

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

FACULTE : TECHNOLOGIE

DEPARTEMENT : HYDRAULIQUE

N° :



DOMAINE : SCIENCES ET TECHNOLOGIES

FILIERE : HYDRAULIQUE

OPTION : RESSOURCES HYDRAULIQUES

**Mémoire présenté pour l'obtention
du diplôme de Master Académique**

Par: Bakri Imad Eddine

et

Ben Khaled Oussama

Intitulé

**Caractérisation physicochimique des eaux du
complexe industriel Algal⁺ (M'sila) et les techniques
de traitement utilisées**

Soutenu devant le jury composé de:

Guemache Abderezak	Université de M'sila	Président
Merzouk Belkacem	Université de M'sila	Rapporteur
Tiaiba Mohammed	Université de M'sila	Co-Rapporteur
Ghodbane Messaoud	Université de M'sila	Examineur

Année universitaire : 2021 / 2022

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 tenons également à remercier notre Co-encadreur, Monsieur le **Docteur TIAIBA Mohammed** pour sa participation dans ce travail.*

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 tout le personnel des laboratoires Hydraulique, Chimie et Génie mécanique de l'université de M'sila.

A tout le corps enseignant et administratif du Département d'Hydraulique de l'université de M'sila.

A tout le personnel d'ALGAL⁺, pour leur coopération.

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

Bakri Imad Eddine

et

Ben Khaled Oussama

Dédicaces

*Je dédie ce travail à mes très chers parents **Taher** et **Rafika**.*

Je leurs remercie pour leurs sacrifices, leurs patience, leurs soutien, l'aide et les encouragements qui m'ont apporté durant toutes ces années d'étude. Sans eux, je ne serais pas ce que je suis aujourd'hui. Que Dieu les protège.

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

Bakri Imad Eddine

Dédicaces

*Je dédie ce travail à mes très chers parents **ABD RAHMAN** et **ZAHRA**.*

Je leurs remercie pour leurs sacrifices, leurs patience, leurs soutien, l'aide et les encouragements qui m'ont apporté durant toutes ces années d'étude. Sans eux, je ne serais pas ce que je suis aujourd'hui. Que Dieu les protège.

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

Ben Khaled Oussama

Résumé

Ce travail de recherche avait pour objectif l'étude de l'applicabilité de la technique d'électrocoagulation (EC) pour le traitement d'une vraie eau résiduaire du complexe industriel ALGAL⁺. Afin de dégager les paramètres de fonctionnement du procédé, les premiers essais ont été réalisés sur une eau usée simulée, constituée de l'eau potable et du colorant rouge nylosan.

L'effet de différents paramètres de fonctionnement susceptibles d'influer le procédé, tels que, la densité de courant, le temps de traitement et le mode de connexion des électrodes, a été étudié.

Les résultats trouvés ont montré que l'EC a bien fonctionné pour tous les modes de connexion étudiés, toutefois, la connexion monopolaire parallèle (MP-P) à 2 et à 4 électrodes est la plus efficace sur tous les plans y compris celui de la consommation énergétique, et les valeurs moyennes des rendements faradiques sont toutes inférieures à l'unité, sauf pour la connexion monopolaire en série (MP-S).

L'application de l'EC sur l'eau résiduaire d'ALGAL n'a pas donné de bons résultats comme ceux obtenus pour un effluent synthétique, du fait de la complexité de la composition de cette eau qui est trop chargée en aluminium.

Mots clés : *Electrocoagulation, Turbidité, Couleur, Rouge Nylosan, Eau résiduaire industrielle, Connexion des électrodes.*

Abstract

The aim of this research work was to study the applicability of the electrocoagulation technique (EC) for the treatment of a real industrial wastewater (ALGAL⁺). In order to identify the operating parameters of the process, the first tests were carried out on a simulated wastewater, consisting of drinking water and the nylosan red dye.

The effect of different operating parameters able to influence the process, such as current density, treatment time and electrode connection mode, was studied.

The results found showed that EC functioned well for all the connection modes studied, however, the 2 and 4-electrode parallel monopolar (MP-P) connection is the most effective on all aspects including that of the energy consumption, and the mean values of the Faradic yields are all less than unity, except for the series monopolar connection (MP-S).

The application of EC to the ALGAL⁺ wastewater didn't give good results like those obtained for a synthetic effluent, due to the complexity of the composition of this water which is too loaded with aluminum.

Keywords: *Electrocoagulation, Turbidity, Color, Red Nylosan, industrial wastewater, Electrode connection.*

ملخص

كان الهدف من هذا العمل البحثي هو دراسة إمكانية تطبيق تقنية التخثر الكهربائي (EC) لمعالجة مياه الصرف الحقيقية للمجمع الصناعي (ALGAL⁺). من أجل تحديد معايير التشغيل للتقنية، تم إجراء التجارب الأولى على مياه الصرف الصحي المحاكاة ، والتي تتكون من مياه الشرب و صبغة النيلوزان الحمراء. تمت دراسة تأثير عوامل التشغيل المختلفة التي من المحتمل أن تؤثر على العملية، مثل كثافة التيار، وقت المعالجة وأنماط توصيل الأقطاب.

أظهرت النتائج أن تقنية عملت بشكل جيد لجميع أنماط توصيل الأقطاب التي تمت دراستها، ومع ذلك، فإن التوصيل أحادي القطب المتوازي (MP-P) مع 2 و 4 أقطاب هو الأكثر كفاءة على جميع المستويات بما في ذلك استهلاك الطاقة، والقيم المتوسطة للكفاءات الفردية كلها أقل من الوحدة، باستثناء توصيل السلسلة أحادي القطب (MP-S).

لم ينتج عن تطبيق EC على مياه الصرف الصحي للمجمع الصناعي (ALGAL⁺) نتائج جيدة مثل تلك التي تم الحصول عليها من النفايات السائلة الاصطناعية ، نظرًا لتعقيد مكونات هذه المياه المحملة جدًا بالألمنيوم.

الكلمات المفتاحية : التخثر الكهربائي، التعكر، صبغ، النيلوزان الحمراء، مياه الصرف الصناعي، توصيل الأقطاب.

Liste des tableaux

Liste des tableaux

N° du Tableau	Titre	Page
Tableau I.1	Les valeurs limites des paramètres de rejet industriel dans un milieu récepteur	14-15
Tableau II.1	Modes de connexion et valeurs des intensités et des tensions	31
Tableau II.2	Résumé des applications d'EC (2012 – 2022)	35-38
Tableau III.1	Propriétés du Rouge Nylosan N-2RBL	49
Tableau III.2	Caractéristiques de l'effluent d'ALGAL ⁺	57
Tableau IV.1	Taux d'élimination de la couleur et de la turbidité après 35 min de traitement	60
Tableau IV.2	Valeurs moyennes du rendement faradique	63

Liste des figures

Liste des figures

N° de la Figure	Titre	Page
Figure I.1	Représentation schématique de la compression de la couche diffuse	18
Figure I.2	Représentation schématique de la neutralisation des charges	19
Figure I.3	Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation	19
Figure I.4	Adsorption et pontage à l'aide de polymères	20
Figure II.1	Schéma du principe de l'électrocoagulation-électroflottation	27
Figure II.2	Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires	30
Figure II.3	Connexion en série d'électrodes monopolaires	30
Figure II.4	Connexion des électrodes bipolaires	31
Figure II.5	Décomposition de la tension de cellule électrochimique	33
Figure III.1	Entrée du complexe $ALGAL^+ - M'sila$	40
Figure III.2	Cartographie des processus $ALGAL^+$	41
Figure III.3	Chaine de valeurs $ALGAL^+$	42
Figure III.4	Schéma technologique de traitement des eaux résiduaires d' $ALGAL^+$	46
Figure III.5	Schéma du dispositif expérimental d'EC en régime continu	47
Figure III.6	Les quatre modes de connexion d'électrodes étudiés	48
Figure III.7	Formule développée du Rouge Nylosan	49
Figure III.8	Spectre d'absorption UV-visible du colorant étudié	50
Figure III.9	Courbe d'étalonnage du colorant au maximum d'absorption	50
Figure III.10	Spectre d'absorption UV-visible de l'effluent d' $ALGAL^+$	51
Figure III.11	Microprocesseur pH-Mètre "Hanna pH 210"	52
Figure III.12	Turbidimètre Hanna "HI88703"	52
Figure III.13	Dispositif représentant le spectrophotomètre UV-visible utilisé	53
Figure III.14	DCO-mètre "OxiDirect"	54
Figure III.15	Composition élémentaire du métal des électrodes utilisées par MEB	56
Figure IV.1	Effet du mode de connexion sur l'élimination de la couleur : $C_i = 50$ mg/L, $j = 300$ A/m ² , pH initial = 8.03, débit d'alimentation $Q = 15$ L/h, conductivité $\kappa = 3900$ μ S/cm	59
Figure IV.2	Effet du mode de connexion sur l'élimination de la turbidité : $C_i = 50$ mg/L, $j = 300$ A/m ² , pH initial = 8.03, débit d'alimentation $Q = 15$ L/h, conductivité $\kappa = 3900$ μ S/cm	59
Figure IV.3	Evolution de l'énergie électrique spécifique consommée (E_{dye}) en fonction du temps : $C_i = 100$ mg/L, $j = 300$ A/m ² , $Q = 15$ L/h	61
Figure IV.4	Evolution de la consommation des électrodes (μ_{Al}) en fonction du temps : $C_i = 100$ mg/L, $j = 300$ A/m ² , $Q = 15$ L/h	61
Figure IV.5	Evolution de l'énergie par m ³ d'eau traitée (E_{water}) en fonction du temps : $C_i = 100$ mg/L, $j = 300$ A/m ² , $Q = 15$ L/h	62
Figure IV.6	Concentration théorique et expérimentale d'Al au cours de l'EC : Connexion MP-P - 4 électrodes, $j = 300$ A/m ² , $Q = 15$ L/h, $\kappa = 1100$ μ S/cm	64
Figure IV.7	Effet de la densité de courant j et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: pH initial : 3 – 11.3, $\kappa = 9840$ μ S/cm	65

Figure IV.8	Effet de la densité de courant j et du mode de connexion sur l'élimination de la couleur: $pH_{initial}$: 3 – 11.3, $\kappa = 9840 \mu\text{S/cm}$	65
Figure IV.9	Effet de la densité de courant j et du mode de connexion sur la tension entre les électrodes : $pH_{initial}$: 3 – 11.3, $\kappa = 9840 \mu\text{S/cm}$	66
Figure IV.10	Effet de la densité de courant j et du mode de connexion des électrodes sur l'évolution du pH : $\kappa = 9840 \mu\text{S/cm}$	67
Figure IV.11	Effet de la densité de courant j et du mode de connexion des électrodes sur l'évolution de la température : $\kappa = 9840 \mu\text{S/cm}$	68
Figure IV.12	Effet de la densité de courant j et du mode de connexion des électrodes sur l'allure des courbes de décantation de l'interface boues-surnageant: $\kappa = 9840 \mu\text{S/cm}$	69
Figure IV.13	Degré de clarification de l'eau résiduaire à traiter: $j = 300 \text{ A/m}^2$, $\kappa = 9840 \mu\text{S/cm}$	69
Figure IV.14	Spectres FTIR de l'effluent d'ALGAL ⁺ avant et après traitement par EC	70

Sommaire

SOMMAIRE

Introduction générale	01
 Chapitre I: Les eaux résiduaires industrielles	
I.1. Introduction	02
I.2. Définition des eaux usées	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	04
I.4.4. Les eaux usées industrielles	04
I.5. L'industrie de traitement de surface	05
I.5.1. Préparation de surface d'un matériau nu avant traitement de surface	05
I.5.2. Galvanisation	06
I.5.3. Traitement de surface	07
I.6. Paramètres de pollution des eaux usées	08
I.6.1. Définition de la pollution	08
I.6.2. Paramètres organoleptiques	09
I.6.3. Paramètres physiques	09
I.6.4. Paramètres chimiques	10
I.7. Impact des rejets industriels sur l'environnement	14
I.7.1. Législation sur l'environnement	14
I.8. Les techniques de traitement des eaux usées industrielles	15
I.8.1. Flottaison	16
I.8.2. Décantation	16
I.8.3. Précipitation	17
I.8.4. Coagulation-Floculation	17
I.8.5. Neutralisation	21
I.8.6. Adsorption	21
I.8.7. Filtration	21
I.8.8. Oxydation avancée	23
I.8.9. Électrocoagulation	23
I.9. Conclusion partielle	24

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

II.1. Introduction	25
II.2. Evolution du procédé d'électrocoagulation	25
II.3. Principe de l'électrocoagulation	26
II.4. Réactions électrochimiques aux électrodes	28
II.5. Paramètres influençant le procédé d'EC	29
II.6. Les différents modes de connexions électriques	29
II.6.1. Connexion monopolaire en parallèle (MP-P)	29
II.6.2. Connexion monopolaire en série (MP-S)	30
II.6.3. Connexion bipolaire (BP)	31
II.7. Principales lois de l'électrolyse	32
II.7.1. Loi de Faraday	32
II.7.2. Rendement faradique	32
II.7.3. Différence de tension entre les électrodes	33
II.7.4. Energie consommée	34
II.8. Exemples d'application du procédé d'électrocoagulation	35
II.9. Conclusion partielle	39

Chapitre III : Matériel et méthodes

III.1. Introduction	40
III.2. Description du lieu du stage (ALGAL ⁺)	40
III.2.1. Cartographie des processus ALGAL ⁺	41
III.2.2. Chaîne de valeurs à ALGAL ⁺	41
III.2.3. Station de traitement des eaux	42
III.3. Choix de la technique de traitement	46
III.4. Méthodologie	47
III.5. Caractéristiques du colorant Rouge Nylosan	48
III.5.1. Spectre d'absorption en UV-visible	49
III.6. Méthodes analytiques	51
III.6.1. Suivi des paramètres en ligne	51
III.6.2. Analyse chimique	52
III.7. L'énergie consommée	55
III.8. Les électrodes utilisées	56
III.9. Eau résiduaire industrielle – ALGAL ⁺	56

Chapitre IV : Résultats et discussions

IV.1. Introduction	58
IV.2. Influence de la densité de courant et du mode de connexion	58
IV.2.1. Eau usée synthétique	58
IV.2.1.1. Effet du mode de connexion des électrodes	59
IV.2.1.2. Energie consommée	60
IV.2.1.3. Etude des rendements faradiques	62
IV.2.2. Eau résiduaire d'ALGAL ⁺	64
IV.2.2.1. Effet du mode de connexion des électrodes et de la densité de courant	64
IV.2.2.2. Evolution de la tension au cours de l'EC	66
IV.2.2.3. Evolution du pH au cours de traitement	67
IV.2.2.4. Evolution de la température au cours de l'EC	67
IV.2.2.5. Suivi de la décantation	68
IV.2.2.6. Evolution de la température au cours de l'EC	70
IV.3. Conclusion partielle	71
Conclusion générale	72
Références bibliographiques	

Introduction générale

Introduction générale

Les rejets liquides industriels issus du raffinage des métaux, encres et peintures, raffinage du pétrole, sidérurgie, photographie et radiologie, tanneries, bois, piles et accumulateurs, textile et traitement de surface sont très répandus en Algérie, et constituent une source de pollution très élevée, avec des rejets complexes qui exigent des technologies de traitement et de prévention appropriées.

ALGAL plus ⁽⁺⁾ est une société Algérienne de l'Aluminium, située dans la zone industrielle de M'sila. Elle est spécialisée dans la production de toutes les formes des profilés d'aluminium. De la collecte des déchets métalliques jusqu'à la production du produit fini (extrusion - filage - polissage - traitement de surface - rinçage - anodisation - coloration), ce complexe industriel utilise de l'eau, de la peinture et des produits chimiques.

L'objectif de cette étude est d'étudier l'applicabilité de la technique d'électrocoagulation (EC) sur l'eau résiduaire de cette industrie. Afin de dégager le jeu des conditions expérimentales, les premières expériences seront réalisées sur l'étude de l'élimination de la couleur et de la turbidité d'une eau usée simulée, constituée de l'eau potable et du colorant rouge nylosan.

Le travail présenté dans ce mémoire est structuré en quatre chapitres :

- Le premier chapitre est dédié aux eaux résiduaires industrielles, avec un rappel sur 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.
- Le deuxième chapitre est consacré à la description du procédé d'électrocoagulation, et son état de l'art.
- Le troisième chapitre décrit le lieu de notre stage, les effluents étudiés, le dispositif expérimental, les analyses effectuées et le détail des conditions opératoires choisies
- Le quatrième chapitre présente l'ensemble des résultats obtenus. Il détaille l'influence de quelques paramètres de l'EC sur la cinétique et l'efficacité de traitement des pollutions étudiées.

Une conclusion générale résumant l'ensemble des résultats obtenus, et des perspectives de recherche viendront clore cette étude.

Chapitre I

Les eaux résiduaires industrielles

Chapitre I : Les eaux résiduaires 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 ou la gestion des eaux, 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 usées

L'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.

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].

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.

1.4.3. 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, ...).

1.4.4. 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 surface d'un matériau nu avant traitement de surface

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 grasseuse) 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

1.5.2. 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 du bain
- La température du bain
- La durée d'immersion
- La vitesse d'immersion et d'émersion.

1.5.3. Traitement de surface

Terme général désignant une modification structurelle superficielle des surface ; 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 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. Paramètres de pollution des eaux usées

I.6.1. 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.

Définition de la pollution donnée par la Directive européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000 :
« *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 entraînent 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.6.2. 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.6.3. 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 (Transparence)

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 appareil (turbidimètre) on mesure la résistance qu'elle oppose par l'eau au passage de la lumière pour lui donner une valeur

- 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 polluants, 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)

Ce paramètre est parfois utilisé. Les matières volatiles en suspensions ont 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 par litre.

g) Conductivité

La mesure en $\mu\text{S}/\text{cm}$ ou mS/cm (micro ou milli-Siemens par cm) 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.

