

République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة الجيلالي بونعاما
Université Djilali Bounaama
Faculté des sciences et de la technologie
Département des Sciences de la Matière



Mémoire de fin d'étude

En vue de l'obtention d'un diplôme de **Master en Chimie**
Spécialité: Chimie Pharmaceutique et Substances Naturelles

Thème :

*Traitement des eaux usées urbaines de la ville
de Ain defla par électrocoagulation*

Présenté par :

- M^{me}: OULARBI Radhia
- M^{elle}: MAHARZI Oum el kheir

Encadré par :

M^{me} : CHERIFI Souad

Année universitaire : 2015/2016

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail nous tenons à remercier :

En premier lieu le dieu miséricordieux qui nous à donner la force d'achever ce travail.

*Un grand merci à notre promotrice **M^{me}Cherifi Souad** pour le temps qu'elle nous à accordé,
ainsi pour son grande Aide et ces conseils judicieux,*

*Nous tenons à présenter notre vif remerciement à tous les membres de jury qui nous ont fait
l'honneur d'examiner ce travail.*

Nos sincères remerciements vont également à tous les enseignants de notre faculté.

Mes profonds respects et les vifs remerciements au laboratoire l'ONA de Ain defla.

*Enfin, nous remercions nos chers parents, familles et amis pour leur soutien
inconditionnel.*

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à mes très chers parents, pour leur tendresse, leur encouragement et leurs sacrifices, pour l'espoir qu'ils ont semé en moi, qu'ils trouvent ici l'expression de ma reconnaissance

A mon marie sidahmed pour ces encouragement

A mes très chère frères : Cherif et Abdullah

A mes très chère sœurs : Nazifa, Nawel, Ahalem, Hoda et Anfelle

A mon binôme Oum el Kheir qui je souhaite une longue vie pleine de bonheur.

A mais formidable amis : Sihame, Asma, Souad, Nesrine et Ismahane

A mes collègues de spécialité chimie pharmaceutique et substances naturelles.

Promotion 2016

Radhia



Dédicace

Je dédie ce modeste travail

A mes chers parents

*A ma très chère sœur Fadhila en particulier qui m'a
beaucoup encouragée*

A mes frères Ahmed et Mohamed El Amine

A mon binôme Radhia

A toute ma famille et mes amis

*A mes collègues de spécialité chimie pharmaceutique et
substances naturelles.*

A toute la promotion 2016.

OUUM EL KHEIR

Remerciements	
Dédicace	
Table des matières	
Liste des abréviations	
Liste des tableaux	
Liste des figures et photos	
Résumé	
Introduction générale	01

Partie I

Chapitre 1 : Traitement des eaux usées

1.1. Introduction	04
1.2. Définition des eaux usées.....	04
1.3. Origine des eaux usées.....	04
1.3.1. Les eaux usées domestiques.....	04
1.3.2. Les eaux usées industrielles.....	05
1.3.3. Les eaux agricoles.....	05
1.3.4. Les eaux pluviales.....	06
1.4. Caractéristiques des eaux usées	06
1. Les paramètres physico-chimiques.....	06
1.1. La température.....	06
1.2. Le potentiel d'Hydrogène (pH).....	06
1.3. La turbidité.....	07
1.4. Les matières en suspension (MES).....	07
1.5. La conductivité électrique	07
2. Paramètres chimiques.....	07
2.1. Demande chimique en oxygène (DCO).....	07
2.2. Demande biologique en oxygène (DBO ₅).....	08
2.3. Carbone total organique COT.....	08
2.4. Azote total N _T	09
2.5. Phosphore total P _T	09
1.5. Les procédés de traitement des eaux usées.....	09
1. Les prétraitements.....	09

1.1. Dégrillage.....	10
1.2. Dessablage.....	10
1.3. Déshuilage dégraissage.....	10
2. Les traitements primaires.....	10
2.1. La décantation physique naturelle.....	11
2.2. Le traitement physico-chimique.....	11
3. Les traitements secondaires.....	11
3.1. Les procédés biologiques extensifs.....	12
3.2. Les procédés biologiques intensifs.....	12
4. Traitement complémentaire.....	14

Chapitre 2 : Généralité sur l'électrocoagulation

2.1. Introduction.....	16
2.2. Définition de l'électrocoagulation.....	16
2.3. Historique	16
2.4. Principe du procédé d'électrocoagulation	17
2.4.1. Electrodes en aluminium.....	18
2.4.2. Electrodes en fer.....	20
2.5. Principales Lois d'électrolyse	22
2.5.1. Loi de Faraday.....	22
2.5.2. Energie consommée.....	23
2.6. Paramètres influençant le processus d'électrocoagulation	24
2.6.1. Le pH.....	24
2.6.2. Conductivité.....	24
2.6.3. Intensité du courant.....	24
2.6.4. La distance entre électrodes.....	25
2.7. Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation.....	25

Chapitre 3 : Prélèvement, échantillonnage, résultat et discussion

3.1. Introduction :.....	27
3.2. Présentation de la station d'épuration de la ville d'Ain Defla	27
3.3. Prélèvement des échantillons.....	27
3.4. Matériel et appareillages d'analyse	29
3.5. Les méthodes d'analyses.....	30

3.6. Résultats des analyses	30
3.7. Interprétation des résultats des analyses.....	31
3.7.1. Les paramètres physico-chimiques	31
3.7.2. Les paramètres de pollution.....	35
3.7.3. La Minéralisation globale.....	38
Chapitre 4 : Traitement des eaux usées urbaines par l'électrocoagulation	
4.1. Introduction.....	40
4.2. Dispositif expérimental.....	40
4.3. Nature des électrodes.....	43
4.4. Réactifs utilisés	43
4.5. Méthodes d'analyses	43
4.6. Paramètres influençant le traitement.....	44
4.6.1. Influence de temps d'électrocoagulation	44
4.6.2. Influence de pH sur l'électrocoagulation :.....	49
4.6.3. Influence de l'intensité du courant	51
4.6.4. Influence de la distance inter-électrode.....	53
4.7. Analyse physico-chimique et bactériologique.....	56
4.7.1. Résultats d'analyse	56
4.7.2. Le rendement faradique et la quantité d'électricité consommé.....	58
Conclusion générale.....	61

Références bibliographiques**Annexe 1****Annexe 2**

Chapitre 2 : Généralité sur l'électrocoagulation

Tableau 2.1 : Forme prédominante des hydroxydes métallique en fonction du pH	24
--	----

Chapitre 3 : Prélèvement, échantillonnage, résultats et discussion

Tableau 3.1 : types d'appareillages utilisés pour les différentes analyses	29
Tableau 3.2 : Paramètres physico-chimiques	30
Tableau 3.3 : Paramètres de pollution	31
Tableau 3.4 : Minéralisation globale	31

Chapitre 4 : Traitement par l'électrocoagulation

Tableau 4.1: Composition chimique de l'acier de type DC06EK	43
Tableau 4.2 : Composition chimique d'aluminium	43
Tableau 4.3 : Variation de taux de réduction de la turbidité en fonction du temps d'électrocoagulation (électrodes en aluminium)	46
Tableau 4.4 : Variation de taux de réduction de la turbidité en fonction du temps d'électrocoagulation (électrodes en fer)	46
Tableau 4.5 : Variation des taux de réduction de la turbidité et le pH final en fonction de pH initial (électrodes en aluminium)	49
Tableau 4.6 : Variation des taux de réduction de la turbidité et le pH final en fonction de pH initial (électrodes en fer).	50
Tableau 4.7 : Variation des taux de réduction en fonction de l'intensité de courant (électrodes en aluminium)	52
Tableau 4.8 : Variation des taux de réduction en fonction de l'intensité de courant (électrodes en fer)	52
Tableau 4.9 : Variation des taux de réduction en fonction de la distance inter-électrode (électrodes en aluminium)	54
Tableau 4.10 : Variation des taux de réduction en fonction de la distance inter-électrode (électrodes en fer)	54
Tableau 4.11 : Les paramètres de clarification des eaux usées urbaines par l'électrocoagulation.	56
Tableau 4.12 : Les paramètres physico-chimiques	56
Tableau 4.13 : Les paramètres de pollution	57
Tableau 4.14 : résultats d'analyse bactériologique	57

Chapitre 1 : Traitement des eaux usées

Figure 1.1 : schéma du traitement biologique aérobie à boue activée 14

Chapitre 2 : Généralité sur l'électrocoagulation

Figure 2.1 : Principe de l'électrocoagulation 17

Figure 2.2 : Diagramme de solubilité d'hydroxyde d'aluminium $Al(OH)_{3(s)}$ en fonction du pH pour des espèces en aluminium mononucléaires 20

Figure 2.3 : Diagramme potentiel-pH du fer dans les conditions standard avec une concentration en fer de $10^{-2} \text{ mol.l}^{-1}$ 22

Chapitre 3 : Prélèvement, échantillonnage, résultats et discussion

Figure 3.1 : évolution de la température en fonction du temps 32

Figure 3.2 : évolution de pH en fonction du temps 32

Figure 3.3 : évolution de la conductivité en fonction du temps 33

Figure 3.4 : évolution de l'oxygène dissous en fonction du temps 34

Figure 3.5 : évolution des MES en fonction du temps 34

Figure 3.6 : évolution de la DBO_5 en fonction du temps 35

Figure 3.7 : évolution de la DCO en fonction du temps 36

Figure 3.8 : évolution de NH_4^+ en fonction du temps 36

Figure 3.9 : évolution de NO_3^- en fonction du temps 37

Figure 3.10 : évolution de NO_2^- en fonction du temps 37

Figure 3.11 : évolution de PO_4^{3-} en fonction du temps 38

Figure 3.12 : évolution de Ca^{2+} en fonction du temps 39

Figure 3.13 : évolution de Mg^{2+} en fonction du temps 39

Chapitre 4 : Traitement par l'électrocoagulation

Figure 4.1 : Schéma de dispositif expérimental 41

Figure 4.2 : Dimensionnement du dispositif expérimental 42

Figure 4.3 : Variation des taux de réduction de la turbidité en fonction du temps d'électrocoagulation 47

Figure 4.4 : Variation du pH en fonction du temps d'électrocoagulation 48

Figure 4.5 : Variation de la conductivité en fonction du temps d'électrocoagulation 48

Figure 4.6 : Variation des taux de réduction de la turbidité en fonction de pH initial 50

Figure 4.7 : Variation du pH en fonction de pH initial	51
Figure 4.8 : Variation de la turbidité en fonction de l'intensité de courant	52
Figure 4.9 : Variation de la turbidité en fonction de la distance inter-électrode	54
Photo 3.1 : Présentation du point de prélèvement	28
Photo 4.1 : dispositif expérimental	41

ADE	Algérienne Des Eaux
Cond	La conductivité électrique
COT	Carbone total organique
C_v	La charge volumique
DBO	La demande biologique en oxygène pendant cinq jours
DCO	La demande chimique en oxygène
d	La distance inter-électrode
E	L'énergie consommée
EC	Électrocoagulation
F	La constante de Faraday
I	intensité du courant imposé
MES	Les matières en suspension
M	Poids moléculaire de l'élément considéré
MMS	Les matières minérales en suspension
MVS	Les matières volatiles en suspension
m	Masse du métal dissous ou de gaz formé
n	Nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction considérée
ONA	Office National de l'Assainissement
ONU	Organisation Nationale Unie
pH	Le potentiel d'Hydrogène
T	La température
t_{EC}	La durée d'électrolyse
tur	La turbidité
R	La résistance électrolytique
S	La surface active des électrodes en
V	Le volume d'eau traitée
U	La tension d'électrolyse

يشمل هذا العمل معالجة المياه المستعملة بمختلف مصادرها لولاية عين الدفلى فمن اجل تحسين نوعيتها قمنا بمعالجتها بتقنية التخثير الكهربائي.
التركيب التجريبي يتمثل في استعمال صفيحتين من الحديد الألمنيوم
مردود فعال هي، زمن التحليل الكهربائي 30 دقيقة، pH شدة التيار الكهربائي 3.5 اومبير و المسافة بين
الصفيحتين 1 إذ نستنتج من خلال مجموعة من التحاليل الكيميائية و الفيزيائية أن هذه التقنية فعالة و ذلك
لانخفاض نسبة تعكر المياه المستعملة بنسبة تفوق 98 %، قيمة DCO 94 % DBO₅ 98 %
هذه النتائج مع المعايير الجزائرية للمياه المستعملة.

Résumé

Dans cette étude, nous nous intéressons au traitement des eaux usées urbaines de la ville de Ain Defla par voie électrochimique notamment l'électrocoagulation en utilisant deux électrodes en fer et en aluminium. Les paramètres qui ont été variés au cours de nos expériences sont, le temps d'électrolyse, le pH, le courant imposé et la distance inter-électrode. Les résultats obtenus ont permis d'obtenir des taux de réduction de la turbidité pouvant atteindre 98 % pour un pH neutre, un temps d'électrolyse correspondant à 30 minutes, un courant imposé égal à 3,5 A et une distance inter-électrode de 1 cm, ce traitement a permis également une élimination importante qui dépasse 94 % en DCO et 98 % en DBO₅. Les eaux traitées par cette technique respectent les normes Algérienne en vigueurs.

Abstract

In the present study we are interested in the treatment of urban waste water by the process of electrocoagulation. We use electrodes made of aluminum and iron, the parameters that were varied during our experiment are pH, electrolysis time, current clamp and the inter-electrode distance.

The results have yielded reduction rate of up to 99.23 % for an optimal pH to 7, an electrolysis time of 30 minutes and a current imposed equal to 3.5A. This treatment allows also a significant removal of the DCO which exceeds 90% and DBO₅ 98 % for a pH around to neutrality; water treated by this technique respect the Algerian standards.

Introduction générale

L'eau est le principal constituant des êtres vivants et l'élément indispensable à toute forme de vie. Sa disponibilité ainsi que son abondance jouent un rôle fondamental dans le développement et l'évolution des sociétés, bien que l'eau soit la substance la plus présente de la Terre, elle n'est constituée qu'à hauteur de 2,53% d'eau douce, le reste étant de l'eau de mer. Les 2/3 de cette eau douce sont en outre immobilisés dans les glaciers et les neiges.

Il existe une grande disparité dans le monde par rapport à l'accès à l'eau. Selon l'ONU, un habitant sur cinq n'a pas accès à l'eau potable, dont 30 millions sur le pourtour méditerranéen [1].

L'humanité se trouve devant une croissance alarmante de la pollution des eaux par des matières organiques diverses, des pesticides, des détergents, des métaux lourds, et autres substances toxiques. Elle voit s'aggraver les difficultés de l'alimentation en eau potable dont l'obtention est une opération de plus en plus onéreuse. Les effets de la pollution des cours d'eau, des lacs, des mers, sont souvent spectaculaires. Les eaux usées quand elles sont en excès, les déchets industriels, les pesticides, les détergents, et autres polluants, détruisent la flore et la faune aquatiques. En Algérie, les eaux usées sont généralement déversées à l'état brut, soit directement à la mer, soit vers les oueds, avec dans les deux cas des problèmes de pollution biologique et chimique. Les cours d'eau fortement pollués traversent ou passent à proximité d'agglomérations urbaines et de zones industrielles majeures (oued EL-HARRACH à ALGER, oued SOUMMAM à BEJAIA, oued RHUMEL à CONSTANTINE, oued SEYBOUSE à ANNABA et oued CHLEF à AIN DEFLA), causant ainsi beaucoup de problèmes sanitaires et d'insalubrité aux riverains, les oueds véhiculent de fortes charges polluantes et leur capacité de dilution et d'autoépuration ne suffit plus à résorber la charge polluante. Ils se sont transformés, pour la plupart, en égouts à ciel ouvert, notamment en été où leur débit baisse naturellement [2].

Le traitement biologique, technique largement appliquée pour la dépollution des eaux en zones urbaine ne permet pas de traiter tous les types de contaminants, en particulier ceux des eaux usées industrielles qui contiennent pour la plupart des composés organiques non biodégradables et/ou bactéricides et pour la plupart persistants. L'élimination de ces polluants toxiques est nécessaire avant que les eaux usées ne puissent être recyclées ou traitées dans une station d'épuration.

De nombreux procédés chimiques ou encore physiques sont en application. Cependant, chacune de ces méthodes présente des avantages et des inconvénients. La recherche des méthodes alternatives ou complémentaires pour le traitement des eaux usées a conduit depuis quelques années à l'émergence de nouvelles technologies. Parmi ces technologies, les procédés électrochimiques [1].

Les technologies électrochimiques sont connues depuis longtemps, en particulier l'électrooxydation, l'électrocoagulation, l'électroflottation, qui ont été employées par plusieurs chercheurs dans différents domaines pour assurer à la fois une désinfection, une élimination des polluants organiques et inorganiques (solubles et non solubles) et une clarification des effluents.

L'électrocoagulation représente une alternative au traitement physicochimique des eaux usées, elle procède par la dissolution d'une électrode sous l'effet d'un courant électrique qui libère in situ des ions capable de coaguler-floculer des colloïdes en suspension.

Cette technique ne nécessite pas d'ajout des produits chimiques coûteux et limite le volume de boues, les floccs formés sont éliminés généralement par décantation, flottation ou filtration, dans la plus part des applications de l'électrocoagulation, les électrodes utilisées sont en fer et en aluminium à cause de leur faible prix et de valences élevées des cations qu'elles produisent [3].

L'objectif final dans lequel s'inscrit ce travail de mémoire est le traitement des eaux usées urbaine de la ville d'ain de fla par électrocoagulation.

Ce manuscrit comprend deux parties :

- La première s'intéresse aux notions théoriques ou nous avons traités deux chapitres :
 - ✚ Le chapitre 1 porte sur les eaux usées, sa définition, l'origine et les caractéristiques de ces eaux et en dernière étape les différents traitements y compris le traitement primaire, secondaire et complémentaire.
 - ✚ Le deuxième chapitre est consacré à des généralités sur l'électrocoagulation.

- la deuxième partie formée des chapitres 3 et 4 est consacrée au volet expérimental.
 - ✚ Chapitre 3 : présentera l'échantillonnage, et les analyse des différents paramètres.

✚ Chapitre 4: le traitement des eaux usées urbaines par électrocoagulation dans lequel seront présenté le protocole expérimental, les résultats et l'interprétation.

Notre travail est achevé par une conclusion générale.

Chapitre 1

Traitement

des eaux usées

1.1. Introduction :

Les eaux usées sont des milieux extrêmement complexes, altérées par les activités anthropiques à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autre.

Elles sont considérées comme polluées et doivent être donc traitées avant toute réutilisation ou injection dans les milieux naturels récepteurs, C'est pourquoi, dans un souci de respect de ces différents milieux naturels récepteurs [4], des traitements d'abatement ou d'élimination de ces polluants sont effectués sur tous les effluents urbains ou industriels. Ces traitements peuvent être réalisés de manière collective dans une station d'épuration ou de manière individuelle également par des procédés intensifs ou extensifs [5].

Les eaux usées de différentes compositions et de diverses origines constituent un problème pour la nature lors du rejet sans subir de traitements au préalable. Afin de montrer l'intérêt de leur épuration, nous avons présenté dans ce chapitre d'une part, les origines et caractéristiques des eaux usées, et d'autre part, les différentes méthodes utilisées pour leur traitement.

1.2. Définition des eaux usées :

La pollution de l'eau s'entend comme, une modification défavorable ou nocive des propriétés physico-chimique et biologique, produite directement ou indirectement par les activités humaines, les rendant impropres à l'utilisation normale établit.

Les eaux usées sont toutes les eaux des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement. Les eaux usées englobent également les eaux de pluies et leur charge polluante, elles engendrent au milieu récepteur toutes sortes de pollution et de nuisance [6,7].

1.3. Origine des eaux usées :

Suivant l'origine et la qualité des substances polluante, on distingue quatre catégories d'eaux usées :

1.3.1. Les eaux usées domestiques :

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont constituées essentiellement d'excréments humains, des eaux ménagères de vaisselle chargées de

détergents, de graisses appelées eaux grises et de toilette chargées de matières organiques azotées, phosphatées et de germes fécaux appelées eaux noires.

Ces eaux sont généralement acheminées vers des stations d'épuration et sont traitées avant rejet dans le milieu naturel.

Les rejets en provenance des agglomérations urbaines représentent en effet une part importante et parfois prépondérante de la pollution des cours d'eau. Aujourd'hui, on évalue à 45% le taux de dépollution des matières oxydables contenues dans les eaux usées rejetées par les agglomérations (le "taux de dépollution" correspond au rapport entre la pollution émise et celle effectivement éliminée par les stations d'épuration [8]).

1.3.2. Les eaux usées industrielles :

Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques, azotées ou phosphorées, elles sont chargées en différentes substances chimiques organiques et métalliques. Selon leur origine industrielle elles peuvent également contenir :

- des graisses (industrie agroalimentaire, équarrissage).
- des hydrocarbures (raffineries).
- des métaux (traitement de surface, métallurgie).
- des acides, des bases et divers produits chimiques (industrie chimique divers, tanneries).
- de l'eau chaude (circuit de refroidissement des centrales thermiques).
- des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

Avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte, les eaux usées industrielles doivent faire l'objet d'un traitement. Elles ne sont mélangées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des stations d'épurations [9].

1.3.3. Les eaux agricoles :

L'agriculture est une source de pollution des eaux non négligeable car elle apporte les engrais et les pesticides. Elle est la cause essentielle des pollutions diffuses. Les eaux agricoles issues des terres cultivées chargées d'engrais nitrates et phosphatés, sous une forme ionique ou en quantité telle, qu'ils ne seraient pas finalement retenus par le sol et assimilés par les plantes, conduisent par ruissellement à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau ou de retenues [9].

1.3.4. Les eaux pluviales :

Les eaux de pluie ruissellent dans les rues où sont accumulées polluants atmosphériques, poussières, débris, suies de combustion et hydrocarbures rejetés par les véhicules. Les eaux de pluie, collectées normalement à la fois avec les eaux usées puis déversées dans la canalisation d'assainissement et acheminées vers une station d'épuration, sont souvent drainées directement dans les rivières entraînant ainsi une pollution intense du milieu aquatique [8].

1.4. Caractéristiques des eaux usées :

Les normes de rejet des eaux usées, fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique, ce potentiel de pollution généralement exprimés en mg/l, est quantifié et apprécié par une série d'analyse. Certains de ces paramètres sont indicateurs de modifications que cette eau sera susceptible d'apporter aux milieux naturels récepteurs, pour les eaux usées domestiques, industrielles et les effluents naturels, on peut retenir les analyses suivantes [10] :

1. Les paramètres physico-chimiques :

Ils résultent de l'introduction dans un milieu des substances conduisant à son altération, se traduisant généralement par des modifications des caractéristiques physico-chimiques du milieu récepteur. La mesure de ces paramètres se fait au niveau des rejets, à l'entrée et à la sortie des usines de traitement et dans les milieux naturels.

