

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Djilali Bounaama KHEMIS MILIANA



Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de la Technologie
Mémoire du Projet de Fin d'Etudes
Pour l'obtention du diplôme de
Master

En

Science et génie de l'environnement

Spécialité :

Génie des procédés de l'Environnement

Thème :

Etude paramétrique de l'électrocoagulation pour le
traitement des rejets textiles.

Présenté par :

- ELAZIZI Kawther
- HADJ DJILALLI Nesrine

Devant le jury composé de :

Encadreur : SAHMI Abdelaziz

Examineur : HACHAMA Kamel

Examinatrice : OUADAH Lamia

Année Universitaire : 2019/2020

Dédicace

Avec l'aide d'Allah le tout puissant, j'ai pu terminer ce modeste travail.

En témoignage de l'amour et du respect que j'ai pour eux, je dédie ce travail à :

A celui qui m'a indiqué la bonne voie en me rappelant que la volonté fait toujours les grandes personnes ...

A mon père. : Ahmed.

A celle qui a attendu avec patience les fruits de sa bonne éducation...

A ma mère : Saadia.

Que Dieu vous garde.

Je dédie aussi ce modeste travail à :

A ma fille et mon bonheur : Djinane Manissa.

A ma sœur : Meryem .

A mes frères :Houcine et Mohyeldinne.

A mes chers amis : Nesrine, Chahrazed, Imene, Khadidja et Khayra.

*A mes chers formateurs et formatrices, sans aucune exception,
Et à tous ceux qui m'ont soutenu de près ou de loin pour atteindre
mon objectif.*

KAWTHER

Dédicace

Avec l'aide d'Allah le tout puissant, j'ai pu terminer ce modeste travail.

En témoignage de l'amour et du respect que j'ai pour eux, je dédie ce travail à :

*A ma chère grand-mère : Fatima Zahra Chaouch.
que dieu ait pitié de vous avec sa grande miséricorde et il vous amènera au paradis.*

A celui qui m'a indiqué la bonne voie en me rappelant que la volonté fait toujours les grandes personnes ...

A mon père. : Azzedine.

A celle qui a attendu avec patience les fruits de sa bonne éducation...

A ma mère : Dalila.

Je dédie aussi ce modeste travail :

A ma sœur : Nidel, mon frère: Abdelallah.

A mon fiancé : Abdelrrahmane

*A mes chers amis : Zahra, Malika, Chahra, Hanaa, Khawla,
Kawther et Manel.*

*A mes chers formateurs et formatrices, sans aucune exception,
Et à tous ceux qui m'ont soutenu de près ou de loin pour atteindre mon objectif.*

NESRINE

Remerciements

Avant tout, nous remercions Dieu le Tout Puissant pour nous avoir donné la force et le courage d'accomplir ce travail avec abnégation.

Nos vifs et sincères remerciements s'adressent spécialement à, Mr. Abdelaziz SAHMI,

Dont nous avons eu la chance de l'avoir comme Enseignant, Encadreur et qui avons bien voulu nous confier ce travail riche d'expériences et nous guider dans chaque étape de sa consécration. Vous nous avez toujours réservée un chaleureux accueil, malgré vos obligations et les contraintes professionnelles. Vos talents ainsi que vos compétences et votre sens du devoir nous ont marqué à jamais. Vos encouragements inlassables, votre amabilité, votre gentillesse et votre patience méritent toute notre attention. Veuillez trouver ici l'expression de notre estime et notre considération.

Nous remercions également,

Les membres du jury de nous avoir fait l'honneur de juger ce mémoire. Veuillez accepter l'expression de nous vive gratitude.

Nous tenons à remercier les membres du laboratoire de génie des procédés et du laboratoire des méthodes d'analyses pour le climat de sympathie et l'aide qu'ils nous apporté.

Enfin,

A toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin, d'une manière directe ou indirecte à l'élaboration de ce travail de fin d'études.

Liste des abréviations

Abs	Absorbance
C	Concentration (mg/l)
COT	Carbone Organique Totale (mg/l)
DBO ₅	Demande Biologique en Oxygène après 5 jours (mg/l)
DCO	Demande Chimique en Oxygène (mg/l)
d	densité
Ec	Electrocoagulation
EESC	Energie Electrique Spécifique Consommée (kW.h/kg d'O ₂)
Fe	Fer
I	Intensité de courant électrique (A)
MES	Matière En Suspension (mg/l)
pH	potentiel Hydrogène
R	Rendement
t	temps
UV	Spectroscopie UV-Visible
λ	longueur d'onde (nm)

Liste des figures

Figure I.1: Rejet d'une eau usée dans l'environnement.	04
Figure I.2: Exemple des eaux usées d'origine agricole	05
Figure I.3: Exemple d'une industrie	06
Figure I.4: Les différents types des rejets liquides.	07
Figure I.6: Exemple d'un colorant cationique.	09
Figure I.7: Pigment synthétique	10
Figure II.1: Schémas du principe de l'électrocoagulation	20
Figure III.1: Absorbance UV visible du rejet liquide de textile	29
Figure III.2: Le pH après le traitement électrochimique en fonction du pH initial.	30
Figure III.3: Variation de la conductivité électrique avant et après le traitement électrochimique.	31
Figure III.4: Variation de la DCO avant le traitement en fonction du pH initial	31
Figure III.5: Variation de la DCO avant et après le traitement électrochimique en fonction du pH.	32
Figure III.6: Absorbance UV maximale (à $\lambda_{\max}=660\text{nm}$) avant et après le traitement électrochimique en fonction du pH initial.	32
Figure III.7: Absorbance UV maximale (à $\lambda_{\max}=290\text{nm}$) avant et après traitement électrochimique en fonction du pH initial	33
Figure III.8: Pourcentages de décoloration et d'élimination de la DCO et de la bande d'absorbance UV (à $\lambda_{\max}=290\text{ nm}$) en fonction du pH	33
Figure III.9: Variation de la DCO en fonction du temps de traitement électrochimique.	34
Figure III.10 : Absorbance UV maximale du colorant et de la bande à $\lambda_{\max}=290\text{nm}$ en fonction du temps d'électrolyse.	35
Figure III.11 : Pourcentages de décoloration et d'élimination de la DCO et de la bande d'absorbance (à $\lambda_{\max}=290\text{nm}$) en fonction du temps d'électrolyse.	35
Figure III.12: Masse du filtrat en fonction du temps de traitement électrochimique	36
Figure III.13 : Variation du pH après le traitement électrochimique en fonction du courant imposé.	37
Figure III. 14 : l'absorption UV maximale à 290nm et à 660nm en fonction du courant imposé	37
Figure III.15 : Variation de la DCO en fonction du courant imposé	38
Figure III.16 : Pourcentages d'élimination de la DCO, de l'absorption à 290nm et de la coloration.	39
Figure III.17 : Effet du pH initial (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur la consommation d'énergie pour l'électrode en Al (conditions: densité de courant: 100 A / m ² , Co: 250 mg / L, durée: 15 min, conductivité: 750 S / cm)	41
Figure III.18 : Effet de la conductivité (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur les consommations d'énergie pour l'électrode en Al. (conditions: densité de courant: 100 A / m ² , Co: 250 mg / L, durée: 15 min, pH initial: 6,4).	42

Figure III.19 : Effet de la densité de courant (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur les consommations d'énergie pour l'électrode en Al. (conditions: Co: 250 mg / L, durée: 15 min, pH initial: 6,4, conductivité: 750 μ S / cm).	43
Figure III.20 : Effet du temps (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur les consommations d'énergie et d'électrode pour le matériau d'électrode en Al (conditions: densité de courant: 100 A / m ² ; Co: 250 mg / L, pH initial: 6,4, conductivité: 750 μ S / cm).	44
Figure III.21 : Effet de la concentration de colorant (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur les consommations d'énergie pour l'électrode en Al. (conditions: densité de courant: 100 A / m ² ; durée: 15 min, pH initial: 6,4, conductivité: 750 μ S / cm).	45
Figure III.23 : Effet du pH.	47
Figure.III.24 : Effet du pH initial sur le coût de fonctionnement..	48
FiguresIII.25 : Effet de la conductivité des eaux usées sur les performances du procédé EC	49
figure III.26 : L'effet de la conductivité des eaux usées sur le coût de fonctionnement.	49
figures.III. 27 : Effet de la densité de courant sur les efficacités d'élimination de la COD et de la turbidité	50
figure III.28 : Coût de fonctionnement en fonction de la densité de courant, pour deux matériaux d'électrode de manière comparative	51
Figure III.29 :(a) Effet du temps d'électrocoagulation sur la DCO et l'élimination de la turbidité par des électrodes en aluminium et (b) des électrodes en fer.	52
Figure .III.30 : Coût total des matériaux d'électrodes en fonction du temps.	52

Liste des tableaux

Tableau I.1 : Caractéristique de Méthyle orange	12
Tableau II.1 : Valeurs de U, I pour les trois modes	24
Tableau II.2 : Applications industrielles de l'électrocoagulation	25
Tableau III.1 : Valeurs moyennes de T, PH , CE, MES et DCO du rejet textile de la zone industrielle d'El Jadida.	28

Table des matières

Introduction général.....	02
---------------------------	----

Chapitre I : Eaux usées et colorant de textile

I.1. Introduction	04
I.2. Pollution des eaux.....	04
I.3. Origines des eaux usées	05
I.3.1. Pollution d'origine naturelle	05
I.3.2. Pollution d'origine domestique et urbaine	05
I.3.3. Pollution d'origine agricole	05
I.3.4. Pollution d'origine industrielle	06
I.3.5. Pollution d'origine microbiologique	06
I.4. Les rejets liquides	06
I.4.1. Sources et voies d'accès dans l'environnement	07
I.4.1.1. Matières organiques	07
I.4.1.2. Éléments minéraux	07
I.4.1.3. Les métaux lourds	07
I.4.1.4. Les matières pathogènes	07
I.4.1.5. Les substances toxiques	08
I.5. Rejets industriels textiles	08
I.5.1. Généralités sur les colorants.....	08
I.5.2. Colorants textiles	09
I.5.3. Les différents types des colorants	09
I.5.3.1. Colorants à mordant	09
I.5.3.2. Colorants acides	09
I.5.3.3. Colorants directs	09
I.5.3.4. Colorants cationiques	09
I.5.3.5. Pigments	10
I.6. Impact des colorants sur la santé et l'environnement	10
I.6.1. Impact des colorants sur l'environnement	10
I.6.1.1. Sous oxygénation	10
I.6.1.2. Couleur et la turbidité	11
I.6.1.3. Persistance des polluants.....	11
I.6.1.4. Bioaccumulation	11
I.6.1.5. Sous-produits de chloration (SPCs)	11
I.6.2. Impact sur les êtres vivants	12

I.7. Caractéristiques physiques et chimiques du Méthyle orange	12
I.8. Conclusion	13

Chapitre II : Techniques d'élimination de colorant dans les rejets liquides

II. Procédés de traitement des effluents textiles	15
II.1. Méthodes conventionnelles de traitement des eaux	15
II.1.1. Méthodes physiques de traitement	15
II.1.1.1. Filtration membranaire	15
II.1.1.2. Adsorption sur charbon actif (ou sur un autre adsorbant)	15
II.1.2. Méthodes physico-chimique de traitement des effluents textiles	16
II.1.2.1. Coagulation-floculation	16
II.1.3. Méthodes de traitement chimiques des effluents textiles	16
II.1.4. Méthode biologique de traitement	16
II.1.4.1. Traitement aérobie	16
II.1.4.2. Traitement anaérobie	17
II.2. Méthodes avancées	17
II.2.1. Electro-oxydation	17
II.2.2. Oxydation directe	18
II.2.3. Oxydation indirecte	18
II. 3. Méthodes électrochimiques	18
II.3.1. Electrocoagulation	18
II.3.1.1. Principe de l'électrocoagulation	19
II.3.2. Mécanisme réactionnel	20
II.3.3. Électrode en aluminium	21
II.3.4. Électrode en fer	22
II.4. Mécanisme d'électrocoagulation vis-à-vis de la matière organique	23
II.4.1. Phénomène chimique	23
II.4.2. Les différents modes de connexions électriques	23
II.5. Applications industrielles de l'électrocoagulation	24
II.6. Avantages et limitations de l'électrocoagulation	25
II.7. Conclusion	26

Chapitre III :Etude comparative des travaux antérieurs sur l'électrocoagulation

III.1. Introduction.....	28
III.2. Synthèse des travaux de El krati [47] sur la décoloration des rejets liquides de textile par électrocoagulation.....	28
III.2.1. Matériels et méthodes.....	28
III.2.2. Etude paramétrique	30
III.2.2.1. Influence du pH	30
III.2.2.2. Cinétique de traitement électrochimique.....	34
III.2.2.3. Influence du courant imposé	36
III.3. Synthèse et discussion des travaux de... sur le traitement de colorant textile orange Levafix par électrocoagulation, Couple Al/Al	39
III.3.1. Matériels et méthodes.....	39
III.3.2. Etude paramétrique.....	40
III.3.2.1. Effet du pH initial.....	40
III.3.2.2. Effet de la conductivité	42
III.3.2.3. Effet de la densité de courant.....	43
III.3.2.4. Effet du temps d'électrolyse	44
III.3.2.5. Effet de la concentration initiale de colorant	45
III.4. Synthèse et discussion des travaux de... sur l'analyse des coûts d'exploitation de l'électrocoagulation des eaux usées de colorants textiles, comparativement des deux couples Fer/fer et Al/Al	46
III.4.1. Matériels et méthodes.....	46
III.4.2. Etude paramétrique	46
III.4.2.1. Effet du pH.....	46
III.4.2.2. Effet de la conductivité.....	48
III.4.2.3 Effet de la densité de courant et de temps de fonctionnement	50
Conclusion.....	53
Conclusion générale	55
Références bibliographiques	

Résumé

L'objectif de ce travail est l'étude de la faisabilité du traitement des rejets textiles par le procédé d'électrocoagulation (EC). Trois rejets industriels fortement chargés en matières organiques persistantes ont été étudiés avec différents couples de matériau constituant les électrodes. Les résultats obtenus montrent que l'élimination des polluants par électrocoagulation est possible avec abattements très satisfaisants, quels que soient les paramètres étudiés (nature du matériau constituant les électrodes, la distance inter-électrodes, densité de courant, le pH initial, nature et concentration de l'électrolyte, etc...). À cet effet, l'électrocoagulation peut être considérée comme un procédé idéal de traitement des rejets industriels de textile et des effluents liquides.

Mots clés : Polluant, Rejet textile, Décoloration, Minéralisation, Electrocoagulation

Summary

The objective of this work is to study the feasibility of treating textile waste by the electrocoagulation (EC) process. Three industrial discharges heavily loaded with persistent organic matter were studied with different pairs of material constituting the electrodes. The results obtained show that the elimination of pollutants by electrocoagulation is possible with very satisfactory reductions, whatever the parameters studied (nature of the material constituting the electrodes, the inter-electrode distance, current density, the initial pH, nature and concentration. electrolyte, etc.). For this purpose, electrocoagulation can be considered as an ideal process for treating industrial textile waste and liquid effluents.

Keywords: Pollutant, Textile rejection, Discoloration, Mineralization, Electrocoagulation

الخلاصة

الهدف من هذا العمل هو دراسة جدوى معالجة نفايات النسيج بعملية التخثير الكهربائي (EC). تمت دراسة ثلاثة تصريفات صناعية محملة بشدة بمواد عضوية ثابتة باستخدام أزواج مختلفة من المواد التي تشكل الأقطاب الكهربائية. أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها أن التخلص من الملوثات عن طريق التخثير الكهربائي ممكن بتخفيضات مرضية للغاية ، مهما كانت المعلمات المدروسة (طبيعة المادة المكونة للأقطاب ، المسافة بين الأقطاب ، كثافة التيار ، الأس الهيدروجيني الأولي ، الطبيعة والتركيز. المنحل بالكهرباء ، وما إلى ذلك). تحقيقاً لهذه الغاية ، يمكن اعتبار التخثير الكهربائي عملية مثالية لمعالجة نفايات النسيج الصناعية والنفايات السائلة.

الكلمات المفتاحية: الملوثات ، رفض النسيج ، تغير اللون ، التمعدن ، التخثير الكهربائي

Introduction générale

Introduction générale

Tout le monde s'accord aujourd'hui à dire que notre planète tourne mal. Elle sera confrontée à une hausse drastique des besoins en eau dans un proche avenir. Ceci commence d'ailleurs déjà à se faire sentir dans certaines régions du globe. Or si on arrive là aujourd'hui, c'est à cause de notre comportement irresponsable vis-à-vis de cette nature que nous n'avons pas respecté à sa juste valeur.

Les effluents industriels sont chargés de matières polluantes de différents types : organiques, minérales, microbiologiques etc. . Ceci confère à ces effluents un caractère agressif et nuisible pour le milieu récepteur, pour s'affranchir de la pollution responsable de nombreux dégâts infligés à l'environnement et à la santé publique.

De nombreux procédés sont mise en œuvre. Parmi ceux-ci, les techniques de traitement électrochimiques, telles que l'électrocoagulation et l'électro-flottation prennent de plus en plus d'importance. Ces techniques prometteuses ont été étudiées pour le traitement de divers rejets industriels, tels que les effluents des industries textiles.

L'objectif de notre travail, consiste à appliquer l'électrocoagulation pour l'élimination d'un colorant textile, cas du méthyle orange 'substance organique persistante'.

L'électrocoagulation est une technique électrochimique qui suscitè beaucoup d'intérêt ces dernières années principalement pour son faible coût, sa simplicité de mise en œuvre, mais surtout en raison de sa grande efficacité. Il semble à ce titre être une alternative intéressante pour le traitement de composés réfractaires.

