'électrocoagulation sont présentées dans la bibliographie. Ces travaux de recherche ont utilisé l'aluminium ou le fer comme électrodes consommables. Plusieurs conditions opératoires telles que concentrations du dépolluant, acidité du milieu aqueux, densités de courant, mode de connexion des électrodes, ont été testées. Ces études ont montré que ce procédé est satisfaisant pour la plupart des effluents. Comme tout procédé de traitement des eaux, l'efficacité est très influencée par les variations de la charge polluante.

II.3. Príncipe de l'électrocoagulation

Le procédé d'électrocoagulation (EC) est issu du procède de coagulation chimique qui utilise des réactifs chimiques pour la coagulation des colloïdes présents dans les eaux. Pendant l'EC, les agents coagulants (Fe^{2+} et Al^{3+}) sont générés *in situ* de façon électrochimique en appliquant un courant électrique sur une anode sacrificielle en fer ou en aluminium. La figure (II.1) présente le principe du procédé avec des électrodes d'aluminium.

Le pH de la suspension à traiter doit être neutralisé entre 6 et 8 de manière à favoriser la formation d'hydroxydes métalliques. Les flocs d'hydroxydes métalliques-colloïdes obtenus sont ensuite séparés du liquide purifié par électroflottation (EF) ou sédimentation. L'EF est la conséquence de l'ascension des bulles de gaz qui entraînent les flocs par flottation. En effet, l'électrolyse de l'eau génère des microbulles d'hydrogène à la cathode et dans une moindre part d'oxygène à l'anode. Leur densité et leur géométrie est un facteur important. De manière générale, plus le rapport surface/volume des flocs est grand, plus ils pourront fixer les microbulles.

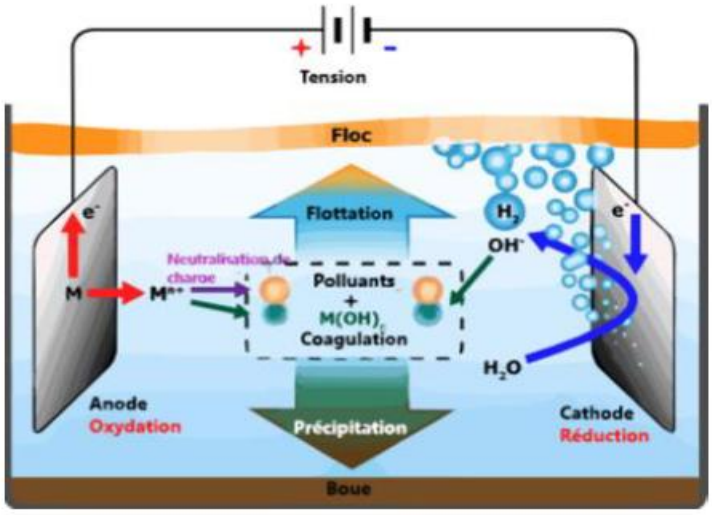


Figure II.1: Schéma du principe de l'électrocoagulation [22]

L'EC est une technique qui inclut des phénomènes physiques et chimiques et produit in-situ des ions coagulants. En effet, au cours d'un processus d'EC, trois principales étapes successives peuvent se produire [14,19,21,22] :

i) la formation des coagulants par une dissolution électrochimique de l'électrode : dans un réacteur d'EC simple composé par une anode et une cathode, l'application d'un potentiel à partir d'une source d'alimentation externe favorise la dissolution des électrodes de fer ou de d'aluminium présent au niveau de l'anode. Cette dissolution anodique produit des espèces cationiques de type Fe^{2+} ou Al^{3+} qui réagissent immédiatement avec les ions hydroxydes OH^- pour former $Fe(OH)_2$ ou $Al(OH)_3$.

ii) la déstabilisation des contaminants et des particules en suspension : la plupart des particules en suspension dans l'eau brute sont chargées négativement. Ces particules sont soumises d'une part, aux forces d'attraction de Van der Waals et d'autre part à des forces de répulsions électrostatiques entre les particules. Pour déstabiliser la suspension colloïdale, il convient de neutraliser cette charge négative par ajout d'ions positifs qui se forment *in-situ* (Fe^{2+}/Fe^{3+} ou $A1^{3+}$).

iii) l'agrégation de la phase déstabilisée et la formation de flocs : le déplacement d'ions et de particules chargées sous l'effet d'un champ électrique augmentent la probabilité de collisions entre les particules de signes opposés. Ce phénomène permet de rassembler les matières en suspension sous forme de flocs qui sont éliminées par la suite par un procédé de décantation ou de flottation.

II.4. Réactions électrochimiques aux électrodes

Les anodes et les cathodes utilisées peuvent avoir différentes configurations. Elles peuvent se présenter sous forme de plaques, de boules, de sphères à lit fluidisé, de fil, de tige ou de tube. Ces

électrodes peuvent être constituées de divers métaux qui sont choisis de manière à optimiser le procédé de traitement. Les deux métaux communément utilisés sont le fer et l'aluminium grâce à leur prix abordable et à leur forme ionique qui présente une valence élevée [3,19,21,22].

L'effluent passe à l'intérieur d'une cellule formée d'un ou plusieurs couples d'électrodes entre lesquelles est appliqué un courant électrique. Les principales réactions qui se déroulent avec les électrodes en aluminium sont :

- **A l'anode :** l'oxydation du métal :

$$Al \rightarrow Al^{3+}{}_{(aq)} + 3e^{-} \qquad \textbf{(II.1)}$$

- **A la cathode :** la réduction de l'eau :

$$2H_2O + 2e^{-} \rightarrow 2OH^{-} + H_{2(g)} \qquad \textbf{(II.2)}$$

Les ions métalliques libérés à l'anode, se complexent aux ions hydroxyles libérés par l'électrolyse de l'eau et génèrent des hydroxydes de métal, selon la réaction suivante :

$$Al^{3+}{}_{(aq)} + 2OH^{-} \rightarrow Al(OH)_3 \qquad \textbf{(II.3)}$$

Cet hydroxyde de métal ($Al(OH)_3$) est insoluble et joue le rôle de coagulant et réagisse avec les matières en suspension et/ou les colloïdes, d'où élimination des polluants.

D'une façon générale, il faut 5 à 10 min pour la cellule pour produire $Al(OH)_3$ et $Fe(OH)_2$ et/ou $Fe(OH)_3$ et initier la réaction de polymérisation [12,21]. La réaction de polymérisation ou de condensation est initiée une fois les particules d'hydroxydes métalliques sont produites jusqu'à une concentration suffisante. L'hydrolyse des ions d'aluminium peut produire des espèces négatives et positives, tels que $Al(OH)_2^{+}$, $Al(OH)_4^{2+}$, $Al(OH)_4^{-}$ [18,19,20-22] et ces produits hydrolysés peuvent former des monomères et des polymères, tels que $Al_2(OH)_2^{+}$, $Al_6(OH)_{15}^{+}$, $Al_7(OH)_{17}^{4+}$, $Al_8(OH)_{20}^{4+}$, $Al_{13}O_4(OH)_{24}^{7+}$, $Al_{13}(OH)_{34}^{5+}$.

Les cations issus de l'anode réagissent systémiquement avec l'eau pour donner des complexes hydroxylés polymérisés solubles suivant le pH du milieu ; ces espèces jouent le rôle de coagulant permettant tout d'abord la déstabilisation des particules colloïdales à éliminer par compression de la double couche électrochimique, puis la floculation ou l'agrégation de celles-ci en flocs, on parle dans ce cas d'électrocoagulation. Les flocs formés pourront être ainsi transportés par le gaz (H_2) lors de l'électrolyse par électroflottation. Si l'électrolyse se poursuit vers des pH basiques, les flocs pourront s'absorber sur les hydroxydes formés par précipitation des polymères hydroxylés solubles, on parlera alors d'électro-précipitation.

A la cathode, la réduction de l'eau conduit à la formation des microbulles d'hydrogène. Leur taille moyenne est de l'ordre de 10-20 μm au voisinage de l'électrode. Ces microbulles s'adsorbent à leur tour sur les espèces floculées et entraînent ainsi leur flottation. Les microbulles diminuent la

formation de dépôts sur la cathode. Dans plusieurs applications, la formation d'hydrogène conduit à la formation des mousses qui entraînent les particules polluantes vers la surface. Ce phénomène favorise fortement la récupération des boues par flottation. Plusieurs travaux sur le procédé d'électrocoagulation ont montré que la séparation des matières floculées peut s'effectuer de deux façons, par décantation, ou par flottation. La récupération des boues peut être effectuée dans le réacteur lui-même ou dans un bassin de décantation en aval. Le choix de l'une ou de l'autre des technologies dépend du type de l'effluent. A la cathode, les réactions sont les mêmes pour l'aluminium et pour le fer.

Pourbaix (1963) a créé des diagrammes potentiel-pH pour de nombreux métaux, permettant de déterminer leur réactivité en fonction du pH et du potentiel *E* dans le cadre de réactions électrochimiques à l'équilibre thermodynamique [3,17,22].

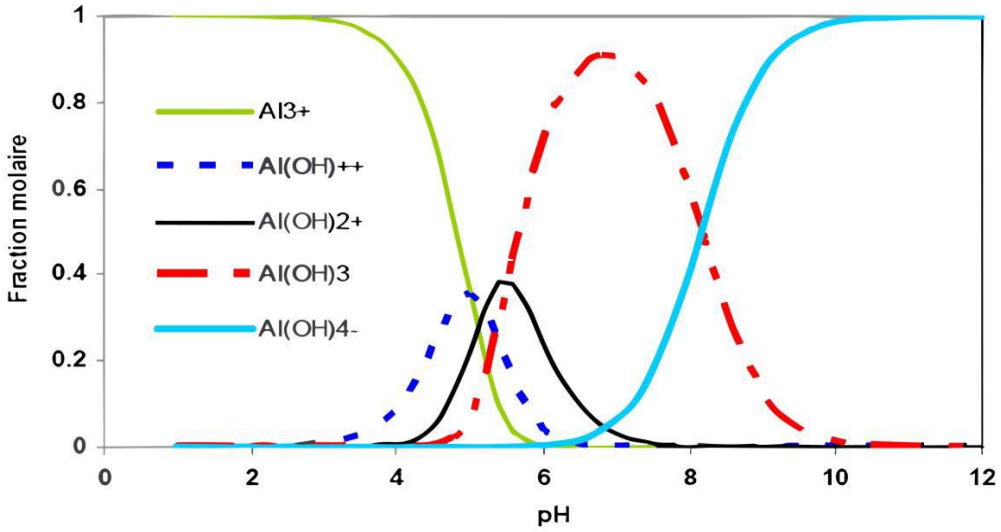


Figure II.2 : Diagramme de prédominance des différents hydroxydes d'aluminium (sans tenir compte des formes polymères de ces hydroxydes)

II.5. Paramètres influençant le procédé d'EC

Plusieurs facteurs peuvent influencer la technique d'EC, tels que, le type de courant, la densité de courant, la salinité, la température, la conductivité, la distance entre les électrodes, la position des électrodes, le mode de connexion des électrodes, le pH du milieu, la concentration initiale et la nature de l'effluent à traiter.

II.6. Les différents modes de connexions électriques

Afin d'améliorer les performances de l'EC à deux électrodes, il est nécessaire d'utiliser d'autres modes de connexions (monopolaires ou bipolaires) à plusieurs électrodes pour avoir une grande surface active. Ces trois modes de connexions diffèrent par leurs expressions de tension électrique et d'intensité de courant dans la cellule d'électrolyse [19,21,23].

II.6.1. Connexion monopolaire en parallèle (MP-P)

La figure (II.3) montre un dispositif simple de cellule d'EC avec une paire d'anodes et une paire de cathodes disposées en parallèle.

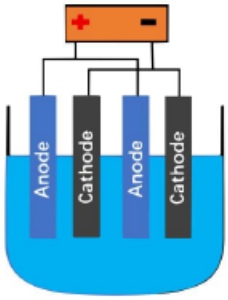


Figure II.3 : Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires

Cette cellule EC consiste essentiellement en paires de plaques de métal conducteur placées entre deux électrodes parallèles et une source de courant continu. Les plaques métalliques conductrices sont appelées communément "électrodes sacrificielles". L'anode sacrificielle abaisse le potentiel de dissolution de l'anode et minimise la passivation de la cathode ; les électrodes sacrificielles peuvent être constituées des mêmes matériaux que l'anode ou de matières différentes.

II.6.2. Connexion monopolaire en série (MP-S)

Comme le montre la figure (II.4), chaque paire d'électrodes sacrificielles est interconnectée l'une avec l'autre, et n'a donc pas d'interconnexions avec les électrodes externes. Cette disposition de cellules EC avec des électrodes monopolaires en série est similaire du point de vue électrique à une simple cellule avec plusieurs électrodes et des interconnexions.

Dans un montage en série, une même intensité de courant traverse toutes les électrodes, la tension (différence de potentiel) nécessaire sera plus importante, puisque les résistances s'additionnent. Il faudrait un générateur permettant d'imposer des intensités relativement faibles et des tensions plus élevées.

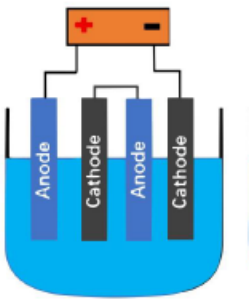


Figure II.4 : Connexion en série d'électrodes monopolaires

II.6.3. Connexion bipolaire (BP)

Seules les deux électrodes monopolaires sont connectées à la source de courant sans aucune interconnexion entre les électrodes sacrificielles. Les différentes électrodes sont placées comme l'indique la figure (II.5).

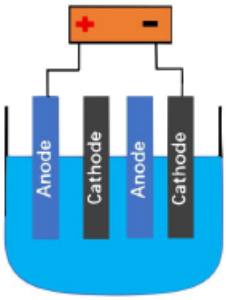


Figure II.5 : Connexion des électrodes bipolaires

Cet arrangement permet une installation plus simple, qui facilite la maintenance lors de l'utilisation. Quand le courant électrique traverse les deux électrodes monopolaires, les faces non chargées des plaques conductrices seront transformées en faces chargées, qui auront alors une charge opposée par rapport au côté parallèle qui lui est adjacent ; les électrodes sacrificielles sont alors dites électrodes bipolaires.

Le tableau (II.1), nous donne les différentes valeurs des tensions (***U***) et des intensités (***I***) pour les trois modes, avec ***n*** est le nombre de cellules.

Tableau II.1: Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions [3,14]

Mode de connexions	Intensité par cellule	Tension par cellule
Monopolaire série	$\mathbf{I}$	$\frac{\mathbf{U}}{\mathbf{2n}}$
Monopolaire parallèle	$\frac{\mathbf{I}}{\mathbf{n-1}}$	$\mathbf{U}$
Bipolaire	$\mathbf{I}$	$\frac{\mathbf{U}}{\mathbf{n-1}}$

II.7. Principales lois de l'électrolyse

Le procédé d'électrocoagulation met en œuvre plusieurs types de phénomènes :

- Réactions chimiques (réactions inter ioniques).
- Réactions électrochimiques (réactions d'oxydoréduction).
- Phénomènes physiques (transfert de charge à l'interface électrode-solution).
- Adsorption physique (hydroxydes/polluant), chimique (ions métallique /pollution).
- Hydrodynamique (dans la solution/espace inter électrode).
- Gaz-liquide (hydrogène/solution).

La maîtrise de ces phénomènes est très importante pour la bonne compréhension et l'amélioration des performances du procédé d'électrocoagulation.

II.7.1. Loi de Faraday

Si l'on considère que les seules réactions chimiques qui se déroulent dans le réacteur d'électrocoagulation sont :

- A l'anode, l'oxydation du métal,
- A la cathode, la réduction de l'eau,

Il est possible de déterminer la masse de métal dissoute et d'hydrogène formé pendant une durée ***t*** d'électrolyse à un courant ***I***, en utilisant la loi de Faraday :

$$\mathbf{m = \frac{I.t.M}{n.F}} \qquad \textbf{(II.4)}$$

avec :

m : masse du métal dissous ou de gaz formé (g)

I : intensité du courant imposé (A)

t : durée d'électrolyse (s)

M : poids moléculaire de l'élément considéré ($g.mol^{-1}$)

F : constante de Faraday (96500 $C.mol^{-1}$)

n : nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction considérée.

II.7.2. Rendement faradique (Φ)

Il est défini comme étant le rapport entre la quantité du métal dissous expérimentalement (Δm_{exp}) et la quantité du métal consommé théoriquement (Δm_{th}) [3,17,19,24].

$$\Phi = \frac{\Delta m_{exp}}{\Delta m_{th}} = \frac{3F}{3600\ M_{Al} I\ t} \Delta m_{exp} \qquad \textbf{(II.5)}$$

Le rendement faradique peut souvent être supérieur à l'unité (01) en raison de la dissolution chimique du métal.

II.7.3. Différence de tension entre les électrodes

Lors d'une électrolyse, la différence de potentiel appliquée ente les deux électrodes (Fig. II.6) est due essentiellement à trois composantes [3,21].

- Potentiel thermodynamique (E_0) nécessaire à la réaction et qu'il est impossible de limiter.
- Les surtensions d'électrodes (η) qui dépendent de la nature des produits à hydrolyser et de la nature des électrodes.

- La chute ohmique ***IR*** qui dépend essentiellement de la distance inter électrode et de la conductivité de la solution. L'énergie perdue est alors dissipée sous forme de chaleur.

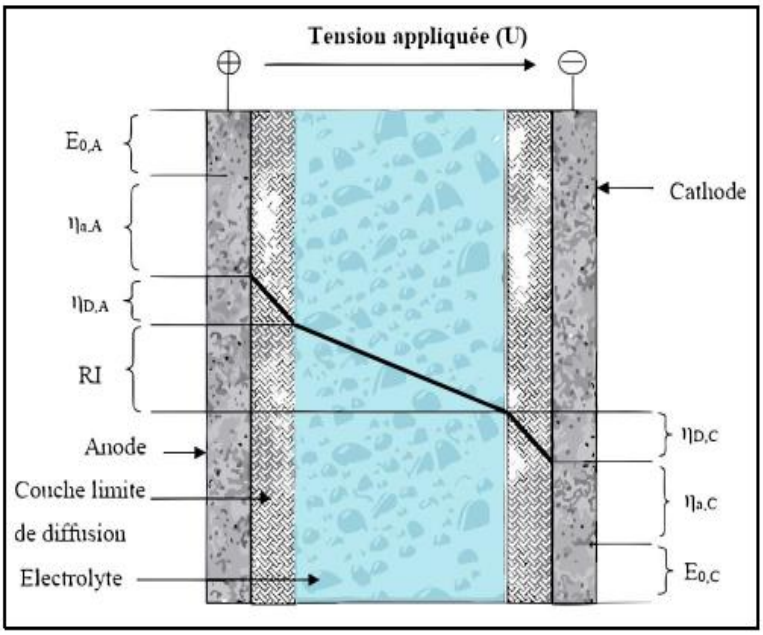


Figure II.6 : Décomposition de la tension de cellule électrochimique

En fait, le potentiel appliqué (***U***) nécessaire pour qu'une réaction ait lieu peut être défini comme la somme de plusieurs termes :

$$\mathbf{U = U_0 + \sum \eta + IR} \qquad \textbf{(II.6)}$$

Où :

U : tension aux électrodes

$\mathbf{U_0}$: potentiel d'équilibre du couple redox

$\mathbf{\sum \eta}$: somme des surtensions

IR : chute ohmique (résistance de la solution).