1.1. La température :

La température est un facteur écologique important des milieux aqueux. Son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique). Elle joue un rôle important dans la nitrification et la dénitrification biologique. La nitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32°C par contre, elle est fortement diminuée pour des températures de 12 à 15°C et elle s'arrête pour des températures inférieures à 5°C [11].

1.2. Le potentiel d'Hydrogène (pH) :

Les organismes sont très sensibles aux variations du pH, et un développement correct de la faune et de la flore aquatique n'est possible que si sa valeur est comprise entre 6 et 9.

L'influence du pH se fait également ressentir par le rôle qu'il exerce sur les autres éléments comme les ions des métaux dont il peut diminuer ou augmenter leur mobilité en solution biodisponible et donc leur toxicité. Le pH joue un rôle important dans l'épuration d'un effluent et le développement bactérien.

1.3. La turbidité :

La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau.

1.4. Les matières en suspension (MES) :

Elles représentent, la fraction constituée par l'ensemble des particules, organiques (MVS) ou minérales (MMS), non dissoutes de la pollution. Elles constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel. Les MES s'expriment par la relation suivante :

$$\text{MES} = 30\% \text{ MMS} + 70\% \text{ MVS}$$

1.5. La conductivité électrique :

La conductivité électrique est la propriété que possède une eau à favoriser le passage d'un courant électrique. Elle fournit une indication précise sur la teneur en sel dissous (salinité de l'eau). La conductivité s'exprime en micro Siemens par centimètre et elle est l'inverse de la résistivité qui s'exprime en ohm par centimètre. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau, sa mesure est utile, la valeur limite de la salinité correspond à une conductivité de 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la prolifération de microorganismes peut être réduite d'où une baisse du rendement épuratoire [10].

2. Paramètres chimiques :

2.1. Demande chimique en oxygène (DCO) :

La demande chimique en oxygène (DCO) représente la quantité d'oxygène consommée, dans les conditions de l'essai, par les matières oxydables contenues dans un litre d'effluent ; elle est exprimée en milligrammes par litre, il s'agit de l'oxydation par un excès de

dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en milieu acide et à l'ébullition, des matières oxydables en présence de sulfate d'argent (catalyseur d'oxydation) et de sulfate de mercure [9,10].

2.2. Demande biologique en oxygène (DBO₅) :

Exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction ou à la dégradation des matières organiques par les microorganismes du milieu. Mesurée par la consommation d'oxygène à 20°C à l'obscurité pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablement ensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique des matières organiques carbonées.

Le rapport DCO/DBO₅ est l'indice de la biodégradabilité d'une eau. Pour qu'une pollution soit dégradée le rapport est inférieur à 2,5 [7,11 ,12].

La valeur du rapport DCO/DBO indique le coefficient de biodégradabilité d'un effluent, il permet aussi de définir son origine, généralement la valeur de la DCO est :

DCO = 1,5 à 2 fois DBO pour les eaux usées urbaines ;

DCO = 1 à 10 fois DBO pour tout l'ensemble des eaux résiduaires ;

DCO > 2,5 fois DBO pour les eaux usées industrielles.

Sur le plan analytique il faut noter :

a)-DCO/DBO₅ est supérieur ou égale à 1, l'eau peut être épurée biologiquement.

b)-Si DCO/DBO₅ est inférieur ou égale à 1,6, l'eau peut être épurée par voie biologique en assurant la présence de micro-organismes capable de dégrader les matières organiques.

c)-Si DCO/DBO₅ est comprise entre 1,6 et 3,2, il faut se recourir à une épuration combinée, c'est-à-dire une épuration biologique plus une épuration chimique.

d)-Si DCO/DBO₅ est comprise entre 3,2 et 5,2, il faut recourir à une épuration physico-chimique.

e)-Si DCO/DBO₅ est supérieur à 5,2, l'épuration est impossible (les microorganismes ne peuvent pas vivre dans une telle eau).

2.3. Carbone total organique COT :

Détermine des propriétés variables du carbone organique dissous et particulaire, du carbone organique provenant de substances volatils et du carbone minéral dissous.

Sa mesure est réalisée par un analyseur de CO₂ à infrarouge après combustion catalytique à haute température de l'échantillon [10].

2.4. Azote total N_T :

Exprimé en mg/l, ce paramètre devient de plus en plus important. C'est la somme d'azote des formes réduites (organiques et ammoniacal) est appelé azote de KJELDAL et l'azote des formes oxydées (NO_2^- , NO_3^-) [11].

2.5. Phosphore total P_T :

Les phosphates sont généralement responsables de l'accélération des phénomènes d'eutrophisation, se trouvent sous formes :

- ✚ D'orthophosphate, soluble $PO_4H_2^-$;
- ✚ De polyphosphate qui a tendance à s'hydrolyser en orthophosphate ;
- ✚ De phosphore non dissous.

La somme de ces diverses formes constitue le phosphore total, dont chaque forme peut être mesurée indépendamment des autres par spectrométrie [12].

1.5. Les procédés de traitement des eaux usées :

L'épuration des eaux usées a pour objectif de réduire la charge polluante qu'elles véhiculent, afin de rendre au milieu aquatique qui est le milieu récepteur une eau de qualité, respectueuse des équilibres naturels et de ses usages futurs. Dans une STEP, les eaux usées polluées peuvent être traitées par divers procédés, à des degrés d'épuration et à des coûts variables selon le niveau de qualité exigé par les milieux récepteurs et les usagers de l'eau.

Le processus d'épuration peut comprendre plusieurs étapes [11, 12,13].

- ✚ Les prétraitements
- ✚ Le traitement primaire.
- ✚ Le traitement secondaire.
- ✚ Le traitement complémentaire (traitement d'affinage).

1. Les prétraitements :

Les prétraitements constituent l'ensemble des opérations physiques et mécaniques : dégrillage, dessablage et dégraissage-déshuilage. Ils dépendent de la nature et des caractéristiques des rejets et de la ligne d'épuration prévue en aval.

1.1. Dégrillage

Il permet de filtrer les objets ou les débris les plus grossiers véhiculés par les eaux usées. Son principe consiste à faire passer l'eau brute à travers des grilles composées de barreaux placés verticalement ou inclinés de 60° à 80° sur l'horizontal, le choix d'espacement des barreaux de la grille est défini par la taille et la nature des déchets acceptés par la STEP. Un espacement de 10 mm (dégrillage fin) maximum est utilisé pour protéger les filières d'épuration des eaux ou des boues spécifiques (décantation lamellaire, centrifugation...). Plus communément, l'espacement des barreaux est de 2,0 à 2,50 cm pour un dégrilleur mécanique et 3 à 4 cm pour un dégrilleur manuel.

La vitesse moyenne de passage de l'eau entre les barreaux est comprise entre 0,6 et 1 m/s. Les déchets récupérés sont compactés afin de réduire leur volume puis stockés dans une benne avant d'être envoyés vers une filière de traitement adapté.

1.2. Dessablage :

Les matières minérales grossières en suspension tels que les sables et les graviers, dont la vitesse de chute est inférieure à 0,3 m/s, susceptibles d'endommager les installations en aval, vont se déposer au fond d'un dessableur par décantation. Il faut 60 secondes à l'eau pour traverser le dessableur et éliminer 90% du sable qui ensuite récupéré par un râteau mécanique et poussé dans un centenaire d'évacuation.

1.3. Déshuilage dégraissage :

Le déshuilage est une extraction liquide-liquide tandis que le dégraissage est une extraction solide-liquide. On peut considérer que le déshuilage dégraissage se rapporte à l'extraction de toutes matières flottantes d'une densité inférieure à celle de l'eau. Ces matières sont de nature très diverses (huiles, hydrocarbures, graisses...).

Elles peuvent former une émulsion stable entretenue par le brassage de l'eau ou constituer une phase indépendante non émulsionnée.

2. Les traitements primaires :

Le traitement « primaire » fait appel à des procédés physiques naturels, filtration et décantation plus ou moins aboutie, éventuellement assortie de procédés physico-chimiques, tel que la coagulation-floculation [14].

2.1. La décantation physique naturelle :

La décantation est un procédé qu'on utilise pratiquement, toutes les usines d'épuration et de traitement des eaux. Son objectif est d'éliminer les particules dont la densité est supérieure à celle de l'eau par gravité. La vitesse de décantation est en fonction de la vitesse de chute des particules, qui elle-même est en fonction de divers autres paramètres parmi lesquels : grosseur et densité des particules. La base de ces procédés de séparation solide liquide est la pesanteur.

Elle permet d'alléger les traitements biologiques et physico-chimiques ultérieurs, en éliminant une partie des solides en suspension. La décantation primaire permet d'éliminer, pour une vitesse ascensionnelle de 1,2 m/h, 40 à 60% des MES, soit 40 % de matière organique, 10 à 30 % des virus, 50 à 90 % des helminthes et moins de 50 % des kystes de protozoaires et entraîne également avec elle une partie des micropolluants.

Les matières solides se déposent au fond d'un ouvrage appelé « décanteur » pour former les boues « primaires ». Ces dernières sont récupérées au moyen de systèmes de raclage [15].

2.2. Le traitement physico-chimique :

La turbidité et la couleur d'une eau sont principalement causées par des particules très petites, dites particules colloïdales. Ces particules, qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes de temps, peuvent même traverser un filtre très fin. Par ailleurs, du fait de leur grande stabilité, elles n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres. Pour éliminer ces particules, on a recours aux procédés de coagulation et de floculation. La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de produits chimiques (les coagulants FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$).

La floculation a pour but de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un flocc qu'on pourra facilement éliminer par les procédés de décantation et de filtration [16, 17,18].

3) Les traitements secondaires :

Les traitements secondaires également appelés traitements biologiques visent à dégrader la matière organique biodégradable contenue dans l'eau à traiter. Des micro-

organismes mis en contact avec l'eau polluée assimilent la matière organique qui, leur sert de substrat de croissance. L'ensemble de la pollution avec les micro-organismes vivant forme la liqueur mixte ou boue biologique contenue dans les bassins de traitement biologique.

En règle générale l'élimination complète de la pollution organique de ces bassins se déroule en conditions aérées par des souches aérobies strictes ou facultatives. Plusieurs procédés existent à ce stade du traitement biologique. Ce sont les procédés à culture en suspension ou procédés à boues activées, les procédés à culture fixée (disques biologiques rotatifs, lit bactériens, etc), les procédés à décantation interne (lagunage), les techniques d'épandage-irrigation, etc... [19].

En traitement biologique on distingue des procédés extensifs et d'autres intensifs

3.1. Les procédés biologiques extensifs :

Une lagune aérée utilise le même principe que le lagunage simple dans lequel, l'apport d'oxygène est augmenté par la mise en place d'aérateurs mécaniques. Une lagune aérée est assimilée à un vaste bassin aérobie. Il existe deux types de lagunes aérées :

- ✚ Les lagunes aérobies dans laquelle on maintient une concentration en oxygène dissous dans tout le bassin.
- ✚ Les lagunes facultatives dans laquelle l'oxygène n'est maintenu que dans la partie supérieure du bassin. Une zone anaérobie est donc présente au fond du bassin.

Ce mode d'épuration permet d'éliminer 80 % à 90 % de la DBO, 20 % à 30 % de l'azote et contribue à une réduction très importante des germes. Il a cependant l'inconvénient d'utiliser des surfaces importantes et de ne pas offrir des rendements constants durant l'année.

3.2. Les procédés biologiques intensifs :

Les techniques les plus développées au niveau des stations d'épuration sont des procédés biologiques intensifs.

Le principe de ces procédés est de localiser sur des surfaces réduites et d'intensifier les phénomènes de transformation et de destruction des matières organiques que l'on peut observer dans le milieu naturel. Deux types d'installation sont utilisés [20]:

3.2.1. Les installations à "cultures fixées", d'où on distingue différents types de supports pour les cultures bactériennes : les disques biologiques et lits bactériens.

a. Disques biologiques :

C'est une technique faisant appel aux cultures fixées est constituée par les disques biologiques tournants où se développent les micro-organismes et forment un film biologique épurateur à la surface des disques. Les disques étant semi immergés, leur rotation permet l'oxygénation de la biomasse fixée.

b. Lits bactériens :

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien consiste à faire ruisseler les eaux usées, préalablement décantées sur une masse de matériaux poreux ou caverneux qui sert de support aux micro-organismes (bactéries) épurateurs.

Une aération est pratiquée soit par tirage naturel soit par ventilation forcée. Il s'agit d'apporter l'oxygène nécessaire au maintien des bactéries aérobies en bon état de fonctionnement. Les matières polluantes contenues dans l'eau et l'oxygène de l'air diffusent, à contre courant, à travers le film biologique jusqu'aux micro-organismes assimilateurs. Le film biologique comporte des bactéries aérobies à la surface et des bactéries anaérobies près du fond. Les sous-produits et le gaz carbonique produits par l'épuration s'évacuent dans les fluides liquides et gazeux. Le rendement maximum de cette technique est de 80 % d'élimination de la DBO₅.

3.2.2. Les installations à "cultures libres", ou par boues activées :

Les procédés par boues activées comportent essentiellement une phase de mise en contact de l'eau à épurer avec un floc bactérien en présence d'oxygène (aération) suivie par une phase de séparation de ce floc (clarification). Ils sont en fait une intensification de ce qui se passe dans le milieu naturel.

La différence provient d'une plus grande concentration en micro-organismes et par conséquent, d'une demande volumique en oxygène plus importante. De plus, pour maintenir en suspension la masse bactérienne, une agitation artificielle est nécessaire [21].

Une station de traitement par boues activées comprend dans tous les cas :

- Un bassin dit d'aération dans lequel l'eau à épurer est mise en contact avec la masse bactérienne épuratrice.
- Un clarificateur dans lequel s'effectue la séparation d'eau épuré et de la culture bactérienne.
- Un dispositif de recirculation des boues assurant le retour vers le bassin d'aération des boues biologique récupérées dans le clarificateur, cela permet de maintenir la quantité de micro-organisme constante pour assurer le niveau d'épuration recherché.

- Un dispositif de fourniture d'oxygène à la masse bactérienne présente dans le bassin d'aération.
- Un dispositif de brassage afin d'assurer au mieux le contact entre le micro-organisme et la nourriture, d'éviter les dépôts de favoriser la diffusion de l'oxygène.

Un réacteur biologique se caractérise par les paramètres suivants :

a. Charge massique : La charge massique C_m est le rapport entre la quantité de pollution (le substrat) introduit dans le réacteur et la masse de boues activées MVS dans le réacteur. Cette notion C_m est importante car elle conditionne le bon fonctionnement de la boue activée, tel que :

- Le rendement épuratoire
- La production de boues
- Le degré de stabilisation de boues en excès produites
- Les besoins en oxygène ramenés à la pollution éliminés

b. Charge volumique : La charge volumique C_v est le rapport de la pollution journalière reçue en Kg de DBO_5 au volume de bassin d'aération. Cette donnée permet d'évaluer le volume de bassin et elle n'a aucune signification biologique.

c. Age des boues : L'âge des boues est le rapport entre la masse de boues présentes dans le réacteur et la masse journalière de boues extraites de la station. Cette notion d'âge de boue traduit la présence ou l'absence de germe de nitrification.

La figure suivante représente un schéma du traitement biologique aérobie à boue activée.

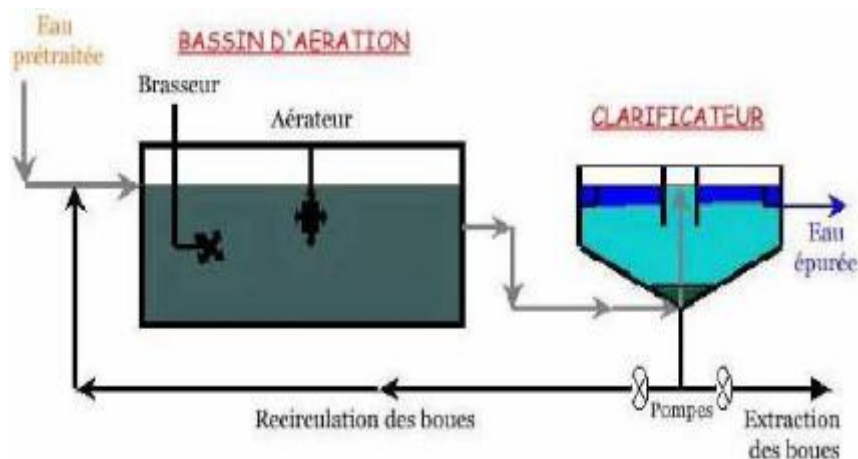


Figure 1.1 : schéma du traitement biologique aérobie à boue activée [22].

1.4.4. Traitement complémentaire :

Certains rejets d'eau traitée sont soumis à des règlements (actions spécifiques concernant l'élimination de l'azote, du phosphore ou des germes pathogènes qui nécessitent la

mise en oeuvre de traitement complémentaire, L'élimination de l'azote concerne le traitement de dénitrification qui ne peut être assurés que par voie biologique. L'élimination du phosphore concerne les traitements de déphosphoration, soit physicochimique

Ces traitements ont pour but d'éliminer certaines substances qui pourraient être nuisibles pour l'usage ultérieur de l'eau épurée Il s'agit notamment d'éliminer la pollution azotée et phosphorée responsables de nuisances particulières (eutrophisation, désoxygénation de l'eau...etc.) [18,19].

Les eaux usées contiennent des quantités de polluants organiques, inorganiques et bactériens de nature et de concentrations différentes. Le manque de traitement approprié ou le rejet direct de tels effluents dans L'environnement sans traitement préalable est à l'origine d'une contamination des eaux de surface et des eaux souterraines. Étant donné que les normes environnementales deviennent de plus en plus strictes dans le domaine de l'assainissement des eaux, les recherches s'orientent de plus en plus à identifier des techniques de traitement simples, moins coûteuses et qui assurent une meilleure efficacité d'élimination des différents contaminants. En vue de répondre à ces exigences, les méthodes électrochimiques (électrooxydation (EO), électro réduction (ER) et (électrocoagulation (EC)) deviennent de plus en plus intéressantes dans les dernières décennies puisque qu'elles permettent d'éviter quelques inconvénients des méthodes conventionnelles de traitement (notamment les techniques physico-chimiques et biologiques) [23].

Le chapitre suivant est porté sur le procédé d'électrocoagulation.

Chapitre 2

Généralités sur

l'électrocoagulation

2.1. Introduction :

La technologie électrochimique contribue de plusieurs manières à un environnement plus propre et couvre une gamme très large de technologie. Pendant les deux dernières décennies, un champ spécial de recherches, à savoir l'électrochimie environnementale a été développée. L'électrochimie environnementale implique des techniques ou des méthodes électrochimiques pour éliminer ou réduire ou minimum la pollution environnementale, pour cela plusieurs techniques électrochimiques ont été développées telles que l'électrocoagulation.

Ces dernières années, les processus d'électrocoagulation à échelle réduite ont trouvé une place dans l'industrie de traitement de l'eau, s'avérant être des technologies fiables et efficaces, bien qu'ils exigent une plus grande compréhension technique pour leur capacité d'être entièrement exploitées, tout récemment, la recherche a visé une compréhension quantitative des mécanismes relativement complexes d'élimination des polluants par électrocoagulation [11,25].

2.2. Définition de l'électrocoagulation :

L'électrocoagulation est une technique électrochimique, au cours de laquelle les matières dissoutes et en suspension peuvent être efficacement éliminées d'une solution par électrolyse.

L'électrocoagulation est un procédé électrolytique qui consiste à générer in situ un agent coagulant via l'application d'un courant électrique continu à travers une anode sacrificielle composée d'éléments métalliques. Les cations métalliques mis en solution dans les eaux usées à traiter se complexent pour former des ions hydroxydes, et ce sont ces composés qui jouent le rôle de coagulant. En contrôlant l'intensité du courant continu appliqué à l'anode, le dosage de coagulant peut être ajusté afin de satisfaire les objectifs de traitement [3].

2.3. Historique :

Le premier document rapportant l'utilisation de l'EC pour le traitement des effluents est un brevet américain déposé en 1880 par Webster qui utilisait des électrodes en fer. La même année, une station d'épuration fut construite sur la base de ce brevet, à Salford (Grande-Bretagne) pour traiter les eaux polluées urbaines.

En 1909, Harries dépose un nouveau brevet sur ce procédé : les anodes étaient alors constituées par des plaques de fer et d'aluminium.

En 1912, deux autres stations de traitements des eaux usées furent construites sur ce principe, aux Etats-Unis. Cependant, leur fonctionnement fut stoppé, quelques années plus tard (1930), en raison du coût qui étaient deux fois plus élevé que celui d'un traitement classique [25], le traitement de l'eau potable par électrocoagulation est appliqué, à grande échelle, pour la première fois aux Etats-Unis en 1946, ainsi qu'en 1956, HOLDEN a traité l'eau de rivière en Bretagne utilisant des électrodes en fer [3].

2.4. Principe du procédé d'électrocoagulation :

La technologie d'électrocoagulation (EC) offre une alternative au procédé conventionnel de coagulation, où les sels et les polymères métalliques sont ajoutés pour casser les émulsions et les suspensions colloïdale stables. Dans l'électrocoagulation, les coagulants sont produits in situ dans le réacteur sans addition directe des produits chimiques (Figure 2.1) ces coagulants sont produits par l'oxydation électrolytique des anodes de matériaux appropriés sous l'effet d'un courant électrique, qui ont comme conséquence la formation des espèces polymériques chargées d'hydroxyde métalliques. Ces espèces neutralisent les charges électrostatiques des particules colloïdales en suspension et facilitent leur agglomération ayant pour résultant leur séparation de la phase aqueuse par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration) [3,11].

Les électrodes sont généralement en alliages d'aluminium ou de fer et peuvent être arrangées en monde mono-polaire ou bipolaire.

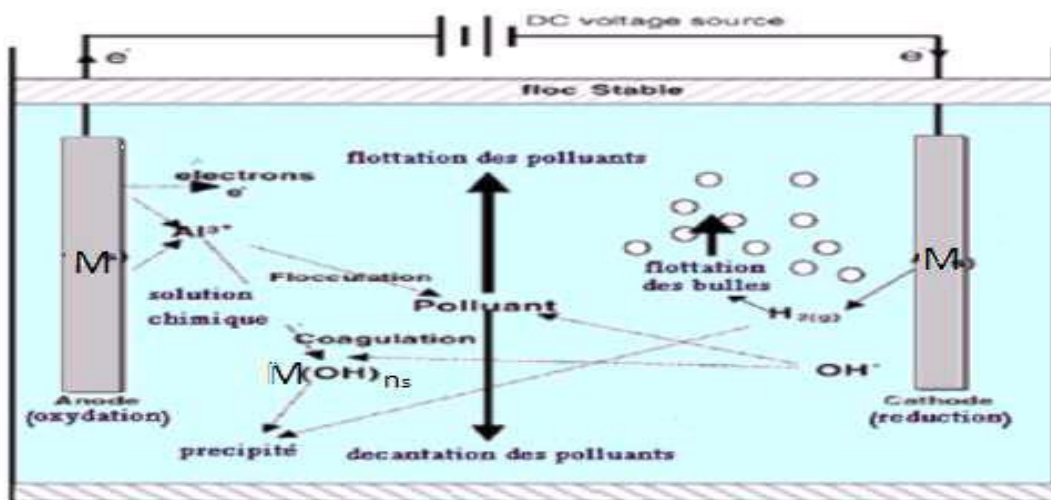


Figure 2.1 : Principe de l'électrocoagulation [11].