Notre présent travail consiste à étudier l'élimination d'un colorant textile méthyle orange par le procédé d'électrocoagulation. Ce mémoire est composé de trois chapitres:

Le premier chapitre est consacré à la synthèse bibliographique des effluents industriels textiles et leurs dangers sur l'environnement et à la santé publique.

Dans le deuxième chapitre nous développerons quelques techniques de dépollution conventionnelles et avancées des effluents liquides notamment le phénomène de l'électrocoagulation.

Le troisième chapitre sera consacré à une étude comparative des résultats de différents travaux réalisés antérieurement par d'autres auteurs sur le traitement des rejets textiles par électrocoagulation.

Et nous terminerons par une conclusion générale résumera l'ensemble de ce travail et présentera les perspectives utiles pour la continuation de cette étude.

I.1. Introduction

L'eau, élément indispensable à la vie de l'homme, ressource naturelle et matière première stratégique constitue un facteur important de son développement. Cependant, elle risque d'être l'enjeu de conflits à l'avenir vu sa rareté, sa mauvaise utilisation, la gestion hasardeuse de ses ressources ainsi que celle de l'environnement.

La croissance démographique, l'urbanisation et le développement de certains secteurs comme l'agriculture, les industries chimiques et pétrochimiques ont été la source de problèmes de pollution en Algérie. L'autoépuration est devenue inefficace en raison de l'augmentation des quantités d'eaux usées rejetées et de leurs concentrations excessives en polluants. Ainsi la pollution des nappes phréatiques au nord du pays a atteint ces dernières années un seuil critique à cause des fuites des effluents domestiques, des nitrates, des produits phytosanitaires, des engrais chimiques et du déversement d'effluents industriels tels que les rejets textiles.

I.2. Pollution des eaux usées

La pollution c'est des changements dans l'environnement et la balance des revenus, ce qui conduit à la dégradation et affecte négativement ses composants et la cause principale est due à l'activité de l'homme mais pas toujours. L'eau est une substance unique, parce qu'elle peut renouveler et nettoyer elle-même naturellement, en permettant à des polluants de se précipiter (par le procès de sédimentation) ou décomposer, ou par la dilution des polluants au point où ils ne sont pas présents dans les concentrations dangereuses. Mais, ce processus naturel prend du temps, et c'est difficile quand des quantités excessives de contaminants dangereux sont ajoutées à l'eau. Les humains sont en train d'utiliser plus et encore plus de matériels qui polluent les sources d'eau [1].



Figure I.1 : Rejet d'une eau usée dans l'environnement.[2]

I.3. Origines des eaux usées

Suivant l'origine et la qualité des substances polluantes, on distingue:

I.3.1. Pollution d'origine naturelle

Ce phénomène se retrouve pour toute eau en contact avec l'atmosphère car celle-ci contient du gaz carbonique CO_2 qui est soluble dans l'eau pour donner de l'acide carbonique de formule H_2CO_3 . On comprend ainsi qu'une concentration de CO_2 dans l'atmosphère conduit à une acidification de l'eau à son contact. Ainsi, même avant l'existence des pluies acides d'origine anthropique, les pluies naturelles étaient légèrement acides, ceci étant toujours le cas dans des zones protégées telles que les forêts amazoniennes. [3]

I.3.2. Pollution d'origine domestique et urbaine

L'origine des eaux résiduaires urbaines est principalement domestique où les populations génèrent les (3/4) des eaux usées. Ces effluents sont un mélange d'eaux contenant des déjections humaines telles que les urines, fèces, eaux de toilette et de nettoyage des sols et des aliments (eaux ménagères). Les eaux usées urbaines peuvent aussi contenir des eaux résiduaires d'origine industrielle, mais normalement, ces dernières doivent avoir subi un prétraitement pour atteindre des caractéristiques comparables à celles des eaux usées domestiques pour permettre un traitement en commun. [4]

I.3.3. Pollution d'origine agricole

La pollution d'origine agricole provient surtout des engrais et pesticides épanchés dans le sol de très grandes surfaces à proximité ou pas de cours d'eau. Ce type de pollution s'est intensifié depuis que l'agriculture est entrée dans un stade d'industrialisation assez avancé. [5]



Figure I.2 : Exemple des eaux usées d'origine agricole [6]

I.3.4. Pollution d'origine industrielle

Elle constitue les déchets liquides obtenus lors de l'extraction et de la transformation de matières premières en produits industriels. Les eaux résiduaires proviennent principalement de l'eau consommée dans de nombreuses opérations de fabrications par voie humide par exemple, la précipitation, le lavage, le nettoyage des appareils, les ateliers, les filtrations, les distillations, etc. les effluents industriels peuvent causer des pollutions organiques (industrie agro-alimentaire, papèterie), chimique (tanneries, usines textiles...) ou physique (réchauffement par les centrales thermiques, matières en suspension des mines ou des sidérurgies). Ils sont responsables de l'altération des conditions de clarté et d'oxygénation de l'eau, pouvant aussi causer l'accumulation de certains éléments toxiques dans la chaîne alimentaire (métaux lourds, pesticides, radioactivité). [5]



Figure I.3 : Exemple d'une industrie [7]

I.3.5. Pollution d'origine microbiologique

La qualité microbiologique de l'eau peut aussi être à l'origine de problèmes, qu'ils soient aigus ou chroniques. Des accidents peuvent avoir lieu lors d'une mauvaise désinfection des canalisations, donnant une eau de mauvaise qualité microbiologique qui peut être un facteur de risque de plusieurs pathologies, surtout digestives.[8]

I.4. Rejets liquides

Dans le terme général, l'effluent désignant une eau résiduaire urbaine ou industrielle est plus généralement tout rejet liquide véhiculant une certaine charge polluante dissoute, Colloïde ou particulaire. Les effluents recèlent des composants organiques ou chimiques nuisibles à l'environnement qui sont représentés dans le schéma suivant :

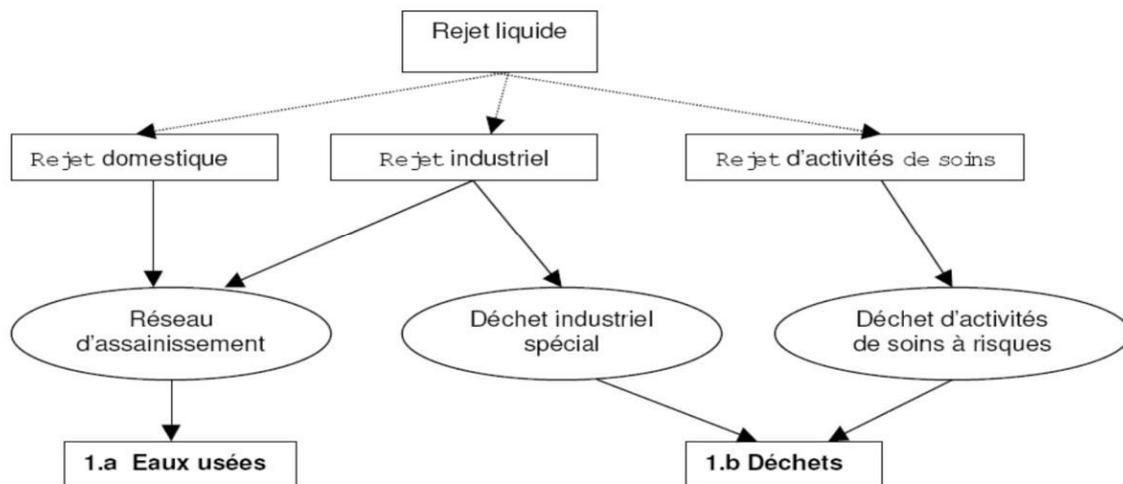


Figure I.4 : Les différents types des rejets liquides.

I.4.1. Sources et voies d'accès dans l'environnement

I.4.1.1. Matières organiques

Elles constituent, de loin, la première cause de pollution des ressources en eaux. Ces matières organiques (déjections animales et humaines, graisse...) sont issues des effluents domestiques, mais également des rejets industriels agro-alimentaires, en particulier.[9]

I.4.1.2. Éléments minéraux

Ils regroupent essentiellement les produits azotés ainsi que les produits phosphorés. Ces matières proviennent principalement des activités agricoles. La pollution minérale des eaux peut provoquer un dérèglement de la croissance végétale ou des troubles physiologiques chez les animaux.[9]

I.4.1.3. Les métaux lourds

Les plus fréquemment rencontrés mais qui sont aussi les plus dangereux, sont le mercure, le cuivre, le cadmium, le chrome, le plomb, et le zinc. Ils ont la particularité de s'accumuler dans les organismes vivants ainsi que dans la chaîne trophique.[9]

I.4.1.4. Les matières pathogènes

Elles sont constituées de virus ou de bactéries entraînant souvent une inhibition des mécanismes biologiques. La pollution microbiologique se développe conjointement à la

pollution organique, par une prolifération de germes d'origine humaine ou animale dont certains sont pathogènes.[9]

I.4.1.5. Les substances toxiques

Ce sont des composés chimiques de synthèse, issus des activités industrielles et agricoles. Les conséquences souvent dramatiques de la pollution chimique sur les écosystèmes, varient suivant la concentration des composés chimiques dans les rejets, à certaines périodes de l'année (herbicides).[9]

I.5. Rejets industriels de textile

I.5.1. Généralité

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

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

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

I.5.2. Colorants textiles

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

I.5.3. Les différents types des colorants

I.5.3.1. Les colorants à mordant

sont solubles qui nécessitent un traitement de mordantage pour pouvoir être fixé sur les fibres textiles par l'intermédiaires d'oxydes de certains métaux (Al, Fe, Co et Cr). Il a été constaté que le Cr est le métal le plus utilisé et que pour ces raisons on les appelle « colorants chroma tables ». Ils forment aussi des complexes avec les ions métalliques par exemple par l'intermédiaire de groupe hydroxyles voisins [11].

I.5.3.2. Les colorants acides

Permettent de teindre certaines fibres (polyamides par exemple) en bain acide. Ils sont constitués de chromophores (responsable de l'effet de coloration) et de groupe sulfonâtes permettant leur solubilisation dans l'eau. Cette classe de colorants est importante pour les nuances [11].

I.5.3.3. Les colorants directs

Qui sont solubles dans l'eau et qui présentent une grande affinité pour les fibres cellulosiques. Cette affinité est due à leur forme linéaire et à la coplanarité des noyaux aromatiques. Ainsi le rouge Congo est capable de teindre directement le coton sans la participation d'aucun mordant. En outre, Ils permettent d'obtenir une grande variété de coloris et sont d'une application facile. Ils présentent néanmoins une faible solidité au mouillé [12].

I.5.3.4. Les colorants cationiques

Qui sont caractérisés par une grande vivacité des teintes. Cependant ils résistent mal à l'action de la lumière, et, de ce fait, ils ne peuvent être utilisés pour la teinture des fibres naturelles. On note qu'avec les fibres synthétiques, par exemple les fibres acryliques, ils donnent des coloris très solides [11].

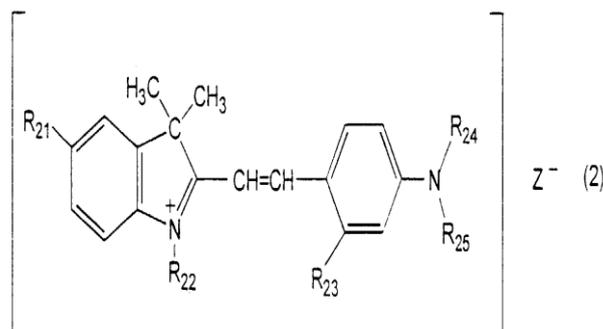


Figure I. 6 : Exemple d'un colorant cationique.

I.5.3.5. Les pigments

Très utilisés dans la coloration des peintures et des matières plastiques. Cependant, ils ne présentent aucune affinité pour les fibres textiles. Etant donné cette caractéristique, les pigments nécessitent un liant pour pouvoir être fixés à la surface des fibres. On les trouve généralement soit, sous forme de produits minéraux (oxydes, sulfures, blanc de zinc) soit, sous forme de produits organiques [11].

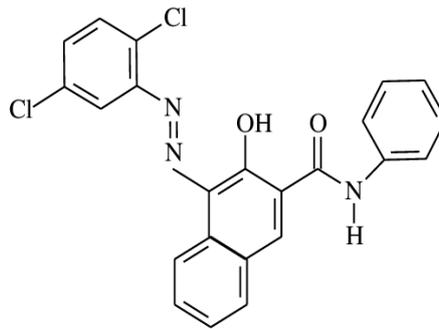


Figure I.7 : Pigment synthétique

I.6. Impact des colorants sur la santé et l'environnement

I.6.1. Impact des colorants sur l'environnement

Le principal problème environnemental qui se pose dans l'industrie textile et l'industrie de peinture est celui des quantités d'eau rejetées et de leur charge chimique. Les autres questions importantes sont la consommation énergétique, les émissions dans l'atmosphère, les déchets solides et les odeurs qui peuvent représenter des nuisances significatives dans certains traitements.

Cependant, les émissions dans l'atmosphère sont habituellement captées à la source. Comme elles sont contrôlées depuis longtemps dans différents pays.

En revanche, les rejets liquides de ces industries persistent comme un sérieux problème dont les industriels doivent en prendre considération en raison des effets dramatique sur l'environnement dont les plus importants sont listés ci-dessous :

I.6.1.1. Sous oxygénation

Lorsque des charges importantes de matière organique sont apportées au milieu via des rejets ponctuels, les processus naturels de régulation ne peuvent plus compenser la consommation bactérienne d'oxygène. Manahan estime que la dégradation de 7 à 8 mg de

matière organique par des micro-organismes suffit pour consommer l'oxygène contenu dans un litre d'eau [13, 14].

I.6.1.2. Couleur et turbidité

L'accumulation des matières organiques dans les cours d'eau induit l'apparition de mauvais goûts, prolifération bactérienne, odeurs pestilentielles et colorations anormales. Robinson et al, 2001,. [15] ont évalué qu'une coloration pouvait être perçue par l'œil humain à partir de 5×10^{-6} g/L. En dehors de l'aspect inesthétique, les agents colorants ont la capacité d'interférer avec la transmission de la lumière dans l'eau, bloquant ainsi la photosynthèse des plantes aquatiques.

I.6.1.3. Persistance

Les colorants organiques synthétiques sont des composés impossibles à épurer par dégradations biologique naturelle. Cette persistance est due principalement à leur réactivité chimique :

- Les aromatiques sont plus persistantes que les alcanes,
- Les composés saturés sont plus persistants que les insaturés,
- La persistance des aromatiques augmente avec le nombre de substituant,
- Les substituant halogènes augmentent plus la persistance des colorants que les groupements alkyles.

I.6.1.4. Bioaccumulation

Si un organisme ne dispose pas de mécanismes spécifiques, soit les espèces qui empêche la résorption d'une substance telle qu'un colorant, soit pour l'éliminer une fois qu'elle est absorbée, alors cette substance s'accumule à l'extrémité supérieure de la chaîne alimentaire, y compris l'homme, se retrouve exposé à des teneurs en substances toxiques pouvant être jusqu'à mille fois plus élevées que les concentrations initiales dans l'eau. [15]

I.6.1.5. Sous-produits de chloration (SPCs)

Le chlore utilisé pour éliminer les micro-organismes pathogènes réagit avec la matière organique pour former des trihalométhanes (chloroforme – CHCl_3), pouvant atteindre plusieurs centaines de mg/L, qui présentent des risques toxicologiques. [16]

I.6.2. Impact sur les êtres vivants

Les impacts dangereux sur la santé sont dus à certaines capacités de ces colorants qui peuvent:

- Etre mutagènes.
- Etre génotoxiques.
- Entraîner des cancers de la thyroïde, du foie, des poumons, des reins et de la peau chez l'homme.
- Entraîner des tumeurs des glandes surrénales.
- Contenir des substances cancérigènes.
- Avoir des actions sur le système nerveux central.
- Inhibition ou déficit de certaines enzymes
- Augmentation de la perméabilité intestinale. [17]

I.7. Caractéristiques physiques et chimiques du Méthyle orange

L'orange de méthyle est un indicateur de pH fréquemment utilisé dans les titrages en raison de son changement de couleur clair et distinct. Parce qu'il change de couleur au pH d'un acide de milieu de gamme, il est habituellement utilisé dans les titrages pour les acides.

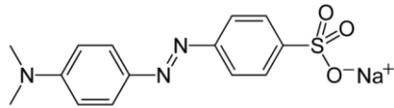
Contrairement à un indicateur universel, le méthyle orange n'a pas un spectre complet de changement de couleur, mais a un point final plus net. Dans une solution devenant moins acide, le méthyle orange passe du rouge à l'orange et finalement au jaune, l'inverse se produisant pour une solution qui augmente en acidité. Le changement de couleur entier se produit dans des conditions acides. Dans un acide, il est rougeâtre et alcalin, il est jaune [18]

L'orange de méthyle (MO), est l'un des acides/ aminés bien, connu et a été largement utilisé dans l'industrie du papier, d'impression, textile et pharmaceutique et les laboratoires.

Méthyle orange un colorant anionique appartient au groupe de colorants azoïque. Le groupe azoïque (N = N) sur MO et sa faible biodégradabilité en font un sujet de préoccupation pour la science environnementale. [19]

Tableau 1.1: Caractéristiques physiques et chimiques du Méthyle orange [20, 21].

État physique	Solide
----------------------	--------

Apparence et odeur	Poudre fine de couleur orange. Inodore
Formule chimique	$C_{14}H_{14}N_3NaO_3S$
Poids moléculaire	327.34
Densité	1.0
Point de fusion	$>300^{\circ}C$
Densité spécifique de la vapeur	11.3
Solubilité	Peu soluble dans l'eau et l'alcool
Pourcentage de volatilité	0
Structure	

I.8. Conclusion

Les eaux usées ont des origines diverses, qui peuvent contenir des substances nuisibles pour l'environnement et la santé humaine.