I.6.4. 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^+ : $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$.

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 (DBO₅)

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 $\text{mg d'O}_2/\text{L}$.

c) Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité consommée par les matières oxydantes présentes dans l'eau quelles 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'O₂/L.

d) Rapport DCO/DBO₅

La DBO₅ 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 / DBO₅ donne un indice sur la provenance et l'origine de la pollution organique.

- * Les mesures se rapprochant de 1 du rapport DCO / DBO₅ 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 DBO₅ et la DCO est donnée par l'équation suivante :

$$\mathbf{MO = (2DBO_5 + DCO) / 3} \quad \mathbf{(I.1)}$$

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 avec $K=DCO/DBO_5$.

- 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 CO₂ 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 (NO₃⁻)

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 nitrates, peuvent se transformer en nitrosamines réputées cancérigènes

L'effet de toxicité des nitrites est plus rapide que par celle de l'ammoniaque, car elle entraîne 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 de stations d'épuration.

i) Le phosphore total

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

La réglementation, 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

g) 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 TA

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

- Alcalinité au méthyle orange ou TAC

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

I.7. 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.7.1. 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 \(I.1\)](#) 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.

Tableau I.1: 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.8. 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, par exemple, 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 de supprimer ces polluants sont les suivantes [8] :

- Flottaison
- Décantation
- Précipitation
- Coagulation-floculation
- Neutralisation
- Adsorption
- Filtrage
- Oxydation avancée
- Électrocoagulation.

1.8.1. Flottaison

Grâce à la flottaison 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.

1.8.2. 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.

1.8.2.1. Classification des matières décantables

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'autres particules plus fines s'y agglomèrent.
 - La décantation en piston : lorsque la concentration en MES est élevée, on a une décantation d'ensemble des floccs qui sont freinés au cours de leur chute.

1.8.3. Précipitation

Grâce à la précipitation on parvient 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.

1.8.4. 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

1.8.4.1. 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.

a) Mécanisme de la coagulation

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

b) Compression de la couche diffuse

Lorsqu'on rapproche deux particules colloïdales semblables, leurs couches diffuses interagissent et génèrent une force de répulsion (Fig. I.1). 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 δ du nuage ionique qui entoure et protège les particules est donnée par la formule de *Debye Huckel* (en nm et à 25°C) :

$$\delta = \frac{0.31}{\sqrt{\sum C \cdot Z^2}} \quad (\text{I.2})$$

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.

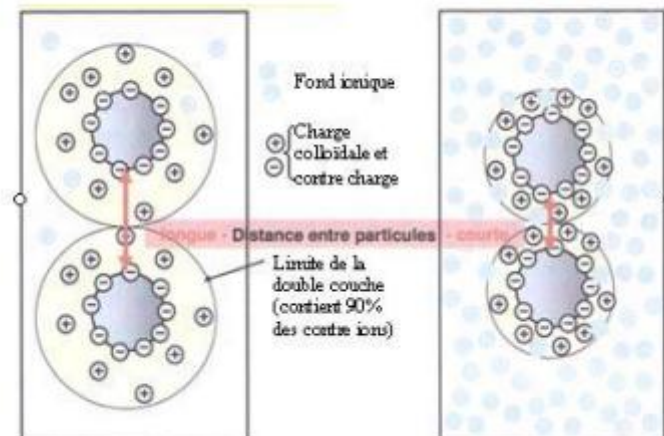


Figure I.1 : Représentation schématique de la compression de la couche diffuse

c) 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 [10]. 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.2).

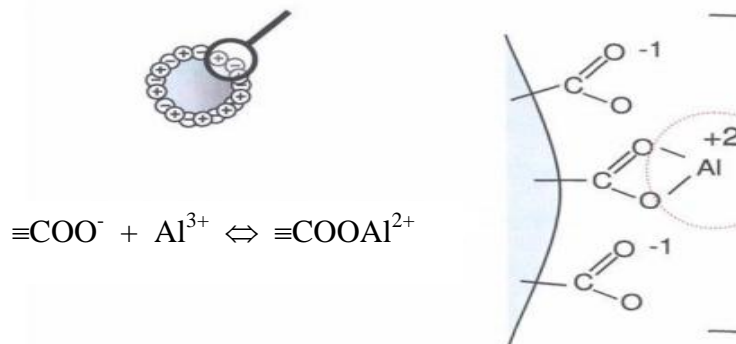


Figure I.2 : Représentation schématique de la neutralisation des charges

d) Emprisonnement des particules dans un précipité

Lorsque des quantités suffisantes de coagulant comme le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), 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 où 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.3) montre ce mécanisme.

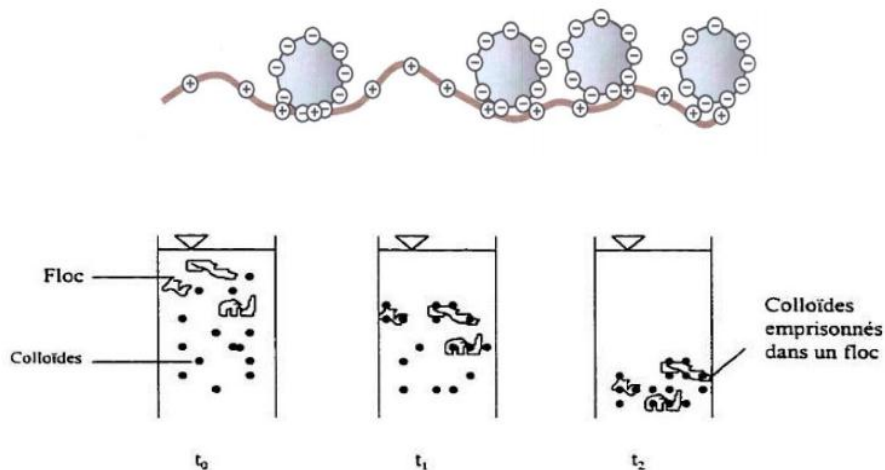


Figure I.3 : Emprisonnement des particules dans les flocs pendant la décantation

e) Adsorption et pontage

L'utilisation de polymères synthétiques ou naturels comme agents destabilisants 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 polaire chimique qui peuvent s'adsorber sur des particules colloïdales. La molécule de 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.4) décrit le processus. Il peut y avoir aussi re-stabilisation de la suspension, imputable à une concentration excessive de polymères [9,11,12].

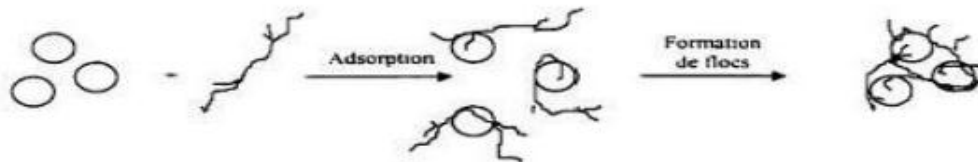


Figure I.4 : Adsorption et pontage à l'aide de polymères

1.8.4.2. 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 péri cinétique ; 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).

1.8.5. 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.

1.8.6. Adsorption

L'adsorption permet que les molécules de contaminant adhèrent en surface et de manière réversible aux particules d'adsorbant. L'adsorbant est une matière poreuse qui dispose d'une grande surface spécifique. L'adsorbent 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 organo-halogénés, les métaux lourds, etc. [13].

1.8.7. Filtration

La filtration est un procédé physique destiné à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux. Si ces matières à retenir sont de dimensions supérieures à celle des pores de filtre, elles sont retenues à la surface et la filtration est dite « en surface », ou en « gâteau » ou en encore « sur support ».

Dans le cas contraire, les matières en suspension sont retenues à l'intérieur de la masse poreuse, et la filtration est dite « en volume » ou « en profondeur » ou encore « sur lit filtrant ». Les solides en suspensions ainsi retenus par le milieu poreux s'y accumulent ; il faut donc nettoyer ce milieu de façon continue ou de façon intermittente.

La filtration, habituellement précédée des traitements de décantation, permet d'obtenir une bonne élimination des bactéries, de la couleur, de la turbidité et, indirectement, de certains goûts et odeurs [9].

1.8.7.1. Mécanisme de filtration

Suivant les caractéristiques des particules à retenir et du matériau filtrant mis en œuvre, peuvent intervenir l'un ou plusieurs des trois mécanismes principaux suivants : capture, fixation et détachement.

1.8.7.2. Mécanisme de capture

Ils sont essentiellement de deux natures :

a) Tamisage mécanique

Il s'agit de la rétention des particules plus grosses que la maille du filtre ou que celle des éléments déjà déposés formant eux-mêmes matériau filtrant.

Ce phénomène intervient d'autant plus que la maille du matériau filtrant est plus fine : il est de peu d'importance pour un lit filtrant composé de matériau relativement grossier, par contre il est prépondérant dans une filtration sur support mince : tamis, manchon filtrant [9].

b) Dépôt sur le matériau filtrant

La particule en suspension suit dans le liquide une ligne de courant ; sa taille, comparée à celle des pores, pourrait lui permettre de traverser le matériau filtrant sans être arrêtée. Différents phénomènes entraînent cependant un changement de trajectoire et le contact avec le matériau.

On distingue en particulier :

- L'interception directe par frottement.
- La diffusion par mouvement brownien.
- L'inertie de la particule.
- La décantation : par leur poids les particules peuvent se déposer sur le matériau filtrant quel que soit le sens de filtration.

Ces différents mécanismes de capture interviennent principalement dans la filtration en profondeur.

1.8.7.3. Mécanisme de fixation

La fixation des particules à la surface du matériau filtrant est favorisée par une faible vitesse d'écoulement. Elle est due à des forces d'origine physique (coincement, cohésion...), et à des forces d'adsorption, principalement les forces de Van Der Waals [9-11].

1.8.7.4. Mécanisme de détachement

Sous l'action des mécanismes précédents, il se produit une diminution de l'espace entre les parois du matériau recouvertes de particules déjà déposées. Les dépôts déjà retenus peuvent se détacher partiellement et être entraînés plus avant dans le matériau filtrant ou même dans le filtrat.

Les particules solides contenues dans un liquide et les particules colloïdales plus ou moins floculées n'ont pas les mêmes caractéristiques et ne réagissent pas dans la même proportion aux divers mécanismes précédents [14].

1.8.8. 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 [13].

1.8.9. 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 de sacrifice, normalement aluminium et le fer. Le prix du traitement au moyen d'électrocoagulation est extrêmement réduit, y compris la consommation électrique, le renouvellement d'électrodes, la main-d'œuvre, etc. [12,15].

Son principe est basé sur l'utilisation des électrodes solubles (consommables). Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, *in situ*, des ions (Fe^{2+} , 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 floccs qu'on élimine ensuite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration) [15].

Cette technique sera développée dans le deuxième chapitre.

I.9. Conclusion partielle

Dans cette première partie de notre étude, 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.

Dans notre étude, la technique d'électrocoagulation (EC) a retenu notre attention, du fait de ses diverses applications sur beaucoup de types d'eaux usées.

Chapitre II

Description et état de l'art de l'électrocoagulation

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

II.1. Introduction

L'électrocoagulation (EC) est une technique électrolytique dérivée de la coagulation chimique classique. Elle permet d'éliminer la pollution dissoute et les particules colloïdales grâce à la production *in-situ* de floes d'hydroxydes obtenus par dissolution anodique d'électrodes solubles d'aluminium ou de fer.

L'électrocoagulation requiert moins de réactifs et permet de réduire le volume de boues généré comparativement à la coagulation chimique conventionnelle. En outre, les électro-technologies, sont caractérisées par l'utilisation d'équipements simple, moins volumineux et des temps de rétentions relativement courts. Plusieurs études font état de l'utilisation du procédé d'électrocoagulation pour l'élimination des composés organiques issus des eaux usées d'industrie de textiles, les eaux d'égout municipales et des eaux usées de restaurants. L'électrocoagulation a également été testée pour l'élimination de la matière en suspension, des huiles, des nitrates et des métaux issus d'effluents industriels [12,16-21].

Ces dernières années, l'EC a été appliquée avec succès pour traiter des colorants textiles contenant des solutions ou des échantillons d'eaux usées. Cependant, la plupart de ces études ont impliqué le traitement de solutions de colorants synthétiques aqueuses. Les traitements par EC de ces échantillons ont été effectués à l'échelle du laboratoire dans des réacteurs discontinus et continus, présentant des efficacités de suppression de 85 à 100% pour la couleur et de 40 à 80% pour la DCO dans diverses conditions de fonctionnement. Ces processus se révèlent très efficaces dans l'élimination des couleurs avec une faible consommation d'énergie.

Malgré cette large utilisation de la technique d'EC sur des effluents synthétiques préparés aux laboratoires, peu d'études ont été réalisées sur le traitement des eaux usées industrielles réelles.

II.2. Evolution du 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 [21]. 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 floccule 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. Principe de l'électrocoagulation

Le procédé d'électrocoagulation (EC) est issu du procédé 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 floccs 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.

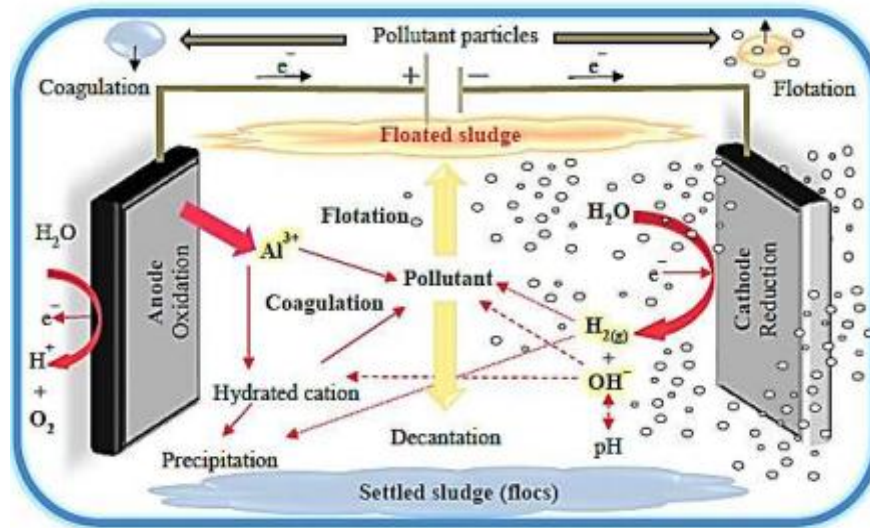


Figure II.1: Schéma du principe de l'électrocoagulation-électroflottation

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 [19,21] :

- 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 $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ou $\text{Al}(\text{OH})_3$.
- 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* ($\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ ou Al^{3+}).

iii) l'agrégation de la phase déstabilisée et la formation de floccs : 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 floccs 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 [19,21].

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 :



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



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



Cet hydroxyde de métal ($\text{Al}(\text{OH})_3$) 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 $\text{Al}(\text{OH})_3$ et $\text{Fe}(\text{OH})_2$ et/ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 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 $\text{Al}(\text{OH})_2^{+}$, $\text{Al}(\text{OH})_4^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_4^{-}$ [18,19,22] et ces produits hydrolysés peuvent former des monomères et des polymères, tels que $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{+}$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$.

Les cations issus de l'anode réagissent systématiquement 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 floes, on parle dans ce cas d'électrocoagulation. Les floes 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 floes 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 [12,23-25]. 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.

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 [26,27].

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

La [Figure \(II.2\)](#) montre un dispositif simple de cellule d'EC avec une paire d'anodes et une paire de cathodes disposées en parallèle.

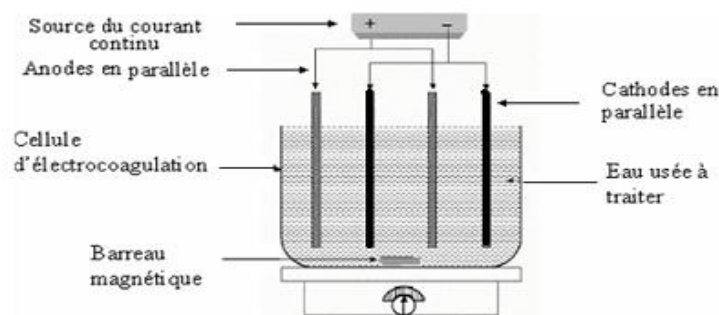


Figure II.2 : Connexion en parallèle d'électrodes monopolaires

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 [26].

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

Comme le montre la Figure (II.3), 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 [27].

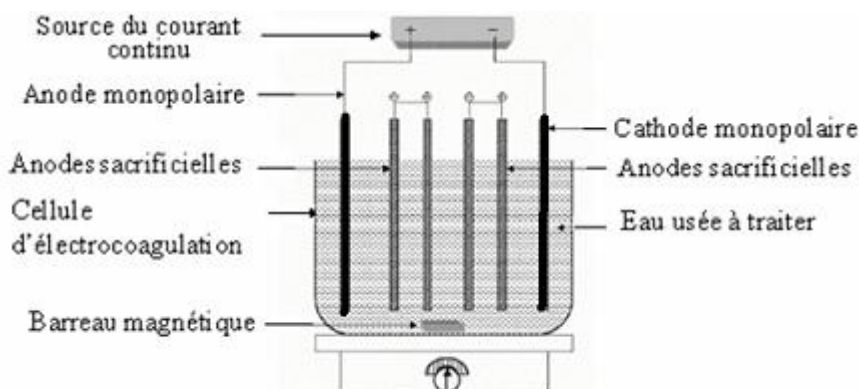


Figure II.3 : Connexion en série d'électrodes monopolaires

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.4).