Le pH de la suspension à traiter doit être neutralisé entre 6 et 8 de manière à favoriser la formation d'hydroxydes métalliques. Les floccs d'hydroxydes métalliques-colloïdes obtenus sont ensuite séparés du liquide purifié par électroflottation ou sédimentation.

La théorie de l'EC a été discutée par un certain nombre d'auteurs. En général, le processus de l'EC implique les trois étapes suivantes :

- (a) Formation des coagulants par oxydation électrolytique de l'électrode sacrificatoire ;
- (b) Déstabilisation des particules de la suspension ;
- (c) Agrégation des phases déstabilisées pour former des floccs.

Le mécanisme de déstabilisation des suspensions colloïdales a été décrit dans de larges étapes et peut être récapitulé comme suit :

1. La compression de la double-couche diffuse autour des espèces chargées, qui est réalisée par les interactions des ions s'est produite par la dissolution de l'électrode sacrificatoire, due au passage du courant électrique dans la solution.
2. La neutralisation de charges de l'espèce ionique présente dans l'eau usagée est provoquée par les contre-ions, produite par la dissolution électrochimique de l'électrode sacrificatoire, ces contre-ions réduisent la répulsion électrostatique inter-particules et favorisent les forces d'attraction de *Van der Waal*, ce qui provoque la coagulation.
3. Adsorption de particules colloïdales neutralisées sur les hydroxydes métalliques $\{M(OH)_{3(s)}\}$ qui conduit à la formation de « floccs ».

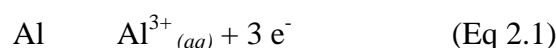
Une étape de floculation correspondant à l'agrégation des floccs, est généralement intégrée à la fin de la coagulation afin de former des floccs plus importants, d'une meilleure décantabilité et susceptibles de piéger les colloïdes restants.

2.4.1. Electrodes en aluminium :

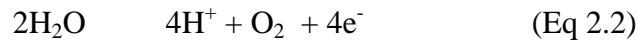
L'électrocoagulation de l'eau usagée en utilisant des électrodes en aluminium a été rapportée par plusieurs auteurs. La dissolution électrolytique de l'anode produit des espèces monomériques cationiques telles que, Al^{3+} et $Al(OH)^{2+}$ à pH faible, qui sont transformés en $Al(OH)_3$ aux valeurs du pH appropriées et finalement sont polymérisés en $Al_n(OH)_{3n}$.

Les principales réactions mises en jeu pour des électrodes en aluminium soumises un courant continu sont les suivantes :

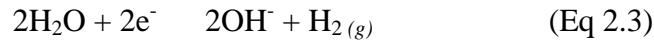
A l'anode, le métal est oxydé suivant la réaction [3,26].



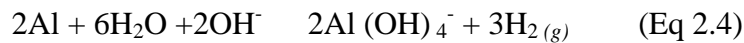
Catonné précise que, si la densité de courant est suffisante et si les conditions du milieu s'y prêtent, l'anode peut être également le siège d'une oxydation de l'eau:



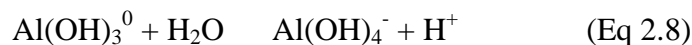
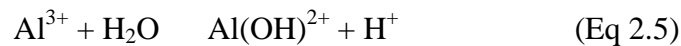
A la cathode, la principale réaction répertoriée dans la bibliographie conduit à la réduction de l'eau [3].



La production d'ions OH^- sur la face cathodique provoque également une dissolution de la cathode par augmentation locale du pH [26] :



L'ensemble des ions Al^{3+} et OH^- générés en solution selon les réaction (2.1) et (2.3) réagissent pour former diverses espèces monomériques comme $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, par les réactions (2.5), (2.6), (2.8) et polymériques comme $\text{Al}_2(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$, qui se transforment finalement en $\text{Al}(\text{OH})_{3(s)}$ selon de complexes cinétiques de précipitation [3].



Ces complexes jouent le rôle similaire à celui des coagulants chimiques dans les traitements chimique classiques. Ils s'adsorbent sur les particules et annulent ainsi les charges colloïdales ce qui conduit à les déstabiliser. La réaction de l'eau à la cathode conduit à la formation de microbulles d'hydrogène de taille moyenne de l'ordre de 10-20 μm qui s'adsorbent sur les flocs polymérisés $\{\text{Al}_n(\text{OH})_{3n}\}$ et entraînent ainsi leur flottation.

La prédominance des espèces ioniques ou neutres est fonction des conditions opératoire telle que la température, le pH et de la présence d'autres espèces chimiques. Cette prédominance est exprimée sous forme d'un diagramme (Figure 2.2), mettant en évidence l'évolution de la concentration, sous forme de $\log [\text{Al(III)}]$, en fonction du pH du milieu pour chacun des complexes formés.

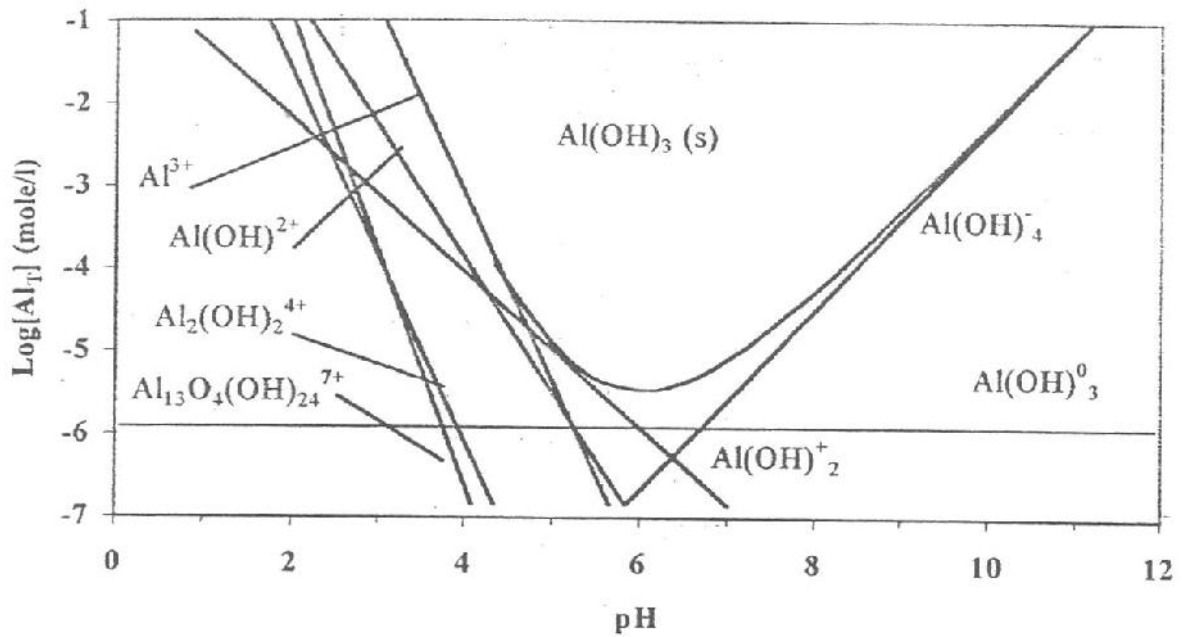


Figure 2.2 : Diagramme de solubilité d'hydroxyde d'aluminium $Al(OH)_3(s)$ en fonction du pH pour des espèces en aluminium mononucléaires [3].

2.4.2. Electrodes en fer :

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

- Mécanisme 1 :

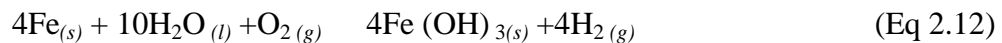
Anode:



Cathode:

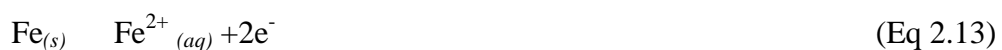


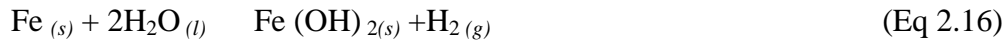
Autre:



- Mécanisme 2:

Anode:



Cathode:**Autre:**

Le $\text{Fe}(\text{OH})_n$ formé reste dans la phase aqueux comme suspension gélatineuse, qui peut éliminer les polluants de l'eau usagée par la complexation ou par attraction électrostatique, suivie de coagulation.

De même que l'aluminium les ions ferriques produits par oxydation électrochimique d'électrode de fer peuvent former des espèces monomériques tel que $\{\text{Fe}(\text{OH})^{2+}, \text{Fe}(\text{OH})_2^+, \text{Fe}(\text{OH})_6^{3+}, \text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}^{2+}, \text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_4\text{OH}_2^+, \text{Fe}(\text{OH})_3$ et $\text{Fe}(\text{OH})_4^-\}$ et des espèces polymériques $\{\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_8\text{OH}_2^{4+}, \text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_6\text{OH}_4^{2+}\}$ selon le pH du milieu aqueux dans le procédé de l'EC. Les complexes (c-à-d produits d'hydrolyse) ont une tendance prononcée pour polymériser à pH 3.5-7.0. Dans des conditions très acides (pH \approx 2.0), $\text{Fe}(\text{OH})_6^{3+}$ reste en solution, mais comme le pH ou la concentration de coagulant augmente, l'hydrolyse du fer se produit pour former $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$.

à l'aide d'un diagramme potentiel-pH du fer (Figure 2.3) pour une concentration en fer dissout de $10^{-2} \text{ mol.l}^{-1}$, le domaine de stabilité d'espèces générées par les réactions électrochimique entre les métaux et l'eau. on suppose que, dans l'eau, les espèces prédominantes issues du fer ($\text{Fe}_{(s)}$) sont : $\text{Fe}^{2+}_{(aq)}$, $\text{Fe}^{3+}_{(aq)}$, $\text{Fe}(\text{OH})_{3(aq)}$.

D'après ce diagramme, on distingue trois zones :

- la zone de stabilité thermodynamique du métal dite d'immunité ;
- la zone de corrosion où il y a une attaque du métal avec formation d'ions (libres ou complexes) ;
- la zone de passivation où la surface du métal se recouvre d'une couche d'hydroxydes de fer en absence d'agitation.

Les ions $\text{Fe}^{2+}_{(aq)}$ et $\text{Fe}^{3+}_{(aq)}$ n'existent qu'à pH acide. A pH basique, ils s'hydrolysent pour former les hydroxydes de fer $\text{Fe}(\text{OH})_{2(s)}$, $\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)}$ insolubles (constante de solubilité à 20°C : $K_{S(\text{Fe}(\text{OH})_{2(s)})} = 1,6 \cdot 10^{-14}$ et $K_{S(\text{Fe}(\text{OH})_{3(s)})} = 10^{-36}$) [3].

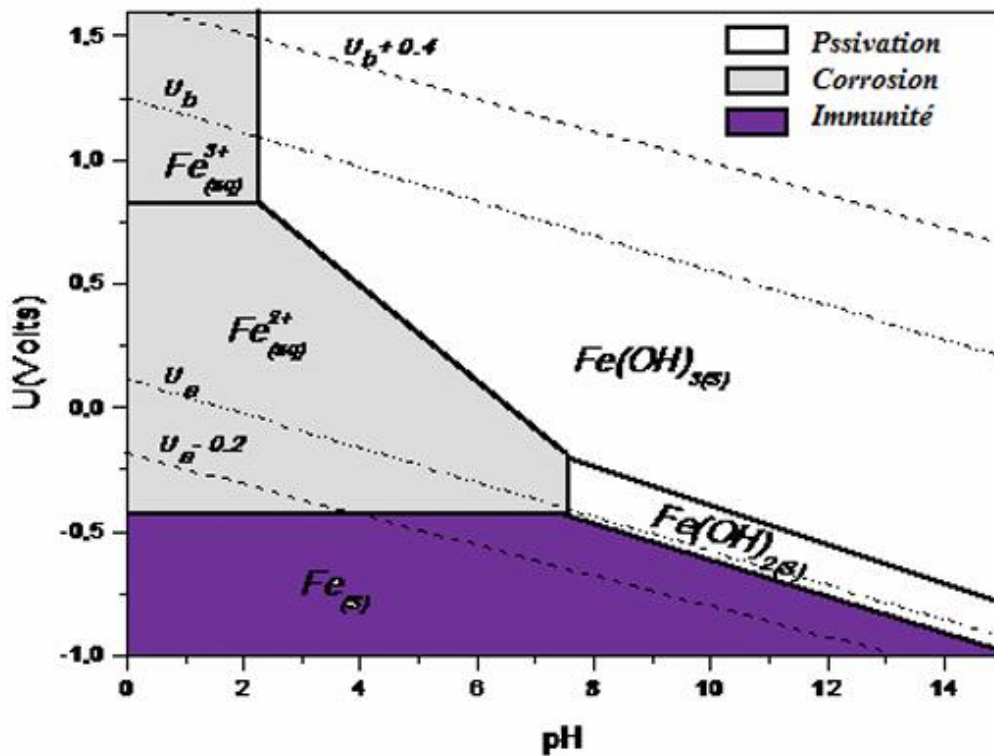
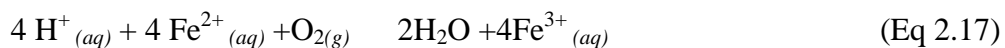
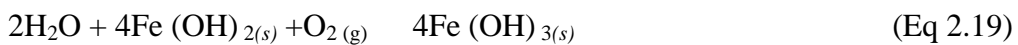
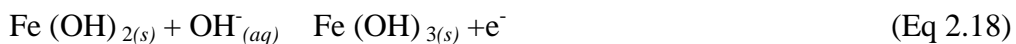


Figure 2.3 : Diagramme potentiel-pH du fer dans les conditions standard avec une concentration en fer de $10^{-2} \text{ mol.l}^{-1}$ [3].

L'oxydation de l'ion ferreux par de l'oxygène formé à l'anode est possible. Une oxydation lente par l'air peut conduire en milieu acide à :



Et en milieu basique à :



2.5. Principales Lois d'électrolyse :

2.5.1. Loi de Faraday :

Si l'on considère que les seules réactions chimiques qui se déroulent dans le réacteur d'électrocoagulation sont [23 ; 27].

- A l'anode, l'oxydation du métal,
- A la cathode, la réduction de l'eau, il est possible de déterminer la masse de métal dissoute et d'hydrogène formé pendant une durée t d'électrolyse à un courant I , en utilisant la loi de Faraday :

$$m = \frac{I.t.M}{n.F} \quad (\text{Eq 2.20})$$

Avec :

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

I : intensité du courant imposé (A).

t : durée d'électrolyse (s).

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

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

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

A partir de cette loi, il est possible d'estimer la masse d'électrode théoriquement consommée par électrolyse et d'en déduire un rendement anodique.

$$R_{anode} = \frac{m_{exp}}{m_{thé}} . 100 \quad (\text{Eq 2.21})$$

m_{exp} : masse expérimentalement formée par la pesée de l'anode avant et après l'essai d'électrocoagulation et donnée par la relation suivante :

$$m_{exp} = m_1 - m_2 \quad (\text{Eq 2.22})$$

Où m_1 la masse de l'anode avant l'essai d'électrocoagulation et m_2 la masse de l'anode après l'essai d'électrocoagulation.

$m_{thé}$: masse théorique donnée par la loi de Faraday.

2.5.2. Energie consommée :

La consommation d'énergie dans le procédé d'électrocoagulation est calculée par l'équation suivante [3 ,25] :

$$E = \frac{I.U.t_{EC}}{V} \quad (\text{Eq 2.23})$$

Avec :

E : énergie consommée (KW.h/m^3)

U : tension d'électrolyse (volt)

I : intensité de courant (A)

t_{EC} : temps d'électrolyse(h)

V : volume de l'eau usée traitée (m^3)

2.6. Paramètres influençant le processus d'électrocoagulation :

2.6.1. Le pH:

Le pH de la solution détermine la spécification des ions métalliques. Le pH influence l'état des espèces en solution et la solubilité des produits formés. Ainsi le pH de la solution affecte le rendement global et l'efficacité de l'électrocoagulation. Le pH de la solution peut être aisément change. Un pH optimal semble exister pour un polluant donné [27]. Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium sont présentées dans le tableau suivant [24].

Tableau 2.1 : Forme prédominante des hydroxydes métallique en fonction du pH

Forme prédominante	pH
Al (OH) ₃	5,8 à 7,2
Fe(OH) ₃	5,5 à 8,3

2.6.2. Conductivité :

La conductivité de l'électrolyte a aussi un impact sur le procédé d'EC; si elle est trop faible, la résistance de l'eau au passage de courant est forte, la consommation énergétique est très importante ; et sa température peut alors fortement augmenter. Pour ces différentes raisons, par analogie avec les exploitations d'installation d'électrocoagulation d'effluents industriels, l'ajout de chlorure de sodium est utilisé pour accroître la conductivité de la solution. L'ajout d'ions chlorure permet aussi d'éviter la passivation des électrodes. Le problème de conductivité constitue un inconvénient majeur au fonctionnement d'un procédé d'électrocoagulation [27].

2.6.3. Intensité du courant :

L'intensité du courant imposée au système est un paramètre déterminant de l'efficacité de la technique à éliminer les polluants des eaux usées. En effet, cette intensité de courant appliquée permet d'une part, de contrôler la cinétique électrochimique de dissolution des électrodes anodiques et, d'autre part, de contrôler le dégagement de bulles d'hydrogène sur la cathode. L'intensité de courant appliquée dans un système d'EC détermine la quantité des ions

Al^{3+} ou de Fe^{2+} libérée des électrodes. L'application d'un courant de faible intensité entraîne la production d'une faible quantité d'ions hydroxyde et le dégagement d'une faible quantité d'ions hydrogène au niveau de la cathode. Par contre, un courant plus élevé provoque une augmentation de la vitesse de la réaction d'où une consommation rapide des électrodes et une dépense énergétique plus importante. L'efficacité du courant pour la dissolution d'une électrode d'aluminium par exemple a été calculée en utilisant la loi de Faraday [28].

2.6.4. La distance entre électrodes :

La distance inter-électrode peut également influencer la qualité du traitement. Cette distance peut varier selon le type d'eau à traiter et surtout selon sa conductivité. De plus, la distance entre les électrodes doit également tenir compte de l'encrassement possible et de la facilité à nettoyer le système. Ce facteur est important lors de la mise à l'échelle industrielle d'une unité de traitement par électrocoagulation. La chute ohmique (liée à la résistance électrique) dans la solution électrolytique est directement liée à la distance qui sépare les électrodes et à la conductivité de la solution. Elle est en grande partie responsable de la baisse de rendement énergétique des procédés électrolytiques. Il est possible de la diminuer en augmentant la concentration en électrolyte ou en rapprochant les électrodes.

Il en est de même pour d'autres facteurs tels que l'état de surface des électrodes (lisse ou rugueuse) et le degré du mélange dans le réacteur d'électrolyse (agitation suffisante ou non) qui peuvent influencer la surtension de transfert ou d'activation. La surtension de transfert est un facteur déterminant dans l'appréciation des performances d'une électrode. Elle correspond en fait au travail nécessaire pour extraire (ou fixer) les électrons de la surface des électrodes [29].

2.7. Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation :

2.7.1. Les avantages :

- ❖ L'EC présente un équipement simple et facile à utiliser, capable de résoudre la plupart des problèmes liés à la pollution des eaux.
- ❖ L'EC donne une eau agréable au goût, claire, sans couleur et inodore.
- ❖ Les ions produits électro chimiquement sont des bons coagulants.
- ❖ L'EC est une technique produisant moins de boues qui sont stables et faciles à sécher, car ces boues composées principalement d'oxydes/hydroxydes métalliques.

- ❖ Les floccs formés par EC sont semblables aux floccs formés par coagulation chimique, sauf que les floccs d'EC tendent à être plus grands, contiennent moins d'eau liée, plus stables, et peuvent donc être séparés plus rapidement par flottation- filtration.
- ❖ Le procédé d'EC a l'avantage d'éliminer les plus petites particules colloïdales, en appliquant un champ électrique les place dans un mouvement plus rapide, facilitant de ce fait la coagulation.
- ❖ Vis-à-vis de la coagulation, l'EC évite l'utilisation des produits chimiques, de ce fait aucune possibilité de pollution secondaire provoquée par ces produits ajoutés à des concentrations élevées.
- ❖ Les bulles de gaz produites pendant l'électrolyse peuvent porter les floccs au-dessus de la solution où ils peuvent être concentrés, rassemblés et enlevés.
- ❖ Les processus électrolytiques dans la cellule d'EC sont commandés électriquement sans les pièces mobiles, de ce fait exigeant moins d'entretien [30].

2.7.2) Les Inconvénients :

- ❖ Les électrodes sacrificielles (solubles) ont besoin d'être régulièrement remplacées.
 - ❖ L'EC n'est appropriée pour les solutions présentant une conductivité faible.
- L'utilisation de l'électricité peut être chère voire difficile dans certaines régions [30].

Chapitre 3
Prélèvement,
échantillonnage,
résultats et discussions

3.1. Introduction :

Dans le but de prévoir un autre traitement adapté aux eaux usées urbaines de la ville de Ain defla nous avons entrepris une étude physico-chimique de l'effluent de l'unité de traitement des eaux usées urbaines (ONA) pour cela nous avons suivi les points suivants :

3.2. Présentation de la station d'épuration de la ville de Ain Defla :

La station d'épuration des eaux usées est implantée dans nord-est de la commune de Ain Defla, qui limitée d'un coté par le centre ville de la wilaya de l'autre coté par oued Chlef milieu récepteur des rejets de la ville.

Cette station d'épuration est d'une superficie de 5 (cinq) hectares et d'une capacité de traitement de 12000 m³.

Le procédé utilisé dans cette unité est le procédé biologique qui consiste à utiliser des boues activées sous les deux systèmes aérobies et anaérobies. L'eau traitée servira pour l'irrigation de quelque espace de terres agricoles, et l'autre volume vers l'oued.