La production et l'utilisation des colorants naturels sont beaucoup moins polluantes que celle de la plupart des colorants et pigments de synthèse qui génèrent, des sous-produits nocifs, lorsque ces rejets sont déversés directement dans le milieu naturel sans aucun traitement spécifique des constituants toxiques. Ces colorants sont pour la plupart synthétiques et représentent aujourd'hui un large groupe de composés chimiques. Les industries textiles, et plus particulièrement les phases de teinture et d'ennoblissement utilisent principalement des produits chimiques, nuisibles pour la santé, comme certains colorants azoïques cancérogènes, et engendrent une pollution des eaux de surface et des nappes phréatiques. L'hétérogénéité de la composition des produits utilisés pour teindre fait qu'il est extrêmement difficile d'atteindre les seuils imposés par les normes environnementales, après traitement par les techniques conventionnelles utilisées.

II. Introduction

Les eaux usées constituent un effluent très chargé en matière polluantes, nuisibles aussi bien au milieu récepteur qu'aux utilisateurs.

Pour remédier à cette pollution, l'eau usée doit subir un traitement avant son rejet ou sa réutilisation. On dispose de deux méthodes de traitement pour une quantité d'eau à traiter assez élevée :

- ❖ Méthodes conventionnelles ;
- ❖ Méthodes avancées.

II.1. Méthodes conventionnelles

II.1.1. Méthodes physiques de traitement

➤ II.1.1.1. Filtration membranaire

La filtration sur membrane pilotée par pression hydraulique se décline en microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration et osmose inverse. L'effluent passe à travers une membrane semi-perméable qui retient en amont les contaminants de taille supérieure au diamètre des pores, pour produire un perméat purifié et un concentré qui reçoit les impuretés organiques. Parmi les quatre types de procédés, la nanofiltration et l'osmose inverse sont les plus adaptés à la réduction partielle de la couleur et des petites molécules organiques, mais l'osmose inverse reste la plus répandue. Ces procédés limités dans leurs applications, nécessitent des investissements importants en capitaux et le retraitement du concentrés est jusqu'à six fois plus cher que celui de l'effluent original [22].

➤ II.1.1.2. Adsorption sur charbon actif (ou sur un autre adsorbant)

Lors de l'adsorption, le polluant est transféré de la phase liquide vers la phase solide. Le charbon activé est l'adsorbant le plus communément utilisé pour la réduction de la couleur, mais il reste très onéreux et nécessite en plus une régénération. C'est dans ce contexte que l'on s'intéresse à la valorisation d'un rejet de l'industrie alimentaire, qui le grignon d'olive pour l'utiliser comme adsorbant pour la décoloration des rejets de l'industrie textile. D'autres recherches ont opté pour valoriser ou utiliser d'autres matières naturelles (sciure, écorce et farine de bois.....) moins onéreuse pour l'extraction des colorants par adsorption [22].

II.1.2. méthodes physico-chimiques de traitement des effluents textiles

➤ II.1.2.1. Coagulation-floculation

Sous le terme de coagulation-floculation, on entend tous les processus physicochimiques par lesquels des particules colloïdes ou des solides en fine suspension sont transformés par des flocculant chimiques en espèces plus visibles et séparables (des floccs). Les floccs formés sont ensuite séparés par décantation et filtration puis évacués. Les coagulants inorganiques tels que l'alun donnent les résultats les plus satisfaisants pour la décoloration des effluents textiles contenant des colorants dispersés, de cuve et de soufre, mais sont totalement inefficace pour les colorants réactifs, azoïques, acides et basiques. Par ailleurs, la coagulation-flottation ne peut être utilisée pour les colorants fortement solubles dans l'eau. D'importantes quantités de boue sont formées avec ce procédé : leur régénération ou réutilisation reste la seule issue mais demande des investissements supplémentaires [22].

II.1.3. Méthodes de traitement chimiques des effluents textiles

Dans la littérature, les techniques d'oxydation chimique sont généralement appliquées pour le traitement des composés organiques dangereux présents en faibles concentrations, en prétraitement avant des procédés biologiques, le traitement d'eaux usées chargées de constituants, résistants aux méthodes de biodégradation et post-traitement pour réduire la toxicité aquatique. Les deux réactifs les plus souvent énumérés pour ce type de traitement des polluants organiques et inorganiques sont H_2O_2 et le chlore. Le peroxyde d'hydrogène est un oxydant fort et son application pour le traitement des polluants organiques sont bien établis. Mais l'oxydation seule par H_2O_2 n'est pas suffisamment efficace pour de fortes concentrations en colorant [22].

II.1.4. Méthode biologique de traitement

Par épuration biologique des eaux, on entend la décomposition des polluants organiques dans l'eau par les microorganismes. Les procédés biologiques se partagent en deux catégories :

➤ II.1.4.1. Traitement aérobie

Les polluants sont décomposés dans une unité biologique constituée d'un bassin de boue activée par des bactéries aérobies et autres microorganismes en une boue qui sédimente. Dans le cas idéal, les polluants organiques sont oxydés jusqu'au dioxyde de carbone. Après épuration la boue est séparée des eaux usées par sédimentation dans un décanteur ; une partie est recyclée et le surplus est évacué après pressage ou centrifugation.

➤ **II.1.4.2. Traitement anaérobie**

A l'inverse de la biodégradation aérobie, la digestion anaérobie des composés organiques s'effectue en l'absence d'oxygène et forme du dioxyde de carbone, du méthane et de l'eau. C'est un procédé efficace pour le traitement de déchets très chargés en matières organiques et le méthane formé peut être utilisé comme énergie de chauffage. Les conditions de réduction dans la digestion anaérobie sont adaptées à la décoloration des colorants azoïques par clivage de la liaison azo entraînant une destruction subséquente du groupe chromophore, mais une minéralisation complète est impossible dans ce type de procédés. La dégradation des molécules initiales entraîne souvent la formation d'amines plus toxiques que la molécule initiale, qui finissent dans les sédiments aquifères peu profonds et les eaux souterraines [22].

II.2. Méthodes avancées

➤ **II.2.1. Electro-oxydation**

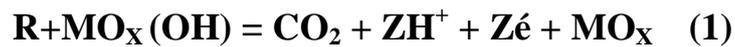
Les études sur l'électro-oxydation pour le traitement des eaux résiduaires remontent au 19^{ème} siècle. La recherche étendue sur cette technologie a débuté depuis la fin 1970. pendant les deux dernières décennies, des travaux de recherches ont été accentués sur : l'efficacité de l'oxydation de divers polluants sur différents électrodes [23].

L'électro-oxydation des composés organiques et inorganiques se réalise par l'intermédiaire de deux voies :

➤ **II.2.2. Oxydation directe**

Appelée aussi oxydation anodique directe. Elle se produit directement sur les anodes en produisant une adsorption physique d'oxygène actif (radicaux hydroxyles absorbés ($\cdot\text{OH}$) ou une adsorption chimique d'oxygène actif (oxygène dans l'oxyde de treille $\text{MO}_{\text{X}+1}$).

L'oxygène actif, chimiquement absorbé, cause la combustion complète des composés organiques (R), et oxygène actif, chimiquement absorbé, ($\text{MO}_{\text{X}+1}$) participe à la formation du produit sélectif d'oxydation, présentées respectivement par les équations suivantes :



➤ II.2.3. Oxydation indirecte

Elle se produit en raison de la production des oxydants puissants dans la solution telle que le chlore, le peroxyde d'hydrogène et l'ozone. Des radicaux hydroxyles intermédiaires, telles que le $\text{HO}_2\cdot$, $\text{O}_2^{\cdot-}$ et $\text{HO}\cdot$ se forment également pendant l'électro-oxydation et pourraient effectivement détruire les polluants organiques et inorganiques [24].

II. 3. Méthodes électrochimiques

Le développement de l'électricité comme nouvelle source d'énergie, l'aspect non polluant et les facilités d'automatisation qu'elle apporte, devrait permettre un développement important des techniques électrolytiques de traitement.

L'électrochimie est l'étude des processus dynamiques ayant lieu près ou loin de l'électrode. Différentes manifestations se déroulent au niveau des électrodes telles que : transport des réactifs (à quelques angströms de l'électrode), transfert des électrons ou des réactifs, adsorption des réactifs et des produits intermédiaires sur la surface, transport des produits loin de l'électrode et les réactions de l'électrode elle-même.

Plusieurs techniques électrochimiques ont été développées ainsi : électrocoagulation, électro-floculation, électro-flottation, électro-désinfection et électrodialyse. [25]

➤ II.3.1. Electrocoagulation

L'électrocoagulation est une technique de traitement développé avant le 20^{ème} siècle.

Au début, Un pilote a été construit à Londres en 1889 pour traiter de l'eau de mer par électrolyse puis, les travaux de Harries en 1909 et celle de Matteson et al., en 1940 [26, 27], ont permis l'introduction du fer et l'aluminium pour la première fois pour le traitement des eaux usées et de comprendre le principe de la dissolution chimique et le fonctionnement des hydroxydes produits ainsi que la coagulation et la floculation pour la purification de l'eau.

L'efficacité de l'électrocoagulation a été démontrée sur divers polluants. Elle est efficace dans le traitement des métaux lourds (Pb et Cd), des anions (CN⁻ et PO₄³⁻), les non métaux (le phosphore, les composées organiques, DBO, MES, les minéraux et colorants organiques) [28].

➤ **II.3.1.1. Principe de l'électrocoagulation**

L'électrocoagulation est une méthode de traitement des eaux basées sur le principe de la dissolution électrochimique d'un métal sacrificiel. Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (Fer ou Aluminium en général) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in situ, des ions (Fe²⁺ ; Fe³⁺ ; Al³⁺) susceptibles de produire un coagulant en solution et de provoquer une coagulation-floculation des polluants que l'on souhaite éliminer.

Au cours du traitement, plusieurs processus électrochimiques, physicochimiques et chimiques peuvent être observés :

- ✓ L'électrophorèse (déplacement de particules chargées sous l'effet du champ électrique);
- ✓ La réduction cathodique et chimique des composés organiques et inorganiques ainsi que la formation de dépôts métalliques à la cathode ;
- ✓ Les interactions chimiques entre les ions Fe⁺² (ou Al⁺³) générés par dissolution anodique, et les anions présents dans les eaux usées (sulfures, phosphates, etc.), lesquelles entraînent la formation de composés insolubles;
- ✓ La flottation de particules solides et d'impuretés dissoutes dues à la présence de bulles de gaz d'hydrogène (H₂) générées à la cathode;
- ✓ L'adsorption des polluants à la surface des hydroxydes ferreux (ou des hydroxydes d'aluminium), lesquels possèdent une forte capacité d'adsorption. [29]

Actuellement, l'électrocoagulation est considérée comme un procédé complexe avec une multitude de mécanismes synergiques concourant au traitement de la pollution. Divers auteurs ont pu identifier trois catégories de mécanismes en électrocoagulation : -les phénomènes électrochimiques, -la coagulation et la floculation, - l'hydrodynamique [30-32].

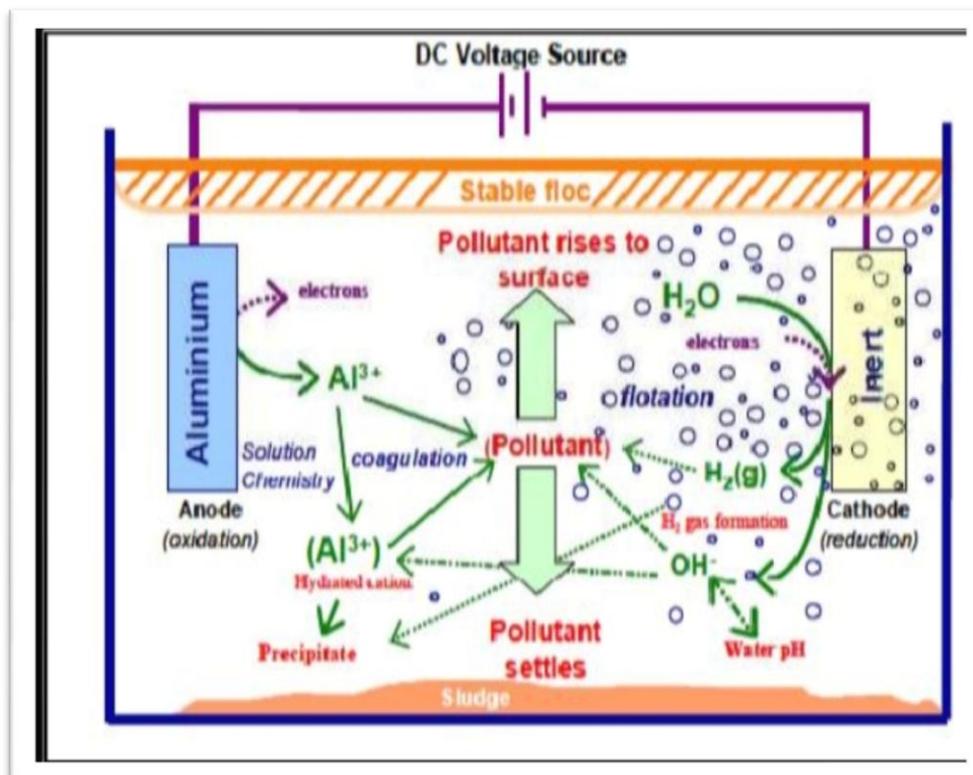


Figure II.1 Schémas du principe de l'électrocoagulation [33].

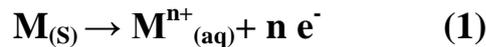
En électrocoagulation, les anodes et les cathodes utilisées peuvent avoir différentes configurations. Elles peuvent se présenter sous forme de plaques, de boules, de sphères à lit fluidisé, de fil, de tige et de tube.

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 [34]. Enfin, Le procédé d'électrocoagulation peut être utilisé seul ou en série avec d'autres procédés dans une chaîne de traitement des eaux.

➤ II.3.2. Mécanisme réactionnel

Les principales réactions mises en jeu pour des électrodes en métal soumises à un courant continu sont les suivantes [35] :

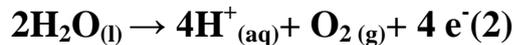
A l'**anode** : lieu d'oxydation, le métal va passer de l'état solide à l'état ionique selon la Réaction 1.



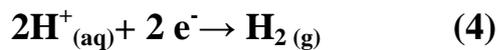
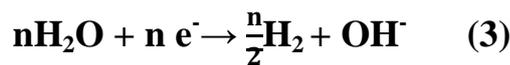
M : Matériel de l'anode

n: Nombre d'électrons mis-en jeu (oxydation / réduction)

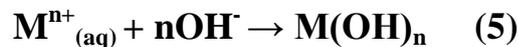
Et dans le cas de potentiels très positifs, il peut y avoir formation d'oxygène selon l'équation 2.



A la **cathode** : l'eau est réduite suivant la réaction :



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 :



Les cations métalliques issus de la solubilisation de l'anode, forment des complexes avec les ions hydroxydes. L'espèce majoritaire dépend du pH du milieu. Ces complexes jouent le rôle de coagulant.

Ils s'adsorbent sur les particules et annulent ainsi les charges colloïdales ce qui conduit à les déstabiliser. Ce rôle est similaire à celui des coagulants chimiques dans les traitements chimiques classiques. La différence réside donc dans la source des réactifs qui est chimique pour les procédés classiques et électrochimiques pour l'électrocoagulation.

Généralement, pour la dépollution des eaux usées, on utilise des électrodes en aluminium ou en fer.

➤ II.3.3. Électrode en aluminium

L'électrocoagulation de l'eau usagée en utilisant des électrodes en aluminium a été rapportée par plusieurs auteurs. La dissolution électrolytique de l'anode produit des espèces monomériques cationiques. Les principales réactions mises en jeu pour des électrodes en aluminium soumises à un courant continu sont les suivantes [35-36] :

A l'anode, le métal est oxydé suivant la réaction :



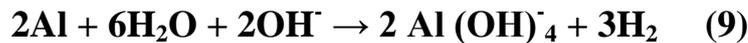
Si la densité de courant est suffisante et si les conditions du milieu s'y prêtent, l'anode peut être également le siège d'une oxydation de l'eau :



A la cathode, la principale réaction conduit à la réduction de l'eau.



La production d'ions OH^- sur la face cathodique provoque également une dissolution de la cathode par augmentation locale du pH:

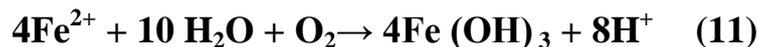


➤ II.3.4. Électrode en fer

L'oxydation du fer dans un système électrolytique produit l'hydroxyde de fer, $\text{Fe}(\text{OH})_n$, où $n = 2$ ou 3 . Selon Mollah et al, deux mécanismes peuvent être proposés pour décrire les réactions d'électrolyse aux électrodes [36-37].

Mécanisme 1:

- Anode :



- Cathode :

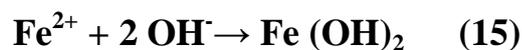
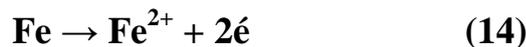


- Autre :



Mécanisme 2:

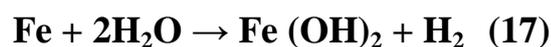
- Anode :



- Cathode :



- Autre :



II.4. Mécanisme d'électrocoagulation vis-à-vis de la matière organique

L'oxydation électrochimique des matières organiques présentes dans les eaux résiduaires constitue un phénomène complexe, du fait de la richesse du milieu en diverses substances et des multiples réactions pouvant se produire simultanément au cours de l'opération.