$\mathbf{E_0}$ correspondant à la différence des potentiels d'abandon à courant nul de l'anode et de la cathode : il s'agit de la différence de potentiel théoriquement nécessaire pour que les réactions d'oxydoréduction aient lieu. La somme des surtensions ($\boldsymbol{\Sigma\eta}$), exprime les contraintes cinétiques des réactions aux électrodes. Elle caractérise les différentes étapes de la réaction électrochimique [3,14]. On distingue les surtensions d'activation ou de transfert ($\boldsymbol{\eta_t}$), de diffusion ($\boldsymbol{\eta_d}$), de concentration ($\boldsymbol{\eta_c}$) et de résistance ($\boldsymbol{\eta_r}$).

La chute ohmique *IR*, quant à elle, est caractéristique de la composition de la solution et de sa conductivité. On peut écrire, dans le cas des électrodes planes l'équation suivante :

$$\mathbf{IR = \frac{I.d}{S.\kappa}} \qquad \textbf{(II.7)}$$

Où ***I*** est l'intensité de courant imposée (A), ***d*** est la distance entre les électrodes (cm), ***κ*** est la conductivité de la solution ($S.cm^{-1}$) et ***S*** est la surface active de l'électrode (cm^2). Rappelons que la densité de courant ***j*** est définie par : $\mathbf{J = \frac{I}{S}}$.

II.7.4. Energie consommée

L'énergie totale consommée au cours des processus électrochimiques est calculée selon l'équation suivante :

$$\mathbf{E = \frac{U.I.t}{V}} \qquad \textbf{(II.8)}$$

Où,

E : énergie consommée (kWh/m^3)

U : tension d'électrolyse (V)

I : intensité de courant d'électrolyse (A) - **t** : temps de traitement (s)

V : volume de l'effluent traité (m^3).

La consommation d'électricité est décisive pour le choix du procédé. Il faut intervenir sur certains paramètres pour réduire les déperditions énergétiques. Lors de traitements électriques, le terme ***IR*** donne en général les plus grandes déperditions énergétiques. Cette énergie perdue est dissipée par effet Joule et chauffe la suspension. L'équation (II.7) montre que pour une intensité donnée, ***IR*** peut être diminué soit en rapprochant les électrodes, soit en augmentant leur surface active ou soit en augmentant la conductivité de la solution. Il est aussi recommandé d'employer un matériau d'électrode qui soit un bon conducteur électrique afin de réduire les surtensions aux électrodes.

II.8. Exemples d'application du procédé d'électrocoagulation

Le sommaire des études réalisées sur le traitement des effluents synthétique et réel par le processus d'électrocoagulation est récapitulé dans le tableau (II.2). Ces études ont utilisé l'aluminium ou le fer comme électrodes consommables, et plusieurs conditions opératoires en concentration, acidité, densité du courant, mode de connexion des électrodes et temps de traitement ont été testées [3,19,21,25-28].

Tableau II.2 : Résumé des applications d'EC (2012 – 2026)

a) Textile et tannerie

Référence	Effluent	Polluant	Réacteur, Electrodes	Conditions expérimentales	Résultats
Zongo et al., (2012)	Effluent de Tannerie	DCO Chrome Turbidité	Batch à recirculation Al-Al / Fe-Fe (bipolaire)	62.5v ; 67.5A/m² 10.5m3/h 1.2kwh/m³	DCO : 86 % Cr(VI):100% Couleur : 91 % Turb : 100 %
Kumar et al., (2013)	eau usée synthétique	Colorant DCO	Continu Eléctrodes	Q =100-400 ml/min	DCO : 96,5 %.

	de textile contenant le Colorant réactif écarlate		en Fer tubulaires	J=30mA/cm² pH=7.1, d=1.25cm t=90min	La décoloration atteint 99.4%
Tezcan and Aytac (2013)	eaux usées de textile	DCO Couleur	Batch et Continu. Fe-Fe	pH=9 ; t=60min ; J=50 mA/cm² 20mA/cm² Q=540ml/min	Batch : DCO (90,84%) Couleur:99,9 % EEC : 2,66 10^{-4} kwh/mg Continu : DCO : 98,46 % EEC : 0,518 . 10^{-4} kWh/mg
Zodi et al., (2013)	Eaux usées synthétique.	Colorant, DCO, MES, Turbidité	Continu Al-Al	Q = (0-28) L/h J = 100-200A/m² d = 10mm,	Couleur: 90.2%, DCO:76.1%, MES: 66.1%, Turbidité : 97.83 % EEC : 66k w/kgAl
Tyagi et al., (2014)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant réactif bleu 21	Colorant DCO	Continu Fe-Fe	pHi = 9, j = 17 mA/cm², κ = 4.7mS/cm, d = 4 cm, Q = 75 mL/min, t = 20 min	Couleur : 95% DCO : 76%.
Kobya et al., (2016)	Eaux usées d'une unité de teinture	DCO, COT, Turbidité	Continu Fe-Fe	pH = 9, t=80 min i = 65 mA/m², κ = 2.3 mS/cm, d = 4 cm, Q = 10 mL/min,	DCO : 85% COT : 76% Turbidité : 95% CO: 1,562$/ m^3
Amour et al., (2016)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant Rouge Nylosan N-2RBL	DCO, Absorbance, Turbidité	Continu Al-Al	S_e = 48 cm², pH= 2.3- 8.8, J = 100-400 A/m², κ = 2540 µS/cm, Q = 15 – 60 L/h, t = 5 - 60 min	Couleur : 97%, Turb : 98 % pH : 7.74, j : 300 A/m², Q : 15 L/h, t : 35 min, EEC : 19.5 kWh/kg dye
Tiaiba et al. (2017)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant Rouge Nylosan N-2RBL	DCO, Absorbance, Turbidité	Continu Al-Al	Se = 48 cm², pH= 2.3- 8.8, J = 100 -400 A/m² κ = 2540 µS/cm, Q = 15 – 60 L/h, t = 5 - 60 min	Couleur : 97%, NTU : 98 % pH : 7.74, j : 300 A/m², Q : 15 L/h, t : 35 min, EEC : 19.5 kWh/kg dye
Khemila et al. (2018)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant Rouge Nylosan N-2RBL	DCO, Absorbance, Turbidité	Continu + Photovoltaïque Al-Al	Se = 48 cm² pH ≈ 7 J = 100 -400 A/m² κ = 2540 µS/cm Q = 15 L/h t = 5 - 60 min C_i = 100 – 1400 mg/L	Couleur : 95%, Turb : 99 % j : 300 A/m², t : 35 min, EEC : 16 kWh/kg dye
Mariah et al., (2020)	Eau usée synthétique de textile	Colorant	Batch Fe-Fe	C_i = 250 mg/L, J = 5 - 20 mA/cm², pH= 5 – 11,	Couleur : 96.1%,

	contenant le Colorant vert brillant			t = 10 – 40 min.	EEC : 3.857 kWh/kg dye
Akhtar et al., (2020)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant Rouge Congo	DCO, Colorant	Batch Fe-Fe	Ci = 1000 mg/L pH = 3 e = 3 cm.	DCO : 89% Couleur : 97%, EEC : 36.9 KJ
Jallouli et al., (2020)	Les eaux usées des tanneries	DCO	Batch Al-Al	Se = 30 cm² J = 12 A/m² d = 3 cm U = 5 – 18 V time = 1 – 5 h	DCO : 85.7 % EEC : 33.33 Kwh/m^3
Bun et al., (2022)	Eau usée synthétique (bentonite + colorant)	Turbidité Couleur	Batch Al-Al	Se = 30 cm², J = 13.5 A/m² d = 1.5 cm, t = 1 – 5 h	Turbidité : 92% Couleur : 95%
Rezaei et al. (2026)	Textile	DCO, MES, couleur	Batch Al/Al	t = 20 min j = 5.6 mA/cm² pH ≈ 7 d = 5 cm	DCO : 83 MES : 97 Couleur : 98
Khan et al. (2026)	Textile	DCO, couleur	Batch Fe/Al	t = 16 min ; U = 18 V ; NaCl = 2.9 g/L	DCO : 97 Couleur : 99

b) Industrie agroalimentaire

Référence	**Effluent**	**Polluant**	**Réacteur, Electrodes**	**Conditions expérimentales**	**Résultats**
Valente et al., (2015)	Effluent laitier	DCO	Batch Al-Al	V = 650 ml J = 62A/m², t = 25 min, pH = 5	DCO : 57 %
Preethi et al,. (2020)	eaux usées de raffinerie d'huile végétale brute	DCO	Batch Al-Al	t = 0 – 60 min, U = 10 – 20 volt, e = 2 – 4 cm	DCO : 70.8 %
Akansha et al,. (2020)	Effluent laitier	DCO	Batch Al-Fe	t = 120 min, U = 5 V ; pH initial = 7	DCO : 86.4 %
Nakaruk et al., (2022)	Eaux résiduaires des Fast-foods	DCO Mat. grasses, Huiles et Graisses (FOG)	Batch Al-Al	J = 20 mA/m², t = 10 min	DCO : 98 % FOG : 86 %
Patel et al. (2025)	Agroalimentaire	DCO, MES	Batch Al/Fe	t = 30 min ; pH = 5 ; j = 12 mA/cm²	DCO : 90 MES : 95

c) Industrie de papeterie

Référence	**Effluent**	**Polluant**	**Réacteur, Electrodes**	**Conditions expérimentales**	**Résultats**
Izadi et al. (2018)	Traitement des eaux résiduaires de recyclage du papier	DCO, MES, Couleur Ammoniaque	Batch Al-Al Fe-Fe	t = 10 – 60 min, U = 4 – 13 V, pH = 3.5 – 11	DCO : 79.5 %, MES : 83.4 % Couleur : 98.5 % Ammoniaque : 85.3 %
Pandey and Thakur (2020)	Traitement des eaux résiduaires	DCO, Couleur	Continu Fe-Fe	pH= 7.45,	DCO : 82.5 % Couleur : 90 %

	de recyclage du papier			κ = 7.72 mS/cm^2, d = 1.5 cm J = 10.35 mA/cm^2 Q = 0.2 L/min t = 120 min	TDS : 92.5 % COT : 84 %
Kumar and Sharma (2022)	Traitement des eaux résiduaires de papeterie	DCO, Couleur, COT, TDS	Batch Acier	pH = 7, J = 24.8 mA/cm² t = 50 min	DCO : 68 % Couleur : 94 % COT : 67 % TDS : 30 %
Patel et al. (2025)	Papeterie	DCO, couleur	Batch Al/Al	t = 25 min ; pH = 6 ; j = 10 mA/cm²	DCO : 80 Couleur : 90

d) Autres types d'effluents

Référence	**Effluent**	**Polluant**	**Réacteur, Electrodes**	**Conditions expérimentales**	**Résultats**
Yaakob (2012)	Effluent de raffinerie huile de palme	DCO Turbidité	Batch Al-Al (MP-P)	V = 20 L, d = 1.5 - 3.5 cm, U = 2 – 4 V J = 0 - 20 A, pH = 4	DCO : 57%; Turbidité : 62%.
Al Aji et al., (2012)	Solution aqueuse	Cu, Ni, Zn, Mn	Batch Fe-Fe (mp)	2-25 mA/m², 50 - 250 mg/l, pH (3, 5.68, 8.95)	Mn : 72.6% et > 96 % pour les autres ; EEC : 49 kWh/m^3
El-Ashtoukhy et al., (2013)	eaux usée pétrochimique	Phénol	Batch. Al-Al	J = 8.59 mA/m², pH = 7, d = 0.5 cm, U = 40 v,; t = 2 h	100 %
Gao et al., (2013)	eau usée de galvanoplastie	Argent Cyanure	Batch Fe-Fe	U = 4V, pH = 9.5 t = 3 h	Réduction simultanée d'Ag de 221 à 0.4 g/L et le CN de 157 à 4.9 mg/L
Kabuk et al., (2014)	Lixiviat	DCO NH_4	Batch Al-Al	V = 1.5 L, J = 20 mA/cm², t = 60 min, pH = 8, d = 2 cm	DCO : 60.5 % NH_4 : 24.3 %
Mohora et al., (2014)	Eaux souterraine contenant l'arsenic	Arsenic	Continu Al-Al, bp	j = 8.86 mA/cm^2 t = 30 min pH = 5.3	As: 93% CO : 0.25 €/m^3 EEC : 3.03 kW h/m^3
Hamdan et al., (2014)	Eaux souterraine saumâtres	Chrome	Batch Fe-Fe	J = 79.4A/m², t = 5min, pH = 8	Cr(IV) : 100% E : 0.6 kWh/m^3
Kobya et al., (2015)	Eaux souterraine contenant l'arsenic	Arsenic	Batch+ Air dissous Fe-Fe	V = 600ml j=14.3A/m², t=20min, pH=7.6, Q_{air}=6L/min	As : 99.3% CO: 1.55 $ / m^3
Adjeroud et al. (2018)	Solution synthétique à base de cuivre	Cuivre	Batch recirculation Al-Al	C_i = 100 mg/L Se = 105 cm², J = 11.55 mA/cm², κ = 2400 µS/cm, Q = 300 mL/min,	Cu : 100 % pH : 7.8, [OFI]: 30 mg/L t : 5 min
Karamati-Niaragh et al,. (2019)	Eaux contenant nitrate	Nitrate	Continu Al-Al	DC - AC, J = 60 - 90 A/m², Q = 60 - 100 ml/min, C = 100 - 200 mg/L	$NO_3^-{}_{AC}$: 96.8 % $NO_3^-{}_{DC}$: 98.6 %

Ebba et al., (2022)	Eaux résiduaires d'hôpital	DCO, Couleur, Turbidité, Consommation d'énergie	Batch Al-Al	pH = 7.5, I = 0.09 A, d = 2 cm, t = 60 min	DCO : 95.28% Couleur : 92.3% Turbidité : 95.28% E : 39 kWh/m^3
Shaban et al., 2024)	Urée synthétique Urée réelle (eau usée domestique)	$[Urée]_0$ = 1 g/L $[Urée]_0$ = 793 mg/L	Batch Al-Al	[NaCl]= 1 g/L I = 30 A/m^2 t = 60 min T° = 22°C pH = 7.8 d = 3 cm	53.80 % 24 %
Lalak et al., (2025)	Lixiviat	DCO, MES, Azote total	Batch Fe-Al	V = 1 L U = 15 V t = 45 min, pH = 8.86, d = 2 cm	DCO : 91.7 % N_T: 55 % TSS : 65.85

e) Huiles et graisses

Référence	**Effluent**	**Polluant**	**Réacteur, Electrodes**	**Conditions expérimentales**	**Résultats**
Kraljić Roković et al., (2014)	Margine	DCO	Batch Fe-Fe	t=60min, pH=4.8 J=10mA/cm²	DCO : 80%
El-Naas et al., (2014)	Effluent d'une raffinerie de pétrole	DCO Phénols Crésols	Continue Al-Al	J=3 mA/cm^2 U=17 V ; Q=10 ml/min d=7.5 cm pH=8.5	DCO : 97% Phénol : 100% Crésols : 100%
Safari et al., (2016)	Effluent d'une raffinerie de pétrole	DCO, Carburant	Batch Al-Fe / MP-P	V = 2l, d = 2cm J = 3.125mA/cm² t = 40 min pH = 7.4 U = 10.5v	DCO : 99.1% Gazoil : 98.8% EEC : 6.47 kWh/m^3
Tchamango et al., (2020)	Effluent d'huile minérale	Turbidité, Matière organique, Hydrocarbures	Batch Al-Al	J =10.98 mA/cm², pH = 7, C_{NaCl} = 0.5 mg/L, V = 400 mL, d = 2 cm S = 45 cm²	MO : 68% Tur : 93.3 % HAP_s : 93.02%
Wirzal et al., (2022)	Huile de palmier	Couleur	Batch recirculation Fe-Fe	U = 4 V, t = 60 min	Couleur : 75 %
Behera et al. (2025)	Industriel (huile)	Huiles, MES	Batch Al/Al	t = 20 min ; j = 15 mA/cm² ; pH = 7	Huiles : 95 MES : 90

II.9. La technique de filtration

II.9.1. Introduction

La filtration est un procédé physique destiné à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension (MES) en le faisant passer à travers un milieu poreux qui retient les solides et laisse passer le liquide. Les solides en suspension ainsi retenus par le milieu poreux s'accumulent, il faut donc nettoyer le milieu d'une façon intermittente.

La filtration, habituellement précédée des traitements de coagulation - floculation et de décantation, permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et, indirectement de certains goûts et odeurs. Elle est la dernière étape permettant de réduire la turbidité

et la couleur [29,30]. La filtration lente sur sable a été vers la fin du 19ème siècle et le début du 20ème siècle la technique utilisée pour le traitement des eaux destinées à la consommation domestique dans les pays industrialisés.

II.9.2. Matériaux de filtration

a) Types de matériaux

Les matériaux utilisés sont des petits grains libres non adhérents les uns aux autres, insolubles, inattaquables par le liquide filtré, ni par les solides retenus [29,31-33]. Dans le cas des premiers étages de filtration, le choix se porte sur le sable quartz rond, la pierre ponce ou l'anthracite pour les filtres bicouches (Fig. II. 7). On trouve aussi :

- La pouzzolane (cendre volcanique) est réservée à la déferrisation sous pression.
- Le charbon actif en grains est utilisé en 2ème étage afin d'améliorer les qualités organoleptiques ou d'éliminer les micropolluants.
- Matériaux spécifiques de la biofiltration pour le cas des eaux résiduaires (exemple : argile expansée, le schiste activé qui porte le nom de biolite). Enfin, le polystyrène dont la masse volumique est inférieure à celle de l'eau (filtre Biostyr).