Les résidus de la station (la boue résiduaire) sont aussi utilisés comme « Engrais » par l'agriculture de la région, mais cette dernière année la station a stocké la boue activée pour mesurer le taux des métaux lourds avant d'être utiliser dans l'agriculture.

3.3. Prélèvement des échantillons :

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée, L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (gaz dissous, matières en suspension). Globalement, il est donc nécessaire de mettre en place une organisation structurée, de développer une méthodologie adaptée à chaque cas, de procéder à un choix judicieux des points de prélèvements et d'utiliser le matériel convenable. Quelque soit la méthode adoptée, on doit obéir aux principes de bases suivants [24]:

- Localisation des points de prélèvement :

Dans notre travail nous avons procédé au prélèvement de l'eau usée comme suit :

Le prélèvement a été effectué à partir d'une conduite des rejets située à 3 m de hauteur d'un bassin de décantation.

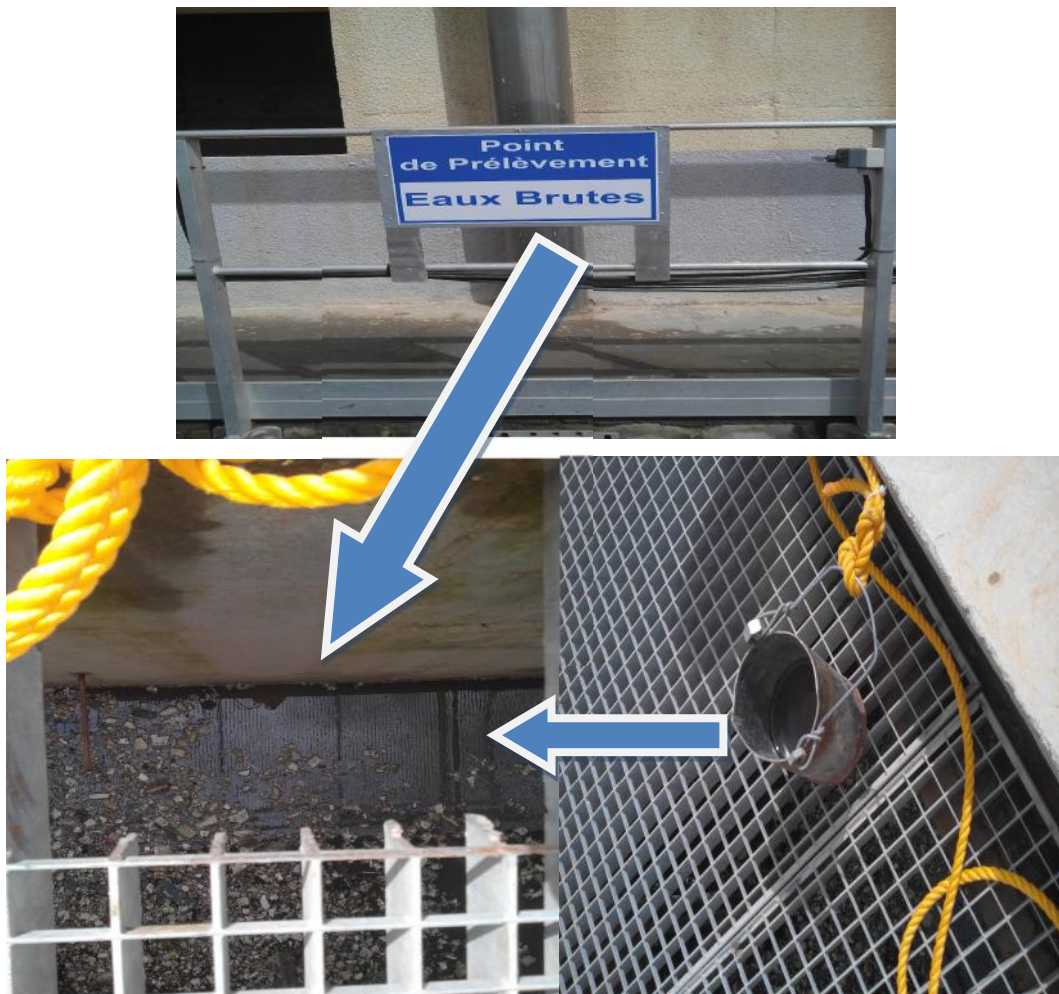


Photo 3.1 : Présentation du point de prélèvement.

- Définir les quantités à prélever : le volume nécessaire pour une analyse complète est de 2 litres.
- Stabiliser l'échantillon en le conditionnant dans un récipient hermétique approprié

Les prélèvements seront effectués dans des flacons bien propre en polyéthylène ou en verre borosilicaté, bouchés émeri ou au téflon. Pour une meilleure conservation des échantillons, certains matériels sont à déconseiller comme les bouteilles en plastique ou en caoutchouc, leur réemploi poserait des problèmes de contamination résiduelle. Ainsi que certaines matières sont à proscrire pour éviter toutes contaminations comme la graisse.

Dans notre travail on a utilisé des flacons en verre fumé qui sont lavés et séchés de la manière suivante :

1-Lavage au détergent avec de l'eau chaude plusieurs fois.

2-La verrerie est ensuite abondamment rincée avec de l'eau distillée, puis séchée à l'étuve à 105°C pendant deux heures.

3-Avant remplissage, rincer les flacons avec l'eau à analyser.

4-Eviter toutes bulles d'air dans les flacons.

Les échantillons soigneusement étiquetés et conservés à 4°C seront transportés jusqu'au laboratoire dans un laps de temps ne dépassant pas 24 heures. Toutefois, un certain nombre d'analyses sont pratiqués sur place : température, pH, oxygène dissous. En ce qui concerne les matières en suspension, leur mesure doit intervenir dans les 6 heures après le prélèvement.

- ✓ Les conditions climatiques lors du prélèvement (pluie, neige, température....) ;
- ✓ Etiqueter l'échantillon en précisant l'origine exacte et la date de prélèvement.

3.4. Matériel et appareillages d'analyse :

Les appareillages consignés dans le tableau (3.1) ont été utilisés au cours de notre travail.

Tableau 3.1 : types d'appareillages utilisés pour les différentes analyses.

Paramètres mesurés	Types d'appareils
Température (C°)	Multi paramètre modèle WTW 340i
pH	Multi paramètre modèle WTW 340i
Cond (µs/cm)	Multi paramètre modèle WTW 340i
O ₂ dissous	Oxymétrie HANNA HI 9146
Matières en suspension (MES mg/l)	Spectrophotomètre modèle DR 5000
DCO (mg/l)	Spectrophotomètre modèle DR 5000
DBO ₅ (mg/l)	DBO mètre modèle oxitrop
NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ (mg/l)	Spectrophotomètre mode DR 5000
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	Spectrophotomètre modèle DR 5000

3.5. Les méthodes d'analyse :

- ✚ L'analyse volumétrique pour mesurer Ca^{2+} et Mg^{2+} .
- ✚ L'analyse spectrophotométrie utilisée pour mesurer, DCO, MES, NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- et PO_4^{3-} .

Les analyses ont été effectuées au niveau des laboratoires de l'ONA et l'ADE de la wilaya de Ain Defla.

3.6. Résultats des analyses :

En suivant les protocoles expérimentaux présentés en annexe, nous avons pu analyser les eaux usées urbaines de la ville de Ain defla en déterminant ses caractéristiques physiques et chimiques, sa minéralisation globale, des critères chimiques indicateurs de pollution. Les tableaux donnent les résultats de l'analyse d'échantillons à différentes périodes.

Tableau 3.2 : Paramètres physico-chimiques.

Date	14-02-2016	13-03-2016	15-03-2016	21-03-2016	[31]
Paramètres					
Heure de prélèvement	9.30h	10.00h	9.30h	09.45h	
pH	7,8	7,4	7,5	7,7	5,5-8,5
Cond (ms/cm)	2,7	2,8	3,1	2,1	1500
T° (C°)	17,9	22,2	20,1	18,1	30
O₂ (mg/l)	0,6	0,1	0,2	0,2	2
MES (mg/l)	380	207	215	282	30

Tableau 3.3 : Paramètres de pollution.

Date \ Paramètres	14-02-2016	13-03-2016	15-03-2016	21-03-2016	[31]
DBO₅ (mg/l)	429,0	401,0	317,0	483,0	35
DCO mg/l	539,0	505,0	432,0	486,0	120
NH₄⁺ mg/l	26,4	29,10	25,3	32,7	30
NO₃⁻ mg/l	5,1	10,06	8,9	9,4	2
NO₂⁻ mg/l	5,70	6,80	5,42	6,42	1
PO₄³⁻ mg/l	4,2	3,2	3,7	5,8	2

Tableau 3.4 : Minéralisation globale.

Date \ Paramètres	14-02-2016	13-03-2016	15-03-2016	21-03-2016	[31]
Mg²⁺ mg/l	169	167	152	168	50
Ca²⁺ mg/l	242	247	239	243	200

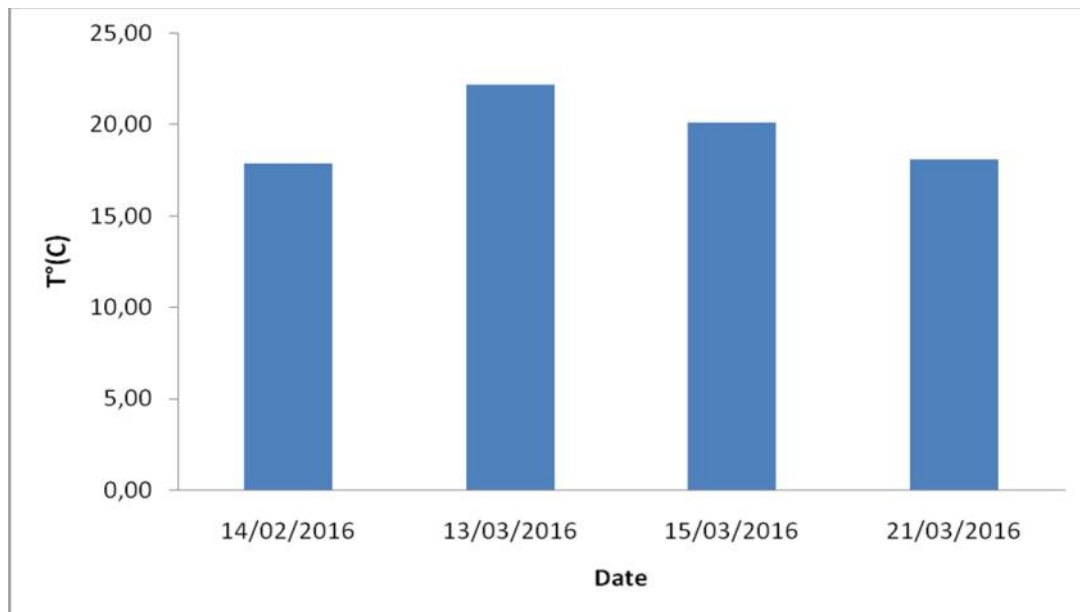
3.7. Interprétation des résultats des analyses :

Pour une analyse large des résultats trouvés, enregistrés dans les tableaux précédents, et pour savoir plus sur la qualité des eaux usées urbaines, on a tracé les histogrammes déterminants les différents paramètres de ce rejet.

3.7.1. Les paramètres physico-chimiques :

1. La température :

La figure (3.1) représente l'évolution de la température en fonction du temps.

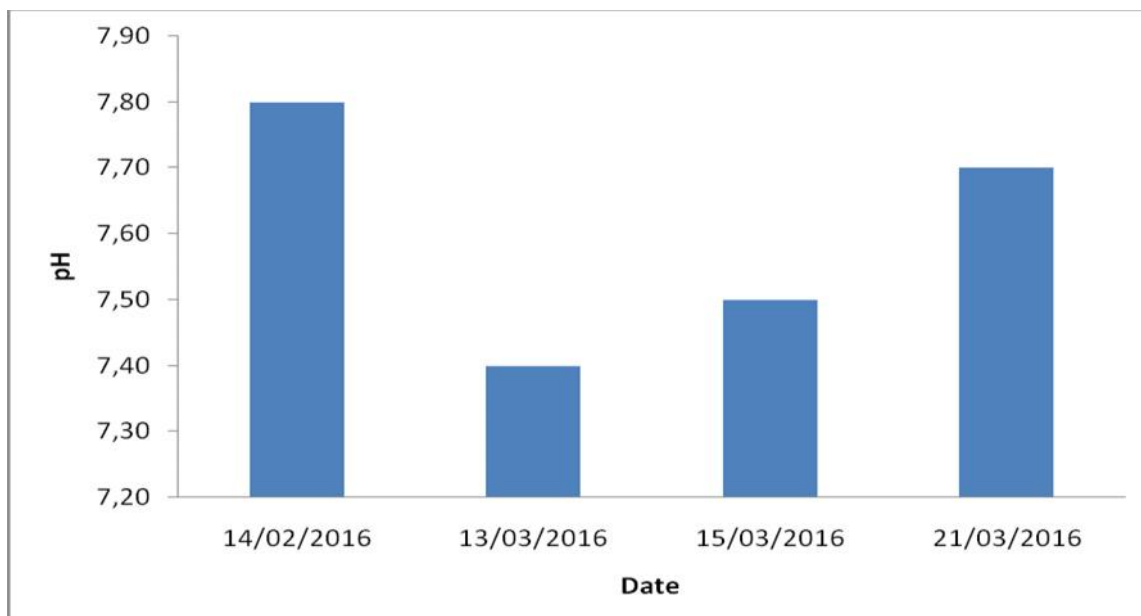


La figure 3.1 : Evolution de la température en fonction du temps.

D'après les résultats obtenus, on remarque que la température varie de 17,9 C° à 22,2 C°, c'est des températures saisonnières. Selon ces valeurs, on peut conclure que la température des eaux usées ne dépasse pas celle de la norme algérienne limitée à 30°C.

2. le pH :

La figure (3.2) représente l'évolution de pH en fonction du temps.



La figure 3.2 : Evolution de pH en fonction du temps.

Le pH est un élément important pour définir le caractère agressif ou incrustant d'une eau, On constate une valeur moyenne de 7.6 ce qui conforme que le rejet est légèrement alcalin.

Selon ces résultats, on peut conclure que le pH varie dans la fourchette de valeurs admise par les normes algériennes de rejet des eaux usées urbaines.

3. La conductivité :

La figure (3.3) représente l'évolution de la conductivité en fonction.

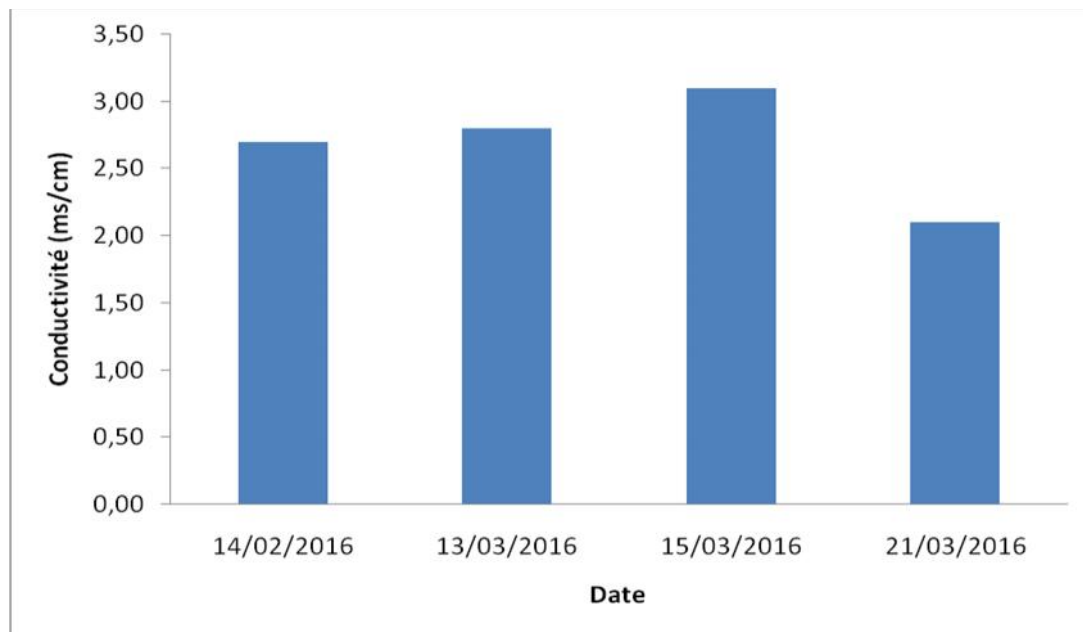


Figure 3.3 : Evolution de la conductivité en fonction du temps.

La conductivité électrique moyenne du rejet est de 2675 $\mu\text{s}/\text{cm}$ qui dépassent les normes Algérienne qui est de 1500 $\mu\text{s}/\text{cm}$, une conductivité électrique supérieure à 1500 $\mu\text{s}/\text{cm}$ fait considérer une eau comme difficilement utilisable dans les zones irriguées.

4. L'oxygène dissous :

La figure (3.4) représente l'évolution de l'oxygène dissous en fonction du temps.

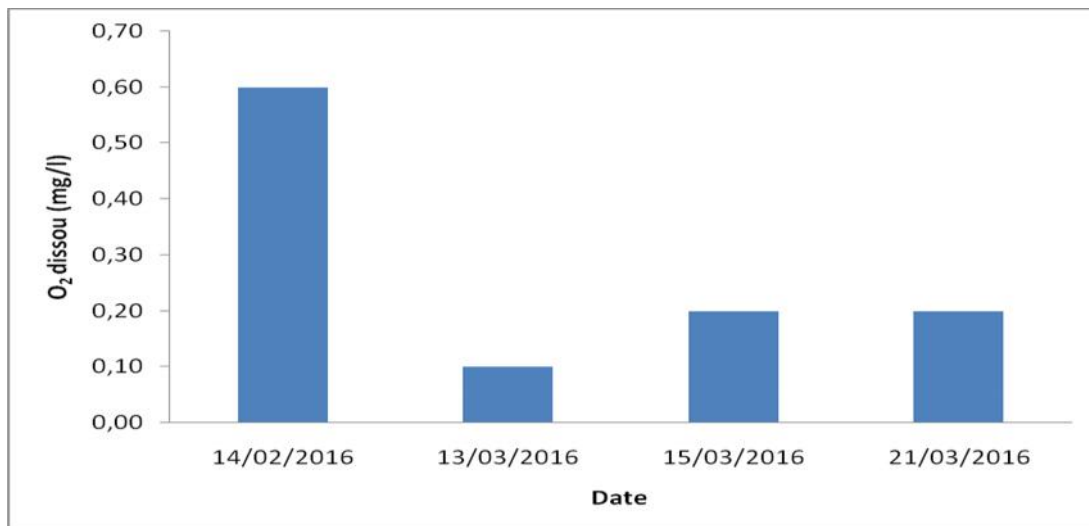


Figure 3.4 : Evolution de l'oxygène dissous en fonction du temps.

L'oxygène est toujours présent dans l'eau. Sa solubilité est en fonction de la pression partielle dans l'atmosphère et de la salinité, la teneur en oxygène dissous dans les eaux usées est comprise entre 0.10 et 0.60 mg/l. Les faibles valeurs de l'oxygène dissous sont dues à la présence des matières organiques oxydables, des organismes et des germes aérobies.

6. Les matières en suspension (MES) :

La figure (3.5) représente l'évolution des matières en suspension en fonction du temps.

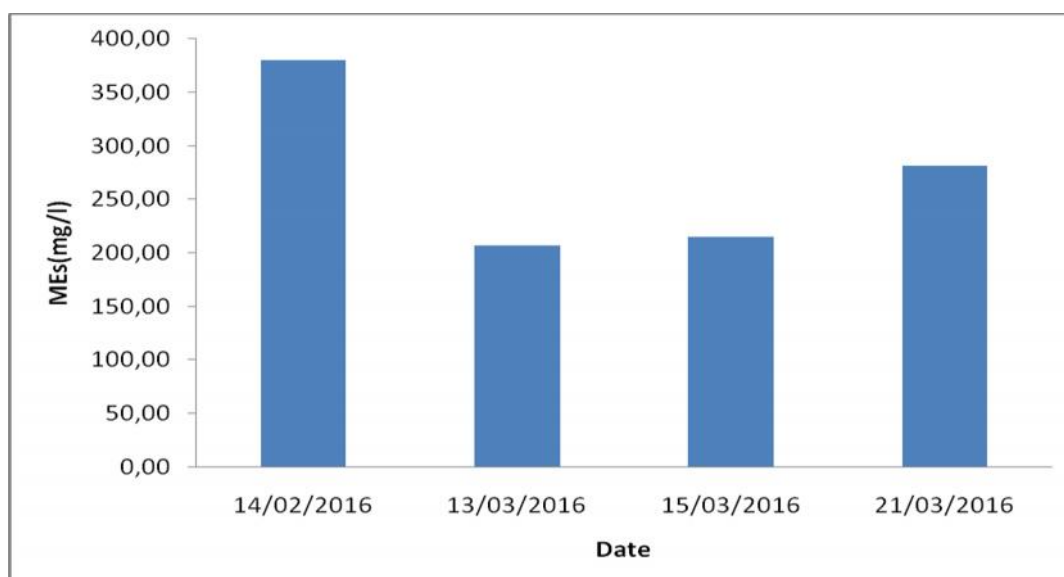


Figure 3.5 : Evolution des MES en fonction du temps.

Les matières en suspension varient de 207 à 382 mg/l qui sont des teneurs très élevées et dépassent la norme recommandée par des normes algériennes des eaux de rejet qui est de 30 mg/l.

Les MES de ces eaux sont variables, elles sont fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, des travaux et des rejets. Ces teneurs peuvent empêcher la pénétration de la lumière, diminuer l'oxygène dissous et limiter alors le développement de la vie aquatique, en créant des déséquilibres entre les diverses espèces.

3.7.2. Les paramètres de pollution :

1. La demande biochimique en oxygène :

La demande biochimique en oxygène (DBO_5) exprime la consommation potentielle d'oxygène des principaux polluants (MES, microorganismes aérobies) d'un milieu récepteur. La figure (3.6) représente l'évolution de la DBO_5 en fonction du temps.