➤ II.4.1. Phénomène chimique

Lors du procédé d'électrocoagulation, le coagulant est produit in situ par oxydation électrolytique du matériau de l'anode [30-38]. Conduisant à l'élimination des matières organiques. Ainsi Mollah et al, (2001) [39] résumant ce processus comme suit :

- a- La formation des coagulants par l'oxydation électrolytique de métaux sacrificiels
- b- La déstabilisation des contaminants, des polluants, des matières en suspension et la cassure des émulsions.
- c- L'agrégation des phases déstabilisées pour former les floes.

Cette dernière étape peut être résumée par les sous étapes suivantes:

- Présence forte de la double couche diffuse autour des espèces chargées obtenues grâce aux interactions des ions métalliques provenant de la dissolution de l'anode sacrificielle;
- Neutralisation des espèces ioniques présentes dans l'eau par les cations;
- Formation de floes comme résultat de l'agglomération des particules et des colloïdes autour de l'espèce coagulée [40].

➤ II.4.2. 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, bipolaires) à plusieurs électrodes pour avoir une grande surface active . Ces trois modes de connexions différentes par leurs expressions de tension électrique et densité de courant dans la cellule d'électrolyse [41].

a) Connexion mono-polaire en parallèle

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 [41].

b) Connexion mono-polaire en série

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 cellule 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 [41].

c) Connexion bipolaire

Seules les deux électrodes monopolaires sont connectées à la source de courant sans aucune interconnexion entre les électrodes sacrificielles. 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 artificielles sont alors dites électrodes bipolaire.

La table nous donne les différentes valeurs des tensions (U) et des intensités (I) pour les trois modes, avec n est le nombre de cellule.

Tableau II.1: Valeurs de U, I pour les trois modes [41].

Mode de connexion	intensité par cellule	tension par cellule
Monopolaire série	I	$\frac{U}{2n}$
Monopolaire parallèle	$\frac{I}{n-1}$	U
Biopolaire	I	$\frac{U}{n-1}$

II.5. Applications industrielles de l'électrocoagulation

Actuellement, les avantages du processus d'électrocoagulation le plaçant parmi les processus les plus prometteurs dans différents domaines du traitement. Ses domaines d'application sont très vastes et l'amélioration des procédés électrochimiques réduit la plupart des inconvénients qui ont freiné l'utilisation de l'électrocoagulation. L'électrocoagulation a le

Chapitre II Techniques d'élimination de colorant dans les rejets liquides

potentiel d'être le choix économiques et environnemental distinct pour le traitement de l'eau usagée et d'autres issues relatives de gestion de l'eau.

L'électrocoagulation a été appliquée avec succès dans le traitement de plusieurs types de pollution : effluent de l'industrie textile [42]. De plus, dans les dernières décennies l'EC a été proposé comme procédé efficace pour éliminer les espèces ioniques solubles des solutions, en particulier les métaux lourds. Le processus d'électrocoagulation a été prouvé efficace dans la séparation (solide /liquide). Ce procédé a été utilisé pour le traitement de solutions colorées par différentes substances telle que le bleu méthylène et jaune éosine [43]. Le tableau II.1, présente certaines de ces applications.

Tableau II.2: Applications industrielles de l'électrocoagulation

Effluents traités	Efficacité	Références
Eaux riches en substances humiques.	Décoloration de l'ordre de 95%	Vik et al (1984).
Suspension de kaolite et doetonite.	Abattement de la turbidité entre 20 et 60%.	Szynkarezuk et al (1994).
Eaux colorées et eaux de rivière.	Efficacité de l'ordre de 90% pour la décoloration.	Jiang et al (2002).
Effluent réel réactif de bain.	Décoloration de 20 à 100% et un DCO >75%.	Arslan-Alaton et al (2008)
Traitement de solution contenant des ions indium(III)	Rendement d'élimination 78%	Chou et al (2009)
la séparation solide/liquide	Abattement de la turbidité de 95%	Abuzaid et al, 2002
l'eau usée municipale	Abattement de la turbidité de 90%, 85% de MES et 70% de DCO.	Pouet et Grasmick, 1995

II.6. Avantages et limitations de l'électrocoagulation

➤ Avantage

Comme tous les procédés d'épuration des eaux, l'électrocoagulation possède des avantages qui limitent ses domaines d'applications :

- ❖ Le procédé d'EC ne nécessite pas l'ajout de produit chimique, il nécessite l'ajout de petite quantité d'additif pour améliorer la conductivité électrique de l'effluent.

Chapitre II Techniques d'élimination de colorant dans les rejets liquides

- ❖ L'eau usagée traitée par l'EC donne de l'eau de gout agréable, claire, sans couleur et inodore [44].
- ❖ Le procédé de l'EC a l'avantage d'éliminer les plus petites particules colloïdales. L'application d'un champ électrique entre les électrodes entraîne les particules dans un mouvement plus rapide, facilitant de ce fait leur agglomération [45].

➤ **inconvénients**

L'électrocoagulation présente quelques inconvénients parmi lesquelles on peut citer :

- ❖ L'effluent traité par l'EC doit être un électrolyte ce qui impose un ajout de sel pour certains effluents faiblement conducteurs.
- ❖ Electrodes sacrificatoires sont dissoutes dans l'effluent à traiter en raison de l'oxydation, et doivent être régulièrement remplacées.
- ❖ La maintenance des installations est parfois couteuse, le nettoyage et changement des électrodes nécessite l'arrêt du procédé au cours de ces opérations [46].

II.7. Conclusion

Le procédé d'électrocoagulation est bien connu et très utilisé dans les traitements des eaux usées ; surtout dans les traitements des industries de textile (l'élimination des colorant), car le développement des nouveaux matériaux adsorbants sont plus sélectif, régénérer facilement à moindre cout.

III.1.Introduction

L'objectif de ce chapitre est d'étudier les paramètres influençant le fonctionnement de l'EC, tels que, la densité de courant, le mode de connexion des électrodes, l'intensitéetc. pour l'élimination des substances organiques persistantes. Il présentera également une description du matériel, méthodes d'analyses et outils utilisés pour l'évaluation des performances du procédé.

III.2 Synthèse des travaux de El krati [47] sur la décoloration des rejets liquides de textile par électrocoagulation

III.2.1. Matériels et méthodes

Le montage effectuer pour le traitement électrochimique contient : deux électrodes anode et cathode (en acier oxydable plan) qui sont espacées de 3cm l'une de l'autre et sont plongées dans l'eau usées de textile. L'air total de la surface effective d'électrodes est 18 cm². Le courant imposé est contrôlé par un ampèremètre. Dans chaque essai, se fait le traitement de 150 ml d'échantillon ; de l'eau usée dans la cellule électrolytique sous agitation. Le pH initial des échantillons est ajusté par HCl pour avoir un milieu acide et par NaOH pour avoir un milieu alcalin. Toutes les mesures sont effectuées après filtration des échantillons traités et les électrodes sont bien polies par le papier abrasif avant chaque essai. La DCO, la décoloration, spectroscopie UV-visible, le pH et la CE sont mesurés avant et après chaque traitement pour déterminer les conditions opératoires optimales.

Cette expérience a été réalisé par pour le traitement d'un effluent industriel d'une unité de textiles installés dans la zone industrielle d'El Jadida.

Les caractéristiques physico-chimiques du rejet brut sont rassemblées dans le tableau suivant :

Tableau III.1: Valeurs moyennes de T, pH , CE, MES et DCO du rejet textile de la zone industrielle d'El Jadida.

Paramètre	T (c°)	pH	CE (ms/cm)	MES (mg /l)	DCO (mg/l)	absorbance	
						290nm	660nm
Valeurs	36 - 44	36 - 44	2.45 – 3.9	983-1130	1632-	1.8-	0.42-

en moyennes					2856	2.98	1.57
-------------	--	--	--	--	------	------	------

Dans cette classification on distingue trois groupes majeurs en fonction de la DCO :

- (D.C.O>1600mg/l) : eau très concentrées
- (800mg/l<D.C.O<1600mg/l) : eau moyennement concentrée
- (D.C.O<800mg/l) : eau faiblement concentrée.

Les valeurs de la D.C.O de ces eaux sont caractéristiques d'un effluent de textile appartenant à la catégorie «très concentrée».

De plus, les valeurs de l'absorbance UV maximale à la longueur d'onde maximale ($\lambda_{\max}=660\text{nm}$) montrent que la coloration bleue de ces eaux est très intense. Par ailleurs, les analyses par spectroscopie UV visible (fig. 1) montre l'existence d'une autre bande d'absorbance UV à la longueur d'onde maximale $\lambda_{\max}=290\text{nm}$ qui révèle la présence d'un autre chromophore dans le rejet et qui absorbe dans cette longueur d'onde.

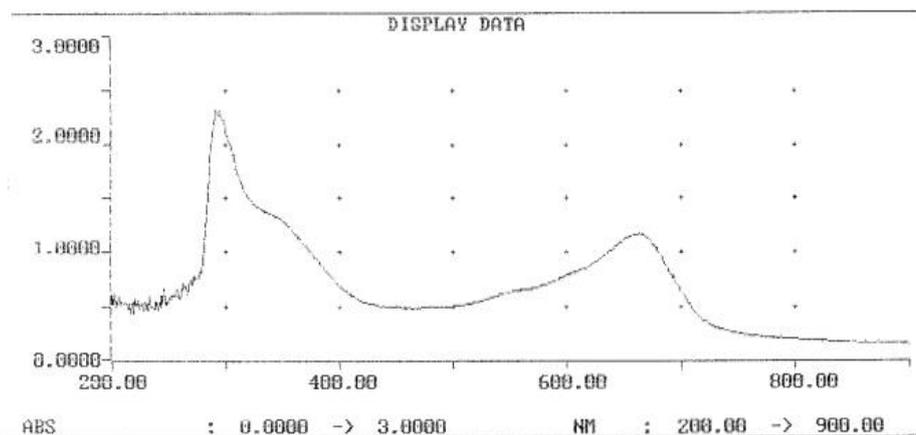


Figure III.1 : Absorbance UV visible du rejet liquide de textile

III.2.2. Etude paramétrique

III.2.2.1. Influence du pH

Le pH initial de l'effluent de l'eau usée est un facteur opératoire important qui influence les performances du processus électrochimique. Pour démontrer son effet sur le rendement du traitement, le pH de l'effluent est ajusté entre 1 et 13. Le temps de traitement électrochimique est fixé à 5 minutes avec un courant imposé de 0.1A.

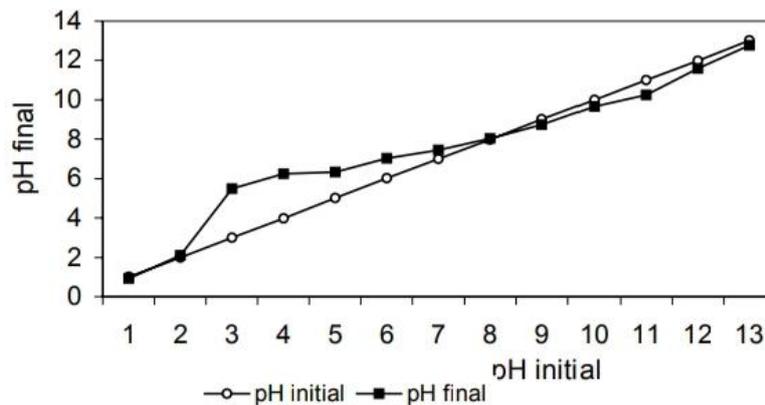


Figure III.2 : Le pH après traitement électrochimique en fonction du pH initial.

Les résultats obtenus sont représentés sur la figure III.2 où l'on remarque qu'il y a deux parties distinctes :

Pour des pH initiaux (pH=3 à pH= 7), le pH final devient plus grand, donc il y a un abaissement d'acidité, ceci est dû essentiellement à la réduction des ions H^+ au niveau de la cathode avec une observation claire de dégagement de l'hydrogène suivant la réaction :



Pour des pH basiques (pH>8), il y a une faible diminution de pH ce qui revient à la consommation des ions OH^- suivant la réaction suivante :



Cependant, la variation de la conductivité électrique (CE), représentée dans la figure III.3, montre que pour chaque pH, il y a une très faible variation (inférieure à 0.8mS/cm) entre les CE avant et celles d'après traitement électrochimique. Ainsi, ces CE suivent les mêmes variations en augmentant le pH de 1 à 13. Cette même figure montre aussi que les faibles valeurs sont enregistrés entre pH=7 et pH=8 ce qui est dû à la neutralité de l'eau.

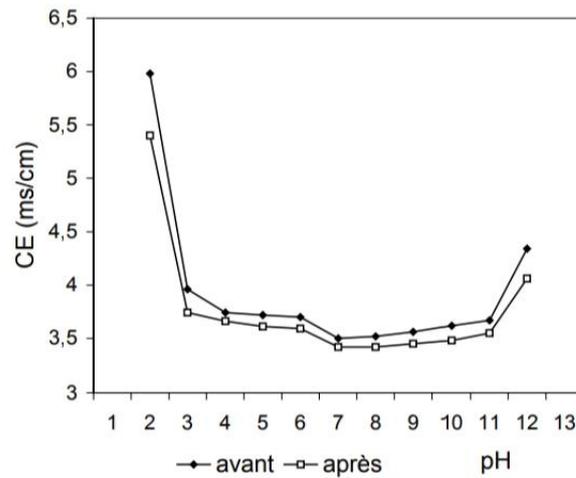


Figure III.3: Variation de la conductivité électrique avant et après le traitement électrochimique.

Les variations de la DCO représentée dans la figure III.4 montrent que les valeurs de la DCO dépendent du pH de l'échantillon. En effet, elles diminuent légèrement à des pH acides, mais la diminution est importante pour des pH très alcalins ($\text{pH} \geq 10$) par effet de la coagulation chimique. Dans la figure III.5, on représente les valeurs de la DCO avant et après le traitement électrochimique pour des pH compris entre 2 et 9. Il en ressort que les variations de la DCO après électrolyse suivent celles d'avant mais avec une forte diminution pour les pH compris entre 6 et 9.

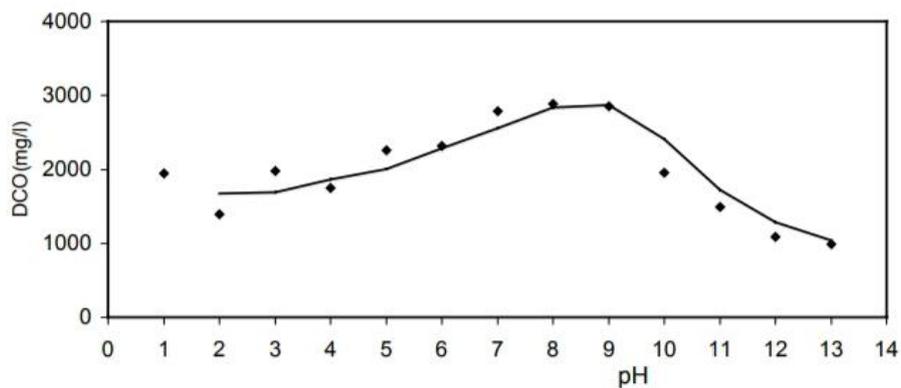


Figure III.4 : Variation de la DCO avant traitement d'EC en fonction du pH initial.

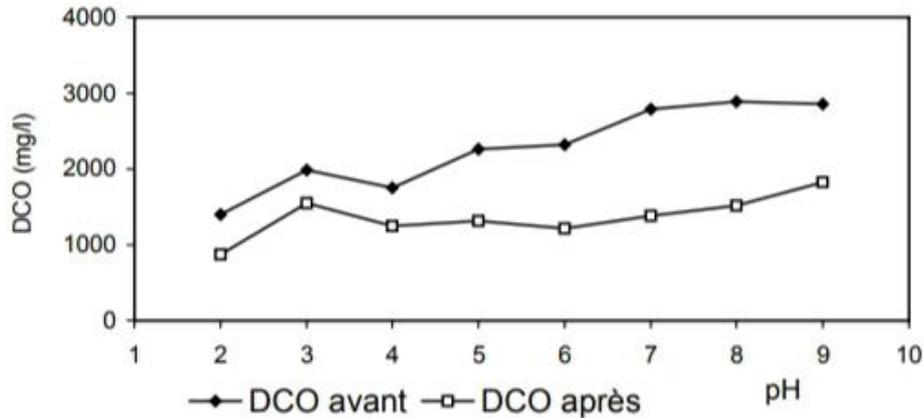


Figure III. 5 : Variation de la DCO avant et après traitement d'EC en fonction du pH.

En ce qui concerne la décoloration, la figure III.6 présente l'absorbance UV du colorant avant et après le traitement électrochimique pour des pH qui varient de 1 à 13 : * La courbe représentant l'absorbance UV avant traitement montre que pour toutes les valeurs de pH acide, la décoloration est faible. Cependant, pour des pH très basiques, la décoloration de l'eau usée est plus importante et elle devient totale pour les $pH \geq 12$. Ceci indique qu'on a un processus de coagulation-floculation pour des milieux très alcalins puisqu'on note la formation d'une grande quantité de boue. * Après un traitement électrochimique de 5 minutes avec un courant imposé de 0.1A (fig III.6 : courbe d'absorption après traitement), on remarque que la décoloration est complète pour des pH compris entre 4 et 13. Donc, on peut faire le traitement pour les rejets à l'état brut sans modification de pH (voir Tableau 1).