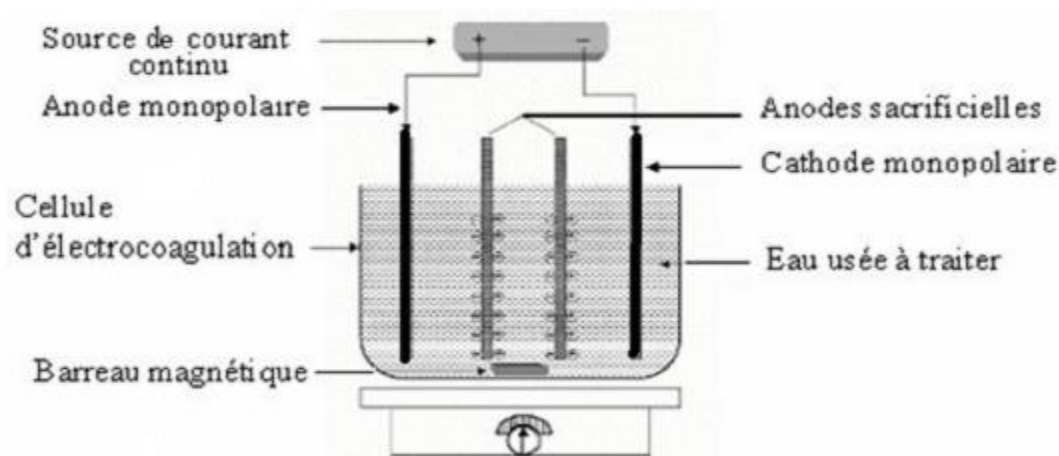


Figure II.4 : Connexion des électrodes bipolaires

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 [28]

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

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 :

$$m = \frac{I \cdot t \cdot M}{n \cdot F} \quad (\text{II.4})$$

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 ($\text{g} \cdot \text{mol}^{-1}$)

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

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}) [12,28,29].

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

Le rendement faradique peut souvent être supérieur à l'unité (01) en raison de la dissolution chimique du métal [30].

II.7.3. Différence de tension entre les électrodes

Lors d'une électrolyse, la différence de potentiel appliquée entre les deux électrodes (Fig. II.5) est due essentiellement à trois composantes [31].

- 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.

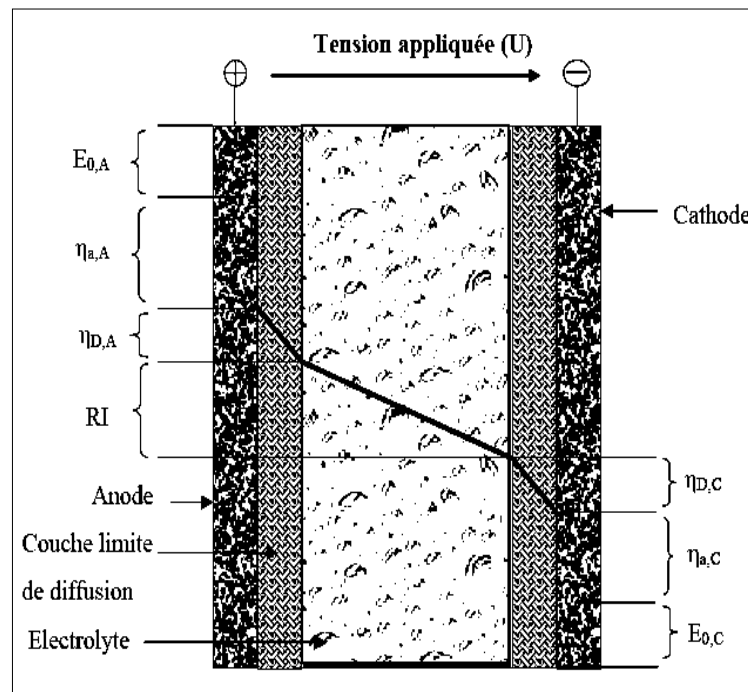


Figure II.5 : Décomposition de la tension de cellule électrochimique

En fait, le potentiel appliqué (U) nécessaire pour qu'une réaction ait lieu peut être défini comme la somme de plusieurs termes [32,33] :

$$U = U_0 + \sum \eta + IR \quad (\text{II.6})$$

Où :

U : tension aux électrodes

U_0 : potentiel d'équilibre du couple redox

$\sum \eta$: somme des surtensions

IR : chute ohmique (résistance de la solution).

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 ($\Sigma\eta$), exprime les contraintes cinétiques des réactions aux électrodes. Elle caractérise les différentes étapes de la réaction électrochimique [28,34]. On distingue les surtensions d'activation ou de transfert (η_t), de diffusion (η_d), de concentration (η_c) et de résistance (η_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 :

$$IR = \frac{I \cdot d}{S \cdot \kappa} \quad (\text{II.7})$$

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

II.7.4. Energie consommée

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

$$E = \frac{U \cdot I \cdot t}{V} \quad (\text{II.8})$$

Où :

E : énergie consommée (kWh/m^3)

U : tension d'électrolyse (V)

I : intensité de courant d'électrolyse (A)

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 [26]. 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 [15,21,35-41].

Tableau II.2 : Résumé des applications d'EC (2012 – 2022)

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/m ² 10.5m ³ /h 1.2kwh/m ³	DCO : 86 % Cr(VI):100% Couleur : 91 % Turb : 100 %
Kumar et al., (2013)	eau usée synthétique de textile contenant le Colorant réactif écarlate	Colorant DCO	Continu Eléctrodes en Fer tubulaires	Q =100-400 ml/min J=30mA/cm ² pH=7.1, d=1.25cm t=90min	DCO : 96,5 %. 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/cm ² 20mA/cm ² 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/m ² 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/cm ² , κ = 4.7mS/cm, d = 4 cm, Q = 75 mL/min, t = 20 min	Couleur : 95% DCO : 76%.
Kobyia et al., (2016)	Eaux usées d'une unité de teinture	DCO, COT, Turbidité	Continu Fe-Fe	pH = 9, t=80 min i = 65 mA/m ² , 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	DCO, Absorbance, Turbidité	Continu Al-Al	S _e = 48 cm ² , pH= 2.3- 8.8, J = 100-400 A/m ² ,	Couleur : 97%, Turb : 98 % pH : 7.74,

	contenant le Colorant Rouge Nylosan N-2RBL			$\kappa = 2540 \mu\text{S/cm}$, $Q = 15 - 60 \text{ L/h}$, $t = 5 - 60 \text{ min}$	$j : 300 \text{ A/m}^2$, $Q : 15 \text{ L/h}$, $t : 35 \text{ min}$, 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	$Se = 48 \text{ cm}^2$, $\text{pH} = 2.3 - 8.8$, $J = 100 - 400 \text{ A/m}^2$ $\kappa = 2540 \mu\text{S/cm}$, $Q = 15 - 60 \text{ L/h}$, $t = 5 - 60 \text{ min}$	Couleur : 97%, NTU : 98 % $\text{pH} : 7.74$, $j : 300 \text{ A/m}^2$, $Q : 15 \text{ L/h}$, $t : 35 \text{ min}$, 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	$Se = 48 \text{ cm}^2$ $\text{pH} \approx 7$ $J = 100 - 400 \text{ A/m}^2$ $\kappa = 2540 \mu\text{S/cm}$ $Q = 15 \text{ L/h}$ $t = 5 - 60 \text{ min}$ $C_i = 100 - 1400 \text{ mg/L}$	Couleur : 95%, Turb : 99 % $j : 300 \text{ A/m}^2$, $t : 35 \text{ min}$, EEC : 16 kWh/kg dye
Mariah et al., (2020)	Eau usée synthétique de textile contenant le Colorant vert brillant	Colorant	Batch Fe-Fe	$C_i = 250 \text{ mg/L}$, $J = 5 - 20 \text{ mA/cm}^2$, $\text{pH} = 5 - 11$, $t = 10 - 40 \text{ min}$.	Couleur : 96.1%, 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	$C_i = 1000 \text{ mg/L}$ $\text{pH} = 3$ $e = 3 \text{ cm}$.	DCO : 89% Couleur : 97%, EEC : 36.9 KJ
Jallouli et al., (2020)	Les eaux usées des tanneries	DCO	Batch Al-Al	$Se = 30 \text{ cm}^2$, $J = 12 \text{ A/m}^2$, $d = 3 \text{ cm}$, $U = 5 - 18 \text{ V}$ 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	$Se = 30 \text{ cm}^2$, $J = 13.5 \text{ A/m}^2$, $d = 1.5 \text{ cm}$, $t = 1 - 5 \text{ h}$	Turbidité : 92% Couleur : 95%

b) Industrie agroalimentaire

Référence	Effluent	Polluant	Réacteur, Electrodes	Conditions expérimentales	Résultats
Valente et al., (2015)	Effluent laitier	DCO	Batch Al-Al	$V = 650 \text{ ml}$ $J = 62 \text{ A/m}^2$, $t = 25 \text{ min}$, $\text{pH} = 5$	DCO : 57 %
Preethi et al., (2020)	eaux usées de raffinerie d'huile végétale brute	DCO	Batch Al-Al	$t = 0 - 60 \text{ min}$, $U = 10 - 20 \text{ volt}$, $e = 2 - 4 \text{ cm}$	DCO : 70.8 %
Akansha et al., (2020)	Effluent laitier	DCO	Batch Al-Fe	$t = 120 \text{ min}$, $\text{pH initial} = 7$, $U = 5 \text{ V}$	DCO : 86.4 %

Nakaruk et al., (2022)	Eaux résiduaires des Fast-foods	DCO Matières grasses, Huiles et Graisses (FOG)	Batch Al-Al	J = 20 mA/m ² , t = 10 min	DCO : 98 % FOG : 86 %
------------------------	---------------------------------	--	----------------	--	--------------------------

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 de recyclage du papier	DCO, Couleur	Continu Fe-Fe	pH= 7.45, $\kappa = 7.72 \text{ mS/cm}^2$, d = 1.5 cm J = 10.35 mA/cm ² Q = 0.2 L/min t = 120 min	DCO : 82.5 % Couleur : 90 % 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/cm ² t = 50 min	DCO : 68 % Couleur : 94 % COT : 67 % TDS : 30 %

d) Autres types d'effluents

Référence	Effluent	Polluant	Réacteur, Electrodes	Conditions expérimentales	Résultats
Mansouri et al., (2012)	- Eau usée synthétique contenant acide tannique. - Effluent de l'industrie de pâte et de tannerie	DCO	Batch Al-Al	Cacide tannique = 0.51g/l pour solution aqueuse et = 1.45g/l pour eau usée réelle	DCO > 80%, Eau usée réelle : DCO > 60%
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/m ² , 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/m ² , 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/cm ² , 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/m ² , t = 5min, pH = 8	Cr(IV) : 100% E : 0.6 kWh/m ³
Kobyia et al., (2015)	Eaux souterraine contenant l'arsenic	Arsenic	Batch+ Air dissous Fe-Fe	V = 600ml j=14.3A/m ² , 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 cm ² , J = 11.55 mA/cm ² , 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/m ² , 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

e) Huiles et graisses

Référence	Effluent	Polluant	Réacteur, Electrodes	Conditions expérimentales	Résultats
Yazdanbakhsh et al., (2013)	Margine	DCO	Batch Ti-Fe	J= 117.18 A/m ² t=60min, pH=5.2	DCO : 96.14%
Kraljić Roković et al., (2014)	Margine	DCO	Batch Fe-Fe	t=60min, pH=4.8 J=10mA/cm ²	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/cm ² , 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/cm ² , pH = 7, C _{NaCl} = 0.5 mg/L, V = 400 mL, d = 2 cm S = 45 cm ²	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 %

II.9. Conclusion partielle

Dans ce chapitre, nous avons présenté le procédé d'électrocoagulation (EC) comme procédé de traitement des eaux par dissolution *in-situ* des électrodes sous l'effet d'un courant électrique.

Les domaines d'application de ce procédé sont très larges, allant du traitement global jusqu'au traitement très ciblé, avec des effluents organiques ou minéraux pour lesquels, la séparation des matières polluantes est difficile à effectuer de manière classique. Les premiers concernés sont : les industries des colorants, de textile, de traitement de surface et de l'agroalimentaire, etc.

Ce chapitre nous a permis de déceler un certain nombre de points peu ou pas assez abordés dans la littérature. La majorité des travaux effectués étaient en mode batch, et sur des eaux résiduaires synthétiques préparées aux laboratoires. Le mode de connexion monopolaire à deux électrodes avec un courant continu est le plus utilisé. C'est dans ce contexte que nous allons aborder notre travail en utilisant l'EC en réacteur continu et en batch, en vue d'étudier un cas réel des eaux résiduaires industrielles, en l'occurrence les rejets liquides du complexe industriel ALGAL⁺ (Algérienne de l'Aluminium) de M'sila.

Chapitre III

Matériel et méthodes

Chapitre III : Matériel et méthodes

III.1. Introduction

Dans ce chapitre nous allons décrire le lieu de notre stage, et présenter les méthodes d'analyses et les outils utilisés pour mener notre étude.

L'objectif de ce chapitre est d'étudier les paramètres influençant le fonctionnement de la technique d'EC, tels que, la densité de courant j , le temps de traitement t , le mode de connexion des électrodes pour l'élimination de la couleur et de la turbidité d'une eau usée simulée, constituée d'un colorant (*Rouge nylosan*) utilisé dans l'industrie de textile et de l'eau de robinet. Les paramètres optimisés seront appliqués au traitement d'une eau résiduaire réelle de traitement de surface des métaux (Algérienne d'Aluminium : ALGAL⁺ – M'sila).

III.2. Description du lieu du stage (ALGAL⁺)

La société ALGAL+ est installée au niveau de la zone industrielle de M'sila (250 km à l'est d'Alger). Elle est spécialisée dans la transformation de l'aluminium. La fonction principale est la production des profilés d'aluminium de toutes les formes selon l'exigence du client en utilisant la technique de l'extrusion. Cette entreprise est un complexe industriel qui a été installé en 1985 par la société japonaise (*Ube Construction Materials*). Il y a deux presses d'extrusion UBE à une commande automatique, une chaîne verticale de thermo-laquage et faux bois, une chaîne d'anodisation et de coloration chimique, deux ateliers de fonderie (refonte), un atelier de tri/traitement de déchets et des ateliers en cours de construction.



Figure III.1 : Entrée du complexe ALGAL⁺ - M'sila

III.2.1. Cartographie des processus ALGAL⁺

Avec une progression de 3000 tonnes/an sur les huit prochaines années, pour atteindre une capacité de production de l'ordre de 40000 tonnes/an, le complexe d'aluminium de M'sila maintiendra son leadership en termes de réponse à la demande croissante du marché. En effet, les utilités déjà installées sur une superficie de 123000 m², à savoir une station électrique à haute tension de 63 KV, une station électrique à moyenne tension de 30 KV, une station de Gaz, une station de traitement des eaux, sont dimensionnées pour recevoir quatre autres presses en plus de presses en services [42].

La Figure (III.2) montre le processus de la production de profilés d'aluminium et divers processus de support.

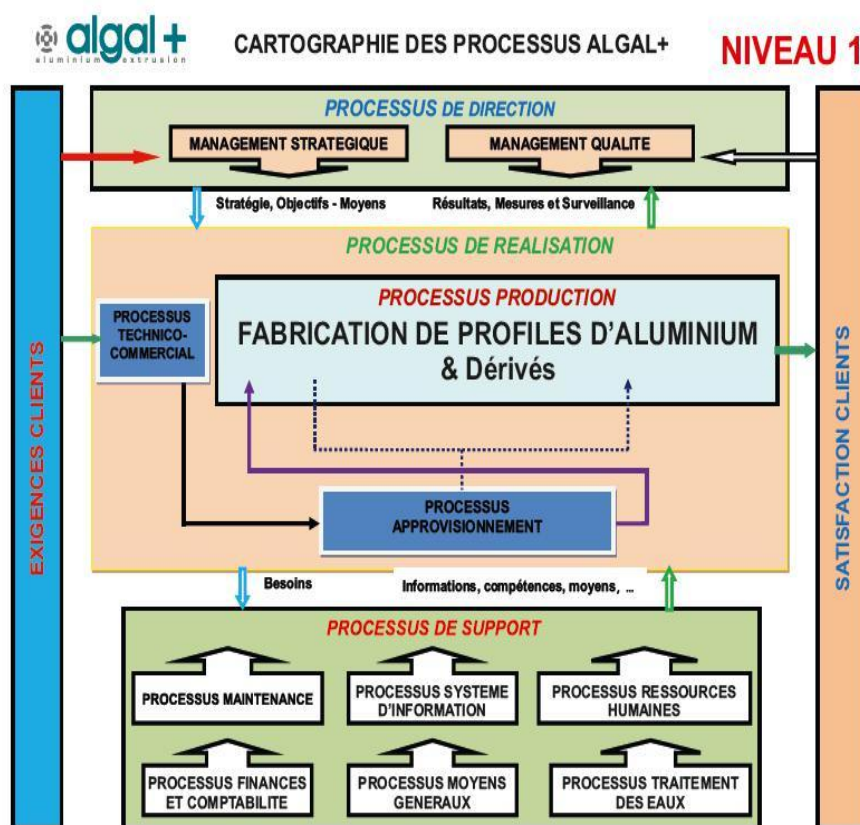


Figure III.2 : Cartographie des processus ALGAL⁺

III.2.2. Chaîne de valeurs à ALGAL⁺

La figure suivante nous résume la chaîne de valorisation du produit de la société ALGAL⁺.

