

EFFET DE L'ÉPURATION PAR ÉLECTROCOAGULATION SUR LA POLLUTION DES EFFLUENTS DE L'HÔPITAL MOHAMED V DE MEKNÈS

Ameziane Nour-eddine, Docteur en sciences

Laboratoire de Géoressources et Environnement,
Faculté des Sciences et Techniques, Route d'Imouzzer, Fès, Maroc

Khennoussi Abdelaziz, Docteur en sciences

Laboratoire de chimie physique, protection de l'environnement et
modélisation, Faculté des sciences Dhar El Mehraz, Atlas, Fès, Maroc

Benaabidate Lahcen, Professeur de l'enseignement supérieur

Laboratoire de Géoressources et Environnement,
Faculté des Sciences et Techniques, Route d'Imouzzer, Fès, Maroc

Abstract

The effluents of the Mohamed V hospital of Meknes include strong polluting factors harmful to environment and to human health, notably important bacterial load. This hospital has not a pretreatment station so it rejects its effluents in the urban sewer system without any preliminary treatment. The urban effluents are cleared open air at the level of the Aïn Choubbik district and poured into Bourouh river notably during pluvial period; consequently they cause a physicochemical and biological deterioration of the aquatic ecosystem.

To reduce their negative impacts, several treatment techniques are operated. The chemical coagulation and the biological treatments are techniques used particularly for the treatment of various types of effluents. Their inconveniences it is because they cause an acidification of treated water and a production of important quantities of muck.

The electrocoagulation is a very interesting alternative to these techniques. The present job registers as part of research works which have as objective to study the effects of this technique on wastewaters of the Mohamed V hospital of Meknes. This is the way how we studied experimentally the treatment of the hospital effluents by the means of the electrocoagulation by using iron electrodes. To determine the optimal conditions of treatment of these effluents, we made several experiments by varying every time the intensity of current and time of retention. The obtained rates of reduction are

very important, they reached 79,21 % for COD, 93,76 for suspended matter and 97,33 % for the fecal coliformes.

Keywords: Waste, slaughterhouse, treatment, electrocoagulation, bactericidal

Résumé

Les effluents de l'hôpital Mohamed V de Meknès comportent des facteurs polluants forts nuisibles à l'environnement et à la santé humaine, notamment une importante charge bactérienne. Cet hôpital ne dispose pas d'une station de prétraitement et rejette ainsi ses effluents dans le réseau d'assainissement urbain sans aucun traitement préalable. Les effluents urbains sont dégagés à ciel ouvert au niveau du quartier Aïn Choubbik et peuvent atteindre l'oued Bourouh notamment durant la période pluviale ; par conséquent ils provoquent une dégradation physico-chimique et biologique de l'écosystème aquatique.

Pour réduire leurs impacts négatifs, plusieurs procédés de traitement sont mis en œuvre. La coagulation chimique et les traitements biologiques sont des techniques utilisées particulièrement pour le traitement de divers types d'effluents. Leurs inconvénients c'est qu'elles provoquent une acidification de l'eau traitée et une production d'importantes quantités de boues.

L'électrocoagulation est une alternative très intéressante à ces techniques. Le présent travail s'inscrit dans le cadre de travaux de recherche qui ont pour objectif d'étudier les effets de cette technique sur les eaux résiduaires de l'hôpital Mohamed V de Meknès. C'est ainsi que nous avons étudié expérimentalement le traitement des effluents hospitaliers à l'aide de l'électrocoagulation en utilisant des électrodes de fer. Afin de déterminer les conditions optimales de traitement de ces effluents, nous avons fait plusieurs expériences en variant à chaque fois l'intensité du courant et le temps de rétention. Les taux d'abattement obtenus sont très importants, ils ont atteint 79,21% pour la DCO, 93,76% pour les matières en suspension et 97,33% pour les coliformes fécaux.

Mots clés: Effluents hospitaliers, traitement, électrocoagulation, électrodes de fer

1. Introduction

Les hôpitaux sont des grands consommateurs d'eau (Deloffre-Bonnamour, 1995 ; Comité de lutte contre les infections nosocomiales [CLIN], 1999) et parallèlement à la demande considérable d'eau potable, on assiste dans ces établissements à une consommation des eaux spécifiques telles que les eaux physiologiques ou stérilisées et les sérums. Cela implique

des rejets liquides très importants. Un établissement de 1000 lits serait polluant au même degré qu'une ville de 10000 habitants (Hartemann *et al.*, 2005).