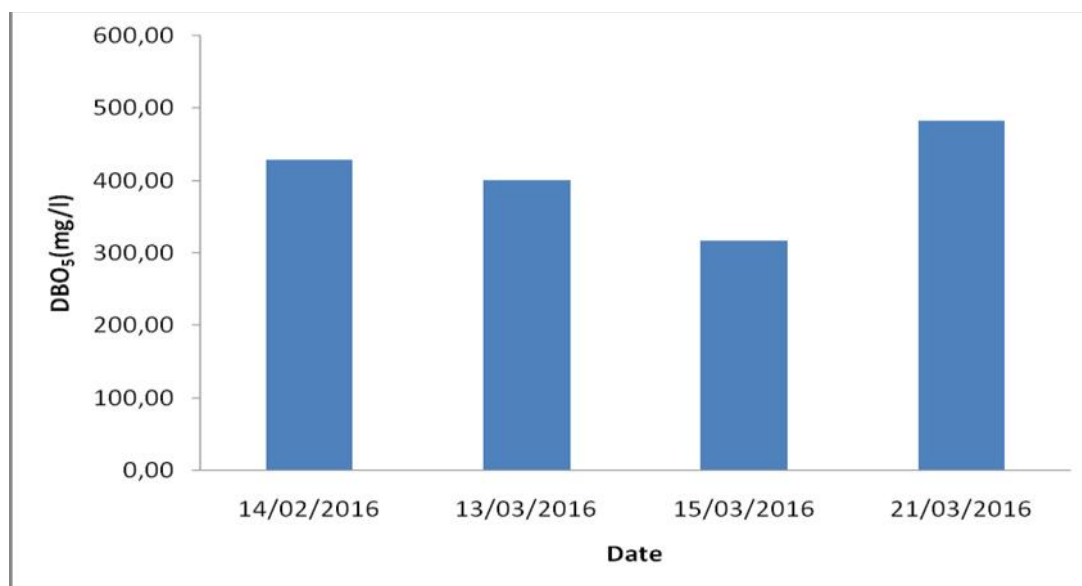


Figure 3.6 : Evolution de la DBO_5 en fonction du temps.

D'après l'histogramme de la figure (3.6), on constate des valeurs élevées de la DBO_5 qui sont comprises entre 317 et 482 mg/l par rapport à la norme Algérienne 35 mg/l, cela est due à la présence de la matière organique.

2. La demande chimique en oxygène :

La DCO est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydables dans les conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une

estimation des matières oxydables, quelle que soit leur origine organique ou minérale (fer ferreux, nitrite, ammonium, sulfure).

La figure (3.7) représente l'évolution de DCO en fonction du temps.

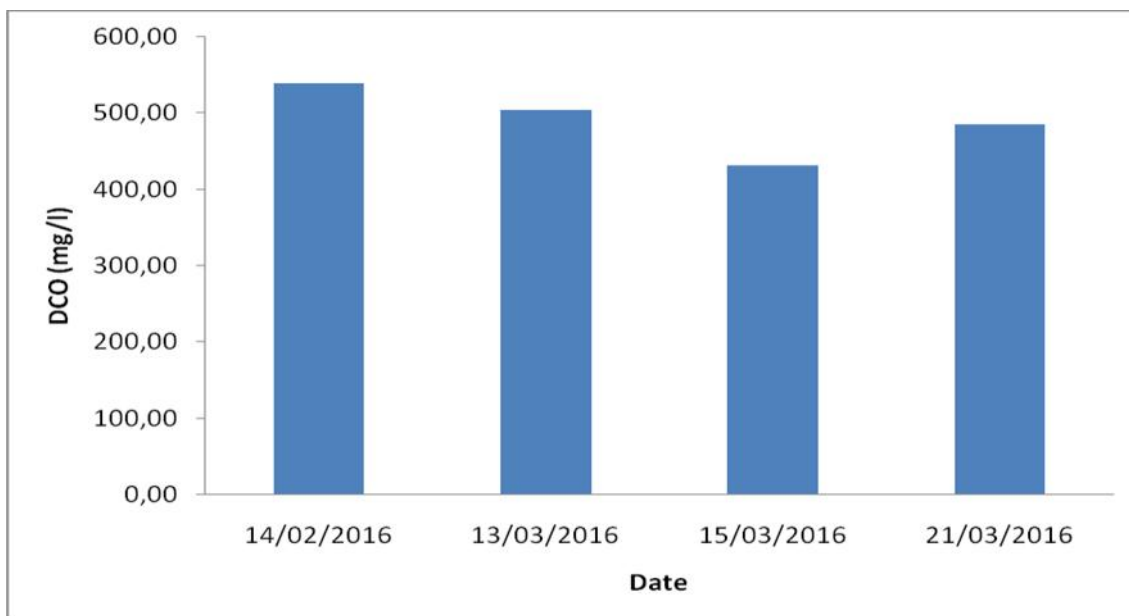


Figure 3.7 : Evolution de la DCO en fonction du temps.

On constate d'après l'histogramme de la figure (3.7) que le rejet atteint des valeurs très variables de la DCO (432-538 mg/l) et cela est dû à la variabilité de la composition du rejet. La valeur élevée de la DCO reflète la quantité importante de matières oxydables contenues dans le rejet.

3. l'ammonium NH_4^+ :

La figure (3.8) représente l'évolution de NH_4^+ en fonction du temps.

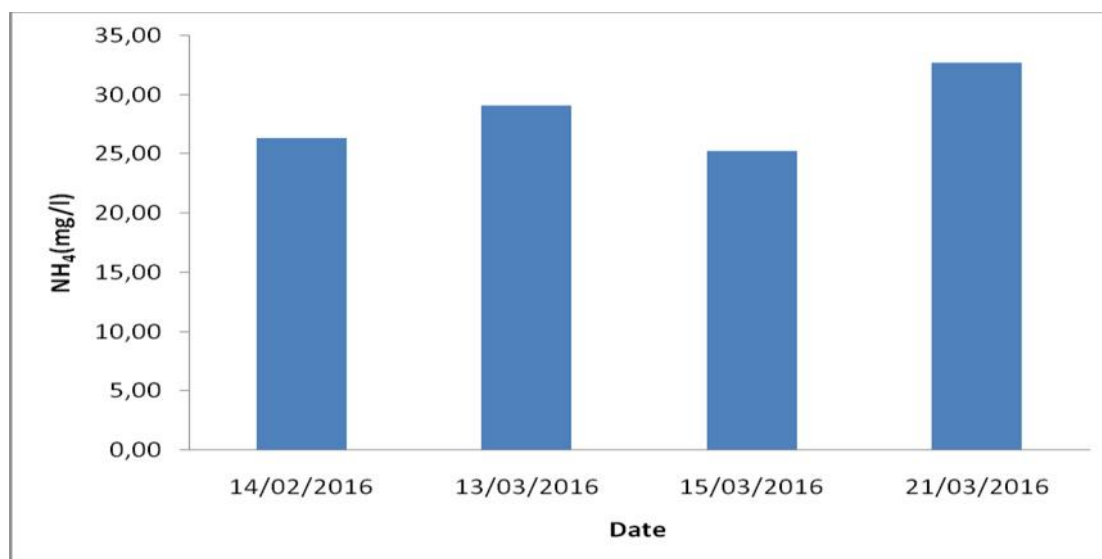


Figure 3.8 : Evolution de NH_4^+ en fonction du temps.

D'après les résultats obtenus (Tableau 3.3) on constate que le rejet atteint des valeurs en NH_4^+ entre 26,4 et 32,7 mg/l, parfois dépassent les normes Algérienne qui sont fixées de 30 mg/l, cela traduit par la présence des bactéries qui provoquent des processus de dégradation incomplète de la matière organique.

4. les nitrates NO_3^- :

La figure (3.9) représente l'évolution de NO_3^- en fonction du temps.

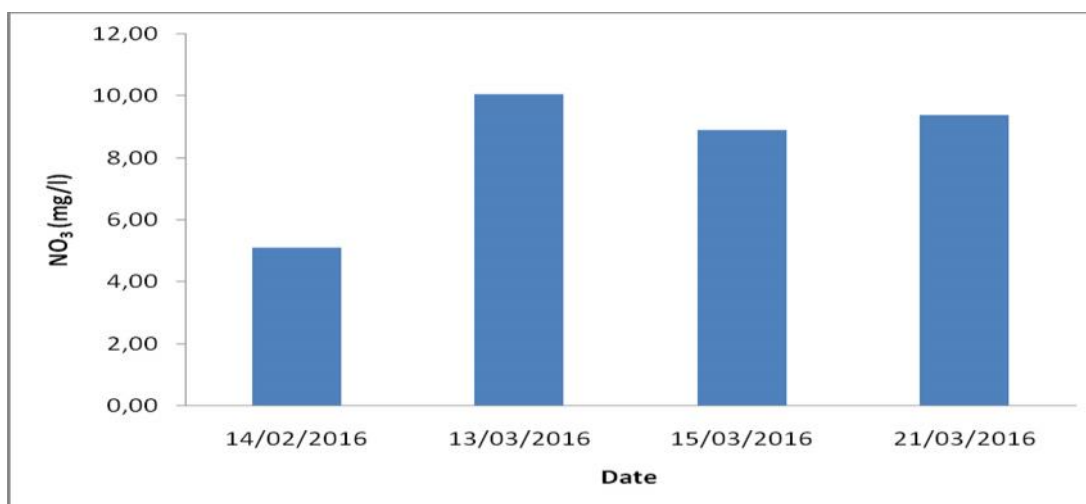


Figure 3.9 : Evolution de NO_3^- en fonction du temps.

On constate d'après l'histogramme de la figure (3.9) que les nitrates NO_3^- sont compris entre 5.1 et 10.06 mg/l, donc sont inférieurs par rapport aux normes algériennes qui sont fixées de 30 mg/l.

3. Les nitrites NO_2^- :

La figure (3.10) représente l'évolution de NO_2^- en fonction du temps.

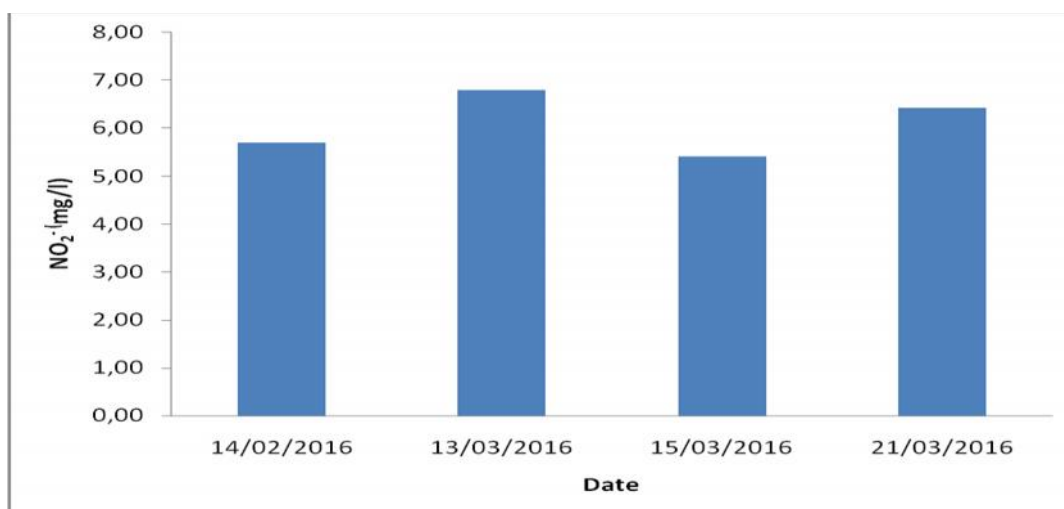


Figure 3.10 : Evolution de NO_2^- en fonction du temps.

On constate d'après l'histogramme de la figure (3.10) que les nitrites NO_2^- sont compris entre 5.42 et 6.80 mg/l par rapport aux normes algériennes qui sont fixées de 1 mg/l. Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniac, la nitrification n'étant pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiant.

6. Les phosphates PO_4^{3-} :

La figure (3.11) représente l'évolution de PO_4^{3-} en fonction du temps.

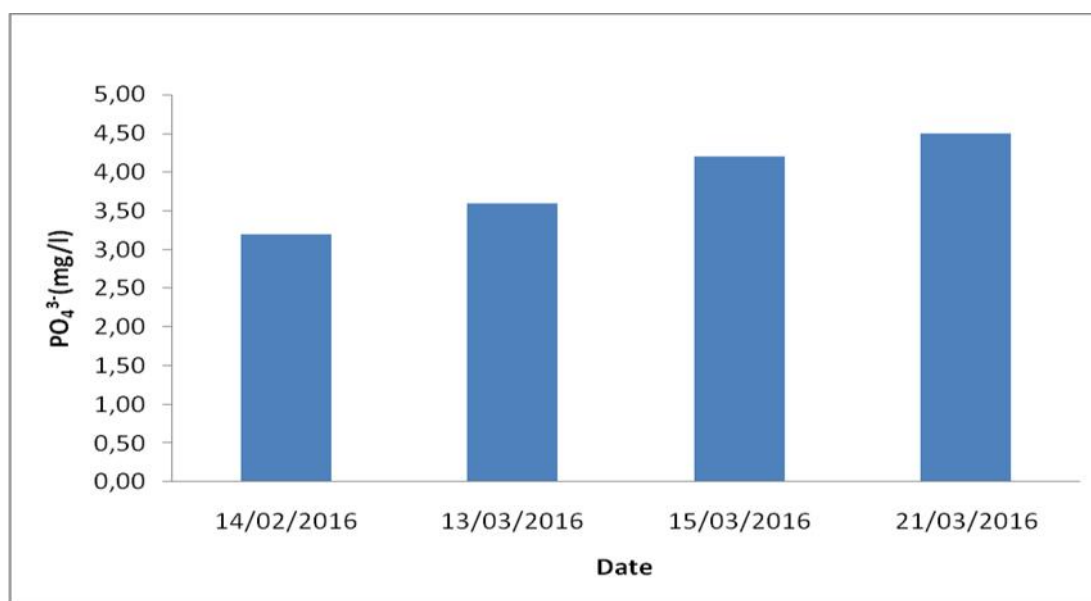


Figure 3.11 : Evolution de PO_4^{3-} en fonction du temps.

Des teneurs élevées en PO_4^{3-} (3.2-5.8mg/l) c'est des valeurs supérieures à la norme algérienne qui est fixée de 2 mg/l cela est du à la présence d'une eutrophisation ce qui traduit par une multiplication des algues et du plancton qui réduit le passage de la lumière, accroît la consommation d'oxygène et s'accompagne d'une modification profonde de la faune.

3.5.3. La Minéralisation globale :

La minéralisation est indiquée par les paramètres tel que :

1. Le calcium Ca^{2+} :

La figure (3.12) représente l'évolution de Ca^{2+} en fonction du temps.

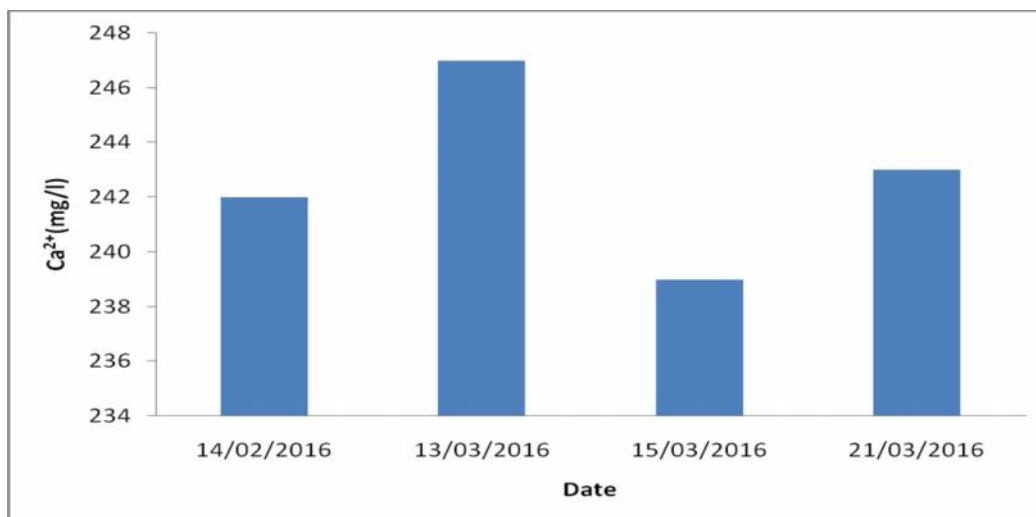


Figure 3.12 : Evolution de Ca²⁺ en fonction du temps.

On constate d'après l'histogramme de la figure (3.12), que le Ca²⁺ a des valeurs comprises entre 239 et 247 mg/l, dépassent les normes Algériennes qui sont de 200 mg/l, sa teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés.

2. Le magnésium Mg²⁺ :

La figure (3.13) représente l'évolution de Mg²⁺ en fonction du temps.

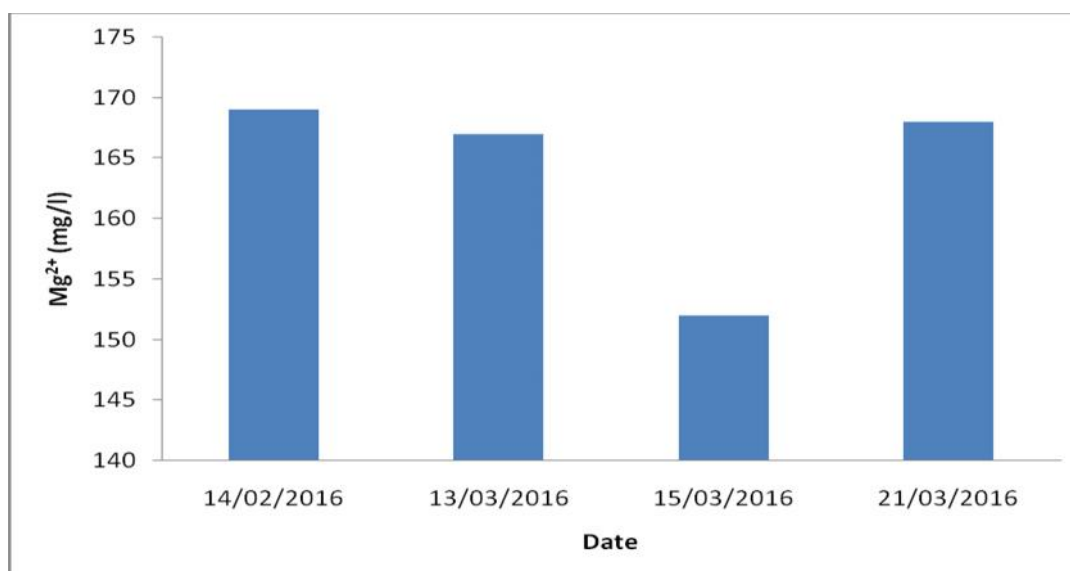


Figure 3.13 : Evolution de Mg²⁺ en fonction du temps.

On constate d'après l'histogramme de la figure (3.13), le Mg²⁺ a des valeurs comprises entre (152-169 mg/l), ces valeurs dépassent les normes Algériennes qui est de 50 mg/l, sa teneur varie essentiellement suivant la nature des terrains traversés.

Chapitre 4
Traitement des eaux
usées urbaines par
l'électrocoagulation

4.1. Introduction :

L'étude s'inscrit dans le cadre d'une recherche globale portant sur la faisabilité du procédé d'EC, pour la réduction de turbidité contenue dans une eau usée urbaine, d'où l'objectif fondamental est :

- De définir les domaines d'application ainsi que les limites et les contraintes d'utilisation de ce procédé.
- D'essayer de comprendre les mécanismes impliqués dans l'élimination de turbidité par (EC), ainsi les phénomènes électrochimiques.
- Evaluation des performances et l'optimisation du procédé.

4.2. Dispositif expérimental :

Les essais d'EC ont nécessité une installation plus conséquente (figures 4.1 et photo 4.1), qui comporte les éléments suivants :

- Un réacteur en verre (bécher) de 250 ml de volume et 6 cm de diamètre (figure 4.2).
- Deux électrodes en fer (ou en aluminium), 1 anode et 1 cathode, sous forme de plaques planes ayant les dimensions suivantes : longueur $L = 20$ cm, largeur $l = 4$ cm, épaisseur $e = 1$ mm. Elles sont placées dans la cellule parallèlement en position verticale plongées dans une eau usée dont la surface émergée est de 56 cm^2 pour chaque électrode, et la distance séparant les électrodes est de 2 cm ; cette valeur faible permet de limiter la chute ohmique, la forme plane des électrodes permet un montage et un nettoyage faciles des plaques [32].

Les électrodes en fer et en aluminium ont été employés en tant qu'une anode sacrificatoire parce qu'elles sont non toxiques, bon marché, facilement disponible et efficace.

- Un générateur de courant type **MCP lab electronics /MODEL : M10-TP3003L**.
- ampèremètre de type **CHAUVIN ARNOUX / C.A 401 AMPMETER**.
- voltmètres de type **CHAUVIN ARNOUX / C.A 402 VOLTMETER**.
- Chronomètre.
- Une balance de type **KERN440-35NM**.
- agitateur magnétique de type **VELP / SCIENTIFICA** dont l'intensité de l'agitation est de 60 tr/min, ce qui permet de faciliter la floculation et éviter le cisaillement des floes

- barreau magnétique assurant le brassage de l'échantillon.

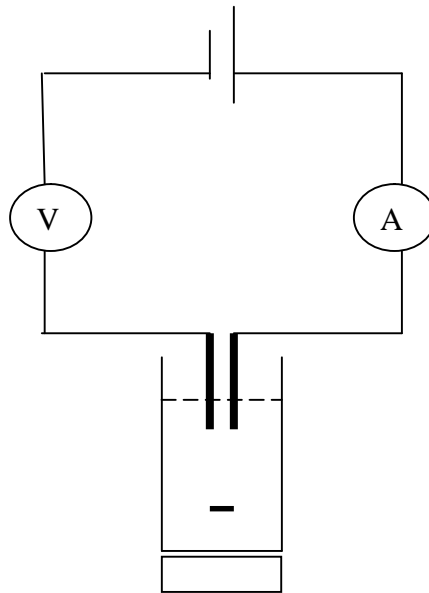


Figure 4.1 : schéma de dispositif expérimental.