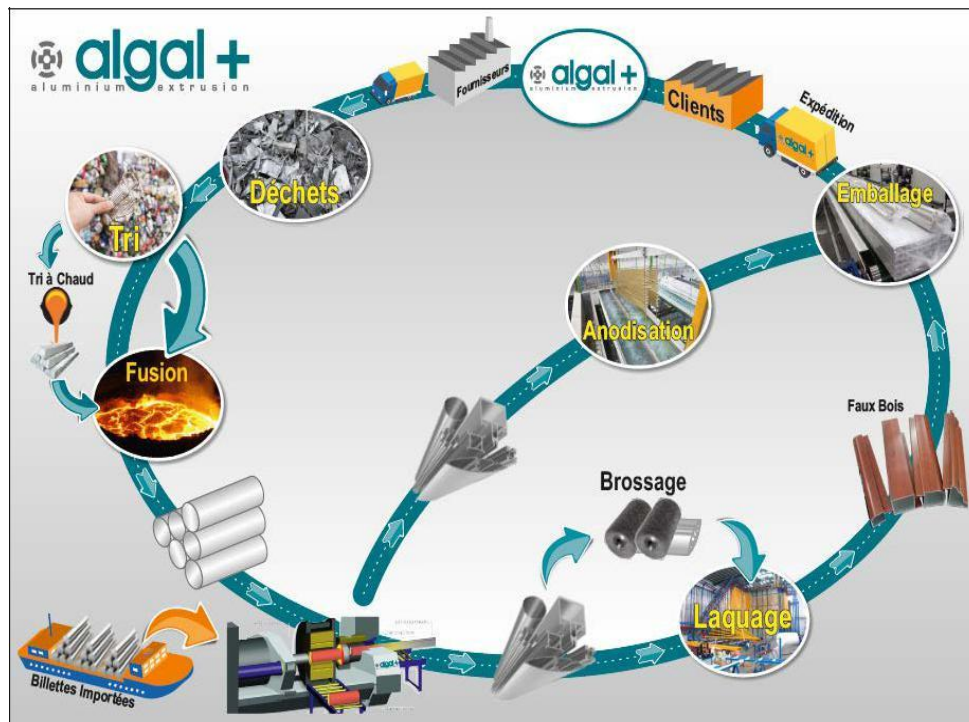


Figure III.3 : Chaîne de valeurs ALGAL⁺

III.2.3. Station de traitement des eaux

Elle est formée de quatre (04) sections où dont chaque une a son propre fonctionnement.

- **Section V** : traitement des eaux brutes
- **Section W** : traitement des eaux des eaux de lavage venant du service d'anodisation
- **Section X**: traitement des eaux récupérées (eaux usées d'anodisation utilisées pour le lavage primaire)
- **Section Y** : traitement des eaux usées.

a) Traitement des eaux brutes Section (V)

Spécialisé dans le traitement de l'eau de forage.

Décantation

La décantation se fait dans un bassin de décantation à circulation des boues à niveau d'eau de 67 m³ avec un agitateur qui fonctionne à une vitesse entre 15 et 16 tour/min.

Dans le circuit d'alimentation d'eau brute il y a injection de 3 réactifs.

- Hypochlorite de sodium (eau de javel NaClO)

- Sulfate d'aluminium Al_2SO_4 à 10 %
- Le coagulant.

Filtration

- Filtre multicouche à double masse filtrante : de type gravité à double masse filtrante qui utilise l'antracite comme matériau filtrant.
- Filtre multicouche à sable : de type à pression qui utilise le sable comme matériau filtrant.
- Filtre de sécurité.

Avant le passage de cette eau filtrée dans l'unité d'osmose qui est l'étape suivante, il y a injection des 3 réactifs qui sont :

- L'acide sulfurique : pour avoir un pH de 5.5 et la formation de $CaCO_3$ et éviter l'hydrolyse de l'acétate.
- L'hypochlorite de sodium pour éviter la propagation des bactéries.
- L'hypersperse pour empêcher la formation des sels sur les membranes (inhibiteur).

L'osmose inverse

C'est un équipement de déminéralisation à membrane d'osmose inverse qui élimine les sels suivants : Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , SO_4^{2-} , NO_3^- , SiO_3 .

A la fin de ces étapes de traitement :

- 25% d'eau saumure rejetée.
- 75% d'eau industrielle.

Décarbonisation : Tour d'élimination de CO_2 .

b) Eau recyclée Section (W)

Traite les eaux de lavage venant du service d'anodisation par échange d'ions à grande dilution.

- **Neutralisation** : injection de la soude caustique NaOH
- **Coagulation** : Injection de coagulant (adjuvons de coagulation)
- **Décantation** : dans un bassin de décantation
- **Filtration** :
 - Filtre multicouche à double masse filtrante
 - Filtre à charbon actif
 - Echangeur de cation
 - Echangeur d'anion

Déminéralisation

Cette étape permet l'obtention d'une eau 25000 Ω/cm utilisée dans l'anodisation.

Une partie de cette eau 25000 Ω/cm passé dans un lit de mélange " FLM" pour obtenir une eau 20000 Ω/cm utilisée aussi dans l'anodisation.

Remarques

- **FLM** : composé de deux sortes de résines (fortement acide et fortement basique qui en été mélangés).
- Les résines régénérées par la soude et l'acide respectivement.

c) Les eaux usées de récupération Section (X)

Cette section traite les eaux usées d'anodisation utilisées pour le lavage primaire.

La neutralisation

Les eaux usées d'anodisation, les eaux de lavage par retour d'eau de la tour de refroidissement et le bassin à eau décantée ont une matière dissoute de 4000 à 6000 mg/L et un pH de 2 à 3.

La coagulation

L'aluminium dissous devient hydroxyde d'aluminium, le NaClO est injecté pour éliminer les microbes.

La décantation

Séchoir de boue (déshydrateur)

Filtre multicouche à double masse filtrante

Filtre à charbon actif

Déminéralisation par osmose inverse le même protocole que la section V.

d) Traitement des eaux résiduaires section (Y)

Cette section traite :

- les effluents alcalins concentrés venant de l'anodisation
- les effluents acides concentrés venant de l'anodisation
- les effluents à acide nitrique
- les eaux de régénération
- les eaux usées de lavage des filières.

Ces effluents passent par les étapes de traitement suivantes :

La neutralisation

- Bac de neutralisation concentrée : neutralise les effluents acidiques et alcaliques concentrés.

- Bassin de neutralisation : reçoit les eaux neutralisées ainsi que les eaux issues de filtre presse.

La coagulation

Injection de coagulant pour que les matières en suspension sont développées en grands floccs qui seront introduites au bassin de décantation.

La décantation

L'eau décantée est introduite dans un bassin à eau claire et les boues précipitées sont raclées et extraites par une pompe à boues puis introduites dans le bassin à boues et essorées ensuite dans le filtre presse.

Le filtre presse

Les boues sont essorées par l'air sous pression, relâchées entre des plaques filtrantes, puis introduites dans la trémie à boues au moyen d'un transporteur à bande, ainsi les boues traitées plusieurs fois sont extraites en utilisant des camions.

La filtration

La filtration se fait au niveau d'un filtre multicouche à double masse filtrante afin d'éliminer les matières en suspension. L'eau de filtration entre dans le bassin à eau de décharge avant qu'elle soit rejetée dans l'Oued.

Le schéma suivant nous résume les différentes étapes et unités de traitement des eaux du complexe ALGAL⁺ [42].

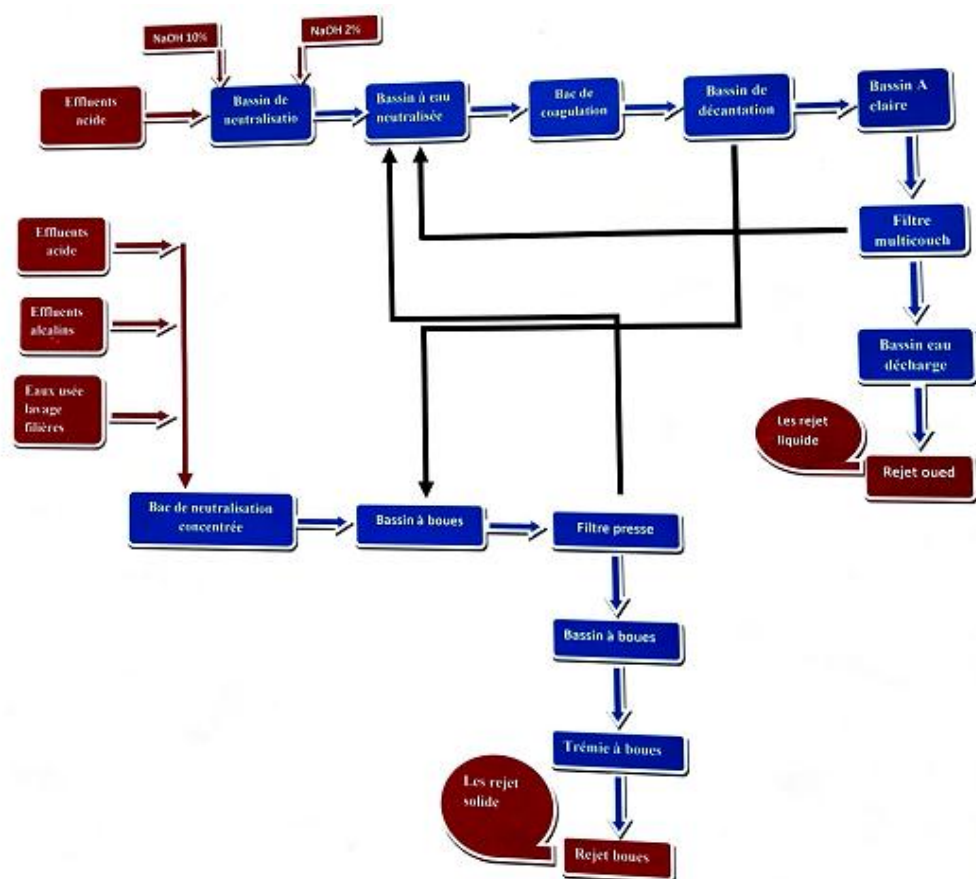


Figure III.4 : Schéma technologique de traitement des eaux résiduares d'ALGAL⁺

III.3. Choix de la technique de traitement

Comme nous l'avons vu dans la partie bibliographie, assez peu d'études ont été réalisées en réacteur continu et avec plusieurs modes de connexion des électrodes. Le dispositif d'électrocoagulation utilisé 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.5).

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. La prise d'échantillonnage s'effectue à la sortie du deuxième compartiment.

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 température (°C)
- La tension électrique (volt).

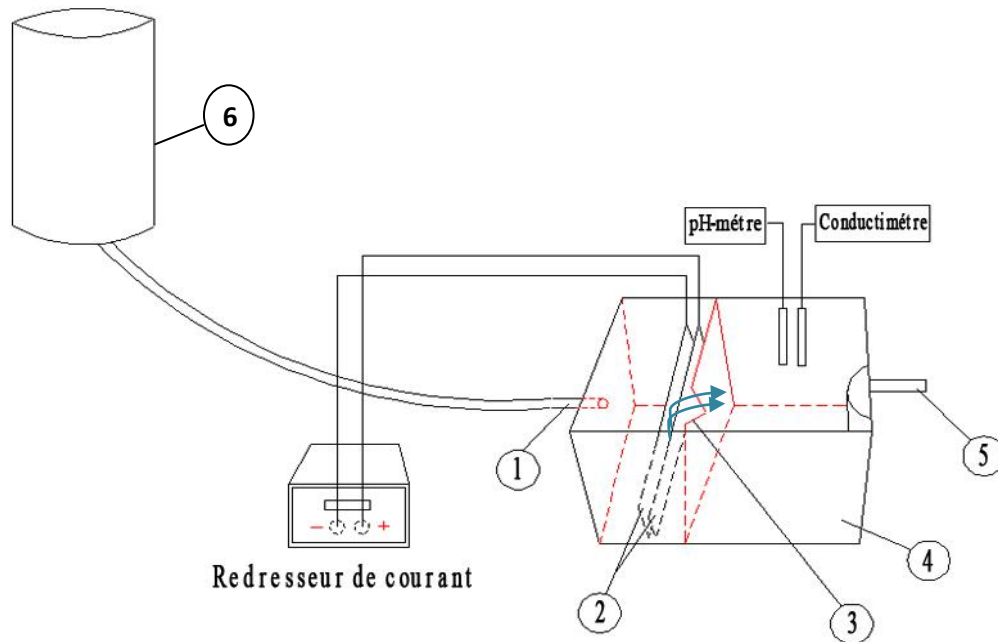


Figure III.5 : Schéma du dispositif expérimental d'EC en régime continu

(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.4. Méthodologie

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 215*20*2 mm) et déposées verticalement. La surface active des électrodes est de 43 cm². 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 [43].

Les électrodes sont reliées à un générateur de courant électrique continu (GPS3303_{3CH}) fournissant une tension entre 0 et 30 V et un courant dans la gamme de 0 à 3 A.

Les modes de connexion étudiés sont (Fig. III.6) :

- Connexion monopolaire à 2 électrodes (MP)
- Connexion bipolaire à 4 électrodes (BP)
- Connexion monopolaire en série à 4 électrodes (MP-S)
- Connexion monopolaire en parallèle à 4 électrodes (MP-P)

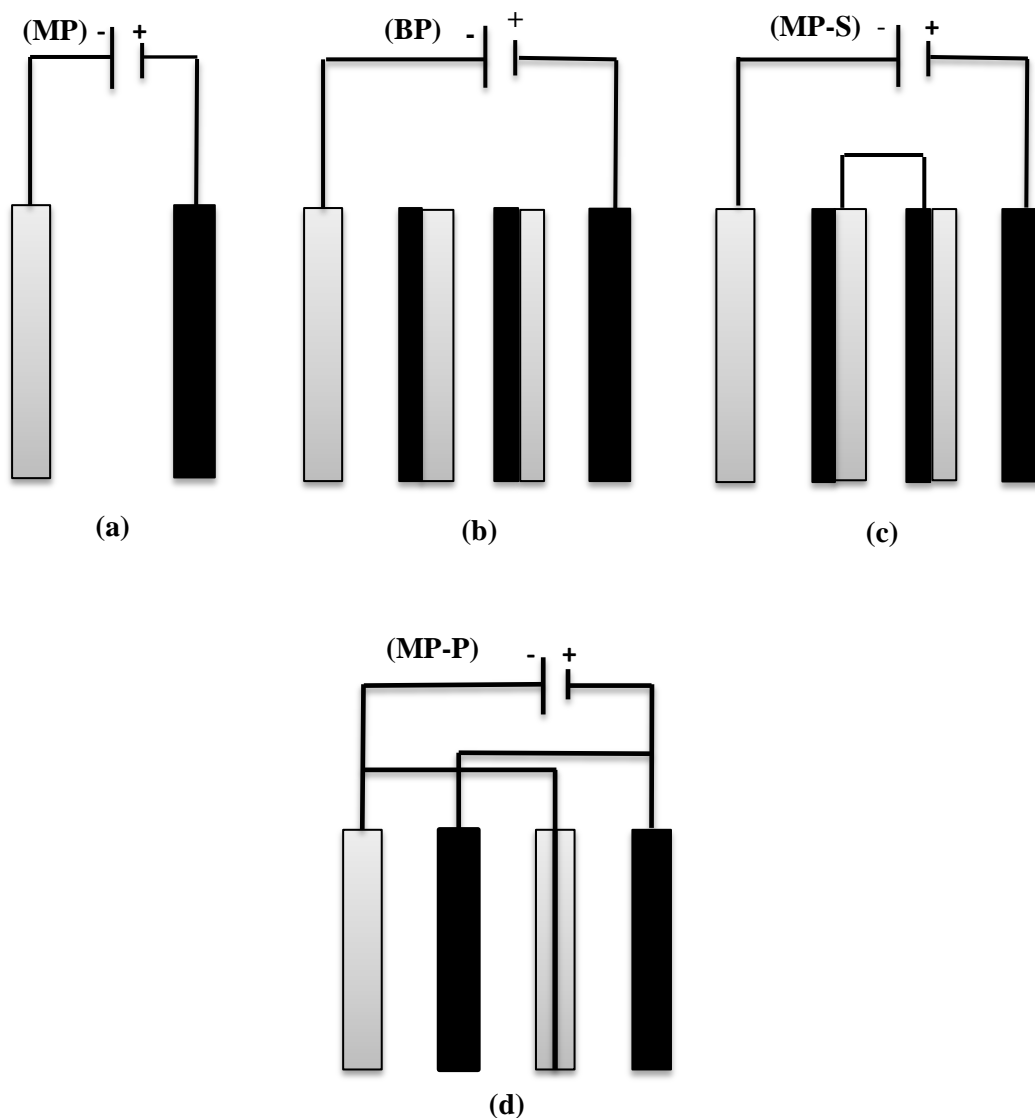


Figure III.6 : Les quatre modes de connexion d'électrodes étudiés

III.5. 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 [18,44,45]. 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 : $\text{C}_{24} \text{H}_{21} \text{ClN}_4 \text{O}_6 \text{S}_2, \text{Na}$). Sa structure chimique est représentée sur la Figure (III.7) et

ses caractéristiques sont regroupées dans le [Tableau \(III.1\)](#). Ce colorant nous a été fourni par la société TINDAL (Toiles Industrielles Algériennes) de M'sila. Ses caractéristiques sont regroupées dans le tableau suivant.

