

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



Département de Génie de l'Environnement
Laboratoire des Biotechnologies et Génie des Procédés

Mémoire de projet de fin d'études
Pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en génie de l'environnement

Contribution au traitement d'une eau de barrage
par électrocoagulation

Mohammed Arfane ATMANI

Sous la direction de M. Madani DROUCHE Professeur

Présenté et soutenu publiquement le 10/12/2020

Composition du jury :

Président	M. Nabil MAMERI	Professeur	ENP, Alger
Promoteur	M. Madani DROUCHE	Professeur	ENP, Alger
Examineur	M. Yacine KERCHICH	Maitre de Conférences A	ENP, Alger
Invité	M. Sofiane SADOUN	Chef de la Station	Boudouaou

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



Département de Génie de l'Environnement
Laboratoire des Biotechnologies et Génie des Procédés

Mémoire de projet de fin d'études
Pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en génie de l'environnement

Contribution au traitement d'une eau de barrage
par électrocoagulation

Mohammed Arfane ATMANI

Sous la direction de M. Madani DROUICHE Professeur

Présenté et soutenu publiquement le 10/12/2020

Composition du jury :

Président	M. Nabil MAMERI	Professeur	ENP, Alger
Promoteur	M. Madani DROUICHE	Professeur	ENP, Alger
Examineur	M. Yacine KERCHICH	Maitre de Conférences A	ENP, Alger
Invité	M. Sofiane SADOUN	Chef de la Station	Boudouaou

ملخص :

تم إجراء تحليل مياه سد كدرة ، المأخوذ في سبتمبر 2020 ، من خلال مراقبة العوامل الفيزيائية والكيميائية والميكروبيولوجية: درجة الحموضة ، والعكارة ، والمواد العضوية ، والقولون الكلي ، إلخ. تم إجراء معالجة المياه الخام عن طريق التخثير الكهربائي (EC) في وضع الدفع لاختيار الظروف المثلى لتطبيق هذه العملية فيما يتعلق بمعايير الشرب. اعتمد الاختيار الأمثل لهذا العلاج على تأثير عدة عوامل مثل الجهد الكهربائي وطبيعة الأقطاب الكهربائية وكذلك سطحها المتضمن. أظهرت النتائج أن هذه العملية مثالية بجهد 5 فولت ، ومساحة قطب الألومنيوم 40 سم² ، مع وقت معالجة دفعي 30 دقيقة. تنقية المياه من خلال هذه العملية فعالة ، حيث إنها قادرة على تحقيق أكثر من 80 ٪ من التعكر بالإضافة إلى القضاء التام على القولونيات الكلية ، لمدة علاج تبلغ حوالي 30 دقيقة.

الكلمات الدالة : مياه الشرب ، التخثير الكهربائي ، التحسين

ABSTRACT

The analysis of the Keddara dam water, taken in September 2020, was carried out by monitoring physicochemical and microbiological parameters: pH, turbidity, organic matter, total coliforms, etc. The treatment of the raw water was carried out by electrocoagulation (EC) in batch mode to choose the optimal conditions for the application of this process in relation to drinking standards. The optimal choice of this treatment was based on the effect of several factors such as the electrical voltage, the nature of the electrodes as well as their surface involved. The results showed that this process is optimal with a voltage of 5 volts, an aluminum electrode area of 40 cm², with a batch processing time of 30 minutes. The purification of water by this process is effective, being able to achieve more than 80% elimination for turbidity as well as the complete elimination of total coliforms, for a treatment time of around 30 minutes.

KEY WORDS : drinking water, electrocoagulation, optimization

RÉSUMÉ :

L'analyse de l'eau de barrage de Keddara, prélevée au mois de septembre 2020, a été effectuée par le suivi de paramètres physicochimiques et microbiologiques : pH, turbidité, matière organique, coliformes totaux, etc. Le traitement de l'eau brute a été mené par électrocoagulation (EC) en mode batch pour choisir les conditions optimales d'application de ce procédé par rapport aux normes de potabilité. Le choix optimal de ce traitement a été basé sur l'effet de plusieurs facteurs tels que la tension électrique, la nature des électrodes ainsi que leur surface mis en jeu. Les résultats ont montré que ce procédé est optimal avec une tension de 5 volts, une surface d'électrode en aluminium de 40 cm², avec un temps de traitement en batch de 30 mn. La potabilisation de l'eau par ce procédé est efficace, pouvant atteindre plus de 80 % d'élimination pour la turbidité ainsi que l'élimination complète des coliformes totaux, pour une durée de traitement de l'ordre de 30 minutes.

MOTS CLÉS : eau potable, électrocoagulation, optimisation

REMERCIEMENTS

Ce travail a été réalisé au laboratoire des biotechnologies et de génie des procédés (BIOGEP) de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger.

Je remercie Monsieur le professeur DROUCHE Madani pour avoir encadré ce travail et pour les conseils qu'il m'a prodigués au cours de ce projet de fin d'études d'ingénieur.

Je suis très reconnaissant également à Monsieur le professeur MAMERI Nabil, Directeur du laboratoire, pour avoir accepté de présider ce jury.

Je remercie Monsieur KERCHICH Yacine, Maître de conférences A, pour avoir accepté d'examiner ce travail.

Je remercie également Monsieur SADOON Sofiane, Chef de la station de traitement de Boudouaou, d'avoir accepté de participer comme membre invité à ma soutenance.

Je tiens à ce que les doctorants, Messieurs KHERAT Mohamed et HARITI Mhamed soient assurés de mes sincères remerciements pour leur collaboration utile.

Enfin, je remercie tous les enseignants qui ont contribué à ma formation sans oublier mes amis et camarades qui m'ont aidé et encouragé à réaliser ce travail.

TABLE DES MATIERES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

LISTE DES ABRÉVIATIONS

INTRODUCTION GÉNÉRALE..... 11

PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I : LES RESSOURCES EN EAU DANS LE MONDE 14

I. LES RESSOURCES EN EAU DANS LE MONDE 15

I.1 Les eaux souterraines..... 16

I.2 Les eaux de surface..... 17

Chapitre II : ANALYSES DES EAUX DE SURFACE 19

II. ANALYSES DES EAUX DE SURFACE 20

II.1 Les paramètres physico-chimiques 20

II.1.1 La température 20

II.1.2 Le pH 20

II.1.3 Le résidu sec..... 20

II.1.4 Les matières en suspension 21

II.1.5 La couleur 21

II.1.6 La turbidité 21

II.1.7 L'oxygène dissous 21

II.1.8 La conductivité..... 22

II.1.9 L'oxydabilité au permanganate de potassium KMnO_4 22

II.1.10 Le carbone organique total (COT)..... 22

II.1.11 La demande chimique en oxygène (DCO) 22

II.1.12 La demande biochimique en oxygène (DBO)..... 23

II.2 Les paramètres microbiologiques 23

II.2.1 La numération des bactéries hétérotrophes (NBH)..... 23

II.2.2 Les coliformes totaux (CT) 23

II.2.3 Les coliformes thermotolérants totaux (CTT)..... 24

II.2.4 Escherichia coli (E. coli) 24

Chapitre III : TRAITEMENT DES EAUX DE SURFACE 26

III. TRAITEMENT DES EAUX DE SURFACE 27

III.1	Les procédés physicochimiques.....	27
III.1.1	Coagulation-Floculation	27
III.1.2	Décantation-flottation	30
III.1.3	La filtration.....	31
III.1.4	L'adsorption	32
III.1.5	La séparation membranaire	33
III.1.6	L'électrocoagulation	36
III.1.7	Les différents matériaux utilisés pour les électrodes	39
III.1.8	Les principales lois de l'électrolyse.....	44
III.1.9	Facteurs influençant le procédé d'EC	46
III.1.10	Avantages et inconvénients du procédé d'électrocoagulation	48
III.1.11	Applications du procédé d'électrocoagulation	50
PARTIE EXPÉRIMENTALE		
Chapitre IV : MATÉRIEL ET MÉTHODES		53
IV.	MATÉRIEL ET MÉTHODES	54
IV.1	Introduction	54
IV.2	Analyses de l'eau de barrage.....	54
IV.3	Traitement de l'eau de barrage.....	54
IV.4	Modes opératoires	56
IV.4.1	pH.....	56
IV.4.2	Conductivité	57
IV.4.3	Turbidité	58
IV.4.4	Absorbance	59
IV.4.5	Résidu sec à 105 °C	60
IV.4.6	L'analyse microbiologique.....	61
Chapitre V : RÉSULTATS ET DISCUSSION		62
V.	Résultats et discussion	63
V.1	Analyse de l'eau de barrage	63
V.2	Optimisation du traitement de l'eau par électrocoagulation	63
V.3	Variation du pH en fonction du temps.....	64
V.4	La turbidité	72
V.5	La conductivité.....	78
V.6	Absorbance à 254 nm	84
V.7	Abattement de la turbidité	89

V.8	Abaissement de la conductivité.....	92
V.9	Abattement de l'absorbance	96
V.10	Résidu sec	98
V.11	Traitement microbiologique de l'eau.....	98
CONCLUSION GÉNÉRALE		102
BIBLIOGRAPHIE		105
ANNEXES.....		111

LISTE DES TABLEAUX

Tableau II-1: Relation entre la minéralisation et la conductivité	22
Tableau III-1 : Les différents traitements en EC.....	51
Tableau V-1 : Caractéristiques de l'eau brute.....	63
Tableau V-2: RS à 105 °C avant traitement	98
Tableau V-3: MES après traitement	98
Tableau V-4: Dénombrement des bactéries avant traitement par les électrodes d'aluminium .	99
Tableau V-5: Dénombrement des bactéries avant traitement par les électrodes de fer	99
Tableau V-6: Dénombrement des bactéries après traitement.....	100

LISTE DES FIGURES

Figure I-1 : Le cycle de l'eau.....	16
Figure I-2 : Remplissage des nappes captives	17
Figure II-1 : Coliformes totaux, coliformes thermotolérants et E.coli.....	24
Figure III-1 : Double couche électrique et évolution du potentiel avec la distance à la particule	28
Figure III-2 : Représentation simplifiée du mécanisme de la coagulation	29
Figure III-3 : Adsorption et pontage à l'aide de polymères	30
Figure III-4 : Principe de l'osmose inverse	34
Figure III-5 : Principe de l'ultrafiltration.....	35
Figure III-6 : Comparaison entre filtration classique (ou frontale) et filtration tangentielle.	36
Figure III-7 : Hydrolyse de l'aluminium en fonction du pH	41
Figure III-8 : Répartition molaire du fer (2) en fonction du pH	42
Figure III-9 : Répartition molaire du fer (3) en fonction du pH.....	43
Figure IV-1 : Dispositif expérimental du procédé par électrocoagulation.....	55
Figure IV-2 : Électrodes avec bandes séparatrices	56
Figure IV-3 : pH-mètre de type Hanna, HI 2211	57
Figure IV-4 : Conductimètre Hanna, EC 215	58
Figure IV-5 : Turbidimètre Hanna, HI 88703.....	59
Figure IV-6 : Spectrophotomètre UV/Visible.....	59
Figure IV-7 : Étuve de laboratoire.....	60
Figure IV-8 : Protocole d'analyse des colonies hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives.....	61
Figure V-1 : Variation du pH en fonction du temps pour $U=3V$	64
Figure V-2 : Variation du pH en fonction du temps pour $U=5V$ (S1 et S2)	66
Figure V-3 : Variation du pH en fonction du temps pour $U=10V$ (S1 et S2)	67
Figure V-4 : Variation du pH en fonction du temps pour les tensions (a) 15V, (b) 20V et (c)	68
Figure V-5 : Electrodes de fer après traitement avec la corrosion de l'anode	69
Figure V-6 : Electrodes d'Al après traitement avec corrosion de l'anode	70
Figure V-7 : Couleur de l'eau au début du traitement	70
Figure V-8 : Couleur de l'eau à traiter au cours du traitement pour $U=10V$	71

Figure V-9 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour $U = 3V$ (S1 et S2)	72
Figure V-10 : Échantillons prélevés de l'eau traitée par Al.....	73
Figure V-11 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour $U = 5V$ (S1 et S2)	74
Figure V-12 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour $U = 10V$ (S1 et S2)	75
Figure V-13 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour $U = 15V$, $U=20V$ et $U=25V$ pour S1	77
Figure V-14 : Variation de la conductivité en fonction de temps pour $U= 3V$	79
Figure V-15 : Variation de la conductivité en fonction de temps pour $U= 5V$	80
Figure V-16 : Variation de la conductivité en fonction de temps pour $U= 10V$	81
Figure V-17 : Variation de la conductivité en fonction du temps pour $U = 15V$, $U=20V$	83
Figure V-18 : Variation de l'absorbance en fonction du temps $U=3 V$	85
Figure V-19 : Variation de l'absorbance en fonction du temps $U=5 V$	86
Figure V-20 : Variation de l'absorbance en fonction du temps $U=10 V$	87
Figure V-21 : Variation de l'absorbance à 254 nm de l'eau pour les tensions (a) $U=15V$, (b) $U=20V$ et (c) $U=25V$	88
Figure V-22 : Pourcentage d'abattement de la turbidité pour (a) Al et (b) Fe pour la surface $S1=20cm^2$	89
Figure V-23 : Pourcentage d'abattement de la turbidité pour (a) Al et (b) Fe pour la surface $S2=40cm^2$	91
Figure V-24 : Pourcentage d'abaissement de la conductivité pour la surface $S2=20cm^2$	92
Figure V-25 : Pourcentage d'abaissement de la conductivité pour la surface $S2=40cm^2$	94
Figure V-26 : Pourcentage d'abattement de l'absorbance à 254 nm pour la surface $S1=20cm^2$	96
Figure V-27 : Pourcentage d'abattement de l'absorbance à 254 nm pour la surface $S2=40cm^2$	97
Figure V-28: Abattement des bactéries après traitement.....	100

LISTE DES ABRÉVIATIONS

A: Espèce oxydante

Br: Brome

BTEX: Benzène, Toluène, Ethylbenzène et Xylènes

C: Débit massique de métal dissous (kg.h.m^{-3})

CAG: Charbon actif en grains

CAP: Charbon actif en poudre

CC: Coagulation chimique

CEAEQ : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Cl: Chlore

e: Charge élémentaire (C)

EApp: Tension mesurée aux bornes de l'électrolyseur

EC: Electrocoagulation

E_{Ep}: Potentiel d'équilibre (V)

F: Fluor

F: Constante de Faraday (C)

Fa: Force d'attraction (N)

Fr: Force de répulsion (N)

I: Intensité du courant imposé (A)

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

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

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

N: Nombre d'Avogadro

NTU: Nephelometric Turbidity Units

p: Nombre d'électrodes

P: Espèce réductrice

PACs: Poly hydrocarbures aromatiques

pH: Potentiel Hydrogène

R2A: Gélose pour Reasoner's 2A Agar

t: Durée d'électrolyse (s)

U: Tension aux bornes des électrodes (V)

V: Volume (m^3)

γ_P : Nombre de moles de P produites

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La vie sur terre est tributaire de la quantité et de la qualité des ressources en eau mobilisable, gage d'un développement humain et durable dans le monde.

La croissance démographique, le progrès économique, la situation géographique et l'aléa climatique, ne cesse d'influer sur la demande en eau douce pour satisfaire les besoins quotidiens. L'utilisation intensive de l'eau dans divers domaines de la vie courante, a engendré la pollution de l'environnement naturel (Hassoune et al., 2006; Kettab et al, 2008; Chaouki et al, 2013).

L'eau naturelle est rarement utilisable directement. La composition physicochimique et bactériologique est variable, et dépend des milieux et des terrains traversés (Levallois, 2006; Ouhmidou et al, 2015).

L'approvisionnement en eau de consommation de la population est assuré par plusieurs sources naturelles ou artificielles telles que le captage des eaux souterraines, la distribution des eaux de barrage, etc.

Pour pallier au problème persistant de la disponibilité insuffisante de l'eau douce de qualité, des études et recherches scientifiques et techniques n'ont cessé d'être menées à ce jour, afin de développer des procédés de traitement efficaces pour la production de l'eau conforme aux normes requises et à moindre coût, utilisable dans divers secteurs, notamment domestique, agricole et industriel (Hanafi et al., 2009; Hannachi et al., 2014; Bouaouine et al., 2015).

C'est ainsi que divers procédés de traitement de l'eau pour la rendre en particulier, propre à la consommation humaine, sont appliqués actuellement tels que la coagulation floculation, les techniques membranaires à l'échelle industrielle, ou encore au stade de laboratoire telle que la méthode électrochimique par électrocoagulation (Mameri et al, 2001; Pallier, 2008).

L'électrocoagulation est une électrolyse à anodes solubles. Elle est appliquée efficacement, surtout à l'échelle laboratoire et pilote, dans le traitement des eaux de rejets urbaines et industrielles. Néanmoins, des progrès dans le domaine du génie des procédés restent encore à développer pour prétendre aller à des applications industrielles (Bennadjah, 2007).

L'avantage de ce procédé électrochimique réside dans sa grande efficacité à fixer les différentes particules présentes dans l'eau, grâce aux composés hydroxylés, formés in

situ. Cette méthode est susceptible d'être automatisée. Elle permet de rendre plus compact les floes formés, d'où la quantité de boue amoindrie (Zongo, 2009).

L'inconvénient majeur de l'ancien procédé par coagulation floculation, réside dans l'utilisation de produits chimiques pouvant causer d'une part, un préjudice sanitaire dû à la formation des sous produits du milieu réactionnel, la quantité de boue formée qu'il faudra traiter, et d'autre part de tenir compte de la dimension de l'installation.

L'objectif de notre travail a consisté à appliquer ce procédé d'électrolyse en mode batch, pour optimiser les conditions de traitement, afin de produire de l'eau potable de qualité, à partir de l'eau de barrage de Keddara.

La contribution de l'étude de notre thème est présentée dans ce mémoire, selon deux parties :

L'une bibliographique, consacrée aux rappels sur les ressources en eaux dans le monde, les analyses des eaux de surface et leurs différents traitements, est décrite dans les chapitres I, II et III.

L'autre expérimentale, comprenant le matériel et méthodes utilisés ainsi que la discussion des résultats obtenus, est présentée dans les chapitres IV et V.

Enfin, une conclusion et des recommandations seront énoncées.

PARTIE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre I : LES RESSOURCES EN EAU DANS LE MONDE

I. LES RESSOURCES EN EAU DANS LE MONDE

Les mers et les océans constituent la majeure partie du réservoir d'eau dans le monde. Il correspond à environ 97 % d'eau salée en volume. La ressource restante étant de l'eau douce.

La quantité d'eau douce, accessible directement à l'homme est estimée à moins de 1 %. La faible disponibilité de cette eau, sa répartition géographique et temporelle à travers le globe, entraînent le recours aux traitements non conventionnels de l'eau. En effet, pour augmenter le niveau d'eau douce, des traitements comme le recyclage des eaux usées ou le dessalement des eaux salées sont appliqués actuellement.

La région méditerranéenne est particulièrement concernée par l'insuffisance de ces ressources. En effet, l'exploitation intensive et la sécheresse rendent l'approvisionnement insuffisant de cette eau. C'est ainsi que les besoins en eau présents et futurs passent aussi par l'utilisation des ressources non conventionnelles (PNUE, 2001).

Les eaux naturelles sont le produit du cycle perpétuel de la formation des nuages et de leurs précipitations. C'est un processus lié à l'évaporation-condensation des mers et océans, sous l'effet de la chaleur du rayonnement solaire (Figure I-1).

Les besoins en eau douce sont en augmentation dans tous les domaines de la vie quotidienne. La demande croissante en eau doit satisfaire l'usage dans les divers secteurs d'activités sociales et économiques : domestique, agricole, industriel...

La quantité de cette ressource est inégalement répartie à travers le globe. La disponibilité et la qualité de cette denrée, vitale et précieuse, dépend de plusieurs facteurs à la fois naturels et anthropiques tels que l'espace géographique, le climat et la pollution.

L'OMS fixe la quantité minimale d'eau potable à $10^3 \text{ m}^3/\text{an}/\text{personne}$. En deçà de cette limite, il y'a pénurie d'eau posant problème à la santé et au développement humain (PNUE, 2001).

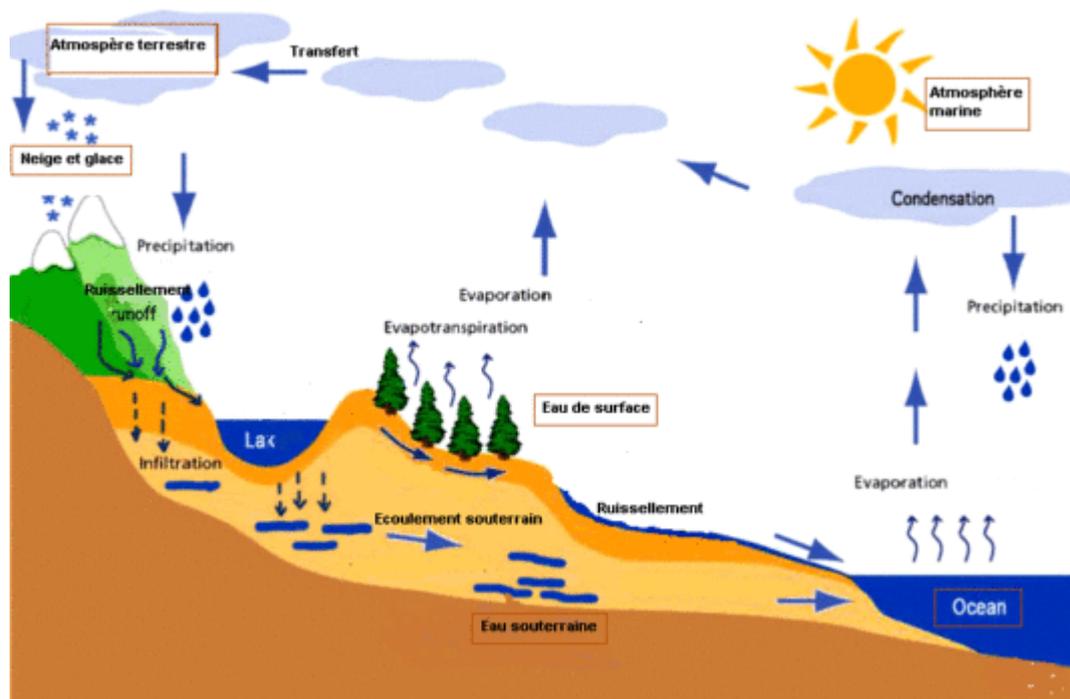


Figure I-1 : Le cycle de l'eau (Broussaud, 2008)

I.1 Les eaux souterraines

Les eaux naturelles proviennent des précipitations du cycle de l'eau. Elles permettent de constituer les réservoirs des eaux de surface et souterraines. Les eaux de surface se retrouvent au niveau du sol, tandis que les eaux souterraines s'infiltrent dans le sol.

Les réserves d'eaux douces du globe sont estimées à 3 % du volume d'eau sur terre. Le reste étant de l'eau salée contenue dans les mers et les océans.

Les eaux souterraines sont stockées dans des nappes proches du sol (phréatiques ou libres) ou profondes (captives). Celles-ci se trouvent à plusieurs centaines de mètres de profondeur (Figure I-2).

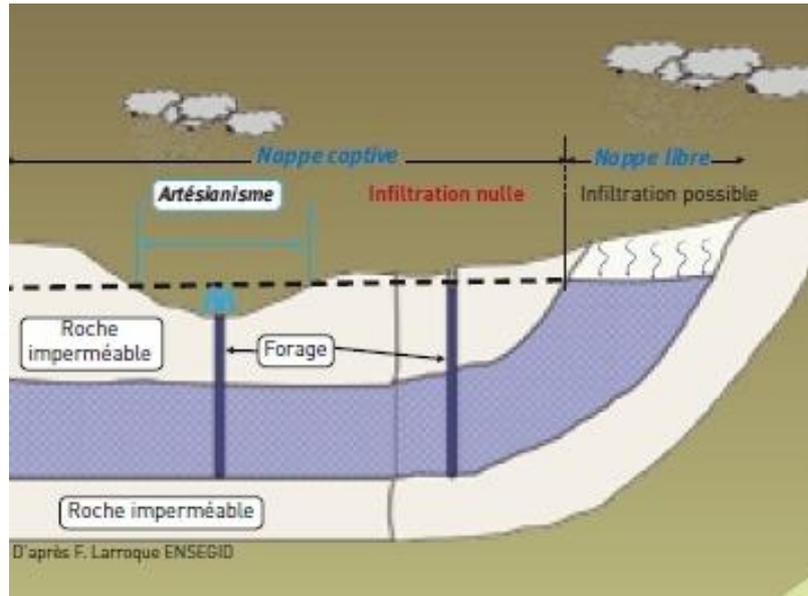


Figure I-2 : Remplissage des nappes captives (Plunian, 2012)

Les eaux souterraines douces sont de l'ordre de 33 % de ces réserves, soit 15.10^6 km³.

Les prélèvements des eaux souterraines dans le monde sont évalués à 10^3 km³/an. Ces volumes représentent environ 10 % en ressources en eau renouvelables et 25 % en eau douce de la planète. Cet usage est réparti entre les besoins des secteurs domestiques (22 %), agricoles (67 %) et industriels (11 %).

La qualité des eaux souterraines sont affectées par la pollution d'origines diverses. Les sources de contaminations sont multiples : fécale, agricole, industrielle ou accidentelle.

Parmi les composés chimiques portant atteinte à cette qualité, il y'a notamment les nitrates et les pesticides...

Pour lutter et prévenir cette pollution, des mesures ont été prises selon les critères suivants :

- Evaluer l'état chimique des eaux;
- Identifier les teneurs croissantes en polluants;
- Prévenir et limiter les rejets indirects de polluants (Marsily, 2017).

I.2 Les eaux de surface

Les eaux de surface proviennent des précipitations des eaux de pluie. Elles s'écoulent ou stagnent à la surface de l'écorce terrestre. Ce sont des eaux de surface continentales, mis à part les eaux souterraines et littorales (AFB, 2020).

La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés durant leurs parcours dans l'ensemble des bassins versants. Ces eaux sont souvent le siège d'une contamination microbienne, due aux rejets des déchets et à l'importante surface de contact avec le milieu extérieur (Bessioud, 2010).

Chapitre II : ANALYSES DES EAUX DE SURFACE

II. ANALYSES DES EAUX DE SURFACE

L'eau naturelle est rarement conforme à l'usage auquel elle est destinée, entre autres celle destinée à la consommation humaine.

L'eau brute prélevée à partir d'une source naturelle ou artificielle doit être analysée pour vérifier la conformité vis-à-vis de la législation en vigueur. Cette eau, avant d'être distribuée au consommateur, doit respecter un certain nombre de critères, selon les normes de potabilité, appliquées par l'OMS et par chaque pays.

Cette eau est caractérisée par des paramètres physico chimiques et microbiologiques, traduisant la qualité de sa potabilité.

II.1 Les paramètres physico-chimiques

II.1.1 La température

La température agit, comme un facteur physiologique, sur le métabolisme de croissance des microorganismes vivants dans l'eau. Elle joue également un rôle important dans la solubilité des sels et surtout des gaz (en particulier l'O₂) dans l'eau, dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique, ainsi que la détermination du pH et la vitesse des réactions chimiques.

Elle intervient aussi dans l'efficacité de certains traitements tels que la décantation, la coagulation-floculation et la désinfection (Andrianomenjanahary, 2014).

II.1.2 Le pH

Le pH est un paramètre important dans le domaine du traitement des eaux. Il détermine la qualité de celles-ci vis-à-vis des ouvrages de traitement et d'adduction (agressivité, corrosivité et entartrage), ainsi que les traitements de correction apportés aux eaux avant et après traitement.

Pour les eaux de consommation, le pH doit être compris entre 6,5 et 8,5 (Drouiche, 2006).

II.1.3 Le résidu sec

Parmi les éléments présents dans l'eau en quantité notable, on trouve les ions Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, HCO³⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO²⁻, NO³⁻. Ce sont ces éléments qui déterminent la minéralisation de l'eau. Après une évaporation à 100-105 °C d'une eau débarrassée de ses matières en suspension, on obtient un résidu sec dont le poids est presque égal à la somme des poids des ions déterminés par l'analyse chimique complète.

Le résidu sec donne une idée sur la teneur des sels minéraux présents dans l'eau. Sa valeur ne saurait dépasser $1,5 \text{ g.L}^{-1}$ dans les eaux de surface (Drouiche, 2006).

II.1.4 Les matières en suspension

Ce sont des particules solides très fines et généralement visibles à l'œil nu. Elles ne sont ni solubilisées, ni à l'état colloïdale. Elles déterminent la turbidité de l'eau. Elles limitent la pénétration de la lumière dans l'eau, diminuent la teneur en oxygène dissous et nuisent au développement de la vie aquatique.

Ces matières sont en relation avec la turbidité, leur mesure donne une première indication sur la teneur en matière colloïdale d'origine minérale ou organique (Bennajah, 2007).

II.1.5 La couleur

La couleur est considérée comme une « pollution esthétique », où l'origine peut être :

- Naturelle : certaines eaux très minéralisées contiennent des substances humiques fortement colorées;
- Eutrophe : la pullulation d'algues ou de bactéries colore l'eau en vert ou en rouge;
- Chimique : colorants, phénols et dérivés, pigments chlorophylliens (Bennajah, 2007).

II.1.6 La turbidité

La turbidité caractérise le degré de non transparence de l'eau. Elle traduit la présence des matières en suspension, comme les argiles, les limons, les grains de silice et les microorganismes (Outelli, 2013).

II.1.7 L'oxygène dissous

Le terme oxygène dissous est communément employé pour "dioxygène dissous". Lorsque l'on parle de cette mesure on fait exclusivement référence à l'oxygène moléculaire (O_2).

Le dioxygène dissous est indispensable car il intervient dans la plupart des processus biologiques qui permettent la vie, sur terre comme en mer.

La concentration en oxygène dissous dans l'eau résulte de paramètres physiques (température, salinité, mélange de la masse d'eau), chimiques et biologiques : échanges à l'interface terre-mer (gain ou perte), diffusion et mélanges au sein de la masse d'eau, photo-oxydation (perte), respiration des organismes aquatiques (perte), nitrification (perte), photosynthèse (gain).

En son absence ou en dessous de certaines concentrations, des conséquences pouvant aller jusqu'à la mort des espèces vivantes sont observées (Kérouel, 2004).

II.1.8 La conductivité

C'est une grandeur liée à la quantité des ions présents et à leur mobilité en fonction de la température. Elle permet d'évaluer approximativement la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution.

Une conductivité électrique de l'eau supérieure à $1500 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ est considérée comme inapte à l'irrigation

Tableau II-1 : Relation entre la minéralisation et la conductivité (Dorbeau, 1993)

Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	<100	[100, 200]	[200, 333]	[333, 666]	[666, 1000]	>1000
Minéralisation ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	très faible	faible	moyenne accentuée	moyenne accentuée	importante	élevée

II.1.9 L'oxydabilité au permanganate de potassium KMnO_4

C'est la mesure des substances oxydables par KMnO_4 , composées principalement des matières organiques et inorganiques réductrices.

- Elle est surtout appliquée sur les eaux naturelles et potables, s'exprime en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{O}_2$.
- Les eaux de bonne qualité ont une oxydabilité ne dépassant pas $1 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{O}_2$.
- Les eaux de surface ont en général une teneur comprise entre 3 et $12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{O}_2$.
- Cet indicateur concerne d'abord les unités de distribution de moins de 5000 habitants.

II.1.10 Le carbone organique total (COT)

Le COT est la teneur en carbone liée à la matière organique. La mesure de la quantité de CO_2 formée après oxydation complète permet d'évaluer cette grandeur en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Les eaux de surface ont une teneur comprise entre 2 et $12 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Le COT doit être mesuré dans les unités de distribution desservant plus de 5000 habitants (Jestin, 2006).

II.1.11 La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO correspond à la quantité d'oxygène consommée par voie chimique pour oxyder l'ensemble des matières oxydables présentes dans l'eau. La DCO correspond à la matière organique biodégradable ou non, s'exprime en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1} \text{O}_2$.

C'est un indicateur de pollution. Il permet de connaître les limites de qualité des eaux de surface, au delà desquels, elles ne pourront pas être utilisées pour la consommation humaine (Jestin, 2006).