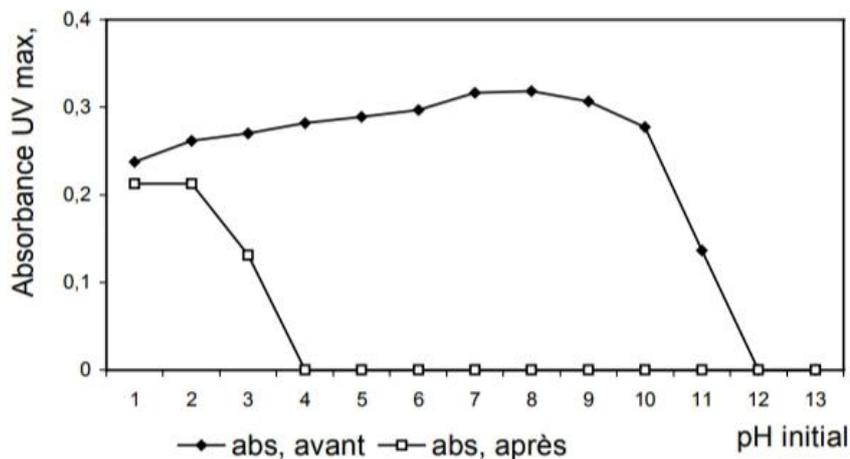


Figure III.6 : Absorbance maximale (à $\lambda_{max}=660nm$) avant et après traitement électrochimique en fonction du pH initial.

A partir de la figure III.7, qui représente l'absorbance UV à 290nm en fonction du pH initial, on remarque que les variations avant traitement suivent celles de la bande d'absorbance du colorant. Après électrolyse, il y'a une faible diminution à pH acide et une forte diminution des maxima d'absorbance pour des $\text{pH} \geq 11$.

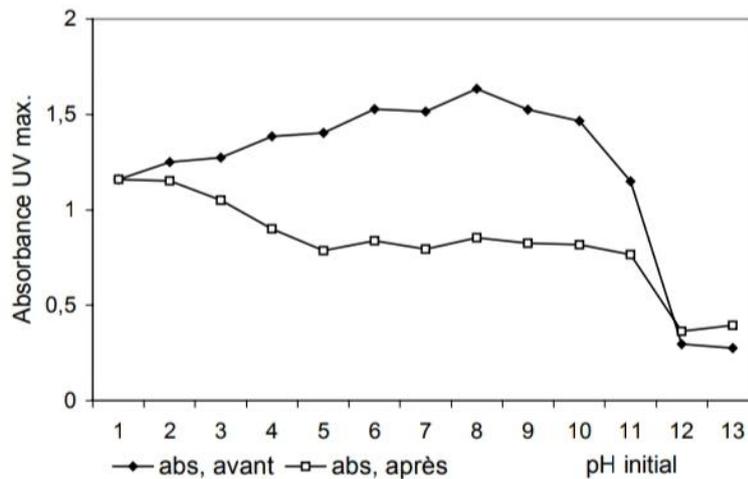


Figure III.7 : Absorbance UV maximale (à $\lambda_{\text{max}}=290\text{nm}$) avant et après traitement électrochimique en fonction du pH initial.

Pour mieux étudier les variations des paramètres en fonction du pH, on se base sur les pourcentages d'élimination de la DCO, de la coloration et de la bande d'absorbance UV à 290nm. La figure III.8, qui représente ces pourcentages d'élimination en fonction du pH, montre que le pourcentage de la décoloration atteint 100% pour les pH supérieurs à 4, alors que les pourcentages maximaux d'élimination de la bande d'absorbance UV à 290nm sont observés pour des pH allant de 7 à 8 et la valeur moyenne est de 47.64%.

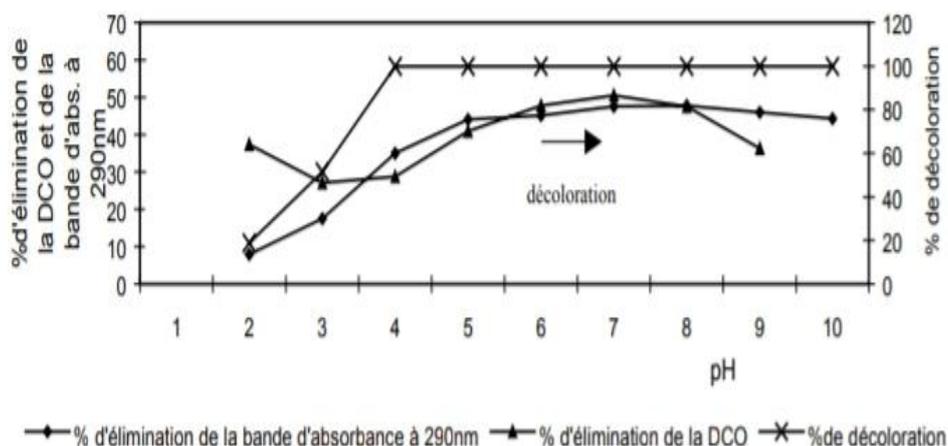


Figure III.8 : Pourcentages de décoloration, d'élimination de la DCO et de la bande d'absorbance UV (à $\lambda_{\text{max}}= 290 \text{ nm}$) en fonction du pH.

En ce qui concerne les pourcentages d'élimination de la DCO, on remarque d'après cette même figure III.8 que les valeurs les plus élevées sont enregistrées pour les pH compris entre 6 et 9 et la valeur maximale de ces pourcentages est marquée à pH= 7 en éliminant 50% de la quantité initiale. Il en résulte, d'après cette étude préliminaire, qu'à pH compris entre 6 et 8 la décoloration est totale et la réduction de la DCO est maximale. Le pH du rejet de textile est proche de 7, ce qui présente un pH idéal pour le traitement.

III.2.2.2. Cinétique de traitement électrochimique

La détermination du temps de traitement électrochimique est nécessaire afin de savoir les conditions expérimentales optimales pour la décoloration de l'effluent de textile. L'étude cinétique de l'électrocoagulation a été faite sur des échantillons traités à pH neutres (pH de prélèvement) avec un courant imposé de 0.1A.

Les figures III.9 et III.10 représentent respectivement l'évolution de la DCO, les absorbances

UV du colorant et de la bande à 290nm en fonction du temps de traitement. La figure III.9 montre qu'il y a une forte diminution de la DCO qui atteint presque la moitié après juste une minute et qui devient stable après 6 minutes de traitement avec une concentration finale de 350mg/l; c'est-à-dire 82% d'élimination de la DCO et la norme relative à une eau usée est respectée. Dans la figure III.10, l'absorbance UV du colorant s'annule après 4 minutes d'électrolyse et que l'absorbance UV à 290nm devient presque stable elle-même après 4 minutes de traitement.

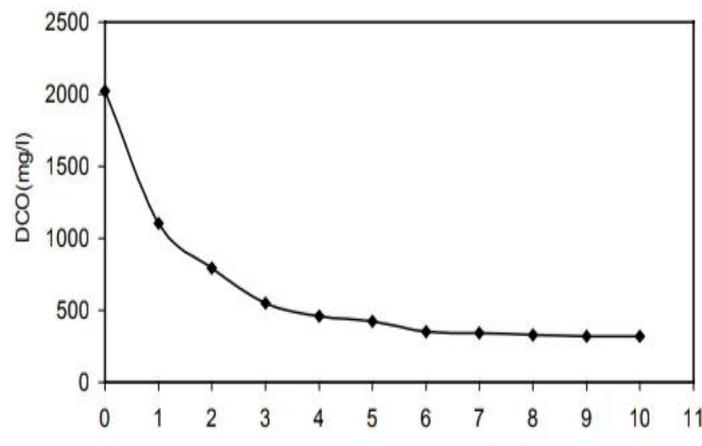


Figure III.9 : Variation de la DCO en fonction du temps de traitement électrochimique.

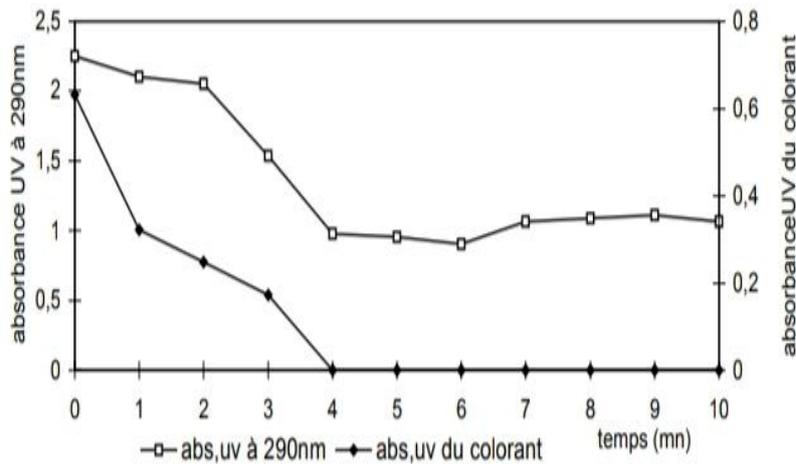


Figure III. 10 : Absorbance UV maximale du colorant et de la bande à $\lambda_{\max}=290\text{nm}$ en fonction du temps d'électrolyse.

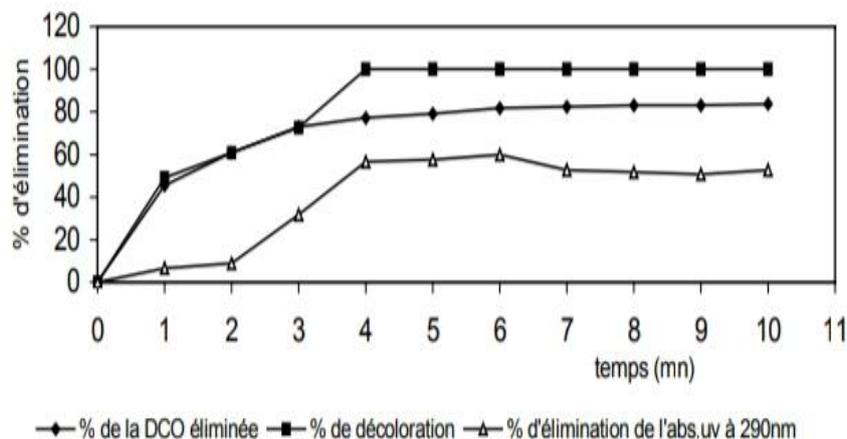


Figure III.11 : Pourcentages de décoloration, d'élimination de la DCO et de la bande d'absorbance (à $\lambda_{\max}=290\text{nm}$) en fonction du temps d'électrolyse.

La figure III.11, représentant les pourcentages d'élimination de la DCO, la coloration et de l'absorbance UV à 290nm, montre que le pourcentage de décoloration atteint 100% au bout de 4 minutes alors que celui d'élimination de l'absorbance UV à 290nm ne dépasse pas 52% après la dite durée de traitement et qui devient presque stable. La valeur maximale de ce pourcentage est enregistrée pour un temps d'électrolyse de 6 minutes, après laquelle le pourcentage est diminué à cause de la formation d'autres molécules organiques qui absorbent à 290nm. En ce qui concerne le pourcentage d'élimination de la DCO (fig. III.11), la courbe

montre que ce pourcentage devient plus stable après 6 minutes de traitement électrochimique et atteint 82% cela représente une bonne élimination de la D.C.O, d'où la faisabilité de l'électrocoagulation pour l'élimination des molécules non biodégradables ainsi que la décoloration totale des effluents.

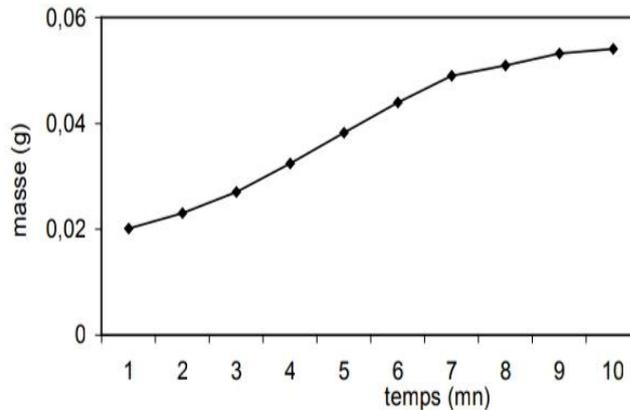


Figure III.12 : Masse du filtrat en fonction du temps de traitement électrochimique.

D'après la figure III.12, on observe que l'élimination de la DCO, après électrolyse, se fait par la formation des boues. On note également qu'on a une masse qui continue à augmenter au delà de 6 minutes. Ceci peut être dû à l'élimination des ions Fe^{3+} solubles provenant de l'oxydation de l'acier et qui permettent d'assurer le phénomène de coagulation et par conséquent la formation des boues.

III.2.2.3. Influence du courant imposé

L'étude de décoloration par la méthode électrochimique, nécessite l'optimisation de la densité du courant à imposer lors de l'électrolyse afin de minimiser les pertes énergétiques. Une étude a été effectuée (pH=6,87) pendant un temps d'électrolyse de 5 minutes. La figure III.13 qui représente le pH final en fonction du courant imposé, montre qu'il y a deux palliés dans la courbe $pH=f(I)$: * pour $I \leq 0,09A$, la variation du pH final par rapport au pH initial est très faible; * pour $I \geq 0,1A$, la variation du pH final par rapport au pH initial est plus importante.

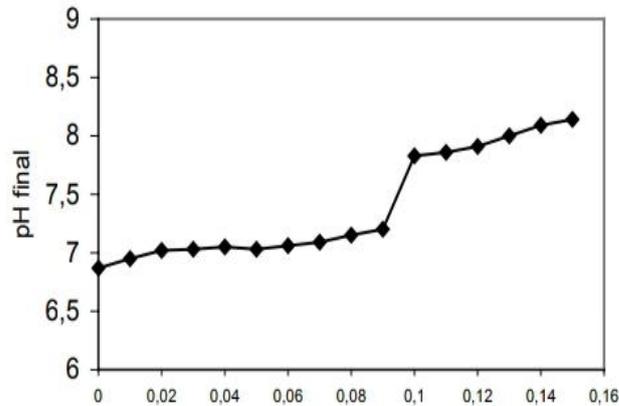


Figure III.13 : Variation du pH après traitement d'EC en fonction du courant imposé.

Les figures III.13 et III.14 nous montrent que pour les courants ($I \geq 0.1A$), la décoloration est totale. Ainsi, l'abattement de la matière organique en terme de la DCO est très important. Cependant, l'augmentation du pH après le traitement électrochimique (pour $I \geq 0.1A$), peut être expliquée par l'augmentation des ions OH^- qui sont produits par électrolyse de l'eau avec dégagement de l'hydrogène sur la cathode selon la réaction suivante :



La variation de l'absorbance maximale des deux bandes d'absorption à $\lambda_{max}=290nm$ et à $\lambda_{max}=660nm$ (caractéristique du colorant), dépend fortement du courant imposé pendant l'électrolyse (fig.III.14). Cette figure présente trois parties :

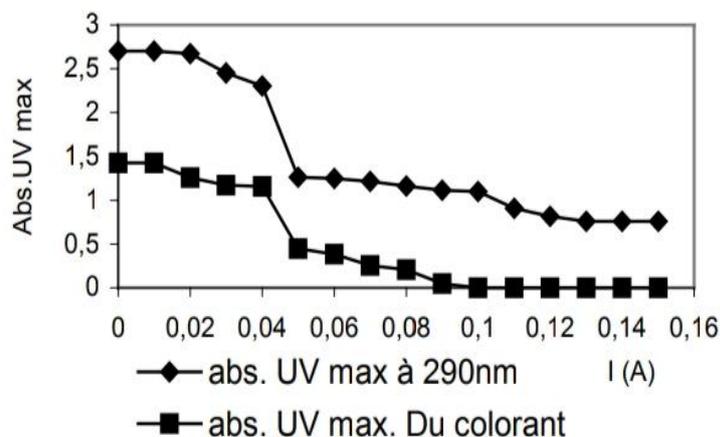


Figure III.14 : Absorption maximale à 290nm et à 660nm en fonction du courant imposé.

* pour $0 < I \leq 0.04A$, l'élimination du colorant et de la bande d'absorption UV à $\lambda_{\max}=290nm$ est très faible car le potentiel d'oxydation du fer en ions Fe^{3+} n'est pas encore atteint;

* pour $0.05A \leq I \leq 0.1A$, l'élimination de ses deux bandes est très importante;

* pour $I > 0.1A$, la décoloration est totale et l'élimination de la bande d'absorption à $\lambda_{\max}=290nm$ est maximale.

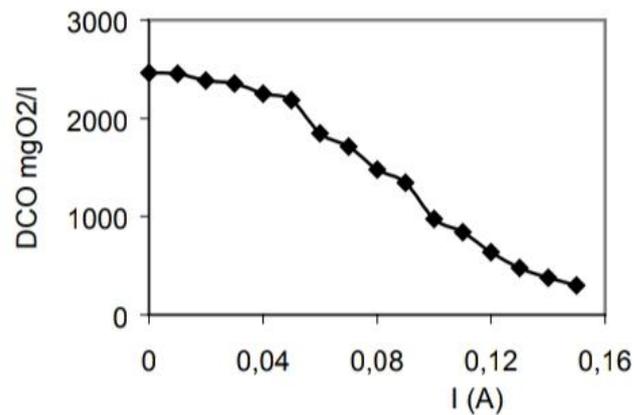


Figure III.15 : Variation de la DCO en fonction du courant imposé.

La figure III.15, qui représente la variation de la DCO en fonction du courant imposé, montre aussi que pour un courant $I < 0.05A$, l'élimination de la matière organique est très faible. Au delà de ce point ($I=0.05A$), la vitesse d'élimination devient plus grande et elle atteint les grandes valeurs quand on impose des courants supérieurs à 0,1A. La représentation de ces résultats sous forme de pourcentages d'élimination est illustrée dans la figure III.16. Il est clair que la décoloration du rejet liquide de textile atteint 100% pour les courants d'électrolyse ou $I \geq 0.1A$. Cependant, elle reste très faible pour des courants $I \leq 0.04A$. De même l'élimination de l'absorption à 290nm devient presque stable pour les courants $I \geq 0,5A$ et elle atteint les grandes valeurs au delà de $I=0.1A$.