Le volume des effluents rejetés par l'hôpital Mohamed V de Meknès dépasse parfois 73840 m³/an (2009) (Ameziane, 2013). La caractérisation microbiologique et physicochimique de ces effluents hospitaliers a révélé de fortes concentrations de germes témoins bactériologiques classiques de pollution fécale, témoins bactériologiques spécifiques, DCO (Demande Chimique en Oxygène), DBO₅ (Demande Biochimique en Oxygène durant 5 jours), MES (Matières En Suspension), orthophosphates etc...

Ces diverses pollutions sont potentiellement dangereuses et peuvent nuire à la santé de l'homme aussi bien qu'à l'environnement. En outre, les effluents de cet hôpital sont déversés dans les eaux résiduaires urbaines de Ain Choubbik, lesquelles sont utilisées à l'état brut dans l'irrigation. Ce genre de pratique porte préjudice à la santé de l'homme ; Les personnes à risques sont les exploitants maraîchers, leurs enfants et leurs familles, les revendeurs et les consommateurs (Cisse, 1997). Les maladies susceptibles d'être contractées sont les maladies gastro-intestinales, respiratoires et les maladies hydriques en général (Cabeli, 1983 ; Cisse, 1997 ; Pruss, 1998 ; Haile *et al.*, 1999).

Beaucoup de recherches ont signalé l'aspect écotoxique élevé des rejets liquides hospitaliers (Société française d'hygiène hospitalière [SFHH], 1993 ; Leprat, 1998) qui serait dû aux différentes substances utilisées dans les services médicaux telles que les produits antiseptiques, désinfectants, produits chlorés, détergents, etc... (Deloffre-Bonnamour, 1995). Par ailleurs selon Emmanuel (2004), l'origine de la toxicité élevée des effluents hospitaliers serait liée à la présence des substances médicamenteuses. En effet cette écotoxicité frappante de ces effluents entrave généralement le rendement du traitement biologique ; de nombreux médicaments sont fortement toxiques pour les microorganismes épurateurs et légèrement biodégradables (Kümmrer, 1997 ; Halling-Sorenson, 1998 ; Cleuvers, 2003, Ferrari *et al.*, 2003). Il semble que les procédés conventionnels dans les stations d'épuration ne sont pas toujours suffisants à leur dégradation (Ternes, 1998).

Beaucoup de travaux de recherches ont rapporté l'interprétation de cette élévation du taux d'abattement. En effet le champ électrique créé entre les électrodes (Zhu, 2005), le champ magnétique (Picard, 2000 ; Mollah *et al.*, 2001) et la formation de certains oxydants comme l'eau oxygénée ou les acides hypochloreux obtenus sous l'effet de l'oxydation des chlorures contenus dans les effluents (Debillement, 1996) ont un effet bactéricide très important. De plus la déstabilisation des colloïdes et la formation des petits floccs suite à la dissolution de l'anode provoqueraient l'adsorption, la

neutralisation et la précipitation des éléments polluants ; non seulement les bactéries seront éliminées mais également la matière organique et minérale, les huiles et les graisses (Khennoussi, 2013).

2. Matériel et méthodes.

2.1 Échantillonnage

Les échantillons de l'effluent hospitalier ont été prélevés au niveau de l'exutoire de l'hôpital (Figure 1).

L'échantillonnage concernant les analyses physicochimiques (DCO, DBO₅, MES et PO₄³⁻) et microbiologique, le transport et le conditionnement des échantillons ont été réalisés selon la méthode préconisée par Rodier *et al.*, (1996).

Ces prélèvements ont été réalisés dans des flacons en verre stériles d'un litre.