II.1.12 La demande biochimique en oxygène (DBO)

La DBO mesure la quantité de matière organique biodégradable contenue dans une eau. Cette quantité est évaluée par l'intermédiaire de l'oxygène consommé par les micro-organismes, à 20 °C et à l'obscurité pendant un temps donné, impliqués dans les mécanismes d'épuration naturelle.

Par convention, la DBO₅ représente la quantité d'oxygène consommée après 5 jours d'incubation. Elle est exprimée en mg.L⁻¹ O₂.

II.2 Les paramètres microbiologiques

La contamination de l'eau potable est liée à la présence de microorganismes (virus, bactéries, parasites) d'origines : environnementale, animale ou humaine.

L'appréciation du degré de salubrité de l'eau potable, vis-à-vis de la consommation humaine, passe par l'évaluation des indicateurs principaux (Verhille, 2013) suivants :

II.2.1 La numération des bactéries hétérotrophes (NBH)

C'est la charge totale d'un échantillon d'eau en bactéries aérobies et anaérobies facultatives. Actuellement, ce n'est plus un indicateur sanitaire.

Cependant, les variations importantes de la NBH servent à indiquer une détérioration possible de la qualité de l'eau nécessitant des analyses plus approfondies. L'augmentation de la NBH de l'eau traitée peut indiquer un problème dans le traitement ou un changement de qualité à la source, avant même le traitement. Quand les concentrations en bactéries hétérotrophes sont acceptables à la sortie de la station de traitement mais dépassent les valeurs de référence dans le réseau de distribution, il pourrait y avoir une recolonisation bactérienne dans ce dernier.

II.2.2 Les coliformes totaux (CT)

C'est un grand groupe de bactéries se trouvant surtout dans l'environnement.

Cet indicateur ne s'utilise plus comme indicateur de contamination fécale car il a été prouvé qu'ils ne sont pas spécifiquement entériques des humains ou des mammifères à sang chaud.

Les CT sont sensibles au chlore, leur présence dans les échantillons d'eau peut indiquer l'existence d'un biofilm ou un manque d'efficacité du traitement. La présence de CT peut aussi indiquer une détérioration de la qualité de l'eau, due au système de distribution (formation de

biofilm, infiltration de sol). Mais pour ces types de problèmes, la numération des bactéries hétérotrophes (NBH) est un meilleur indicateur, car elle englobe un plus large éventail de bactéries.

II.2.3 Les coliformes thermotolérants totaux (CTT)

C'est un sous groupe des CT. L'indicateur des CTT a remplacé l'indicateur coliformes fécaux (CF) en raison du manque de spécificité du test de recherche des CF.

Les CF sont un sous-groupe des CT et comptent parmi leurs membres des espèces de bactéries comme *Escherichia coli* et *Klebsiella pneumoniae*. Ils s'utilisent encore comme indicateurs microbiens, mais les publications montrent depuis longtemps un manque de spécificité de la numération des coliformes quant à l'origine fécale d'une pollution de l'eau potable. On a par exemple associé des numérations élevées d'entérobactéries du genre *Klebsiella* à la présence d'effluents d'usines de pâte à papier et de végétation en l'absence de toute contamination fécale.

C'est pourquoi toute détection de CF doit être interprétée avec précaution. Bien que parfois encore utilisé dans certaines juridictions, le test de recherche des CTT est obsolète et n'ajoute aucune valeur aux tests de recherche de *E. coli* et CT.

II.2.4 *Escherichia coli* (*E. coli*)

Seules certaines souches d'*E. coli* sont capables de causer une maladie, et seulement sous certaines conditions, comme *E. coli* O157 : H7 (Figure II.1).

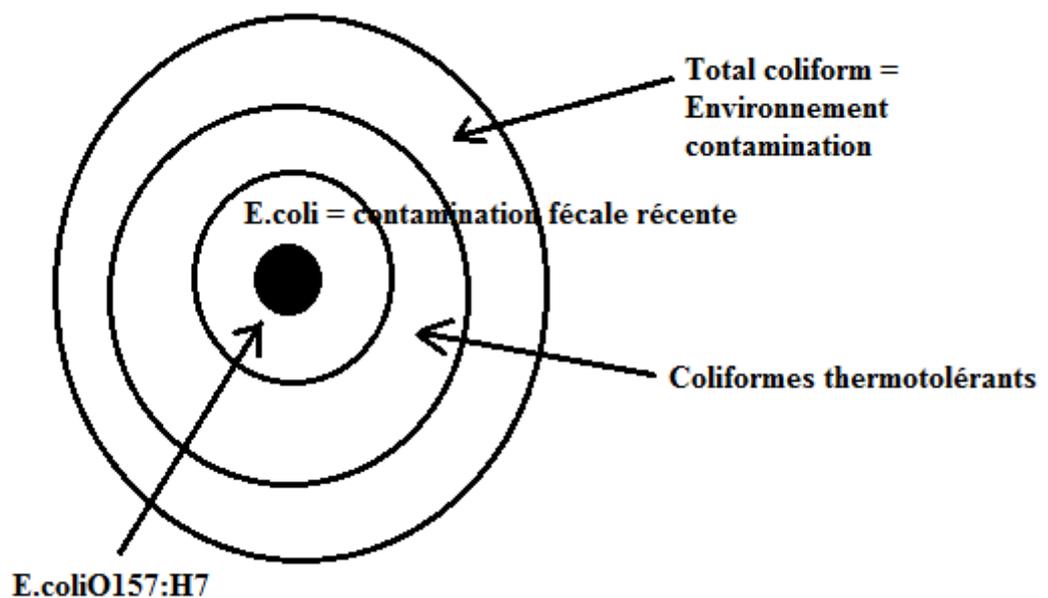


Figure II-1 : Coliformes totaux, coliformes thermotolérants et *E. coli* (Verhille, 2013)

La détection de cette espèce est une preuve de contamination fécale récente et indique la présence potentielle de pathogènes entériques, sauf pour le cas des eaux tropicales.

La réglementation requiert l'absence de germes pathogènes de contamination fécale dans tout échantillon de 100 ml d'eau analysée.

Ces micro-organismes et leurs sous-produits toxiques représentent des cibles à haut risque sanitaire qu'une filière de traitement doit atteindre.

A ces micro-organismes s'ajoutent les virus (bactériophages, entérovirus) qui affectent la santé de l'homme, et de ce fait ils doivent être éliminés afin d'éviter toute maladie infectieuse (Gomella et Guerrée, 1978).

Enfin, l'analyse microbiologique de l'eau reste à parfaire, vu les limites des indicateurs microbiens actuelles. C'est une tâche à compléter à cause de la multitude d'agents pathogènes susceptibles d'être présents dans l'eau, mais pas encore indiqués.

Chapitre III : TRAITEMENT DES EAUX DE SURFACE

III. TRAITEMENT DES EAUX DE SURFACE

Les eaux de surface sont rarement utilisables directement où elles sont destinées, à cause de la pollution permanente subie par l'environnement. Actuellement, le problème de la qualité de l'eau se pose avec acuité, en raison de la dégradation générée par les conditions économiques, sociales et environnementales de par le monde.

Pour faire face à la situation précaire de la qualité de l'eau, divers procédés de traitement des eaux ont été proposés. Ces procédés sont de types physico chimiques ou biologiques, destinés à traiter diverses caractéristiques d'eaux, issues aussi bien du milieu naturel que celles des rejets divers.

Actuellement, la production industrielle de l'eau potable passe par un traitement plus ou moins complexe.

Les caractéristiques de l'eau brute imposent ainsi un traitement adapté selon l'état de sa potabilité, en l'occurrence :

- Filtration et désinfection.
- Traitement physico chimique avec désinfection.
- Traitement physicochimique poussé, affinage (charbons actifs ou membranes) et désinfection (SOeS-SSP, 2008).

Le choix et l'optimisation du traitement de l'eau, se situe au niveau de son degré d'efficacité voire de son efficacité, dans le but de satisfaire les normes édictées par la réglementation en vigueur (Annexe 2).

III.1 Les procédés physicochimiques

III.1.1 Coagulation-Floculation

La coagulation est définie comme un phénomène de déstabilisation des particules en suspension (MES, DBO, composés organiques réfractaires, nutriments, métaux lourds et sels inorganiques) afin de faciliter leurs agglomérations et leurs éliminations, en utilisant un produit chimique qu'on appelle coagulant, par exemple :

- Sulfate d'aluminium, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18 \text{ H}_2\text{O}$
- Aluminate de sodium, NaAlO_2
- Chlorure ferrique, $\text{FeCl}_3, 6 \text{ H}_2\text{O}$
- Sulfate ferrique, $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3, 9 \text{ H}_2\text{O}$
- Sulfate ferreux, $\text{FeSO}_4, 7 \text{ H}_2\text{O}$.

La floculation est un processus qui augmente les contacts entre les particules déstabilisées afin d'atteindre l'agrégation de ces dernières, formant des floes faciles à extraire par décantation ou filtration. Les flocculants utilisés sont divers, notamment les polymères minéraux comme la silice activée, les polymères naturels extraits de substances animales ou végétales, certains argiles, le charbon actif en poudre et les amidons.

À l'échelle moléculaire, la coagulation correspond à la neutralisation de la répulsion de la double couche formée autour des particules en suspension. La première couche se forme quand la particule est immergée dans la solution aqueuse. Elle est fixe et de charge négative. La deuxième couche se crée autour de la première, elle est plus diffuse et dépend de la concentration des particules et de la valence de l'ion (Mélania, 2007), (Figure III.1).

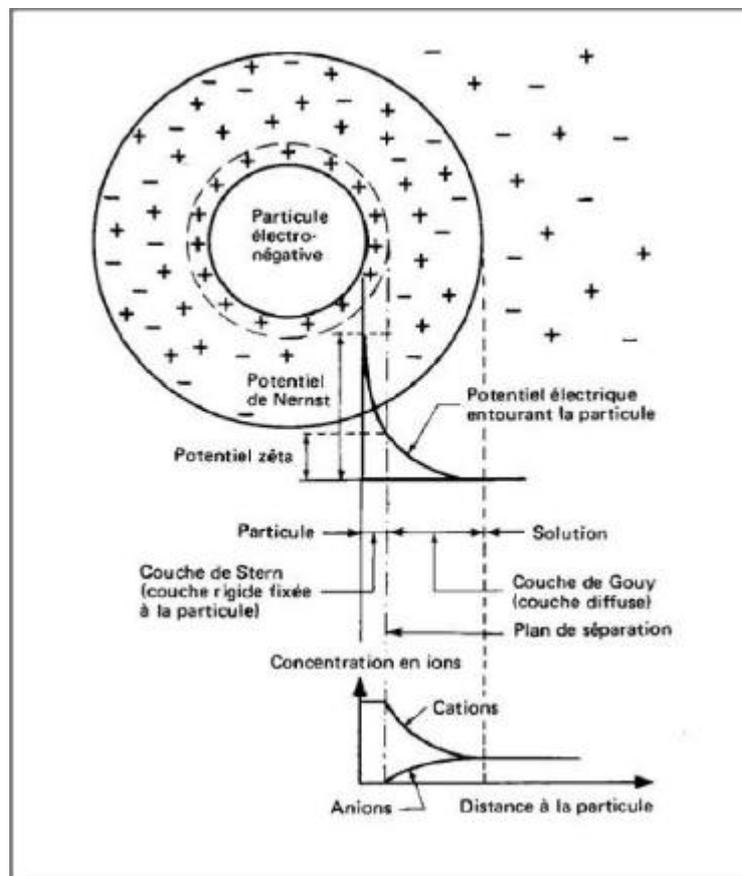


Figure III-1 : Double couche électrique et évolution du potentiel avec la distance à la particule
(El Hachmi, 2013)

La particule est soumise à deux forces opposées, la force de répulsion F_r car les particules ont une charge identique (généralement négative) et la force d'attraction gravitationnelle de Van der Waals F_a liée à la surface spécifique et à la masse des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu.

Si $F_r > F_a$ il y a principalement la répulsion entre les particules colloïdales.

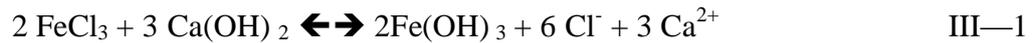
Si $F_a > F_r$ l'agrégation se produit.

L'addition de réactif chimique, le coagulant, est pour but d'affaiblir ou éliminer cette force répulsive, qui apporte au milieu des cations multivalents, libre ou liés à une macromolécule organique. Ces cations sont attirés et adsorbés sur la couche de Stern.

L'efficacité de ce processus est contrôlée selon différents paramètres, comme la dose du coagulant, le pH du milieu, la concentration et la force ionique de polluant. (Zongo, 2009)

Un exemple : (Andrianomenjanahary, 2014)

Chlorure ferrique avec la chaux :



Sulfate ferreux avec la chaux :

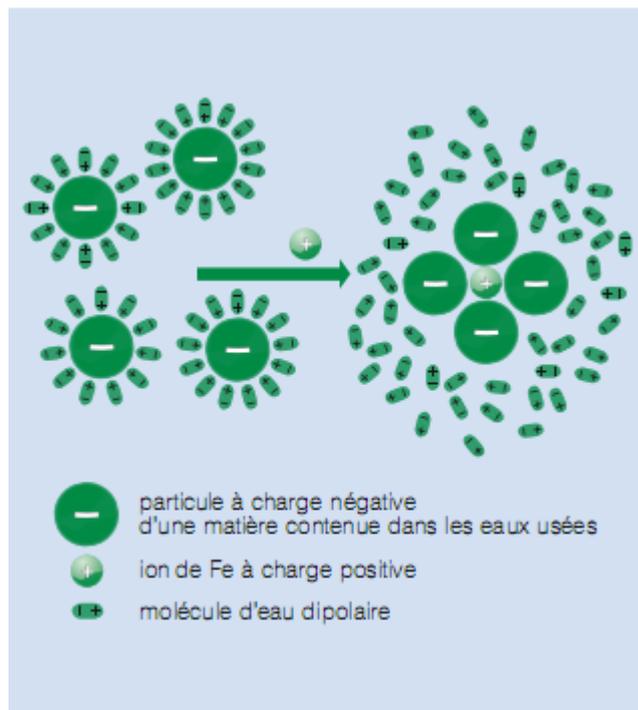
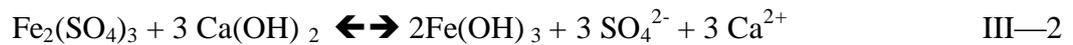


Figure III-2 : Représentation simplifiée du mécanisme de la coagulation (Andrianomenjanahary, 2014)

Pour la floculation, le polymère s'adsorbe à des particules en suspension. Cette adsorption est le raccord résultant entre les segments de polymère chargé et la surface de particules de signe contraire, par le biais d'interactions électrostatiques.

Des liaisons hydrogènes sont formées entre les groupements amides et les groupements hydroxydes à la surface des particules, au travers des interactions hydrophobes ou par pontage par polyion.

Le pontage et la neutralisation sont les deux principaux mécanismes de floculation, qui dépendent des propriétés de masse et de charge du polymère et à sa conformation à l'équilibre

lorsqu'il est adsorbé. Lorsqu'il existe un dosage optimum de polymère (concentration critique de floculation), on aura une neutralisation presque complète des charges de surfaces des particules déstabilisées, donc une réduction sensible du potentiel zêta. La charge de polymère joue un rôle important dans ces mécanismes, car en cas d'une dose excessif de flocculant, on remarque une inversion de charge et restabilisation de système, mais la masse moléculaire a un rôle secondaire, car la concentration critique de flocculant ne changera pas si la masse moléculaire est augmenté. Il y'a aussi l'influence des facteurs tels que, la force ionique, le pH du milieu, la différence de densité de charge entre le polymère (très élevée) et la surface du colloïde (faible) (Dihang, 2007), (Figure III.3).

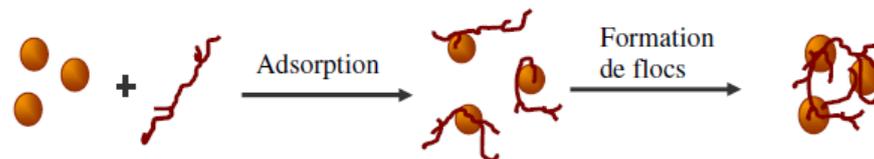


Figure III-3 : Adsorption et pontage à l'aide de polymères (Zongo, 2009)

III.1.2 Décantation-flottation

Les particules en suspension sont généralement exposées à deux forces fondamentales, l'action de pesanteur et la poussée d'Archimède, ceux qui flottent à la surface et ceux qui sédimentent au fond, selon leurs densité et leurs taille (Kherifi, 2009).

La décantation et la flottation sont des procédés de séparation solide-liquide, ont les mêmes lois qui dirigent la séparation. Conformément à la formule de Stokes, on augmentera les performances de séparation des insolubles et par suite le taux de clarification en jouant sur deux paramètres : le diamètre de la particule et la différence de densité.

Si l'eau à épurer reste au repos, en n'arrivant pas à accéder au résultat désiré de ces deux procédés, il est nécessaire d'agir sur plusieurs paramètres pour une élimination quasi-totale des matières solides (Bessioud, 2010).

Pour la décantation, il est possible d'augmenter la vitesse de sédimentation jouant sur ce qui précède (le diamètre de particule et la différence de densité), l'ajout de flocculant, la viscosité du fluide, qui diminue avec l'élévation de température et la surface de base du bac (Kherifi, 2009).

Pour la flottation, en utilisant des moyens extérieurs. A l'aide des diffuseurs, l'aire est insufflée au sein du liquide pour améliorer la séparation des particules.

Les particules naturellement flottables comme les particules organiques et minérales plus lourdes agglomérés avec les graisses, où le diamètre des bulles variant de 2 à 5 mm.

Les particules qui ont une masse volumique supérieure à celle du liquide, où le diamètre des bulles est plus fin que des précédents, il variant de 20 à 80 μm (Mélanie, 2007).

III.1.3 La filtration

La filtration est un processus physique employé afin de purifier l'eau usée en éliminant les matières en suspension (MES) qui est la cause de sa turbidité. Elle consiste à faire passer l'eau à travers un médium poreux (filtre) qui retient les solides (gâteau de filtration MES) et laisse passer les liquides (filtrat). L'eau à filtrer est introduit dans le filtre soit par des forces de pression, soit par création d'un vide en aval.

Généralement cette technique est utilisée après la coagulation-floculation et la décantation pour réduire le colmatage du médium filtrant. Cependant, elle peut être utilisé seule sans étapes préalables, pour les eaux peu chargées.

Dans le domaine de filtration des eaux, plusieurs types de filtres reconnus : le sable, l'antracite, l'ilménite, les pierres poreuses et la terre diatomées. Les plus utilisées dans le traitement des eaux usées sont le sable et l'antracite, soit séparément soit en combinaison dans des filtres multicouches (l'antracite composant la couche supérieure et le sable, la couche inférieure). Ces types de matériaux composent les filtres à granules libres, c'est-à-dire les particules de filtrant (filtre) ne sont pas en cohésion, et ne sont pas attachés les unes avec les autres. Ces particules sont insolubles et ne doivent pas être attaquées par l'eau à filtrer. Les caractéristiques de ces types de milieux filtrants sont les suivants : le diamètre effectif, le coefficient d'uniformité, la densité relative et la porosité.

Il y'a autres types de nature différente (qui ne sont pas des granules libres) qui ont aussi des propriétés filtrantes comme les tissus ou les matières agglomérées comme papiers plissés, films de polycarbonates ou de nylon et textiles thermo soudés.

La filtration se diffère aussi selon la manière de fonctionnement du processus, elle peut se faire de façon gravitaire ou sous pression, de manière ascendante ou descendante selon les besoins.

Il reste le troisième facteur principal qui influe sur l'efficacité de ce processus qui dépend des MES (la concentration et la nature).

L'évaluation finale de traitement se base sur deux paramètres : la turbidité de filtrat et la variation de perte de charge dans le filtre. Ces derniers permettent de contrôler le progrès de colmatage et connaître leur nuisance au traitement. Il convient de noter aussi la vitesse de colmatage, qui à son tour est lié aux propriétés des particules qui sont présentes dans l'eau à traiter (la charge, la cohésion des particules ...), de la vitesse de filtration et des caractéristique

du filtre (dimension des pores, forme, etc.). Après un colmatage important qui empêche le filtrage, il faut laver le filtre (système à l'eau ou système à l'air).

Parmi les points positifs de ce processus est la possibilité de remplacer complètement l'unité de coagulation et son contrôle qui demeure simple. Les inconvénients qui sont liés à ce type de traitement sont la grande superficie nécessaire à l'installation, inefficace pour le traitement des eaux qui ont une turbidité de plus 30 NTU et le manque de souplesse du aux lavages fréquents (Mélanie, 2007).

III.1.4 L'adsorption

L'adsorption est un processus de transfert de phase largement utilisé dans la pratique pour éliminer les substances des phases fluides (gaz ou liquides). Il peut également être observé comme processus naturel dans différents compartiments environnementaux. La définition la plus générale décrit l'adsorption comme un enrichissement d'espèces chimiques à partir d'une phase fluide à la surface d'un liquide ou d'un solide.

Dans le traitement de l'eau, l'adsorption s'est avérée être un processus d'élimination efficace pour une multiplicité de solutés. Ici, les molécules ou les ions sont éliminés de la solution aqueuse par adsorption sur des surfaces solides. Les surfaces solides sont caractérisées par des sites actifs et riches en énergie qui sont capables d'interagir avec les solutés dans la phase aqueuse adjacente en raison de leurs propriétés électriques et spatiales spécifiques.

Les procédés d'adsorption sont largement utilisés dans le traitement de l'eau. Le choix d'adsorbant dépend selon le type de pollution (organique ou inorganique) à éliminer. Le plus utilisable dans le traitement des eaux est le charbon actif. Il est abondamment utilisé pour éliminer les substances organiques de différents types d'eaux tels que l'eau potable et les eaux de rejets (Worch 2012).

Le charbon actif est considéré comme un idéal adsorbant car il peut couvrir une très grande superficie (entre 500 et 1500 m² g⁻¹). Il est connu en deux formes : le charbon actif en poudre (CAP) et le charbon actif granulaire (CAG). Dans le traitement de l'eau, le CAG peut adsorber les substances solubles telles que :

Substances organiques et non polaires comme les huiles minérales, les BTEX, les polyhydrocarbures aromatiques (PACs), les phénols (chlorure).

- Substances halogénées : I (Iode), Br (Brome), Cl (chlore) et F (Fluor).
- Odeur, goût et Levures.
- Divers produits de fermentation.
- Substances non polaires (non solubles dans l'eau) (Bessioud, 2010).

Au cours du traitement, le charbon actif est placé dans des lits fixes (considéré comme un filtre) à l'entrée de l'effluent brut pour permettre la réaction d'adsorption pendant l'agitation de l'eau. Une fois le filtre est saturé, si le charbon est en poudre, en le récupérant mais sa régénération sera impossible. Pour cette raison, économiquement il est préférable de ne pas utiliser le CAP sauf à des points de concentration importante en polluants et ne comme faisant pas partie intégrante d'un traitement permanent. Si le charbon est en granulé, la régénération sera possible par une méthode chimique (lavage à la soude et à la vapeur) ou une méthode thermique (combustion du charbon à 650-800 °C). Dans tous les cas les polluants sont éliminés du charbon. Celui-ci peut être réutilisé de nouveau (Mélania, 2007).

III.1.5 La séparation membranaire

III.1.5.1 L'osmose inverse

Les membranes utilisées dans l'osmose, sont très denses afin d'arrêter le passage des sels. Cette technique est utilisé pour :

- Le dessalement des eaux de mer;
- Le dessalement des eaux saumâtres;
- La production d'eau ultra pure;
- La production d'eau de process, etc.

Le phénomène d'osmose est un phénomène naturel, leur principe est de créer un équilibre de concentration entre deux solutions séparées par une membrane semi-perméable (membrane cellulaire), une des solutions contient le soluté, elle est concentrée et l'autre contient le solvant seulement ou bien dilué. Quand le solvant passera la membrane afin d'équilibrer la concentration, le soluté ne passe pas, en obtenant une pression appelée pression osmotique due à la différence de concentration. Pour inverser le passage de solvant, il faut appliquer de la part du soluté une pression supérieure à la pression osmotique.

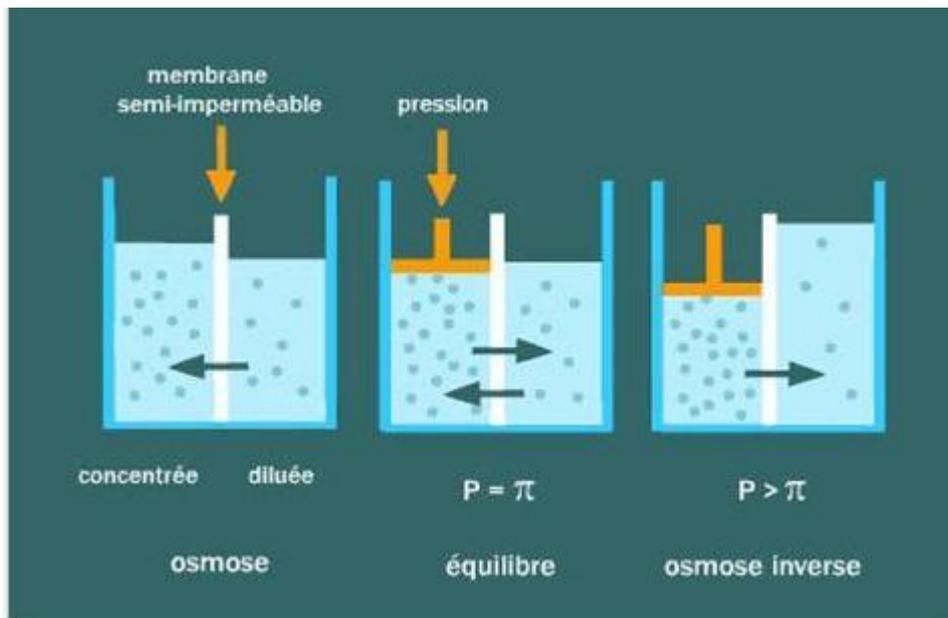


Figure III-4 : Principe de l'osmose inverse (Monsite, 2012)

La pression osmotique π sera plus importante quand la concentration est élevée, et la masse molaire est faible (Berland, 2002).

III.1.5.2 La nanofiltration

Cette technique se situe entre l'osmose inverse et l'ultrafiltration. Elle sépare les substances en solution de taille proche de celle du nanomètre (soit 10 \AA). Les composés retenus par ce type de membrane sont : les sels ionisés multivalents (calcium, magnésium, aluminium, sulfates...) et les composés organiques non ionisés de masse molaire supérieure à environ 250 g/mol .

Les mécanismes de transfert sont intermédiaires entre ceux de l'osmose inverse et ceux de l'ultrafiltration. Cette technique est souvent utilisée pour l'adoucissement des eaux (Berland, 2002).

III.1.5.3 L'ultrafiltration

Cette technique permet la séparation des macromolécules et d'espèces colloïdales par des membranes microporeuses dont les diamètres de pores sont compris entre 1 et 100 nm . Elle permet la rétention des molécules de masse molaire élevée (polymères, protéines, colloïdes). Pour cela, l'ultrafiltration est utilisable afin d'éliminer les macrosolutés présents dans les effluents ou dans l'eau à usage domestique, industriel ou médical (Berland, 2002).

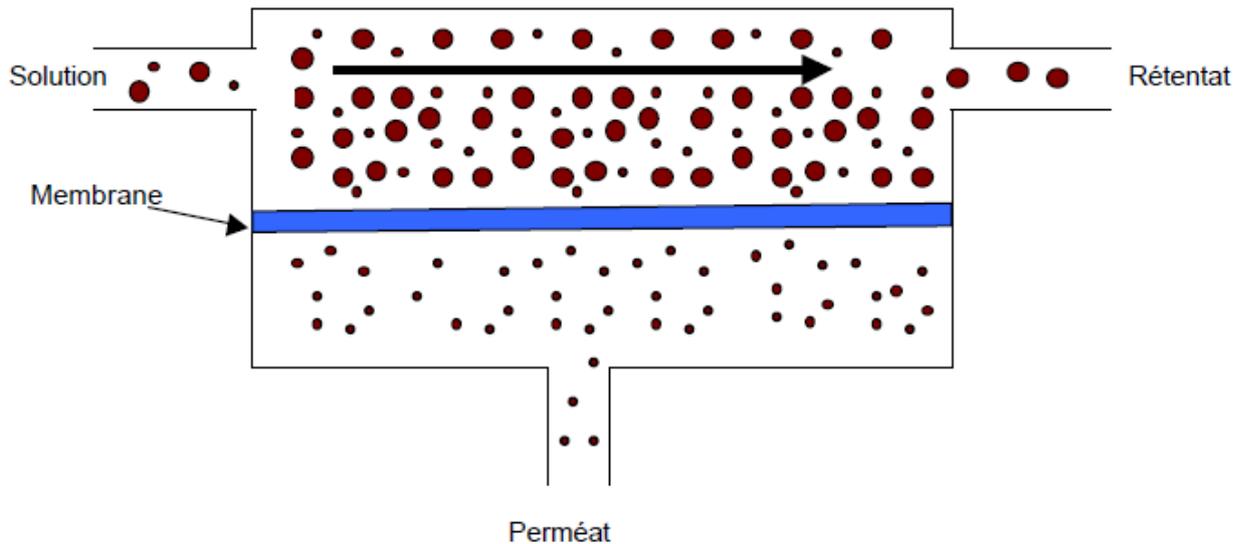


Figure III-5 : Principe de l'ultrafiltration (Berland, 2002)

III.1.5.4 La microfiltration

La microfiltration est une technique de séparation membranaire solide-liquide, où elle se distingue par un diamètre de pore compris entre 0,1 et 10 μm . Ce procédé empêche le passage des particules en suspension, des bactéries et indirectement les colloïdes et certains ions. Généralement, l'application de ce phénomène sera possible après une fixation de ces particules et bactéries sur des plus grosses particules obtenues par complexation, précipitation ou floculation.

Il n'y a pas une grande différence entre la microfiltration et l'ultrafiltration au niveau de fonctionnement, par contre quelques différences entre elles sont telles que:

- Les substances éliminées par l'ultrafiltration sont homogènes avec l'eau par contre la microfiltration est considérée comme un procédé de séparation solide-liquide.
- La pression de travail est généralement plus faible dans le cas de la microfiltration.
- Les flux de filtration sont souvent plus importants dans le cas de la microfiltration (Berland, 2002).

Par ailleurs, il y a une différence entre la filtration classique et la filtration membranaire, notamment, l'eau à traiter passe de façon tangentielle par rapport à la membrane et non perpendiculairement comme le cas de en filtration classique.

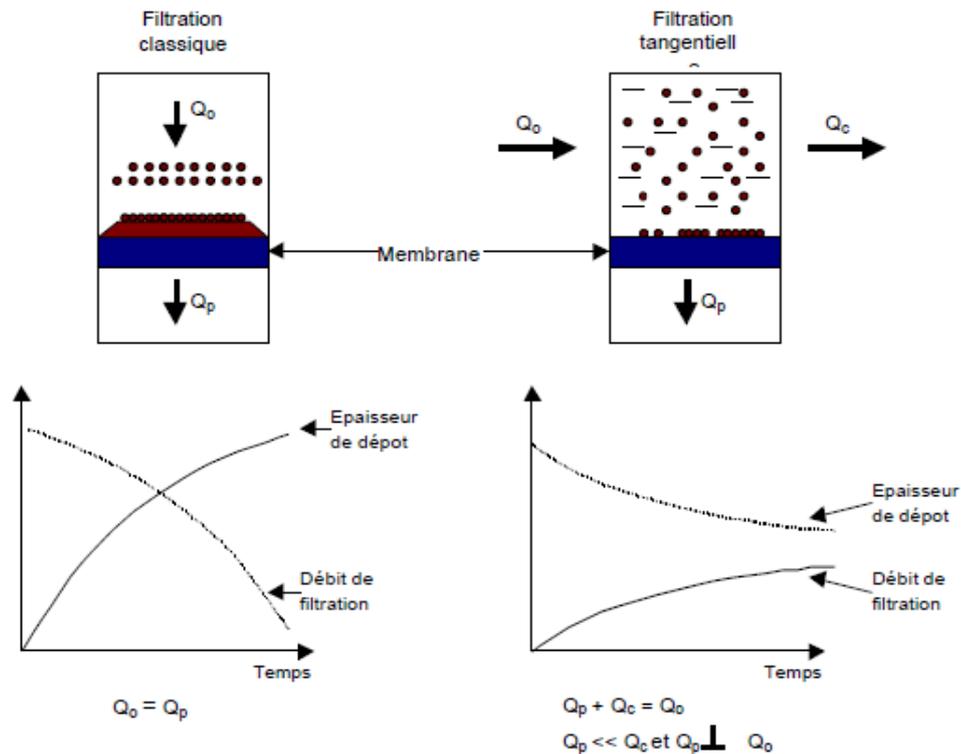


Figure III-6 : Comparaison entre filtration classique (ou frontale) et filtration tangentielle (Maurel, 1993)

Les membranes utilisées lors la séparation membranaire peuvent être soit organique (polymères) ou bien minérales (alumine fritté). Leur structure peut être homogène (propriétés structurelles constantes sur toute l'épaisseur), asymétrique (propriétés structurelles variables de la surface vers le centre) ou composite (matériaux sélectif déposé sur un support poreux quelconque (Mélania, 2007).