Figure II.7 : Principaux matériaux de filtration

b) Caractéristiques des matériaux filtrants

Les principales caractéristiques d'un matériau filtrant sont :

- Le diamètre efficace (D_{10}) : 0.5 à 1.5 mm (0.95 le plus souvent)
- Le coefficient d'uniformité $C_u = D_{60}/D_{10}$: proche de 1 (1.2 à 1.4)
- La porosité $n = V_v/V_t$.

Le $\mathbf{D_{10}}$ et le $\mathbf{C_u}$ sont deux caractéristiques granulométriques importantes d'un matériau filtrant. Leur détermination est basée sur la construction de la courbe granulométrique par tamisage. On admet que $C_u < 1.5$ pour les filtres à sable rapides.

II.9.3. Types de filtres

Dans le domaine du traitement des eaux, on utilise principalement :

- Des filtres à sable rapides ⇒ les plus utilisés (4 à 25 m/h)
- Des filtres à sable lents ⇒ nécessitent une grande superficie (1 à 2 m/h)
- Des filtres sous pression ⇒ utilisés surtout dans les eaux de piscine (5 à 20 m/h).
- Des filtres à terre diatomée.

Pour les filtres à sable rapides, on distingue deux types (Figs. II.8 et II.9) :

- Les filtres rapides ouverts
- Les filtres rapides fermés (pour les petites installations, $\varnothing_{max} = 3$ m).

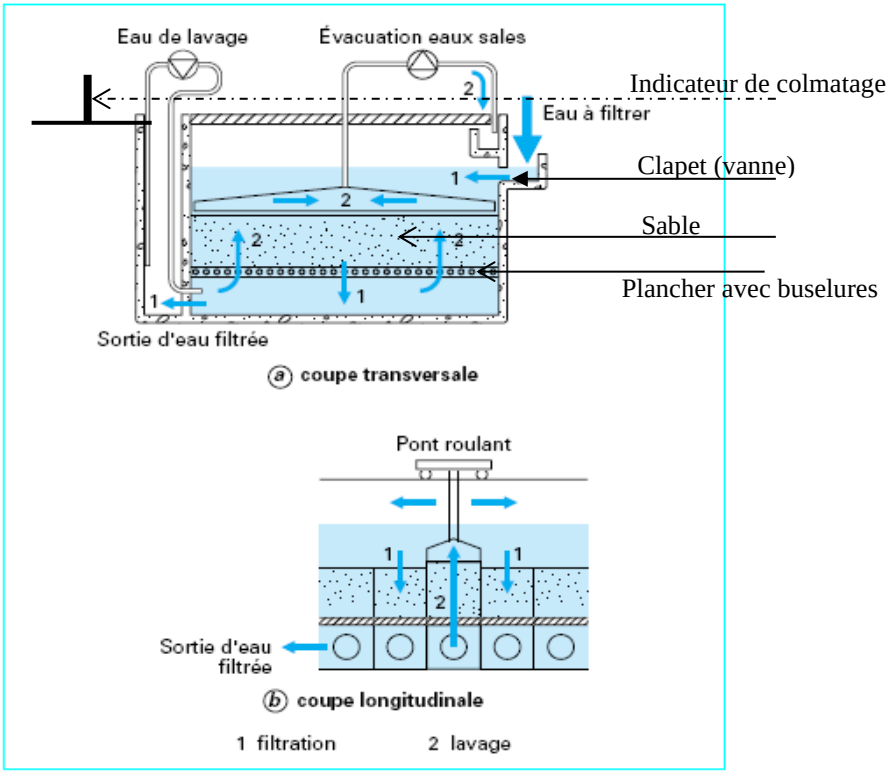


Figure II.8: Filtre ouvert

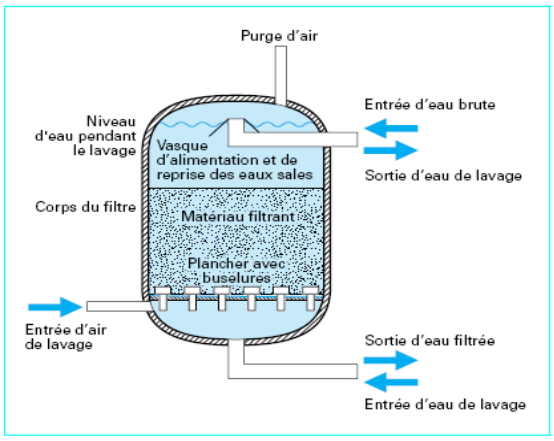


Figure II.9: Filtre fermé

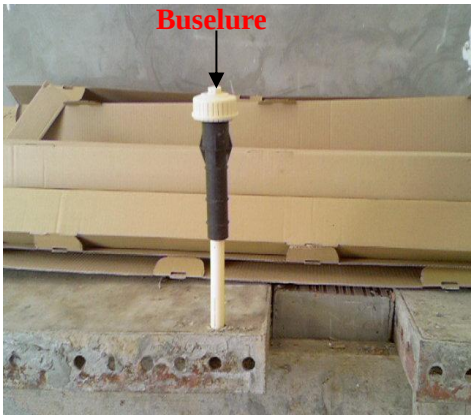


Figure II.10 : Buselure



Figure II.11 : Bassin de filtration vide



Figure II.12 : Bassin de filtration en fonctionnement



Figure II.13 : Banc d'essai de filtration [33]

II.9.4. Caractéristiques d'un filtre

a) Eléments

Tout filtre est composé de trois parties :

- Le fond
- Le gravier support (10 à 20 cm)
- Le matériau filtrant (90 à 120 cm).

- *Le fond doit être solide pour supporter le poids de l'eau, du sable et du gravier. Il doit permettre la collecte et l'évacuation de l'eau filtrée par des buselures incorporées et la répartition uniforme de l'eau de lavage.*
- *Le gravier a pour rôle de retenir le sable et d'améliorer la distribution de l'eau de lavage dans le filtre.*
- *Le matériau filtrant (Section II.9.2).*

b) Paramètres de fonctionnement

Les filtres ouverts sont généralement en béton et à l'air libre. La vitesse de filtration qui donne le débit admissible est de l'ordre de 4 à 25 m/h pour un matériau filtrant de type sable, et d'environ 10 m/h pour les filtres bicouches (sable et anthracite).

La hauteur du matériau filtrant est comprise entre 90 et 120 cm pour les monocouches et entre 120 et 150 cm pour les bicouches avec égalité d'épaisseur des matériaux.

Les filtres fermés sous pression acceptent des vitesses plus élevées (5 à 20 m/h). La hauteur du matériau est de 1 m et la perte de charge peut atteindre 1.5 bars.

II.9.5. Filtres en fonctionnement

a) Mécanismes de filtration

La filtration se déroule dans le volume des vides du matériau quantifié par sa porosité. Trois mécanismes sont possibles [29,30] :

- La rétention (capture) caractérisée par l'interception de la particule floculée grâce à son inertie et sa décantation.
- L'adsorption (fixation) de la particule sur les grains du matériau filtrant due aux forces d'adsorption de type Van Der Walls.
- Le détachement sous l'influence de la vitesse de l'eau lors de lavage.

L'espace intergranulaire diminue avec l'accumulation des MES retenues. En conséquence, le passage de l'eau se réduit : c'est le colmatage. Il s'agit de l'obstruction progressive des pores du matériau filtrant ; ce phénomène provoque une perte de charge.

b) Pertes de charge

La perte de charge à travers un milieu filtrant est une caractéristique importante de la filtration. De l'ordre de 0.5 à 0.75 m lorsque le filtre est propre, elle augmente au fur et à mesure que le filtre s'encrasse (en général, on limite les pertes de charge à travers un filtre rapide à une valeur maximale située entre 1.8 et 2.4 m).

Lorsque le milieu filtrant est propre, la perte de charge (p.d.c) est liée à sa perméabilité selon la loi de Darcy [29,30-33].

$$\Delta H = \frac{Q \cdot H}{k \cdot S}$$

Où,

- **Q** : débit d'eau à traiter (m^3/s)
- **S** : aire de la couche mesurée perpendiculairement à la direction de l'écoulement (m^2)
- **H** : Epaisseur de la couche (m)
- **ΔH** : Chute de pression totale à travers la couche, exprimée en hauteur d'eau (p.d.c)
- **k** : coefficient de perméabilité du milieu (m/s).

c) Variation de la turbidité et des pertes de charge en fonction du temps

Ces deux paramètres permettent de contrôler le fonctionnement d'un filtre et d'optimiser son lavage. Il faut se souvenir que la filtration est la dernière étape pour réduire la turbidité. La norme actuelle de l'eau potable est de 2 NTU.

Les courbes reportées sur la figure (II.14) explicitent ce phénomène.

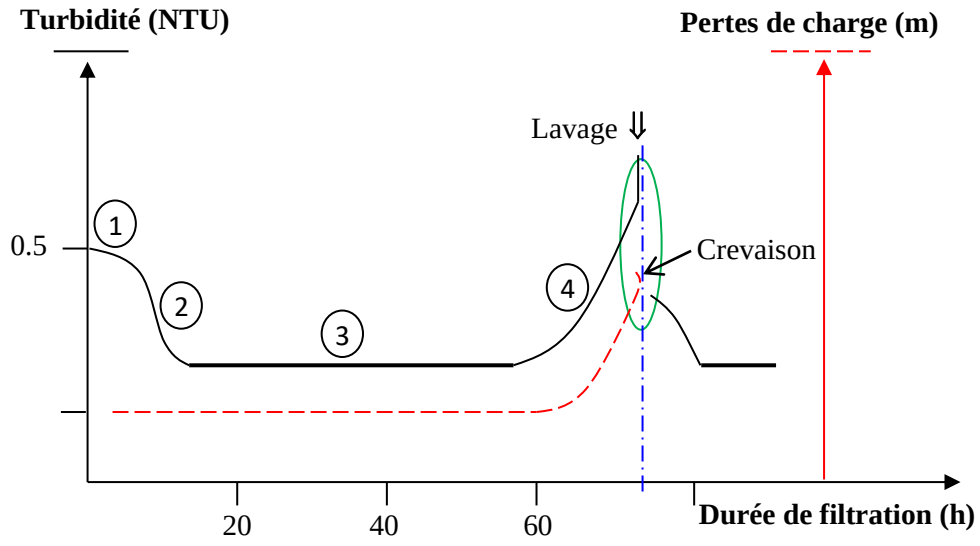


Figure II.14 : Evolution de la turbidité et des pertes de charge en fonction du temps

- Au début de la période d'utilisation du filtre, la turbidité relativement élevée, s'explique par le fait que les petites particules de floc traversent facilement le matériau filtrant **(1)**.

- La turbidité diminue rapidement **(2)** pour atteindre un plateau (les particules de flocs arrêtés par le filtre adsorbent les particules fines
- Ce plateau **(3)** est maintenu pendant plusieurs heures, est suivi d'un accroissement rapide de la turbidité **(4)**.

Dans le même temps, la perte de charge atteint le maximum autorisé par le filtre. Le rétro-lavage peut être commandé automatiquement quand l'un ou l'autre de ces deux paramètres arrive à son seuil.

d) Les filtres bicouches

- Une couche d'anthracite de plus forte granulométrie placée en surface (0.5 à 0.6 m de haut) permet de filtrer les plus grosses particules avec moins de colmatage.
- La couche inférieure (0.5 à 0.8 m) est constituée de sable de même type que le filtre à sable classique.

La capacité de rétention atteinte est de 1500 à 2000 g de MES/m² de filtre.

e) Critères de conception des filtres

- Le nombre minimal de filtres pour de petites installations (< 90 L/s) est de 2.
- Pour les autres cas :

$$\mathbf{N = 1.2 * Q^{0.5}}$$

Où,

N = nombre de filtres

Q = débit journalier à filtrer.

II.9.6. Lavage des filtres

Lorsque la perte de charge, la turbidité ou les deux à la fois, atteignent leurs valeurs maximales, on lave le filtre en inversant le sens d'écoulement de l'eau. C'est-à-dire, en injectant de l'eau par le fond.

Le processus est généralement constitué de quatre (04) phases :

1) Détassage à l'air seul à faible débit (5 à 7 $m^3.h^{-1}.m^{-2}$) dans le but de détasser le lit du matériau qui s'est progressivement compacté au cours du cycle de filtration.
2) Lavage à fort débit d'air (60 m/h) et à faible débit d'eau (12.5 m/h) pour brasser le sable et décoller les impuretés.
3) Dégazage pendant quelques minutes pour éviter toute embolie gazeuse du filtre.
4) Rinçage à fort débit d'eau (20 à 25 m/h) pendant 5 à 7 min, pour éliminer les impuretés, jusqu'à obtenir de l'eau claire.

II.9.7. Exemples d'application de la technique de filtration

Selon *Bahreini et al.*, la filtration sur sable ainsi que le procédé hybride associant l'électrocoagulation à la filtration demeurent encore peu étudiés lorsqu'ils sont appliqués spécifiquement au traitement des effluents industriels (Tableau (II.3)).

Tableau II.3 : Résumé des applications de la filtration avec ou sans l'EC [34-38]

Référence	**Effluent**	**Polluant**	**Procédé(s)**	**Conditions expérimentales**	**Résultats**
Huisman & Wood (1974)	Eau de surface	Turbidité Bactéries	Filtration sur sable	Vitesse = 0.1 – 0.3 m/h Sable fin = 0.15 – 0.35 mm	Turb : 80 – 95 % Bactéries: 90 – 99 %
Madi et al. (2024)	Effluent pétrolier	DCO MES Turbidité	EC + adsorption/filtration	j = 4 mA/cm² t = 20 min PAC = 0.5 g/L	DCO: 82 % MES: 98.64 % Turb: 96.49 %
Bahreini et al. (2026)	Eaux usées d'un restaurant	DCO MES Turbidité	Filtration sur sable Electrocoagulation Photo-Fenton	H_{filtre} = 40 cm Cu = 1.77 Q = 42.72 L/h Electrodes : Al-Fe D : 5-30 mm, Voltage: 5-20 V, pH: 3-9	DCO: 99.17 % Turb. : 99% P_T : 93.54 %

II.10. Conclusion partielle

Dans ce chapitre, nous avons présenté les procédés d'électrocoagulation et de la filtration. La littérature scientifique nous a montré que l'électrocoagulation et la filtration sur sable constituent des procédés efficaces pour l'élimination de plusieurs polluants présents dans les eaux usées industrielles. Même utilisée seule, la filtration sur sable a fait l'objet d'un nombre limité d'études appliquées spécifiquement aux effluents industriels, malgré son intérêt dans la réduction de la turbidité et des matières en suspension. Cependant, malgré les résultats prometteurs obtenus individuellement, peu d'études se sont intéressées au couplage de ces deux techniques dans le traitement des effluents industriels. De ce fait, davantage de recherches expérimentales restent nécessaires afin d'évaluer les performances, l'optimisation et l'intérêt de cette association dans l'amélioration de la qualité des eaux traitées.

Chapitre III

Matériel et méthodes

Chapitre III : Matériel et méthodes

III.1. Introduction

Dans ce chapitre, nous allons présenter le matériel et les méthodes utilisés pour mener nos expériences. Le travail porte sur l'étude de l'électrocoagulation, de la filtration sur colonne ainsi que sur le couplage des deux procédés pour le traitement des eaux usées industrielles afin d'examiner l'amélioration des performances de traitement.

L'influence de plusieurs paramètres opératoires a été étudiée lors des essais d'électrocoagulation, notamment la concentration initiale (**C_i**), la densité de courant (**j**), le temps de traitement (**t**), l'énergie consommée (**E**) et la consommation des électrodes (**μ_{Al}**). Les paramètres tels que, le ***pH*** initial, la conductivité (**κ**), la distance entre les électrodes, la température et le débit d'alimentation ***Q*** ont été étudiés et optimisés lors des précédents travaux [3,17,19,20,23].

Concernant la filtration, une analyse granulométrique de trois matériaux filtrants (sable grossier, sable fin, anthracite) a été réalisée. L'effet de la hauteur du lit filtrant, du type de matériau et de la vitesse de filtration sur l'élimination de la turbidité a également été évalué.

III.2. Traitement part électrocoagulation

Le dispositif d'électrocoagulation utilisé est conçu au laboratoire, et il est constitué de deux compartiments. Le premier est une cellule électrochimique munie des électrodes planes parallèles disposées verticalement. Tandis que le deuxième est une chambre de séparation physique (décantation-flottation) (Fig. III.1).

Dans le premier compartiment dont le volume est de **3.1** L s'effectue la formation des bulles et du complexe bulle-particule, où le rendement de séparation peut atteindre un pourcentage élevé et on assiste à un mouvement Co-courant de liquide et de flux de bulles formées.

Le liquide prétraité est ensuite véhiculé par débordement à travers un déversoir qui présente à sa partie supérieure une rainure triangulaire vers le deuxième compartiment d'un volume de **5.5 L** où il se produit un traitement final plus poussé. Dans le deuxième compartiment on assiste à une décantation et une flottation.

Pendant les essais, des prélèvements ont été effectués à des intervalles de temps choisis pendant toute la durée de chaque essai. Les paramètres suivis sont :

- Potentiel d'hydrogène (pH)
- La conductivité (µS/cm)
- La turbidité

- La masse des électrodes
- La tension électrique (volt).

Durant cette première partie d'EC, toutes les expériences ont été réalisées en mode batch, c'est-à-dire, dans le premier compartiment du réacteur. Il comprend deux électrodes planes en aluminium servant d'anode et de cathode, connectées à une alimentation en courant continu (30 V, 3 A, GPS-3303) et placées en parallèles et au milieu de la cuve.