2.2 Appareils - méthodes

2.2.1. Montage électrochimique

Le dispositif expérimental (Figure 2) est composé d'une cellule électrolytique d'une capacité de 21,75 dm³ ; le volume de l'échantillon à traiter est de 800 ml. 4 électrodes de fer, 2 anodes et 2 cathodes, sous forme de plaques planes ayant les dimensions suivantes : longueur L = 15 cm, largeur l = 5 cm, épaisseur e = 0,2 cm. Elles sont placées dans la cellule parallèlement en position verticale ; l'espace inter-électrode est de 2 cm (Persin *et al.*, 1998) ; cette valeur faible permet de limiter la chute ohmique (Chen *et al.*, 2002). La forme plane des électrodes permet un montage et un nettoyage faciles des plaques (Zongo, 2009). Le mode de connexion choisi est mono polaire en parallèle (Figure 2) (Golder *et al.*, 2006 ; 2007).

Le courant électrique utilisé est continu ; il est généré par un générateur Matelco ; celui-ci peut fournir une alimentation minimale de 6 volts et maximale de 12 volts. Au fond de la cellule électrolytique on a placé un barreau magnétique assurant le brassage de l'échantillon ; l'intensité de l'agitation est de 60 tr/min, ce qui permet de faciliter la floculation et éviter le cisaillement des floes (Achour *et al.*, 2005).

2.2.2. Analyses physicochimiques

La mesure du pH a été effectuée à l'aide d'un pH-mètre de type pH 3110 [SET 2] WTW. L'étalonnage de cet appareil se fait par des solutions tampon, de pH = 7, pH = 4 et pH = 12.

La conductivité électrique a été mesurée à l'aide d'un conductimètre de type Consort C 931 : pH/ mv/ conductivity/ °C meter Model C 931 ; Electrochemical analyser. Il est étalonné par une solution étalon de chlorure

de potassium de concentration molaire $1,0 \cdot 10^{-2}$ mole/L. Les mesures ont été réalisées à 25 °C.

La MES a été évaluée par la méthode de filtration sur membrane filtrante intacte cellulosique de 0,45 µm (Rodier *et al.*, 1996) ; par pesée avant et après filtration et étuvage à 105 °C sur 100 mL d'échantillon.

Pour mesurer la DCO on a utilisé la méthode standard colorimétrique (Rodier *et al.*, 1996). Le chauffage à reflux a été réalisé, après ajout des réactifs (sulfate de mercure, l'acide sulfurique et le dichromate de potassium), dans un DCO-mètre de type HACH COD Reactor à 150°C pendant 2 heures. Par la suite on a procédé à la lecture de l'absorbance par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 620 nm.

La DBO₅ a été mesuré à l'aide d'un flacon OxiTop^R menu d'un barreau maintenu dans un incubateur à 20°C pendant 5 jours à l'obscurité pour éviter l'interférence par photosynthèse.

Les orthophosphates (PO₄³⁻) sont déterminés par la méthode colorimétrique par complexe phosphomolybdique. (Rodier *et al.*, 1996 ; Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec ; 2007).

Pour le dosage des chlorures (Cl⁻) nous avons eu recours au titrage par la méthode de Mohr sur des échantillons préalablement filtrés.

2.2.3. Analyses microbiologiques

Les analyses bactériologiques sont effectuées sur des échantillons prélevés dans des flacons en verre, de 250 mL ; stérilisés préalablement à l'autoclave (120 °C) durant 15 minutes. Ces analyses sont effectuées sur des échantillons bruts et traités, et portent sur les germes totaux (G.T), les coliformes totaux (C.T) et fécaux (C.F), les streptocoques fécaux (S.F), les Clostridium sulfito-réducteurs, et les staphylocoques. Les méthodes d'analyses sont présentées sur le tableau 1. L'unité de mesure choisie est l'UFC (Unités Formant Colonie)/100 mL.

Tableau 1: Conditions d'incubation, milieux de cultures et protocole d'analyse des germes recherchés

Micro-organismes	Incubation	Milieu de culture	Volume (Rodier <i>et al.</i> , 1996)	Méthode d'analyse (Rodier <i>et al.</i> , 1996)
C.T	37°C pendant 24 h	Gélose lactosée au TTC et au Tergitol	100 mL	Technique de la filtration sur membrane filtrante à 0,45µm
C.F	44°C pendant 18 à 24 h			
S.F	37°C/48h	Slanetz-Bartley		
Staphylocoques	37°C 24-48h	Chapman		Incorporation en gélose
G.T	37°C/24h	PCA	1 mL	
Clostridium	37°C/24-48h	SPS	20 mL	
Salmonelle	Incuber 24h à	Rappaport	Recherche	Préenrichissement