III.1.6 L'électrocoagulation

D'après le nom « d'électrocoagulation » en remarquant qu'il désigne l'union des sciences de l'électrochimie et de la coagulation. En trouvant l'utilisation de ce procédé dans différents domaines, mais beaucoup dans le traitement des effluents, où leur principe combine un phénomène physique et un autre qui est chimique, afin de détruire les polluants trouvés dans l'eau à traiter.

L'électrocoagulation et la coagulation classique se diffère au niveau de conception et d'opération et se mettre d'accord dans l'objectif qui est la déstabilisation des espèces polluantes et leurs enlèvement de l'effluent sous forme de floes flottés et sédimentés. L'électrocoagulation a prouvé sa place et son importance pour beaucoup d'avantages comme :

- La versatilité épuratrice le faible coût;
- La facilité d'automatisation et la compatibilité environnementale;

- La rapidité de réaction et la compacité des équipements, la simplicité d'opération et d'entretien d'une cellule d'électrocoagulation;
- La plus grande siccité des boues produites (Bessioud, 2010).

III.1.6.1 Aspect historique

Le premier document rapportant l'utilisation de l'EC pour le traitement des effluents est un brevet américain déposé en 1880 par Webster (Thibaut, 2000) 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 (Bennajah, 2007).

Un pilote a été construit à Londres en 1889 pour traiter de l'eau de mer par électrolyse. Une demande de licence a été déposée par A.E. Dietrich en 1906 pour le traitement des eaux usées de manufactures (Zongo, 2009).

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 traitement 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.

En 1940, Matteson et al (cité par (H.A. Moreno C. 2007) décrivait un « coagulateur électronique » qui consistait à faire dissoudre une anode en aluminium pour ensuite former avec les hydroxydes produits à la cathode, des hydroxydes d'aluminium qui flocculent et coagulent en entraînant les matières en suspension et purifient l'eau. Un procédé similaire a été développé en Grande Bretagne pour traiter les eaux de rivière par des électrodes de fer (Zongo, 2009).

En 1946, Stuart étudie plus précisément le procédé avec un réacteur équipé d'électrodes en aluminium. Comparant le procédé de coagulation physico-chimique et le procédé électrochimique, il observe que le phénomène de coagulation semble plus rapide avec la méthode électrochimique. Bollina (1947), se base sur les résultats de Stuart et réalise une comparaison économique des deux procédés. Il estime que pour les installations de petites tailles, l'électrocoagulation peut s'avérer plus compétitive que les procédés classiques.

Les recherches se sont poursuivies sur les effluents de caractéristiques très différentes :

Holden (1956) s'intéresse à la possibilité de traiter les eaux de surface pour la production d'eau potable alors que Sadek (1970) propose un traitement des eaux usées en éliminant les phosphates par EC. Back et al. (1974) emploient le procédé pour le traitement des effluents issus des industries agro-alimentaires. En 1975, Strokach en URSS, évoque divers « électrocoagulateurs », permettant le traitement et le recyclage des eaux usées pour une éventuelle réutilisation en agriculture. En 1980, de nombreux travaux ont été présentés par des chercheurs

russe sur l'électrocoagulation comme moyen de traitement efficace des eaux usées. Enfin, en 1984, Vik réalise un travail conséquent démontrant la possibilité de produire de l'eau potable par le procédé d'électrocoagulation à partir des eaux naturelles norvégiennes fortement chargées en substances humiques (Thibaut, 2000).

En dépit de ces nombreuses recherches, le procédé d'EC a marqué un net recul en raison de l'évolution des autres procédés de traitement des eaux qui sont apparues plus simples et moins coûteux. Ainsi l'électrocoagulation s'est finalement peu développée jusqu'au début des années quatre vingt dix.

Le développement de la législation concernant les rejets d'eaux polluées en milieu naturel, ainsi que l'avancement des recherches dans les différents procédés d'électrochimiques ont dans les années quatre vingt, réactualisé l'électrocoagulation qui a alors connu un regain d'intérêt.

Les efforts récents concernant le développement des procédés propres de traitement des eaux, ont permis à l'électrocoagulation de prendre de l'importance, offrant ainsi un coût d'investissement et de traitement compétitif, et une large efficacité d'élimination de polluants.

Les industries de traitement de surface ont été les premières à instaurer des procédés d'électrocoagulation, en France, dans les années quatre vingt dix. Depuis, la technologie des procédés d'EC ne cesse d'être développée et améliorée dans des domaines industriels variés (textile, agroalimentaire, semi – conducteurs...).

L'importance de l'électrocoagulation s'est accrue du fait de son efficacité, généralement supérieures aux autres techniques, pour éliminer les différentes formes de pollution, répertoriées par les indicateurs suivants:

- DCO : Demande chimique en oxygène,
- DBO : Demande biologique en oxygène,
- COT : Carbone organique total,
- MES : Matières en suspension,
- TDS : Taux de solides dissous,
- TAC : Taux alcalimétrique complet,
- Les métaux lourds,
- ABS : Coloration liée à l'absorbance de l'effluent (Bennajah, 2007).

III.1.6.2 Principe

L'électrocoagulation est une technique électrochimique dérivée de la coagulation chimique standard. Elle est utilisable dans le traitement des eaux afin d'éliminer les polluants trouvés dans ces derniers. Le procédé comprend la dissolution électrochimique du métal

immergé dans l'eau à traiter et autres réactions qu'elle s'accompagne comme l'électrolyse de l'eau. Le résultat atteint est la formation des hydroxydes métalliques qui vont assurer l'adsorption puis la floculation des particules et des composés polluants dissous.

Ce procédé peut être identifié par trois grands mécanismes synergiques concourant au traitement de la pollution, qui sont :

- les phénomènes électrochimiques;
- la coagulation et la floculation;
- l'hydrodynamique.

La dissolution du métal est provoqué par génération d'un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur afin, de libérer des ions tels que (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}), qui jouent le rôle de coagulants et agissent sur des polluants que l'on souhaite éliminer. Le champ électrique crée un mouvement d'ions et de particules chargées. Cette action permet de rassembler les matières en suspension sous forme de floes qu'on élimine ensuite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration) (Bennajah, 2007).

Le processus est résumé comme suit:

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

III.1.7 Les différents matériaux utilisés pour les électrodes

Les électrodes les plus utilisées dans les traitements des eaux par électrocoagulation sont le fer (acier doux) et l'aluminium. On peut choisir une qualité secondaire pour les deux matériaux, afin de diminuer les coûts d'achat d'équipement. Ces matériaux sont choisis à cause de leur importante capacité de production d'hydroxydes lors de l'imposition de courant, ce qui favorise la coagulation. Lors du passage du courant, la dissolution de l'anode se fait facilement comme dans le cas du fer et de l'aluminium.

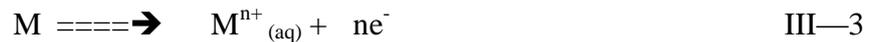
De son côté, la cathode peut être également constituée de fer ou d'aluminium ou d'un autre métal. Mais, il n'y a pas de décomposition de la cathode induite par le courant puisque le potentiel appliqué n'est pas excessif. Cependant, l'électrolyse de l'eau résulte un dégagement du gaz d'hydrogène (H_2), qui aide à soulever les hydroxydes métalliques (la flottation des floes), ce qui en facilite leur récupération à la surface liquide (Mélania, 2007).

Les réactions aux électrodes sont telles que :

Le passage du courant entre les électrodes (un ou plusieurs couples d'électrodes) dans la cellule du réacteur, va créer des réactions électrochimiques.

- *A l'anode*

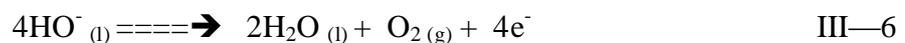
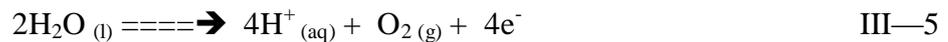
Une dissolution électrolytique des anodes du métal produit des espèces cationiques, par oxydation au niveau de l'anode.



Si le métal utilisé est l'Aluminium, on aura :



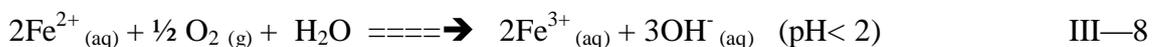
Ces ions sont stables à $pH < 3$, où elles entre en réaction avec les espèces ioniques du milieu aqueux pour enclencher les mécanismes qui entraineront l'abatement des polluants. En plus de cette réaction, une autre réaction a lieu en parallèle, qui est l'hydrolyse, qui conduit à l'émission d'oxygène gazeux. Cette demi-réaction se module avec le pH (acide ou base) du milieu aqueux (Lemlikchi, 2012).



Pour le fer :



Les ions ferreux sont stable à un pH inférieur à 9, ils précipite pour se former $Fe(OH)_2$ à un $pH > 9$. Cependant, les ions ferreux sont instables dans un environnement contenant de l'oxygène, peuvent s'oxyder pour donner les ions ferriques pour rendre efficace la flottation (Lemlikchi, 2012).



Les ions ferriques sont négligeables à un $pH > 2$, forment dans l'effluent les hydroxydes ferriques qui sont responsables des floccs bruns qui précipitent.

Selon le pH, la forme du métal ne reste pas cationique, ces cations interagissent avec l'eau pour former des complexes avec les ions hydroxydes. Il en résulte plusieurs composés, le complexe qui s'y trouve souvent dépend du degré de pH du milieu. Ces produits jouent le rôle du coagulant en neutralisant les charges négatives à la surface des colloïdes, et conduisent à la formation des précipités, puis des floccs facilement éliminables.

la formation de l'hydroxyde d'aluminium sous forme amorphe ou solide (Al(OH)_3 , Al_2O_3) est un résultat d'une succession de réaction (germination ou condensation) en solution qui entraîne l'apparition des monomères (Al(OH)^{2+} , Al(OH)_2^+ , Al(OH)_4^- , Al(OH)_5^{2-}) et de polymères ($\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$, $\text{Al}_3(\text{OH})_4^{5+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$) suivant l'équation suivante (Mélanie, 2007) :



Tels que :



L'avantage des floes amorphes Al(OH)_3 c'est leurs larges surfaces spécifiques, qui favorisent une meilleure adsorption des composés organiques solubles et un piégeage facile des particules colloïdales.

L'apparition des hydroxydes précédents a une relation avec le pH du milieu, un diagramme (Figure III-8) d'hydrolyse de l'aluminium a été proposé expliquant l'intervalle pH de chaque hydroxyde, où il y a deux mécanismes majeurs sont considérés la précipitation et l'adsorption.

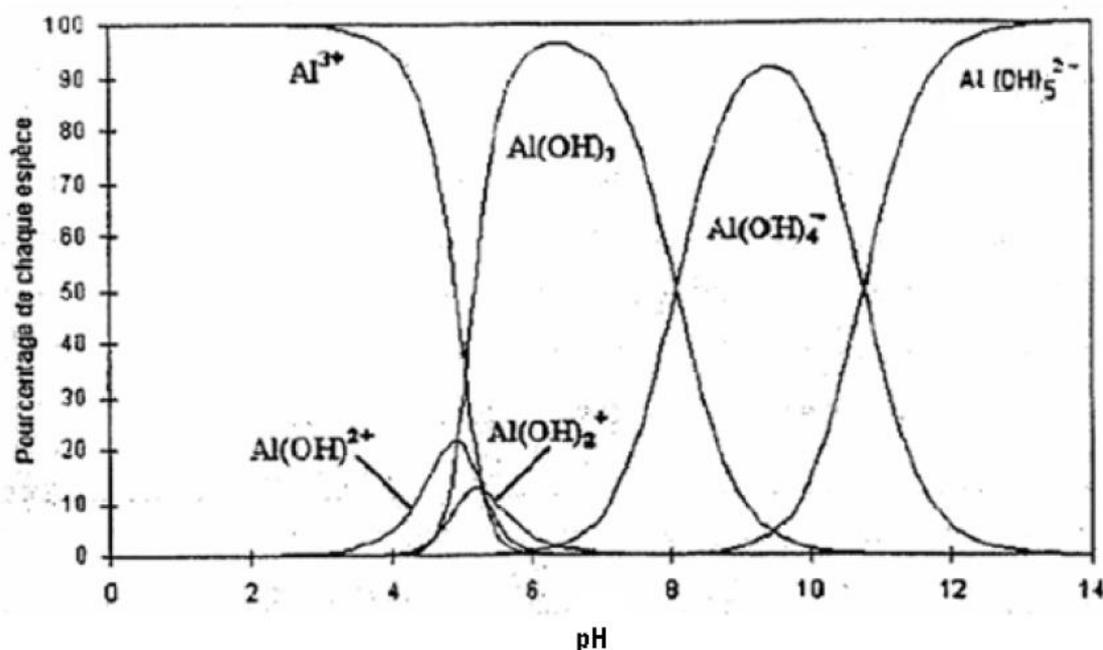


Figure III-7 : Hydrolyse de l'aluminium en fonction du pH (Lemlikchi, 2012)

Le fer a également des différentes formes en fonction du pH telle que : Fe(OH)^+ , Fe(OH)^{2+} , Fe(OH)_2^+ , Fe(OH)_4^{2-} , Fe(OH)_2 , Fe(OH)_3 , Fe(OH)_4^- , Fe(OH)_2^{4+} , $\text{Fe}_2(\text{OH})_4^{2+}$, $\text{Fe}_3(\text{OH})_4^{5+}$.

Ces complexes jouent le rôle des adsorbants, où les espèces colloïdales se fixent sur les surfaces des hydroxydes de fer formant des floes facile à éliminer. Cela montre l'aspect de la compatibilité entre la méthode chimique de coagulation et cette méthode électrochimique

(l'électrocoagulation), c'est le même but à atteindre par les mêmes acteurs sauf que le champ électrique dans le cas de l'électrocoagulation facilite la migration des espèces (Lemlikchi, 2012).

Les espèces $\text{Fe}(\text{OH})_3$ formées ont la propriété d'être de nature gélatineuse, ce qui l'aide à éliminer les polluants de l'eau, soit par complexation soit par attraction électrostatique suivie de coagulation et flottation.

Les figures (III-7 et III-8) illustrent les spéciations différentes du fer dans l'eau pure qui lui confèrent ces deux états d'oxydation (2) et (3). Les ions de fer ferreux (figure III-8) sont existées dans l'intervalle $0 < \text{pH} < 9$, mais pour les milieux plus alcalins, il aura tendance à former des complexes hydroxylés dont les principaux $\text{Fe}(\text{OH})^+$ et $\text{Fe}(\text{OH})_3^-$. Lorsque la teneur en fer augmente, la répartition du fer demeure peu avec une diminution du domaine de l'ion vers des pH plus faibles au profit de la précipitation du composé $\text{Fe}(\text{OH})_{2(s)}$.

Le fer ferrique (figure III-8) est trouvé dans l'eau pur dans une spéciation plus avec 6 espèces au total. Les hydroxylés deviennent prédominants dès $\text{pH} = 2$. (Lemlikchi, 2012)

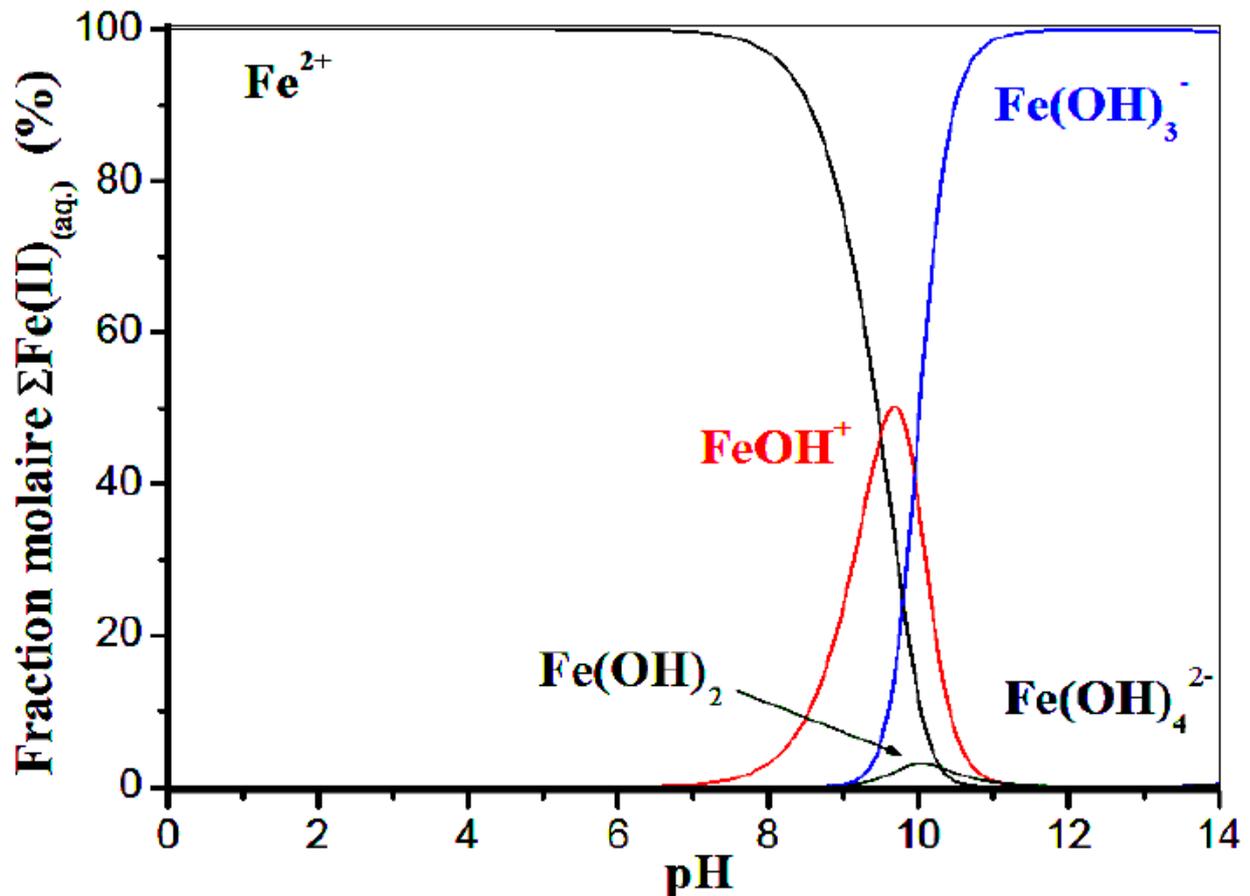


Figure III-8 : Répartition molaire du fer (2) en fonction du pH (Lemlikchi, 2012)

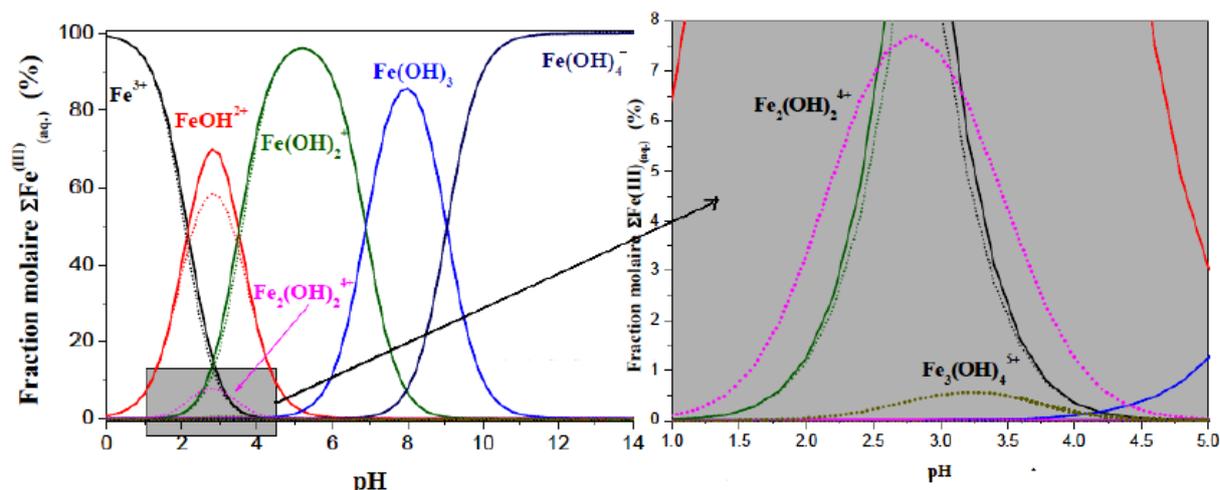


Figure III-9 : Répartition molaire du fer (3) en fonction du pH (Lemlikchi, 2012)

Les deux complexes $\text{Fe}_2(\text{OH})_2^{4+}$ et $\text{Fe}_3(\text{OH})_4^{5+}$ appelés espèces polynucléaires existent uniquement pour le fer (3). Elles sont détectables lorsque la concentration totale en fer (3) est suffisamment importante ($\Sigma\text{Fe} > 10^{-2}$ mol/L) et en condition modérément acides (entre $\text{pH} = 1$ et $\text{pH} = 5$). La solubilité du fer ferrique est faible dans la solution et devient minoritaire dès que le pH est supérieur à 2 (Lemlikchi, 2012).

- *A la cathode*

Deux phénomènes sont connus au niveau e cathode la réduction du solvant (eau) et la précipitation du métal solide.



Où la réduction de l'eau provoque le dégagement du gaz hydrogène qui aide la flottation des particules floculées (coagulées).

Si le milieu est acide, la réduction de l'eau sera :



Si le milieu est basique, la réduction de l'eau sera :



Cette réaction entraîne l'émission d'hydrogène gazeux, qui a une légère influence sur deux phénomènes, la flottation et l'agitation, où le diamètre des bulles dégagées a une influence sur l'efficacité de flottation, ça dépend du pH . Donc il est possible d'optimiser la valeur du pH à adopter avant le démarrage du procédé d'EC, afin d'obtenir des bulles du gaz H_2 de petite taille. Ces bulles également empêchent ou réduisent la formation des dépôts sur la cathode et donc augmente le rendement de l'EC quel que soit le type d'électrode utilisé.

Ce processus est suivi soit par flottation, soit par décantation pour éliminer les polluants piégés avec les hydroxydes de métal.

III.1.8 Les principales lois de l'électrolyse

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

- Les réactions chimiques inter-ioniques,
- Les réactions électrochimiques d'oxydoréduction,
- Les phénomènes physiques de transfert de charge à l'interface électrode solution,
- Les adsorptions physiques ou chimiques entre hydroxydes et polluants et adsorption chimique entre les ions métalliques et la pollution,
- L'hydrodynamique dans l'espace inter électrodes,
- Les interactions gaz-liquide plus précisément entre les gaz produits et la solution (Zongo, 2009).

Il existe des lois qui contrôlent ces phénomènes et aident à optimiser les performances du procédés, parmi eux :

III.1.8.1 Loi de Faraday

On peut appliquer cette loi a condition de considérer que les réactions chimique qui se déroulent dans le réacteur d'électrocoagulation, qui sont :

- ✓ L'oxydation du métal à l'anode.
- ✓ La réduction de l'eau à la cathode.

Cette loi utilisé pour calculer la masse de métal dissoute et d'hydrogène formé pendant une durée t d'électrolyse à un courant I, où :

$$m = \frac{I t M}{n F} \quad \text{III—14}$$

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.

Si le modèle d'électrolyse comprend p électrodes, et est alimenté par un liquide ayant un débit Q_e, alors :

$$C = \frac{m.(P-1)}{Q_e} \quad \text{III—15}$$

Avec :

C : débit massique de métal dissous (kg.h/m³).

Q_e : débit d'alimentation de la cellule (m³/h).

p : nombre d'électrodes.

m : quantité théorique de métal dissous (kg).

III.1.8.2 Calcul énergétique

Il nous permet de calculer l'énergie électronique à fournir en fonction du volume d'effluent à traiter en KWh.m⁻³, par l'équation suivante :

$$E = U.I.t/V \quad \text{III—16}$$

U est la tension aux bornes des électrodes (V),

I est l'intensité(A),

t est le temps (h),

V est le volume (m³).

Cette relation englobe l'énergie de dissolution de l'anode et l'énergie de dégagement de gaz.

III.1.8.3 Rendement faradique et rendement énergétique

Soit la réaction électrochimique :



Avec :

A : espèce oxydante.

P : espèce réductrice

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

γp : nombre de moles de P produites.

Si cette réaction est la seule à se produire, la loi de Faraday indique que la production de γp moles de P nécessite le passage de γp moles d'électrons, c'est-à-dire, la quantité d'électricité Q₀ telle que :

$$Q_0 = n. N. e_0 = nF \quad \text{III—18}$$

Avec :

N : nombre d'Avogadro (6,022.10²³ mol⁻¹).

F : constante de Faraday (96500 C.mol⁻¹).

e₀ : la charge élémentaire (1,602. 10⁻¹⁹C).

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

Donc, on peut exprimer l'expression du rendement faradique comme suit :

$$\phi_c = \frac{\text{Quantité d'électricité nécessaire pour produire } \gamma_p \text{ moles de } P}{\text{Quantité d'électricité réellement consommée pendant l'électrolyse.}} \quad \text{III—19}$$

Ou bien :

$$\Phi_c = (I_{\text{théorique}} \cdot t) / (I_{\text{consommée}} \cdot t) \quad \text{III—20}$$

Et le rendement de l'énergie sera donc :

$$RE = \frac{\text{Energie minimale nécessaire pour produire } \gamma_p \text{ moles de } P}{\text{Energie réellement consommée pendant l'électrolyse.}} \quad \text{III—21}$$

Soit :

$$RE = (I_{\text{théorique}} \cdot E_{\text{eq}}) / (I_{\text{consommée}} \cdot E_{\text{App}}) \quad \text{III—22}$$

Avec :

E_{Eq} : potentiel d'équilibre $E_{\text{Eq}} = E_{\text{O(anode)}} - E_{\text{O(cathode)}}$

où E_0 sont les potentiels d'abandon des électrodes ($i=0$).

E_{App} : tension mesurée aux bornes de l'électrolyseur.

III.1.9 Facteurs influençant le procédé d'EC

III.1.9.1 Source de courant

Les deux sources de courant : courant continu et courant alternatif, sont applicables dans ce procédé. Mais habituellement, le générateur de courant utilisé est une source de courant continu. Le courant continu peut provoquer la formation d'un film passif (imperméable) sur les électrodes si le système fonctionne sur longue période ce qui diminue l'efficacité du réacteur en diminuant le passage du courant. Certaines études ont montré qu'en utilisant un courant électrique alternatif, ce phénomène peut être retardé et permet de maintenir les électrodes plus longtemps (Mélania, 2007).

III.1.9.2 Densité de courant

La densité de courant est un paramètre déterminant de l'efficacité du procédé d'EC. En effet, celui-ci influence la dissolution des électrodes anodiques de fer ou d'aluminium, et d'autre part, influence la formation des bulles d'hydrogène générées sur les électrodes cathodiques et intervient dans l'estimation du coût du procédé (Sanni, 2018). En effet, si la densité de courant est trop faible, une faible quantité d'hydroxyde sera produite, une faible quantité d'hydrogène sera dégagée à la cathode et le temps de résidence de l'effluent dans le réacteur devra être plus long afin d'obtenir une bonne qualité de l'eau traitée. Dans le cas contraire, une densité de courant plus élevée provoquera une augmentation de la vitesse de la réaction, mais dans ce cas les électrodes seront attaquées plus rapidement, entraînant une consommation plus rapide des électrodes et une dépense énergétique plus importante. De plus, il y a des risques de perdre une

grande partie de l'énergie en chaleur dans le système (Mélania, 2007). Donc, le choix de la densité de courant doit être fait pour une énergie plus efficace et les coûts d'opération les plus bas, avec d'autres paramètres opératoires tels que le pH, la température, ainsi que le débit pour assurer un rendement élevé du courant (Bessioud, 2010).

III.1.9.3 Conductivité de l'eau

La conductivité électrique de l'eau brute est un facteur important dans ce processus, car elle est responsable du transfert ionique dans l'électrolyte, elle doit être d'une valeur élevée selon le courant qui est imposé. Si la conductivité est faible, le courant se heurte à une résistance élevée dans le milieu, qui nécessite une tension élevée, ce qui conduit finalement à une consommation d'énergie importante, ce qui n'est pas souhaitable car le coût augmente.

Si ce problème est trouvé, il peut être résolu en utilisant un électrolyte qui a une conductivité électrique élevée, à condition qu'il n'interagisse pas avec les ions de la solution brute, mais aide à transférer le courant entre les électrodes. Un tel électrolyte comme Na_2SO_4 , il y a aussi un autre sel le chlorure de sodium (NaCl) qui non toxique et que son coût est modéré. (Mélania, 2007)

Il a été constaté que les ions chlorures pourraient sensiblement réduire les effets néfastes des autres anions tels que HCO_3^- , SO_4^{2-} . L'existence des ions carbonates ou sulfates conduirait à la précipitation des ions Ca^{2+} ou Mg^{2+} qui forment une couche isolante sur la surface des électrodes. Cette couche isolante pourrait augmenter fortement le potentiel entre les électrodes et entraîner une diminution significative de l'efficacité du courant. En outre, le chlore généré électrochimiquement a été trouvé efficace dans la désinfection de l'eau (Bessioud, 2010).

III.1.9.4 pH

Le pH initial est également un paramètre clé à considérer lors du traitement par EC. Le pH initial de l'effluent a un effet sur la conductivité de la solution, la dissolution des électrodes, le potentiel zêta, et les espèces de fer formées. (Sanni, 2018) De plus, dans le cas où la solution à traiter possède une conductivité importante, l'effet du pH n'a pas autant d'impact sur la qualité du traitement. Par contre, à des pH neutres, la conductivité est souvent plus variable ce qui entraîne une plus grande demande énergétique (Mélania, 2007).

Les espèces coagulantes les plus efficaces se forment dans les pH acides, neutres et légèrement alcalins car dans des conditions fortement basiques, les ions formés sont $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ et $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ et ils présentent de faibles performances de coagulation. Pendant l'électrocoagulation, le pH de la solution évolue vers la neutralité, comme si la est acide, la valeur du pH augmente rapidement, et si le pH est basique, elle descend.

Lors de l'augmentation d'un pH de solution acide, il y a formation des hydroxydes pendant l'EC à la cathode et dégagement du gaz H₂ à l'anode c'est dire la transformation des ions H⁺ donnant le gaz d'hydrogène. Par contre dans les eaux à traiter basiques, la diminution de leurs pH peut être causée par les ions H⁺ selon l'équation :



Parce qu'il cherche toujours l'équilibre.

Certains études recommandé d'appliquer le procédé d'EC à des pH proches de la neutralité car l'élimination des polluants est plus efficace dans ces conditions (Sanni, 2018).

III.1.9.5 Température

Depuis que ce procédé est apparu, et les études qui en ont découlé. La température n'était pas concernée par une étude indépendante de son effet sur le processus. Mais certains chercheurs ont identifié une température à laquelle l'efficacité est maximale, c'est entre 60 et 65°C, L'augmentation de l'efficacité avec la température a été attribuée à l'accroissement des activités de destruction de la couche d'oxyde d'aluminium de la surface de l'électrode. Ensuite l'augmentation de la température entraîne une diminution de l'efficacité. Car si la température augmente de manière importante, cela conduit à de nombreux négatifs, parmi les quelles : un changement dans l'interface gaz-liquide qui n'est pas souhaitable pour l'enlèvement des polluants. De plus, une température plus élevé implique une production de bulles d'hydrogène de taille plus importante (expansion du gaz à haute température), ce qui augmente la vitesse de remonté et une diminution de l'accrochage des particules en suspension. Ainsi le traitement s'effectue habituellement à une température ambiante (Bessioud, 2010 ; Mélanie, 2007).