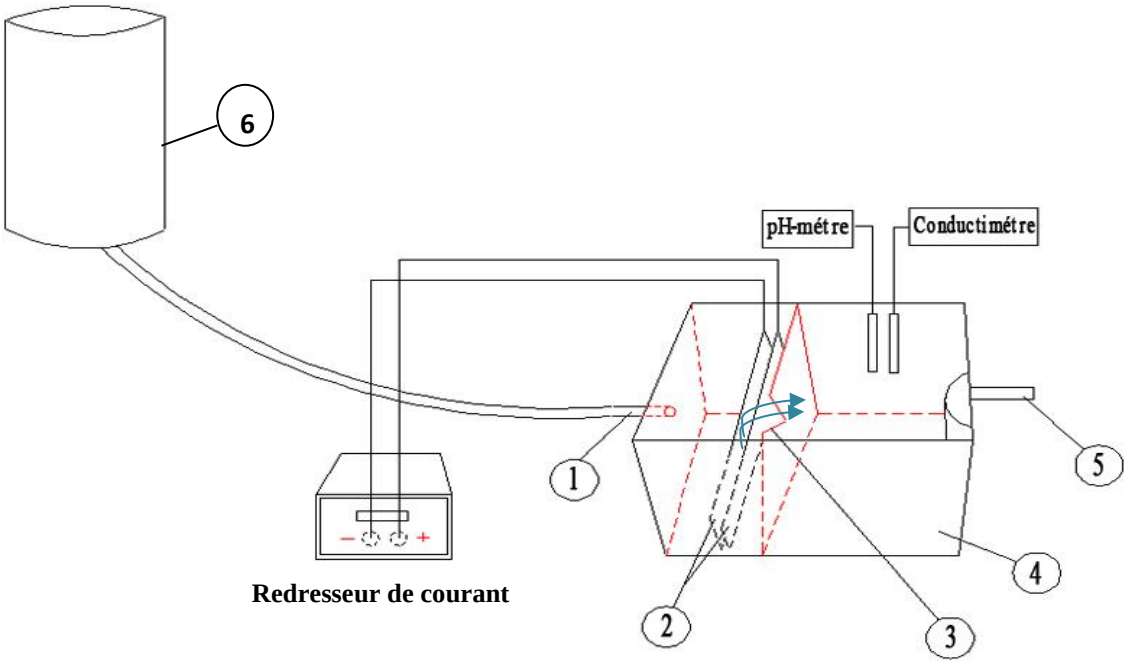


Figure III.1 : Schéma du dispositif expérimental d'EC en régime continu

*(**1** : Entrée d'eau à traiter au premier compartiment, **2** : Électrodes en aluminium, **3** : Déversoir, **4** : Chambre de séparation (décantation – flottation), **5** : Sortie d'eau traitée, **6** : Réservoir de stockage de l'eau à traiter).*

III.2.1. Méthodologie suivie

Le réacteur est constitué d'un seul bloc principal mais séparé en deux : une partie électrochimique et une partie séparation physique. L'effluent synthétique s'écoule gravitairement dans la cellule électrochimique contenant des plaques d'aluminium (pureté de Al était 98 %) utilisées comme électrodes (dimension 240*40*10 mm) et déposées verticalement. Les électrodes sont plongées dans la solution qui s'écoule dans le réacteur en plexiglas. L'écart entre les deux électrodes a été maintenu constant à 10 mm pour toutes les expériences [39].

Les électrodes sont reliées à un générateur d'alimentation électrique continu ($GPS3303_{3CH}$) fournissant une tension entre 0 et 30 V et un courant dans la gamme de 0 à 3 A. La connexion monopolaire à 2 électrodes (MP) a été utilisée dans cette étude (Fig. III.2).

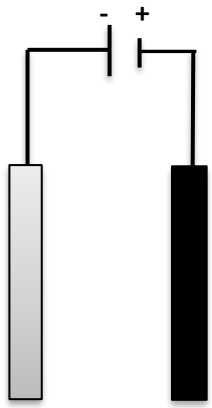


Figure III.2 : La connexion monopolaire à 2 électrodes

III.2.2. Caractéristiques du colorant Rouge Nylosan

Le colorant Rouge Nylosan N-2RBL (Acid Red 336) est un colorant anionique (acide) azoïque, portant un groupement de type sulfonate (SO_3^-). Il est cristallisé sous la forme de son sel de sodium [18-20,23]. Son nom selon la nomenclature est sodium 6-amino-5-[[4-chloro-3-[[(2,4-dimethylphenyl) amino] sulphonyl] phenyl]azo]-4-hydroxynaphthalene-2-sulphonate (formule chimique : C_{24} H_{21} ClN_4 O_6 S_2,Na). Sa structure chimique est représentée sur la figure (III.3) et ses caractéristiques sont regroupées dans le tableau (III.1). Ce colorant nous a été fourni par la société EATIT (Entreprise Algérienne des Textiles et Industriels et Techniques) de M'sila (ex TINDAL). Ses caractéristiques sont regroupées dans le tableau suivant.

Tableau III.1 : Propriétés du Rouge Nylosan

Index de Couleur : C.I.	Acid Red 336
Formule chimique	$C_{24}H_{21}$ ClN_4O_6 S_2, Na
Poids moléculaire (g/mol)	587,97
λ_{max} (nm)	502

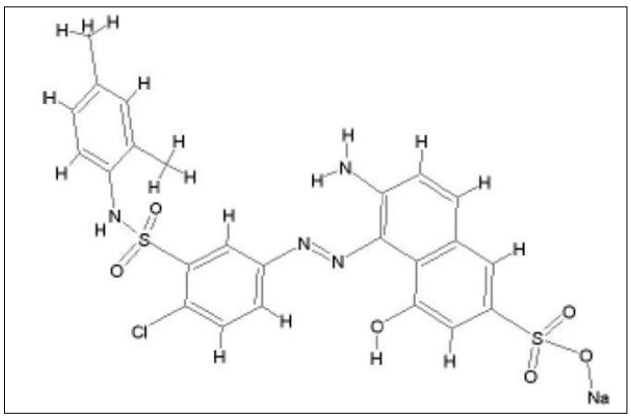


Figure III.3 : Formule développée du Rouge Nylosan

III.2.3. Spectre d'absorption en UV-visible

Le spectre d'absorption en UV-visible (Fig. III.4) du colorant Rouge Nylosan N-2RBL (Acid Red 336) a été obtenu par un balayage spectral, entre 200 et 800 nm, d'une solution de colorant à 100 mg/L. Ce spectre montre bien la longueur d'onde du maximum d'absorption de Rouge Nylosan N-2RBL (λ_{max} **= 502 nm**).

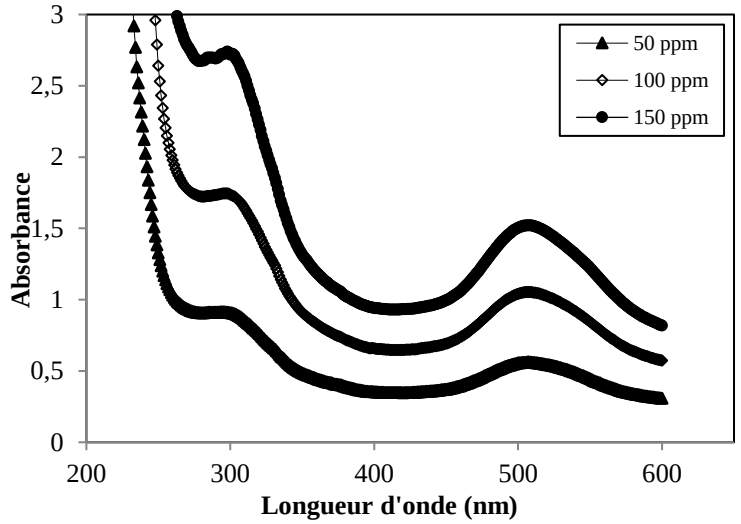


Figure III.4 : Spectre d'absorption UV-visible du colorant étudié

Les concentrations des solutions du Rouge Nylosan N-2RBL ont été analysées en mesurant leurs absorbances à une longueur d'onde maximale A_{502} (λ_{max} **= 502 nm**).

Une courbe d'étalonnage des absorbances en fonction des concentrations en Rouge Nylosan a été obtenue en utilisant des solutions de Rouge Nylosan N-2RBL de concentrations comprises entre 0,5 et 200 mg/L. Les données expérimentales rapportées sur la figure suivante indiquent une relation linéaire entre l'absorbance et la concentration.

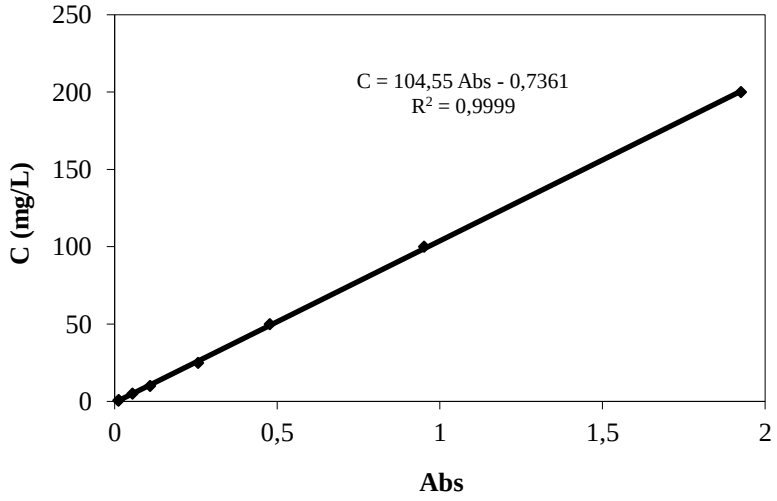


Figure III.5. Courbe d'étalonnage du colorant au maximum d'absorption

III.2.4. Méthodes analytiques

L'eau usée synthétique de l'industrie textile a été préparée en dissolvant une quantité considérée du colorant en poudre (rouge Nylosan) dans de l'eau distillée.

Pour suivre le traitement de la solution synthétique, on a mesuré en ligne les caractéristiques des effluents (pH et conductivité), et analysé la phase clarifiée après traitement. Ces analyses incluent la turbidité et la consommation des électrodes par pesée.

Durant toute la durée des manipulations, nous avons effectué des prélèvements, et avant d'être analysés par le turbidimètre, les échantillons ont subi une décantation d'une heure.

III.2.5. Suivi des paramètres en ligne

Les pH des échantillons prélevés sont mesurés par un pH mètre ″Hanna, pH210″ muni d'une électrode en verre contenant une solution de KCl de concentration 4M (Fig. III.6). La tension aux bornes des électrodes est enregistrée en continu. L'évolution de la conductivité de la solution au cours du traitement a été suivie par un conductimètre (Fig. III.7).



Figure III.6 : Microprocesseur pH Mètre ″AD 131″

Les mesures de conductivité sont effectuées à l'aide d'un conductimètre ″Hanna, EC214 conductimètre ″.



Figure III.7 : Conductimètre ″Hanna, EC214″

III.2.6. Analyse chimique

L'indicateur de la pollution suivi est la turbidité. Elle est mesurée après une heure de décantation et sur le surnageant clair. Nous avons utilisé un appareil de type Hanna instruments "HI88703" comportant une diode infrarouge de longueur d'onde 890 nm et un détecteur de lumière réfléchie qui est un appareil à lecture directe pour la mesure de la turbidité. La mesure est basée sur l'absorption par les particules en suspension. L'unité utilisée pour la turbidité est la Néphélométrie Turbidity Unit (NTU).



Figure III.8 : Turbidimètre Hanna "HI88703"

Le rendement d'élimination de la turbidité **Turb** (%) est déterminé par la relation suivante :

$$\textbf{Turb (\%)} = \frac{(\textbf{Turb}_i - \textbf{Turb}_f)}{\textbf{Turb}_i}.100$$

***Turb*$_i$** et ***Turb*$_f$** sont les turbidités de la solution avant et après traitement par EC, en NTU.

L'efficacité d'élimination de la couleur **Abs (%)** est exprimée comme suit :

$$\textbf{Abs (\%)} = \frac{(\textbf{Abs}_i - \textbf{Abs}_f)}{\textbf{Abs}_i}.100$$

***Abs*$_i$** et ***Abs*$_f$** sont les absorbances de la solution avant et après traitement par EC.

III.2.7. L'énergie consommée

La consommation d'énergie spécifique par kg de colorant éliminé ($\boldsymbol{E}_{\mathbf{dye}}$), la consommation spécifique des électrodes par kg de colorant ($\boldsymbol{\mu}_{\mathbf{Al}}$) et la consommation d'énergie par m^3 d'eau traitée ($\boldsymbol{E}_{\mathbf{water}}$) sont calculées par les équations suivantes, respectivement [18-20,23]:

$$\mathbf{E}_{\mathbf{dye}}\left(\frac{\mathbf{kWh}}{\mathbf{kg\,dye}}\right) = \frac{\mathbf{UI}}{\mathbf{1000\,Q\,(C_i\ Y_{COL})}}$$

$$\mu_{\mathbf{Al}}\left(\frac{\mathbf{kg\,Al}}{\mathbf{kg\,dye}}\right) = \frac{\mathbf{M_{Al}\,I\,\Phi_{Al}}}{\mathbf{3F}}\,\frac{\mathbf{1}}{\mathbf{Q\,(C_i\ Y_{COL})}}$$

$$E_{water}\left(\frac{kWh}{m^3}\right) = \frac{U.I.t}{V.1000}$$

La concentration initiale en colorant C_i est en kg/m^3, l'intensité de courant I est en ampère (A), la tension U entre les électrodes est en volt (V), le débit d'alimentation Q en (m^3/h), la masse molaire de l'aluminium M_{Al} (0.027 kg/mol), la constante de Faraday F (96487 C/mol), t est le temps de traitement en (h), V est le volume du réacteur en (m^3) et ϕ_{Al} est le rendement faradique de la dissolution d'aluminium. ϕ_{Al} est estimé par le rapport de la perte de masse effective des électrodes lors des expériences Δm_{exp} à la masse théorique d'aluminium libérée à l'anode Δm_{th} :

$$\phi_{Al} = \frac{\Delta m_{exp}}{\Delta m_{th}} = \frac{3F}{M_{Al} I t}\Delta m_{exp}$$

Le rendement faradique ou l'efficacité de courant sont deux dénominations du même paramètre (ϕ_{Al}) ; il dépend fortement de l'évolution du pH de la solution et des espèces qui y sont présentes, par exemple de la coexistence d'autres anions [19,20,23,40]. Il est souvent supérieur à l'unité (01) en raison de la dissolution chimique du métal.

III.2.8. Les électrodes utilisées

Les électrodes utilisées sont en aluminium d'une pureté d'environ 98 % (Fig. III.9). Leur conductivité électrique est de l'ordre de 38,2.10^6 mS/cm. Le métal des électrodes peut être obtenu par récupération des déchets d'aluminium, ce qui rend leur coût supportable pour un procédé de dépollution.

Les deux plaques parallèles et rectangulaires d'aluminium, ont été préalablement traitées avec un papier abrasif au niveau de leur surface, dans le but d'homogénéiser celles-ci et d'éliminer les impuretés et les dépôts qui peuvent les contaminer. Les électrodes sont extraites du réacteur, après chaque manipulation d'électrocoagulation dans le but de les examiner, et de les nettoyer, étant donné que les résidus de décomposition des polluants peuvent se déposer sur leur surface.

Le nettoyage s'effectue avec une solution d'acide chlorhydrique de 0.2 N, permettant ainsi de d'éliminer les dépôts des polluants pouvant former une couche résistante sur la surface.

La figure (III.9) représente la composition élémentaire du métal des électrodes réalisée par microscope électronique à balayage (MEB) [3,19,20,23].

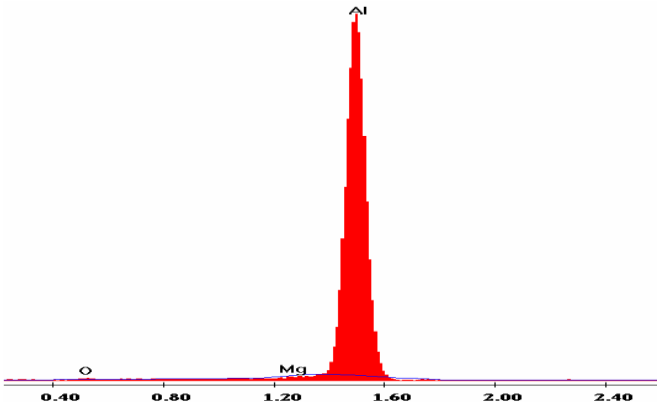


Figure III.9 : Composition élémentaire du métal des électrodes utilisées par MEB

III.3. Traitement par filtration sur colonne

La filtration sur colonne constitue un procédé physique largement utilisé dans le traitement des eaux pour l'élimination des matières en suspension, de la turbidité et de certaines impuretés dissoutes. Dans cette étude, la filtration sur colonne a été utilisée afin d'évaluer les performances épuratoires du matériau filtrant vis-à-vis de la réduction de la turbidité d'une eau usée synthétique issue de la dissolution du colorant Rouge Nylosan ou d'une argile.

III.3.1. Présentation du dispositif expérimental

Pour évaluer l'élimination de la turbidité par filtration, des essais expérimentaux ont été réalisés à l'aide d'une colonne de filtration conçue et réalisée au laboratoire. Le dispositif expérimental est constitué d'une colonne cylindrique de 80 mm de diamètre et de 45 cm de hauteur, remplie de matériaux filtrants disposés en couches successives (Fig. III.10).

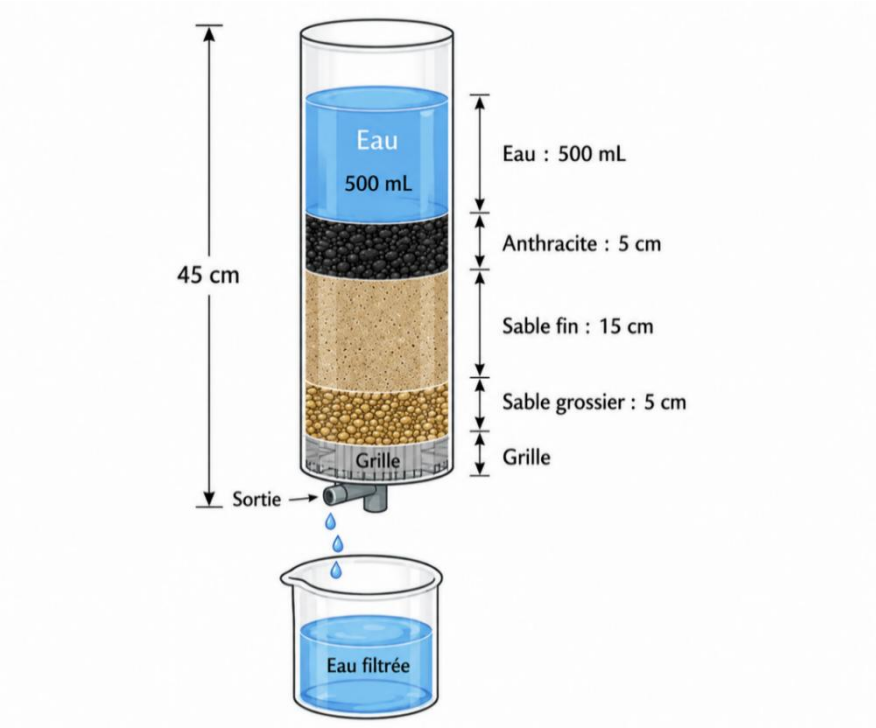


Figure III.10 : Colonne de filtration

L'alimentation de la colonne s'effectue de manière continue afin de permettre le passage de l'effluent à travers le lit filtrant. Des prélèvements ont été effectués à la sortie du système afin de suivre l'évolution de la turbidité et d'évaluer l'efficacité du procédé de filtration.