42°C puis 24h à 37°C	Ensemencement (42°C) Puis 2milieux différents: DCL + Hektoen (0,1 mL de culture à 37°C)	de salmonelles dans 5 litres	pendant 24h puis ensemencement et incubation
-------------------------	--	------------------------------------	---

2. Résultats et discussions

Les effluents hospitaliers sont très pollués aussi bien sur le plan physicochimique que microbiologique. L'électrocoagulation a entraîné de très fortes valeurs d'abattement des 2 types de pollution (Tableaux 2 et 3).

Plus l'intensité du courant appliqué ou/et le temps de contact sont élevés plus le taux d'abattement est très important. En effet l'application d'une intensité élevée favorise la cinétique des diverses réactions d'électrocoagulation, provoquant ainsi une libération importante des ions Fe^{2+} , OH^- etc... susceptibles de former des précipités, et une composition notable de certains produits tels que l'acide hypochloreux qui est un oxydant très puissant contre les bactéries mais aussi contre la matière organique. Cependant, certaines études ont montré que le taux d'abattement de la DCO atteint une limite maximale au cours de laquelle même si on continue d'élever l'intensité électrique et/ou le temps de contact il reste constant (Khenoussi, 2013; Zongo, 2009; Zongo *et al.*, 2011).

La qualité du traitement est influencée par certains paramètres opératoires (pH, conductivité etc...), du type d'effluents traités, du type d'électrodes utilisées, de la distance inter-électrode, du temps d'électrocoagulation, de l'intensité du courant et de la composition minérale et organique de ces effluents à l'état brut (DCO, DBO_5 , PO_4^{3-} etc...).

Ainsi le pH initial est le principal paramètre qui contrôle la performance de l'électrocoagulation (Chen, 2004 ; Daneshvar *et al.*, 2006).

2.1. Abatement de la pollution physicochimique

Tableau 2: Concentrations moyennes des paramètres physicochimiques au niveau des effluents hospitaliers après traitement

Temps	6 volts		12 volts		6 volts		12 volts		
	25 min	35 min	25 min	35 min	25 min	35 min	25 min	35 min	
Paramètres (mg/L)	Brut	Valeurs moyennes				Taux d'abattement (%)			
DCO	1420,08	674,96	530,68	448,75	295,24	52,47	62,63	68,40	79,21
DBO_5	737,5	254,14	206,5	151,19	110,63	65,54	72	79,5	85
MES	424,25	136,18	104,37	44,55	26,47	67,90	75,40	89,50	93,76
PO_4^{3-}	10,65	4,69	3,34	1,48	0,98	55,63	68,36	86,01	90,80
Cl ⁻	670	531,98	461,30	383,91	312,89	20,60	31,15	42,70	53,30

2.1.1. Abatement de la DCO

Le taux d'abattement de la DCO évalué dans cette étude, pour 35 minutes à 12 volts : 79,21% est comparable à la valeur rapportée par Camilleri (1980) sur le traitement de rejet urbain par électrocoagulation-flottation (80%) et celle signalée par Kobya *et al.*, (2003) (77 %) sur les effluents textiles traités avec des électrodes en Fe et en Al. Ce taux d'abattement est largement supérieurs à celui trouvé par Bejankiwar (2002) (56%) aussi bien qu'à celui évalué par Raju *et al.* (2008) (62 %). Le 1er concerne les eaux usées de manufacture de cigarette plus eaux domestiques en utilisant des électrodes en fer ; le 2ème concerne l'effluent textile synthétique avec des électrodes en Fe et en Al. On note toutefois que Kobya et Raju ont travaillé tous les deux sur des effluents textiles, néanmoins les taux d'abattement sont très différents d'un effluent à l'autre.

Cette constatation est générale notamment lorsque les conditions expérimentales ne sont pas identiques ; dans ce cadre Zaroual *et al.* (2006) ont obtenu un abattement de DCO de 84%, tandis que Can *et al.* (2006) ont signalé un abattement très faible (23%) de ce même paramètre (DCO); les deux recherches ont porté sur des effluents textiles, les 1ères en électrodes de fer les 2èmes en aluminium.