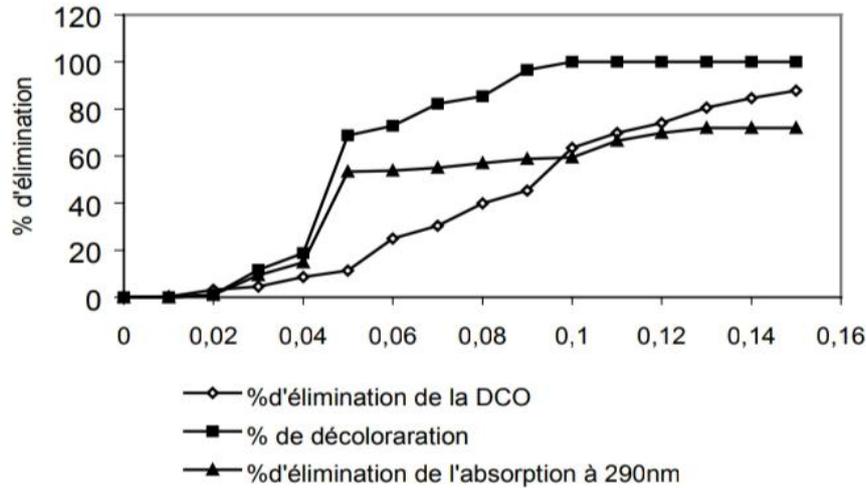


Figure III.16 : Pourcentages d'élimination de la DCO, de l'absorption à 290nm et de la coloration.

En ce qui concerne la DCO, la figure III.16 montre que l'abattement de la matière organique qui existe dans l'eau usée de textile, devient de plus en plus important en augmentant le courant imposé. Cet abattement dépasse 80% pour des courants d'électrolyse ou $I > 0,1A$. On note aussi d'après cette figure que les pourcentages d'élimination au sein des trois termes (coloration, absorption à 290nm et de la matière organique) sont très faibles pour des courants $I \leq 0,04A$. L'étude de l'influence de la variation du courant imposé durant l'électrolyse des eaux usées de textile, a permis d'optimiser l'intensité de courant à 0.1A pour un temps d'électrolyse de 5 minutes et à pH qui tend vers la neutralité.

III.3. Synthèse et discussion des travaux:G. Gürses, M. Yalcin, C. Dogan, [48] sur le traitement de colorant textile orange Levafix par électrocoagulation, Couple Al/Al

III.3.1. Matériels et méthodes

L'électrocoagulateur thermostaté était en plexiglas de dimensions 65 mm x 65 mm x 110 mm. Il y avait quatre électrodes monopolaires, deux anodes et deux cathodes de mêmes dimensions. La cathode et l'anode en aluminium (99,53%) étaient toutes les deux fabriquées à partir de plaques ayant des dimensions de 46 mm x 55 mm x 3 mm. La surface totale efficace des électrodes était de 78 cm² et la distance entre les électrodes était de 11 mm. Toutes les

analyses ont été effectuées à température constante de 25 ° C. Des expériences préliminaires ont montré que l'agitation (magnétiquement) était bénéfique pour une efficacité d'élimination élevée, qui a été maintenue constante à une valeur optimale de 200 tr / min. les électrodes en aluminium ont été lavées avec un ton acé pour éliminer la graisse de surface. Dans chaque essai, 0,25 L de solution de colorant a été placé dans la cellule électrolytique. La densité de courant a été ajustée à la valeur souhaitée, puis l'essai expérimental a été lancé. A la fin de l'essai, la solution a été filtrée et le filtrat a été centrifugé à 2000 tr / min, puis analyse par spectroscopie UV-VIS.

III.3.2. Etude paramétrique

III.3.2.1. Effet du pH initial

L'effet du pH initial sur l'efficacité de décoloration pour l'électrode en Al est représenté sur la figure III.17a ; l'efficacité de la décoloration diminue lentement avec l'augmentation du pH qui variait de 3 à 9. A pH supérieure à 9, l'efficacité diminue rapidement. Des efficacités de décoloration maximale (99 ,9%) et minimale (76 ,6%) se sont produites à des valeurs de pH de 3 à 11, respectivement.

L'effet du pH sur la performance du procédé est expliqué comme suit : les espèces d'aluminium dominantes sont différentes selon le pH de la solution ; Al^{+} et $Al(OH)_2^{+}$ sont dominants à pH entre 2 et 3 avec un pH compris entre 4 et 9, diverses espèces polymères telles que $Al_{13}O_4(OH)_2^{+}$ se forment et précipitent sous forme d' $Al(OH)_3(s)$.vu dans Fig. III.17a, le pH du milieu change pendant l'électrocoagulation en fonction, dans une certaine mesure, du pH initial. Pour des valeurs de pH initiales comprises entre 4 et 9, le pH de la solution se stabilise très rapidement à une valeur presque constante autour de 9 en raison de la capacité tampon de nature complexe du système aqua $Al_3^{+} / Al(OH)_3$. Lorsque le pH initial est supérieur à 9, l'anion monomère, $Al(OH)_4^{-}$ se forme au détriment de l'amphotère $Al(OH)_3(s)$ selon la réaction (21) qui provoque une légère diminution du pH final en consommant des ions OH^{-} .



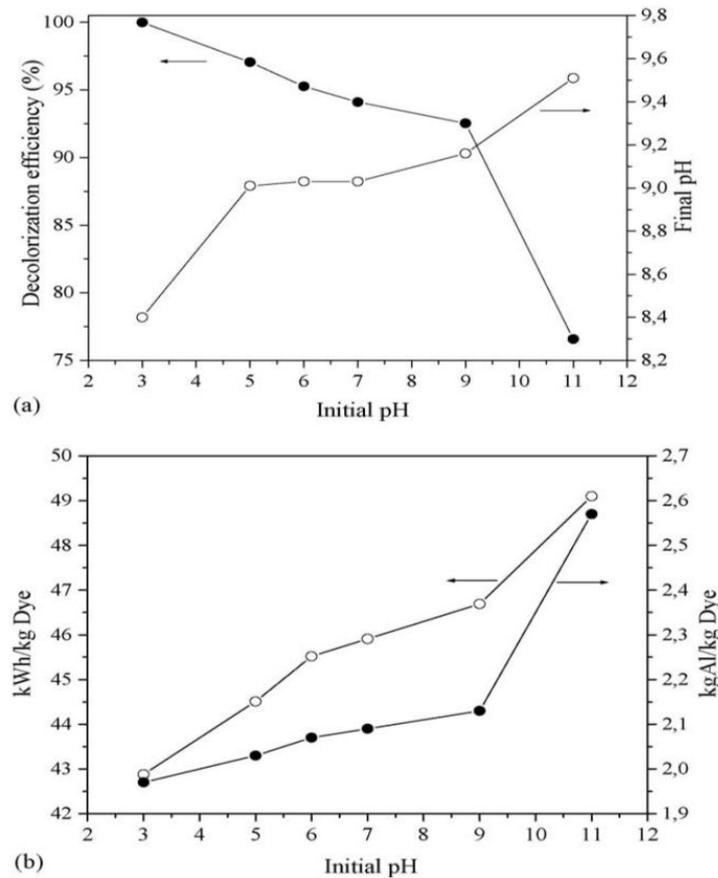


Figure.III 17. (a.b) : Effet du pH initial (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur la consommation d'énergie et d'électrode pour l'électrode en Al (conditions: densité de courant: 100 A / m², Co: 250 mg / L, durée: 15 min, conductivité: 750S / cm).

De plus, comme Al (OH)₄⁻ ne présente aucune capacité de décoloration, une diminution de l'efficacité d'élimination est notée également au-dessus de pH 9. En conclusion, une efficacité de décoloration plus élevée est obtenue dans les milieux acides à neutres, car la majorité des complexes d'aluminium et les précipités responsables de la décoloration par adsorption se forment de manière optimale dans une plage de pH de 4 à 9. La figure III.17b montre les consommations d'électrode et d'énergie par rapport aux valeurs de pH initiales dans le processus EC. Les valeurs de consommation d'électrode sont respectivement de 1,97–2,10 kg d'électrode // kg de colorant dans la plage de pH initial 3–9 et de 2,10–2,57 kg d'électrode // kg de colorant à pH 9–11. Les valeurs des consommations d'énergie à pH 3–11 sont de 42,8–49,1 kWh / kg de colorant. Ce résultat signifie que le pH initial est un facteur de fonctionnement important influençant la performance du procédé d'EC.

III.3.2.2. Effet de la conductivité

L'effet de la conductivité a été étudié entre 250 et 4000 S / cm en utilisant du NaCl comme électrolyte de support. L'efficacité de décoloration et la tension de la cellule diminuent progressivement à mesure que la conductivité augmente (Fig. III.18a). La diminution de l'efficacité de décoloration peut être attribuée à un changement de la force ionique dû à la modification de la conductivité du milieu aqueux. La figure III.18b montre l'effet de la conductivité du colorant sur les consommations d'énergie et d'électrode pour l'électrode en Al. La consommation d'énergie diminue de 102 à 13,3 kWh / kg de colorant en augmentant la conductivité. La consommation d'électrode varie de 1,93 à 2,20 kg d'électrode / kg de colorant dans la plage de conductivité 250–4000 μ S / cm.

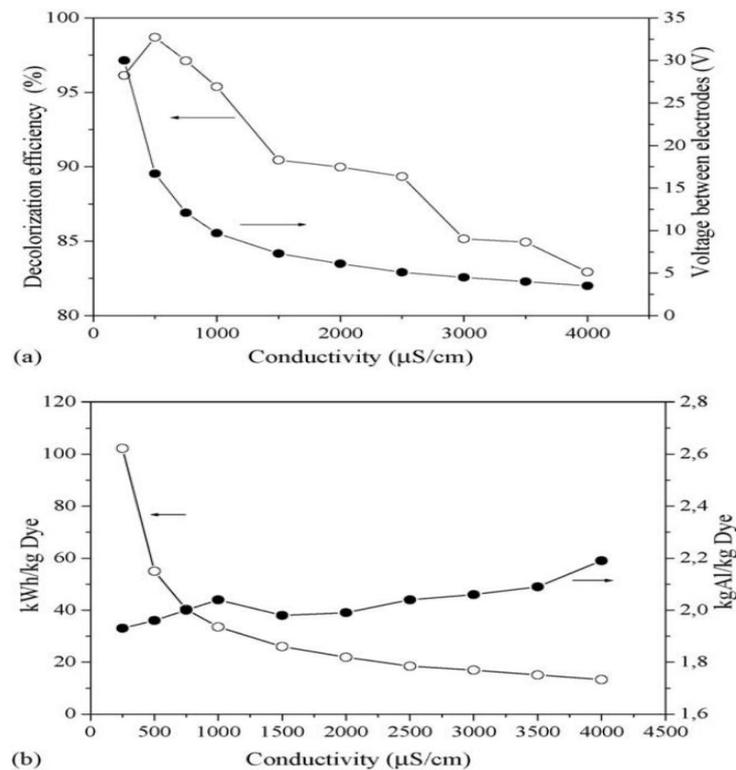


Figure III. 18(a.b) Effet de la conductivité (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur les consommations d'énergie et d'électrode pour l'électrode en Al. (conditions: densité de courant: 100 A / m², Co: 250 mg / L, durée: 15 min, pH initial: 6,4).

III.3.2.3. Effet de la densité de courant

La figure III.19a représente l'efficacité de décoloration en fonction de la densité de courant. La densité de courant appliquée étant augmentée de 100 à 250 A / m², l'efficacité de la décoloration n'a pas changé de manière significative. Un minimum de 100 A / m² est requis pour une bonne efficacité de décoloration (96%). Ceci est attribué au fait qu'à des densités de courant élevées, l'étendue de la dissolution anodique de l'aluminium augmente, ce qui entraîne une plus grande quantité de précipité pour l'élimination des polluants. De plus, le taux de génération de bulles augmente et la taille des bulles diminue avec l'augmentation de la densité de courant, qui sont à la fois bénéfique pour une efficacité d'élimination élevée des polluants par flottation H₂ [27]. La consommation d'électrode et la consommation d'énergie augmentent de 0,18 à 0,75 kg d'électrode / kg de colorant et de 6 à 199 kWh / kg de colorant avec une densité de courant croissante de 25 à 250 A / m² (Fig . III.19b).

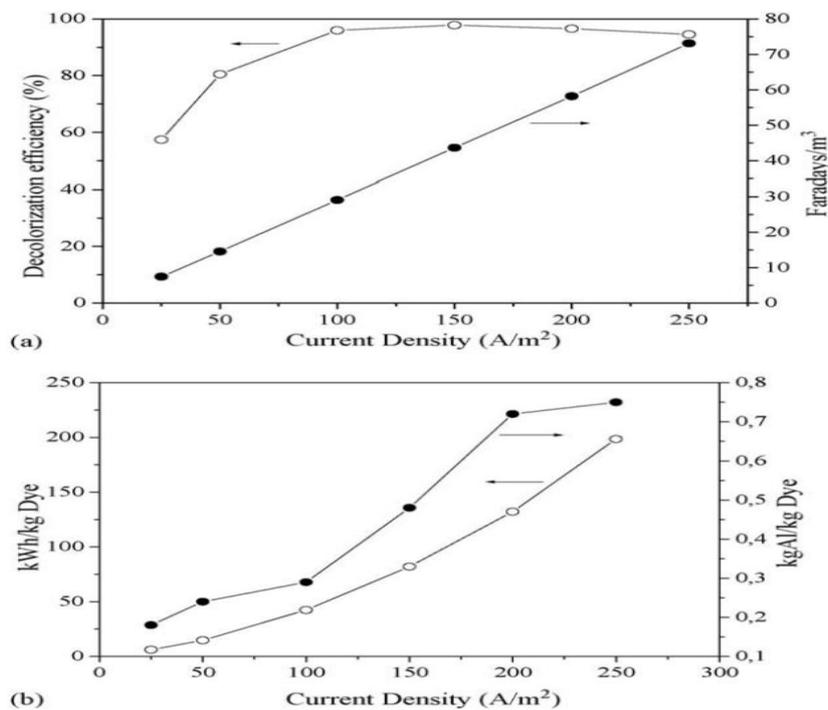


Figure. III.19.(a,b) Effet de la densité de courant (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur les consommations d'énergie et d'électrode pour l'électrode en Al. (Conditions: Co: 250 mg / L, durée: 15 min, pH initial: 6,4, conductivité: 750 μ S / cm).

III.3.2.4. Effet du temps d'électrolyse

L'effet du temps a été étudié à densité de courant constante de 100 A / m^2 et pH 6,4. Selon Fig. III.20a, 12 minutes de temps de fonctionnement sont suffisantes pour une efficacité de décoloration presque complète (92,3%). L'efficacité de la décoloration reste presque constante au-dessus de 14 min. Les consommations d'énergie et d'électrodes augmentent presque régulièrement avec l'augmentation du temps de fonctionnement (Fig. III.20b). Une augmentation du temps de 5 à 20 min entraîne une augmentation de la consommation d'énergie de 22 à 53 kWh / kg de colorant, et une augmentation de la consommation d'électrodes de 1,1 à 2,6 kg Al / kg de colorant. Cette conclusion indique que le temps de rétention est un paramètre très important car il affecte l'applicabilité économique du processus EC.

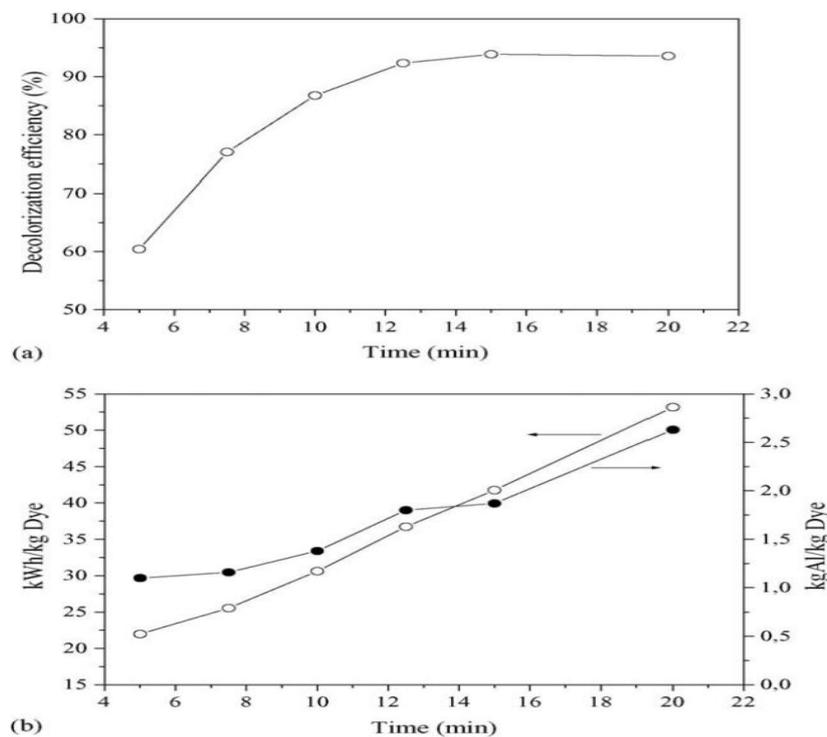


Figure. III.20 (a.b) Effet du temps (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur les consommations d'énergie et d'électrode pour le matériau d'électrode en Al (conditions: densité de courant: 100 A / m^2 ; Co : 250 mg / L , pH initial: 6,4, conductivité: $750 \mu\text{S / cm}$).