III.3.2. Mode opératoire

a) Saturation du filtre

- Verser lentement de l'eau claire pour saturer le lit filtrant.
- Laisser le niveau se stabiliser.

b) Alimentation continue

- Verser la solution colorée lentement et de façon constante.
- Chronométrez dès le début du versement.

c) Purge initiale

- Recueillir les premiers millilitres (1–2 volumes du lit filtrant).
- Ne pas mesurer, ils contiennent encore de l'eau claire.

d) Mesures régulières

- Prélever le filtrat après la purge, à intervalles réguliers (temps ou volume).
- Mesurer la turbidité.

III.3.3. Analyse granulométrique des matériaux utilisés

L'analyse granulométrique permet de déterminer la répartition en poids des éléments d'un matériau suivant leur dimension. Elle permet aussi de prévoir certaines propriétés du matériau comme la perméabilité, l'aptitude au compactage et l'utilisation comme filtre. Le tamisage portera sur les particules dont la dimension est supérieure à 80 μm. La répartition des fines particules (< à 80 μm) se fait par sédimentométrie [29,30,41].



Figure III.11 : Tamiseuse

a) Mode opératoire

Le matériau est fractionné à l'aide de tamis et passoires. Le refus est pesé. On calcule ensuite les pourcentages (%) des refus cumulés d'où l'on déduit les pourcentages (y%) des tamisâts cumulés (par rapport au poids initial du matériau sec) pour chaque tamis de dimension (d_y).

La courbe granulométrique est tracée en reportant sur une feuille semi-logarithmique les tamisâts cumulés (y%) en ordonnées et les ouvertures des tamis ou passoires (d_y) en abscisse.

b) Matériel utilisé

- Une colonne de tamis propres et secs dont l'ouverture intérieure des mailles est respectivement de haut en bas (5 – 2 – 1 – 0,5 – 0,2 – 0,1 et éventuellement 0,08 mm)
- Une tamiseuse mécanique (machine d'agitation mécanique)
- Une balance de précision
- Un pinceau souple de nettoyage des tamis.

c) Protocole

1. Prélever une masse (m ≈ 1 kg) de matériau sec (*après avoir séjourné pendant 24h dans une étuve à 105°C*) que l'on fait passer dans une passoire de 12,5 mm.
2. Constituer une colonne de 6 tamis dont l'ouverture intérieure des mailles est respectivement de haut en bas (5 – 2 – 1 – 0,5 – 0,2 – 0,1 et éventuellement 0,08 mm). La colonne est coiffée par un fond pour recueillir le tamisât au dernier tamis et un couvercle pour éviter la dispersion des poussières. On pèse les tamis et le fond pour avoir les tares.
3. Verser le matériau sur la colonne et la fixer soigneusement sur la tamiseuse. Agiter pendant 2 à 5 minutes (20 tr/min).
4. Peser les refus sur chacun des tamis et le tamisât du dernier tamis recueilli sur le fond.

d) Expression des résultats

1. Porter les résultats des pesées sur un tableau qui contenant : l'ouverture des passoires ou tamis, les refus, les tamisâts et les tamisâts cumulés (y%). Le (y%) se calcule par rapport au poids initial du sol sec.
2. Tracer la courbe granulométrique y% = f (d_y) sur une feuille normalisée.
3. Calculer les éléments granulométriques définis dans la classification (D_{10}, D_{60}, C_u, …).

III.3.4. Paramètres granulométriques

Les résultats obtenus par l'analyse granulométrique sont portés sur des graphiques spéciaux et les courbes ainsi tracées fournissent des renseignements précis sur l'échantillon. Ces renseignements sont exprimés sous forme de paramètres granulométriques. On distingue :

- **Le diamètre efficace (D_{10}) :** Il exprime le diamètre de l'ouverture du tamis qui laisse passer 10% de l'échantillon du matériau. Il représente conventionnellement, le diamètre moyen des grains du sable.
- **Le coefficient d'uniformité (C_u) :** Il représente l'homogénéité de la distribution des diamètres des grains dans l'échantillon.

$$C_u = D_{60}/D_{10}$$

III.3.5. Résultats de l'analyse granulométrique

L'analyse granulométrique des trois matériaux étudiés a été effectuée par un tamisage à sec d'une masse de 1000 g, le 07 avril 2026 au niveau du laboratoire pédagogique de Mécanique des Sols du Hall de Technologie de l'Université de M'sila.

Les résultats expérimentaux de l'analyse granulométrique obtenus pour les matériaux étudiés (sable grossier, sable fin et l'anthracite) sont représentés dans les tableaux ci-après et récapitulés sur la figure (III.12).

Tableau III.2 : Résultats de l'analyse granulométrique du sable grossier

Tamis (mm)	Poids du tamis (g)	Refus (g)	R-P (g)	Refus cumulé (g)	Refus cumulé (%)	Tamisât cumulé (%)
5	627	627	0	0	0	100
2	572	1126	554	554	41,78	58,22
1	518	1283	765	1319	99,47	0,53
0,5	444	449	5	1324	99,85	0,15
0,2	425	425	0	1324	99,85	0,15
0,08	433	434	1	1325	99,92	0,08
Fond	450	451	1	1326	100	0

Tableau III.3 : Résultats de l'analyse granulométrique du sable fin

Tamis (mm)	Poids du tamis (g)	Refus (g)	R-P (g)	Refus cumulé (g)	Refus cumulé (%)	Tamisât cumulé (%)
5	627	627	0	0	0	100
2	572	573	1	1	0,07	99,93
1	518	582	64	65	4,96	95,04
0,5	444	1660	1216	1281	97,72	2,28
0,2	425	449	24	1306	99,69	0,31
0,08	433	435	2	1308	99,84	0,16
Fond	450	452	2	1310	100,00	0

Tableau III.4 : Résultats de l'analyse granulométrique de l'anthracite

Tamis (mm)	Poids du tamis (g)	Refus (g)	R-P (g)	Refus cumulé (g)	Refus cumulé (%)	Tamisât cumulé (%)
5	627	627	0	0	0	100
2	572	575	3	3	0,44	99,56
1	518	1120	602	605	89,89	10,11
0,5	444	498	54	659	97,91	2,09
0,2	425	431	6	665	98,81	1,19
0,08	433	435	2	667	99,1	0,9
Fond	450	456	6	673	100	0

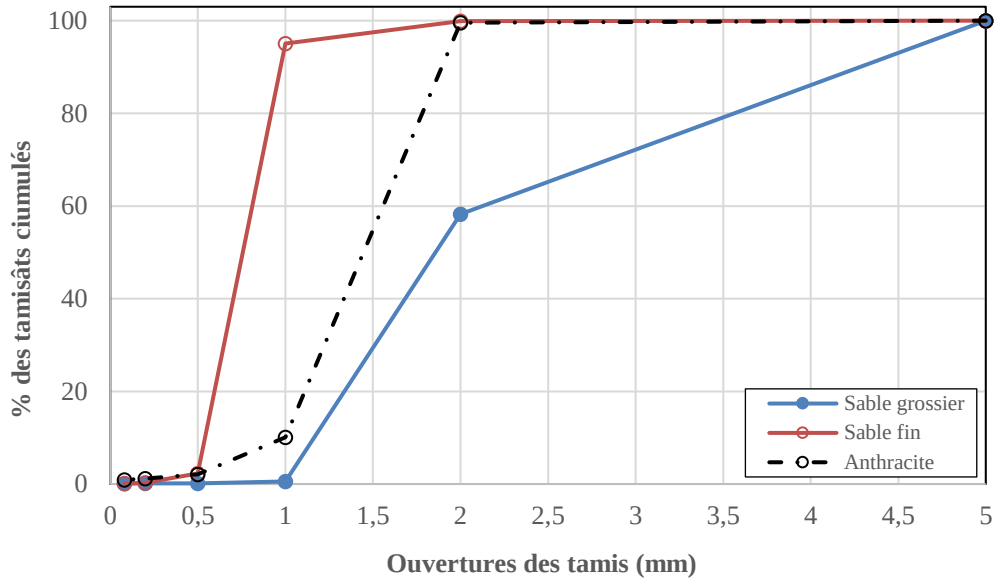


Figure III.12 : Analyse granulométrique des trois matériaux étudiés

D'après la figure (III.12), les principales caractéristiques des matériaux sont les suivantes.

	D_{10} (mm)	D_{60} (mm)	C_u
Sable grossier	1,12	2,06	1,84
Sable fin	0,6	0,92	1,53
Anthracite	1	1,56	1,56

III.4. Traitement par couplage électrocoagulation - filtration

Le traitement hybride adopté dans cette étude repose sur le couplage de l'électrocoagulation et de la filtration sur colonne afin d'améliorer l'élimination des matières en suspension, de la turbidité et de la couleur d'une eau usée synthétique. Le dispositif expérimental utilisé (Fig. III.13) est la combinaison des deux dispositifs utilisés pour l'EC et la filtration (Figs. III.1 et III.10).

Dans un premier temps, l'étape de l'EC qui remplace la coagulation classique permet la déstabilisation des particules colloïdales et la formation de flocs grâce à la production *in situ* du coagulant sous des conditions opératoires définies. Après électrocoagulation et décantation - flottation, l'eau prétraitée est dirigée vers une colonne de filtration remplie de matériaux filtrants (sable, anthracite), où les particules résiduelles sont retenues par différents mécanismes physiques.

L'objectif de ce couplage est de vérifier l'effet complémentaire des deux procédés et d'évaluer leur efficacité globale par rapport à l'utilisation de chaque traitement séparément. Cette approche permet notamment de confirmer l'intérêt du procédé hybride dans l'amélioration de la qualité de l'eau traitée, la réduction de la charge polluante résiduelle, ainsi que l'optimisation des performances de filtration (augmentation de la durée de travail du filtre, réduction du colmatage rapide du filtre et amélioration de son rendement).

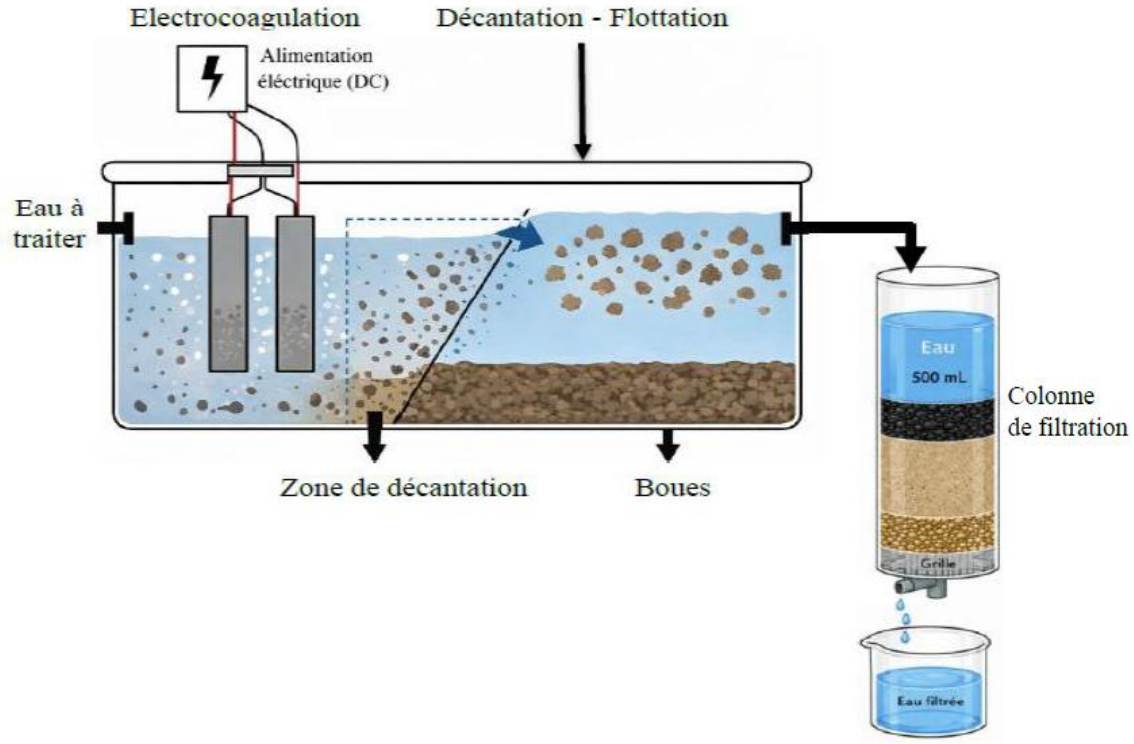


Figure III.13 : Schéma de principe du traitement hybride EC - Filtration

Chapitre IV

Résultats et discussions

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.1. Introduction

Dans ce chapitre, nous avons présenté et discuté de l'ensemble des résultats obtenus lors des expériences de filtration sur colonne et d'électrocoagulation (EC) réalisées avec des électrodes en aluminium, sur des solutions synthétiques des effluents industriels de textile. Afin d'optimiser l'efficacité de l'élimination de la turbidité, nous avons opté pour l'étude de l'influence des paramètres de chaque procédé: la hauteur et le type du matériau filtrant, le débit de filtration et la nature de la pollution (colorant, argile) pour la technique de filtration, la densité de courant (**j**), le temps de traitement (**t**), le lieu de la prise des échantillons, la concentration initiale du colorant ($\mathbf{C_i}$), l'énergie consommée (**E**) et la consommation des électrodes ($\boldsymbol{\mu_{Al}}$) pour l'EC.

De plus, et dans le but de maximiser les rendements d'élimination de la turbidité, nous avons examiné l'effet de la combinaison de l'EC avec la filtration sur colonne après avoir déterminé les meilleures conditions expérimentales des deux procédés.

IV.2. Traitement par filtration

IV.2.1. Effet de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration initiale du colorant sur l'élimination de la turbidité

La hauteur du lit filtrant joue un rôle important dans le mécanisme de rétention des particules, car une augmentation de l'épaisseur du matériau favorise le temps de contact entre l'eau et le média filtrant, améliorant ainsi les phénomènes de piégeage et d'adsorption des particules responsables de la turbidité. Par ailleurs, la concentration du colorant influence directement la charge polluante de l'eau et peut affecter l'efficacité du procédé de filtration.

Dans cette étude, des essais de filtration sur colonne ont été réalisés afin d'évaluer l'effet de la hauteur du matériau filtrant (15 et 25 cm) ainsi que celui de la concentration du colorant (70, 100, 150 et 250 mg/L) sur l'élimination de la turbidité. Les résultats obtenus permettront de déterminer les conditions expérimentales les plus favorables pour améliorer les performances du système de filtration. Les résultats obtenus sont regroupés dans la figure ci-après.

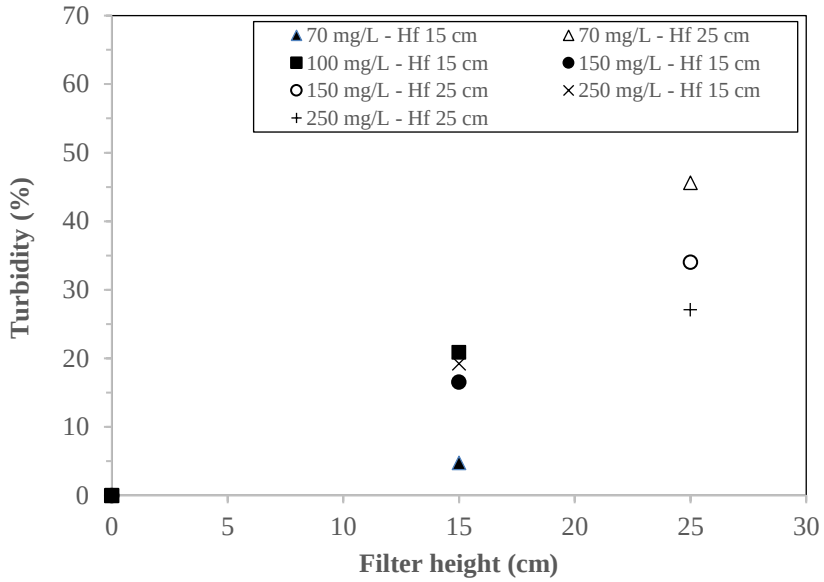


Figure IV.1 : Evolution de la turbidité en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant

Sur la figure, on observe une diminution de la turbidité en fonction de la hauteur du média filtrant pour toutes les concentrations étudiées, indiquant que l'augmentation de l'épaisseur du lit filtrant améliore l'efficacité de rétention des particules en suspension. Par conséquent, les particules fines sont mieux piégées au sein du lit filtrant, ce qui conduit à une amélioration significative de la qualité de l'eau traitée. Ces résultats confirment le rôle déterminant de la configuration du média filtrant dans la performance globale du procédé de filtration.

Lors de la filtration, une diminution du **pH** (Fig. IV.2) et une augmentation de la **conductivité** (Fig. IV.3) ont été observées. La baisse du pH peut s'expliquer par la dissolution de certaines substances ou par des réactions chimiques produisant des ions (H_3O^+) au sein du milieu filtrant. Par ailleurs, l'augmentation de la conductivité traduit une augmentation de la concentration en ions dissous dans l'eau, pouvant provenir de la dissolution de minéraux contenus dans les matériaux filtrants ou de l'échange ionique au cours du traitement.