Khenoussi *et al.* (2013) a évalué un taux d'abattement de la DCO très intéressant (92,6 %) à 12 volts en 25 minutes sur des effluents d'abattoir de viande rouge par électrocoagulation-flottation.

D'autre part ce taux est comparable à celui estimé par Khenoussi *et al.* (2011) au niveau des effluents d'abattoir de viande rouge en appliquant la coagulation-floculation chimique au chlorure ferrique à 0,3 g/L (66,3 → 80%).

En effet le chlorure ferrique est un coagulant minéral dont le mécanisme d'action consiste à assembler les particules colloïdales, dispersées dans l'effluent, en agrégat plus gros. Tandis que l'électrocoagulation est basée sur la production *in situ* des cations métalliques et des anions capables de former des précipités qui vont piéger les éléments polluants y compris la matière organique et minérale. A cela s'ajoute l'effet de l'oxydation de la matière organique et l'abattement de la DCO par l'acide hypochloreux qui se forme dans la cellule électrolytique par la suite des réactions chimiques.

Can *et al.* (2006) ont comparé l'efficacité de traitements à l'électrocoagulation, coagulation chimique et la combinaison des 2 sur un effluent textile, ils ont évalué le taux d'abattement de la DCO à 50 % pour l'électrocoagulation seule à 100 A/m² pendant 10 minutes, de 78 % pour la coagulation chimique et de 79,5 % dans le cas du procédé combiné électrocoagulation-chlorure de polyaluminium pendant 10 minutes. Le coût du traitement serait plus élevé en coagulation chimique qu'en

électrocoagulation seule ; celle-ci est aussi plus chère que le procédé combiné d'électrocoagulation avec l'ajout du chlorure de polyaluminium.

2.1.2. Abatement de la DBO₅

Pour le taux d'abattement de la DBO₅, la valeur de la présente recherche (85%) en 35 minutes à 12 volts est comparable à celles rapportées par Bejankiwar (2002) (84%) en traitant des eaux usées de manufacture de cigarette, plus eaux domestiques avec des électrodes en fer. Elle est comparable également à la valeur signalée par Camilleri (1980) (80%) en traitant le rejet urbain par électrocoagulation-flottation.

Debillemont (1996) a évalué le taux d'abattement de différents effluents tels que les effluents urbains, les effluents de teinturerie, de fabrique de papiers peints, des eaux colorées de cartonnerie, de lavage de laine, de conserverie de légumes et de papeterie à 61-91%. Ils sont relativement comparables à ceux estimés par la présente étude.

Khenoussi *et al.* (2011) ont estimé une valeur très importante de 93,8 sur des effluents d'abattoir de viande rouge par coagulation-floculation chimique au chlorure ferrique à 0,3 g/L.

2.1.3. Abatement de la MES

Le taux d'abattement de la MES atteint 93,76%. Cette valeur est très importante et supérieure à celle rapportée par Pouet *et al.* (1992) (60%) en cas de traitement des eaux résiduaires urbaines par électrocoagulation-flottation avec des électrodes en aluminium (0-40 V).

Toutefois ce taux d'abattement est proche de celui estimé par Camilleri (1980) (90%) sur le traitement de rejet urbain par électrocoagulation-flottation ; et à celui signalé par Debillemont (1996) (71-99%) en traitant les différents effluents tels que les effluents urbains, les effluents de teinturerie, de fabrique de papiers peints, des eaux colorées de cartonnerie, de lavage de laine, de conserverie de légumes et de papeterie.

Toutefois les valeurs des DCO, DBO₅, MES obtenues après traitement sous toutes les conditions de voltage et de temps appliqués dans cette étude, à l'exception de la DCO à 6 volts en 25 minutes seulement, sont dans les normes nationales marocaines qui fixent ces paramètres en cas de rejet dans le milieu récepteur à des valeurs, respectivement, de 600 mg/L, 300 mg/L et 250 mg/L (Ministère de l'Intérieur [MI], Ministre de l'Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement [MATEE] et Ministre de l'Industrie, du Commerce et de la mise à niveau de l'Économie [MICMNÉ], 2006).