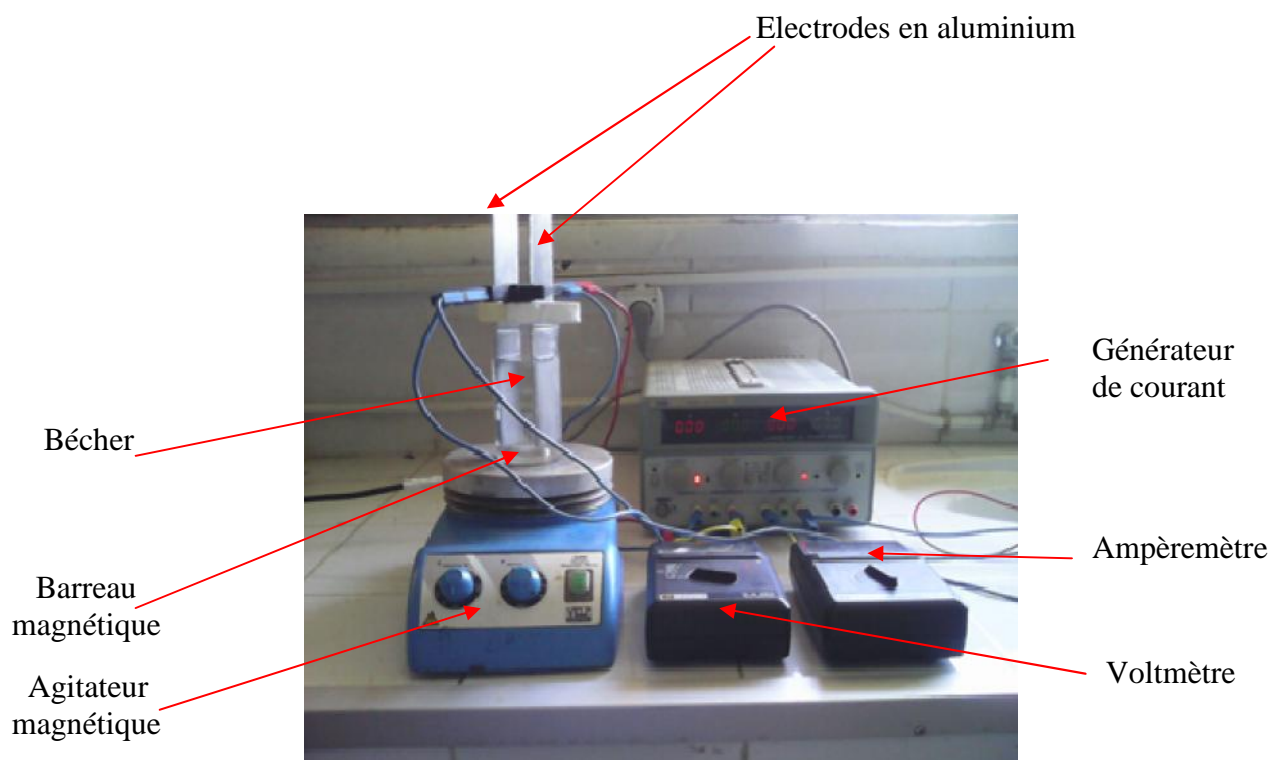


Photo.4.1: dispositif expérimental.

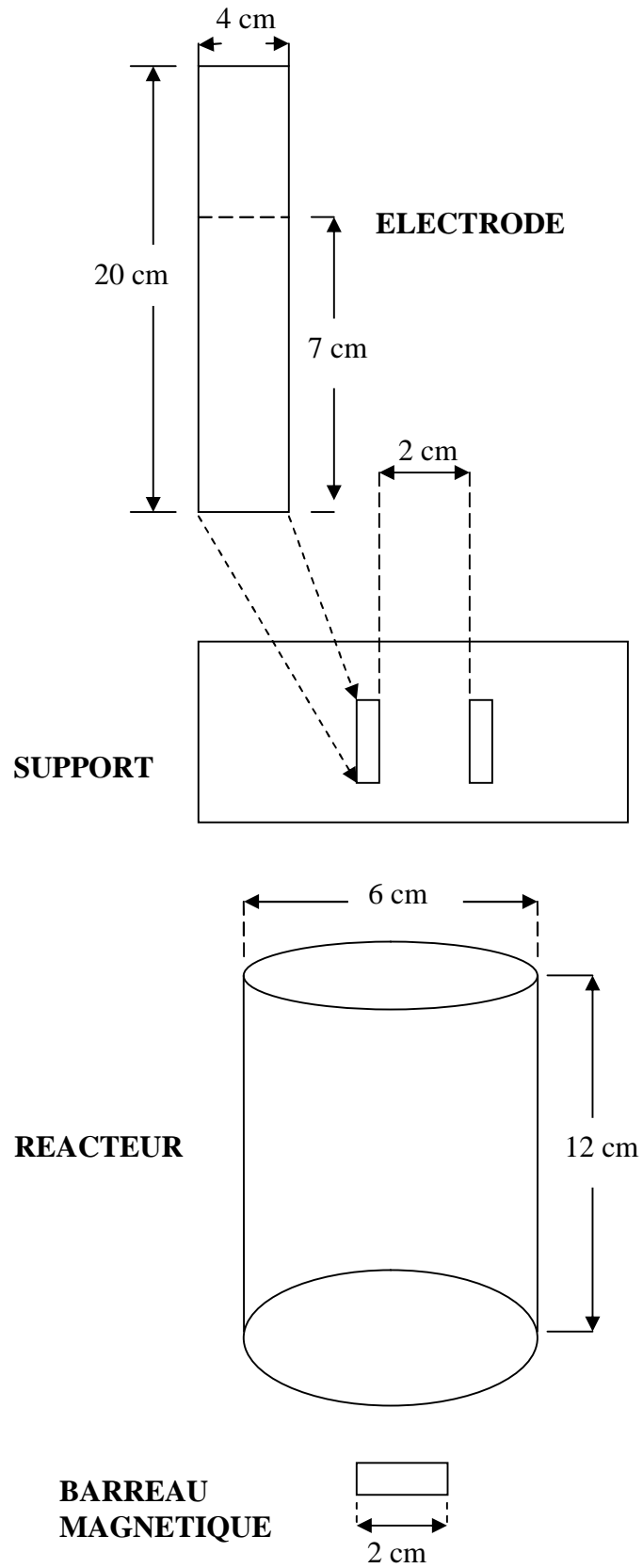


Figure 4.2 : Dimensionnement du dispositif expérimental.

4.3. Nature des électrodes :

Les électrodes utilisées dans notre travail sont en aluminium et en fer.

Les électrodes en fer fourni par PROMETAL de Miliana, constitué d'un acier doux, de nuance européenne EN10209, DC06EK. La composition chimique de ce métal est donnée dans le tableau (4.1) :

Tableau 4.1. Composition chimique de l'acier de type DC06EK.

Elément	C	Si	Mn	P	S	Al	Fe
Pourcentages %	0,042	0,01	0,22	0,009	0,005	0,029	Balance

Les électrodes en aluminium fourni par entreprise national d'aluminium de la zone industrielle de la wilaya de Ain defla, la composition chimique de ce métal est donnée dans le tableau (4.2) :

Tableau 4.2. Composition chimique d'aluminium.

Elément	Al	Mn	Cu	Si	Mg	Zn	Fe	Ti
Pourcentages %	84	0,50	0,10	0,40	0,45	0,20	0,40	0,15

4.4. Réactifs utilisés :

La soude (1N) et l'acide sulfurique (1N), utilisés pour l'ajustement du pH. Les solutions de ces réactifs sont préparées dans l'eau distillée.

4.5. Méthodes d'analyse :

Les différentes analyses effectuées au cours des essais expérimentaux sont les suivantes :

4.5.1. La mesure de turbidité :

La turbidité est mesurée à l'aide d'un turbidimètre de type «**WTW Turb 555IR**». Les pourcentages de réduction de la turbidité sont calculés à partir de la relation suivante [3]:

$$R \% = \frac{(tur_i - tur_f)}{tur_i} \times 100 \quad (\text{Eq 4.1})$$

Où :

tur_i : la turbidité initiale (avant traitement).

tur_f : turbidité finale (après traitement).

4.5.2. Le pH :

Les mesures du pH sont réalisées par un pH mètre de type «**WTW Multi 340i /pH-électrode Sen Tix 41-3**».

4.5.3. La conductivité :

Les mesures de la conductivité ont été réalisées par un conductimètre de type «**WTW Multi 340i /7etraCon** ».

4.6. Paramètres influençant le traitement :

4.6.1. Influence du temps d'électrocoagulation :

Le temps est un facteur très important dans l'électrocoagulation, c'est au cours duquel qu'on peut déterminer la quantité du coagulant délivrée, ainsi la performance de l'électrocoagulation, autrement dit c'est le temps nécessaire pour avoir un maximum d'élimination [3]. Pour exprimer son effet, on suit le protocole expérimental suivant :

1. Protocole expérimental :

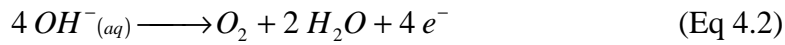
Dans ces expériences, une prise d'essai de 200 ml de l'eau à traiter (eau usée urbaine) est disposée dans la cellule d'électrolyse. Les deux électrodes (en fer ou en aluminium) après les avoir nettoyées (voir Annexe) et pesées, sont plongées dans le réacteur, et fixées l'un à côté de l'autre à une distance de 2 cm. Ensuite elles sont reliées au générateur de courant à l'aide des fils électrique, à travers un ampèremètre et un voltmètre, réglé à une intensité de courant de 1 A et d'une tension de 10,1 V pendant un temps d'électrolyse variant entre 5 et 70 min. La solution est maintenue à une agitation de 60 tours par minute. A la fin de chaque expérience, on prélève un échantillon d'environ 50 ml à l'aide d'une pipette. Les mesures du pH et de la conductivité sont effectuées immédiatement. Après 20 minute de décantation, on mesure la turbidité.

Le nettoyage des électrodes s'effectue après chaque essai, on doit les sécher avec un papier absorbant après, on les pèse.

2. Description visuelle du procédé :

Les phénomènes remarquables pour toutes les expériences sont :

1. Dégagement des bulles de gaz d'oxygène à l'anode suivant la réaction :



2. Dégagement des bulles de gaz d'hydrogène à la cathode suivant la réaction :



3. Présence d'une coloration rouille pour les électrodes en fer.

3. Résultats et Discussion :

Les résultats expérimentaux en turbidité sont présentés sous forme d'abattement qui est exprimé en pourcentage (%). Les résultats obtenus sont portés dans les Tableaux 4.2 et 4.3 (Voir tableaux 2.1 et 2.2 en Annexe 2). Les courbes établies sont représentées par les figures (4.3), (4.4) et (4.5).

Tableau 4.3 : Variation de taux de réduction de la turbidité en fonction du temps d'électrocoagulation (électrodes en aluminium).

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
pH	7,17	7,21	7,30	7,39	7,44	7,51	7,57	7,59	7,62	7,63	7,66	7,67	7,74	7,95	7,98
Cond (µs/cm)	1604	1685	1697	1740	1746	1760	1763	1767	1769	1771	1774	1781	1785	1789	1795
Turbidité(NTU)	1413	41,83	39,91	38,90	38,80	37,92	37,64	32,40	32,19	22,61	22,59	22,54	22,51	22,53	22,49
% de réduction	0	97,03	97,24	97,25	97,28	97,31	97,33	97,70	97,72	98,39	98,40	98,40	98,40	98,40	98,40

Tableau 4.4: Variation de taux de réduction de la turbidité en fonction du temps d'électrocoagulation (électrodes en fer).

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
pH	7,17	6,93	6,96	6,98	7,09	7,16	7,17	7,19	7,23	7,35	7,39	7,40	7,46	7,59	7,74
Cond (µs/cm)	1604	1704	1715	1724	1736	1753	1756	1757	1761	1766	1768	1772	1774	1777	1781
Turbidité(NTU)	1413	45,4	43,4	42,90	39,91	38,83	37,74	37,70	37,64	37,57	37,54	37,51	37,56	37,58	38,04
%de réduction	0	96,78	96,92	96,96	97,17	97,25	97,32	97,33	97,33	97,34	97,34	97,34	97,34	97,34	97,30

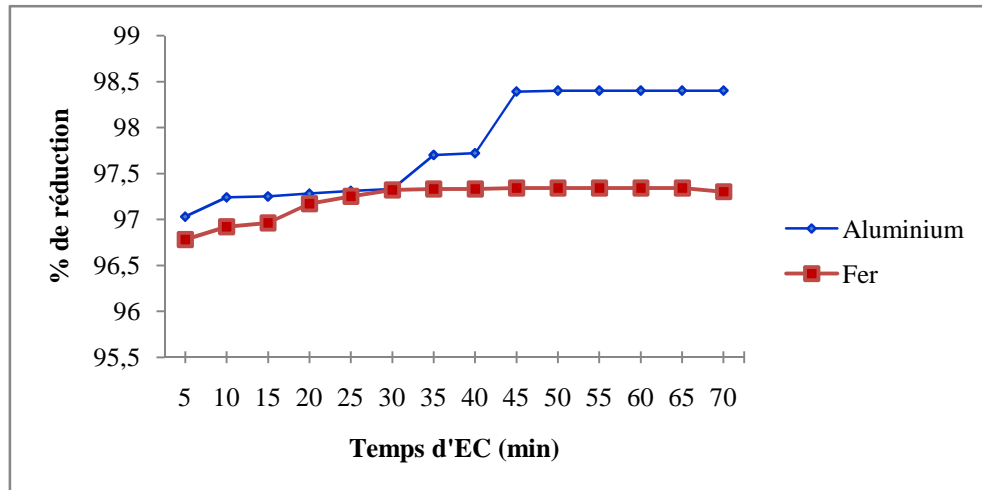


Figure 4.3 : Variation des taux de réduction de la turbidité en fonction du temps d'électrocoagulation.

*La figure (4.3) montre la cinétique d'abattement de la turbidité. Il apparaît qu'au cours de 5 premières minutes de l'électrocoagulation on a un considérable abattement de la turbidité 97,24 % pour l'aluminium et 96,67 % pour le fer. L'augmentation rapide de la vitesse d'abattement pourrait être liée à une concentration critique du coagulant dissous, cela permet de déstabiliser les matières colloïdales et conduit à la formation des floccs plus dense. L'augmentation du temps d'électrolyse donne de meilleurs résultats dont l'efficacité de traitement peut atteindre 98,40 % pour l'aluminium après 45 minutes, on observe bien un palier à partir de ce temps et un palier à 30 mn avec une réduction de 97,2 % pour le fer.

La diminution de la turbidité au cours du temps peut être expliquée par la loi de faraday qui affirme que la quantité du métal dissoute augmente au cours du temps, ce qui permet d'augmenté la quantité de coagulant formée dans la solution et par conséquent une formation progressive des floccs et enfin éliminer les polluants.

$$m = \frac{I.t.M}{n.F} \quad [3]. \quad (\text{Eq 4.4})$$

- m : masse du métal dissous ou de gaz formé (g).
- I : Intensité du courant en A.
- t : Temps d'électrolyse en S.
- M : Poids moléculaire de l'élément considéré (g.mol^{-1}).
- n : Nombre d'électron mis en jeu dans la réaction
- F : constante de Faraday (96500 C.mol^{-1}).

Le palier observé à 30 *mn* peut-être expliqué par le fait que le maximum de réduction est atteint, alors on peut considérer que $t_{EC} = 30\text{mn}$ est l'optimum, cette durée de l'électrolyse est retenue pour le reste de travail.

*La figure (4.4) représente la variation du pH en fonction du temps d'électrolyse.

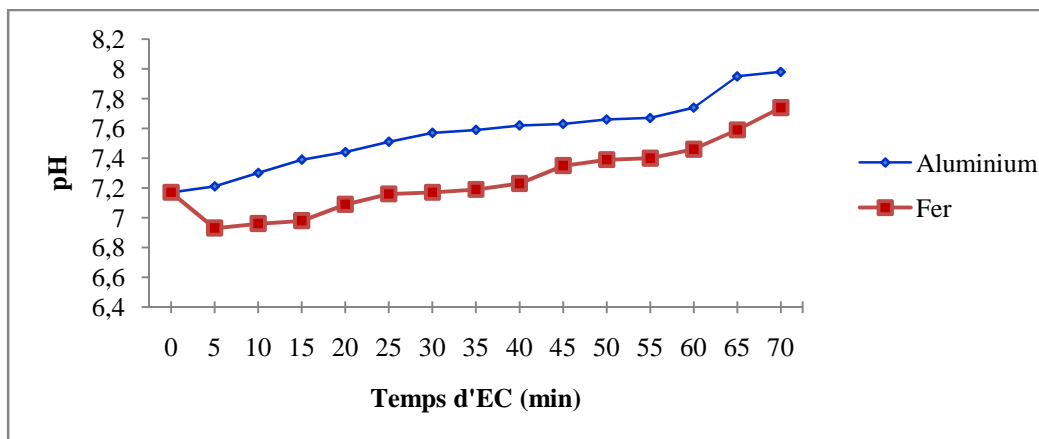


Figure 4.4: Variation du pH en fonction du temps d'électrocoagulation.

L'augmentation du pH après le traitement électrochimique (pour le fer et l'aluminium), de 7 à 8 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 figure (4.5) représente la variation de la conductivité électrique de la solution traitée en fonction du temps d'électrolyse.

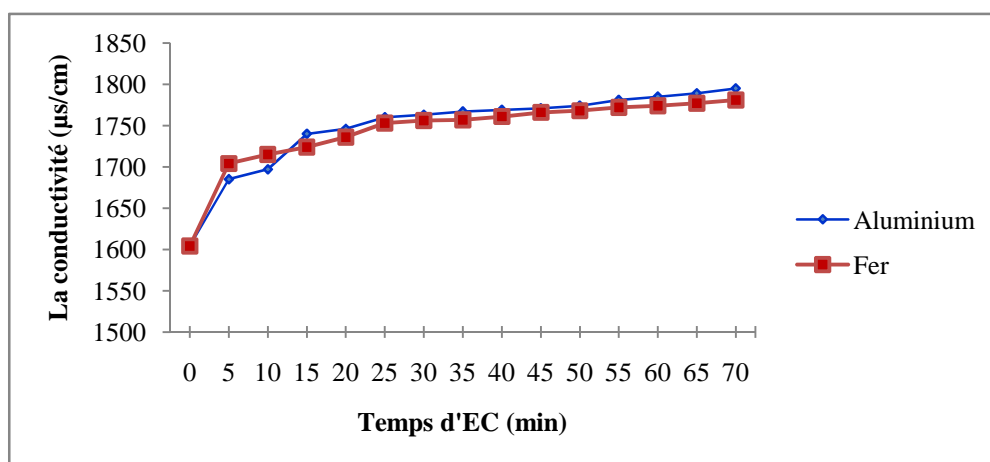
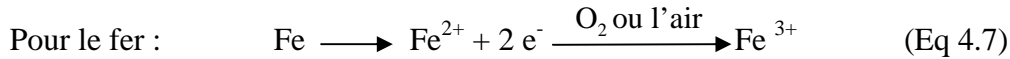
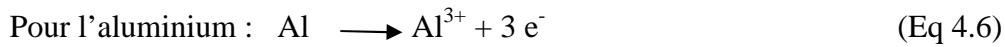
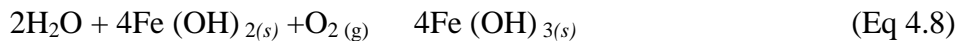


Figure 4.5: Variation de la conductivité en fonction du temps d'électrocoagulation.

On remarque une augmentation de la conductivité avec le temps cela est dû à la production des ions Al^{3+} et Fe^{3+} lors de dissolution du métal et cela au niveau de l'anode suivant les réactions suivantes :



En phase aqueuse, les ions Fe^{2+} sont oxydés en ions Fe^{3+} par l'oxygène dissous et on constate la formation d'hydroxyde ferrique $Fe(OH)_3$ de couleur rouille, selon la réaction :



4.6.2. Influence de pH sur l'électrocoagulation :

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 4 et 12, on ajoutant un acide (acide chlorhydrique) ou une base (la soude). Le temps de traitement électrochimique est fixé à 30 minutes avec un courant imposé de 1A et la distance entre les électrodes est de 2 cm. les résultats obtenus sont portés dans les Tableaux 4.5 et 4.6 (voir Tableaux 2.3 et 2.4 en Annexe 2) et sont représentés sur la figure (4.6).

Tableau 4.5: Variation des taux de réduction de la turbidité et le pH final en fonction de pH initial (électrodes en aluminium).

pH_{initial}	4	6	7	8	10	12
pH_{final}	5,64	7,52	7,64	8,31	9,35	10,55
Turbidité(NTU)	51,7	38,71	32,65	37,05	43,4	43,78
% de réduction	95,56	96,76	97,19	96,81	96,27	96,24

Tableau 4.6 : Variation des taux de réduction de la turbidité et le pH final en fonction de pH initial (électrodes en fer).

pH _{initial}	4	6	7	8	10	12
pH _{final}	6,4	7,19	8,73	8,35	9,24	10,4
Turbidité(NTU)	55,6	45,61	37,23	39,67	41,61	45,85
%de réduction	95,22	96,08	96,80	96,59	96,42	96,06

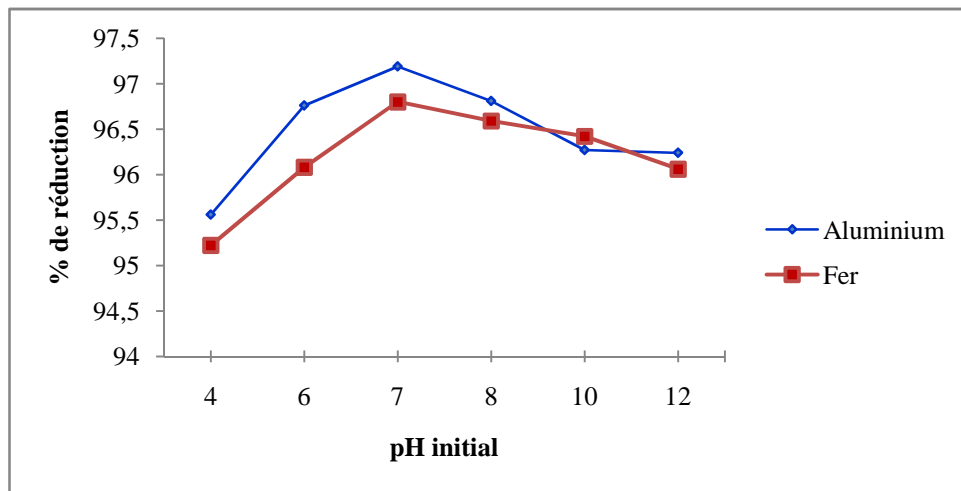


Figure 4.6 : Variation des taux de réduction de la turbidité en fonction de pH initial.

La figure (4.6) montre également l'abattement de la turbidité en fonction du pH initial. On observe un maximum d'élimination à pH = 7 (pH de l'eau usée) comme il est démontré par d'autres études :

- ↳ « L'électrocoagulation s'est avérée la plus efficace à pH 6.5 à 7.5, et elle moins efficace aussi bien au pH élevé (> 9) qu'au bas pH (< 5) » [33].
- ↳ « ...La performance du traitement dépend de la nature des polluants, avec la meilleure efficacité d'élimination près du pH neutre » [34].

Le maximum d'élimination obtenu à pH = 7 peut être expliqué comme suit :

A pH neutre, $Al(OH)_{3(s)}$ est la forme prédominante de l'aluminium comme il est montré dans les figures (2.2) et (2.3) des chapitres 2, et présente une solubilité minimale [35], par conséquent un bon agent adsorbant.