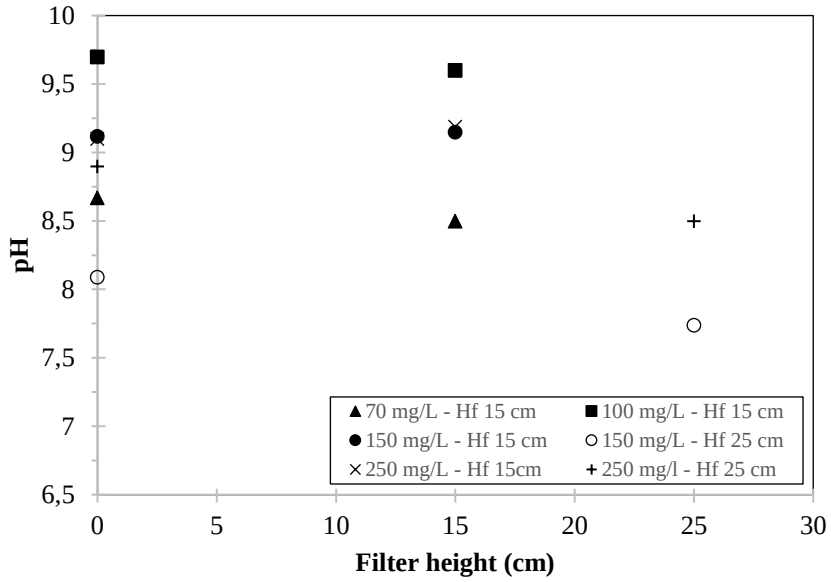


Figure IV.2 : Evolution du pH en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant

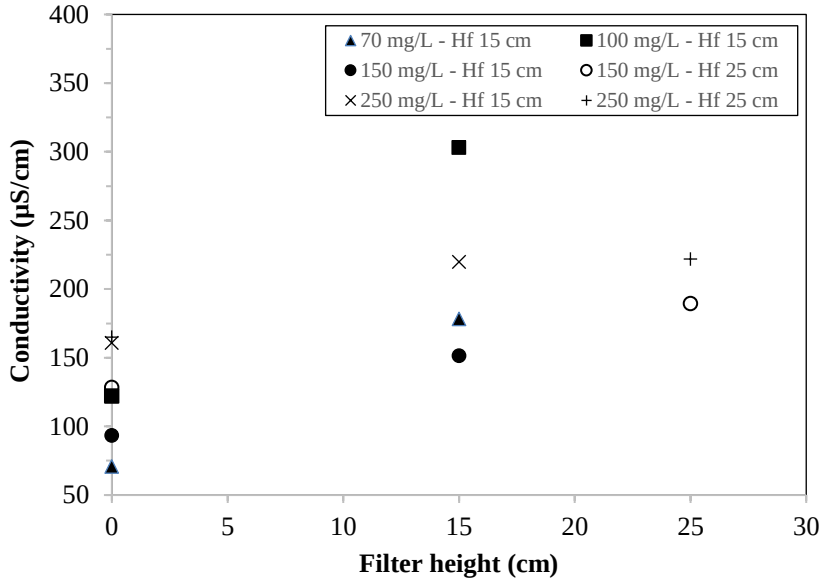


Figure IV.3 : Evolution de la conductivité en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant

IV.2.2. Effet de l'ajout de l'anthracite

Afin d'évaluer l'impact de l'ajout de l'anthracite sur les performances de filtration et la qualité de l'eau traitée, une couche de 5 cm a été ajoutée à la surface supérieure du sable fin. Les résultats obtenus sont présentés dans la figure ci-après.

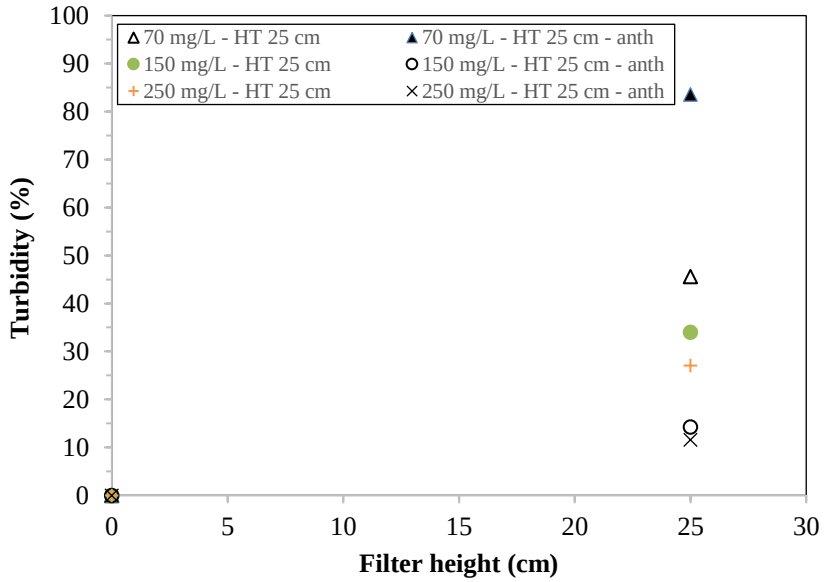


Figure IV.4 : Evolution de la turbidité en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant en présence de l'anthracite

L'ajout d'anthracite améliore la filtration uniquement pour la concentration de 70 mg/L (de 45.62 % à 83.59 %). À cette faible charge polluante, le média filtrant n'est pas saturé, ce qui permet une meilleure répartition de l'écoulement et une filtration plus efficace. En revanche, pour les concentrations plus élevées (150 et 250 mg/L), la quantité importante de particules entraîne un colmatage plus rapide du lit filtrant et une saturation des pores. Dans ces conditions, l'effet positif de l'anthracite devient négligeable, car la performance du système est limitée par la charge polluante élevée plutôt que par la nature du média.

IV.2.3. Etude du cas de la turbidité d'origine argileuse

Afin de mieux comprendre l'influence de la nature des polluants sur les performances de la filtration, une étude comparative a été réalisée entre une turbidité d'origine argileuse et une solution colorée. L'argile représente un polluant particulaire en suspension, tandis que le colorant correspond à un contaminant dissous. Les concentrations étudiées pour l'argile sont de 150, 250, 500 et 1000 mg/L afin de préparer des solutions synthétiques représentatives de différentes charges polluantes. Cette comparaison permet d'évaluer l'efficacité du procédé de filtration selon le type de pollution et de mettre en évidence les mécanismes dominants d'élimination dans chaque cas.

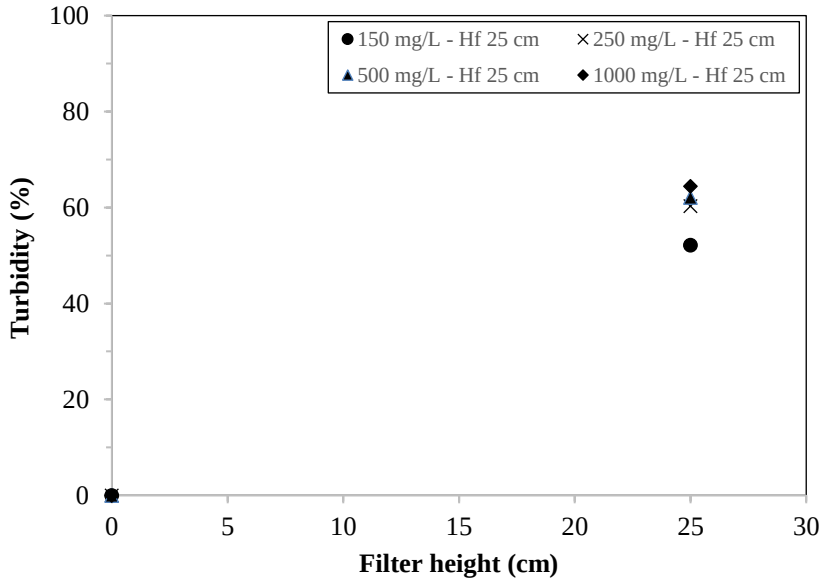


Figure IV.5 : Evolution de la turbidité en fonction de la hauteur du matériau filtrant et de la concentration du colorant en présence de l'anthracite – Cas de l'argile

L'effet bénéfique de l'anthracite est plus marqué pour les eaux chargées en argile (150, 250, 500 et 1000 mg/L), avec des taux d'abattement de la turbidité pouvant atteindre 64.5 %. Cela s'explique par la nature particulaire de l'argile, constituée de fines particules en suspension facilement retenues par les mécanismes de filtration en profondeur. L'anthracite, grâce à sa faible densité et sa granulométrie, améliore la porosité du lit filtrant et favorise la capture de ces particules solides.

En revanche, pour le colorant, l'efficacité est plus faible car il s'agit de substances dissoutes ou colloïdales, beaucoup plus difficiles à éliminer par simple filtration. Dans ce cas, les mécanismes physiques de rétention sont moins efficaces, et l'anthracite n'apporte qu'une amélioration limitée.

IV.2.4. Effet du débit de filtration

Afin de mieux expliquer les variations de performance et de limiter les phénomènes de colmatage observés à fortes concentrations en colorant, l'étude de l'influence du débit (la vitesse de filtration) s'avère indispensable. Elle permettra d'évaluer l'impact des conditions hydrodynamiques sur l'efficacité du procédé de filtration.

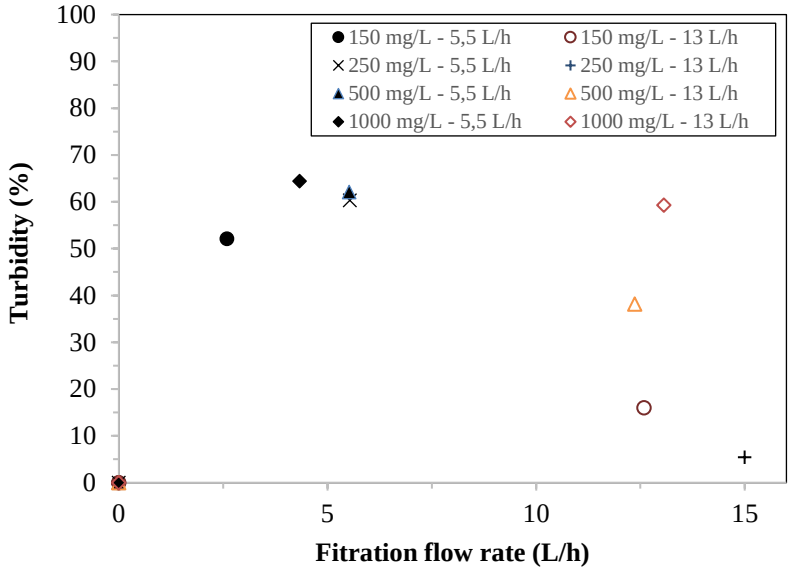


Figure IV.6: Effet du débit de filtration sur l'efficacité d'élimination de la turbidité

Les résultats montrent que les faibles débits de filtration (5,5 L/h) conduisent à de meilleures performances, avec des taux d'abattement compris entre 52,5 et 64,5 %, comparativement au débit élevé de 15 L/h où les rendements varient seulement entre 12,6 et 59,4 % pour des concentrations de 150 à 1000 mg/L. Cela s'explique par le temps de contact plus long entre l'eau et le média filtrant à faible débit, favorisant les mécanismes de rétention des particules. À l'inverse, à débit élevé, le temps de séjour est réduit et les particules sont moins efficacement retenues, ce qui diminue l'efficacité globale de la filtration.

IV.3. Traitement par électrocoagulation

IV.3.1. Effet de la densité de courant et de la concentration initiale du colorant sur l'élimination de la turbidité

La densité de courant est définie comme le rapport entre l'intensité du courant appliqué aux bornes des électrodes (I), exprimée en ampère (A), et la surface active des électrodes (S), exprimée en mètre carré (m^2). Elle constitue l'un des paramètres les plus importants influençant les performances du procédé d'EC dans le traitement des eaux usées industrielles. En effet, l'augmentation de la densité de courant favorise la dissolution des électrodes et la production des espèces coagulantes, améliorant ainsi l'agglomération et l'élimination des particules responsables de la turbidité. En plus, le taux de production des bulles d'hydrogène (H_2) augmente et leur taille diminue. Tous ces effets sont bénéfiques pour une élimination efficace du polluant par flottation. Par ailleurs, la concentration initiale du colorant peut également affecter l'efficacité du traitement, en raison de la variation de la charge polluante et des besoins en agents coagulants [3,14,20,23]. L'étude de l'effet de différentes densités de courant (100, 200 et 300 A/m^2) et de concentrations initiales du colorant (150 et 250 mg/L) permet ainsi d'évaluer les conditions optimales

d'élimination de la turbidité par électrocoagulation. Les résultats obtenus sont illustrés sur les figures ci-après.

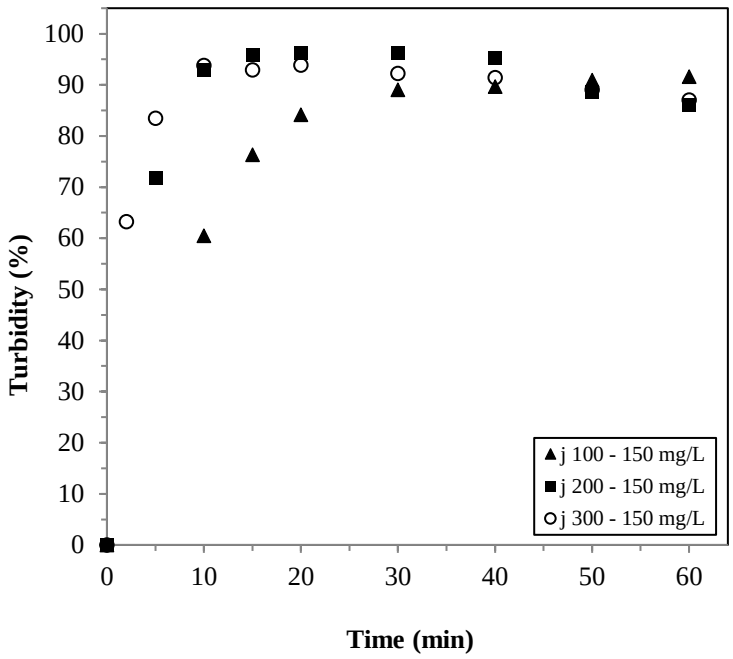


Figure IV.7 : Effet de la densité de courant sur l'efficacité d'élimination de la turbidité : C_i = 150 mg/L, pH initial = 8, conductivité κ = 1141 µS/cm

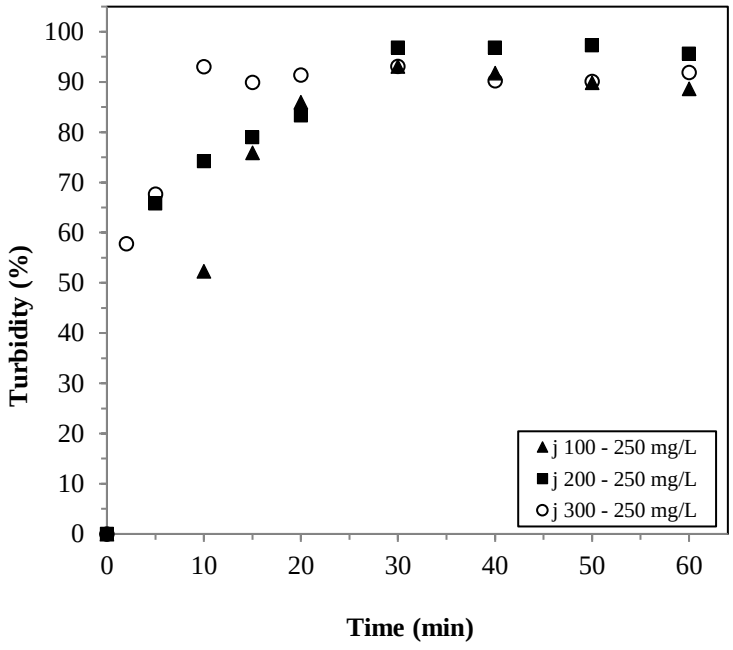


Figure IV.8 : Effet de la densité de courant sur l'efficacité d'élimination de la turbidité : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, conductivité κ = 1005 µS/cm

Les figures (IV.7) et (IV.8) montrent que le temps requis pour atteindre les valeurs optimales, correspondant aux valeurs sur le plateau, diminue lorsque (j) augmente de 100 à 300 A/m², et devient presque constant entre 20 et 30 min. Une augmentation de la densité de courant de 100 à 300 A/m² a engendré une augmentation de l'efficacité d'élimination de la turbidité de 89,09 à 96,83 % pour les deux concentrations étudiées.

IV.3.2. Consommation énergétique

De nombreux travaux sur l'électrocoagulation ont porté sur la consommation énergétique en termes d'énergie électrique spécifique consommée (**E_{dye}**) [20,44]. Cette énergie a souvent été étudiée en fonction des paramètres de l'EC d'une façon générale.

L'énergie électrique spécifique consommée (**E_{dye}**), la consommation spécifique des électrodes par kg de colorant (**μ_{Al}**) et la consommation d'énergie par m^3 d'eau traitée (**E_{water}**) sont calculées par les équations citées dans le chapitre (III), section (III.2.7).

Les allures de ces trois paramètres sont représentées sur les figures suivantes.

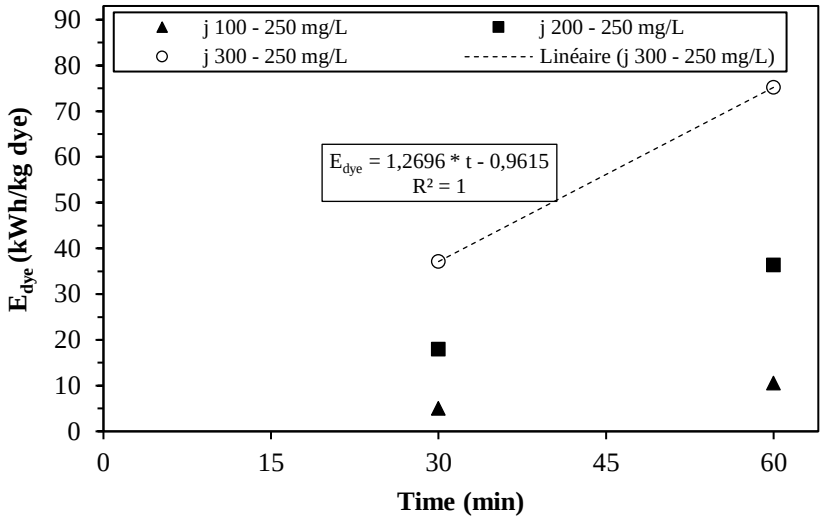


Figure IV.9 : Evolution de l'énergie électrique spécifique consommée en fonction du temps : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm

Les figures (IV.9 - IV.11) montrent que ***E_{dye}***, ***E_{water}*** et ***μ_{Al}*** dépendent de la densité de courants et du temps de traitement. Ce qui signifie que la diminution de la durée de traitement ne compense pas la diminution de la densité de courant sur la consommation énergétique. ***E_{dye}*** ne représente qu'une fraction des coûts de l'opération d'électrocoagulation, entre 20 et 50 % [3,44]. Selon cet auteur, le coût principal est dû à la consommation du matériau des électrodes. Une densité de courant élevée conduit à une consommation élevée du métal des électrodes (***μ_{Al}***) et de l'énergie ***E_{dye}*** par l'effet de joule ; ce qui engendre un coût élevé du procédé.