III.3.2.5. Effet de la concentration initiale de colorant

L'efficacité de décoloration pour l'électrode en Al chute de façon linéaire de 99,6 à 88% avec une augmentation de la concentration du colorant de 100 à 500 mg / l (figure III.21a). Ceci est probablement dû à la formation d'un nombre insuffisant de complexes d'hydroxyde d'aluminium produits par l'électrode pour coaguler le plus grand nombre de molécules de colorant à des concentrations plus élevées. Par conséquent, il est tout à fait clair que dans les conditions expérimentales actuelles, plus la concentration de colorant est faible, meilleure est l'efficacité de la décoloration. En augmentant la concentration de colorant, les valeurs de consommation d'énergie et d'électrode diminuent de 98 à 23 kWh / kg de colorant et de 4,7 à 1,1 kg d'Al / kg de colorant, respectivement (Fig. III.21b). Les consommations d'électrode et d'énergie pendant l'électrolyse se sont également avérées être de 1,8 kg Al / kg de colorant et 35 kWh / kg de colorant. de colorants textiles.

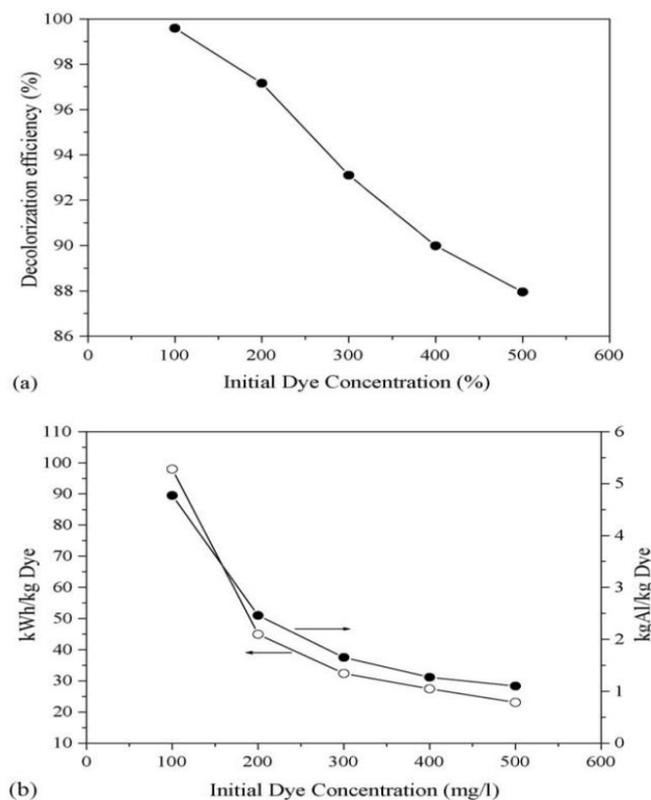


Figure.III. 21(a.b). Effet de la concentration de colorant (a) sur l'efficacité de décoloration, (b) sur les consommations d'énergie et d'électrode pour l'électrode en Al. (conditions: densité de courant: 100 A / m²; durée: 15 min, pH initial: 6,4, conductivité: 750 μ S / cm).

III.4. Synthèse et discussion des travaux de M. Bayramoglu, M. Kobya, O.T. [49] sur l'analyse des coûts d'exploitation de l'électrocoagulation des eaux usées de colorants textiles, comparativement des deux couples Fer/fer et Al/Al

III.4.1. Matériels et méthodes

L'étude consiste à traiter un mélange de solutions de teinture d'échappement dans une usine textile en Turquie (Gebze) produisant environ 1000 m³ d'eaux usées par jour. Les eaux usées sont d'abord filtrées à l'aide d'un filtre à tamis pour éliminer les gros solides en suspension avant d'être utilisées pour les études ultérieures. L'électrocoagulateur thermostat est réalisé en plexiglas de dimensions 65 mm x 65 mm x 110 mm. Il y a quatre électrodes monopolaires, deux anodes et deux cathodes de mêmes dimensions. Les cathodes et anodes en aluminium (Al: 99,53%) ou en fer (Fe: 99,50%) avec surface totale d'électrode efficace est de 78 cm² et l'espacement entre les électrodes était de 11 mm.

Le coût d'exploitation comprend le coût des matériaux (principalement les électrodes) et le coût de l'énergie électrique, dans le calcul sont les quantités de consommation par kg de DCO éliminé, qui sont obtenues expérimentalement. Les prix unitaires, a et b, donnés pour TurkeyMarket, novembre 2002, sont les suivants:

(a) prix de l'énergie électrique 0,06 \$ US / kWh. (b) prix du matériau d'électrode 1,80 \$ US / kg pour l'aluminium et 0,30 \$ US / kg pour le fer, respectivement. été explorée à densité de courant constante 100 A / m² et durée de fonctionnement 10 min

III.4.2. Etude paramétrique

III.4.2.1. Effet du pH

Le pH est un facteur de fonctionnement important influençant la performance du processus EC, comme l'ont également observé d'autres chercheurs [55-58]. Le pH du milieu change au cours du processus, en fonction du type de matériau d'électrode et du pH initial. Pendant ce temps, le procédé d'EC présente une certaine capacité tampon, en particulier dans un milieu alcalin, ce qui empêche les changements élevés de pH [56]. La figure III.23a pour l'électrode en aluminium; en milieu acide, l'élimination de la turbidité est aussi élevée que 98%, et

l'élimination de la DCO est comprise entre 61 et 65%, les deux éliminations chutent considérablement au-dessus de pH 6. Pour l'électrode en fer, comme le montre la Figure III.23b, dans la plage de pH initiale de 3 à 7, la turbidité et les évacuations de DCO atteignent 98–75% et 77–47%, et au-dessus de pH 10, elles chutent à 87 et 26%, respectivement. Ainsi, on peut conclure qu'en milieu acide, des efficacités d'élimination plus élevées sont obtenues avec l'aluminium, tandis qu'en milieu neutre et faiblement alcalin, le fer est plus efficace.

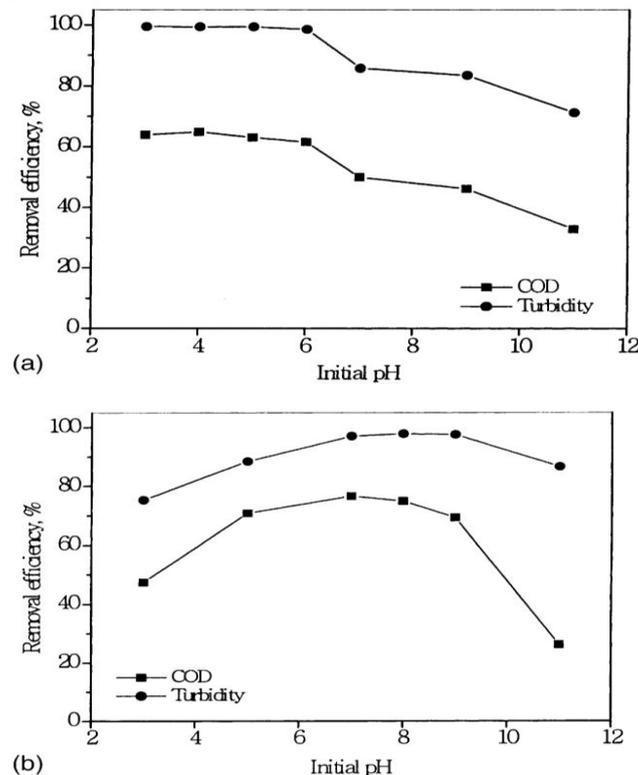


Figure III.23. Effet du pH initial

La figure III.24 représente l'effet du pH initial sur le coût de fonctionnement, comparativement pour deux matériaux. Dans le cas de l'aluminium, le coût de fonctionnement augmente régulièrement à mesure que le pH augmente, tandis que dans le cas du fer, il est presque indépendant du pH initial compris entre 5 et 9, et il est trois fois inférieur à celui de l'aluminium. Un pourcentage presque constant du coût total, 78%, représente le coût du matériau dans le boîtier en aluminium, tandis que l'électrode en fer, 58 à 62% du coût total résulte de la consommation de matériau de l'électrode.

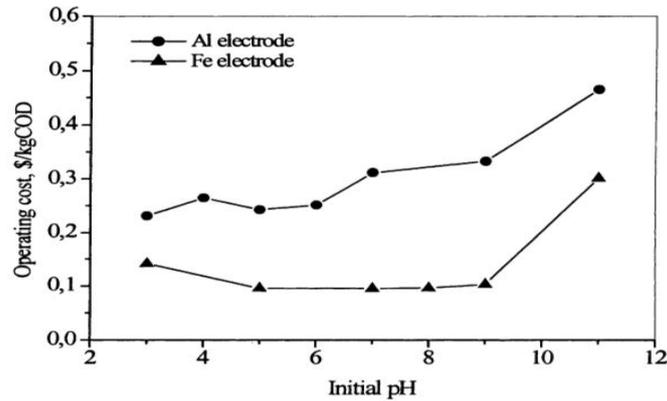


Figure III. 24 : Effet du pH initial sur le coût de fonctionnement

III.4.2.2. Effet de la conductivité

Les eaux usées textiles présentent une résistance anionique très variable, en raison des concentrations élevées de diverses substances chimiques ajoutées au cours des processus de teinture et de finition. Il est bien connu qu'une augmentation de la conductivité électrique provoque une augmentation de la densité de courant à tension de cellule constante, ou une diminution de la tension de cellule à densité de courant constante. Cependant, l'effet de la conductivité sur l'élimination de la DCO et de la turbidité, ainsi que sur le coût d'exploitation n'est pas très direct, ce qui doit être étudié expérimentalement. La conductivité des eaux usées est ajustée en ajoutant une quantité appropriée de NaCl ou d'eau désionisée aux eaux usées brutes. Cet ajustement a montré un effet négligeable sur le pH initial des eaux usées, environ 0,3 unité de pH, avec un pH moyen de 6,8. Les figures III.25a et b montrent l'effet de la conductivité des eaux usées sur les performances du procédé EC, respectivement pour les électrodes en aluminium et en fer. Comme on le voit, l'efficacité d'élimination de la turbidité reste pratiquement inchangée dans la plage de conductivité 1000–4000 S / cm, pour les deux matériaux d'électrode, alors qu'avec l'augmentation de la conductivité, l'efficacité d'élimination de la DCO est légèrement réduite dans le cas de l'aluminium, et elle est légèrement améliorée. pour l'électrode de fer, comme également rapporté par Linand Peng [55].

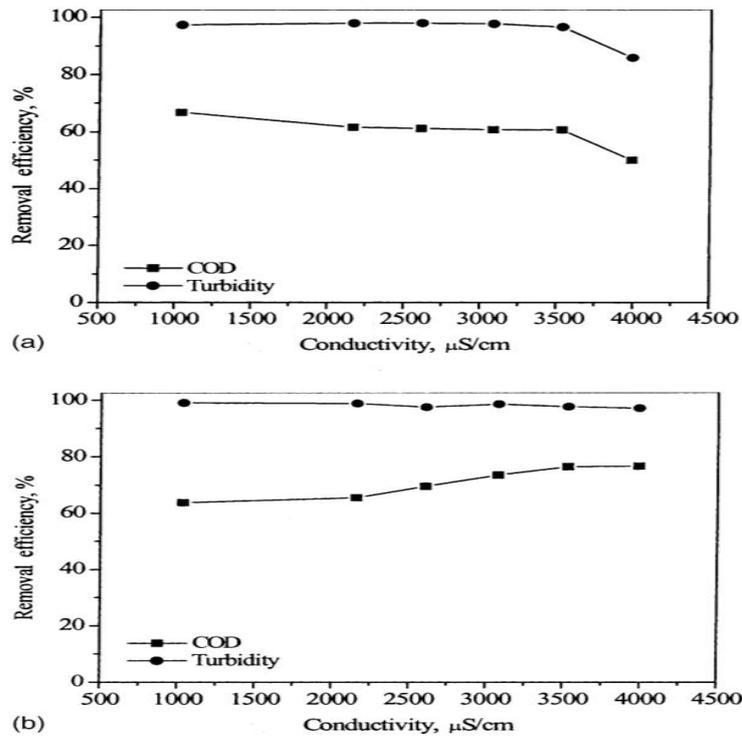


Figure III.25 : Effet de la conductivité des eaux usées sur les performances du procédé EC

L'effet de la conductivité des eaux usées sur le coût de fonctionnement est indiqué dans la Figure III.26; Pour les deux matériaux électriques, le coût d'exploitation diminue avec l'augmentation de la conductivité. Pour l'aluminium, le pourcentage du coût de consommation d'électrode par rapport au coût total est presque constant à 76%. Pour le fer, en revanche, ce rapport passe de 33 à 58%, en augmentant la conductivité de 1000 à 4000 $\mu\text{S/cm}$.

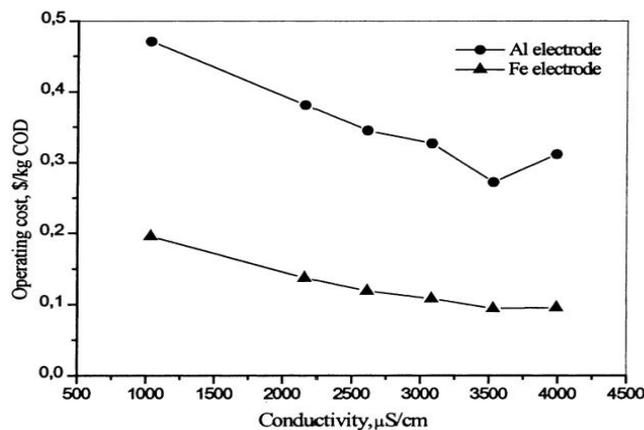
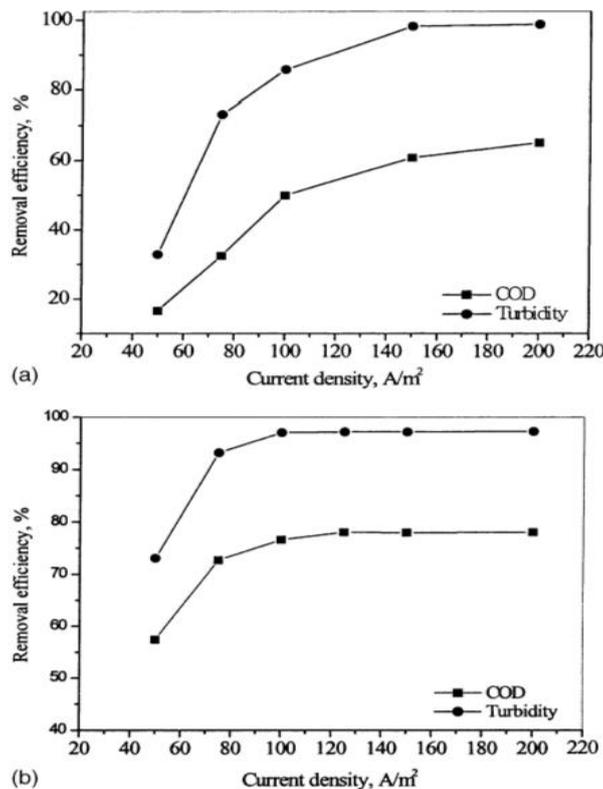


Figure 26 : Effet de la conductivité des eaux usées sur le coût de fonctionnement

III.4.2.3 Effet de la densité de courant et de temps de fonctionnement

Les figures III.27a et b illustrent l'effet de la densité de courant sur les efficacités d'élimination de la DCO et de la turbidité, pour les matériaux d'électrode en fer et en aluminium, avec un temps de fonctionnement constant à 10 min. Dans le cas de l'aluminium, un minimum de 150 A / m² est nécessaire pour une bonne efficacité d'élimination, avec une charge approximativement égale à 28 Faradays / m³. Dans le cas du fer, 80–100 A / m² est suffisant avec une charge de 17 Faradays / m³. Ces rendements et valeurs de consommation montrent les hautes performances du fer par rapport à l'aluminium comme matériau d'électrode, à une densité de courant comprise entre 80 et 100 A / m² comme valeur optimale pour les eaux usées étudié dans cet article.



Figures.III. 27 : Effet de la densité de courant sur les efficacités d'élimination de la DCO et de la turbidité.

La figure III.28 montre le coût de fonctionnement en fonction de la densité de courant, pour deux matériaux d'électrode de manière comparative. La courbe de coût de l'aluminium présente un point minimum à environ 100 A / m² ce qui résulte du fait que le coût de

l'électrode diminue tandis que le coût de l'énergie augmente, avec l'augmentation de la densité de courant. Pour le cas du fer, le coût de fonctionnement est presque linéaire densité. En augmentant la densité de courant de 50 à 200 A / m², le rapport coût électrode / coût d'exploitation augmente régulièrement de 48 à 62%. L'effet du temps de fonctionnement est exploré à une densité de courant constante de 100 A / m².

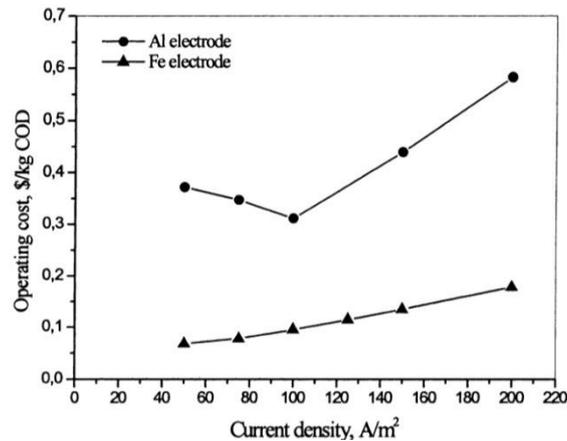


Figure III.28 : Coût de fonctionnement en fonction de la densité de courant, pour deux matériaux d'électrode de manière comparative.