Tableau III.1 : Propriétés du Rouge Nylosan N-2RBL

Index de Couleur : C.I.	Acid Red 336
Formule chimique	$C_{24}H_{21}ClN_4O_6S_2, Na$
Poids moléculaire ($g \cdot mol^{-1}$)	587,97
λ_{max} (nm)	502

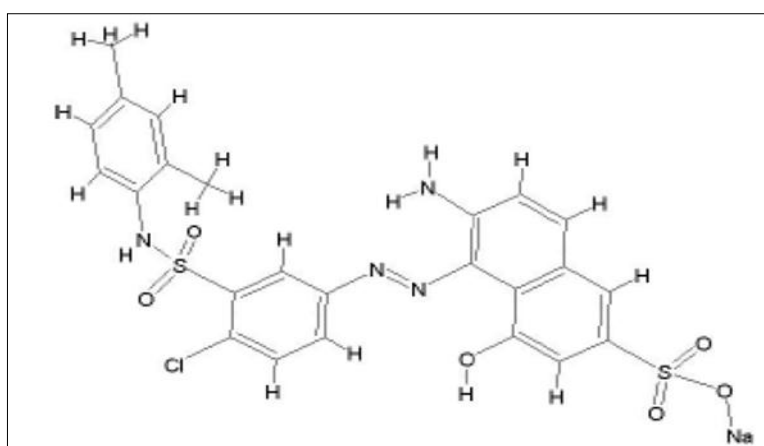


Figure III.7 : Formule développée du Rouge Nylosan

III.5.1. Spectre d'absorption en UV-visible

Le spectre d'absorption en UV-visible ([Fig. III.8](#)) 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 ($\lambda_{max} = 502 \text{ nm}$).

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

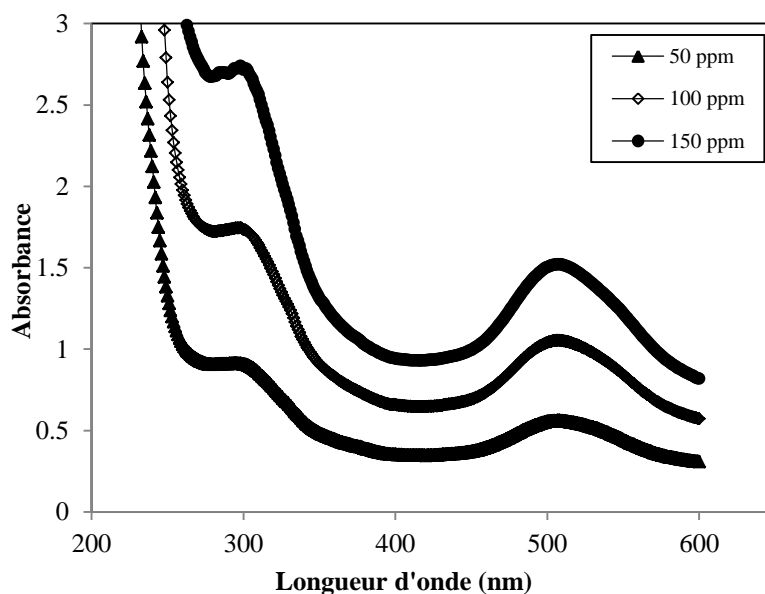


Figure III.8: Spectre d'absorption UV-visible du colorant étudié

Une courbe d'étalonnage des absorbances en fonction des concentrations en Rouge Nylosan N-2RBL 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.

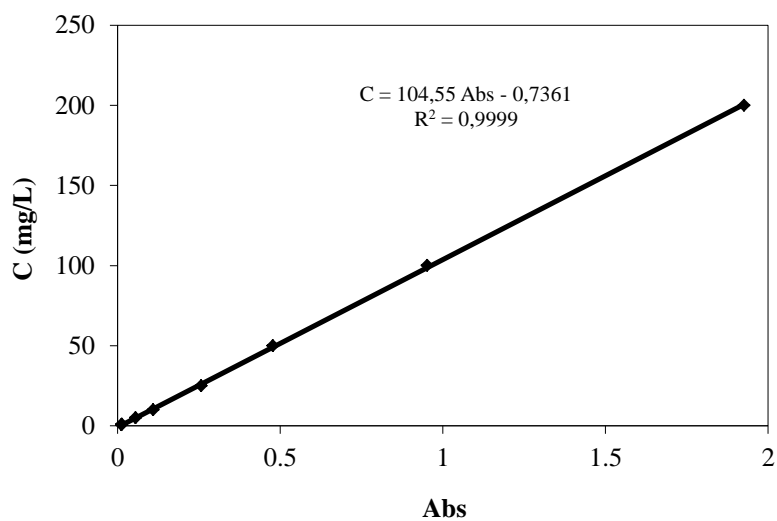


Figure III.9: Courbe d'étalonnage du colorant au maximum d'absorption

La Figure (III.10) représente le spectre d'absorption *UV-visible* de l'effluent d'ALGAL⁺. Ce spectre montre deux significatives longueurs d'ondes maximales ($\lambda_{1,max} = 393.5 \text{ nm}$ et ($\lambda_{2,max} = 304.5 \text{ nm}$). Pour des pH inférieurs à 7, la lecture de l'absorbance se fait à la plus grande longueur d'onde maximale. Si le pH de la solution est supérieur à 7, on utilise la plus faible ($\lambda_{2,max}$).

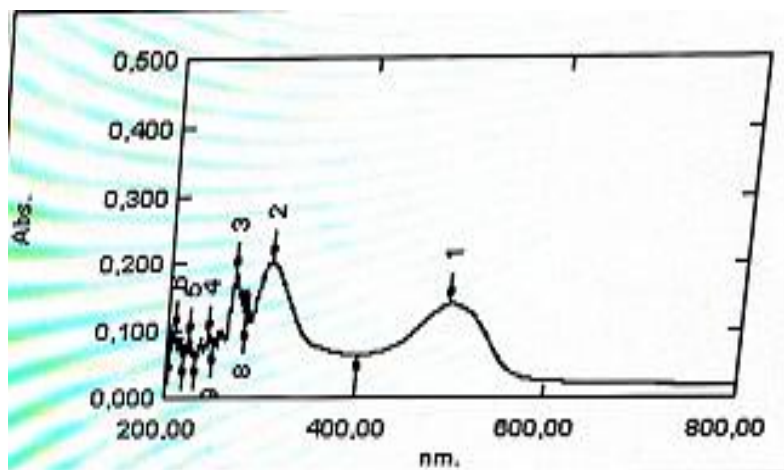


Figure III.10 : Spectre d'absorption UV-visible de l'effluent d'ALGAL⁺

III.6. Méthodes analytiques

Les expériences concernant le rejet de textile ont été réalisées avec des solutions synthétiques préparées à base d'un colorant en poudre rouge Nylosan N-2RBL (Acid Red 336). Pour suivre le traitement des effluents, on a mesuré en ligne des caractéristiques des effluents (pH, température), et analysé la phase clarifiée après traitement. Ces analyses incluent les indicateurs de la dépollution (Turbidité, Absorbance).

Durant toute la durée des manipulations, nous avons effectué des prélèvements, et avant d'être analysés par le spectrophotomètre *UV-visible* et le turbidimètre, les échantillons ont subi des décantations de 24 heures.

III.6.1. 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.

Les mesures de la température sont effectuées à l'aide d'une sonde montée sur le pH-mètre "Hanna, pH210".



Figure III.11: Microprocesseur pH-Mètre "Hanna pH 210"

III.6.2. Analyse chimique

Les mesures des indicateurs de la dépollution (turbidité, absorbance) sont effectuées sur les échantillons prélevés.

a) Mesure de la turbidité et de l'absorbance

La turbidité et l'absorbance sont mesurées après 24 heures 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.12: Turbidimètre Hanna "HI88703"

L'absorbance des différents prélèvements se mesure sur le surnageant clair. Ces mesures se font en spectrométrie UV-visible de marque Shimadzu-2401 après la prise de ligne de base avec de l'eau déminéralisée (Fig. III.13). L'absorbance permet d'estimer la coloration des effluents de façon indirecte.



Figure III.13: Dispositif représentant le spectrophotomètre UV-visible utilisé

b) Mesure des matières en suspensions (MES)

Pour la mesure des matières en suspension (MES), on filtre 20 mL (0.02 L) des échantillons avec un filtre à 0.45 μm , on place le filtre dans une coupelle que l'on laisse sécher pendant 24 heures dans une étuve à 105 °C [7].

La concentration des matières en suspension (MES) s'exprime par :

$$\text{MES (g/L)} = (M_2 - M_1) / 0.02 \quad (\text{III.1})$$

Avec M_1 la masse de l'ensemble de la coupelle et du filtre propre (en g) et M_2 correspond à la masse de la coupelle du filtre et des matières en suspension après séchage. Les filtres et les coupelles sont placés à l'étuve 24 h avant leur utilisation de sorte que le poids M_1 corresponde bien au poids sec.

c) Mesure de la demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la consommation globale à chaud, de l'oxygène du dichromate de potassium et est représentative de la majeure partie des composés organiques ainsi que des sels minéraux oxydables (biodégradables et non biodégradables).

Dans des conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de bichromates de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate mercure [7].

Matériel : Eau distillée, Spectrophotomètre, pipettes jaugées classe A 2.00 ml (unité), un réacteur DCO (unité), un adaptateur de tube DCO (unité), tube de réactifs pour digestion DCO (unité) fort concentration.

Mode opératoire (Spectrophotométrie)

Pour la mesure de la DCO, on utilise des tubes de réactif DCO, la mesure s'effectue comme suit :

- On prend 2ml de l'échantillon de l'eau distillée, qu'on ajoute séparément au contenu de deux tubes de réactifs (2 ml chacun).
- Préchauffer le réacteur DCO à 150 °C.
- On effectue la digestion des matières oxydables en les maintenant durant deux heures à la même température 150°C.
- On retire les tubes et on attend le refroidissement à température ambiante.
- On mesure la DCO dans le Spectrophotomètre.

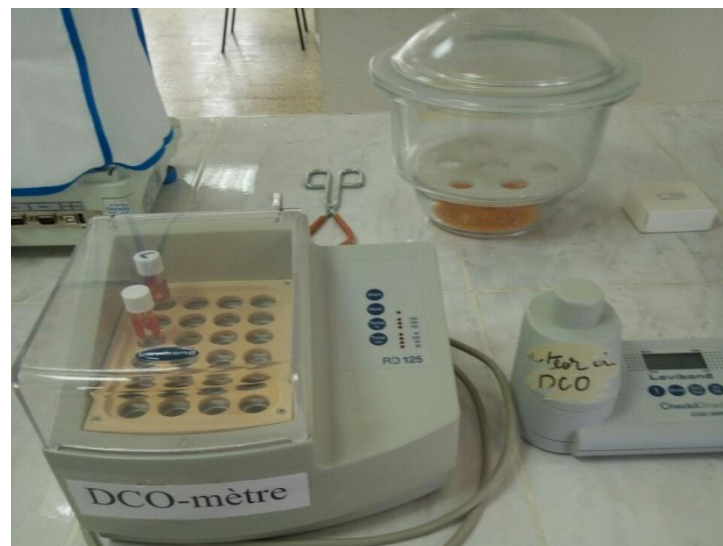


Figure III.14: DCO-mètre "OxiDirect"

Le rendement d'élimination d'un paramètre Y (Turbidité, MES, DCO) est déterminé par la relation suivante :

$$Y (\%) = \frac{(Y_i - Y_f)}{Y_i} \cdot 100 \quad (\text{III.2})$$

Y_i et Y_f sont les teneurs du paramètre considéré avant et après traitement par EC.

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

$$\text{Abs (\%)} = \frac{(\text{Abs}_i - \text{Abs}_f)}{\text{Abs}_i} \cdot 100 \quad (\text{III.3})$$

Abs_i et Abs_f sont les absorbances de la solution avant et après traitement par EC.

III.7. L'énergie consommée

La consommation d'énergie spécifique par kg de colorant éliminé (E_{dye}), la consommation spécifique des électrodes par kg de colorant (μ_{Al}) et la consommation d'énergie par m³ d'eau traitée (E_{eau}) sont calculées par les équations suivantes, respectivement [44,45]:

$$E_{\text{dye}} \left(\frac{\text{kWh}}{\text{kgdye}} \right) = \frac{UI}{1000Q(C_i Y_{\text{COL}})} \quad (\text{III.4})$$

$$\mu_{\text{Al}} \left(\frac{\text{kgAl}}{\text{kgdye}} \right) = \frac{M_{\text{Al}} I \Phi_{\text{Al}}}{3F} \frac{1}{Q(C_i Y_{\text{COL}})} \quad (\text{III.5})$$

$$E_{\text{eau}} \left(\frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \right) = \frac{UIt}{V} \quad (\text{III.6})$$

La concentration initiale en colorant C_i est en kg/m³, 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 m³/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 (s) et le rendement faradique ϕ_{Al} 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} :

$$\phi_{\text{Al}} = \frac{\Delta m_{\text{exp}}}{\Delta m_{\text{th}}} = \frac{3F}{M_{\text{Al}} I t} \Delta m_{\text{exp}} \quad (\text{III.7})$$

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 [18,46]. Il est souvent supérieur à l'unité (01) en raison de la dissolution chimique du métal.

III.8. Les électrodes utilisées

Les électrodes utilisées sont en aluminium d'une pureté d'environ 98 %. Leur conductivité électrique est de l'ordre de $38.2 \cdot 10^6$ 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.15) représente la composition élémentaire du métal des électrodes réalisée par microscope électronique à balayage (MEB) [15,18,21,28,44,45,47].

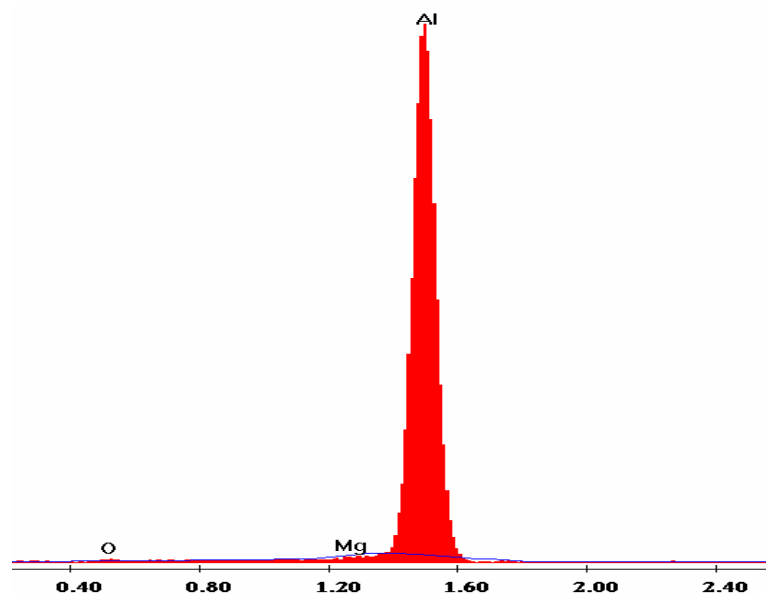


Figure III.15 : Composition élémentaire du métal des électrodes utilisées par MEB

III.9. Eau résiduaire industrielle – ALGAL⁺

L'industrie de traitement de surface représente une large gamme d'opérations unitaires, des processus et des produits très variés.

L'effluent industriel nous a été gracieusement offert par la société ALGAL⁺ de M'sila. Il a été prélevé le 11 Mai 2022 à différents bacs de stockage et avant l'entrée de la station d'épuration de

l'usine. L'effluent étudié est le mélange de 5 échantillons de différentes étapes et unités de finition.

Ses principales caractéristiques sont regroupées dans le tableau suivant.

Tableau III.2 : Caractéristiques de l'effluent d'ALGAL⁺

Paramètre	Effluent d'ALGAL⁺
pH	10.12
Turbidité sans filtration (NTU)	1835
Turbidité après filtration (NTU)	2.63
MES (mg/L)	1000
DCO (mg/L)	120
Conductivité κ ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	9840
Température ($^{\circ}\text{C}$)	23.5
Couleur	Blanc

Chapitre IV

Résultats et discussions

Chapitre IV: Résultats et discussions

IV.1. Introduction

Ce chapitre est consacré à l'évaluation des performances du procédé d'électrocoagulation (EC), pour le traitement d'un effluent simulé (*constitué de l'eau potable et du colorant rouge nylosan*) et d'un effluent réel de l'industrie de traitement de surface des métaux (ALGAL⁺).

Les premières expériences ont été réalisées pour examiner l'effet des paramètres de fonctionnement du procédé, tels que, la densité de courant j , le temps de traitement t , le mode de connexion des électrodes pour l'élimination de la couleur et de la turbidité de l'eau usée simulée. Une fois les paramètres de fonctionnement sont optimisés, la technique sera appliquée sur une eau résiduaire réelle (ALGAL⁺).

IV.2. Influence de la densité de courant et du mode de connexion

IV.2.1. Eau usée synthétique

La densité de courant (j) est le rapport entre l'intensité de courant appliqué aux bornes des électrodes (I) en ampère sur la surface active des électrodes (S) en m² ($j = I/S$). Elle est considérée comme l'un de paramètres clés de l'EC [16,18,24,26]. Lorsque la densité de courant augmente, le temps de traitement diminue en raison de la forte dissolution des électrodes. Il en résulte donc davantage de déstabilisation des particules du polluant ; par ailleurs le taux de production des bulles d'hydrogène (H₂) augmente et leur taille diminue lorsque la densité de courant augmente. Tous ces effets sont bénéfiques pour une élimination efficace du polluant par flottation et/ou décantation.

Lors des travaux précédents, des densités de courant (100, 200, 300 et 400 A/m²) ont été testées [45,48]. Les résultats ont montré qu'une augmentation de la densité de courant de 100 à 400 A/m² a engendré une augmentation de l'efficacité de décoloration de 88.96 à 94.55 % pour l'absorbance et 93.78 à 97.88 % pour la turbidité après 60 min de traitement. Ceci est dû au fait que lorsque la densité de courant augmente, la quantité de cations d'Al³⁺ libérée par l'anode et donc de particules d'Al(OH)₃ augmentent également. Cependant, la différence entre les courbes correspondant aux différentes densités de courant devient petite lorsque j est supérieure à 200

A/m². En conséquence, la densité de courant de 300 A/m² correspondant à une intensité de courant $I = 1.29A$ a été retenue pour mener les premières expériences.