III.1.10 Avantages et inconvénients du procédé d'électrocoagulation

Les avantages de ce procédé peuvent être énumérés si nous le comparons au procédé classique qui est la coagulation par vois chimique. On trouve que l'EC se caractérise par certains des éléments suivants :

- L'EC permet une production in situ de l'agent coagulant, ce qui implique qu'il n'y a pas de couts engendrés par le transport et l'entreposage de réactifs chimiques (Mélanie, 2007). Cela nous aide également à éviter certains accidents et mésaventures, comme pour la CC, si la quantité d'ions adsorbés est plus élevée que le nombre de sites à la surface, on assiste à une restabilisation due à l'inversement de la charge (Zongo, 2009).

- Comparativement à l'utilisation de la précipitation chimique standard, dans l'EC il n'y a pas d'ajout de produit chimique, cela peut conduire à une augmentation de concentration des anions indésirables ou en sels (Mélanie, 2007).
- L'efficacité épuratoire du traitement : élimination de 60 à 80 de la charge polluante accompagnée de l'élimination des odeurs et couleurs (Mélanie, 2007).
- La biodégradabilité des effluents traités par électrocoagulation est améliorée. Ce perfectionnement est dû à la non-toxicité de la forme d'aluminium utilisée et à la faible salinité du milieu (Bennajah, 2007).
- Le mode de traitement par électrocoagulation n'est pas modulable selon la nature des polluants alors que pour des colloïdes très fins, la coagulation chimique impose des étapes plus lentes et des quantités de coagulants importantes (Zongo, 2009).
- L'EC permet un abattement important de virus et d'autres microorganismes par rapport à la CC, vraisemblablement lié au fait du champ électrique.). Dans le cas d'élimination partielle de virus par microfiltration, un prétraitement par l'EC permet d'avoir une efficacité relative déjà aux faibles concentrations de fer dissous comparé à la CC (Zongo, 2009).
- Les bactéries sont des espèces généralement chargées négativement et elles peuvent se présenter sous forme d'une suspension colloïdale. Lors de l'électrocoagulation, cette suspension bactérienne peut être déstabilisée par la neutralisation des charges négatives en présence d'agents coagulants (Mélanie, 2007).
- Les polluants sont séparés différemment avec une décantation comme seule possibilité pour la coagulation chimique et une possibilité de combinaison flottation/décantation pour l'électrocoagulation, où la flottation est produite par la génération des bulles de gaz d'hydrogène à la cathode, ce qui rend d'ailleurs intéressante une étude comparative de la turbidité.
- L'électrocoagulation offre la possibilité de traiter des effluents par oxydation et réduction de plusieurs composés dissous tel que les nitrites, les sulfures, les cyanures, les sulfites, les chromates et les ions fluorures (Bennajah, 2007).
- Dans le cas d'huiles de coupe, l'abattement du COT est plus important en début de traitement avec la CC que l'EC mais à la fin, on obtient une meilleure efficacité avec l'EC (Zongo, 2009).

- La quantité de boues métalliques formées est moins importante que celle générée par la coagulation chimique conventionnelle. En effet, les boues obtenues sont moins hydrophiles, elles décantent plus vite et contiennent moins d'eau. Les coûts en disposition des boues peuvent donc être ainsi diminués (Mélanie, 2007).
- Le temps de traitement semble être plus contrôlable et réduit en EC qu'en CC (Zongo, 2009).
- La facilité d'opération et d'automatisation d'un tel système (Mélanie, 2007).

Quelques inconvénients de l'électrocoagulation peuvent également être énoncés, comme :

Comme nous savions précédemment que la conductivité électrique est un facteur d'influence dans ce processus, et si la conductivité était faible, cela empêcherait le passage du courant électrique, et de là à une augmentation de la quantité d'énergie électrique consommée.

De plus, il y a toujours une probabilité d'avoir la formation d'un film d'oxyde passivant la surface des électrodes, qui peut être causé par la présence importante d'ions calcium et hydrogénocarbonate, augmentant ainsi, la résistance de la cellule. Ce qui peut diminuer de façon importante l'efficacité du système (Bennajah, 2007) et (Mélanie, 2007).

Cependant, ces inconvénients ont des solutions, car dans le cas où la conductivité électrique est faible, elle peut être ajustée en ajoutant du chlorure de sodium. De plus, La présence de certains ions tels que les chlorures, permet d'éviter le phénomène de passivation des électrodes d'aluminium.

Il reste le dépôt de tartre formé sur la surface de cathode, Pour faire face à ce problème, la manière la plus simple est de réaliser une inversion périodique de la polarité. Il est aussi important de prévoir un nettoyage mécanique périodique des électrodes à l'aide de solutions acides (Aicha, 2017).

III.1.11 Applications du procédé d'électrocoagulation

L'électrocoagulation a été largement utilisée dans le traitement de l'eau, en particulier les eaux usées, car il a été distingué par son efficacité contre l'élimination des contaminants inorganiques et agents pathogènes. En outre, certaines études ont été connues concernant le traitement de l'eau potable avec cette technique, en le comparant à la méthode classique bien connue (coagulation chimique), et elle avait un avantage notable dans les résultats mentionnés ci-dessus (Zongo, 2009).

Tableau III-1 : Les différents traitements en EC (Zongo, 2009)

Références	Composition	Rendement	Types de polluants	Electrodes
(Gomes, 2007)	Eaux synthétiques contenant du chrome	78 à 99.6 % d'abattement	Métaux lourds (As, Cr)	Al/Fe
(Bejankiwar, 2002)	Eaux usées de manufacture de cigarettes, plus eaux domestiques	56% d'abattement DCO, 84% DBO	DBO, DCO, MES	fer
(Koby, 2003)	Effluents textiles	98% abattement de turbidité, 77% DCO	DCO, MES, COT, Turbidité	Fe et Al
(Raju, 2008)	Effluent textile synthétique	99% d'abattement de MES, 62% de DCO, 47% de TKN,	DCO, DBO, MES, Chlorures, TKN, Dureté, Sulfate	Al et Fe
(Canizares, 2008b)	Emulsions eau/huile (comparaison EC Al avec la coagulation chimique avec ajout de sels d'Al)	Même efficacité de CC et EC au même évolution de pH.	DCO, potentiel zêta	Al
(Drogui, 2007)	Effluent d'agroindustriels	82 à 86% d'abattement de DCO	DCO, azote, germes pathogènes, turbidité	Fe et Al
(Daneshvar, 2006)	Solution basique de colorant	20 à 100% d'abattement de couleur, 75 à 99% d'abattement DCO	DCO, couleur.	Anode Fe, cathode acier
(Arslan-Alaton, 2008)	Effluent réel réactif de bain	L'acier > Al, 99 à 100% d'abattement de la couleur, Al > acier pour DCO L'acier consomme 9 kWh/m ³ alors que Al en consomme 5 kWh/m ³	DCO, couleur.	Al, acier inox
(Irdemez, 2006)	Eaux usées phosphatées	100% d'abattement de phosphate avec l'Al et l'abattement diminue avec la concentration de phosphate dans le cas du fer.	Phosphate	Al et Fe
(Zuo, 2008)	Eau de consommation	Fluorure réduit de 4-6mg/l à moins de 1mg/l	Fluorure	Al
(Mukhopadhyay, 2007)	Eau souterraine contaminée en Cr VI.	Réduction chimique du Cr VI par le Fe II et réduction électrochimique du Cr VI	Cr VI	Fe

PARTIE EXPÉRIMENTALE

Chapitre IV : MATÉRIEL ET MÉTHODES

IV. MATÉRIEL ET MÉTHODES

IV.1 Introduction

L'eau brute provenant du barrage de Keddara, a été prélevée du laboratoire de la station de traitement des eaux de Boudouaou au mois de septembre 2020. Elle a été transportée au laboratoire de l'école, dans un récipient en plastique. Elle a été suivie par l'analyse de plusieurs paramètres physicochimiques et microbiologiques, avant et après traitement par électrocoagulation (EC).

L'eau a été caractérisée à la température ambiante, de l'ordre de 20 °C, par les mesures d'un ensemble de paramètres physicochimiques et microbiologiques : pH, conductivité, turbidité, absorbance à 254 nm, résidu sec et germes nuisibles. Le suivi de la qualité de l'eau a été effectué en fonction du temps via ces paramètres précités, du début jusqu'à la fin du traitement par le procédé EC adopté en mode batch.

IV.2 Analyses de l'eau de barrage

Les paramètres d'analyse de l'eau ont été mesurés selon un protocole bien défini.

Le pH à l'aide d'un pH-mètre de type Hanna, HI 2211. La conductivité avec un conductimètre Hanna, EC 215. La turbidité à l'aide d'un turbidimètre Hanna, HI 88703. L'absorbance à 254 nm a été mesurée par un spectrophotomètre UV/VIS, Shimadzu, UVmini-1240. Le résidu sec de l'eau est obtenu par chauffage à l'étuve, de marque memmert, d'un échantillon d'eau à la température de 105 °C, durant toute la nuit. Ce résidu est ensuite refroidi dans un dessiccateur en vue de la pesée. L'analyse microbiologique a consisté à mélanger l'échantillon d'eau avec un milieu gélosé, en vue du dénombrement bactérien en UFC.mL⁻¹.

Pour éviter les modifications de la composition de l'eau étudiée au cours du temps, les conditions de prélèvement, de transport et de stockage en vue de sa conservation, devraient être respectées rigoureusement selon un protocole précis.

En ce qui nous concerne, nous nous sommes focalisés surtout sur l'efficacité du procédé EC par rapport à l'amélioration du niveau de la qualité de l'eau potable, avant et après traitement de l'eau brute en mode batch.

IV.3 Traitement de l'eau de barrage

Le traitement de l'eau a été mené par électrocoagulation en mode batch, par le suivi de paramètres de qualité de l'eau en fonction du temps, cités précédemment. Le dispositif expérimental est composé du matériel suivant (Figure IV-1) :

- Générateur de courant continu de marque, Vantek DPS3303D.

- Bêcher de 1 litre servant de réacteur électrochimique.
- Conductimètre.
- pH-mètre.
- Électrodes métalliques en aluminium ou en fer.
- Agitateur magnétique.

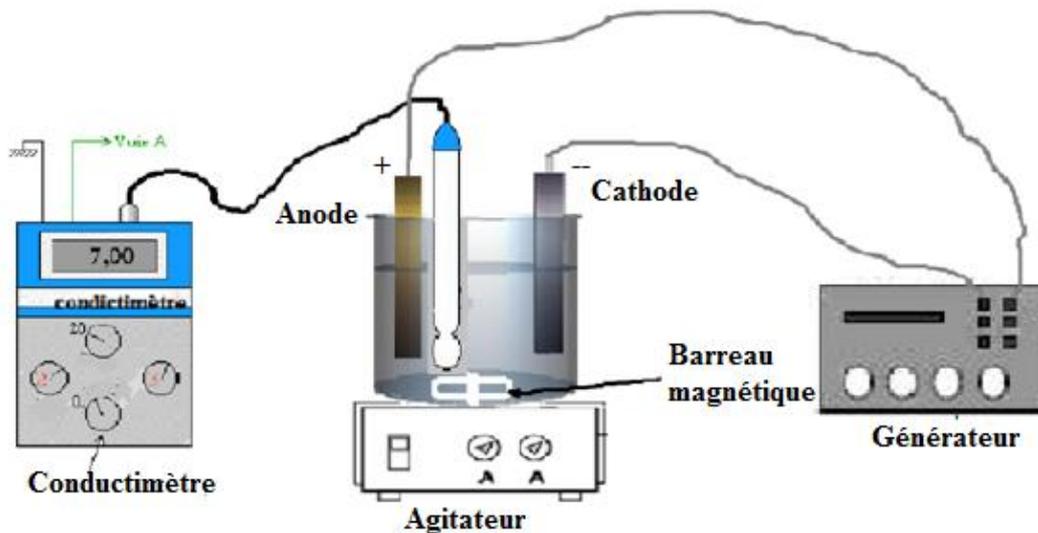


Figure IV-1 : Dispositif expérimental du procédé par électrocoagulation

L'expérience a consisté à plonger les plaques du même métal de surface similaire, en aluminium puis en fer dans le bécher rempli d'eau brute. Ces plaques sont reliées aux pôles positif et négatif du générateur, jouant les rôles respectivement d'anode et de cathode. L'effet de la surface des plaques a été étudié en doublant sa valeur de 20 à 40 cm². La distance inter-électrodes est de 3 cm (Figure IV-2).

Pour chacune des tensions électriques fixée de la série de valeurs, allant de 3, 5, 10, 15, 20 et 25 volts, correspondent respectivement les courants 0,03, 0,06, 0,16, 0,24, 0,33 et 0,42 A.

L'évaluation du pH, de la conductivité, de la turbidité et de l'absorbance à 254 nm ont été réalisées en fonction du temps. Des prélèvements d'échantillons d'eau d'un volume de 10 mL ont été effectués à partir du réacteur, par intervalle de temps réguliers de 10 minutes durant deux heures de traitement. L'évaluation bactériologique a été déterminée par la mesure des germes testés avant et après la fin de l'opération de traitement de l'eau brute.

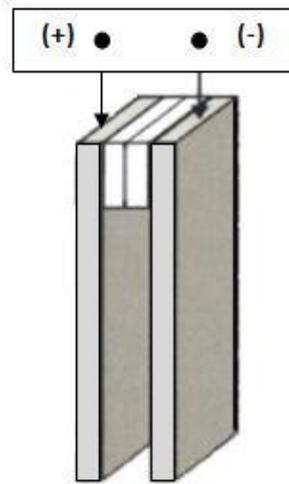


Figure IV-2 : Électrodes avec bandes séparatrices

IV.4 Modes opératoires

L'étude expérimentale a permis d'appliquer le procédé d'électrocoagulation au traitement des eaux du barrage. C'est un procédé potentiellement compétitif vis à vis de la coagulation chimique, actuellement utilisé.

Les analyses de l'eau ont été effectuées durant tout le traitement. Les prélèvements des échantillons ont été effectués régulièrement toutes les 10 minutes pendant deux heures. Une lente décantation a été parfois nécessaire pour faire les mesures avec le turbidimètre et le spectrophotomètre UV/Visible. Les deux électrodes sont séparées par un isolant en plastique et immergées dans l'eau à traiter.

IV.4.1 pH

Les pH des échantillons prélevés sont mesurés par un pH-mètre de laboratoire conçu pour la mesure du pH et de la température. Les mesures de pH sont compensées en température grâce à la sonde de température.



Figure IV-3 : pH-mètre de type Hanna, HI 2211

La mesure du pH consiste à :

- Immerger le bout de l'électrode (4cm d'environ) dans l'échantillon à mesurer.
- Attendre quelques minutes la stabilisation de la mesure.
- Le pH est affiché sur l'afficheur principal.

IV.4.2 Conductivité

Les mesures de conductivité sont effectuées à l'aide d'un conductimètre de paillasse. Au cours du traitement la sonde du conductimètre était immergée dans le réacteur, et les mesures sont lues toutes dix minutes.



Figure IV-4 : Conductimètre Hanna, EC 215

La mesure de la conductivité consiste à :

- Allumer l'instrument par la touche On/Off.
- Plonger la sonde de conductivité dans l'échantillon à mesurer en veillant à ce que les orifices soient immergés. Tapoter légèrement la sonde sur le fond du bécher pour évacuer les éventuelles bulles d'air.
- Régler le bouton de compensation de température sur la valeur appropriée.
- Choisir la gamme puis attendre la stabilisation de la mesure.

Les mesures des indicateurs de la qualité de l'eau (turbidité, absorbance, résidu sec) sont effectuées sur les échantillons prélevés.

IV.4.3 Turbidité

La turbidité et l'absorbance sont mesurées, le cas échéant, après décantation et le surnageant devenant clair. Nous avons utilisé un appareil de type Hanna.

Le turbidimètre est de grande précision, spécialement conçu pour tester la qualité des eaux, procurant une grande respectabilité et une grande exactitude de mesure pour les turbidités très basses. Cet instrument est conforme aux directives des méthodes standards.

Les cuvettes ont un diamètre de 25 mm et sont réalisées dans un verre possédant des qualités optiques optimales. La turbidité peut être mesurée dans une gamme de 0,00 à 4000 NTU (Nephelometric Turbidity Units), lorsque le mode de mesure par ratio est sélectionné et dans une gamme de 0,00 à 40,0 NTU, lorsque le mode non ratio est sélectionné.

L'absorbance est mesurée à une longueur d'onde égale à 254 nm, la première étape est d'entrer cette valeur à l'aide du bouton 'GOTO WL', l'étape suivante, on introduit dans la cuvette l'eau distillée comme référence, puis on presse sur 'AUTO ZERO'.

Il restera de mesurer l'absorbance des échantillons pour chaque prélèvement. Prendre le surnageant par une pipette et le mettre dans la cuvette. Essuyer les parois de la cuvette où la lumière passe à travers. La placer à l'endroit indiqué et fermer le couvercle. Finalement, la valeur de l'absorbance sera affichée sur l'écran.

IV.4.5 Résidu sec à 105 °C

- Nettoyer le bécher et le sécher à l'étuve pour enlever toute trace d'humidité.
- Le sortir de l'étuve et le laisser refroidir au dessiccateur.
- Peser le bécher vide à l'aide d'une balance et noter M_0 .
- Verser un volume V de l'échantillon d'eau avec une pipette dans le bécher vide.
- Laisser évaporer le bécher rempli d'eau à 105 °C jusqu'à évaporation totale.
- Laisser l'échantillon se refroidir dans un dessiccateur pendant un quart d'heure.
- Peser rapidement après sortie du dessiccateur pour éviter toute absorption d'humidité, et noter M_1 .
- Le résultat du résidu sec (RS à 105 °C) s'exprime en mg.L^{-1} , tel que :



Figure IV-7 : Étuve de laboratoire

$$RS = \frac{(M_1 - M_0) \text{ mg}}{V (L)} \cdot 100$$

IV.4.6 Analyse microbiologique

IV.4.6.1 Dénombrement par incorporation en gélose

La méthode fréquemment utilisée (bactéries aérobies revivifiables) consiste à mélanger dans une boîte de Petri de 90 à 100 mm de diamètre, 1 mL d'échantillon et 15 mL de milieu gélosé, fondu et ramené à une température de 45 °C environ. Dans ces conditions, le nombre maximum de colonies acceptable pour éviter les phénomènes de confluence et de compétition bactérienne est généralement estimé à 300. Pour avoir une précision de 50 %, nécessitant le comptage de 30 colonies, il conviendra donc de procéder à des dilutions dans un rapport de 1 à 10, et la sensibilité de la méthode sera de 30 colonies par mL (Jean Rodier, 2009).

Le schéma suivant résume cette méthode de dénombrement :

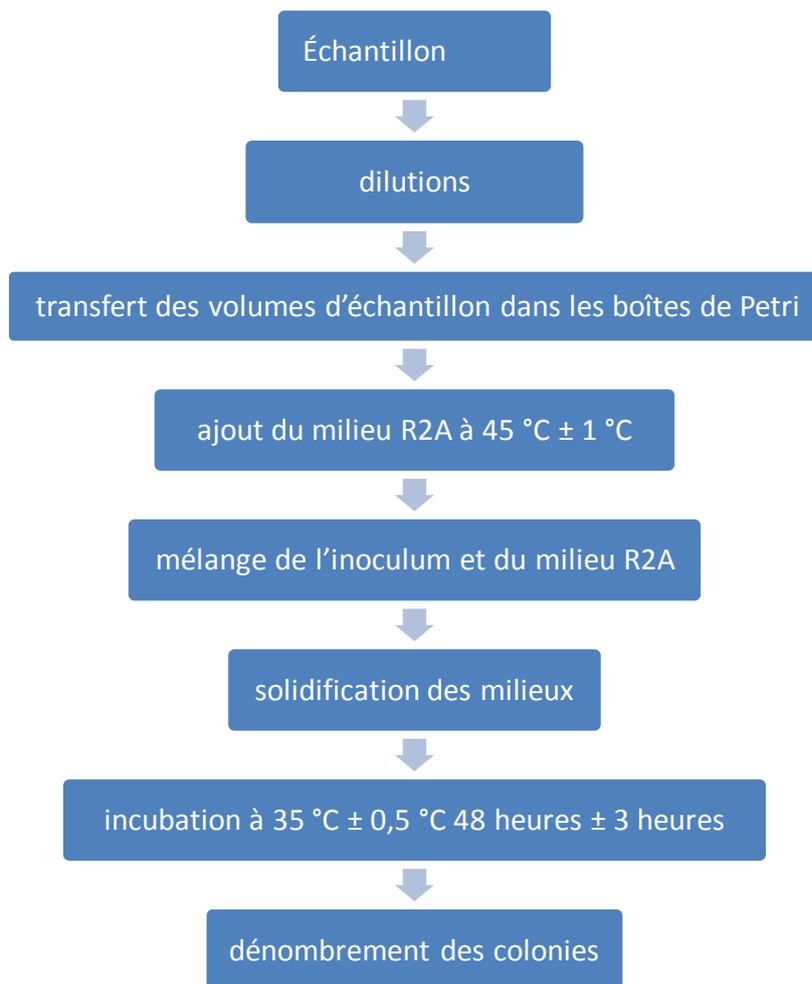


Figure IV-8 : Protocole d'analyse des colonies hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (CEAEQ, 2011)

Chapitre V : RÉSULTATS ET DISCUSSION

V. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Les expériences ont été réalisées en vue d'obtenir les meilleures conditions de traitement de potabilisation, par électrocoagulation (EC) de l'eau étudiée en mode batch, destinée à la consommation humaine, avec un coût économique acceptable.

V.1 Analyse de l'eau de barrage

La composition physicochimique et bactériologique de l'eau brute de barrage est donnée au tableau V.1.

Tableau V-1 : Caractéristiques de l'eau brute

Paramètre	Valeur
Température (°C)	23,4
pH	7,86
Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	1356
Turbidité (NTU)	5,52
Absorbance (254 nm)	0,068
RS à 105 °C ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	888
Coliformes totaux (UFC/100 mL)	150

L'analyse de l'eau montre qu'elle est faiblement chargée selon les deux aspects physicochimiques et bactériologiques vis-à-vis des normes requises (Annexe 2).

V.2 Optimisation du traitement de l'eau par électrocoagulation

L'optimisation du traitement de l'eau de barrage a été menée en mode batch. L'évaluation des effets de plusieurs facteurs a été ainsi effectuée. Cette étude nous a renseigné sur les meilleures conditions d'utilisation du procédé, tant du point de vue de l'efficacité du traitement par rapport à la qualité de l'eau produite par ce procédé vis-à-vis des normes de potabilité, que celui du coût économique induit.

D'une part, l'influence de la nature des électrodes, de leur surface ainsi que de la tension électrique utilisée, a été étudiée. D'autre part, l'évolution de la qualité de l'eau en fonction du temps, via les paramètres physicochimiques et bactériologiques de l'eau, cités précédemment, a été suivie pendant une durée de traitement, pouvant aller jusqu'à 120 minutes.

V.3 Variation du pH en fonction du temps

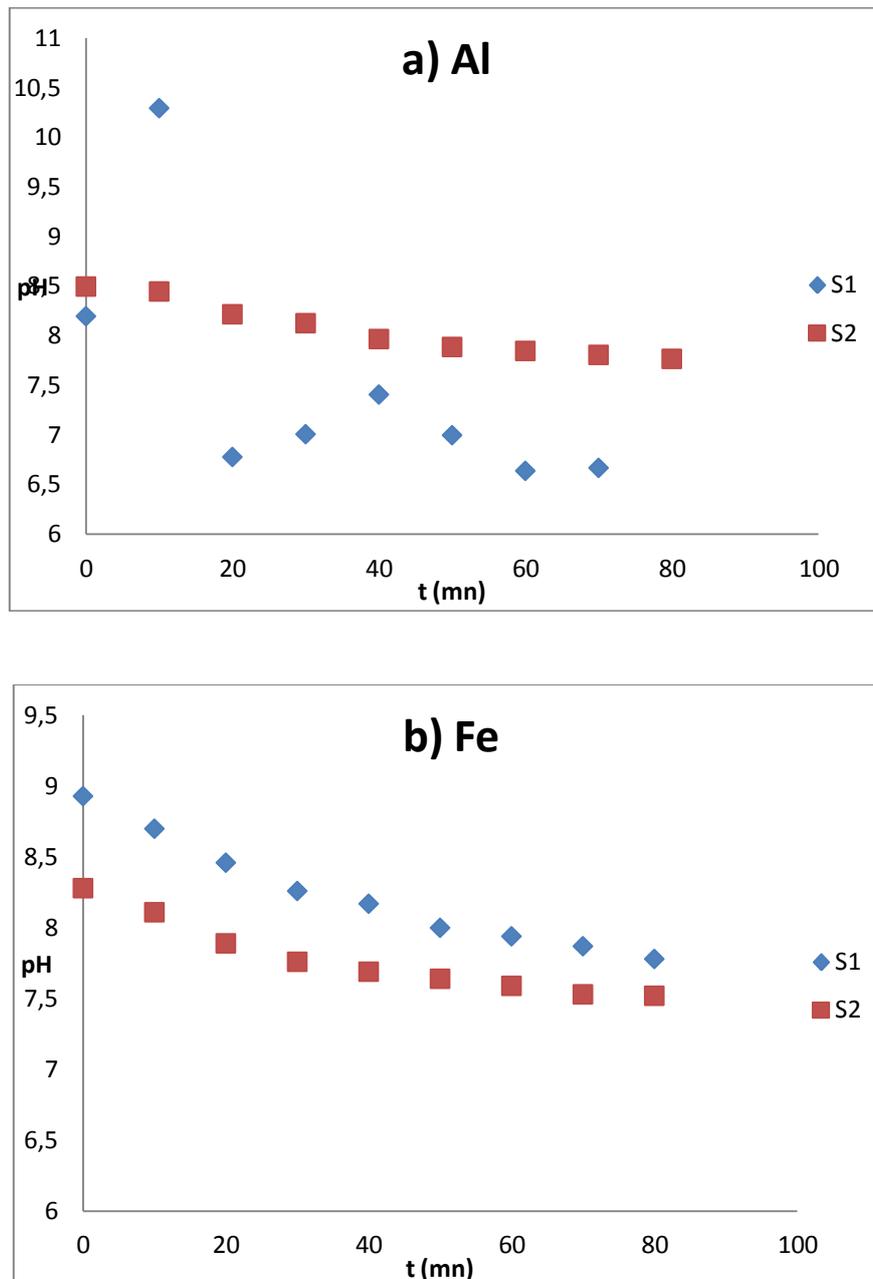


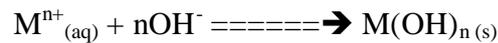
Figure V-1 : Variation du pH en fonction du temps pour $U=3$ V Al (a) et Fe (b)

Globalement, les résultats obtenus nous laisse penser que :

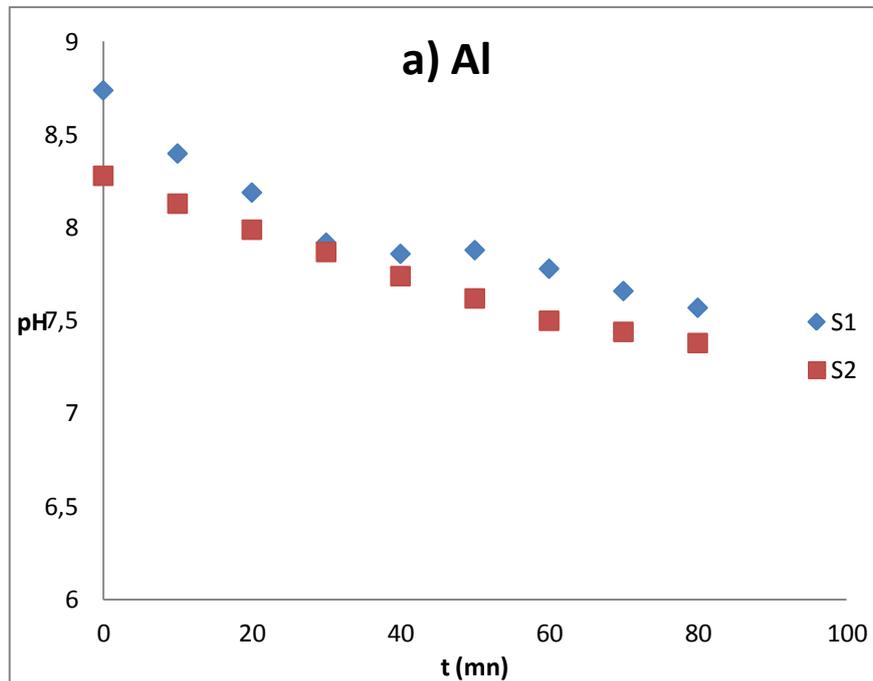
- Le pH diminue en fonction du temps à cause de la formation des cations, issus de l'oxydation de l'anode sacrificielle.
Ce phénomène est similaire à la coagulation chimique.
- Les figures $\text{pH} = f(t)$ sont décroissantes. Le pH diminue plus quantitativement lorsque la surface de l'électrode est plus grande, due à une plus grande libération des cations.

Selon l'aspect électrochimique, les résultats sont telles que :

- Les deux figures, (Figure V-1, a et Figure V-1, b), montrent que le pH diminue au cours du traitement, pour les deux métaux (Al et Fe) et les deux surfaces d'électrode ($S1=20 \text{ cm}^2$ et $S2=40 \text{ cm}^2$). Cette diminution est située dans l'intervalle de pH entre 6,5 et 8,5.
- Cette diminution de pH est due à l'abaissement de la concentration des ions OH^- , entrant dans la formation des hydroxydes métalliques $\text{Al}(\text{OH})_3$, $\text{Fe}(\text{OH})_2$, $\text{Fe}(\text{OH})_3$, ..., selon la réaction :



- Certaines valeurs du pH en fonction du temps pour le cas, (Al, surface S1) sont disparates. La fluctuation est due au premier essai, la mesure ayant été effectuée directement dans la cellule électrochimique. L'agitation influe aussi sur la valeur du pH.



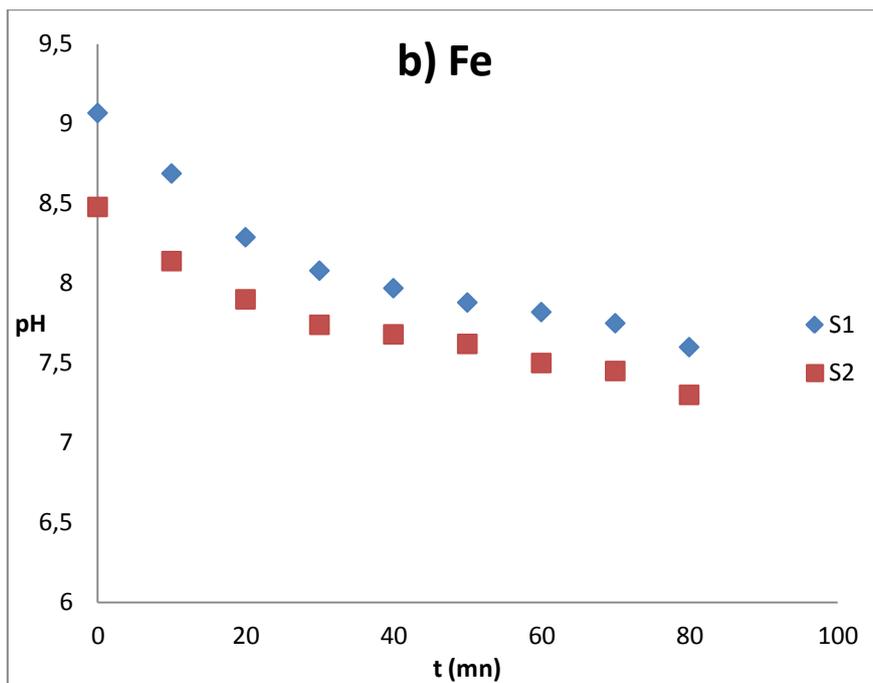
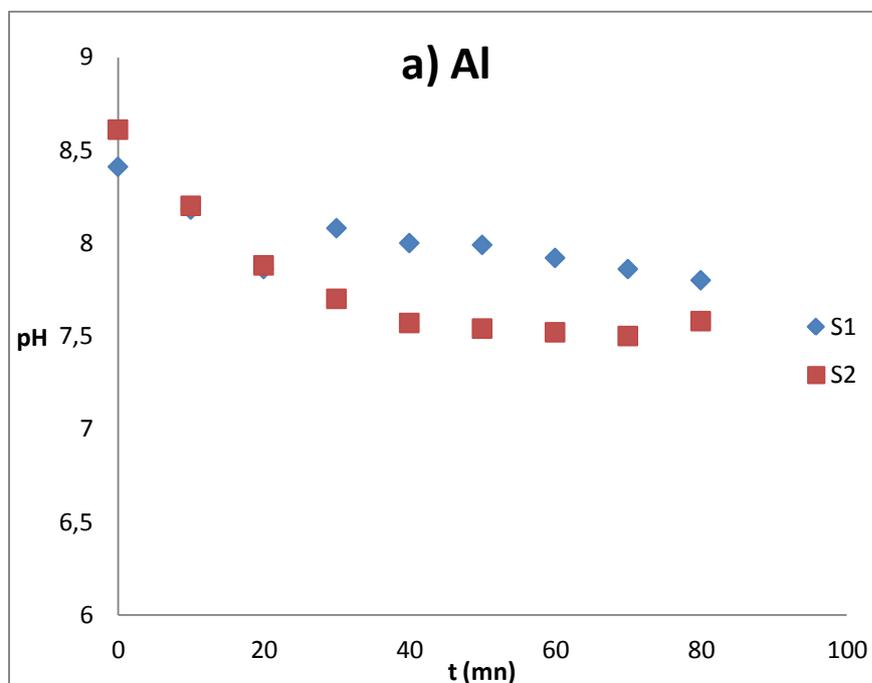


Figure V-2 : Variation du pH en fonction du temps pour U=5 V (S1 et S2)
Al (a) et Fe (b)

Pour U=5V, le pH diminue pour les deux métaux (Al et Fe) ainsi que pour les deux surfaces d'électrodes (S1=20 cm² et S2=40 cm²). L'augmentation de la tension entraîne une libération accrue d'ions métalliques. La formation des hydroxydes métalliques implique la diminution des OH⁻ libres dans l'eau.