D'autre part, l'efficacité du traitement chute à partir du pH=8 (milieu basique). Par conséquent, cela peut être expliqué qu'à pH 8, les floes de l'hydroxyde d'aluminium sont moins réactifs et la floculation est moins efficace, avec la formation des floes de

petite taille, ce qui provoque la formation d'un dépôt sur l'anode (encrassement de l'anode) et l'augmentation de la chute ohmique.

Ces résultats montrent un taux d'abattement maximal de la turbidité de 97,19% (pour l'aluminium) et de 96,80% (pour le fer) est obtenue pour un pH 7.

Par ailleurs, il semble que l'utilisation d'électrodes d'aluminium conduit aux meilleurs résultats.

*La figure (4.7) représente la variation du pH final en fonction du pH initial.

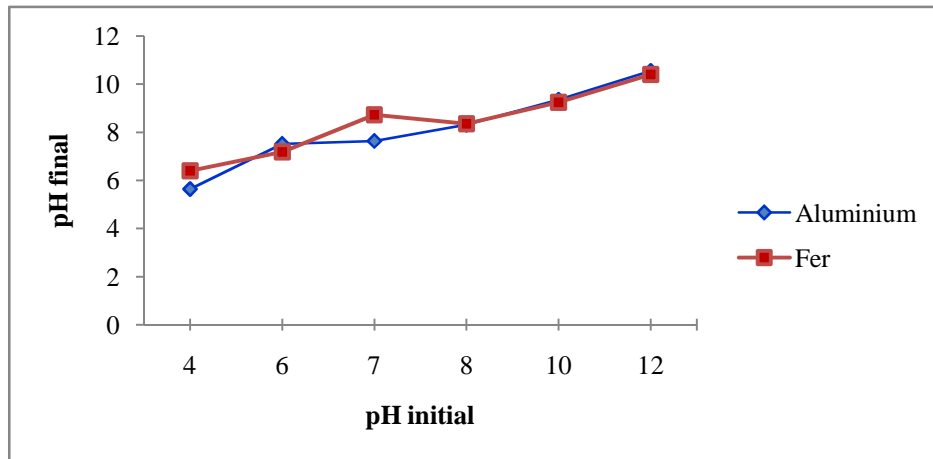
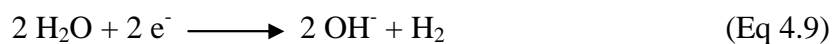


Figure 4.7 : Variation du pH en fonction de pH initial.

Les résultats montrent qu'au cours du traitement, le pH de l'eau traitée subit des augmentations jusqu'à un pH plus basique. Cette augmentation, quel que soit le matériau de l'électrode, est due à la production d'ions OH^- ou à l'évolution d'hydrogène à la cathode selon la réaction suivante :



Chen a expliqué cette augmentation du pH par le dégagement du CO_2 de l'eau usagée dû aux bulles H_2 [3].

En outre, la dissolution chimique de l'aluminium (réaction 2.2) consomme H^+ et provoque l'augmentation du pH.

4.6.3. Influence de l'intensité du courant :

Dans le processus d'électrocoagulation, l'intensité de courant est un paramètre critique, car c'est le seul paramètre opératoire qui peut être directement contrôlé. Il a été suggéré que l'intensité de courant détermine directement le taux de génération de bulles et le dosage de coagulant [3]. Pour étudier l'effet de l'intensité de courant sur la réduction de la turbidité, une série d'expériences a été effectuée, les paramètres suivants

sont maintenus constant : pH=7, temps d'électrocoagulation $t_{EC} = 30$ mn, et la distance inter-électrode $d = 2$ cm, l'intensité du courant a été variée de 0,2 à 3,5A. Les résultats sont répertoriés dans les tableaux 4.7 et 4.8 (voir Tableaux 2.5 et 2.6 en Annexe 2).

La figure (4.8) montre l'effet de l'intensité du courant sur la réduction de la turbidité.

Tableau 4.7 : Variation des taux de réduction en fonction de l'intensité de courant (électrodes en aluminium).

I(A)	0,2	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5
pH	7,01	7,13	7,17	7,35	7,51	7,68	7,95	8,35
Turbidité (NTU)	104,37	96,45	85,4	74,58	46,05	39,44	25,36	18,41
%de réduction	91,04	91,72	92,66	93,59	96,04	96,61	97,82	98,41

Tableau 4.8 : Variation des taux de réduction en fonction de l'intensité de courant (électrodes en fer).

I(A)	0.2	0.5	1	1.5	2	2.5	3	3.5
pH	7,46	7,65	7,67	7,73	7,94	7,95	8,27	8 ,65
Turbidité (NTU)	195,37	169,14	104,07	97,68	49,57	41,40	34,47	24,65
%de réduction	83,23	85,48	91,06	91,61	95,74	96,44	97,04	97,88

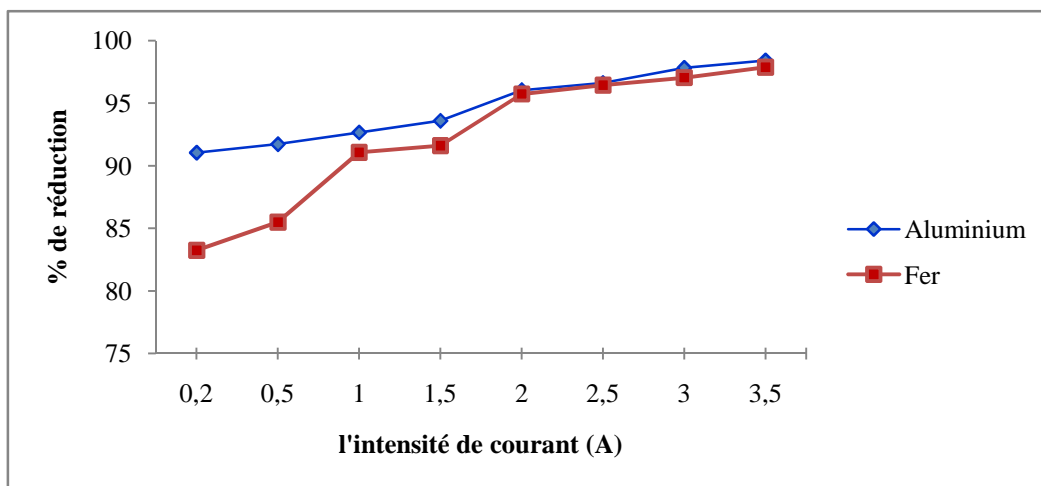


Figure 4.8 : Variation des taux de réduction de la turbidité en fonction de l'intensité de courant.

*La figure (4.8) montre qu'à plus faible intensité du courant 0,2 A, seulement 91% de la turbidité a été éliminée, contrairement à l'intensité du courant la plus élevée 3,5 A, on a une réduction de la turbidité de 98,41 %, cet écart peut être expliqué par la loi de FARADAY donc une augmentation de l'intensité de courant implique une augmentation de la quantité du coagulant (Al^{3+} ou Fe^{3+}) produite par la dissolution de l'anode en aluminium ou en fer. En effet, la quantité de coagulant produite à un temps fixe, dans la cellule d'électrocoagulation est liée au volume de la solution. Donc la présence du coagulant en solution contribue à une augmentation d'efficacité de réduction de turbidité. Les résultats obtenus ont prouvé que l'augmentation de l'intensité de courant conduit à améliorer l'efficacité de traitement, ce qui est également énoncé dans la littérature [3].

On est arrêtée à une intensité de 3,5 A car il est également recommandé de limiter l'intensité de courant afin d'éviter l'évolution excessive de l'oxygène aussi bien d'éliminer d'autres effets nuisibles, comme la génération de chaleur [3].

Selon nos expériences, une intensité de courant de 3,5 A (une densité de $62,5 \text{ mA/cm}^2$) semble être suffisante pour une meilleure floculation électrolytique et par un maximum d'abattement de turbidité 98,41 % pour l'aluminium et 97,88% pour le fer.

4.6.4. Influence de la distance inter-électrode:

Parmi les paramètres influençant l'électrocoagulation, la distance inter-électrode. Pour exprimer son effet, on fait varier la distance inter-électrode de 1 à 3,5 cm. Nous

avons fixé l'intensité de courant à 3,5 A pour une durée de traitement de 30 min, les résultats sont représentés dans les tableaux 4.9 et 4.10 (voire tableaux 2.7 et 2.8 en annexe 2). L'effet de la distance inter-électrode sur le taux de réduction de la turbidité est donné par la figure (4.9).

Tableau 4.9 : Variation des taux de réduction en fonction de la distance inter-électrode (électrodes en aluminium).

d(cm)	1	1,5	2	2,5	3	3,5
pH	9,11	8,10	8,06	7,69	7,64	7,60
Turbidité (NTU)	16,40	21,47	27,87	42,75	49,13	62,84
%de réduction	98,44	97,96	97,35	95,94	95,33	94,03

Tableau 4.10: Variation des taux de réduction en fonction de la distance inter-électrode (électrodes en fer).

d(cm)	1	1,5	2	2,5	3	3,5
pH	8,28	8,26	8,22	7,40	7,42	7,66
Turbidité (NTU)	18,01	26,47	29,65	49,31	49,59	64,95
%de réduction	98,29	97,48	97,18	95,32	95,29	93,83

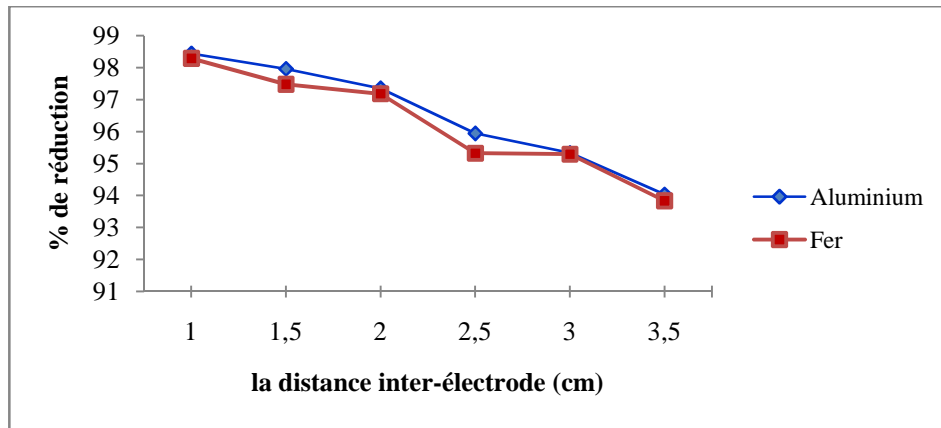


Figure 4.9 : Variation des taux de réduction de la turbidité en fonction de la distance inter-électrode.

La figure (4.9) montre que le taux de réduction de la turbidité est inversement proportionnel à la distance inter-électrode.

Lorsqu'on augmente la distance de 1 cm à 3 cm le taux de réduction diminue de 98,44 % à 94 %. Ce résultat peut être expliqué par le fait que la résistance Ohmique est proportionnellement liée à la résistance électrolytique, comme il est montré dans l'équation (Eq4.10) :

$$RI = \frac{d}{|S} * I \quad [3]. \quad (\text{Eq4.10})$$

}

- R : résistance électrolytique.
- d : distance interélectrode en cm .
- S : surface active des électrodes en cm^2 .
- $|$: conductivité de la solution en S/cm .
- I : intensité du courant en A .

Etant donné que les paramètres I , S , et $|$ sont constants, la résistance électrolytique est fonction de la distance inter électrode, d'où si la distance augmente la résistance augmente, cela empêche le passage du courant, en conséquence, la production du coagulant est minimale, par conséquent, une faible efficacité de réduction de turbidité.

La réduction de la turbidité des eaux usées urbaines de la ville d'Ain Defla est possible par le procédé d'électrocoagulation. Les paramètres de clarification sont regroupés dans le tableau suivant :

Tableau 4.11 : Les paramètres de clarification des eaux usées urbaines par l'électrocoagulation.

Le temps d'électrocoagulation	30 minutes
Le pH de l'eau traitée	7
L'intensité du courant	3,5 A
La distance interélectrode	1 cm

4.7. Analyse physico-chimique et bactériologique :

On se propose dans cette partie, de comparer les caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques de l'eau usée urbaine des différents traitements (la boue activée et l'électrocoagulation) afin de mettre en évidence l'efficacité de traitement.

4.7.1. Résultats d'analyse :

Les résultats sont répertoriés dans les tableaux (4.12), (4.13) et (4.14).

Tableau 4.12 : Les paramètres physico-chimiques.

Paramètres	Eau brute	Boue activée	Al	Fe
pH	7,10	7,42	7,48	7,25
T (°C)	20,2	20,4	24,6	25,2
Cond (µ/cm)	1647	1695	1761	1724
O₂ (mg/l)	0,7	7,9	8,8	8,5
MES (mg/l)	274,0	24,4	4,4	6,3
Turbidité (NTU)	1092,28	98,6	8,41	23,95
% de réduction	0	90,97	99,23	97,80

Tableau 4.13 : Paramètres de pollution.

Paramètres	Eau brute	Boue activée	Al	Fe
NH_4^+ (mg/l)	20,7	1,2	0,3	0,9
NO_2^- (mg/l)	0,9	0,5	0,1	0,2
NO_3^- (mg/l)	15,7	3,8	0,5	1,2
PO_4^{3-} (mg/l)	2,8	1,9	1,2	1,4
DCO (mg/l)	503,0	41,01	22,7	25,8
% de réduction	0	91,84	95,48	94,87
DBO ₅ (mg/l)	385,0	9,9	2,3	6,6
% de réduction	0	97,42	99,40	98,28

Tableau 4.14. Résultats d'analyse bactériologique :

Paramètres	Eau brute	Eau épuré	Al	Fe
Coliformes totaux (germes/100 ml)	>240	4	4	12
Coliformes fécaux (germes/100 ml)	160	3	2	13
Streptocoques totaux (germes/100 ml)	54	1	1	6
Streptocoques fécaux (germes/100 ml)	35	<1	<1	3
Clostridium (germes/100 ml)	43	Absence	Absence	<1
Vibrion (germes/100 ml)	22	Absence	Absence	Absence

On constate que :

- L'augmentation de pH 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.
- La température augmente à cause de la présence du courant électrique.

-La conductivité augmente après un traitement d'électrocoagulation cela est dû à la présence des ions Al^{3+} et Fe^{3+} lors de dissolution du métal et cela au niveau de l'anode.

-Ces résultats montrent que le traitement par l'électrocoagulation avec des électrodes en aluminium ou en fer, entraîne une diminution importante de la turbidité puisque qu'elle passe de 1092,28 à 8,41 NTU pour l'aluminium et à 23,95 NTU pour le fer. Par ailleurs, les eaux usées traitées par la boue activée présentent une turbidité élevée 98,6 NTU.

En plus de la réduction de la turbidité, ce traitement a permis de réduire un certains nombre de substances telle que : la DCO, de 503 à 22,7 mg/l pour l'aluminium, à 25.8 mg/l pour le fer et à 41 mg/l pour la boue activée. La DBO₅, de 385,0 à 2,3 mg/l pour l'aluminium, à 6,6 mg/l pour le fer et à 9,9 mg/l pour la boue activée.

-Le champ électrique créé entre les électrodes qui joue un rôle très important ; il aurait un effet bactéricide sur l'ensemble des microorganismes présents dans le milieu.

-L'efficacité de traitement avec les deux types d'électrodes (Al, Fe) est très proche, mais la concentration de l'aluminium qui participe à la floculation est plus grande que la concentration du fer.

-Une réduction importante pour les ions NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- et PO_4^{3-} pour le traitement biologique et le traitement électrochimique mais le traitement par électrode en aluminium est le meilleur.

4.7.2. Le rendement faradique et la quantité d'électricité consommée :

1. Le rendement faradique :

Le rendement est donné par la relation suivante :

$$R = \frac{m_{\text{exp}}}{m_{\text{thé}}} \cdot 100$$

➤ Pour l'aluminium :

↳ La masse théorique :

$$m_{\text{thé}} = \frac{I \cdot t \cdot M}{n \cdot F}$$

$$m_{\text{thé}} = \frac{3,5 \cdot 1800 \cdot 26,98}{3 \cdot 96500}$$

$$m_{\text{thé}} = 0,58 \text{ g}$$

-À l'anode :

1. La masse expérimentale anodique :

$$m_{\text{exp}} = m_1 - m_2$$

$$m_{\text{exp}} = 43,57 - 43,09$$

$$m_{\text{exp}} = 0,48 \text{ g}$$

2. Le rendement anodique :

$$R_{\text{anode}} = \frac{m_{\text{exp}}}{m_{\text{thé}}} \cdot 100$$

$$R_{\text{anode}} = \frac{0,48}{0,58} \cdot 100$$

$$R_{\text{anode}} = 82,75\%$$

-À la cathode :

1. La mass expérimentale cathodique :

$$m_{\text{exp}} = m_1 - m_2$$

$$m_{\text{exp}} = 43,24 - 42,85$$

$$m_{\text{exo}} = 0,39 \text{ g}$$

2. Le rendement cathodique :

$$R_{\text{cathode}} = \frac{m_{\text{exp}}}{m_{\text{thé}}} \cdot 100$$

$$R_{\text{cathode}} = \frac{0,39}{0,58} \cdot 100$$

$$R_{\text{cathode}} = 67,24\%$$

➤ Pour le fer :

↪ La masse théorique :

$$m_{\text{thé}} = \frac{I \cdot t \cdot M}{n \cdot F}$$

$$m_{\text{thé}} = \frac{3,5 \cdot 1800 \cdot 55,84}{2 \cdot 96500}$$

$$m_{\text{thé}} = 1,82 \text{ g}$$

-À l'anode :

1. La mass expérimentale anodique :

$$m_{\text{exp}} = m_1 - m_2$$

$$m_{\text{exp}} = 105,80 - 104,54$$

$$m_{\text{exo}} = 1,26 \text{ g}$$

2. Le rendement anodique :

$$R_{\text{anode}} = \frac{m_{\text{exp}}}{m_{\text{thé}}} \cdot 100$$

$$R_{\text{anode}} = \frac{1,26}{1,82} \cdot 100$$

$$R_{\text{anode}} = 69,23\%$$

-À la cathode :

1. La mass expérimentale cathodique :

$$m_{\text{exp}} = m_1 - m_2$$

$$m_{\text{exp}} = 107,50 - 106,31$$

$$m_{\text{exp}} = 0,68 \text{ g}$$

Le rendement cathodique :

$$R_{\text{cathode}} = \frac{m_{\text{exp}}}{m_{\text{thé}}} \cdot 100$$

$$R_{\text{cathode}} = \frac{1,19}{1,82} \cdot 100$$

$$R_{\text{cathode}} = 65,38\%$$

2. L'énergie consommée :

$$E = \frac{I \cdot U \cdot t_{EC}}{V}$$

$$E = \frac{3,5 \cdot 17,5 \cdot 0,5}{200 \cdot 10^{-6}}$$

$$E = 153125 \text{ KW} \cdot \text{h} / \text{m}^3$$

Conclusion générale

La qualité naturelle des eaux peut être altérée par l'activité humaine. La détérioration de la qualité de l'eau est due à la présence des sels minéraux en grandes quantités et/ou matières organiques qui doivent être réduits ou éliminés complètement.

Avec le développement rapide de l'industrie moderne, la contamination de l'environnement est devenue de plus en plus grave ou de nombreux déchets industriels ont cruellement pollué l'environnement naturel qui était très adéquat à l'habitation humaine dans le passé. Les rejets polluants restent un problème sérieux dans plusieurs pays du monde, pour l'élimination du potentiel de perturbation environnementale dans une perspective de développement durable, la dépollution des eaux et la valorisation des résidus sont des objectifs importants des pays industrialisés et des pays en voie de développement. Pour y parvenir des technologies de traitement doivent être développées permettant ainsi de préserver l'environnement.

L'objectif de ce travail était d'étudier et de démontrer l'intérêt de l'électrocoagulation pour le traitement des eaux usées urbaines.

L'électrocoagulation est un procédé d'électrolyse à anodes solubles. En imposant un courant électrique entre les électrodes, et selon la nature des anodes, qui sont en général soit des plaques de fer ou d'aluminium, des ions de fer (Fe^{3+}) ou d'aluminium (Al^{3+}) sont libérés. Cette technique s'adapte au traitement des effluents liquides chargés en métaux lourds, colorants, matière organique et colloïdes. L'avantage par rapport à la coagulation-floculation chimique est que les floes sont plus compacts et par conséquent les boues produites sont en quantité plus faible.

Le traitement des eaux usées urbaines par électrocoagulation, s'est avéré être très efficace pour l'abattement de la turbidité, on a obtenu des résultats de traitement très satisfaisant avec des rendements d'abattement supérieur à 98%.

En électrocoagulation les phénomènes suivants sont observés :

1. Dégagement des bulles de gaz d'oxygène à l'anode.
2. Dégagement des bulles de gaz d'hydrogène à la cathode.
3. Présence d'une coloration rouille pour les électrodes en fer

L'évaluation des paramètres opératoires a montré l'effet du temps d'électrolyse, l'intensité du courant, le pH de l'eau usée et la distance interélectrode sur l'efficacité de la réduction de la turbidité.

-Les meilleures réductions de turbidité sont obtenues au bout de 30 mn.

-La production des ions hydroxydes (OH^-) au voisinage de la cathode fait que le pH augmente régulièrement au cours du processus, pour éviter l'encrassement de l'anode de préférence le pH optimal doit se situer à 7 d'où le résultat obtenu.

-L'augmentation de l'intensité du courant accélère la floculation et accroît la déperdition énergétique, une forte densité du courant est expliquée par une vitesse de dissolution du coagulant plus élevée, l'intensité optimale est de 3,5 A qui correspond à une densité de $62,5 \text{ mA/cm}^2$

-La distance interélectrode influe sur la réduction de turbidité on note que les petites distances sont les plus favorables, dans notre cas, elle est de l'ordre de 1 cm.

L'efficacité de traitement avec les deux électrodes (Fe ; Al) est très proche mais la concentration de l'aluminium qui participe à la floculation est grande que la concentration du fer.

Une comparaison entre deux procédés : électrocoagulation (traitement électrochimique) et la boue activée (traitement biologique) a été faite, on constate que le premier procédé est le meilleur puisque on a trouvé que la réduction de la turbidité, de la DCO et de la DBO_5 sont respectivement 99,23%, 95%, 99% pour l'électrocoagulation contre 90,97%, 91 %, 97% pour la boue activée.

Il serait intéressant de poursuivre notre étude en élargissant le champ à des autres paramètres notamment l'étude en continu, la cinétique, ainsi que l'optimisation technico-économique du procédé.