IV.2.1.1. Effet du mode de connexion des électrodes

Quatre modes de connexion des électrodes ont été étudiés (monopolaire MP à 2 électrodes, bipolaire BP à 4 électrodes, monopolaire en parallèle MP-P à 4 électrodes, et monopolaire en série MP-S à 4 électrodes). Les résultats trouvés sont les suivants.

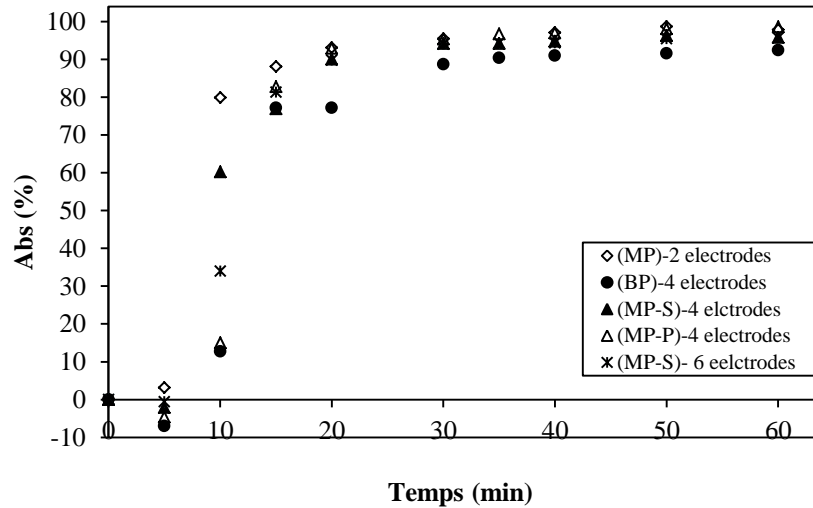


Figure IV.1 : Effet du mode de connexion sur l'élimination de la couleur : $C_i = 50$ mg/L, $j = 300$ A/m², pH initial = 8.03, débit d'alimentation $Q = 15$ L/h, conductivité $\kappa = 3900$ μ S/cm

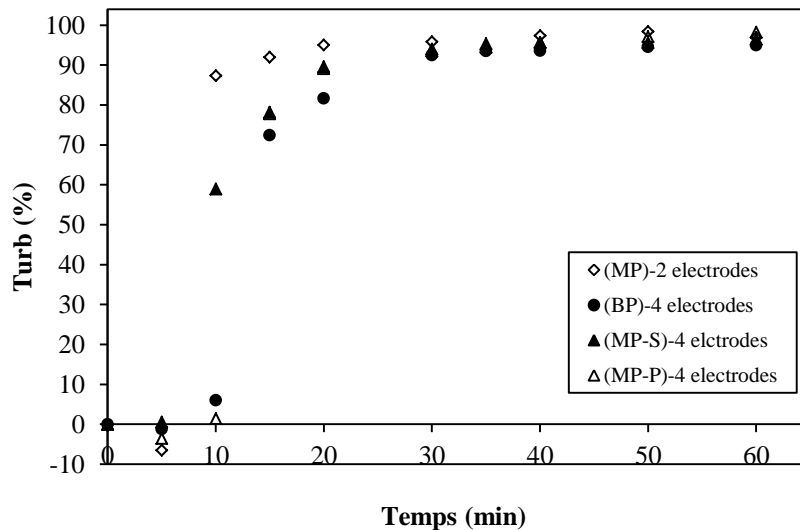


Figure IV.2 : Effet du mode de connexion sur l'élimination de la turbidité : $C_i = 50$ mg/L, $j = 300$ A/m², pH initial = 8.03, débit d'alimentation $Q = 15$ L/h, conductivité $\kappa = 3900$ μ S/cm

Les Figures (IV.1 et IV.2) montrent que le temps requis pour atteindre les valeurs optimales, correspondant aux valeurs sur le plateau, et devient presque constant à environ 35 min, qui est le temps de séjour de l'effluent dans le réacteur.

Selon ces résultats, notre réacteur a bien fonctionné pour tous les modes de connexion étudiés.

On constate que les taux d'élimination les plus élevés sont obtenus avec les connexions monopolaires, quel que soit le nombre d'électrodes et le mode de connexion (Tableau IV.1).

L'efficacité négative de la réduction de la turbidité et de l'absorbance au début de traitement peut être due au fait que durant le passage du courant électrique, une convection additionnelle apparaisse. Selon Edeline [14] l'aluminium dissous se polymérise sous la forme d'hydroxyde d'aluminium et augmente ainsi la turbidité.

Tableau IV.1 : Taux d'élimination de la couleur et de la turbidité après 35 min de traitement

Mode de connexion	$j = 300 \text{ (A/m}^2\text{)}$	
	Abs (%)	Turb (%)
(MP) 2 électrodes	97.08	97.39
(MP-P) 4 électrodes	96.72	95.37
(BP) 4 électrodes	90.42	93.52
(MP-S) 4 électrodes	94.24	94.43

IV.2.1.2. Energie consommée

De nombreux travaux sur l'EC ont porté sur la consommation énergétique en termes d'énergie électrique spécifique consommée (E_{dye}) [15,18,25]. Cette énergie a souvent été étudiée en fonction des paramètres de l'EC d'une façon générale.

Du point de vue efficacité, tous les deux modes de connexions ont donné des résultats satisfaisants, avec des rendements supérieurs à 94 %.

L'énergie électrique spécifique consommée (E_{dye}), la consommation spécifique des électrodes par kg de colorant (μ_{Al}) et la consommation d'énergie par m³ d'eau traitée (E_{water}) sont calculées par les équations citées dans le chapitre (III), section (III.7).

Les allures de ces trois paramètres sont représentées sur les figures ci-après.

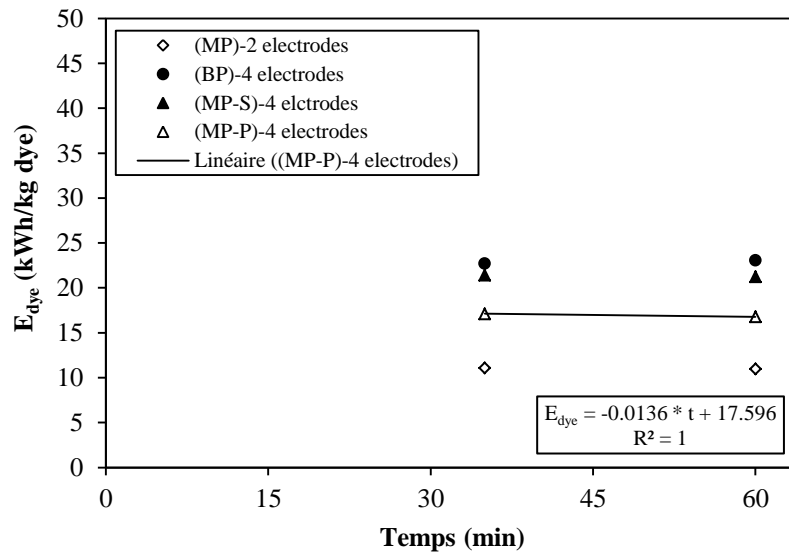


Figure IV.3 : Evolution de l'énergie électrique spécifique consommée (E_{dye}) en fonction du temps :
 $C_i = 100 \text{ mg/L}, j = 300 \text{ A/m}^2, Q = 15 \text{ L/h}$

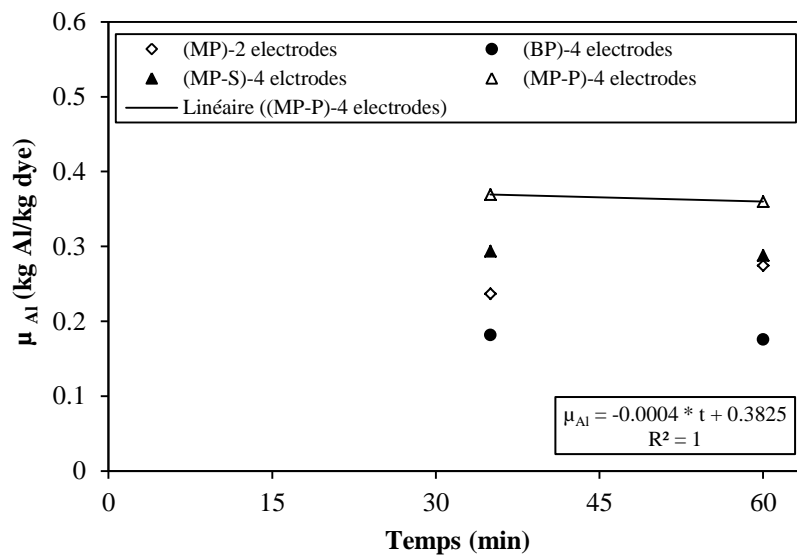


Figure IV.4 : Evolution de la consommation des électrodes (μ_{Al}) en fonction du temps :
 $C_i = 100 \text{ mg/L}, j = 300 \text{ A/m}^2, Q = 15 \text{ L/h}$

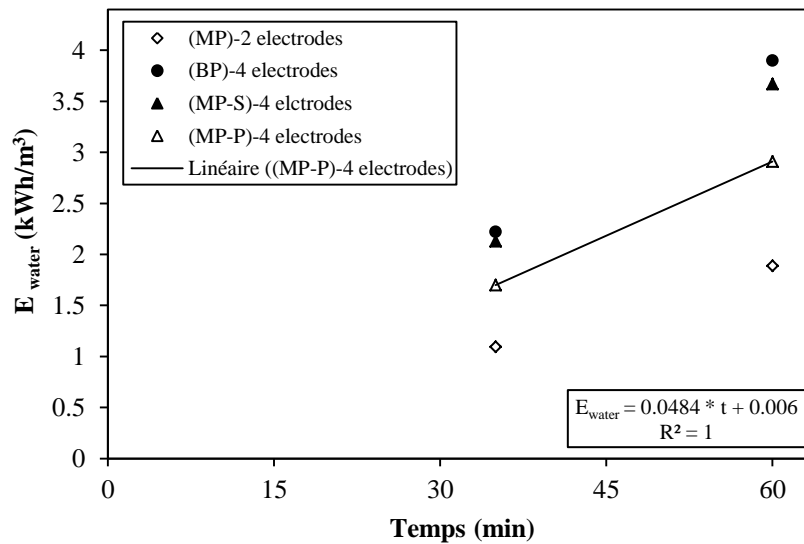


Figure IV.5 : Evolution de l'énergie par m³ d'eau traitée (E_{water}) en fonction du temps :
 $C_i = 100 \text{ mg/L}$, $j = 300 \text{ A/m}^2$, $Q = 15 \text{ L/h}$

Les Figures (IV.3 et IV.4) montrent que E_{dye} et μ_{Al} ne dépendent que de la densité de courant et non du temps de traitement. Ce qui signifie que la diminution de la durée de traitement ne compense pas l'augmentation 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 % [46]. Selon cet auteur, le coût principal est dû à la consommation du matériau des électrodes. Par contre E_{water} dépend beaucoup plus du temps (Fig. IV.5). 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.

IV.2.1.3. Etude des rendements faradiques (ϕ_{Al})

La prédiction et le contrôle du taux de dissolution des électrodes d'aluminium auraient non seulement des retombées financières mais permettraient aussi de réduire sensiblement la durée des études cinétiques préalables.

Le rendement faradique en aluminium correspond au rapport entre la quantité d'aluminium réellement produite par oxydation de l'anode (Δm_{exp}), et la quantité d'aluminium qu'on devrait produire en suivant la loi de Faraday suivante (Δm_{th}).

$$\phi_{\text{Al}} = \frac{\Delta m_{\text{exp}}}{\Delta m_{\text{th}}} = \frac{3F}{M_{\text{Al}} I t} \Delta m_{\text{exp}} \quad (\text{IV.1})$$

Avec :

$\Delta m_{\text{th, exp}}$: masse d'Al dissoute (g)

I : intensité du courant imposé (A)

t : durée de traitement (s)

M_{Al} : poids moléculaire de l'élément considéré (g/mol)

F : constante de Faraday (96500 C/mol).

Abdi et Elmoustapha [15] ont constaté que les rendements faradiques présentent des valeurs dispersées au début de traitement, ceci est dû probablement aux faibles concentrations en aluminium dissous, pour converger pour chaque mode de connexion et pour chaque densité de courant vers un intervalle entre 0.5 et 1.3 à partir de 30 min jusqu'à la fin du traitement.

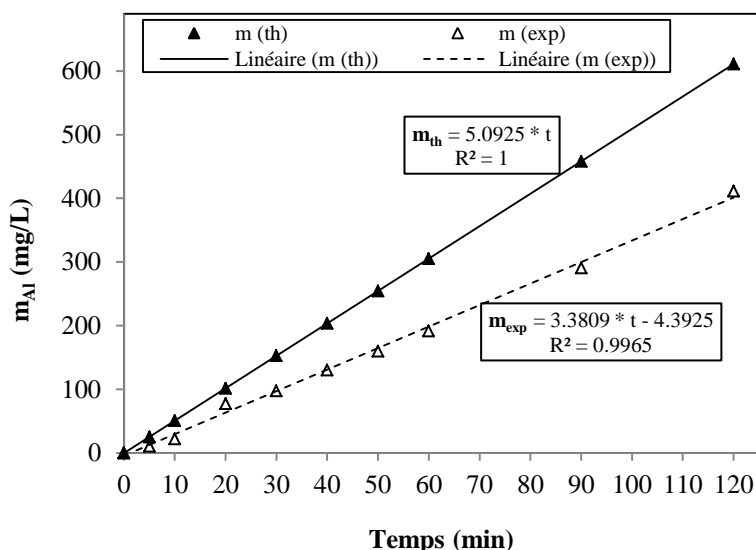
Le **Tableau (IV.2)** résume les valeurs moyennes du rendement faradique en fonction de la densité de courant et du mode de connexion.

Tableau IV.2 : Valeurs moyennes du rendement faradique

Mode de connexion	$j = 100 \text{ A/m}^2$	$j = 200 \text{ A/m}^2$	$j = 300 \text{ A/m}^2$
	$\phi_{Al. Moy}$		
(MP) 2 électrodes	0.84	0.75	0.76
(MP-P) 4 électrodes	0.67	0.69	0.54
(BP) 4 électrodes	0.46	0.57	0.55
(MP-S) 4 électrodes	1.16	0.93	0.84

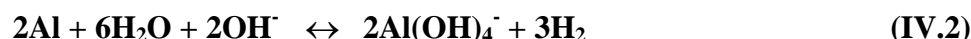
On voit que les valeurs moyennes des rendements faradiques sont toutes inférieures à l'unité (1), sauf pour la connexion monopolaire en série (MP-S), on a enregistré une valeur de 1.16. En trouvant une réponse à ce problème des rendements faradiques supérieurs à 1, cela pourrait nous permettre d'utiliser une petite quantité d'électricité afin de ne produire que la quantité d'aluminium requise pour le traitement.

La **Figure (IV.6)** correspondant à la connexion (MP-P) avec une densité de courant de 300 A/m² montre que la masse théorique est linéairement proportionnelle à la densité de courant (intensité appliquée). Pendant ce temps, la masse expérimentale varie proportionnellement à la densité de courant appliquée, mais elle est légèrement inférieure à la masse théorique. Cela a abouti à un rendement faradique inférieur à 1 avec un rendement moyen de **0.54**.



**Figure IV.6 : Concentration théorique et expérimentale d'Al au cours de l'EC :
Connexion MP-P - 4 électrodes, $j = 300 \text{ A/m}^2$, $Q = 15 \text{ L/h}$, $\kappa = 1100 \text{ } \mu\text{S/cm}$**

Des auteurs [15,33,51] s'accordent sur le fait qu'avec des électrodes en aluminium, les rendements faradiques sont supérieurs à l'unité (1) ; cela veut dire que la quantité d'Al produite lors de la dissolution anodique est supérieure à la quantité théorique prévue par la loi de Faraday. Ces résultats pourraient s'expliquer par une oxydation anodique de l'Al qui conduisait simultanément à la formation d' Al^{3+} et Al^+ [49]. Cette consommation peut également être due à l'hydrolyse chimique de la cathode selon l'équation suivante.



De plus, ce phénomène pourrait s'expliquer par le phénomène de corrosion et d'oxydation de la surface des électrodes. Le mécanisme de corrosion des électrodes suggérerait une implication des ions chlorure. Ce mécanisme peut entraîner une plus grande production d'hydroxyde d'aluminium et de bulles d'hydrogène par rapport à la quantité qui devrait produire la réaction principale à l'anode [50].

IV.2.2. Eau résiduaire d'ALGAL⁺

IV.2.2.1. Effet du mode de connexion des électrodes et de la densité de courant

Deux densités de courant (300 et 400 A/m^2) ont été testées pour les connexions monopolaire MP à 2 électrodes, bipolaire BP à 4 électrodes et monopolaire en série (MP-S) à 4 électrodes. Pour la connexion monopolaire en parallèle (MP-P) à 4 électrodes, et vu la contrainte du courant maximal (3 A) qu'on peut appliquer sur la génératrice de courant continu, disponible au niveau du laboratoire, nous avons étudié les densités de courant 200 et 300 A/m^2 qui correspondent à des intensités de courant de 1.72 et 2.58 A, respectivement.

Les résultats trouvés sont les suivants.