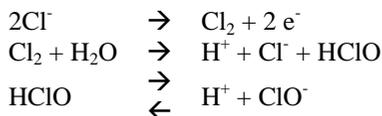
2.1.4. Abatement des orthophosphates

Le taux d'abatement des orthophosphates est 90,80% à 12 volts en 35 minutes. Ce pourcentage très important est lié à la précipitation chimique des ions phosphates avec l'hydroxyde de fer. Il est similaire à celui évalué par Camilleri (1980) (90%) sur les rejets urbains. Irdemez *et al.* (2006) a rapporté un abatement de 100% avec des électrodes d'aluminium quelle que soit la concentration initiale de phosphate, les effluents étant initialement acides ; mais cet abatement décroît lorsqu'on utilise les électrodes de fer. Khenoussi (2013) a, pour sa part, signalé un taux d'abatement de 95,4 % en 25 minutes vers 12 volts en utilisant des électrodes de fer pour les effluent d'abattoir de viande rouge. Le traitement de ces mêmes effluents par coagulation au chlorure ferrique à 0,3 g/L a donné un abatement très intéressant (98 %) Khenoussi (2011). L'adsorption sélective d'espèces phosphorées dissoutes sur la surface du complexe déjà précipité est l'un des mécanismes explicatifs de la performance de cette déphosphatation (Deronzier, 2004).

2.1.5. Abatement des chlorures

Les effluents hospitaliers sont généralement riches en ions Cl^- ; le taux d'abatement de ces ions atteint 53,30%. Cette valeur est comparable à celle signalé par Khenoussi *et al.* (2013) dans les effluents d'abattoir de viande rouge.

Le chlore et ses dérivés ont la propriété d'être hydrolysés en solution pour donner l'acide hypochloreux (HClO), l'ion hypochlorite (ClO^-) et le chlore élémentaire (Cl_2). L'ensemble de ces molécules constituent le chlore actif ; elles sont générées dans les effluents hospitaliers soumis à l'électrocoagulation sous l'effet de l'oxydation des ions chlorures au niveau de l'anode (Debillemont, 1996 ; Ge, 2004 ; Pecastaings, 2010), selon les réactions suivantes :



La formation de l'acide hypochloreux est favorisée par un pH acide (< 4), à pH = 5, l'ionisation de l'acide hypochloreux augmente et devient maximale à pH = 9 (Ge, 2004). Le pH des effluents hospitaliers qui est situé entre et 6,42 et 7,01 en 6 volts et entre 6,54 et 8,99 en 12 volts (Tableau 4) favorise encore partiellement, au moins durant une partie de l'électrocoagulation, la génération de l'acide hypochloreux ; cependant, par son action immédiate sur les microorganismes libres, il va contribuer à l'amélioration du taux d'abatement. C'est un composé très efficace contre les bactéries.

L'acide hypochloreux est également un oxydant fort en comparaison avec les ions hypochlorites, il oxyde la matière organique (lipides, protéines, fonctions amines) ; de ce fait il contribue à l'élévation du taux d'abattement de la DCO et des MES des effluents hospitaliers.

3.2. Abatement de la pollution microbiologique

Le taux d'abattement de différentes espèces bactériennes étudiées est très important, il atteint 99,96 % pour les spores de Clostridium (Tableau 3). Les salmonelles étaient toujours absentes dans les effluents bruts.

Tableau 3: Concentrations moyennes des germes au niveau des effluents hospitaliers après traitement

Voltage/Temps		6 volts 35 min	12 volts 35 min	6 volts 35 min	12 volts 35 min
Paramètres (UFC/100 mL)	Brut	Valeurs moyennes		Taux d'abattement (%)	
Germes totaux	18,36.10 ⁸	45.10 ⁶	53.10 ⁵	97,55 %	99,71 %
Coliformes totaux	10,6.10 ⁷	25.10 ⁵	10,36.10 ⁴	97,64 %	99,90 %
Coliformes fécaux	7,44.10 ⁶	2.10 ⁵	19,98.10 ⁴	97,31 %	97,33 %
Streptocoques fécaux	2,28.10 ⁶	2.10 ⁵	12,58.10 ⁴	91,23 %	94,48 %
Clostridium	36,7.10 ⁴	7.10 ³	1,5.10 ²	98,09 %	99,96 %
Staphylocoques	35,75.10 ⁶	17.10 ⁵	8,22.10 ⁵	95,25	97,70 %
Salmonelle	00	00	00	00	00