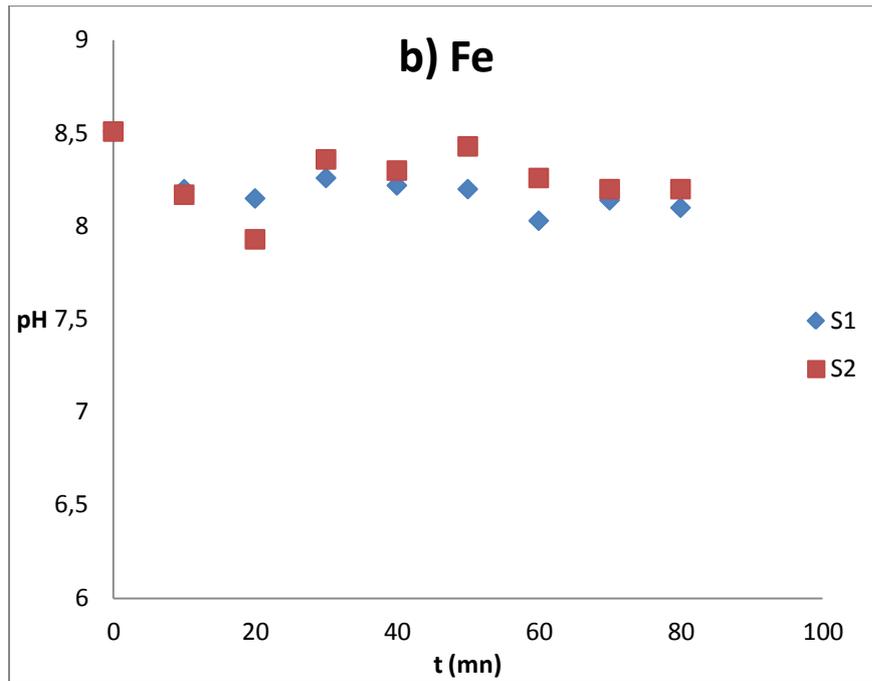


Figure V-3 : Variation du pH en fonction du temps pour $U=10$ V (S1 et S2)
Al (a) et Fe (b)

- Le pH diminue pour l'aluminium et le fer, pour les deux surfaces S1 et S2, avec la tension de 10 V.
- Contrairement à l'aluminium, une fluctuation du pH a été observée pour le fer.

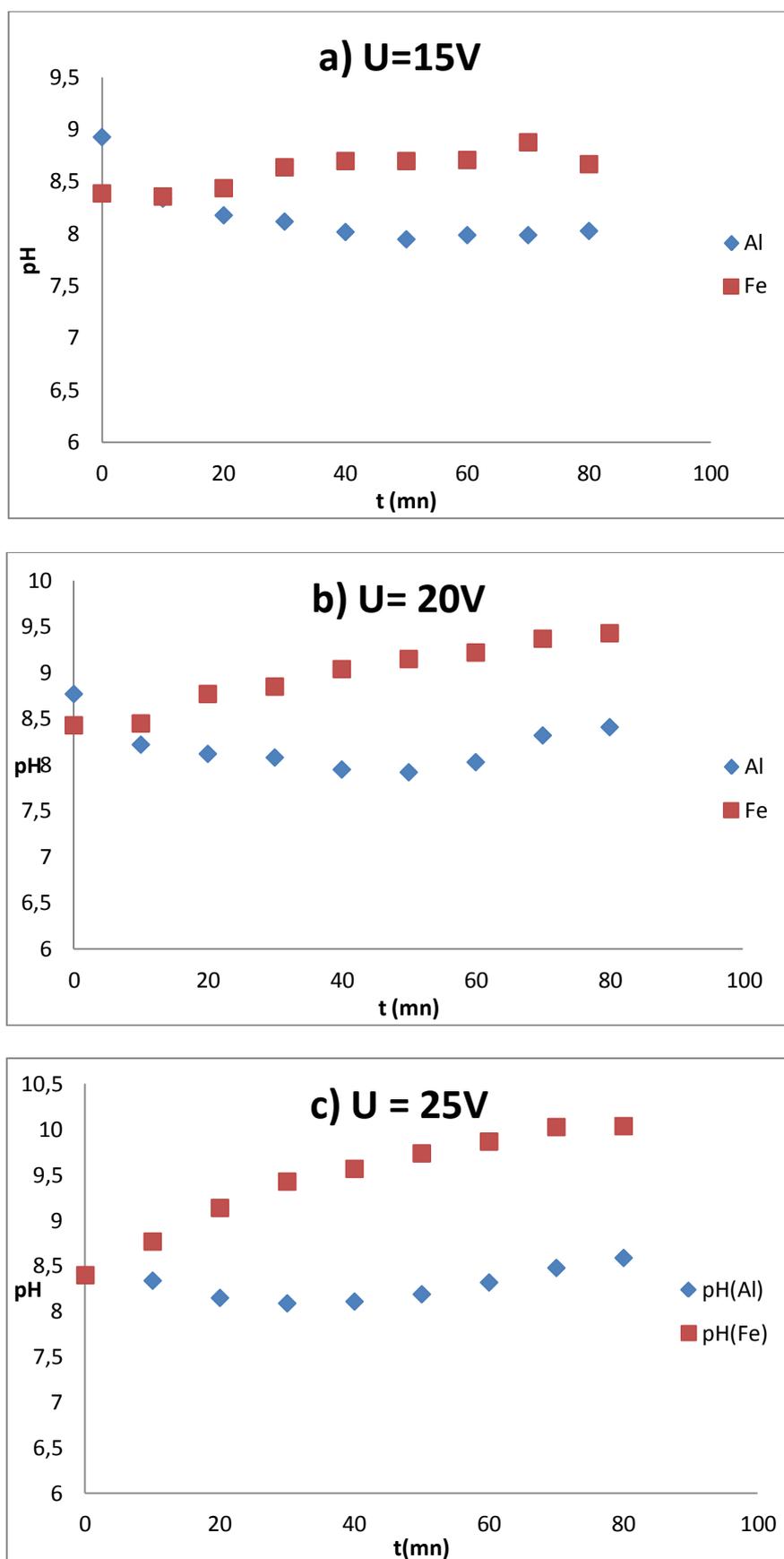


Figure V-4 : Variation du pH en fonction du temps pour les tensions (a) 15 V, (b) 20 V et (c) 25 V pour la surface $S_1=20 \text{ cm}^2$

A partir de la figure V-4, on peut constater que le pH de la solution de l'électrode fer a augmenté avec l'augmentation de la tension. Cette augmentation du pH est due à la formation des anions hydroxydes OH^- à la cathode lors de l'électrolyse de l'eau selon la réaction :

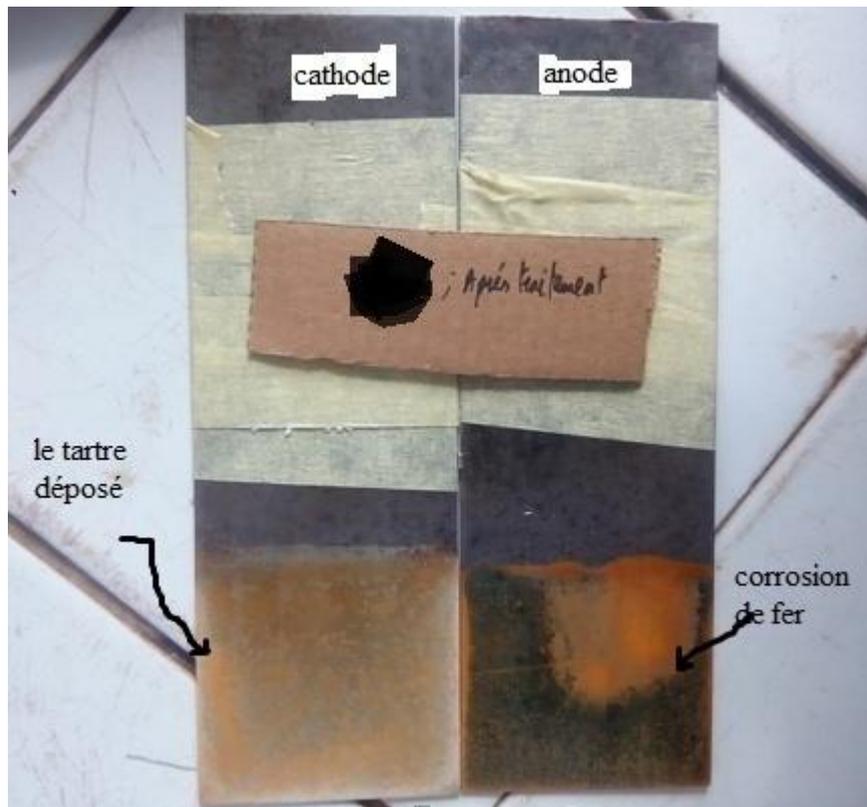
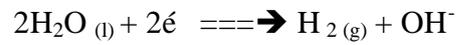


Figure V-5 : Electrodes de fer après traitement avec la corrosion de l'anode et dépôt de tartre blanc sur la cathode

Comme précédemment, dans la figure V.4, l'augmentation du pH par rapport au fer pour chacune des trois tensions (15V, 20V et 25V), est accentuée avec une tension élevée qui conduit à une augmentation de la production d'hydroxydes OH^- et d'ions de fer.

Concernant l'aluminium, on retrouve une diminution puis une augmentation du pH pour les tensions 15V et 20V, car au début de l'expérience, la production d'ions aluminium est supérieure à la production d'ions hydroxydes ($[\text{Al}^{3+}] > 3[\text{OH}^-]$), puis elle s'inverse, car la production des OH^- devient importante. De plus, il y'a formation de tartre blanc déposé sur la plaque d'aluminium, qui empêche le passage du courant et la dissolution des ions aluminium (Figure V.6). Ce phénomène, entrainerait l'augmentation de pH car ($3[\text{OH}^-] > [\text{Al}^{3+}]$).

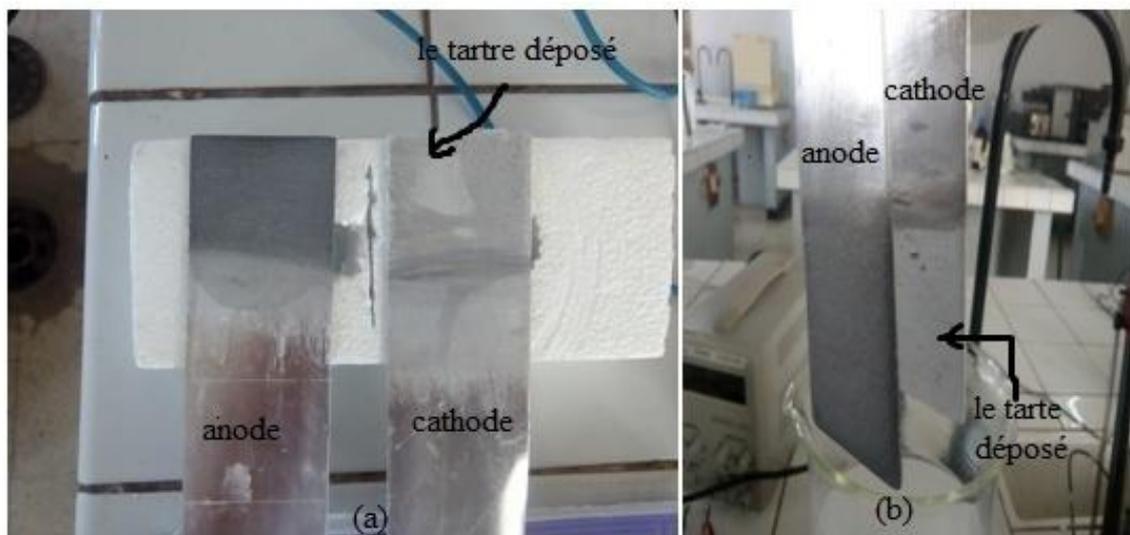


Figure V-6 : Electrodes d'Al après traitement avec corrosion de l'anode et dépôt de tartre blanc sur la cathode

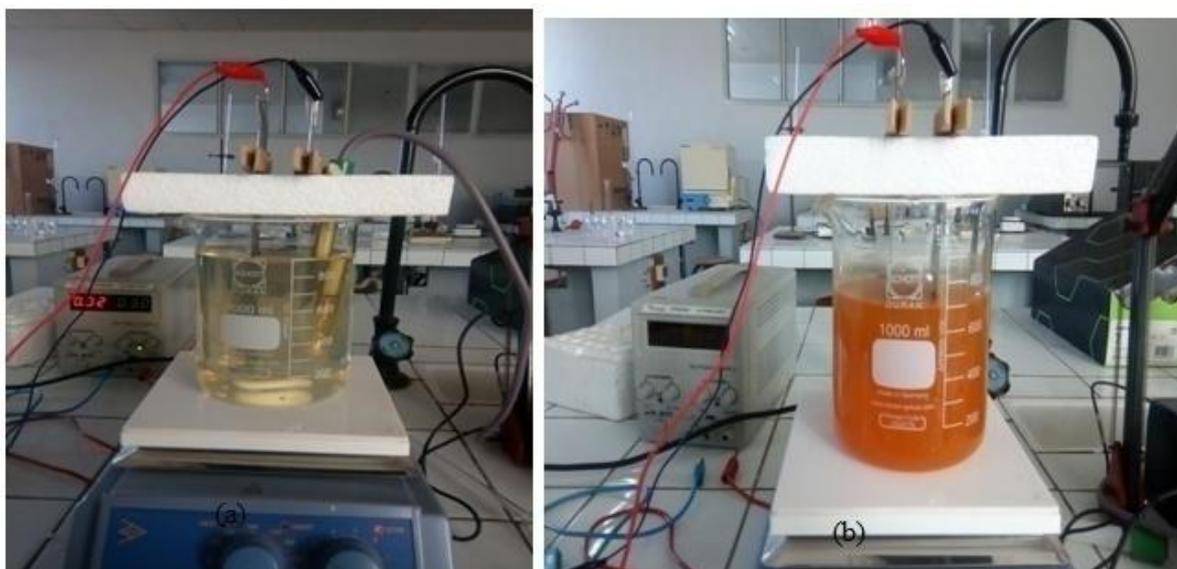


Figure V-7 : Couleur de l'eau au début du traitement (a)
Couleur de l'eau après traitement (b)

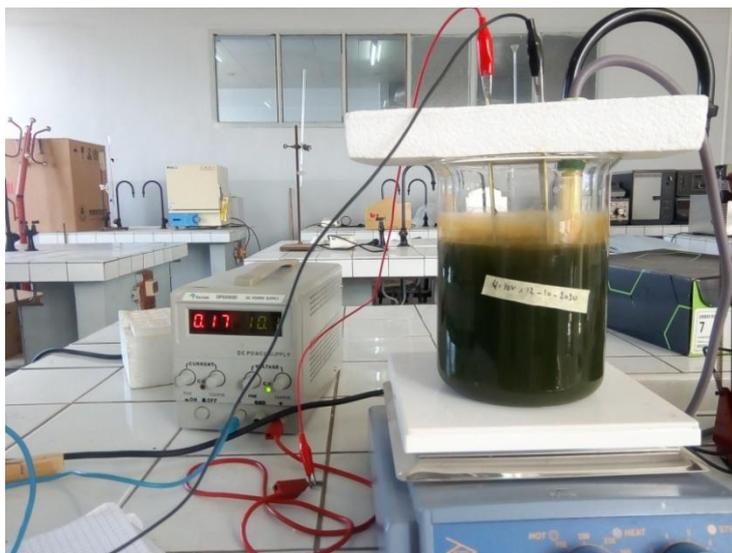


Figure V-8 : Couleur de l'eau à traiter au cours du traitement pour $U=10\text{ V}$

V.4 Variation de la turbidité en fonction du temps

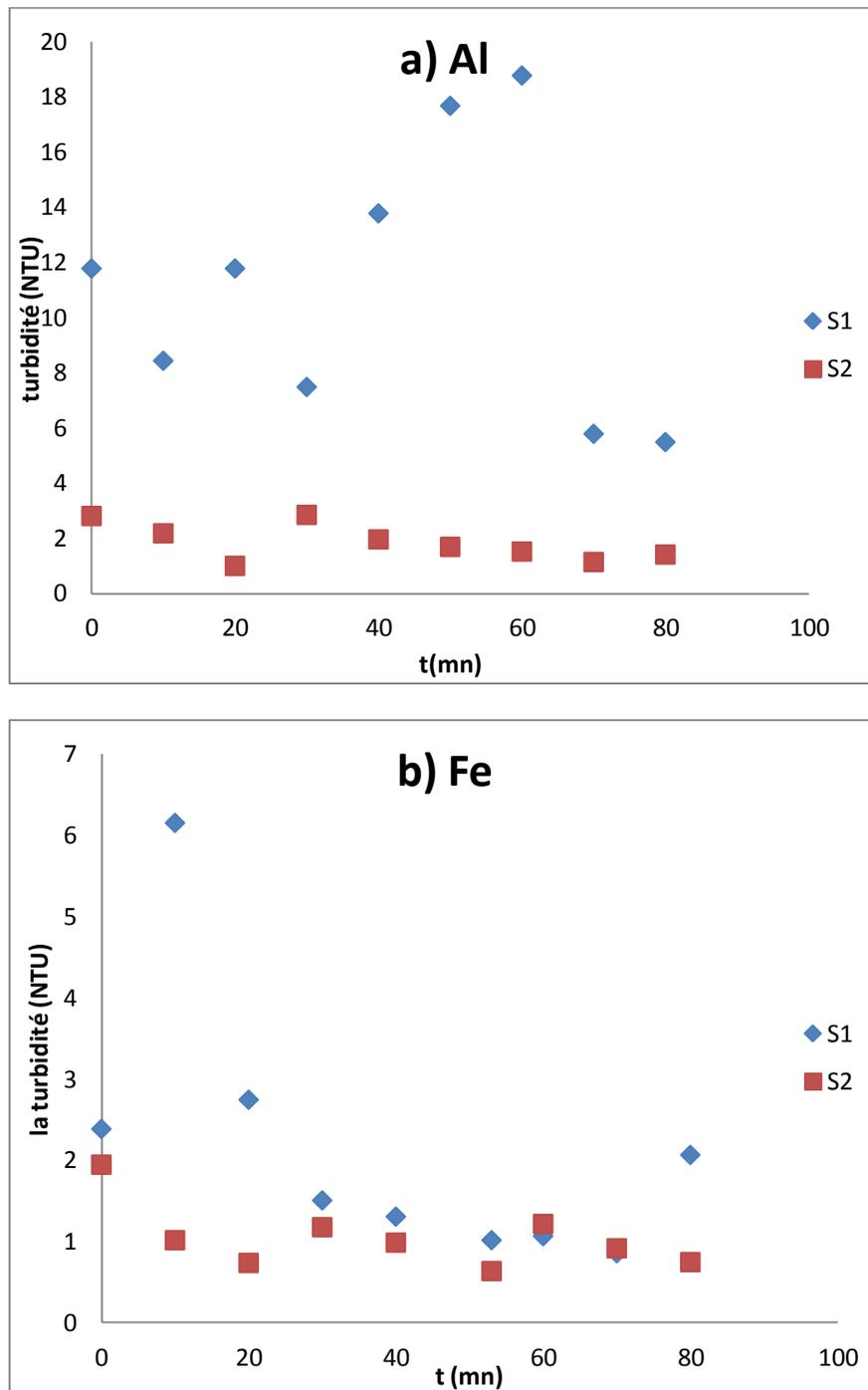


Figure V-9 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour $U = 3$ V (S1et S2)
(a) Al (b) Fe

Les résultats obtenus montrent que :

- La turbidité diminue en fonction du temps au cours du traitement.
- L'abaissement de la turbidité est favorisé par l'augmentation de la surface des électrodes ainsi que la tension électrique.

Les figures (V.9, a) et (V.9, b), indiquent que certains points correspondant à Al et Fe pour la surface S1, s'écartent de la courbe décroissante. Ce résultat est attribué aux incertitudes expérimentales.



Figure V-10 : Échantillons prélevés de l'eau traitée par Al

- Pour le fer, la première surface S1 et la figure (V.9, b), la perturbation qui se produit dans la montée et la baisse de la turbidité, peut être causée par le filtre utilisé pour filtrer l'eau traitée de l'hydroxyde de fer. Celui-ci n'a pas complètement sédimenté après le prélèvement, comme c'était le cas avec l'aluminium, figure (V-10). En effet, la valeur de la turbidité pourrait être affectée par la qualité du filtre utilisé. Cependant, on peut dire qu'il y a une diminution significative de la turbidité dans cette expérience.
- Pour la deuxième surface du fer, figure (V.9, b), il y'a une diminution significative de la turbidité de la solution.

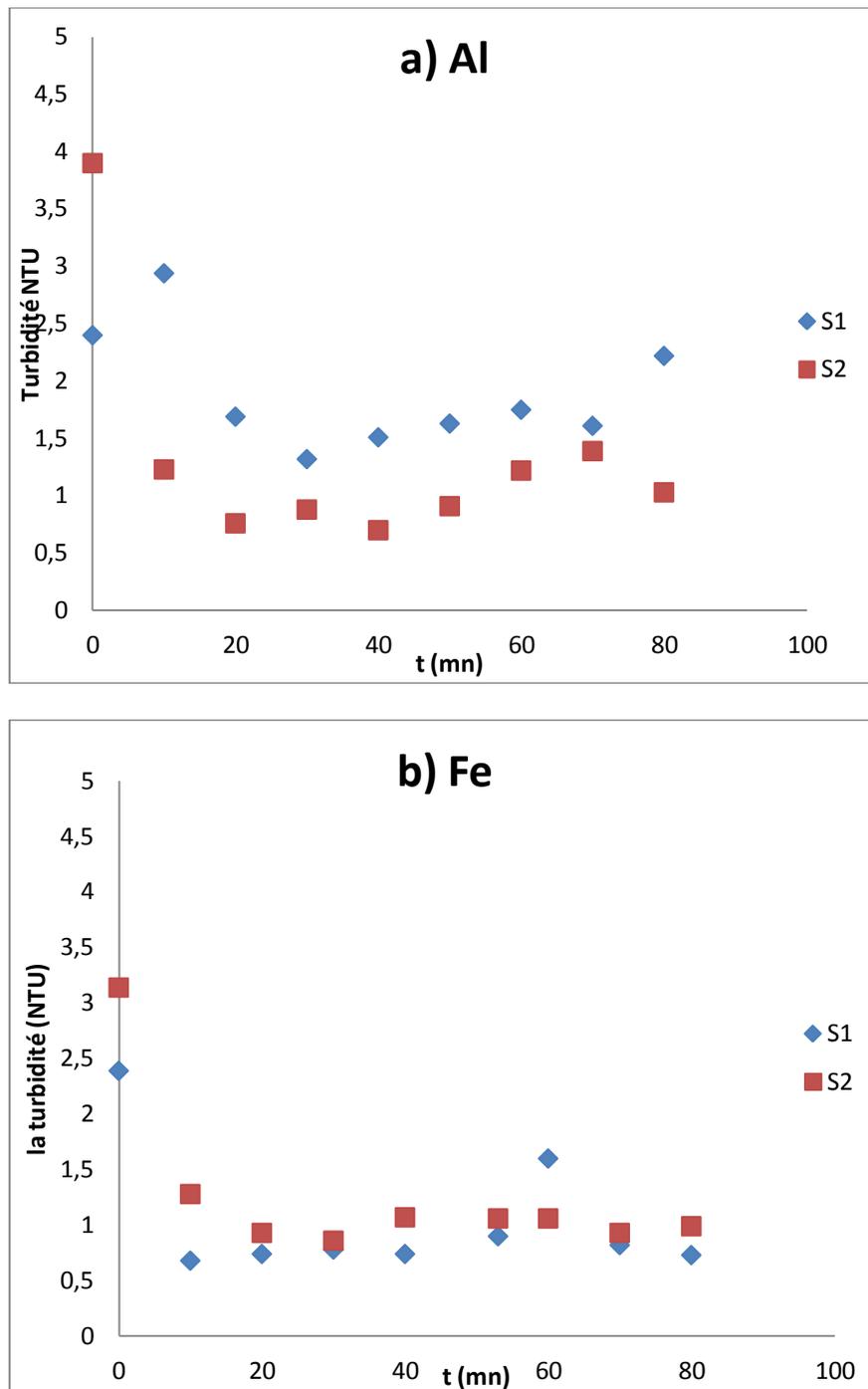


Figure V-11 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour $U = 5 \text{ V}$ (S1 et S2) (a) Al et (b) Fe

En ce qui concerne la tension de 5 volts, si on y regarde de manière attentivement, on trouve peu d'erreurs, surtout si on la compare avec la précédente. On retrouve l'objectif recherché, qui est la diminution de la turbidité, atteint à des taux différents selon le type de métal utilisé et la surface utilisée.

On peut dire si on compare entre les deux surfaces de l'aluminium Figure (V-11, a), que l'efficacité d'abattement lorsqu'on utilise la surface S2 est supérieure à celle lorsqu'on utilise la surface S1 car leur turbidité réduit d'un taux plus important.

En ce qui concerne les électrodes de fer Figure (V-11, b), nous constatons que les valeurs d'abattement de turbidité sont similaires pour les deux surfaces S1 et S2 fer et l'aluminium, juste une petite incertitude entre elles.

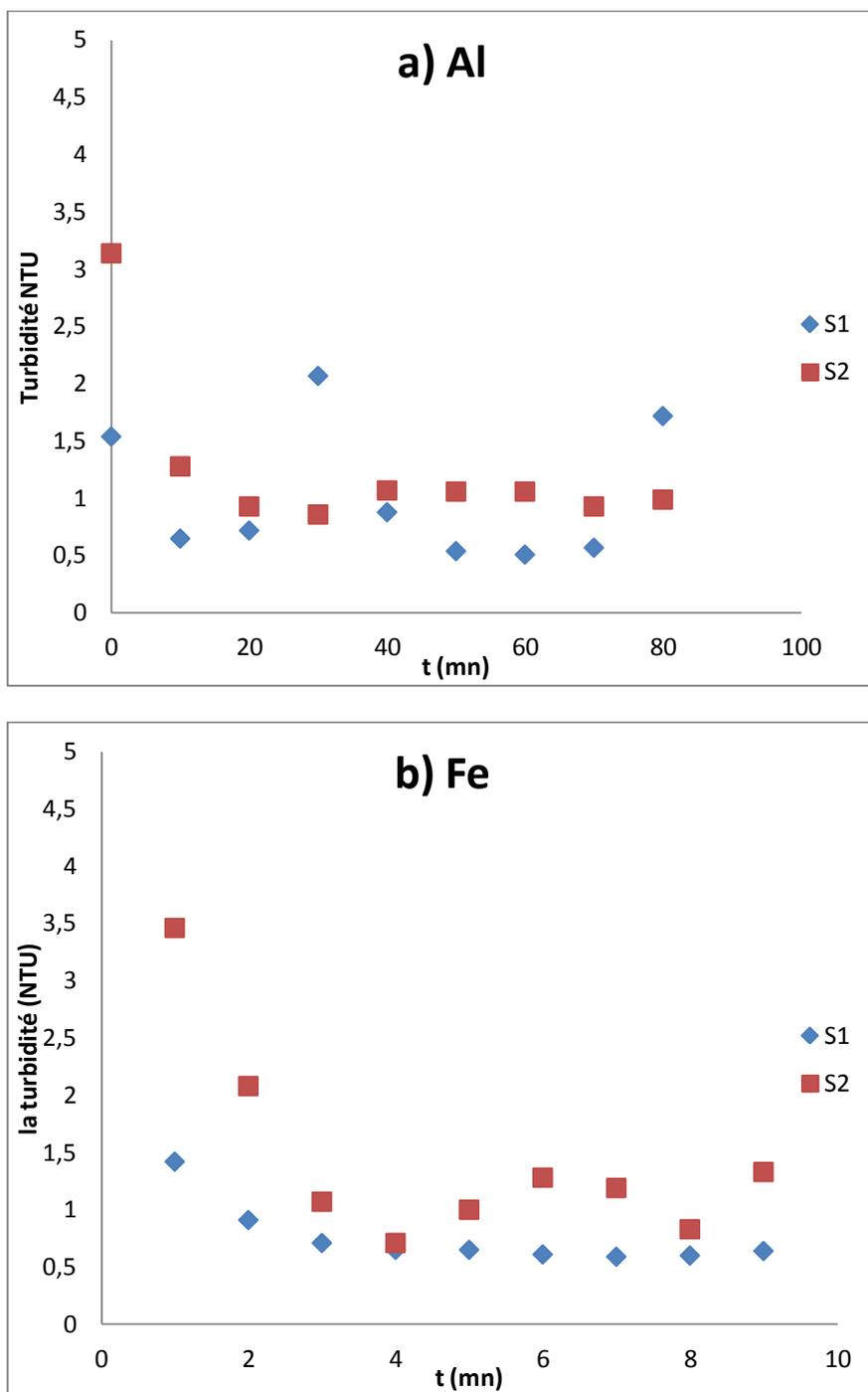


Figure V-12 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour $U = 10$ V (S1 et S2) (a) Al (b) Fe

- En ce qui concerne cette tension de 10 volts, on remarque quelques erreurs, qui sont liées à l'expérience.
- Contrairement à l'expérience précédente, d'après la figure (V-12, a), on voit que l'efficacité d'abattement lorsqu'on utilise la surface S1 est supérieure à celle lorsqu'on utilise la surface S2 car leur turbidité est réduite d'un taux plus important.
- La même chose se produit pour les électrodes de fer, figure (V-12, b). Les valeurs d'abattement de turbidité pour la première surface S1 sont plus basses que celle de la deuxième surface S2.