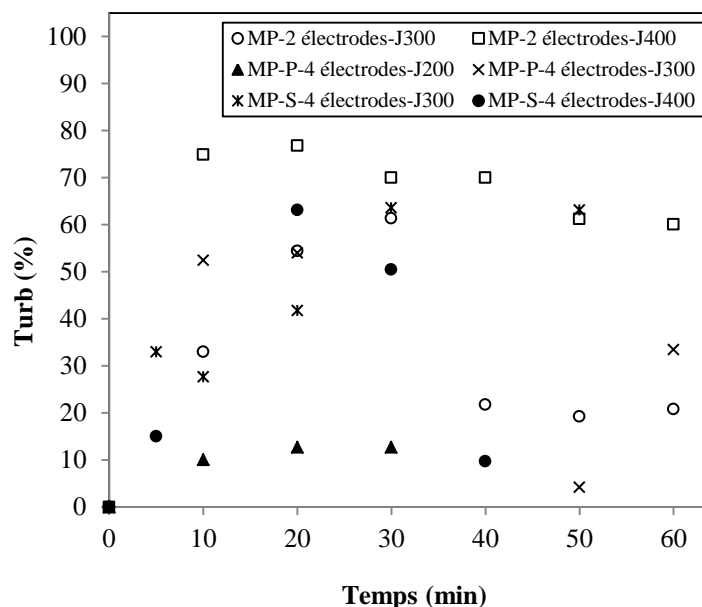


Figure IV.7 : Effet de la densité de courant j et du mode de connexion sur la réduction de la turbidité: pH initial : 3 – 11.3, $\kappa = 9840 \mu S/cm$

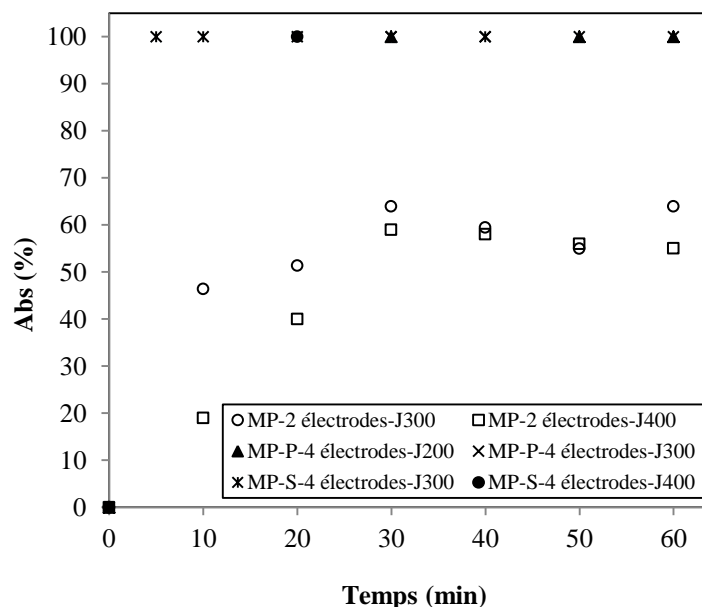


Figure IV.8 : Effet de la densité de courant j et du mode de connexion sur l'élimination de la couleur: pH initial : 3 – 11.3, $\kappa = 9840 \mu S/cm$

Les résultats trouvés montrent que le maximum de réduction de la turbidité (76.8 %) a été obtenu pour la connexion monopolaire à deux électrodes avec une densité de courant ($400 A/m^2$). Pour les autres modes de connexion et pour les différentes densités de courant, le taux varie du faible à moyen.

Concernant l'élimination de la couleur en termes d'absorbance, les résultats sont acceptables, et surtout après décantation de l'effluent brut.

Il est à noter que pour la connexion bipolaire à quatre électrodes (BP), aucune réduction pour la turbidité et la couleur n'a été enregistrée.

IV.2.2.2. Evolution de la tension au cours de l'EC

La Figure (IV.9) nous résume l'effet de la densité de courant et du mode de connexion des électrodes sur l'évolution de la tension entre les électrodes en fonction du temps.

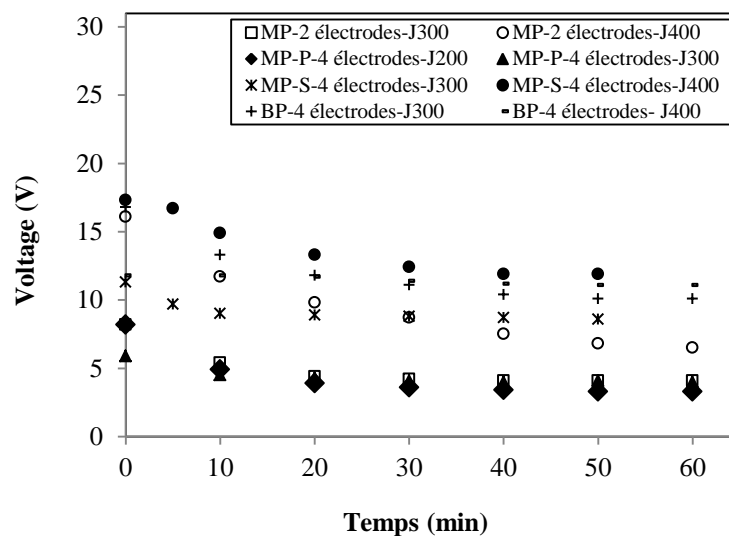


Figure IV.9 : Effet de la densité de courant j et du mode de connexion sur la tension entre les électrodes : pH initial : 3 – 11.3, $\kappa = 9840 \mu S/cm$

La tension de cellule représente la valeur relevée de la tension sur le générateur stabilisé. Cette valeur de tension est fonction de l'intensité de courant, du matériau d'électrode, de l'effluent et de la connexion électrique des électrodes. Pour un effluent dont la conductivité est élevée, la tension est faible s'il n'y a pas de dépôt sur la surface des électrodes qui empêchent le passage du courant [52].

Comme il a été déduit lors du calcul des différentes énergies, la connexion monopolaire parallèle (MP à 2 électrodes et MP-P à 4 électrodes) est plus efficace par rapport aux autres connexions. Ceci est dû au fait que la tension dans ce cas est presque à un tiers (1/3) des autres modes (BP à 4 électrodes et MP-S à 4 électrodes).

IV.2.2.3. Evolution du pH au cours de traitement

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 [18,24,26,46].

La tendance du pH final à se rapprocher de la neutralité ($\text{pH} = 7$) et sans ajout d'aucun réactif chimique constitue un avantage considérable pour la technique d'EC. La formation de l'hydroxyde d'aluminium $\text{Al}(\text{OH})_3$ qui joue le rôle d'un coagulant est favorisée dans cette gamme de pH (5 – 9).

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' $\text{Al}(\text{OH})_3$ [24], qui empêche le changement élevé du pH de la neutralité, comme le montre la figure (IV.8).

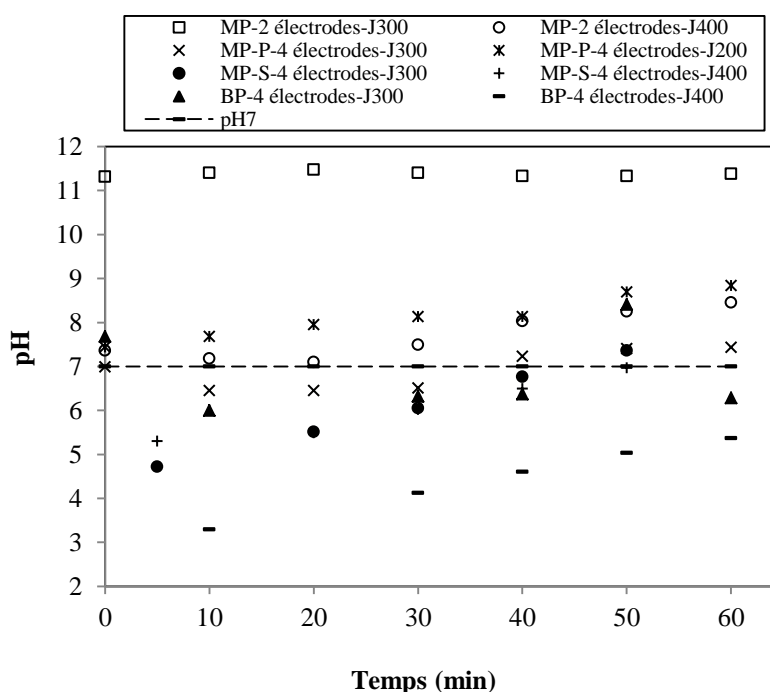


Figure IV.10: Effet de la densité de courant j et du mode de connexion des électrodes sur l'évolution du pH : $\kappa = 9840 \mu\text{S}/\text{cm}$

IV.2.2.4. Evolution de la température au cours de l'EC

Pour voir l'influence du mode de connexion sur l'évolution de la température, nous avons enregistré toutes les valeurs des températures pour chaque pas de temps d'échantillonnage durant toutes les expériences réalisées. La figure ci-après nous résume l'allure de l'évolution de la température pour chaque mode de connexion.

D'après les résultats obtenus, malgré que les valeurs des tensions appliquées sont relativement élevée (MP-S avec 4 électrodes : 17.3 V) ont augmenté légèrement les températures (de 23.5 à 29.1 °C) après une heure de traitement. Cette augmentation n'a pas influencé le fonctionnement du procédé d'EC.

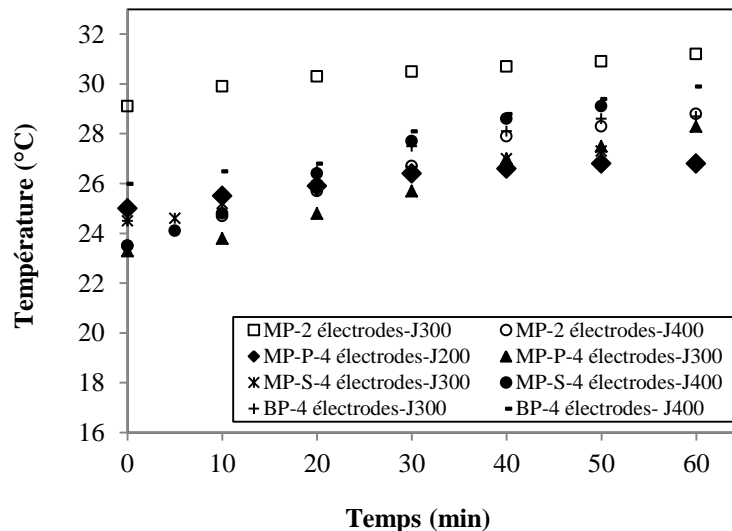


Figure IV.11: Effet de la densité de courant j et du mode de connexion des électrodes sur l'évolution de la température : $\kappa = 9840 \mu\text{S/cm}$

IV.2.2.5. Suivi de la décantation

Après chaque expérience d'EC, la solution traitée restante a été versée dans une éprouvette de 1 L de volume avec des dimensions de 38.5 et 7.8 cm de hauteur et de diamètre, respectivement, pour les essais de décantation. La décantation a été suivie pendant 150 min pendant lesquelles la hauteur de l'interface boue-surnageant a été enregistrée à intervalles réguliers.

Il y a quatre phases pour la sédimentation des boues [53].

- La première phase est la phase de coalescence dans laquelle des flocons de tailles différentes descendent séparément en raison d'une zone transitoire entre les sédiments et le surnageant. C'est une petite période de mouvement principalement brownien.
- Pour la deuxième phase, la hauteur de l'interface solide-liquide diminue régulièrement avec le temps, caractérisée par une vitesse de sédimentation constante.
- Dans la troisième phase, une période de transition-stabilisation se produit au cours de laquelle la vitesse de stabilisation diminue.
- La phase finale, est la décantation par compression dans laquelle la hauteur de l'interface solide-liquide est relativement constante.

Les résultats trouvés montrent que la connexion monopolaire à deux électrodes sous une densité de courant (300 A/m^2) est le seul mode qui décrit vraiment l'allure d'une bonne décantation.

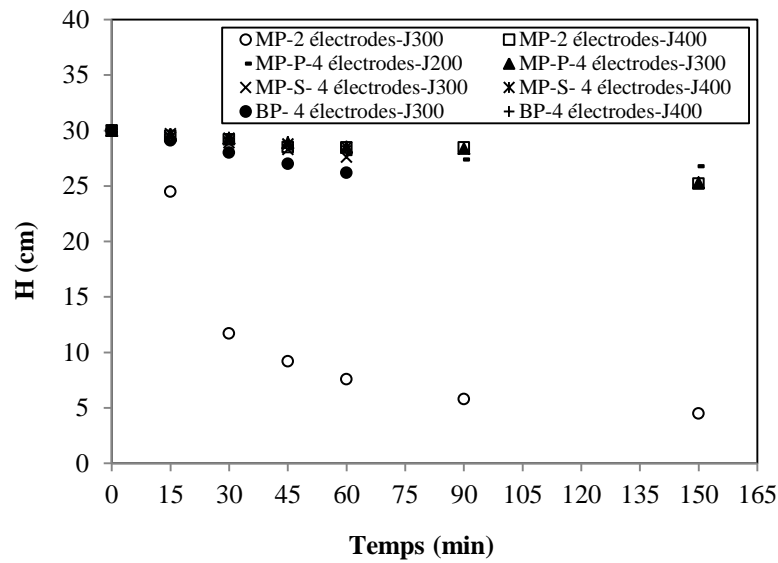
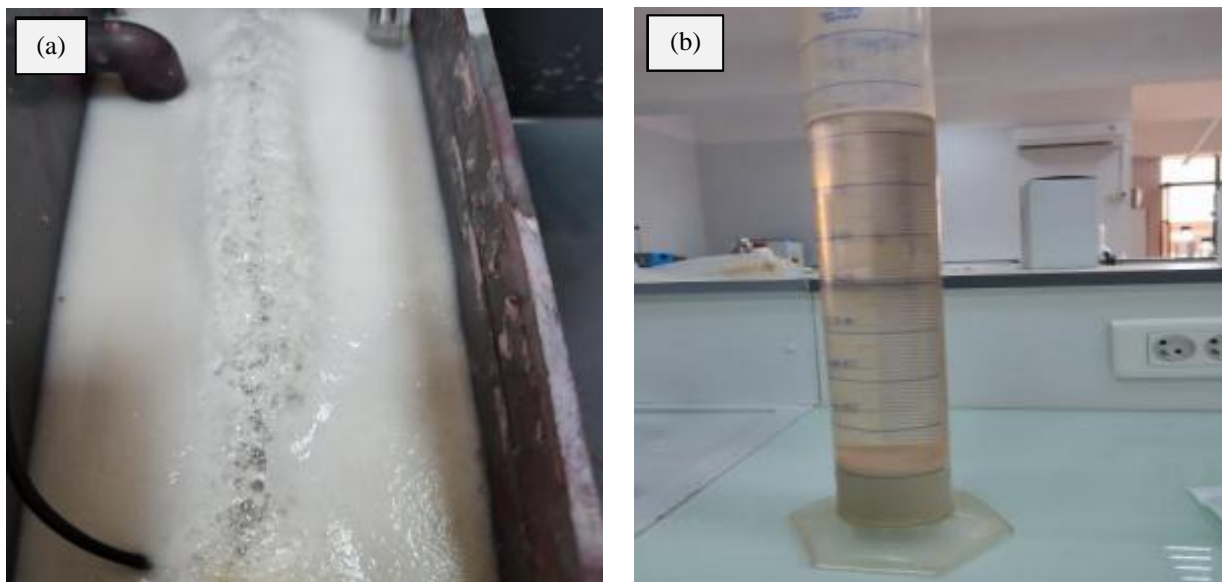


Figure IV.12: Effet de la densité de courant j et du mode de connexion des électrodes sur l'allure des courbes de décantation de l'interface boues-surnageant: $\kappa = 9840 \mu\text{S/cm}$

La Figure (IV.13) montre le degré de clarification avant traitement (a) et après une heure de traitement par EC, suivie de 90 min de décantation (b).



**Figure IV.13 : Degré de clarification de l'eau résiduaire à traiter:
 $j = 300 \text{ A/m}^2$, $\kappa = 9840 \mu\text{S/cm}$**

IV.2.2.6. Étude de la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier de l'effluent d'ALGAL⁺

L'analyse par spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (IRTF ou FTIR) est basée sur l'absorption d'un rayonnement infrarouge par le matériau analysé. Elle permet via la détection des vibrations caractéristiques des liaisons chimiques, d'effectuer l'analyse des fonctions chimiques présentes dans le matériau [54]. Elle aide à comprendre le mécanisme de la réaction car elle identifie les groupes fonctionnels impliqués au cours du processus d'EC.

La Figure (IV.14) présente les spectres FTIR de l'eau résiduaire d'ALGAL⁺ avant et après traitement par EC. Avant le traitement, le spectre (ALG 0) montre un pic à 3305.2 cm⁻¹ qui peut être assigné à la présence de vibrations étirement O-H, C-H et N-H sur les molécules de la solution, tandis que le pic à 1085.6 cm⁻¹ appartient à la liaison C-X (fluoroalcanes) et la liaison C-N du groupe amines aliphatiques. Le pic à 1417.3 cm⁻¹ est dû à C-H groupe de chaîne alkyle. Le pic à 1525.4 cm⁻¹ appartient à la liaison C-C de type C=C aromatique. Le pic à 1659.5 cm⁻¹ montre la présence de vibrations C-C.

Après 90 min de traitement par EC, l'allure du spectre est presque la même, mais on note un petit écart marqué au niveau du pic à 3305.2 cm⁻¹. Cette petite différence peut être assignée aux vibrations étirement O-H dans la structure d'hydroxyde d'aluminium formé Al(OH)₃ [55].