Les résultats trouvés sont semblables aux résultats déjà rapportés dans la littérature pour les effluents de textile [23,43-47]. En particulier, la consommation d'électrode par kilogramme de colorant devrait être réduite au minimum parce qu'elle peut constituer jusqu'à 80 % du coût total de fonctionnement pour les électrodes en aluminium [46].

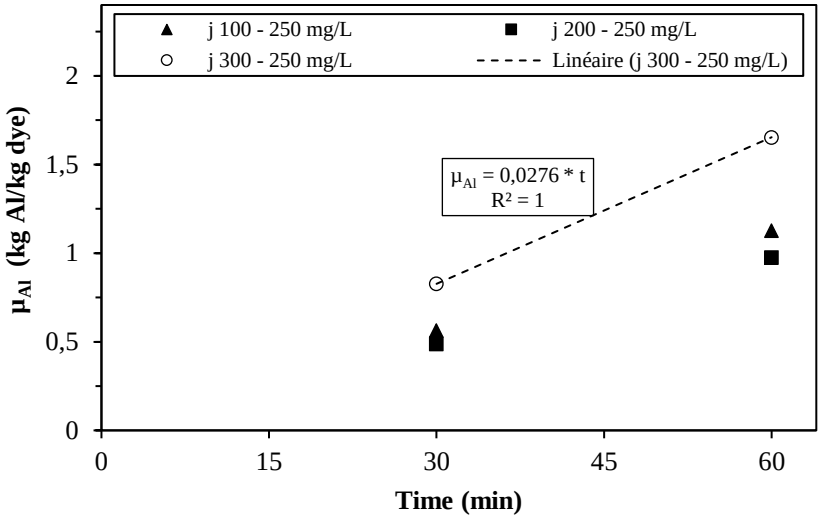


Figure IV.10: Evolution de la consommation des électrodes en fonction du temps : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm

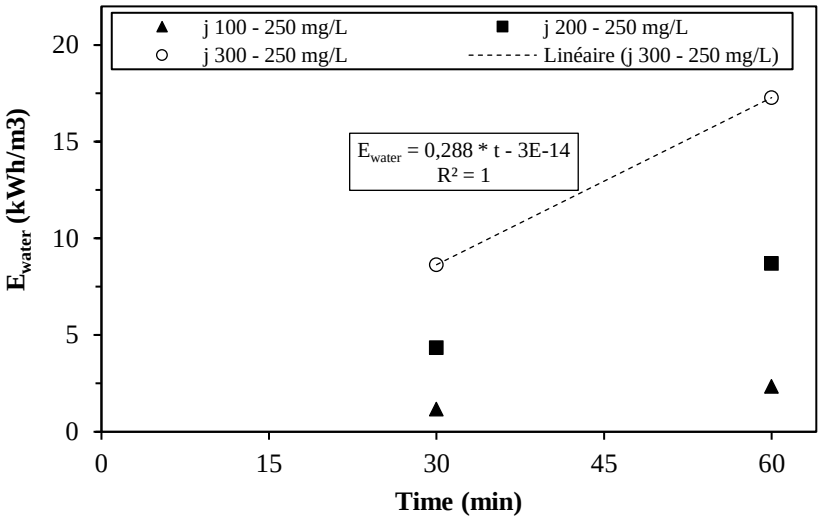


Figure IV.11 : Evolution de l'énergie par m^3 d'eau traitée en fonction du temps : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm

En conclusion, les densités de courant de 200 et 300 A/m² ont permis d'atteindre les meilleures performances d'élimination, avec des rendements supérieurs à 96 % pour les deux concentrations initiales étudiées. Néanmoins, la densité de 200 A/m² apparaît comme la condition optimale pour la poursuite des essais, dans la mesure où elle assure une efficacité d'élimination comparable à celle de 300 A/m² tout en réduisant les besoins énergétiques du procédé.

IV.3.3. Evolution du pH au cours de l'EC

Le pH initial est l'un des principaux paramètres jouant un rôle important dans l'efficacité de l'EC. Son évolution dépend du pH initial. La tendance du pH final à se rapprocher de la neutralité et sans ajout d'aucun réactif chimique constitue un avantage considérable pour la technique d'EC. La diminution du pH au cours de l'EC peut être attribuée principalement à l'hydrolyse des ions aluminium libérés par l'anode et à la formation des hydroxydes d'aluminium. Ces réactions génèrent des ions H^+, provoquant ainsi une légère acidification du milieu réactionnel.

Ceci montre que le procédé de l'EC a un certain pouvoir tampon en raison d'une balance entre la production et la consommation de OH^- et du besoin de la neutralisation de la charge avant la transformation finale des composés solubles d'aluminium sous forme d'$Al(OH)_3$ [40,42], qui empêche le changement élevé du pH de la neutralité, comme le montre la figure (IV.12).

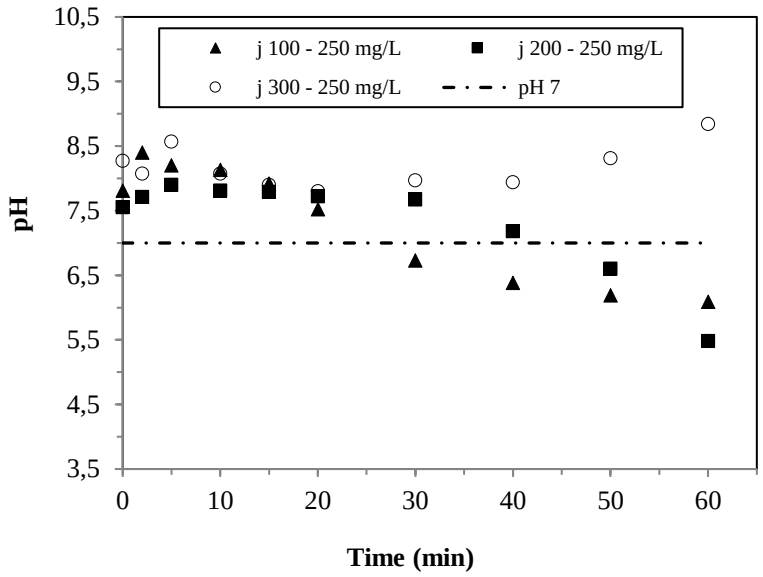


Figure IV.12 : Evolution du pH au cours de l'EC : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm

IV.3.4. Evolution de la conductivité au cours de l'EC

Les allures des trois courbes sont similaires. On observe une diminution pour les trois densités étudiées. A titre d'exemple pour la densité de 300 A/m², la conductivité diminue de 1166 à 860 µS/cm), ce qui indique une réduction de la concentration en espèces ioniques libres. Cette diminution de la conductivité au cours du traitement peut être attribuée à l'élimination des espèces ioniques par adsorption sur les flocs d'hydroxydes d'aluminium formés *in situ*. Ces flocs entraînent également une co-précipitation des ions présents dans la solution, réduisant ainsi la concentration en espèces chargées et, par conséquent, la conductivité du milieu.

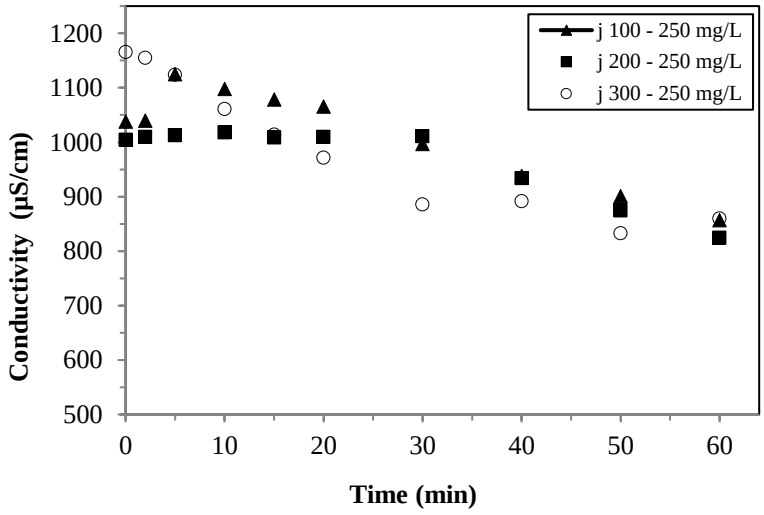


Figure IV.13 : Evolution de la conductivité au cours de l'EC : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm

IV.3.5. Evolution de la tension entre les électrodes au cours de l'EC

La figure (IV.14) nous résume l'effet de la densité de courant sur l'évolution de la tension entre les électrodes en fonction du temps.

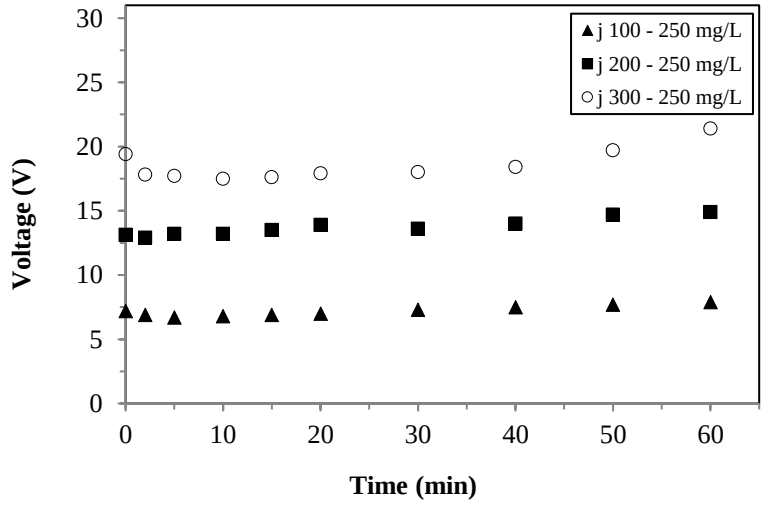


Figure IV.14 : Evolution de la tension entre les électrodes au cours de l'EC : C_i = 250 mg/L, pH initial = 7.55, κ = 1005 µS/cm

La tension de cellule représente la valeur relevée de la tension sur le générateur stabilisé. Elle dépend principalement de l'intensité du courant imposé, des propriétés des électrodes ainsi que de la conductivité de l'effluent. Dans le cas d'un milieu à conductivité relativement élevée, la tension reste faible et stable, ce qui indique une bonne conductivité ionique et une faible résistance électrique [40]. L'absence de dépôts significatifs sur les électrodes contribue également à maintenir une tension quasi constante au cours du temps.

Par ailleurs, la tension de cellule présente une quasi-stabilité au cours du temps pour l'ensemble des densités de courant appliquées. Cette stabilité de la tension est particulièrement importante du point de vue énergétique, car la consommation électrique du procédé d'électrocoagulation dépend directement de la tension de cellule. Ainsi, une tension faible et quasi constante permet de limiter la consommation énergétique globale du procédé. Par conséquent, le maintien de conditions opératoires favorisant une bonne conductivité de l'effluent et l'absence d'entartrage des électrodes contribue à optimiser l'efficacité énergétique du traitement.

IV.4. Traitement hybride par électrocoagulation - filtration

IV.4.1. Influence du point d'échantillonnage

Afin de voir si le lieu de la prise des échantillons a un effet sur le fonctionnement de notre réacteur, des prises d'échantillons ont étés effectuées à la sortie du premier compartiment (EC1), c'est-à-dire, au niveau du déversoir de la chambre d'électrolyse, et à la sortie du deuxième compartiment (EC2), à la sortie de la chambre de décantation-flottation (Fig. III.1).

Pour une densité de courant de 200 A/m², une concentration initiale du colorant C_i = 150 mg/L, un pH initial de 8 et un débit d'écoulement Q = 16,5 L/h, les résultats trouvés sont représentés sur la figure (IV.15).

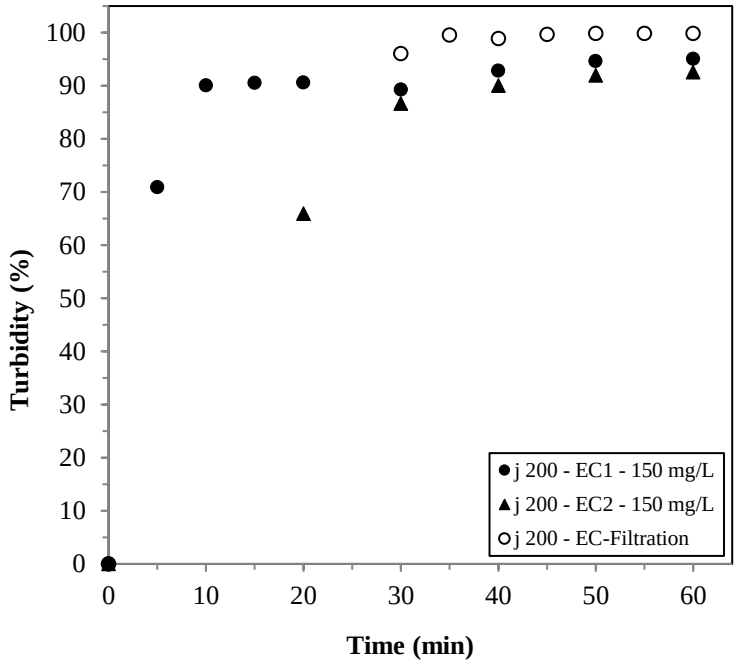


Figure IV.15 : Taux d'élimination de la turbidité dans les deux compartiments : Q = 16,5 L/h, C_i = 150 mg/L, pH initial = 8.2, conductivité κ = 1254 µS/cm

Les résultats obtenus montrent des performances d'élimination de la turbidité relativement similaires dans les deux compartiments, particulièrement après 30 minutes de traitement. Entre 30

et 60 minutes, les rendements maximaux d'élimination de la turbidité varient de 89,82 à 95 % pour le compartiment EC1, contre 86,64 à 92,52 % pour le compartiment EC2.

Pour le procédé couplé EC–Filtration, les taux d'abattement de la turbidité varient de 96 à 99,84 % pour des temps de filtration compris entre 5 et 35 minutes. Il convient de préciser que le temps de traitement de 30 minutes à la sortie du premier compartiment correspond à un temps de filtration de 5 minutes, tandis que le temps de séjour dans le deuxième compartiment est de 20 minutes. Ces résultats mettent en évidence l'efficacité du couplage, permettant d'atteindre des rendements très élevés en un temps de traitement relativement court.

IV.4.2. Influence de la concentration initiale

Afin d'évaluer l'influence de la concentration initiale du colorant sur l'efficacité du traitement par couplage EC–Filtration, une concentration de 500 mg/L a été étudiée, correspondant à une turbidité initiale de 1321 NTU. Cette valeur est largement supérieure à celles généralement rencontrées dans les rejets textiles, qui varient approximativement entre 50 et 1000 NTU [3], ce qui permet de tester le procédé dans des conditions proches des effluents réels.

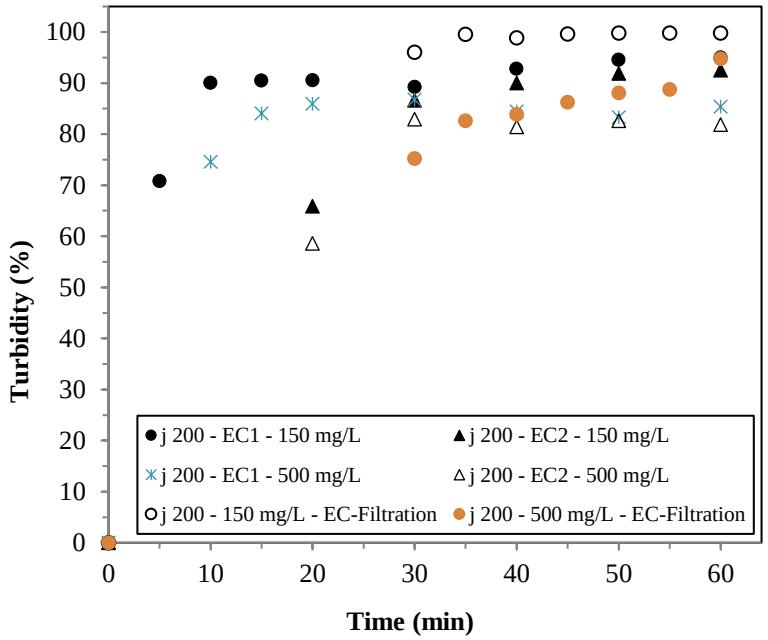


Figure IV.16 : Taux d'élimination de la turbidité : Q = 16,5 L/h, j = 200 A/m², pH initial = 7.74, conductivité κ = 1559 µS/cm

Les résultats (Fig. IV.16) montrent que, même pour une concentration élevée de 500 mg/L, le couplage EC–Filtration a permis d'atteindre des rendements d'élimination compris entre 75 et 94 % pour des temps de filtration variant de 5 à 35 minutes. Ces performances confirment l'efficacité du procédé, même sous des charges polluantes élevées.

IV.4.3. Influence de la densité de courant

Afin d'évaluer l'influence de la densité de courant sur l'efficacité du traitement par couplage EC–Filtration, une densité de courant de 300 A/m² a été testée (Fig. IV.17).