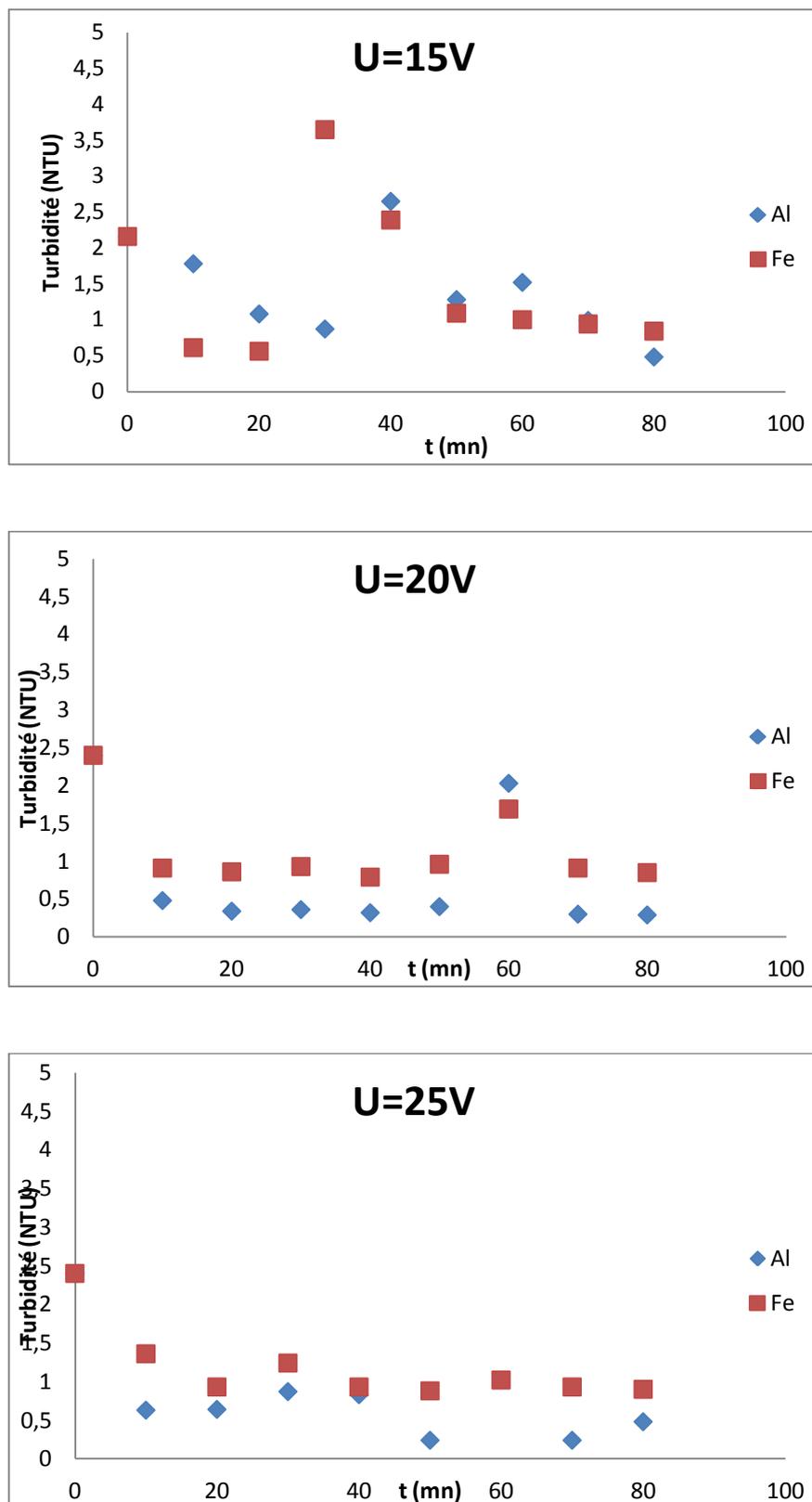


Figure V-13 : Variation de la turbidité en fonction du temps pour $U = 15 \text{ V}$, $U = 20 \text{ V}$ et $U = 25 \text{ V}$ pour S1

En ce qui concerne la tension de 15 volts, on voit quelques erreurs liées à l'expérience, comme c'est le cas avec les tensions 20 et 25.

La diminution de la turbidité est obtenue par toutes les tensions, atteignant la valeur en dessous de 1 NTU.

La deuxième surface S2 n'a pas été testée avec ces tensions (15, 20 et 25 V) pour les raisons suivantes :

- La diminution significative de la turbidité a été déjà obtenue pour des tensions inférieures à celles-ci.
- Les tensions élevées augmentent le coût du procédé.

V.5 Variation de la conductivité en fonction du temps

Les résultats ont montré que :

- La conductivité diminue en fonction du temps au cours du traitement.
- La variation de la tension n'influe pas sur la conductivité de manière significative.
- La conductivité diminue moins avec l'augmentation de la surface des électrodes.

Nous signalons aussi que lorsque nous avons suivi la conductivité de l'eau traitée, la série d'expériences d'électrocoagulation sur l'eau de barrage avec les tensions (3, 5, 10, 15, 20 et 25 V), en utilisant une fois l'aluminium et une autre fois le fer, pour une surface des électrodes égale à 20 cm², le conductimètre utilisé n'a pas pu être étalonné.

La conductivité mesurée lors des expériences dans lesquelles nous avons utilisé des électrodes avec une surface (40 cm²) pour les tensions (3, 5 et 10 V), l'étalonnage de l'appareil a été vérifié de nouveau.

Par conséquent, les mesures de conductivité avec les électrodes de surface (20 cm²), ainsi que celles utilisées avec des électrodes en aluminium, de surface (40 cm²) à 10 V uniquement, sont de même échelle.

Les mesures de conductivité de l'eau où nous avons utilisé des électrodes de (40 cm²) sauf celle de l'aluminium qui est mentionnée ont une autre échelle.

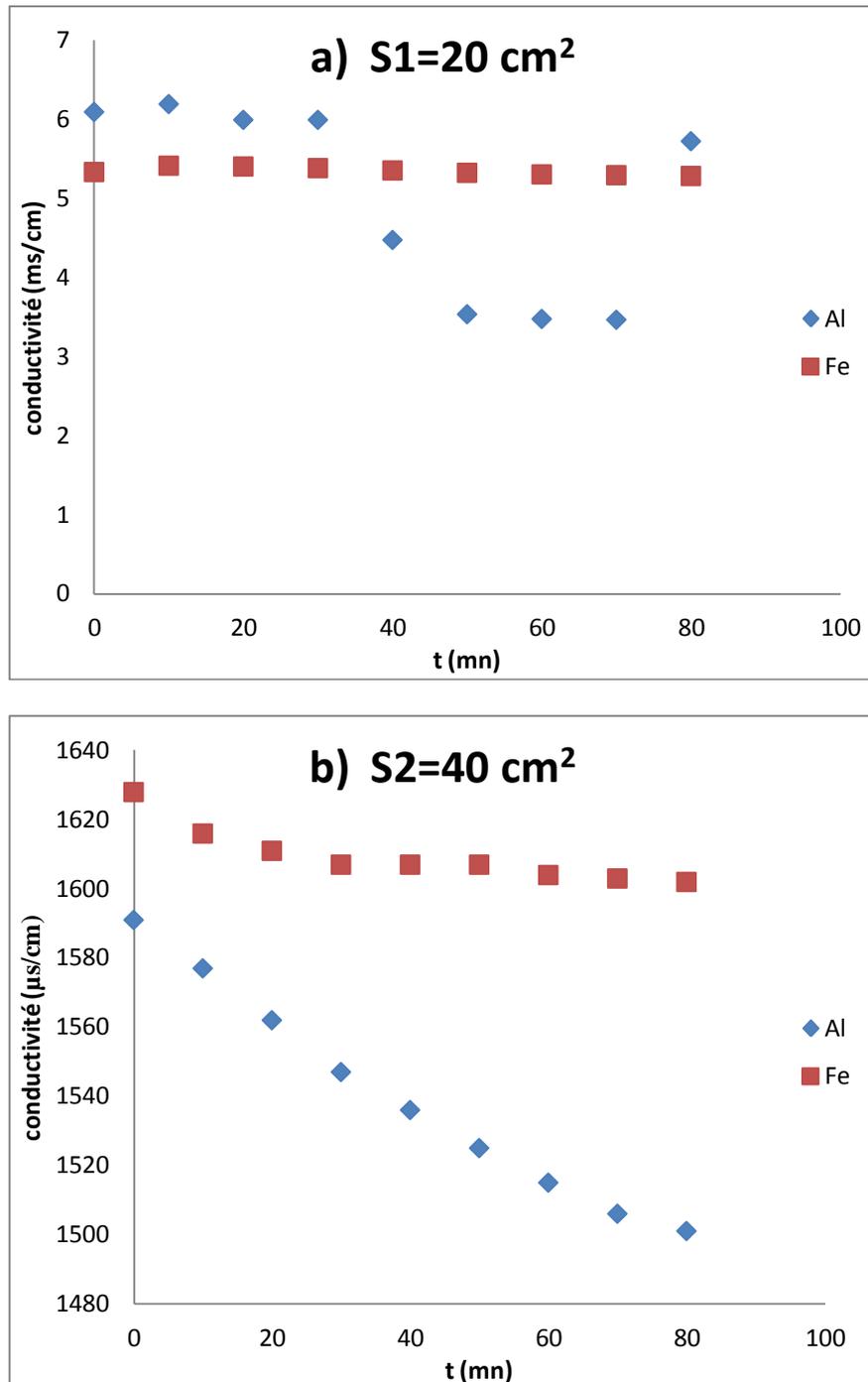


Figure V-14 : Variation de la conductivité en fonction de temps pour $U= 3 \text{ V}$
(a) S1 (b) S2

La conductivité diminue généralement pour l'aluminium et le fer et pour la première et la deuxième surface (S1 et S2).

- On commence par l'aluminium, première surface S1 et figure (V-14, a), il y a une certaine turbulence dans les mesures, mais on constate que la conductivité

diminue, il en va de même pour le fer, mais la conductivité du fer diminue très faiblement, figure (V-14, a).

- Pour l'aluminium et le fer avec la deuxième surface S2 et figure (V-14, b), nous trouvons que la diminution est claire, sauf que le pourcentage de la diminution est plus élevé pour l'aluminium, due à la diminution des ions présent dans l'eau.

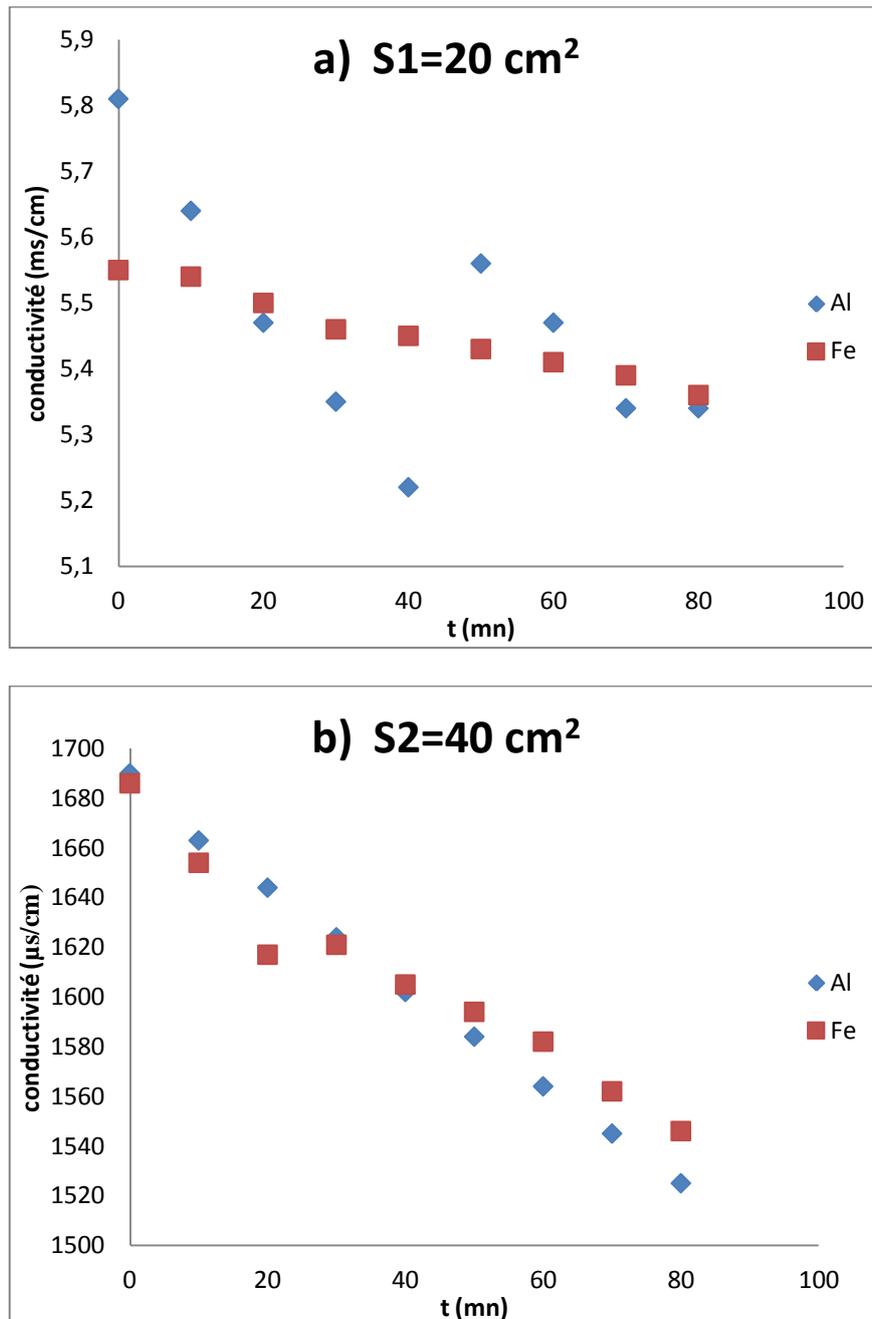


Figure V-15 : Variation de la conductivité en fonction de temps pour $U= 5 \text{ V}$
(a) S1 (b) S2

Ici aussi, la conductivité diminue comme le montrent les figures (V-15, a) et (V-15,b). Il y'a une certaine perturbation par rapport à l'aluminium de la première surface S1. La conductivité diminue régulièrement.

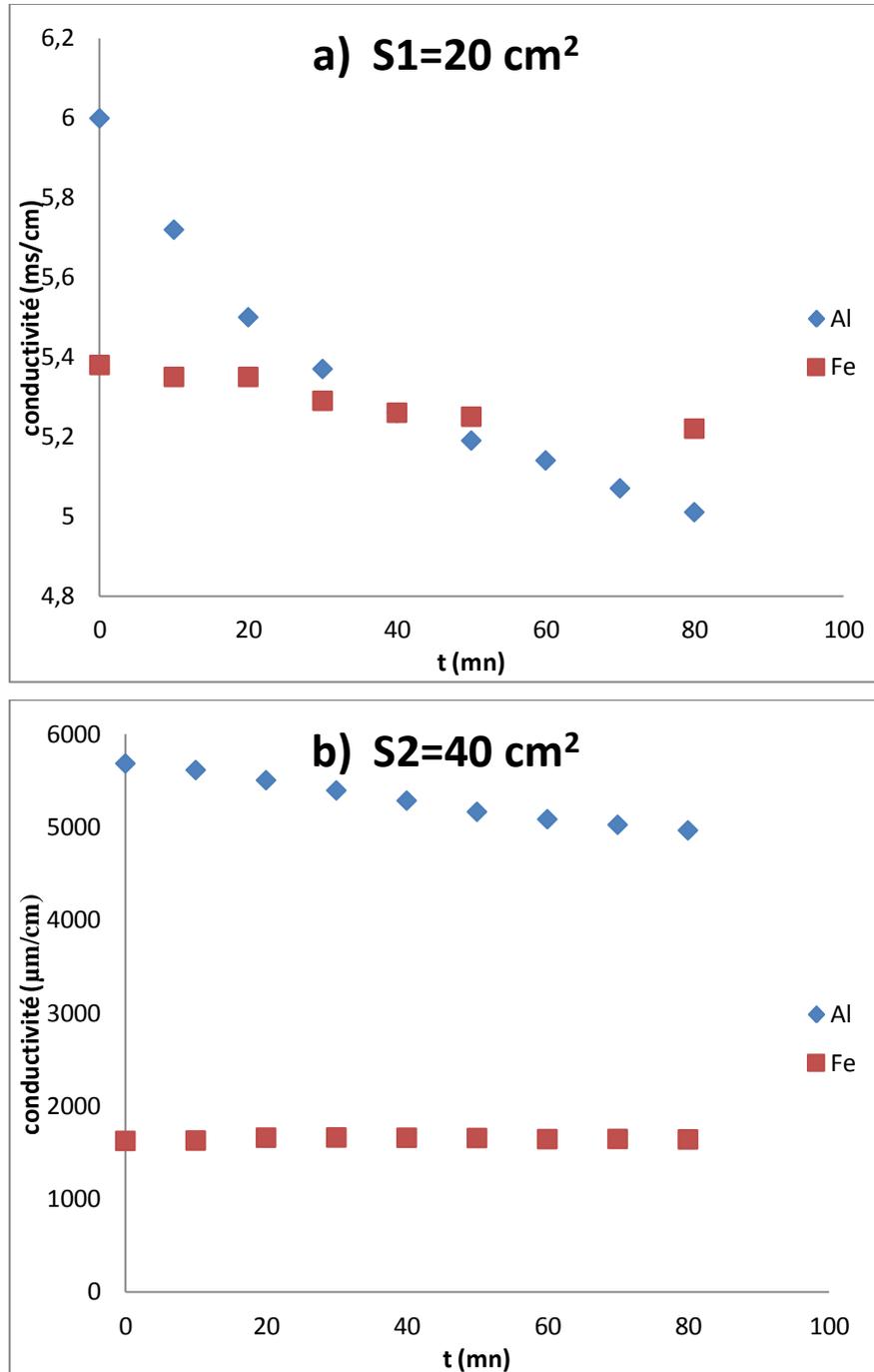


Figure V-16 : Variation de la conductivité en fonction de temps pour U= 10 V
(a) S1 (b) S2

On commence par l'aluminium et le fer de la première surface Figure (V-16, a), la conductivité diminue régulièrement, mais le pourcentage de diminution de la conductivité pour l'aluminium est supérieur à celui du fer.

La conductivité de l'eau vis-à-vis des deux métaux pour la deuxième surface S2 et figure (V-16, b), il y a une grande différence dans les mesures. Ce résultat est dû au changement de l'étalonnage de l'appareil, avec laquelle nous avons mesuré la conductivité dans l'expérience (Al/Al U=10V; S2=40cm²).

Cependant, la conductivité de l'eau diminue à des rythmes différents.

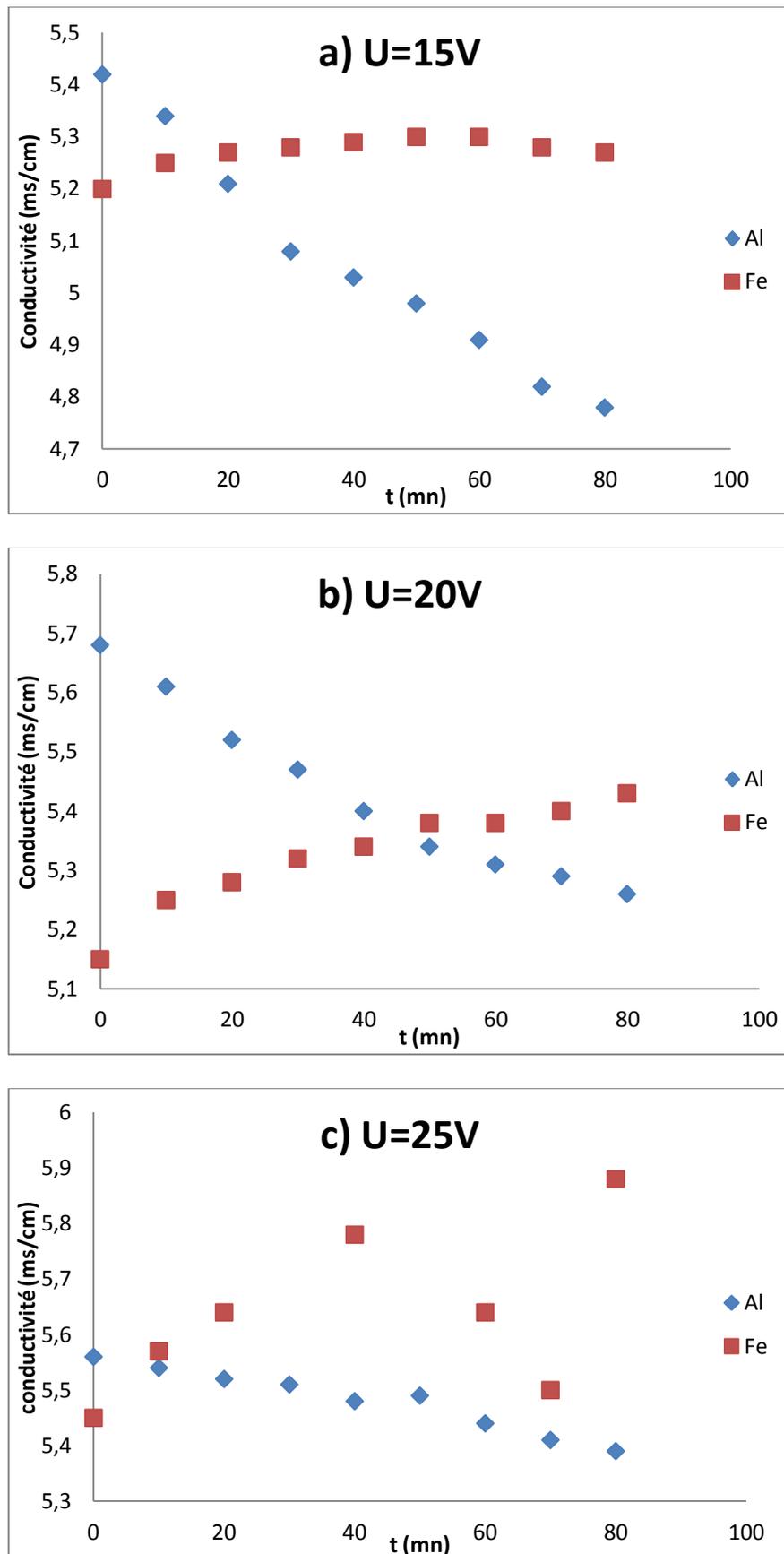


Figure V-17 : Variation de la conductivité en fonction du temps pour $U = 15 \text{ V}$, $U=20 \text{ V}$ et $U=25 \text{ V}$ pour S1

- $U=15V$:

Dans le cas du fer, on observe une augmentation de la conductivité d'une manière pas significative, figure (V-17, a).

Quant à l'aluminium, comme indiqué dans la figure (V-17, a), on note une diminution de la conductivité.

- $U=20V$ et $U=25V$:

En ce qui concerne le fer, la conductivité a augmenté, mais le pourcentage de croissance de la conductivité a augmenté avec l'augmentation de la tension pour $U=20V$ et $U=25V$, par rapport à la tension $U=15V$.

Pour l'aluminium, la conductivité diminue encore mais le pourcentage de décroissance diminue avec l'augmentation de la tension pour $U=20V$ et $U=25V$, par rapport à la tension $U=15V$.

V.6 Variation de l'absorbance à 254 nm en fonction du temps

Les résultats obtenus montrent que :

- L'absorbance diminue en fonction du temps, au cours du traitement «électrochimique.
- L'influence de la surface ou de la tension électrique reste à confirmer.

D'autres essais sont nécessaires à cet effet.

Les figures ci-dessous montrent que toutes les tensions utilisées (3V, 5V, 10V, 15V, 20V et 25V) diminuent l'absorption à des taux élevés proches de 100%, surtout après une période de 30 minutes.

Quant à l'eau traitée par le fer, la filtration des échantillons après sédimentation des $Fe(OH)_n$ peut être la raison pour laquelle, nous avons obtenu des résultats, pas toujours concluants. Mais ce qui est sûr, c'est la diminution de l'absorption.

Pour éviter cette incertitude, nous pouvons utiliser la centrifugation au lieu du papier filtre, plus sensible dans ce cas.

Quant à l'aluminium, le problème ne se pose pas, le prélèvement se fait sans filtration, car les $Al(OH)_3$ précipitent complètement, le surnageant (l'eau après traitement) est prélevé directement. Le pourcentage de diminution est de l'ordre de 100%.

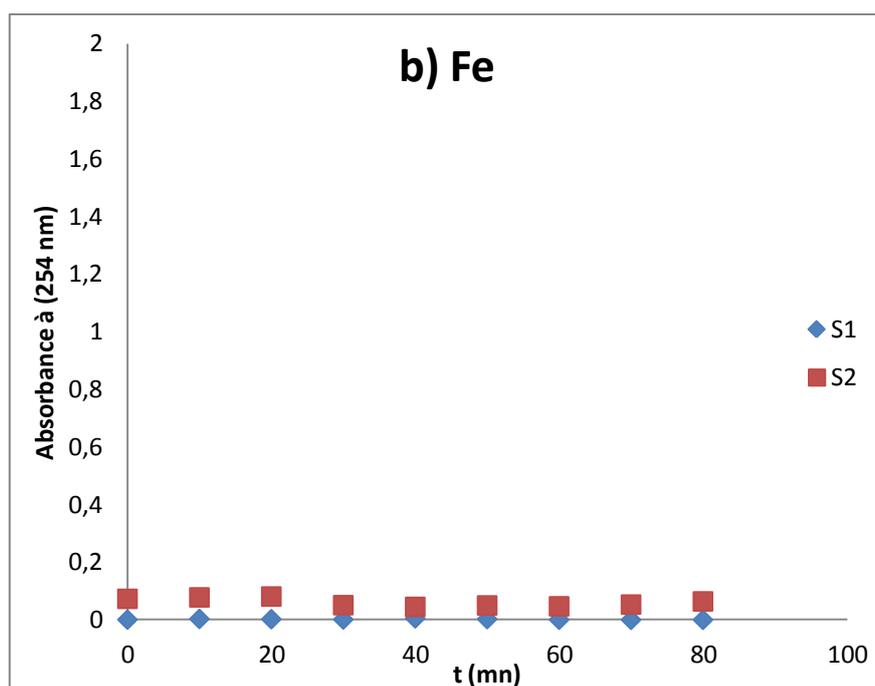
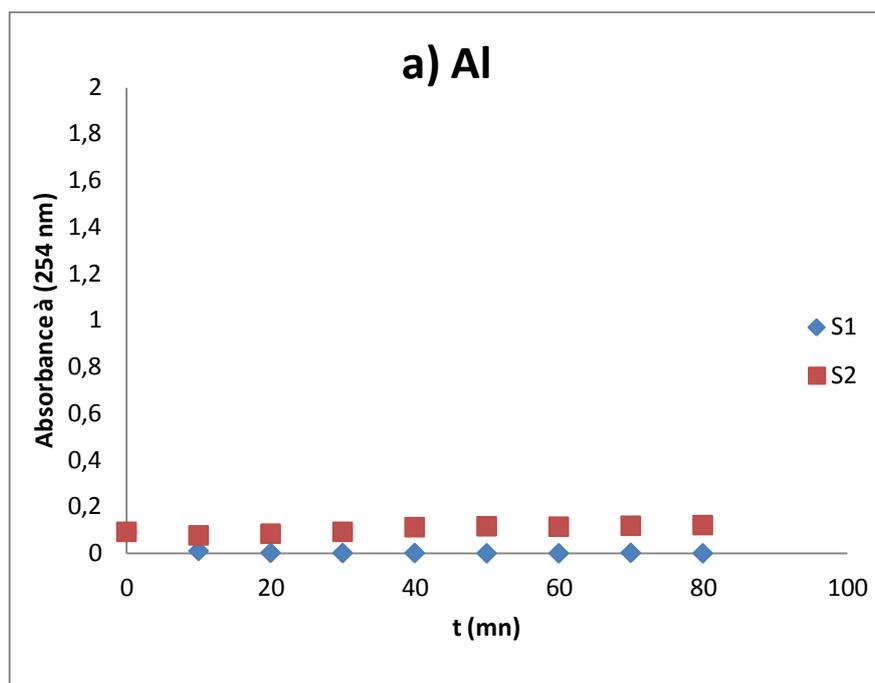


Figure V-18 : Variation de l'absorbance en fonction du temps $U=3$ V
(a) S1 (b) S2

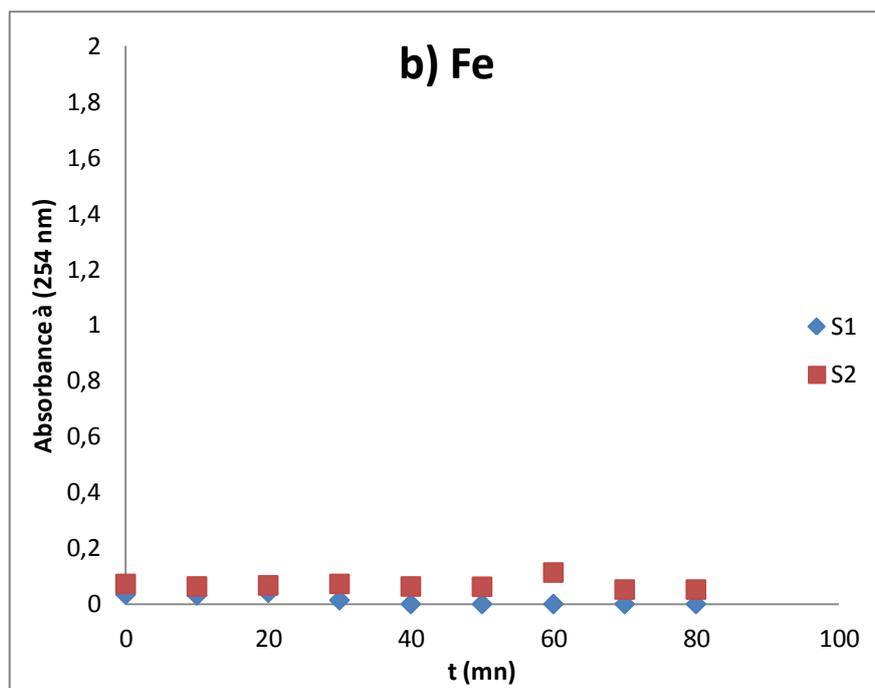
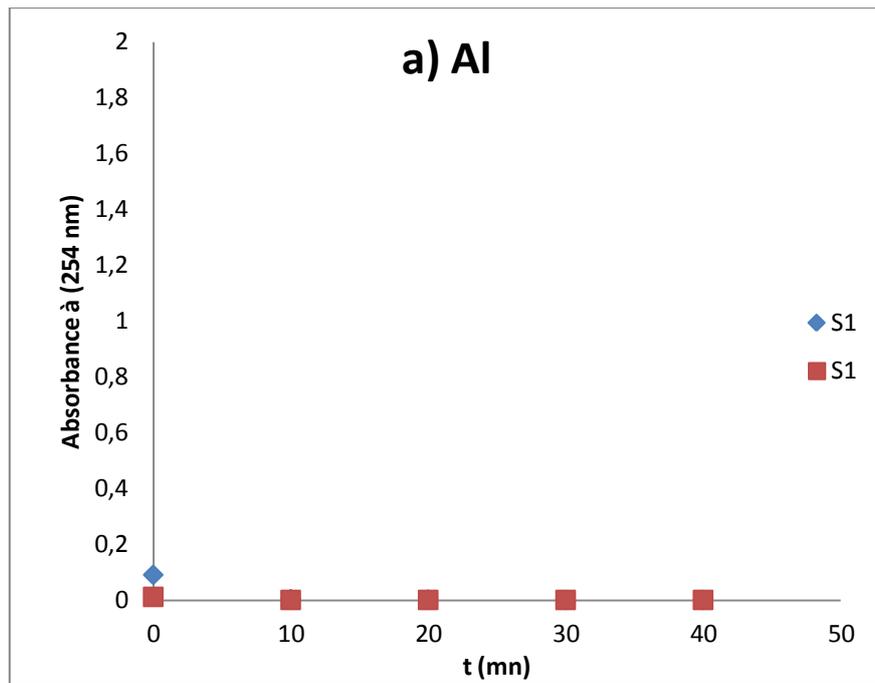


Figure V-19 : Variation de l'absorbance en fonction du temps $U=5$ V
(a) S1 (b) S2