Références bibliographiques

- [1] : Ménana HADDOU, « Dégradation de dérivés de l'acide benzoïque par les procédés d'oxydation avancée en phase homogène et hétérogène: procédés Fenton, photo-Fenton et photocatalyse » Thèse de doctorat, université de Toulouse, 2010.
- [2] : DAFFRI Amel, « Biodégradation des crésols par le microbiote des eaux usées de la ville de Constantine» mémoire de magister, université Mentouri Constantine, 2008.
- [3] : TIR Mohamed, « Utilisation des techniques électrochimique dans le traitement des emulsions Hydrocarbures/eau » .Thèse de Doctorat, Faculté des Hydrocarbures et de la chimie, Universités de M'hamed Bougara-Boumerdès, 2009.
- [4] : Salghi.R, « Différentes filières de traitements des eaux » Cours. Ecole nationale des sciences appliquées d'AGADIR, Université IBEN ZOHIR, ROAUME du MAROC, 2006.
- [5]: Paulsrud B et Haraldsen S, Experiences with the Norwegian approval system for waste water treatment plants, Wat. Sc. Techn., vol.28, n° 10, pp.25-32, 1993.
- [6] : Dugniolle H, « L'assainissement des eaux résiduaires domestiques », CSTC-revue n° 3-septembre, pp, 44-52, 1980.
- [7] : Glanic R et Benneton J-P, « Caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et essais de matériels d'assainissement autonome» - TSM- l'eau- 84 année- N11- pp, 573-584, 1989.
- [8] : Metahri Mohamed Said,
« Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes, cas de la step EST de la ville de TIZI OUZOU» .Thèse de doctorat. Université Mouloud Maameri de TiziOuzou, 2012.
- [9] : Rodier J. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^{ème}Edition.Dunod, Paris 2005.
- [10] : MEKHALIF Faiza, « Reutilization des eaux residuaires industrielles epurees comme eau d'appoint dans un circuit de refroidissement», mémoire de magistère, université du 20 Aout 1955-skikda, 2009.
- [11] : LEMLIKCHI Wahiba, « Élimination de la pollution des eaux industrielles par différentes procèdes d'oxydation et de co-précipitation», thèse de doctorat, université Mouloud MAMMERI-Tizi-Ouzou, 2012.
- [12]: H, ZANTOU, S.LATBI, « Processus de traitement des eaux uses dans la laiterie d'Arib, wilaya d'Ain defla », Mémoire de master, Université de khemis miliana, 2009.
- [13] : Desjardins.R, "Le traitement des eaux, 2^{ème} édition revue de l'école polytechnique de Montréal, 1990.

- [14] : Abdelkader GAID A., Epuration Biologique Des Eaux Usées Urbaines "Tome 1 et 2".O.P.U. Alger. 1984.
- [15] : Faby J.A et Brissaud F, L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Office International de l'eau, p 76, 1997.
- [16] :Mechati.F. Etude des paramètres physico-chimique avant et après traitements des rejets liquides de la raffinerie de SKIKA. Mémoire de magister. 2006.
- [17] :Mizi.A. Traitement des eaux de rejets d'une raffinerie des corps gras région de BEJAIA et valorisation des déchets oléicoles. Thèse de doctorat. Université de BadjiMokhtar. ANNABA. 2006.
- [18] : Joseph Pronost, RakhaPronost Et All. Office internationale de l'eau. Décembre 2002.
- [19] : Brodart E et all. Modélisation statistique d'une usine de traitement de l'eau potable. Rencontres Internationales Eau et Technologies Avancées. Montpellier 1989.
- [20] : DégreMontMemento Technique De L'eau. Huitième édition. 1978.
- [21] : Zerouali. D. Traitement des eaux résiduaires. Centre inter- entreprises de formation industrielle, Séminaire, 2000.
- [22]:SORROR Wahiba Dekhil, « Traitement des eaux uses urbaines par boues actives au niveau de la ville de Bordj Bou Arreridj en Algérie effectue par la station d'épuration des eaux uses ONA», Mémoire de master,Université Mohamed El Bachir Elibrahimi, 2012.
- [23] : L'OMS" Les stations d'épuration d'effluents domestique", juin, 1990.
- [24] : CHERIFI Souad, « Traitement des eaux de rejets de l'unité Ceramit (Tenes) », mémoire de magistère, université Hassiba Ben Bouali-Chlef, 2007.
- [25] : BENNAJAH M, «Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électrolocation en réacteur air lift», thèse de doctorat, L'INSTITUT NATIONAL POLYTECHNIQUE DE TOULOUSE, 2007.
- [26] : 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.
- [27] : CHATOU, «Performance d'électrocoagulation pour l'épuration d'une émulsion d'huile de coupe», MEFENSH, p553, 2005.
- [28] : DAGHRIR R, «Développement d'un procédé hybride d'oxydation électrolytique et d'électrocoagulation pour le traitement des eaux usées non connectées à des infrastructures communautaires», Mémoire présente pour l'obtention du grade de maitre ès sciences, université Québec, 2010.

- [29] : ASSELIN M, «Utilisation de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux usées industrielle chargées en matière organique», Mémoire présente pour l'obtention du grade de maître ès sciences, université Québec, 2007.
- [30] : GUEDIRI A, «Etude de l'épuration par électrocoagulation des eaux usées urbaines», ENSH, p63, 2008.
- [31] : Normes de journal national Algérienne, NAT90-105-2, janvier 2001.
- [32]: AMEZIANE N, KHENNOUSSI A et BENAABIDATE L, « effet de l'épuration par électrocoagulation sur la pollution des effluents de l'hôpital Mohamed V de Meknès », Eur Sci Journal, vol 9, n° 36, p 291-308, 2013.
- [33]: BOUSHABA, « Réduction des Acides Humiques par filtration de contact ». Mémoire de Magister, Université saad dahlab Blida, 1993.
- [34]: IMAI. A, MATSUSHIGE. K, NAGAI. T « Trihalomethane formation potential of dissolved organic matter in a shallow eutrophic lake », Water Research 37, 4284-4294, 2003.
- [35]: SUSAN.E, BURNS, YIACOUMIS, FROST.J.D « Application of Digital Image Analysis For size Distribution Measurement of Microbubbles ». Atlanta, Georgia 30332-0512, 1997.

Annexe 1

1. Mesure de pH, la température et la conductivité :

1.1. Matériel :

Multi paramètre muni d'une deux électrodes en verre.

1.2. Etalonnage :

L'instrument est étalonné après chaque essai.

1.3. Mode opératoire :

- Allumer le multi paramètre.
- Brancher l'électrode de pH .
- Rincer l'électrode avec l'eau distillée.
- Tremper l'électrode de pH dans la solution à analyser.
- Mettre un agitateur avec faible agitation.
- Laisser stabiliser un moment, puis noter le pH.
- Enlever l'électrode et la rincer abondamment avec l'eau distillée.
- Tremper le deuxième l'électrode dans la solution à analyser.
- Afficher la température T(C°) et la conductivité ($\mu\text{s}/\text{cm}$).
- Rincer abondamment avec l'eau distillée.

2. Mesure de l'oxygène dissous:

Après avoir étalonné rigoureusement l'électrode de l'oxygène dissous, placer cette électrode dans l'eau de rejet à analysée, La mesure peut s'effectuer en sélectionnant dans le menu "affichage numérique" en attendant que la valeur affichée se stabilise; le résultat est donné en (mg/l).

3. Les matières en suspension MES :

- 1-Homogénéiser 500 ml d'échantillon dans un homogénéiseur à grande vitesse pendant deux minutes.
- 2-Verser l'échantillon homogénéisé dans un bécher de 60 ml.
- 3-Pipeter immédiatement 25 ml de l'échantillon homogénéisé au centre du bécher dans un flacon colorimétrique.

- 4-Remplir un second flacon colorimétrique (le blanc) avec 25 ml d'eau distillé
- 5-Entre le numéro de programme mémorisé pour les matières en suspension (630).
- 6-Tourner le bouton de réglage de longueur d'onde jusqu'à ce que l'affichage indique 810 nm.
- 7-Placer le blanc dans le puit de mesure et on fixe le zéro.
- 8-placer l'échantillon préparé dans le puit de mesure et lire le résultat en mg/l.

4. Demande Chimique en Oxygène (DCO)

4.1 Réactifs :

-Eau distillée fraîchement préparée.

-Sulfate de mercure cristallisé.

-Solution de sulfate d'argent

Sulfate d'argent cristallisé6,6 g

Acide sulfurique (d = 1,84).....q.s.p 1000 ml

-Solution de sulfate de fer et d'ammonium 0,25 N :

Sulfate de fer et d'ammonium.....98 g

Acide sulfurique (d = 1,84)..... 20 ml

Eau distillée.....q.s.p 1000 ml

Le titre de cette solution doit être vérifié tous les jours.

-Solution de dichromate de potassium 0,25 N :

Dichromate de potassium (séché 2 heures à 110°C).....12,2588 g

Eau distillée.....q.s.p 1000 ml

-Solution de ferro ne :

1.10-phénanthroline.....1,485 g

Sulfate de fer.....0,695 g

Eau distillée.....100 ml

4.2. Mode opératoire :

Introduire 50 ml d'eau à analyser dans un ballon de 500 ml ou, éventuellement, une même quantité de dilution. Ajouter 1 g de sulfate de mercure cristallisé et 5 ml de solution sulfurique de sulfate d'argent. Chauffer, si nécessaire, jusqu'à parfaite dilution. Ajouter 25 ml de solution de dichromate de potassium 0,25 N puis 70 ml de solution sulfurique de sulfate d'argent. Porter à ébullition pendant 2 heures sous réfrigérant à reflux adapté au ballon.

Laisser refroidir. Diluer à 350 ml avec de l'eau distillée. Ajouter quelques gouttes de solution de ferro ne. Déterminer la quantité nécessaire de solution de sulfate de fer et d'ammonium pour obtenir le virage au rouge violacé. Procéder aux mêmes opérations sur 50 ml d'eau distillée.

4.3. Expression des résultats :

La demande chimique en oxygène (DCO) exprimée en milligrammes d'oxygène par litre est

$$\text{égale à : } \frac{8000 (V_0 - V_1) T}{T}$$

V0 = Volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire au dosage (ml).

V1 = Volume de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire à blanc (ml).

T = Titre de la solution de sulfate de fer et d'ammonium.

V = Volume de prise d'essai.

5. Demande biologique en oxygène (DBO5) :

5.1. Principe

La DBO5 est mesurée au bout de 5 jours (DBO5), à 20°C (température favorable à l'activité des micro-organismes consommateurs d'O2) et à l'obscurité (afin d'éviter toute photosynthèse parasite). Deux échantillons sont nécessaires : le premier sert à la mesure de la concentration initiale en O2, le second à la mesure de la concentration résiduaire en O2 au bout de 5 jours. La DBO5 est la différence entre ces 2 concentrations. Les mesures seront effectuées sur un même volume et le second échantillon sera conservé 5 jours à l'obscurité et à 20°C.

$$\text{DBO5} = F (T_0 - T_5)$$

T0 (en mg/l) la concentration initiale en O2 dissous.

T5 (en mg/l) la concentration résiduaire en O2 au bout de 5 jours.

F facteur de dilution.

6. Dosage de l'ammonium (NH₄⁺)

6.1. Principe

-Mesure spectrométrique à environ 655nm du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium.

6.2. Réactifs:

1. Réactif I :

- Acide dichloroisocyanurique 2 g.
- Hydroxyde de sodium (NaOH) 32 g.
- H₂O distillée 1000 ml.

2. Réactif II (coloré) :

- Trictrate de sodium 130 g.
- Salicylate de sodium 130 g.
- Nitropruciate de sodium 0.97 g.
- H₂O distillée 1000 ml

6.2. Appareillage:

Spectrophotomètre UV-Visible

6.3. Mode opératoire :

- Prendre 40 ml d'eau à analyser
- Ajouter 4 ml du réactif
- Ajouter 4 ml du réactif II et ajuster à 50 ml avec H₂O distillée et attendre* 1h. 30

* L'apparition de la coloration verdâtre indique la présence de : NH₄⁺

Effectuer la lecture à $\lambda = 655$ nm.

6.4. Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en mg/l.

7. Dosage des nitrites (NO₂⁻)

7.1. Principe:

Les nitrites réagissent avec le Sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui, après copulation avec le N1 Naphtyléthylènediamine dichloride donne naissance à une coloration rose mesurée à 543nm.

7.2. Réactifs :

1. Réactif Mixte :

- Sulfanilamide 40 g.

- Acide phosphorique 100 ml.
- N-1- Naphtyle éthylène diamine 2 g.
- H₂O distillée 1000 ml.

7.3. Appareillage:

Spectrophotomètre UV-Visible.

7.4. Mode opératoire :

- Prendre 50 ml d'eau à analyser
- Ajouter 1 ml du réactif mixte
- Attendre 10mn.

* L'apparition de la coloration rose indique la présence des NO₂⁻.

Effectuer la lecture à $\lambda = 543$ nm.

7.5. Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en mg/l.

8. Dosage des nitrates (NO₃⁻)

8.1. Principe :

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosionate de sodium coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

8.2. Réactifs :

- Solution de salicylate de sodium à 0.5 % (renouveler toutes les 24 h.), 0.5 gr de salicylate de sodium dans 100 ml d'eau distillée.
- Solution d'hydroxyde de sodium à 30 %.
- 30 gr de NaOH dans 100 ml d'eau distillée.
- H₂SO₄ concentré.
- Tartrate double de sodium et de potassium.
- Hydroxyde de sodium Na OH 400 g.
- Tartrate de sodium et de potassium 60 g.
- Eau distillée qsp 1000 ml.
- Laisser refroidir avant de compléter à 1000 cc.

-Cette solution doit être conservée dans un flacon de polyéthylène.

-Solution mère d'azote d'origine nitrique à 1000 mg/l.

-Nitrate de potassium anhydre 0.722 g.

- Eau distillée..... 1000 ml.

- Chloroforme..... 1 ml.

-Solution fille d'azote d'origine nitrique à 5 mg/l.

8.3. Appareillage :

-Etuve.

-Spectrophotomètre U.V visible.

8.4. Mode opératoire

-Prendre 10 ml de l'échantillon à analyser.

-Ajouter 2 à 3 gouttes de NaOH à 30 %.

-Ajouter 1 ml de salicylate de sodium.

-Evaporer à sec au bain marie ou à l'étuve 75 - 88° C. (ne pas surcharger ni surchauffer très longtemps) laisser refroidir.

-Reprendre le résidu avec 2 ml. H₂SO₄ laisser reposer 10 mn.

-Ajouter 15 ml d'eau distillée.

-Ajouter 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium puis passer au spectrophotomètre au 420 nm.

8.5. Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en mg/l à une longueur d'onde de 420 nm, multiplié par 4,43 pour obtenir le résultat en NO₃⁻.

9. Détermination des phosphates (PO₄³⁻)

9.1. Principe :

Formation en milieu acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium. Réduction par l'acide ascorbique en un complexe coloré en bleu qui présente deux valeurs maximales d'absorption l'une vers 700 nm, l'autre plus importante à 880 nm.

9.2. Appareils : Spectrophotomètre UV. Visible.

9.3. Réactifs :

1. Réactif Mixte :

-Heptamolybdate d'ammonium13 g.	
-Eau distillée	100 ml.	A
-Tartrate d'antimoine.....	0.35 g.	
-Eau distillée.....	100 ml.	B
-Acide sulfurique pur	150 ml	
-Eau distillée	150 ml.	C

(A + B) + C \longrightarrow 500 ml d'eau distillée

-Acide ascorbique à 10 %:

- Acide ascorbique.....	10 g.
- Eau distillée	100ml.

-Solution mère à 50 mg/l PO_4^{3-}

-Solution fille à 25 mg/l PO_4^{3-}

9.4. Mode opératoire :

-40 ml d'eau à analyser.

-1 ml acide ascorbique

-2 ml du réactif mixte.

-Attendre 10 nm le développement de la couleur bleue.

-Effectuer la lecture à une longueur d'onde de 880 nm.

9.5. Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en mg/l.

10. Détermination du calcium (Ca^{2+}) et du magnésium (Mg^{2+})

10.1. Principe :

Le calcium est dosé avec une solution aqueuse d'E.D.T.A à pH entre 12 et 13. Ce dosage se fait en présence du Murexide, l'E.D.T.A réagit tout d'abord avec les ions calcium libres puis avec les ions calcium combinés avec l'indicateur coloré qui vire alors de la couleur rouge au violet.

10.2. Réactifs :

- Solution d'E.D.T.A N/50 ($C_{10} H_{14} N_2 Na_2 O_8 \cdot 2H_2O$) : (0,02N ou 0,01M)
- EDTA 3,725 g. après déshydratation à 80°C pendant 2 h.
- H₂O distillée 1000 ml.
- Solution d'hydroxyde de sodium (NaOH) 2 N :
 - NaOH (pastilles) 80 g.
 - H₂O distillée 1000 ml.
- Solution d'hydroxyde d'ammonium (NH₄OH) pH = 10,1:
 - Chlorure d'ammonium 67,5 g.
 - NH₄OH (25%) 570 ml
 - HCl concentré jusqu'à pH = 10,1
 - H₂O distillée 1000
 - Noir Eriochrome T.

10.3. Mode opératoire Ca²⁺

- Prendre 50 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 ml de NaOH à 2 N.
- Ajouter du Murexide.
- Et titrer avec l'E.D.T.A jusqu'au virage (violet).

10.3. Mode opératoire Mg²⁺ :

- Prendre 50 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 2 ml de NH₄OH (10,1).
- Ajouter noir Eriochrome (NET)
- Et titrer avec l'E.D.T.A jusqu'au virage (bleu).

10.4. Expression des résultats :

La détermination du Calcium en mg/l est donnée par la formule suivante:

$$[Ca^{2+}] \text{ en mg/l} = \frac{V_1 \times N_{EDTA} \times F \times M_{Ca^{2+}} \times 1000}{P.E}$$

P.E

Où :

V_1 : Volume d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée.

C : Concentration molaire d'EDTA (0,01 M/l).

$M_{Ca^{2+}}$: Masse molaire du calcium en g.

P.E : Prise d'essai (volume de l'échantillon nécessaire pour ce dosage).

F : Facteur de dilution

Donc : $[Ca^{2+}]$ en mg/l = $V_1 \times F \times 8^2$

La détermination du Magnésium en mg/l est donnée par la formule suivante:

$$[Mg^{2+}] \text{ en mg/l} = \frac{(V_2 - V_1) \times N_{EDTA} \times F \times M_{Mg^{2+}} \times 1000}{P.E}$$

D'où :

V_2 : Volume total d'E.D.T.A

V_1 : Volume d'EDTA nécessaire pour une concentration donnée.

C : Concentration molaire d'EDTA (0,01 M/l).

$M_{Mg^{2+}}$: Masse molaire du Magnésium en g.

P.E : Prise d'essai (volume de l'échantillon nécessaire pour ce dosage).

F : Facteur de dilution

Donc : $[Mg^{2+}]$ en mg/l = $(V_2 - V_1) \times F \times 4.86$.

Annexe 2

Tableau 2.1 : Variation de température et de la masse des électrodes en fonction de temps d'électrocoagulation (électrodes en aluminium).

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
T (C°)	17,5	18,6	19,3	19,5	19,7	20,1	21,9	22,2	22,7	22,9	23,3	23,5	23,7	23,8	23,5
m _a (g)	44,49	44,49	44,48	44,48	44,47	44,47	44,46	44,45	44,45	44,43	44,41	44,41	44,40	44,39	44,38
m _c (g)	44,14	44,14	44,13	44,12	44,11	44,10	44,10	44,09	44,06	44,04	44,03	44,01	43,99	43,98	43,96

Tableau 2.2 : Variation de température et de la masse des électrodes en fonction de temps d'électrocoagulation (électrodes en fer).

Temps (min)	0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70
T (C°)	16,7	16,9	17,3	17,5	17,7	17,5	17,6	17,8	17,7	18,4	18,5	18,7	19,5	19,8	19,4
m _a (g)	107,28	107,28	107,28	107,27	107,27	107,26	107,25	107,24	107,24	107,23	107,22	107,21	107,21	107,19	107,18
m _c (g)	108,57	108,57	108,57	108,58	108,58	108,60	108,60	108,61	108,62	108,63	108,64	108,64	108,65	108,66	108,67

Tableau 2.3 : Variation de température et de la masse des électrodes en fonction de pH initial (électrodes en aluminium).

pH	4	6	7	8	10	12
T (C°)	19,5	20,4	24,5	29,63	25,44	27,4
m _a (g)	44,37	44,35	44,33	44,29	44,21	44,19
m _c (g)	43,77	43,71	43,63	43,59	43,51	43,46

Tableau 2.4 : Variation de température et de la masse des électrodes en fonction de pH initial (électrodes en fer).

pH	4	6	7	8	10	12
T(C°)	19,4	24,70	23,40	25,50	24,5	21,4
m _a (g)	106,90	106,85	106,81	106,78	106,7 6	106,74
m _c (g)	108,58	108,51	108,45	108,31	108,16	108,10

Tableau 2.5 : Variation de température et de la masse des électrodes en fonction de l'intensité de courant (électrodes en aluminium).

I (A)	0,2	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5
T (C°)	16,3	17,3	17,8	19,4	20,24	21,5	21,9	22,4
m _a (g)	44,19	44,17	44,10	44,08	44,05	44,03	44,01	43,99
m _c (g)	43,45	43,44	43,43	43,42	43,41	43,40	43,38	43,37

Tableau 2.6 : Variation de température et de la masse des électrodes en fonction de l'intensité de courant (électrodes en fer).

I (A)	0,2	0,5	1	1,5	2	2,5	3	3,5
T(C°)	16,7	16,9	16,2	18,9	20,4	21,4	22,1	22,7
m _a (g)	106,73	106,70	106,64	106,56	106,45	106,37	106,34	106,32
m _c (g)	108,12	108,11	108,10	108,10	108,09	108,07	108,03	108,01

Tableau 2.7 : Variation de température et de la masse des électrodes en fonction de la distance interélectrode (électrodes en aluminium).

d (cm)	1	1,5	2	2,5	3	3,5
T (C°)	16,40	21,47	24,61	26,8	27,87	36,44
m _a (g)	43,79	43,65	43,61	43,58	43,57	43,50
m _c (g)	43,34	43,30	43,27	43,26	43,24	43,22

Tableau 2.8 : Variation de température et de la masse des électrodes en fonction de la distance interélectrode (électrodes en fer).

d (cm)	1	1,5	2	2,5	3	3,5
T(C°)	18,01	21,54	24,56	26,64	29,45	38,31
m _a (g)	106,31	106,21	105,97	105,88	105,86	105,80
m _c (g)	107,84	107,71	107,64	107,60	107,56	107,50

Protocole de nettoyage des électrodes :

Le nettoyage des plaques s'effectue suivant le protocole:

Lavage à l'acide chlorhydrique, nettoyage à l'aide d'une brosse, rinçage abondant à l'eau du robinet et dégraissage à l'acétone si besoin. [3]