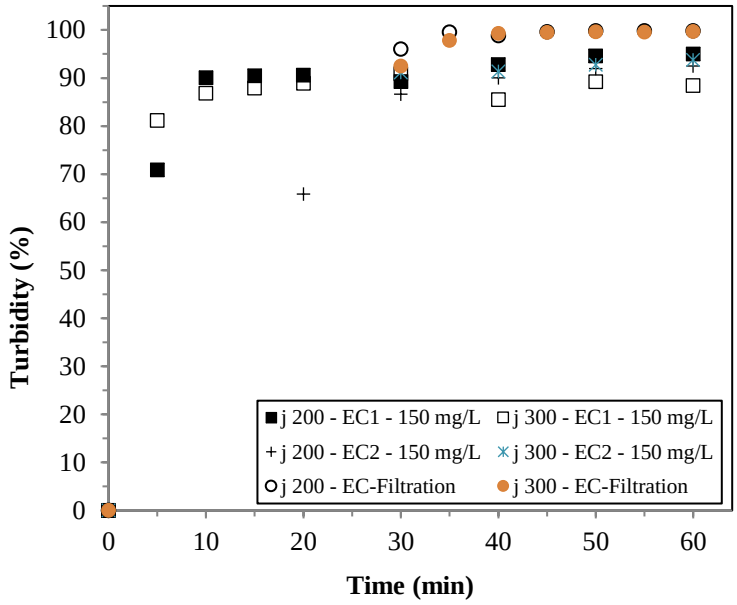


Figure IV.17 : Effet de la densité de courant sur le taux d'élimination de la turbidité : Q = 16,5 L/h, pH initial = 7.74, conductivité κ = 1559 µS/cm

Les résultats obtenus montrent que les taux d'abattement de la turbidité demeurent très élevés, variant de 92,46 à 99,69 % pour des temps de filtration compris entre 5 et 35 minutes, contre 96 à 99,84 % pour une densité de 200 A/m². Ces résultats indiquent que l'augmentation de la densité de courant n'a pas entraîné d'amélioration significative des performances du procédé.

La figure (IV.18) illustre la comparaison des performances des trois procédés pour une concentration initiale de 150 mg/L.

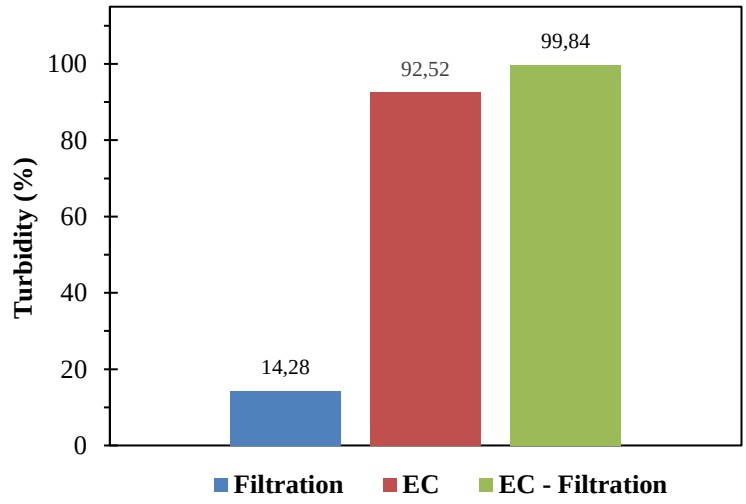


Figure IV.18 : Comparaison des performances des trois procédés : C_i = 150 mg/L

La comparaison des trois procédés montre une nette différence de performance en termes d'abattement de la turbidité. La filtration seule présente une efficacité limitée (14,28 %), en raison de la taille fine des particules et de leur faible rétention sur le milieu filtrant en l'absence de prétraitement. L'électrocoagulation améliore considérablement le rendement (92,52 %) grâce à la déstabilisation des colloïdes par neutralisation des charges, la formation d'hydroxydes métalliques et l'agrégation des particules en flocs volumineux. Enfin, le couplage EC–filtration atteint une efficacité quasi totale (99,84 %), traduisant une synergie entre les deux procédés : l'électrocoagulation réduit la stabilité colloïdale et augmente la taille des particules, facilitant ainsi leur piégeage par filtration et limitant le colmatage du milieu filtrant.

IV.5. Conclusion partielle

Une série d'expériences a été réalisée afin d'évaluer l'influence des principaux paramètres opératoires sur l'efficacité de la filtration, de l'électrocoagulation (EC) et de leur couplage pour l'élimination de la turbidité. Les résultats montrent l'intérêt du procédé hybride, avec des performances élevées pour l'ensemble des conditions étudiées, y compris à fortes charges polluantes. Le couplage EC–Filtration permet également de réduire les temps de traitement et de limiter le colmatage du milieu filtrant grâce au prétraitement par électrocoagulation.

Conclusion générale

Conclusion générale

Cette étude s'inscrit dans une démarche scientifique visant à développer des procédés de traitement des effluents industriels, à la fois efficaces, durables et adaptés aux contraintes environnementales actuelles. À travers l'étude approfondie des méthodes de traitement des eaux, notre choix s'est porté sur les techniques de filtration et d'électrocoagulation. Cette étude met en évidence leurs performances respectives, leurs limites, ainsi que les perspectives offertes par leur couplage et leur évaluation environnementale.

Dans un premier temps, des essais ont été menés sur une colonne de filtration. L'influence des conditions opératoires sur l'efficacité d'élimination de la turbidité, telles que la hauteur et le type du matériau filtrant, le débit de filtration et la nature de la pollution (colorant, argile) a été examinée.

Les principaux résultats sont les suivants :

- L'analyse granulométrique des matériaux filtrants a révélé des coefficients d'uniformité (C_u) compris entre 1,54 et 1,84, indiquant une granulométrie homogène favorable à une bonne répartition de l'écoulement au sein du lit filtrant.
- L'augmentation de la hauteur du média améliore significativement les performances d'abattement, grâce à une meilleure rétention des particules en suspension.
- L'ajout d'une couche d'anthracite a permis d'améliorer l'efficacité de filtration, notamment pour les eaux chargées en argile, avec des rendements pouvant atteindre 64,5 %. Cette amélioration est liée à la forte porosité de l'anthracite et à sa capacité à retenir les particules solides fines.
- En revanche, l'élimination des colorants reste limitée en raison de leur caractère dissous ou colloïdal, peu sensible aux mécanismes de filtration physique.
- Un faible débit de filtration (5,5 L/h) favorise les performances du procédé grâce à un temps de contact plus important entre l'eau et le média filtrant.
- Globalement, la filtration seule présente une efficacité modérée, insuffisante pour atteindre des rendements élevés.

Dans un second temps, une série d'expériences a été réalisée sur le procédé d'électrocoagulation, en utilisant deux électrodes en aluminium, afin d'optimiser les paramètres opérationnels et de définir les conditions les plus favorables à son application ultérieure. Les paramètres suivis sont la densité de courant, le temps de traitement, le lieu de la prise des échantillons, la concentration initiale du colorant, l'énergie consommée et la consommation des électrodes.

Les principaux résultats obtenus sont les suivants :

- L'EC améliore considérablement le rendement (92,52 %) grâce à la déstabilisation des colloïdes par neutralisation des charges, la formation d'hydroxydes métalliques et l'agrégation des particules en flocs volumineux.
- L'augmentation de la densité de courant de 100 à 300 A/m² a amélioré l'efficacité d'élimination de 89,09 à 96,83 %. Toutefois, la densité de courant de 200 A/m² apparaît comme la condition optimale, puisqu'elle permet d'obtenir des rendements comparables à ceux de 300 A/m² tout en limitant la consommation énergétique du procédé.

Enfin, le couplage électrocoagulation–filtration a été évalué. Cette combinaison des deux techniques a présenté les meilleures performances, avec des rendements d'élimination atteignant 99,84 %. Cette efficacité élevée traduit une synergie entre les deux procédés : l'EC assure la déstabilisation et l'agrégation des particules colloïdales, tandis que la filtration permet leur rétention efficace au sein du média filtrant. Le couplage réduit également le risque de colmatage et améliore la qualité de l'eau traitée en un temps relativement court. Les rendements obtenus varient entre 96 et 99,84 % pour des temps de filtration compris entre 5 et 35 minutes, même pour des eaux fortement chargées atteignant une turbidité de 1321 NTU.

En conclusion, les résultats obtenus montrent que le couplage EC–filtration constitue une solution de traitement particulièrement performante pour l'élimination de la turbidité des eaux fortement chargées. Cette combinaison permet de dépasser les limites de la filtration seule tout en optimisant les performances de l'électrocoagulation, ce qui en fait une alternative prometteuse pour le traitement des eaux usées industrielles.

Les perspectives de ce travail sont multiples car l'objectif principal est de mettre en évidence des techniques de traitement des eaux efficaces, fiables et peu coûteuses.

- Étudier l'efficacité du couplage électrocoagulation–filtration sur des effluents réels.
- Optimiser davantage les paramètres opératoires du procédé hybride, notamment la densité de courant, le temps de traitement, le débit de filtration, la hauteur et la composition du média filtrant.
- Étudier l'utilisation de matériaux filtrants locaux et naturels afin de réduire les coûts de traitement et de valoriser les ressources disponibles localement.
- Étudier l'influence d'autres matériaux filtrants ou adsorbants susceptibles d'améliorer l'élimination des polluants dissous, en particulier les colorants.
- Valoriser les boues formées lors de l'EC.
- Évaluer la consommation énergétique et le coût global du procédé afin d'analyser sa faisabilité économique à grande échelle.

- Utilisation des énergies renouvelables comme une source d'alimentation pour assurer l'autonomie énergétique du procédé d'EC.
- Étudier le comportement du système sur de longues durées de fonctionnement, notamment les phénomènes de colmatage et la durée de vie des électrodes et du média filtrant.
- Étendre l'application du procédé couplé à l'élimination d'autres types de polluants tels que les métaux lourds, les matières organiques ou les micropolluants.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

[1] Parlement européen, Conseil de l'Union européenne (23 octobre 2000). Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. https://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG: 2000L0060: 20090625

[2] D. Gaujous. La pollution des milieux aquatiques : Aide-mémoire. 2ème édition, Revue et augmentée, Lavoisier TEC et DOC, Paris, 1995.

[3] M. Tiaiba. Traitement des eaux résiduaires d'industrie de textile par électrocoagulation en réacteur continu. *Thèse de Doctorat en Hydraulique*, Centre universitaire Belhadj Bouchaib – Ain Témouchent, Algérie, 2019.

[4] B. Merzouk. Epuration et réutilisation des eaux résiduaires. *Cours Master II*, *Hydraulique*, Université de M'sila, 2025/2026.

[5] F. Meinck, H. Stooff, H. Kohlschutter. Les eaux résiduaires industrielles. 2ème édition Masson.

[6] F. Edeline. L'épuration biologique des eaux résiduaires. Edition CEBEDOC, Paris, 1997.

[7] K. Marouf. Traitement des effluents industriels de textile par coagulation – floculation. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique urbaine*, Université de M'sila, 2018.

[8] E. Koller. Traitement des pollutions industrielles : Eau, Air, Déchets, Sols, Boues. Dunod. Paris, 2004.

[9] W. Lemlikchi. Elimination de la pollution des eaux industrielles par différents procédés d'oxydation et de co-precipitation. *Thèse de Doctorat en Sciences*, Université de Tizi-Ouzou, 2012.

[10] A. Reffas. Etude de l'adsorption de colorants organiques (rouge nylosan et bleu de méthylène) sur des charbons actifs préparés à partir du marc de café. *Thèse de Doctorat en Sciences,* Université de Constantine, 2010.

[11] M.M. Nassar, M.S. El-Geundi (1991). Comparative cost of colour removal from textile effluents using natural adsorbents. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*.

[12] L. Naidja. Elimination du colorant orange II en solution aqueuse, par voie photochimique et par adsorption. *Mémoire de Magister en Chimie*, Université de Constantine, 2010.

[13] T. Robinson, G. Mcmullan, R. Marchant and P. Nigam (2001). Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *Bioressource Technology*, 77, 247-255.

[14] A. Amour. Etude de l'influence de la variabilité des rejets industriels liquides sur le traitement par électrocoagulation - électroflottation en réacteur continu. *Thèse de Doctorat en Hydraulique*, Université Abderrahmane Mira, Béjaia, Algérie, 2020.

[15] A. Amirtharajah and C.R. O'Mella (1990). Coagulation Processes: Destabilization, Mixing, and Flocculation. In: Pontius, F.W., Ed., Water Quality and Treatment, 4th Edition, McGraw-Hill, New York, 269-365.

[16] F. Trichet. Cinétique de floculation, mesure et application au traitement des eaux. *Thèse de Doctorat des Sciences pharmaceutiques*, Université de Montpellier, France, 1985.

[17] I. Zongo. Etude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation : application de traitement de deux effluents textiles et un effluent simulé de tannerie. *Thèse de Doctorat en Génie des Procédés et de Produits*, Institut national polytechnique, Lorraine, France, 2009.

[18] K. Bouahcida et M. Boubaaya. Elimination de la pollution industrielle de textile par adsorption. *Mémoire de fin d'études, Master en Ressources Hydrauliques*, Université de M'sila, 2020.

[19] M.M.M.L. Abdi et E.K. Elmoustapha. L'apport de l'électrocoagulation dans le domaine d'épuration des eaux usées – Etat de l'art et perspectives. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique Urbaine*, Université de M'sila, 2021.

[20] A. Amour, B. Merzouk, J.P. Leclerc, F. Lapicque (2016). Removal of reactive textile dye from aqueous solutions by electrocoagulation in a continuous cell. *Desalination and Water Treatment*, 57, 22764–22773.

[21] W. Atba. Décontamination physico-chimique et électrochimique de composés toxiques dans les urines. *Thèse de Doctorat en Chimie*, Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie, 2026

[22] Y.G. Asfaha, A.K. Tekile & F. Zewge (2021). Hybrid process of electrocoagulation and electrooxidation system for wastewater treatment: A review. *Cleaner Engineering and Technology*, *4*, 100261.

[23] M. Tiaiba, B. Merzouk, A. Amour, M. Mazour, J.-P. Leclerc, F. Lapicque (2017). Influence of electrodes connection mode and type of current in electrocoagulation process on the removal of a textile dye. *Desalination and Water Treatment*, 73, 330-338.

[24] T.H. Kim, C. Park, E.B. Shin, S. Kim (2002). Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination*, 150, 165-175.

[25] M.A. Sadik (2019). A Review of Promising Electrocoagulation Technology for the Treatment of Wastewater. *Adv. Chem. Eng. Science*, 9, 109-126.

[26] T.C. Granhus (2020). Electrocoagulation in Wastewater Treatment: A Review. Norwegian University of Life Sciences.

[27] B.B. Bassa, S.P. Parikh, S.R. Patel (2026). Electrocoagulation for wastewater treatment: A critical review of current challenges, electrode limitations, and future pathways. *Sustainable Chemistry One World,* 10, 100222.

[28] N. Naldi, A. Hazmi, R. Desmiarti, P. Primas (2026). Electrocoagulation in Wastewater Treatment: A Comprehensive Review on Parameters and Applications. *Andalas Journal of Electrical and Electronic Engineering Technology*, 5 (2) 37 – 49.

[29] B. Merzouk. Traitement et dessalement des eaux. *Cours Master I*, *Hydraulique*, Université de M'sila, 2025/2026.

[30] B. Merzouk. Traitement des eaux potables – Cours et exercices corrigés. *Office des Publications Universitaires (OPU)*, Edition : n° 6474, 2025, ISBN : 978-9961-0-2657-1.

[31] N. Kigmou, A. Ben Bey. Traitement d'un colorant par filtration sur sable. *Mémoire de fin d'études, Master en Chimie*, Université d'Adrar, 2020.

[32] A. Elaggoune et A. Grini. Optimisation de la Filtration sur Sable : cas de la Station de Traitement de l'Eau Potable de Hammam Debagh Guelma. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique*, Université de Guelma, 2016.

[33] A. Rezma et S. Mazouz. Etude de faisabilité d'élimination des éléments polluants des eaux traitées de la STEP Kaf Doukhane par l'installation d'un processus de filtration à sable. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique Urbaine*, Université de Ghardaïa, 2023.

[34] L. Huisman & W.E. Wood. Slow sand filtration. World Health Organization (WHO). 1974, 122 p.

[35] A. Bahreini, A. Mahmoudi, M. Abbasi, R. Shahouni (2026). Advanced Multi-Stage Greywater Treatment: Sand Filtration, Electrocoagulation, and Photo-Fenton for Enhanced Reuse Potential. *Cleaner Engineering and Technology (Journal Pre-proof)*, 1 – 50.

[36] M.A. Kamal, A.F. Al-Ali (2025). Data-Driven Modeling of Combined Electrocoagulation and Sand-Filtration for Sustainable Urban Wastewater Management: A Case Study on Street Food Cart Effluents. *Desalination and Water Treatment (Journal Pre-proof)*, 1 – 16.

[37] S. Muh. Asril, M.F. Samawi, I. Raya, M. Lanuru, P. Taba (2026). Evaluation of an electrocoagulation–bioball biofilter system for industrial laundry wastewater treatment. *AIMS Environmental Science*, 13 (2), 300–315.

[38] N.E. Madi, M. Chabani, S. Bouafia-Chergui, A. Touil (2024). Removal of chemical oxygen demand from real petroleum refinery wastewater through a hybrid approach: Electrocoagulation and adsorption. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification,* 196, 109680.

[39] B. Merzouk, B. Gourich, A. Sekki, K. Madani, M. Chibane (2009). Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique, a case study. *Journal of Hazardous Materials*, 164, 215-222.

[40] A. Attour, N.B. Grich, M.M. Tlili, M.B. Amor, F. Lapicque, J.-P. Leclerc (2016). Intensification of phosphate removal using electrocoagulation treatment by continuous pH adjustment and optimal electrode connection mode. *Desalination and Water Treatment*, 57 (28), 13255–13262.

[41] J. Costet, G. Sanglerat. Cours pratique de mécanique des sols. Tome 1 : Plasticité et calcul des tassements. 3ème Edition Dunod, Paris, 1981.

[42] B. Merzouk, B. Gourich, A. Sekki, K. Madani, Ch. Vial, M. Barkaoui (2009). Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, 149, 207-214.

[43] B. Merzouk, K. Madani, A. Sekki (2010). Using electrocoagulation–electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies. Desalination, 250, 573-577.

[44] N. Daneshvar, A.R. Khataee, A.R. Amani Ghadim, M.H. Rasoulifard (2007). Decolorization of C.I. Acid Yellow 23 solution by electrocoagulation process: Investigation of operational parameters and evaluation of specific electrical energy consumption (SEEC). *Journal of Hazardous Materials*, 148, 566–572.

[45] M. Bayramoglu, M. Eyvaz, M. Kobya (2007). Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation. *Chemical Engineering Journal*, 128, 155–161.

[46] S. Zodi, B. Merzouk, O. Potier, F. Lapicque, J.P. Leclerc (2013). Direct red 81 dye removal by a continuous flow electrocoagulation/flotation reactor. *Separation and Purification Technol*ogy, 108, 215-222.

[47] W. Atba, M. Cherifi, S. Hazourli, A. Boulmaiz, F. Lapicque, A. Grid, D.F. Laefer (2025). Electrocoagulation and coupled processes for urea wastewater removal: Parametric study and gradient boosting optimization. *Green Sciences,* 27 (4), 20 - 33.