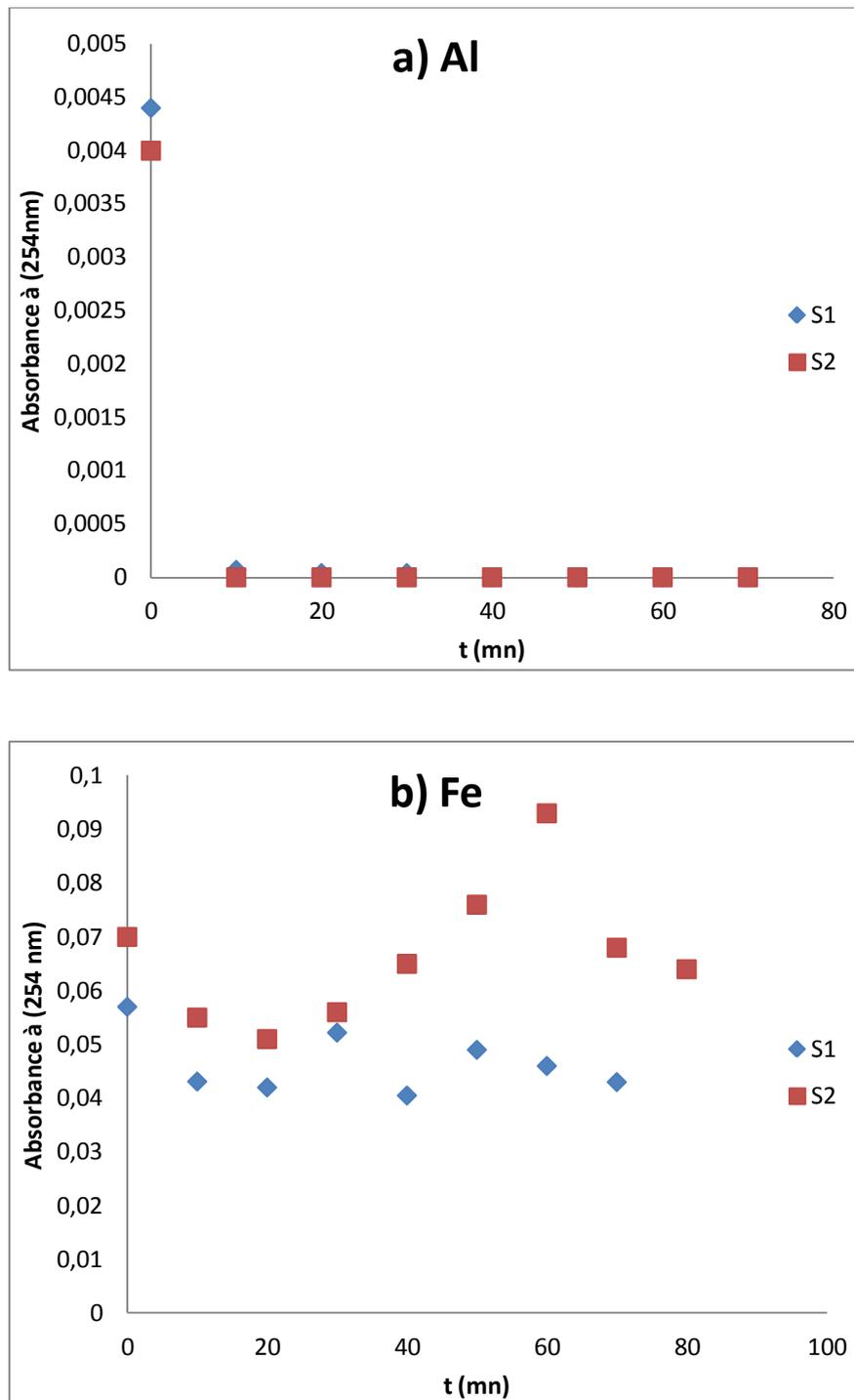


Figure V-20 : Variation de l'absorbance en fonction du temps $U=10$ V
(a) S1 (b) S2

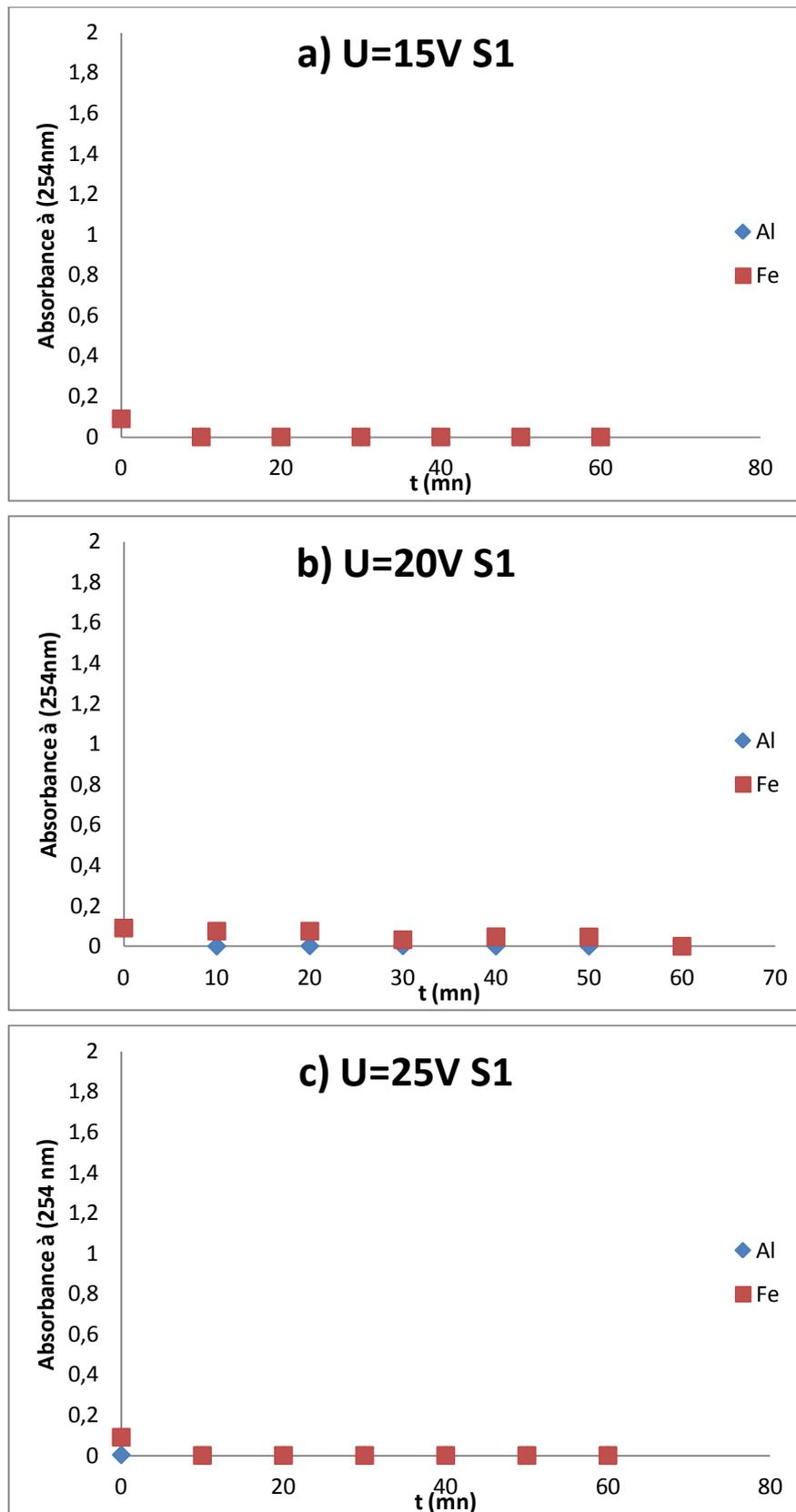


Figure V-21 : Variation de l'absorbance à 254 nm de l'eau pour les tensions (a) U=15V, (b) U=20 V et (c) U=25 V

V.7 Abatement de la turbidité

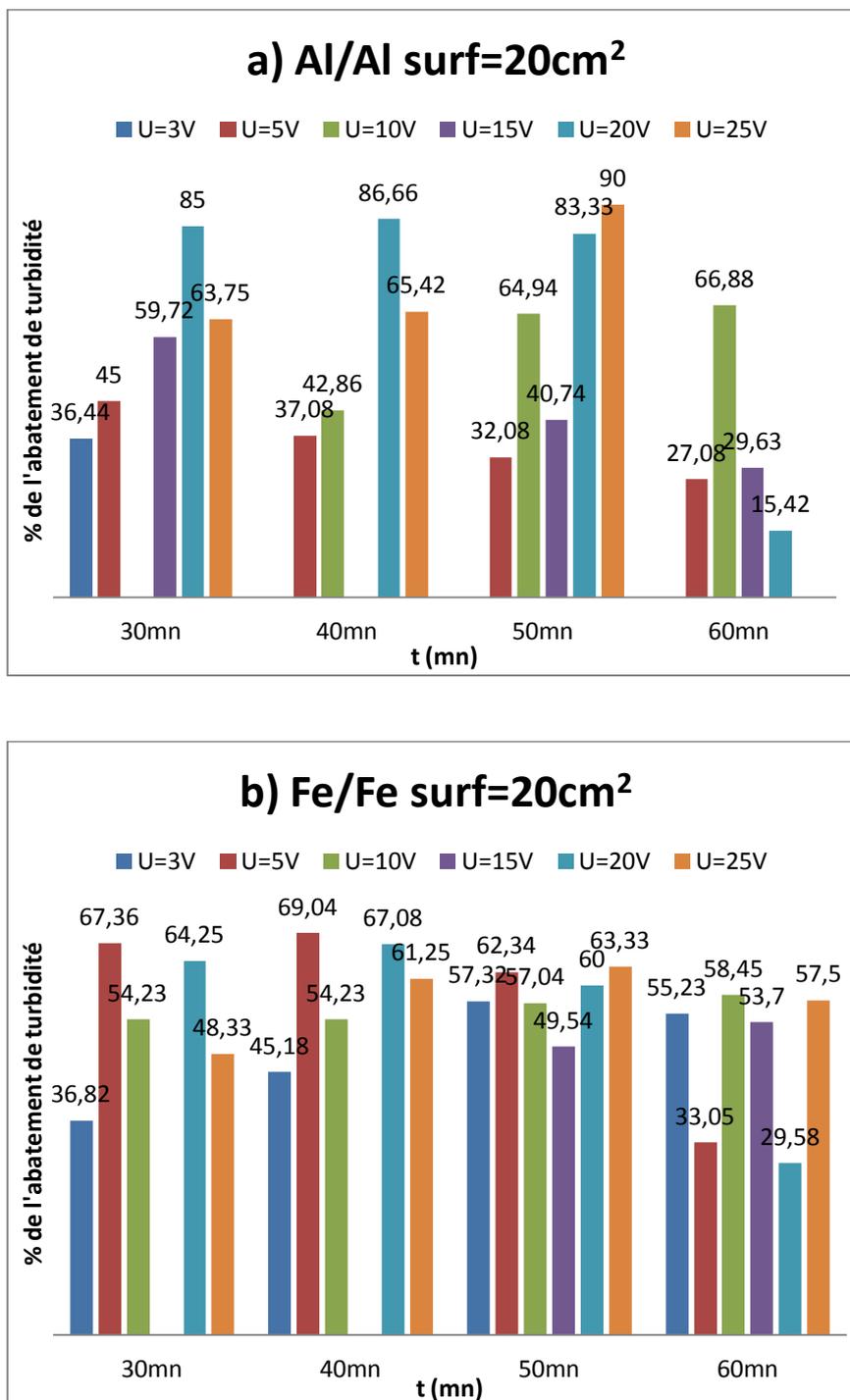


Figure V-22 : Pourcentage d'abatement de la turbidité pour (a) Al et (b) Fe pour la surface $S_1=20 \text{ cm}^2$

Pour l'aluminium, figure (V-22, a), le taux de réduction de la turbidité le plus élevé (80 et 90 %) correspond aux tensions (20V et 25V) pour une durée de traitement de 50 mn.

La tension plus faible de 10 V permet d'obtenir un abattement de 60 % de la turbidité pour le même temps de traitement de 50 minutes.

Par rapport aux tensions 3, 5 et 10 V, le meilleur taux d'abattement, supérieur à 60 %, est obtenu pour la tension de 10 V et un temps de 50 mn à 60 mn.

Contrairement à l'aluminium, on retrouve le pourcentage le plus élevé d'abattement de turbidité de l'histogramme du fer, plus de 67 %, figure (V-22, b), pour une tension de 5 volts (généralement) dans un temps plus court de 30 minutes.

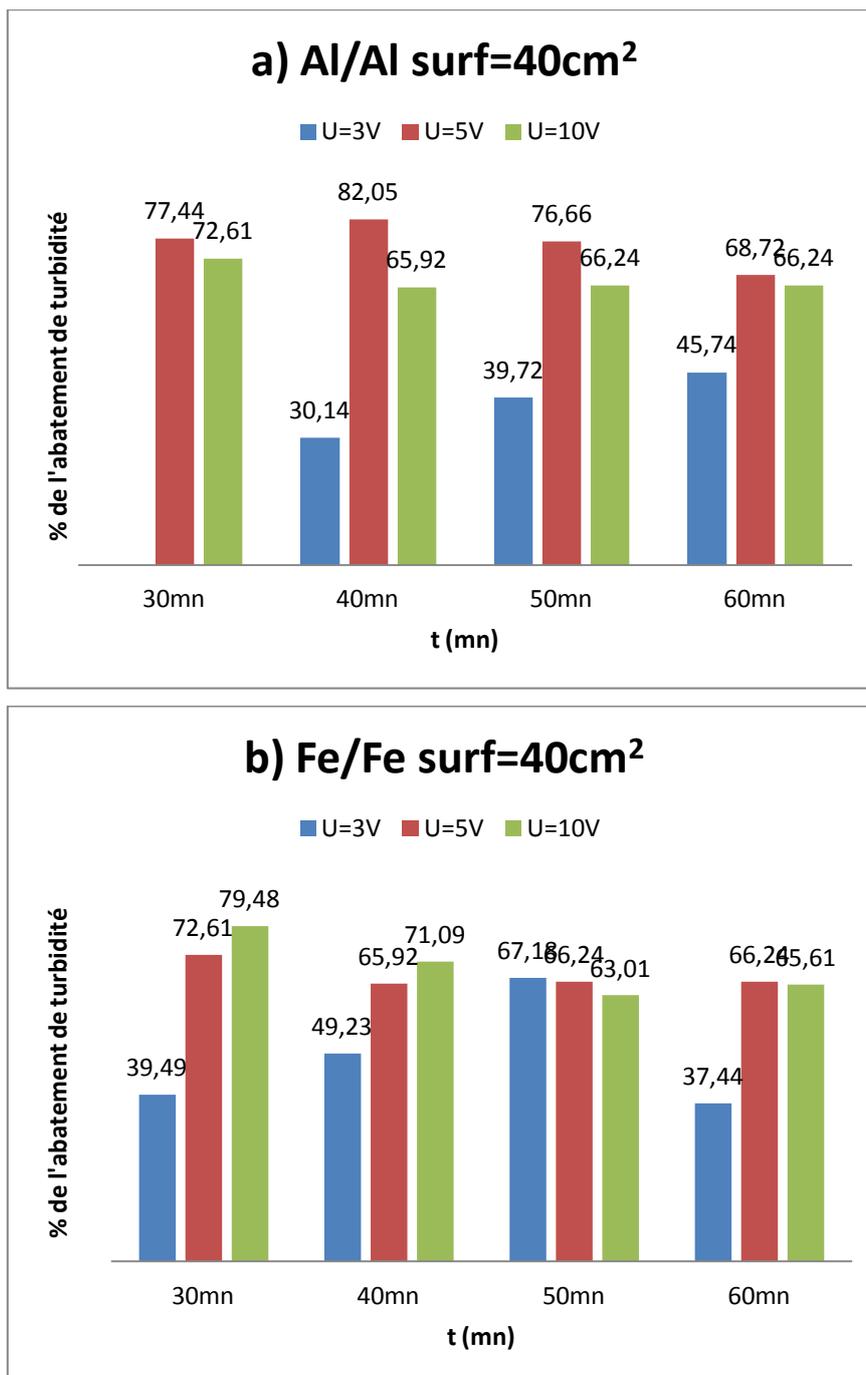


Figure V-23 : Pourcentage d'abattement de la turbidité pour (a) Al et (b) Fe pour la surface $S_2=40\text{cm}^2$

Après avoir essayé le traitement d'électrocoagulation de l'eau avec l'aluminium et le fer en utilisant la première surface S_1 , qui est de 20 cm^2 , nous avons choisi les trois premières tensions, mentionnées précédemment. Dans cette expérience, nous avons répété le même processus, mais nous avons augmenté la surface des électrodes (aluminium et fer) à $S_2=40\text{ cm}^2$, pour voir son effet sur le traitement, et nous nous sommes limités aux tensions 3 volts, 5 volts et 10 volts.

Electrodes Al/Al :

Nous avons constaté que la chute de turbidité la plus élevée dans l'histogramme d'aluminium pour cette surface, plus de 70 %, figure (V-23, a) est pour la tension de 5 volts et pour un temps de traitement de 30 ou 40 minutes.

Electrodes Fe/Fe :

Nous avons constaté que la forte baisse de la turbidité, plus de 70 %, dans la figure (V-23, b) est celle de 10 volts, et nous pouvons choisir le temps de 30 ou 40 minutes comme temps de traitement.

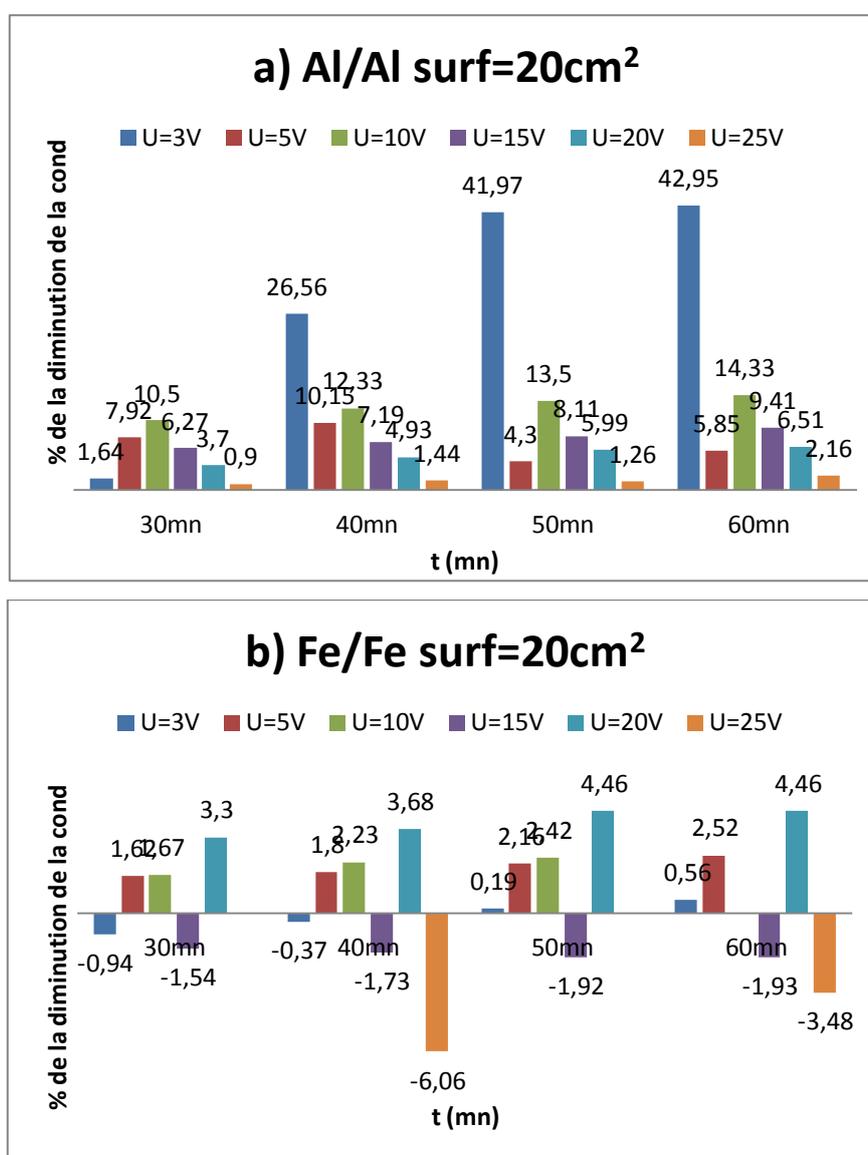
V.8 Abaissement de la conductivité

Figure V-24 : Pourcentage d'abaissement de la conductivité pour la surface $S_2=20\text{cm}^2$
(a) Al (b) Fe

Concernant l'aluminium, figure (V-24, a), on constate que la chute de conductivité la plus élevée est celle dont la tension est de 3 volts. Mais, cette tension ne convient pas pour l'abattement de la turbidité. Donc, il est préférable de choisir 10 V, car c'est celle qui suit 3 V dans le taux de réduction de la conductivité, et a un meilleur abattement de la turbidité.

Pour l'histogramme du fer, figure (V-24, b), nous voyons qu'il existe des taux d'augmentation de la conductivité (pourcentage négatif à cause de l'augmentation de la conductivité) et des taux de diminution de la conductivité (pourcentage positif).

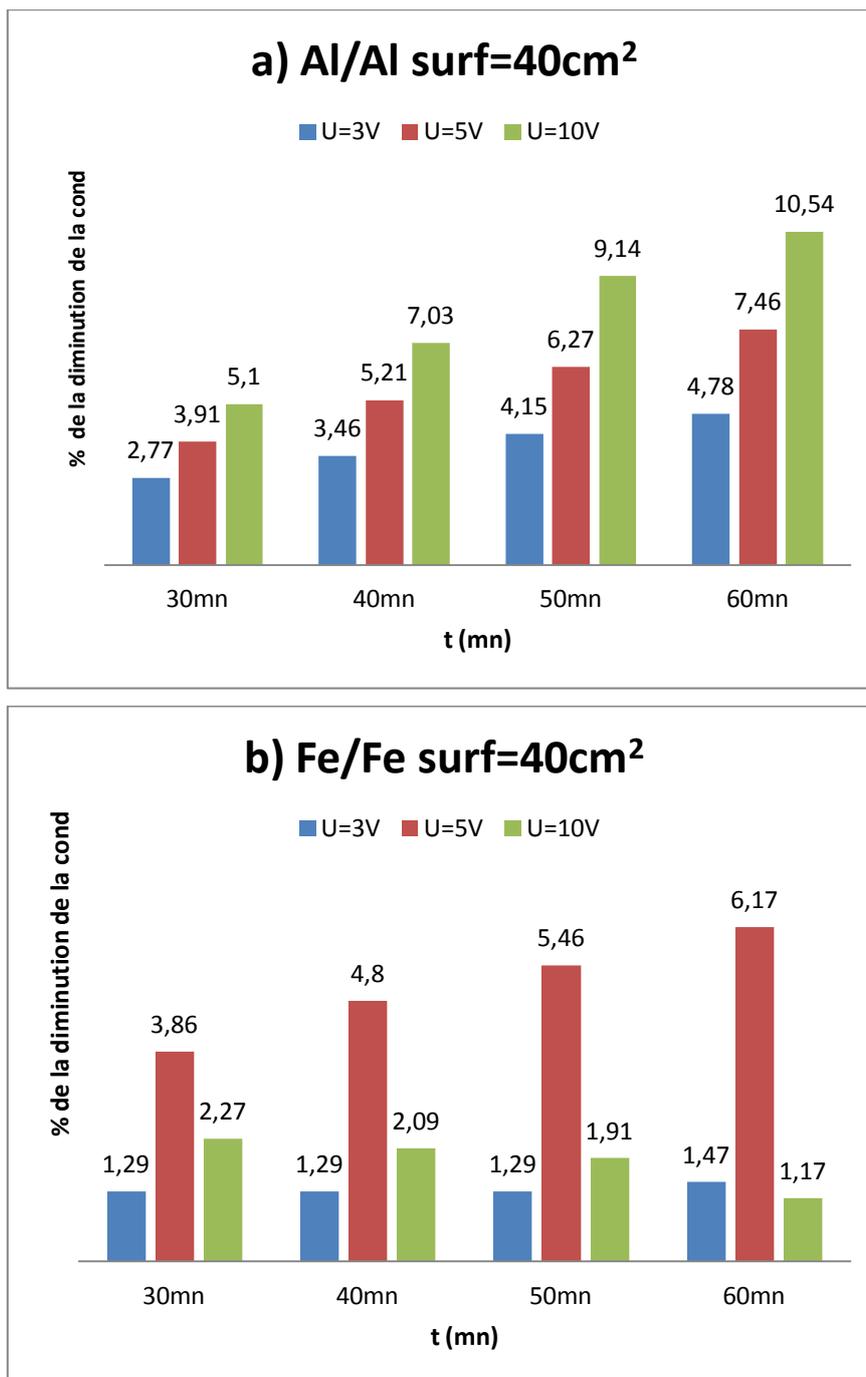


Figure V-25 : Pourcentage d'abaissement de la conductivité pour la surface $S_2=40\text{cm}^2$
(a) Al (b) Fe

En ce qui concerne les mesures de conductivité, qui concernaient la seconde surface de 40 cm^2 , nous aurions apporté la solution d'étalonnage et calibré l'appareil sauf dans les mesures de tension de 10 volts pour l'aluminium, figure (V-25,a) avec les barres vertes, la conductivité mesurée pour cette tension est à l'échelle non étalonné, comme on a expliqué précédemment.

Pour l'aluminium, figure (V-25, a), il sera difficile de choisir directement 10 V comme une tension meilleure pour l'abaissement de la conductivité et de le préférer à 5 V. Comme nous avons mentionné précédemment, la valeur de 5 volts conviendrait pour réduire la conductivité car elle consomme moins d'énergie et que l'eau doit avoir une conductivité suffisante par rapport à sa minéralisation.

Cette tension (5V) convient également au fer, figure (V-25, b), dont les mesures se sont toutes faites après réétalonnage.

V.9 Abatement de l'absorbance

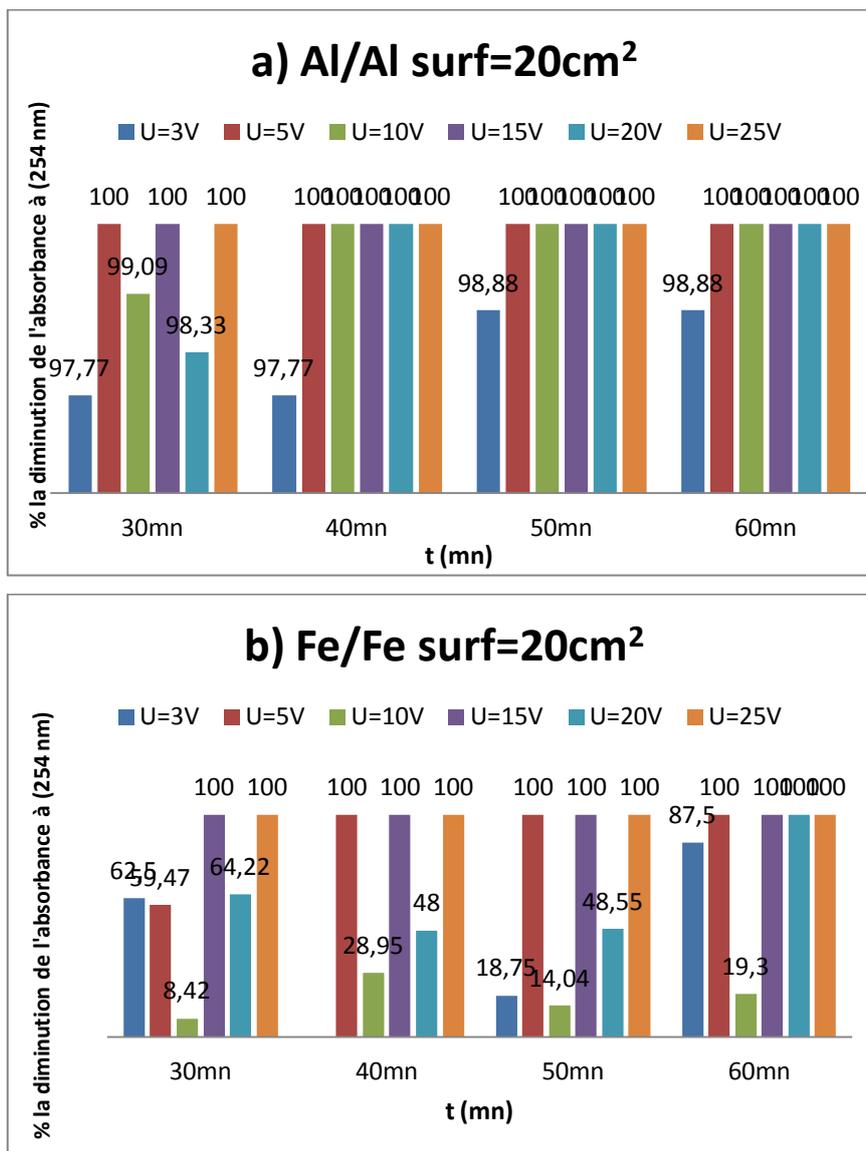


Figure V-26 : Pourcentage d'abatement de l'absorbance à 254 nm pour la surface S1=20cm²
(a) Al (b) Fe

A partir des histogrammes ci-dessus, nous trouvons que le taux d'abatement de d'absorption à 254 nm est presque toujours de (100%) pour l'aluminium, figure (V-26, a). Mais pour le fer, nous le résultat est plus complexe, figure (V-26, b).

Nous avons essayé de l'expliquer précédemment dans notre commentaire sur les courbes d'absorption à 254 nm, parmi les raisons de ces difficultés.

L'abatement est aussi de (100%) avec la tension de 5 volts après 30, 40 et 50 minutes de traitement.

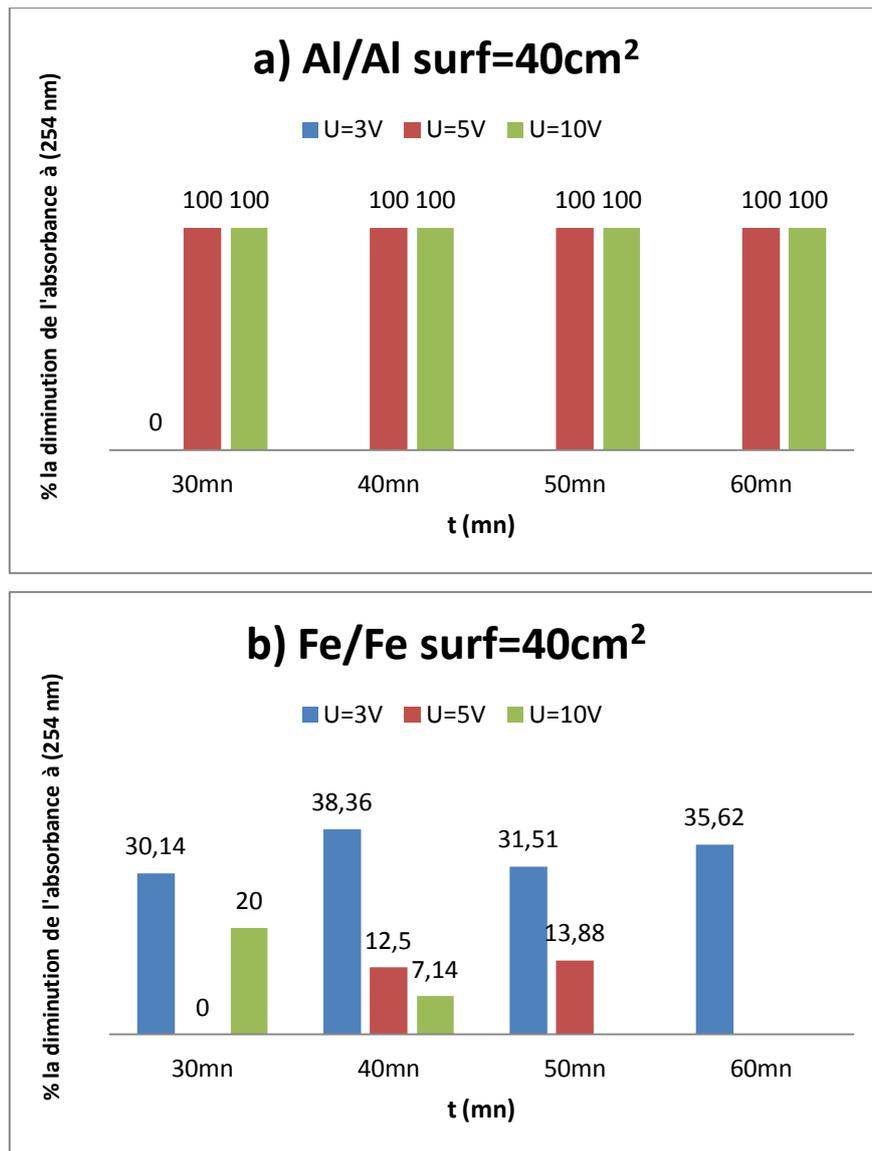


Figure V-27 : Pourcentage d'abattement de l'absorbance à 254 nm pour la surface S2=40cm²
(a) Al (b) Fe

À partir de l'histogramme visible pour la surface de 40 cm², nous trouvons le taux de réduction d'absorption pour l'aluminium (100%) pour les tensions de 5 et 10 volts Figure (V-27,a).