Comme vu dans la Fig III.29a, l'électrode en aluminium nécessite au moins 15 min pour de bonnes efficacités d'élimination, tandis que pour l'électrode en fer, 10 min est suffisant selon Fig III.29b. D'autre part, en comparant les Fig. III.28 et 29, on voit facilement que la densité de courant et le temps de fonctionnement présentent des effets similaires sur les performances du processus. Cela suggère de combiner les deux variables comme une nouvelle variable qui est la charge exprimée en Faraday par unité de volume (ou masse) des eaux usées.

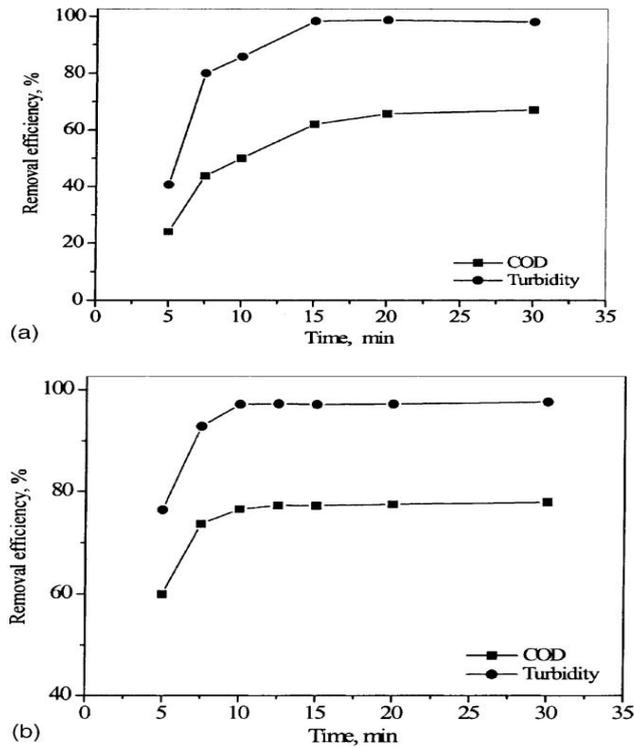


Figure III.29 : (a) Effet du temps d'électrocoagulation sur la DCO et l'élimination de la turbidité par des électrodes en aluminium et (b) des électrodes en fer.

Enfin, la Figure III.30 représente les courbes de coût total, pour les matériaux à deux électrodes, en fonction du temps. La courbe de coût de l'aluminium a un minimum pour une durée de fonctionnement de 7,5 min. Le rapport du coût de consommation d'électrode au coût total montre également un faible minimum pour une durée de fonctionnement de 10 min. Par contre, la courbe de coût du fer est fonction linéaire du temps de fonctionnement, et le pourcentage du coût de consommation d'électrode par rapport au le coût total diminue de 61 à 57%, en augmentant la durée de fonctionnement de 5 à 30 min.

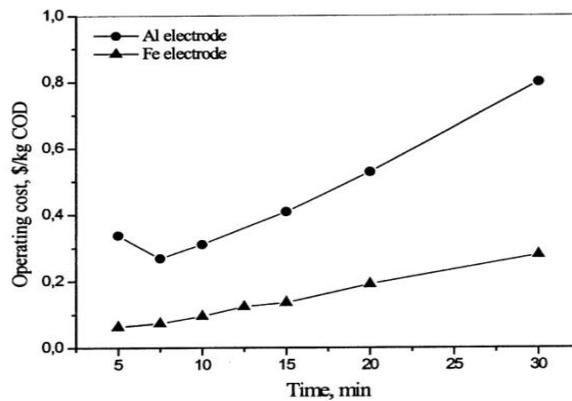


Figure .III.30 : Courbes de coût total, pour les matériaux à deux électrodes, en fonction du temps.

Conclusion

Concernant le premier article, La caractérisation de l'effluent provenant d'une société industrielle de textile montre que ces rejets sont très colorés et contiennent des teneurs très élevées en matière organique difficilement biodégradables et en matière en suspension et en sels. Le traitement de ces effluents par électrocoagulation ressort qu'il y a trois facteurs (le pH initial, le temps d'électrolyse et le courant imposé) qui influencent la décoloration et le pourcentage d'élimination de la matière organique. Les valeurs optimales sont évaluées respectivement à 7 unités de pH, 6 minutes de traitement et 0.1A, pour atteindre une décoloration totale du rejet de textile et une réduction très importante de la matière organique qui dépasse 80%.

Pour le deuxième article, l'efficacité de la décoloration s'est avérée dépendante du pH initial, de la conductivité, de la densité de courant appliquée, du temps de traitement et de la concentration d'électrolyte. Une élimination presque complète des polluants (99,9%) a été obtenue dans des conditions de fonctionnement typiques; 100 A / m² de densité de courant, 15 minutes de temps de fonctionnement et pH initial 3. Les consommations d'électrode et d'énergie pendant l'électrolyse ont été déterminées comme étant respectivement de 2,0 kg Al / kg de colorant et 43 kWh / kg de colorant. D'autre part, une efficacité de décoloration de 95% peut être obtenue pour la même densité de courant en 12 min et à pH 6,4. Les consommations d'électrode et d'énergie pendant l'électrolyse se sont également avérées être de 1,8 kg Al / kg de colorant et 35 kWh / kg de colorant.

Concernant le dernier article, Le fer et l'aluminium sont utilisés en tant qu'électromatériaux sacrificiels dans le traitement des eaux usées textiles par EC. En milieu acide, les efficacités d'élimination de la DCO et de la turbidité de l'aluminium sont supérieures à celles du fer, tandis qu'en milieu neutre et faiblement alcalin, le fer est plus efficace. Une conductivité élevée favorise les performances de processus. Pour les mêmes rendements de turbidité et d'élimination de la DCO, le fer nécessite une densité de courant plus faible que l'aluminium. Le temps de fonctionnement et la densité de courant ont un effet similaire sur les performances du processus et le coût de fonctionnement. La consommation d'énergie est plus faible avec le fer, tandis que la consommation d'électrode est généralement plus faible avec l'aluminium. Les calculs de coût montrent que, dans le cas de l'électrode en fer, le coût de fonctionnement est d'environ 0,1 USD par kg de COD retiré et pour l'aluminium, de 0,3 USD par kg de COD retiré. Le coût de consommation d'électrodes représente près de 50% du coût total du fer, et 80% du coût total de l'aluminium

Conclusion générale

Conclusion générale

Avec le développement rapide de l'industrie moderne, la pollution de l'environnement est devenue de plus en plus dangereuse en raison des déchets industriels, en particulier de l'industrie textile, qui nuisent à l'environnement et à la santé humaine.

Ce travail consacré à l'étude de l'applicabilité de l'électrocoagulation au traitement des eaux chargées en substances colorées, Des valeurs intéressantes caractérisant l'élimination des polluants sont obtenues. A travers ces résultats qui paraissent satisfaisants, on peut dire que l'étude a montré l'intérêt et l'avantage de l'électrocoagulation pour le traitement des rejets industriels concentrés en substances organiques persistantes avec des taux d'abattement significatifs des paramètres de pollution.

Néanmoins, ce travail est loin d'être achevé et il serait intéressant d'approfondir la recherche dans ce domaine. L'électrocoagulation qui semble être une technique très séduisante par sa facilité d'emploi nécessite d'être exploitée pour d'autres applications en considérant d'autres types d'électrodes.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

- [1] A.D. Laurent, V. Whathelet, M. Bouhy, D. Jacquemin, E. Perpète, « Simulation de la perception des couleurs de colorants organiques ». Techniques de l'Ingénieur, AF 6810, 2010.
- [2] F. Ramade, Dictionnaire encyclopédique des pollutions, Editions Ediscience International, Paris, 2000
- [3] Goubakha N, décontamination des eaux contenant les colorants textiles et les adjuvants par des matériaux naturels et synthétiques, mémoire de magister 2011, université mouloud Mammeri Tizi -Ouzou .
- [4] Bennajah M, traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électro flottation en réacteur airlift, Thèse de Doctorat d'état (2007), Institut National Polytechnique de Toulouse.
- [5] Goubakha N, décontamination des eaux contenant les colorants textiles et les adjuvants par des matériaux naturels et synthétique, Mémoire de magister(2011), Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou.
- [6] F. Meinck, Eaux résiduaires industrielles 2ème Edition Massons, Paris, 1977.
- [7] J. Bensaid, Contribution à la dépollution des eaux usées par électrocoagulation et par adsorption sur des hydroxydes d'aluminium, Thèse de Doctorat d'état, Université Mohammed 5 Agdal, Maroc, 2009
- [8] Martineau G.-P, Maladies d'élevage des porcs, France agricole éditions, (1997).
- [9] Sahmi. A, Application du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des rejets liquides des raffineries de pétrole. N0 d'ordre:06/201-M/GP
- [10] LAID Nassima (2010), Dégradation photo catalytique de mordant bleu 13 en milieu hétérogène, mémoire de magister, université de constantine.
- [11] A Hamidi, F. Benzina. Etude de l'élimination des colorants de l'industrie de textile par la méthode d'adsorption en solution aqueux. Mémoire de Master, Université Djilali Bounaama Khemis Miliana, 06/2017.
- [12] J.A. Moore, «Chimie organique moderne, travaux pratiques», MASSON, (1975).
- [13] J. Foussereau. contactdermatitis to basics RED 46. Contact Dermatits, 22 (1986) 68-70.

- [14] M.T. Lizaso, I. Moneo, B.E. Garcia, S. Acero, S. Quire, A.I Tabar. Identification of allergens involved in occupational asthma due to carmine dye. *Ann. Allergy Asthma Immunol*; 84 (2000) 549-552.
- [15] T. Robinson., G. Mcmulian., R. Marchant, P. Nigam. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. *BioresourceTechnology* 77 (2001) 247-1155
- [16]: Nathalie Costet-Deiber. Effets sanitaires de l'exposition aux sous-produits de chloration de l'eau. Médecine humaine et pathologie. Université Rennes 1, 2013. Pages 25-30.
- [17]: SAIDI Fatima Zahra.,(2013), Élimination de bleu Méthylène par des procédés d'oxydation avancée. Mémoire de magister, univ de Tlemcen, p11.
- [18]: Sandberg, Richard G.; Henderson, Gary H.; White, Robert D.; Eyring, Edward M. (1972). "Kinetics of acid dissociation-ion recombination of aqueous methyl orange". *The Journal of Physical Chemistry* 76 (26): 4023–4025.
- [19]: Mittal A, Malviya A. Kaur D, Mittal g, Kurup L, g Hazard Mater ,148 (2007) 229
- [20]: Willmott N.J, Guthrie J.T, Nelson G. The biotechnology approach to colour removal from textile effluent. *JSDC*, 1998, 114, 38-41.
- [21]: U. Pagga, D. Brown, The degradation of dyestuffs part II: behaviour of dyestuffs in aerobic biodegradation tests. *Chemosphere*, 1986, 15, 4, 479-491.
- [22]: OUBAGHA Noura (2012), décontamination des eaux contenant les colorants textiles et les adjuvants par des matériaux naturels et synthétiques. Mémoire de magister Université de Tizi Ouzou.
- [23]: CHEN G (2004), electrochemical technology in wasrwater treatment, sep purify techno 38.1.11-41
- [24]: FAROOQUI.M.S.(2004), combined electrooxidation and electrocoagulation processes for the treatment of municipal wastewater . Master of scincedegree : king fahd university of petroleum et minerals dhahran, saudi arabia .
- [25]: Sahmi. A, Application du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des rejets liquides des raffineries de pétrole. N0 d'ordre:06/201-M/GP
- [26]: Harries. JT, US patent n°937210(19 Institut national de la recherche scientifique, centre eau, terre et environnement, université du québec 490, rue de la couronne, Québec. (QC) 1909).
- [27]: Matteson. M.J, Dobson. R.L, Glenn. R.W, Kukunoor. N.S, Clayfield. E.J, Electrocoagulation and separation of aqueous suspensionsof ultrafine particles, *Colloids and Surfaces, Physicochemical and Engineering Aspects*.104 (1995), 101-109.

- [28]: Moreno, H. A., Cocke, D. L., Gomes J.A.G., Morkovsky, P., Parga, J.R., Peterson, E.E., Garcia, C. (2007). Electrochemistry behind electrocoagulation using iron electrodes. ECS Transactions. 6. 1-15.
- [29]: Bureau, M-A. (2004). Stabilisation et traitement électrochimique des boues d'épuration municipales et industrielles. Thèse pour l'obtention d'un grade de maître en science. Université du Québec Institut national de la recherche scientifique Eau. Terre et Environnement. Pp.107.
- [30] Holt, P.K., Barton, G.W., Wark, M., Mitchell, C.A. (2002). A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation, Colloids Surface. A 221. 248-223.
- [31] Martinez, F. (2007). Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulation y coagulation conventional. Memoria al grade de doctor on ingenierate química. p258
- [32] Kobya, M., Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminium electrodes, Journal of Hazardous Materials B 100. 163-178
- [33] Sahmi, A., Application du procédé d'électrocoagulation pour le traitement des rejets liquides des raffineries de pétrole. N° d'ordre: 06/201-M/GP
- [34]: TIR Mohamed, « Utilisation des techniques électrochimique dans le traitement des émulsions Hydrocarbures/eau ». Thèse de Doctorat, Faculté des Hydrocarbures et de la chimie, Universités de M'hamed Bougara-Boumerdès, 2009.
- [35]: HANAFI F, SADIF N, ASSOBBHEI O et MOUNTADAR M, « Traitement des margines par électrocoagulation avec des électrodes plates en aluminium », Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 22, n° 4, p. 473-485, 2009.
- [36]: Beck E.C., A.P. Giannini et E.R. Ramirez (1974) Electrocoagulation clarifies food wastewater. Food Technol., 28, 2-4.
- [37]: Kumar P.R., S. Chaudhari, K.C. Khilar et S.P. Mahajan (2004) Removal of arsenic from water by electrocoagulation. Chemosphere, 55, 1245-1252.
- [38]: Casqueira, R G., Torem, M L., Kohler, H M. (2006). The removal of zinc from liquid streams by electroflotation. Minerals Engineering. 1388 –1392
- [39]: Mollah, M.Y.A., Schennach, R., Parga, J.R., Cocke, D.L. (2001). Electrocoagulation – science and application. Journal of Hazardous Materials B 84, 29-41.
- [40]: Zongo, I. (2009). Etude expérimentale et théorique du procédé d'EC: Application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Thèse de doctorat. Institut national polytechnique de Lorraine. INP: NANCY. P.224

- [41] : Lemlikchi W, élimination de la pollution des eaux industrielles par différents procédés d'oxydation et de co-precipitation, Thèse doctorat 2012, université de Tizi Ouzou .
- [42] :KOBYA.M ,CAN O.T, BAYRAMOGLU M, 2003, treatment of textile wastewater by electrocoagulation using iron and aluminium electrodes, journal Hazard mater 100.163-178
- [43] : Guide colorant indranthrène Tome 1 , **BASF**avtiengesellschaftit D-6700 Ludwigshafen,République Fédéral l'Allmange. Document ALFDADITEX Remila, Bejaia .
- [44] : MIQUEL.J 1977 épuration électrolytique des eaux résiduaires industrielles technique moderne,1, «31-33 ».
- [45] : PESIN.F,RUMEAU.M., 1989. Le traitement électrochimique des eaux et des effluents, Tribune de l'eau 3, 45-56.
- [46] :MAMERI.N,YEDDOU.A.R,LOUNIC.I,BELHOCINE.D,GRIB.H, and BARIOU.D,1998 , Defluoridation of septenterial Sahara water of north africa by electrocoagulation process using bipolar aluminium electrodes, Wat . Res 1604-1612, 32,5.
- [47] : M. El Krati, Thèse de doctorat d'Etat (Chimie), Fac. Sci. El Jadida, Univ. Chouaïb Doukkali (2000).
- [48] :G. Gürses, M. Yalcin, C. Dogan, Electrocoagulation of some reactivedyes: a statistical investigation of some electrochemical variables, WasteManage. 22 (2002) 491–499
- [49] : M. Bayramoglu, M. Kobya, O.T. Can, M. Sozbir, Operating cost analysisof electrocoagulation of textile dye wastewater, Sep. Purifi. Technol. 37(2004) 117–125.
- [50] :N. Daneshvar, H. Ashassi-Sorkhabi, A. Tizpar, Decolourisation of orangeII by electrocoagulation method, Sep. Purif. Technol. 31 (2003) 153–162.
- [51] :O.T. Can, M. Bayramoglu, M. Kobya, Decolorization of reactinedyesolutions by electrocoagulation using aluminium electrodes, Ind. Eng.Chem. Res. 42 (2003) 3391–3396.
- [52] : N. Adhoum, L. Monser, N. Bellakhal, J.E. Belgaied, Treatment ofelectroplating wastewater containing Cu^{2+} , Zn^{2+} and $Cr(VI)$ by elec-trocoagulation, J. Hazard. Mater. B112 (2004) 207–213.
- [53] :J.S. Do, M. L Chen, J. Appl. Electrochem. 24 (1994)785.
- [54] : American Public Health Association (APHA), StandardMethods for Examination of Water and Wastewater, 17th ed.,Washington, DC, 1992.
- [55] :S.H. Lin, C.F. Peng, Water Res. 28 (1994) 277.
- [56] :X. Chen, G. Chen, P.L. Yue, Separ. Purif. Technol. 19 (2000)65.
- [57] :S.H. Lin, M.L. Chem, Water Res. 31 (1997) 868.
- [58] :N. Daneshvar, H. AshassSorkhabi, A. Tizpar, Separ. Purif.Technol. 31 (2003) 177.