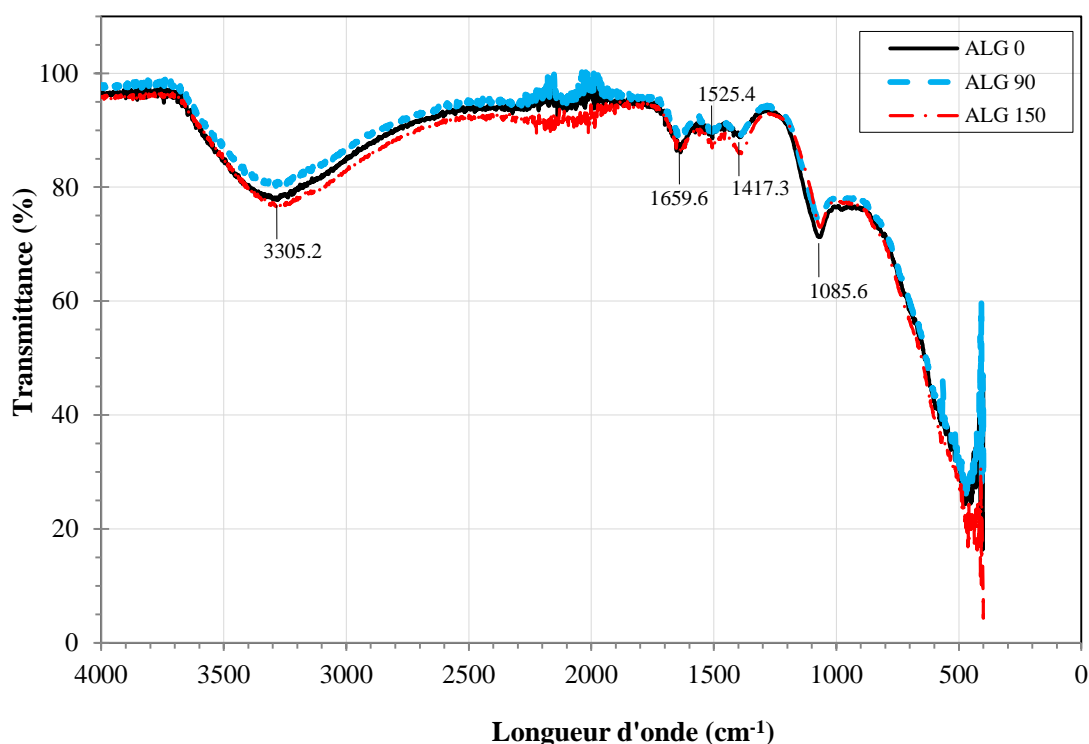


Figure IV.14 : Spectres FTIR de l'effluent d'ALGAL⁺ avant et après traitement par EC

IV.3. Conclusion partielle

Plusieurs manipulations ont été réalisées afin de trouver les effets des paramètres influençant l'EC pour le traitement d'une eau usée simulée, et d'un effluent réel de traitement de surface.

Les résultats trouvés montrent l'opportunité d'appliquer le procédé d'EC en continu pour une réduction efficace de la couleur en termes d'absorbance et de la turbidité pour tous les modes de connexions étudiés. La connexion monopolaire parallèle (MP-P) à 2 électrodes et à 4 électrodes est la plus efficace sur tous les plans y compris celui de la consommation énergétique.

L'application de l'EC sur l'eau résiduaire d'ALGAL⁺ n'a pas donné de bons résultats (Turbidité : 67 %, MES : 50 %, DCO : 41.6 %) tels que ceux obtenus pour l'effluent synthétique, à cause de la complexité de la composition de cette eau qui est trop chargée en aluminium.

Conclusion générale

Conclusion générale

Ce travail de recherche avait pour objectif l'étude de l'applicabilité de la technique d'électrocoagulation (EC) sur l'eau résiduaire du complexe industriel ALGAL⁺. Afin de dégager les paramètres de fonctionnement du procédé, les premiers essais ont été réalisés sur une eau usée simulée, constituée de l'eau potable et du colorant rouge nylosan.

Les résultats expérimentaux ont montré que :

- La densité de courant et le mode de connexion des électrodes ont affecté l'EC.
- L'EC fonctionne pour tous les modes de connexions étudiés, avec des taux allant de 90.42 à 97.58 % pour la couleur, et de 93.52 à 97.39 % pour la turbidité.
- La connexion monopolaire parallèle (MP-P) à 2 et à 4 électrodes est la plus efficace sur tous les plans, y compris celui de la consommation énergétique.
- L'évolution du pH final après traitement vers la neutralité, et sans aucun ajout de réactifs chimique constitue un avantage considérable pour la technique d'EC.
- Les valeurs moyennes des rendements Faradiques sont toutes inférieures à l'unité (1), sauf pour la connexion monopolaire en série (MP-S).
- L'utilisation de la connexion monopolaire parallèle (MP-P) va engendrer une réduction dans la consommation d'énergie.

L'étude de l'eau résiduaire industrielle d'ALGAL⁺ sous une densité de courant de 400 A/m², et pour la connexion (MP-P) à 2 électrodes a montré une réduction de la turbidité de l'ordre 67 % et 50 % pour les MES et un abattement de la DCO de l'ordre de 41.6 %. Ces faibles taux montrent la complexité de la composition de cette eau qui est trop chargée en aluminium.

A titre de perspectives, d'autres travaux peuvent être envisagés :

- Etude comparative avec d'autres matériaux d'électrodes (Zinc, Fer, ...)
- Etude et caractérisation des boues formées lors du traitement par EC pour une meilleure compréhension des mécanismes de dégradation de la pollution.
- Etude des rendements faradiques en analysant l'Al par spectrométrie d'absorption atomique.
- Etude d'élimination des métaux lourds par EC en continu.
- Utilisation des énergies renouvelables (photovoltaïque) comme une source d'alimentation pour assurer l'autonomie énergétique du procédé.
- Etude approfondie de la variabilité des eaux résiduaires réelles.

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:FR:PDF>
- [2] Gaujous, D. (1995). La pollution des milieux aquatiques : Aide-mémoire. 2^{ème} édition, Revue et augmentée, Lavoisier TEC et DOC, Paris, P 220.
- [3] Ezziane, S. (2007). Traitement des eaux de rejets de l'unité CERAMIT "Tenes" (Chlef). *Mémoire de Magister en Eau et Environnement*, Université de Chlef, P 178.
- [4] Merzouk, B. (2022). Epuration et réutilisation des eaux résiduaires. *Cours Master II, Hydraulique*, Université de M'sila.
- [5] Meinck, F., Stooff, H., Kohlschutter, H. (1997). Les eaux résiduaires industrielles. 2^{ème} édition Masson.
- [6] Edeline, F. (1979). L'épuration biologique des eaux résiduaires. Edition CEBEDOC, Paris, p 306.
- [7] Marouf, K. (2018). Traitement des effluents industriels de textile par coagulation – floculation. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique urbaine*, Université de M'sila, P 62.
- [8] Koller, E. (2004). Traitement des pollutions industrielles: Eau, Air, Déchets, Sols, Boues. Dunod. Paris.
- [9] Hugues Godart, H. Eaux de distribution - Clarification. Technique de l'Ingénieur, C 5 199.
- [10] Amirtharajah, A. and O'Mella, C.R. (1990). Coagulation Processes: Destabilization, Mixing, and Flocculation. In: Pontius, F.W., Ed., Water Quality and Treatment, 4th Edition, McGraw-Hill, New York, 269-365.
- [11] Trichet, F (1985). Cinétique de floculation, mesure et application au traitement des eaux. *Thèse de Doctorat des Sciences pharmaceutiques*, Université de Montpellier, France.
- [12] Zongo, I. (2009). 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.
- [13] Bouahcida, K., Boubaaya, M. (2020). Elimination de la pollution industrielle de textile par adsorption. *Mémoire de fin d'études, Master en Ressources Hydrauliques*, Université de M'sila, P 82.
- [14] Edeline, F. (1996). L'épuration physico-chimique des eaux, théorie et technologie. Cebedoc Editeur Lavoisier, Tec. et Doc. (1996).
- [15] Abdi, M.M.M.L., Elmoustapha, E.K. (2021). 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, P 62.
- [16] Merzouk, B., Madani, K., Sekki, A. (2010). Using electrocoagulation-electroflotation technology to treat synthetic solution and textile wastewater, two case studies. *Desalination*, 250, 573–577. [Doi:10.1016/j.desal.2009.09.026](https://doi.org/10.1016/j.desal.2009.09.026)
- [17] Merzouk, B. Gourich, B., Sekki, A., Madani, K., Vial, Ch., Barkaoui, M. (2009). Studies on the decolorization of textile dye wastewater by continuous electrocoagulation process. *Chemical Engineering Journal*, 149, 207-214. [Doi: 10.1016/j.cej.2008.10.018](https://doi.org/10.1016/j.cej.2008.10.018)

- [18] Amour, A., Merzouk, B., Leclerc, J.P., Lapicque, F. (2016). Removal of reactive textile dye from aqueous solutions by electrocoagulation in a continuous cell. *Desal. Water Treat.*, 57, 22764–22773. Doi: [10.1080/19443994.2015.1106094](https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1106094)
- [19] Lin, C.J., Lo, S.L., Kuo, C.Y., Wu, C.H. (2005). Pilot-scale electrocoagulation with bipolar aluminum electrodes for on-site domestic greywater reuse. *J. Environ. Eng.*, 131 (3), 491-495. Doi: [10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:3\(491\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:3(491))
- [20] Deghles, A., Kurt, U., (2016). Treatment of tannery wastewater by a hybrid electrocoagulation / electro dialysis process. *Chem. Eng. Process.*, 104, 43-50. Doi :[10.1016/j.cep.2016.02.009](https://doi.org/10.1016/j.cep.2016.02.009)
- [21] Amour, A. (2020). Etude de l'influence de la variabilité des rejets industriels liquides sur le traitement par électrocoagulation - électroflottation en réacteur continu. *Thèse de Doctorat en Sciences*, Université de Béjaia.
- [22] Sánchez Calvo, L., Leclerc, J.P., Tanguy, G., Cames, M.C., Paternotte, G. Valentin, G., Rostan, A., Lapicque, F. (2003). An electrocoagulation unit for the purification of soluble oil wastes of high COD. *Environmental Progress*, 22, 57-65. Doi: [10.1002/ep.670220117](https://doi.org/10.1002/ep.670220117)
- [23] Holt, P.K., Barton, G.W., Wark, M., Mitchell, C.A. (2002). A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 211, 233-248. Doi: [10.1016/S0927-7757\(02\)00285-6](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00285-6)
- [24] Merzouk, B. Gourich, B., Sekki, A., Madani, K., Chibane, M. (2009). Removal turbidity and separation of heavy metals using electrocoagulation-electroflotation technique, a case study. *Journal of Hazardous Materials*, 164, 215-222. Doi:[10.1016/j.jhazmat.2008.07.144](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.144)
- [25] Daneshvar, N., Khataee, A.R., Amani Ghadim, A.R., Rasoulifard, M.H. (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. Doi: [10.1016/j.jhazmat.2007.03.028](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.028)
- [26] Tiaiba, M., Merzouk, B., Amour, A., Mazour, M., Leclerc, J.-P., Lapicque, F. (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. Doi: [10.5004/dwt.2017.20502](https://doi.org/10.5004/dwt.2017.20502)
- [27] Lemlikchi, W. (2012). 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.
- [28] Tiaiba, M. (2019). Traitement des eaux résiduaires d'industrie de textile par électrocoagulation en réacteur continu. *Doctorat 3^{ème} Cycle*, Centre Universitaire d'Ain Témouchent.
- [29] Kim, T.H., Park, C., Shin, E.B., Kim, S. (2002). Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process. *Desalination*, 150, 165-175. Doi: [10.1016/S0011-9164\(02\)00941-4](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(02)00941-4)
- [30] Tremillon, B. (1993). *Electrochimie Analytique et réactions en solution*. Tome 2, Edition Masson. Paris (1993).
- [31] Pouet, M.F. (1994). Traitement physico-chimiques associés à une microfiltration d'eau usée urbaine. *Thèse de doctorat*, Université de Montpellier.
- [32] Persin, F., M. Rumeau, M. (1989). Le traitement électrochimique des eaux et des effluents. *Tribune de l'eau*, 42 (539), 45-56.
- [33] Chen, X., Chen, G., Yue, P.L. (2002). Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. *Chem. Eng. Sci.*, 57, 2449–2455.
- [34] Koren, J.P.F., Syversen, U. (1995). State of the art electroflocculation. *Filtr. Sep.*, 32 (1995) 153- 156.
- [35] Sadik, M.A. (2019). A Review of Promising Electrocoagulation Technology for the Treatment of Wastewater. *Adv. Chem. Eng. Science*, 9, 109-126. Doi: [10.4236/aces.2019.91009](https://doi.org/10.4236/aces.2019.91009)
- [36] Granhus, T.C. (2020). *Electrocoagulation in Wastewater Treatment: A Review*. Norwegian University of Life Sciences.

- [37] Bun, S., Hong, P., Chawaloeshosiya, N., Pang, S., Vet, S., Ham, P., Chan, R., Painmanakul, P. (2022). Development of Integrated Electrocoagulation-Sedimentation (IECS) in Continuous Mode for Turbidity and Color Removal. *Chem. Engineering*, 6 (3) 2 – 16. Doi: [10.3390 / chemengineering6010003](https://doi.org/10.3390/chemengineering6010003)
- [38] Saad, M.S., Joe, N.C., Shuib, H.A., Wirzal, M.D.H., Putra, Z.A., Khan, M.R., Busquets. R. (2022). Techno-economic analysis of an integrated electrocoagulation membrane system in treatment of palm oil mill effluent. *Journal of King Saud University Science*, 34 (102015). Doi: [10.1016/j.jksus.2022.102015](https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.102015)
- [39] Ebba, M., Asaithambi, P., Alemayehu, E. (2022). Development of electrocoagulation process for wastewater treatment: optimization by response surface methodology. *Heliyon*, 8 (e09383). Doi: [10.1016/j.heliyon.2022.e09383](https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09383)
- [40] Kumar, D., Sharma, C. (2022). Paper industry wastewater treatment by electrocoagulation and aspect of sludge management. *Journal of Cleaner Production*, 360 (131970). Doi : [10.1016/j.jclepro.2022.131970](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131970)
- [41] Khanitchaidecha, W., Ratananikom, K., Yangklang, B., Intanoo, S., Sing-Aed, K., Nakaruk, A. (2022). Application of Electrocoagulation in Street Food Wastewater. *Water*, 14 (655). Doi : [10.3390/w14040655](https://doi.org/10.3390/w14040655)
- [42] Catalogue du Complexe ALGAL⁺ (2022).
- [43] Merzouk, B., Madani, K., Sekki, A. (2008). Treatment characteristics of textile wastewater and removal of heavy metals using the electroflotation technique. *Desalination*, 228, 245-254. Doi: [10.1016/j.desal.2007.10.013](https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.10.013)
- [44] Tiaiba, M. (2015). Traitement d'un effluent simulé de l'industrie de textile par un réacteur continu d'électrocoagulation. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique urbaine*, Université de M'sila.
- [45] Messaad, A., Abbas, M. (2017). Utilisation de l'électrocoagulation pour l'élimination de colorants des eaux usées de l'industrie textile. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique urbaine*, Université de M'sila.
- [46] Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O.T., Sozbir, M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37, 117-125. Doi: [10.1016/j.seppur.2003.09.002](https://doi.org/10.1016/j.seppur.2003.09.002)
- [47] Hadidane, R., Boussalem, H. (2020). Elimination de la pollution industrielle de textile par électrocoagulation. *Mémoire de fin d'études, Master en Ressources Hydrauliques*, Université de M'sila.
- [48] Zidelkhir, R. (2016). Application de la photovoltaïque pour le traitement d'un effluent industriel par électrocoagulation. *Mémoire de fin d'études, Master en Hydraulique urbaine*, Université de M'sila, (2016).
- [49] Picard, T., Cathalifaud-Feuillade, G., Mazet, M., Vandensteendam, C. (2000). Cathodic dissolution in the electrocoagulation process using aluminum electrodes. *Journal of Environmental Monitoring*, 2, 77–80. Doi: [10.1039/A908248D](https://doi.org/10.1039/A908248D)
- [50] Secula, M.S., Cretescu, I., Petrescu, S. (2012). Electrocoagulation treatment of sulfide wastewater in a batch reactor: Effect of electrode material on electrical operating costs. *Environmental Engineering and Management Journal*, 11, 1485-1491. Doi: [10.30638/eej.2012.186](https://doi.org/10.30638/eej.2012.186)
- [51] Gareau, M. (1970). Rendement faradique de la dissolution électrolytique de l'aluminium et du béryllium.

- [52] Attour, A., Grich, N.B., Tlili, M.M., Amor, M.B., Lapique, F., Leclerc, J.-P. (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. Doi: [10.1080/19443994.2015.1057537](https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1057537)
- [53] Zodi, S., Potier, O., Lapique, F., Leclerc, J.-P. (2009). Treatment of the textile wastewaters by electrocoagulation: Effect of operating parameters on the sludge settling characteristics. *Separation and Purification Technology*, 69, 29-36. Doi: [10.1016/j.seppur.2009.06.028](https://doi.org/10.1016/j.seppur.2009.06.028)
- [54] Wojtkowiak, B., Chabanel, M. (1977). Spectrochimie moléculaire. Technique & Documentation, Imprimerie Bayeusaine, France.
- [55] Dalibartand, M., Servant, L. (2000). Spectroscopie dans l'infrarouge. Techniques de l'ingénieur, dans Techniques d'Analyses, dossier P2845.