Pour le fer, les résultats obtenus sont inférieurs à la moyenne, figure (V-27, b), pour des raisons d'incertitudes.

V.10 Variation du résidu sec

Le résidu sec (RS) à 105 °C a été mesuré avant et après traitement de l'eau brute.

Tableau V-2 : RS à 105 °C avant traitement

Numéro de bécher	M ₀ : masse vide (mg)	M ₁ : masse après séchage (mg)	$RS = \frac{M_1 - M_0}{V} * 100$ (mg/l) V=50ml
0	48,1565	48,2980	283
1	51,4390	51,5865	295m
2	52,0138	52,1623	297

Tableau V-3 : RS à 105 °C après traitement

Nom de bécher	M ₀ : masse de bécher vide (mg)	M ₁ : masse de bécher après séchage (mg)	$RS = \frac{M_1 - M_0}{V} * 100$ (mg/l) V=10ml	Pourcentage d'abattement de la RS (%).
S1/Al/U=10V/t=50mn	38,0569	38,0650	81	72,60
S1/Fe/U=5V/t=30mn	33,9042	33,9127	85	70,89
S2/Fe/U=5V/t=30mn	37,6883	37,6968	85	70,89
S2/Fe/U=10V/t=30mn	32,7189	32,7262	73	75,00
S2/Al/U=5V/t=30mn	33,2507	33,2586	79	72,95
S2/Al/U=10V/t=30mn	37,7260	37,7337	77	73,63

D'après les résultats après traitement, on trouve que les valeurs de pourcentage d'abaissement de RS sont très proches. L'expérience pour laquelle nous aurons plus d'abaissement, est S2/Fe/U=10V/t=30mn et (les électrodes en fer, surface 40 cm² avec une tension de 10 V, le temps de traitement est de 30 minutes).

V.11 Traitement microbiologique de l'eau

L'eau brute du barrage a été apportée dans un récipient en plastique. Les conditions de transport et de conservation de l'eau stockée, sont susceptibles de varier par rapport aux moyens disponibles et utilisés au laboratoire.

Les microorganismes recherchés dans l'eau brute sont des bactéries. Elles ont été dénombrées à partir du récipient de stockage de notre eau avant traitement, où les changements de qualité et de quantité pourraient survenir. Les résultats obtenus ne sont donc pas directement attribués à l'eau de barrage de la source. En effet, les données de l'eau brute pourraient subir des modifications pendant le transport, stockage et conservation au cours du temps.

Ce dénombrement a été effectué pour montrer que le procédé d'électrocoagulation (EC), favorise aussi bien la réduction d'une quantité importante de polluants chimiques et physiques, que la désinfection de l'eau, par l'élimination des microorganismes nuisibles à la santé humaine.

Dénombrement des bactéries :

Le nombre de colonies des tableaux suivantes est celle qui nous avons compté pour 1 ml de l'échantillon versé dans la boîte de pétrie, après incubation de 24h puis 48h, ce 1 ml peut être dilué ou pas. La dilution 0 veut dire : sans dilution (de la solution mère directement), la dilution 10⁻², 10⁻³ et 10⁻⁴ c'est-à-dire le 1 ml de la solution mère qui est l'eau de barrage de bidon est dilué 100, 1000 et 10000 fois respectivement.

Après le dénombrement visuelle des colonies sur les boîtes pétries, on utilise la loi que nous avons mentionnée précédemment :

$$UFC/ml = \frac{\text{Nombre de colonies dénombrées}}{\text{Volume d'échantillon analysé en ml}}$$

Tableau V-4: Dénombrement des bactéries avant traitement par les électrodes d'aluminium

La dilution	10 ⁻³	10 ⁻⁴
Nombre de colonies de l'échantillon : Al/U=10v/ (incubation de 24h)	01	06
Nombre de colonies de l'échantillon : Al/U=10v/ (incubation de 48h)	42	19

Donc le nombre des colonies de l'échantillon Al/U=10v/ sera :

- Après 24h, le dénombrement < 30 : $\frac{6+1}{0,001+0,0001} = 6363$ UFC/ml.
- Après 48h, on prend le dénombrement qui à l'intérieure aux limites de quantification étant situées à 30 et 300 colonies: $\frac{42}{0,001} = 42000$ UFC/ml.

Tableau V-5: Dénombrement des bactéries avant traitement par les électrodes de fer

La dilution	0	10 ⁻²
Nombre de colonies de l'échantillon : Fe /U=5V/ (incubation de 24h)	281	5
Nombre de colonies de l'échantillon : Fe /U=5V/ (incubation de 48h)	>300	336

Donc le nombre des colonies de l'échantillon : Fe /U=5v/ sera :

- Après 24h, on prend le dénombrement qui à l'intérieure es limites de quantification étant situées à 30 et 300 colonies : $\frac{281}{1} = 281$ UFC/ml.
- Après 48h, comme le dénombrement >300 : $\frac{300}{0,01} = 30000$ UFC/ml. On Transmette ce résultat comme étant : > 30 000 UFC/ml.

Après le traitement, nous avons prélevés 1 ml directement de la solution traitée sans dilution. Donc, ce qui est dénombré sur la boîte de pétrie sera directement en UFC/ml .

Tableau V-6: Dénombrement des bactéries après traitement

incubation de 24h	
Echantillon sans dilution	Nombre de colonies de l'échantillon : Après traitement de 80min
Fe /U=5v/	05 UFC/ml
Al/U=10v/	05 UFC/ml
Incubation de 48h	
Fe /U=5v/	07 UFC/ml
Al/U=10v/	09 UFC/ml

Résultats :

Les résultats obtenus à partir des deux traitements: d'une part celui utilisé avec les électrodes de fer à une tension de 5 V, et d'autre part celui à l'aide des électrodes d'aluminium à une tension de 10 V. Le procédé EC possède un pouvoir désinfectant important contre les micro-organismes (CT), comme le montre cet échantillon microbien (Figure V.28).

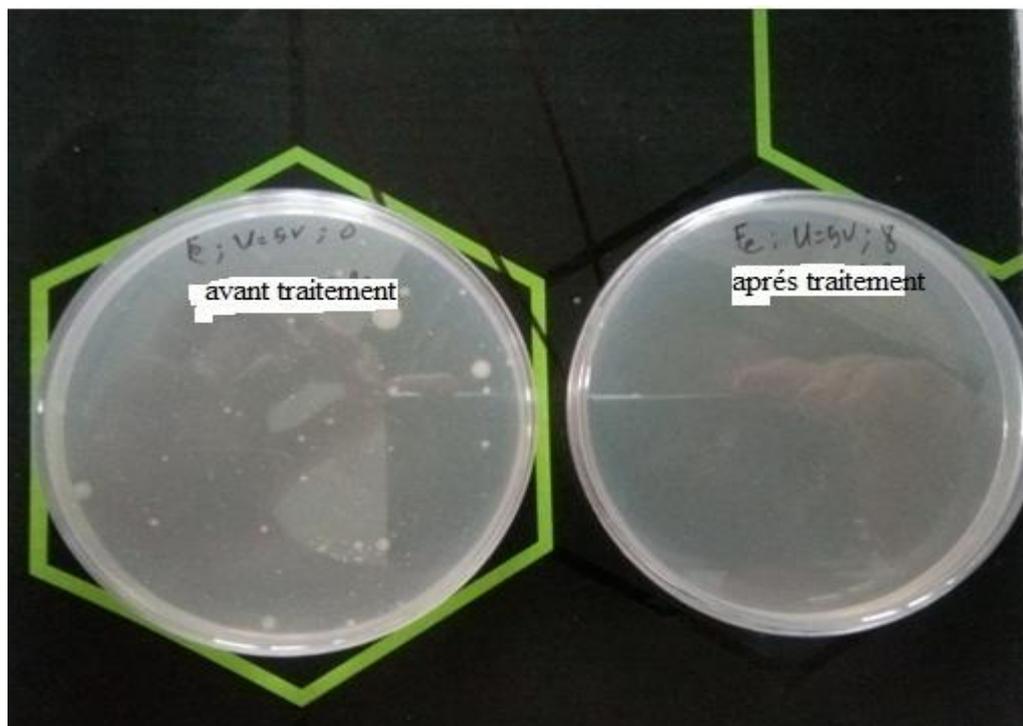


Figure V-28: Abattement des bactéries après traitement

CONCLUSION GÉNÉRALE

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'étude que nous avons effectuée a eu pour but le traitement par électrocoagulation (EC) d'une eau brute de barrage de Keddara, après l'avoir préalablement analysée. L'analyse a été menée par le suivi de plusieurs paramètres physico-chimiques et microbiologiques : pH, turbidité, absorbance à 254 nm, coliformes totaux...

Ces paramètres ont été choisis à cause d'une part, des écarts constatés souvent en dehors des normes de potabilité édictées par l'OMS et d'autre part, par leurs critères permettant ainsi une approche plus aisée du suivi de notre mélange complexe d'eau où ces indicateurs sont facilement accessibles expérimentalement.

A cet effet, après un rappel bibliographique relatif aux eaux naturelles et aux traitements physico-chimiques appliquées aux eaux douces, nous avons cherché les conditions optimales permettant de traiter une eau de barrage par le procédé d'EC en mode batch, par :

- L'étude de l'efficacité épuratrice du type de métal, l'aluminium ou le fer, en utilisant deux surfaces différentes ($S1 = 20 \text{ cm}^2$ et $S2 = 40 \text{ cm}^2$), et en variant la tension électrique (3, 5, 10, 15, 20 et 25 V).
- Le suivi de l'évolution de l'eau traitée par des indicateurs de qualité, sur le plan physicochimique et sanitaire, cités précédemment.
- Le choix des facteurs influents sur le procédé tels que : la tension électrique, la surface et le temps de traitement, pour une rétention maximale, en particulier pour la turbidité, la matière organique et les coliformes totaux.

Les tensions utilisées au début de l'opération de traitement par EC, étaient de : 3, 5, 10, 15, 20 et 25 V pour une surface d'électrode $S1$ de 20 cm^2 . Les résultats obtenus de ces essais ont montré qu'un niveau proche d'abattement était atteint pour toutes ces tensions.

Afin d'étudier l'influence de la surface, nous avons choisi que les trois premières tensions (3, 5 et 10 V) pour que le procédé soit efficace et économique. Une fois le choix de ces tensions, nous avons continué l'investigation à partir de ces nouvelles données acquises.

Nous avons constaté la diminution du pH de l'eau dans le cas des deux électrodes Al et Fe, avec les deux surfaces $S1 = 20 \text{ cm}^2$ et $S2 = 40 \text{ cm}^2$. Le pH a varié dans la fourchette de 6,5 à 8,5.

La conductivité diminue, mais pas de manière significative.

L'absorption à 254 nm, traduisant la présence de la matière organique, a permis d'indiquer une estimation faible de ces substances dans l'eau traitée.

L'abattement maximal de la turbidité, atteignant plus de 80 %, a été obtenu avec une tension de 5 V, un courant de 0,06 A et une surface de 40 cm² avec l'électrode en Al, pour un temps de traitement de 30 mn.

Pour l'électrode en Fe, la turbidité a été réduite à plus de 79 %, avec une tension de 10 V et une surface de 40 cm², pour un temps de traitement de 30 mn. La tension de 5V a signalé un abattement moindre, égale à 67,36 % pour une durée de traitement de 30 mn.

Notre choix optimal est dévolu pour l'utilisation de l'électrode d'aluminium à cause de son efficacité par rapport à celle du fer.

L'optimisation du procédé par EC pourrait être consolidée par l'utilisation du modèle par plans d'expériences.

Ce travail a été réalisé à l'échelle laboratoire. Il est recommandé d'être poursuivi pour confirmer les résultats obtenus avec des eaux de surface diverses, et durant les quatre saisons de l'année, pour ensuite entrevoir l'échelle pilote.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

- ABBAS, Aicha. MESSAAD, Meriem. *Utilisation de l'électrocoagulation pour l'élimination de colorants des eaux usées de l'industrie textile*. Mémoire master : Hydrolique. M'sila : Université Mohamed Boudiaf de M'sila, 2017, 67 p.
- AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITE (AFB). *Glossaire Eau & Milieux Aquatiques* [En ligne]. [Consulté le 26/07/2020]. Disponible sur : <http://www.glossaire-eau.fr>
- ANDRIANOMENJANAHARY Yves Antonio. *Utilisation des sels de fer comme coagulant-floculant dans le traitement des eaux usées d'une industrie de teinturerie*. Mémoire de master : Science et Ingénierie des Matériaux. Antananarivo : Ecole Supérieure Polytechnique d'Antananarivo, 2015, 97 p.
- AQUAPORTAIL. *Solides dissous totaux* [En ligne]. [consulté le 19/07/2020]. Disponible à l'adresse: <https://www.aquaportail.com/definition-6776-solides-dissous-totaux.html>
- ARSLAN-ALATON, I. KABDASLI, I. HANBABA, D . Electrocoagulation of a real reactive dyebath effluent using aluminium and stainless steel electrodes. *Journal of Hazardous Materials*. 2008, n°150, pp. 166-173.
- BEJANKIWAR, R.S. Electrochemical treatment of cigarette industry wastewater: feasibility study. *Water Research*. 2002, n°36, pp. 4386-4390.
- BENNAJAH, Mounir. *Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflotation en réacteur airlift*. Thèse de doctorat : Génie des procédés et de l'environnement. Toulouse : L'institut national polytechnique de Toulouse, 2007, 204 p.
- BERLAND, Jean-Marc. JUERY, Catherine. *Les procédés membranaires pour le traitement de l'eau. Limoges*. Document technique : Office International de l'Eau, 2002, 71 p.
- BESSIOUD, Slimane. *Traitement d'une eau de surface par électrocoagulation*. Mémoire de magister : Génie de procédé. Guelma : Université 08 mai 1945 Guelma Faculté des science et de l'ingénierie, 2010, 127 p.
- BOUAOUINE, O. KHALIL, F. CHTIOUI, H et al. Traitement par électrocoagulation des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès (Maroc). *Larhyss Journal*. 2015. n°23, pp. 53-67. ISSN 1112-3680.
- BRAHIMI, Salima. OURTELLI, Sabiha. *Contribution à l'étude de l'efficacité du traitement des eaux usées de la station d'épuration de corps gras de Bejaia (CO.G.B) La belle après*

- ensemencement*. Mémoire de master : Environnement et Sécurité Alimentaire. Bejaia : Université Abderrahmane MIRA de Bejaia, 2013. 72 p.
- BROUSSAUD, Josée. *Institut Français de l'Education Plateforme ACCES - Eduterre* [En ligne]. [Consulté le : 25/03/2008]. Disponible sur : <http://eduterre.ens-lyon.fr/thematiques/hydro/cycleau/modeliser>
- CANIZARES, P, MARTINEZ, F, RODRIGO, M.A, JIMÉNEZ, C, SAEZ, C, LOBATO, J. Modelling of wastewater electrocoagulation processes. *Separation and Purification Technology*. 2008, n°60, pp. 147-154.
- CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC. *Recherche et dénombrement des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives : méthode par incorporation à la gélose* [en ligne]. [Consulté le 21/12/2020]. Disponible sur : <http://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/MA700BHA3510.pdf>
- CHAOUKI, Mourad. ZEDDOURI, Aziez. SIBOUKEUR, Hicham et al. Etude de la pollution chimique des eaux souterraine de la région d'Ouargla. *International Journal of Environment & Water*. 2013, vol.2, n°5, pp. 114-121. ISSN 2052-3408.
- DANESHVAR, N, OLADEGARAGOZE, A, DJAFARZADEH, N. Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*. 2006, n°129. pp. 116-122.
- DIHANG, Moise Desire. *Mécanismes de coagulation et de floculation de suspensions d'argiles diluées rencontrées en traitement des eaux*. Thèse de doctorat : Génie de procédés.Toulouse : Université Paul Sabatier, 2007, 157 p.
- DORBEAU, Rémy. *Quelques données sur l'analyse de l'eau* [en ligne]. [Consulté le 21/12/2020]. Disponible sur : <http://www.ecoumenegolf.org/baseEau.htm>
- DROGUI, P, ASSELIN, M, BRAR, S.K, BENMOUSSA, H, BLAIS, J.F. Electrochemical removal of pollutants from agro-industry wastewaters. *Separation and Purification Technology*. 2007, n°61, pp. 301-310.
- DROUICHE, Madani. *Traitement des eaux de surface des eaux de rejet d'huilerie d'olive par ultrafiltration et procédé à oxydation avancée*. Thèse de doctorat : génie de l'environnement. Alger : Ecole Nationale Polytechnique Alger, 2006, 154 p.
- DUEDALL, Iver. 1998. *Océanographie: Notes de cours*. Florida : Florida Institute of Technology, 1998.

EL HACHMI, Abdelhadi. Argile et minéraux argileux : propriétés physicochimiques et propriétés colloïdes [En ligne]. Mémoire de Master. Chimie. Université Abdelmalek Essaadi, 2013. [Consulté le 10/11/2020]. Disponible à l'adresse :

<https://www.memoireonline.com/06/15/9140/Argile-et-mineraux-argileux-proprietes-physico-chimiques-et-proprietes-et-proprietes-collo.html>

E-MONSITE. *Le désalement de l'eau de mer en Espagne* [En ligne]. [Consulté le 24/11/ 2020].

Disponible à l'adresse: <http://tpebdmw.e-monsite.com/medias/images/osmose-inverse.jpg>

GOMELLA, Cyril. GUERREE, Henri. *Le Traitement des eaux publiques, industrielles et privées*. Paris : Eyrolles, 1978, 262 p. ISSN 0768-3510.

GOMES, J.A.G, DAIDA, P, KESMEZ, M et al. Arsenic removal by electrocoagulation using combined Al-Fe electrode system and characterization of products. *Journal of Hazardous Materials*. 2007, n°139, pp. 220-231.

HANAFI, Fatiha. SADIF, Nadia. ASSOBBHEI, Omar et al. Traitement des margines par électrocoagulation avec des électrodes plates en aluminium. *Revue des sciences de l'eau*. 2009, vol. 22, n°4, pp. 476-485. ISSN1718-8598.

HANNACHI, A. GHARZOULI, R. DJELOULI Tabet, Y. Gestion et valorisation des eaux usées en Algérie. *Larhyss Journal*. 2014, n°19, pp. 51-62. ISSN 1112-3680.

HASSOUNE, El Mostafa. BOUZIDI, Abdelhamid. KOULALI, Yahia et al. Effets des rejets liquides domestiques et industriels sur la qualité des eaux souterraines au nord de la ville de Settat (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique*. 2006, n°28, pp. 61-71.

IRDEMEZ, S, YILDIZ, Y.S, TOSUNOGLU, V. Optimization of phosphate removal from wastewater by electrocoagulation with aluminium plate electrodes. *Separation and Purification Technology*. 2006, n°52, pp. 218-223 et 394-401.

JESTIN, Emmanuel. *La production et le traitement des eaux destinées à l'alimentation et à la préparation de denrées alimentaires* [en ligne]. AESN Rivières de Basse-Normandie-Hérouville-Saint-Clair, 2006 [Consulté le 21/12/2020]. Format PDF. Disponible sur : <https://www.pseau.org/outils/biblio/resume.php?d=5406>

KEROUEL, Roger. AMINOT, Alain. L'oxygène dissout. Hydrologie des écosystèmes marins: paramètres et analyses. s.l. : Ifremer: L'institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer., 2004, p. 48.

- KETTAB, Ahmed. MITICHE, Ratiba. BENNAÇAR, Naoual. De l'eau pour un développement durable : enjeux et stratégies. *Revue des Sciences de l'Eau*. 2008, vol.21, n°2, pp 247-256. ISSN1718-8598.
- KHERIFI, Wahida. *Etude de la cinétique de sédimentation des matières en suspension dans le calcul des décanteurs*. Mémoire de magister : Hydraulique Urbaine et Construction Hydraulique. Annaba : Université Badji Mokhtar Annaba, 2009, 117 p.
- KOBYA, M, CAN, O.T, BAYRAMOGLU, M. Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminium electrodes. *Journal of Hazardous Materials*. 2003, n°100, pp. 163-178.
- LEMLIKCHI, Wahiba. *Elimination de la pollution des eaux industrielles par différents procédés d'oxydation et de co-précipitation*. Thèse de doctorat: Chimie appliqué. Tizi ousou : Université Mouloud Mammeri, 2012, 177 p.
- LEVALLOIS, Patrick. Eau potable et santé publique : défis actuels et futurs. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*. 2006, vol. 19, n° 2, pp. 127-135. ISSN : 1718-8598.
- MAMERI, Nabil. LOUNICI, Hakim. GRIB, Houcine et al. Defluoridation of Sahara water by small plant electrocoagulation using bipolar aluminium electrodes. *Separation and Purification Technology*. 2001, pp. 113-119.
- MARILLYS, Macé. *Le centre d'information sur l'eau* [En ligne]. [Consulté le 23/11/2020]. Disponible sur: <https://www.cieau.com>
- MARSILY, Ghislain. BESBES, Mustapha. Les eaux souterraines. *Résponsabilité & Environnement*. 2017, n°86 25, pp. 25-31.
- MAUREL, Alain. *Techniques séparatives à membranes : (osmose inverse, nanofiltration, ultrafiltration, microfiltration tangentielle) – Considérations théoriques* : 1993, pp. 1-24.
- MELANIE, Asselin. *Utilisation de l'électrocoagulation dans le traitement des eaux usées industrielles chargées en matière organique*. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maitre és Sciences : Chimie et Métallurgie. Québec : Université du Québec, Terre et Environnement, 2007, 282 p.
- MESSAOUDI, Nariman. BOUZIDI, Farah. *Analyse de l'efficacité des ouvrages de décantation et de Analyse de l'efficacité des ouvrages de décantation et de Batna*. Mémoire de master : Hydrolique Urbaine. Oum El Bouaghi : Université Larbi Ben M'hidi– OUM EL BOUAGHI, 2016, 93 p.

- MUKHOPADHYAY, B. SUNDQUIST, J. SCHMITZ, R.J. Removal of Cr(VI) from Cr-contaminated groundwater through electrochemical addition of Fe(II). 2007. pp. 66-76.
- OUHMIDOU, M. CHAHLAOUI, A. KHARROUBI, A et al. Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux du barrage Hassan Addakhil d'Errachidia (Maroc). *J. Mater. Environ. Sci.* 2015, n°6, pp. 1663-1671. ISSN: 2028-2508.
- PALLIER, Virginie. *Élimination de l'Arsenic par Coagulation Floculation et Electrocoagulation d'Eaux Faiblement Minéralisées*. Chimie et Microbiologie de l'Eau. Limoges : Ecole Doctorale Science - Technologie - Santé, 2008, 282 p.
- PLUNIAN, Sophie. *Les eaux souterraines* [En ligne]. [Consulté le 17/07/ 2020]. Disponible sur : <http://www.eau-adour-garonne.fr/fr/index.html>
- PROGRAMME DES NATIONS UNIES POUR L'ENVIRONNEMENT (PNUE). *Dessalement de l'eau de mer dans les pays méditerranéens* [En ligne]. [Consulté le 06/08/ 2020]. Disponible à l'adresse : [https://www.pseau.org/outils/ouvrages/pnue_dessalement_eau_de_mer_pays_mediterraneens.pdf.%20UNEP\(DEC\)/MED%20WG.183/Inf.6](https://www.pseau.org/outils/ouvrages/pnue_dessalement_eau_de_mer_pays_mediterraneens.pdf.%20UNEP(DEC)/MED%20WG.183/Inf.6)
- RAJU, G.B, KARUPPIAH, M.T, LATHA, S.S. Treatment of wastewater from synthetic textile industry by electrocoagulation–electrooxidation. *Chemical Engineering Journal*. 2008, n°144, pp. 51-58.
- RODIER, Jean. LEGUBE, Bernard. MERLET, Nicole. *l'analyse de l'eau*. Dunod. Paris : 2009, 1579 p. ISBN 978-2-10-054179-9.
- SANNI, Isbath. *Combinaison des procédés d'electrocoagulation et d'electro-oxydation*. Mémoire: Sciences de l'eau. Québec : Université du Québec, 2018, 114 p.
- SEGUIN, Jean-Jacques. *Wikhydro*. [En ligne]. [Consulté le 15/02/ 2013]. Disponible sur : http://wikhydro.developpement-durable.gouv.fr/index.php/Nappes_captives
- SOeS-SSP. *Quels traitements sophistiqués pour rendre l'eau potable?* [en ligne]. [Consulté le 21/12/2020]. Disponible sur : <https://www.cieau.com/le-metier-de-leau/ressource-en-eau-eau-potable-eaux-usees/quels-traitements-sophistiques-pour-rendre-leau-potable/>
- STELLMAN, Jeanne Mager. la teneur en matières organique des eaux usées et des eaux naturelles. *Encyclopédie de sécurité et de santé au travail*, Genève : Bureau international du travail, 2000, p. 30.

- TCHAMANGO, Serge Raoul. KAMDOUM, Olivier. DONFACK, David et al. Traitement électrolytique d'un effluent d'une tannerie artisanale. *Afrique SCIENCE*, 2019, pp. 57-69. ISSN 1813-548X.
- THIBAUT, Picard. *Contribution à l'étude des réactions aux électrodes en vue de l'application à l'électrocoagulation*. Thèse de doctorat : Sciences et technique. Limoges : universités de Limoges, 2000. 173 p.
- VERHILLE, Sophie. Les indicateurs microbiens dans l'évaluation de l'eau potable : interpréter les résultats de laboratoire et comprendre leur signification pour la santé publique. In : *Centre de collaboration nationale en santé environnementale*, 2013, 13 p.
- WORCH, Eckhard. Basic concepts and definitions. *Adsorption Technology in Water Treatment*. Dresden : Library of Congress Cataloging-in-Publication Data, 2012, 345 p.
- ZONGO, Inoussa. *Étude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation*. Thèse de doctorat: environnement. Nancy :L'institut national polytechnique de Lorraine, 2009, 226 p.
- ZUO, Q, CHEN, X, LI, W, CHEN, G. Combined electrocoagulation and electroflotation for removal of fluoride from drinking water. *Journal of Hazardous Materials*. 2008, n°159 pp. 452-457.

ANNEXES

Annexe 1

Analyses de l'eau de barrage de Keddara avant et après traitement du 14/09/20

Paramètre	Eau brute	Eau traitée
Température (°C)	23,4	22,5
pH	7,86	7,34
Al (mg.L ⁻¹)	/	0,055
Fe (mg.L ⁻¹)	0,095	<0,02
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	1356	1390
Turbidité (NTU)	5,52	0,45
Absorbance (254 nm)	0,068	0,04
Oxydation KMnO4 (mg O2/L)	/	/
RS à 105 °C (mg.L ⁻¹)	888	898
Coliformes totaux (UFC/100mL)	150	abs

Résultats d'analyses de l'eau brute du barrage de Keddara (Valeur Moyenne):

Paramètre	Eau brute Septembre 2020	Eau brute Octobre 2020	Eau brute Novembre 2020
	Moyenne	Moyenne	Moyenne
Température (°C)	23,1	20,3	18,34
pH	7,78	7,96	7,97
Al (mg.L ⁻¹)	/	/	/
Fe (mg.L ⁻¹)	0,055	0,146	0,112
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	1355	1368	1397
Turbidité (NTU)	6,11	12,31	9,93
Absorbance (254 nm)	0,069	0,095	0,084
Oxydation KMnO4 (mg O2/L)	/	/	2,64
RS à 105 °C (mg.L ⁻¹)	935	973	992
Coliformes totaux (UFC/100mL)	259	250	178

Analyses de l'eau brute du barrage de Keddara (Valeur Max)

Paramètre	Eau brute Septembre 2020	Eau brute Octobre 2020	Eau brute Novembre 2020
	Max	Max	Max
Température (°C)	24,3	22,3	19,7
pH	8,05	8,07	8,07
Al (mg.L ⁻¹)	/	/	/
Fe (mg.L ⁻¹)	0,095	0,165	0,132
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	1388	1379	1416
Turbidité (NTU)	9,18	15,5	14
Absorbance (254 nm)	0,089	0,114	0,102
Oxydation KMnO4 (mg O2/L)	/	/	3,82
RS à 105 °C (mg.L ⁻¹)	981	976	997
Coliformes totaux (UFC/100mL)	400	420	178

Analyses de l'eau brute du barrage de Keddara (valeur Min)

Paramètre	Eau brute Septembre 2020	Eau brute Octobre 2020	Eau brute Novembre 2020
	Min	Min	Min
Température (°C)	22,1	15,6	16
pH	7,55	7,8	7,82
Al (mg.L ⁻¹)	/	/	/
Fe (mg.L ⁻¹)	0,035	0,122	0,093
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	1304	1359	1378
Turbidité (NTU)	3,1	7,75	6,93
Absorbance (254 nm)	0,054	0,075	0,046
Oxydation KMnO4 (mg O2/L)	/	/	2,14
RS à 105 °C (mg.L ⁻¹)	888	969	987
Coliformes totaux (UFC/100mL)	3	80	30

Annexe 2

JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N°18, 23 mars 2011

PARAMETRES DE QUALITE DE L'EAU DE CONSOMMATION HUMAINE

GROUPE DE PARAMETRES	PARAMETRES	UNITES	VALEURS INDICATIVES
Paramètres organoleptiques	Couleur	mg/l Platine	15
	Turbidité	NTU	5
	Odeur à 12°C	Taux dilution	4
	Saveur à 25°C	Taux dilution	4
Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux	Alcalinité	mg/l en CaCO ₃	500
	Calcium	mg/l en CaCO ₃	200
	Chlorures	mg/l	500
	Concentration en ions Hydrogène	Unité pH	≥ 6,5 et ≤ 9
	Conductivité à 20°C	μS/cm	2800
	Dureté	mg/l en CaCO ₃	200
	Potassium	mg/l	12
	Résidu sec	mg/l	1500
	Sodium	mg/l	200
	Sulfates	mg/l	400
	Température	°C	25
Paramètres microbiologiques	Escherichia Coli	n/100ml	0
	Entérocoques	n/100ml	0
	Bactéries sulfitoréductrices y compris les spores	n/20ml	0

Annexe 3

Analyse de l'échantillon

- Prélever aseptiquement à l'aide d'une micropipette de 250 μl stérile les volumes requis 1,0 mL de l'échantillon concentré et aussi de l'échantillon dilué.



Figure 1 : Micropipette de 250 μl

- les déposer dans les boîtes de Petri (100 mm x 15 mm) préalablement identifiées.

Le couvercle de la boîte de Petri doit être entrouvert au minimum pour déposer l'inoculum afin de minimiser les risques de contamination.



Figure 2 : Boîte de Petri

- Verser ensuite de 15 mL à 17 mL de gélose R2A (R2A est un milieu de culture développé afin de cultiver des bactéries) tempérée à $45\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ dans chaque boîte de Petri.

- Mélanger doucement l'inoculum et la gélose par rotation de la boîte de Petri dans le sens horaire, dans le sens antihoraire et dans un mouvement avant-arrière et latéral. Ne pas éclabousser la gélose dans le couvercle de la boîte de Petri.
- Laisser solidifier les géloses sur une surface plane au niveau.
- Placer les géloses dans l'incubateur à $35\text{ °C} \pm 0,5\text{ °C}$ en position inversée pendant $48\text{ heures} \pm 3\text{ heures}$.

Dénombrement

- Choisir les boîtes de Petri dans lesquelles il y a entre 30 et 300 colonies.
- Inscrire sur la feuille de travail le nombre de colonies correspondant au volume d'eau analysé et reporter le résultat par mL.
- Les résultats doivent être calculés à l'aide de l'équation générale suivante :

$$UFC/ml = \frac{\text{Nombre de colonies dénombrées}}{\text{Volume d'échantillon analysé en ml}} \quad 0-1$$

UFC : Unité Formant Colonie