Avec une alimentation électrique maximale on obtient des résultats très efficaces mais l'alimentation minimale permet également d'avoir des taux d'abattement très intéressants. Ces résultats sont comparables à ceux évalués par Khenoussi *et al.*(2013) en suivant le taux d'abattement des coliformes fécaux dans les effluents d'abattoir de viande rouge en fonction de la tension électrique appliquée ; dès 4 volts le taux d'abattement tend vers 98,06 %, à 12 volts ils ont signalé 98,98 %.

Les valeurs des taux d'abattement devenues très importantes dès 6 volts pourraient être liées à des valeurs de pH (Tableau 4) obtenues dans ces conditions de traitement des effluents hospitaliers. En effet dans ces conditions le pH était légèrement acide pendant au moins 25 minutes. Ce pH est très favorable à la formation de l'acide hypochloreux, lequel agit efficacement et immédiatement sur les bactéries.

L'électrocoagulation, comparée à d'autres méthodes de traitement classique, s'est révélée très efficace. Khenoussi *et al.* (2011) ont rapporté des valeurs d'abattement relativement faibles, en traitant les effluents d'abattoir de viande rouge par coagulation-floculation chimique au chlorure ferrique à 0,3 g/L. Ce procédé n'a éliminé que 50 % des coliformes fécaux.

L'élimination très importante des germes par ce procédé pourrait s'expliquer par plusieurs phénomènes à savoir :

Le champ électrique créé entre les électrodes qui joue un rôle très important ; il aurait un effet bactéricide sur l'ensemble des microorganismes présents dans le milieu. Patermarakis *et al.* (1990), en utilisant des électrodes en titane, ont confirmé cet effet bactéricide sans aucune formation de dérivés hypochloreux ou d'autres dérivés du chlore. Certaines recherches, en comparant le procédé d'électrocoagulation avec le procédé physico-chimique réalisé par l'addition de coagulants chimiques tels que le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3$) et le chlorure ferrique ($FeCl_3$), ont confirmé l'effet bactéricide du champ électrique sur la flore bactérienne.

C'est ainsi que Persin *et al.* (1989) mentionnent l'importance du champ électrique créé entre les électrodes qui provoque la destruction de certaines souches bactériennes.

D'autres recherches comparatives entre l'électrocoagulation et la coagulation chimique ont réaffirmé l'effet bactéricide important du champ électrique qui a eu pour conséquence une élévation importante du taux d'abattement des bactéries aussi bien que des virus par rapport au traitement à la coagulation chimique (Zhu, 2005). Le champ magnétique a également un effet bactéricide et il contribue à la destruction de la flore bactérienne (Picard, 2000 ; Mollah, 2001).

➤ En outre durant l'électrocoagulation il y'a formation de certains oxydants comme l'eau oxygénée ou les acides hypochloreux obtenus sous l'effet de l'oxydation des chlorures (Debillemont, 1996) présents naturellement dans les effluents hospitaliers. Ces oxydants sont des puissants bactéricides et sont généralement utilisables dans la lutte anti-infectieuse.

Contrairement à ClO^- , l'acide hypochloreux ne comporte aucune charge électrique, ce qui lui permet de franchir efficacement la membrane cytoplasmique de la cellule bactérienne et provoquer sa mort en affectant certains processus du métabolisme bactérien.

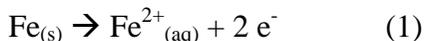
En fait les mécanismes d'action du chlore actif ne sont pas encore très bien élucidés ; la littérature évoque en premier lieu l'augmentation de perméabilité membranaire. Plus récemment, Winter *et al.* (2008) ont démontré que l'acide hypochloreux provoquait un « dépliage » oxydatif des protéines thermolabiles conduisant à leur agrégation. L'acide hypochloreux peut également réagir avec les nucléotides ; *in vitro*, il réagit avec les groupements $-NH$ des hétérocycles ce qui provoquerait l'altération de l'appariement des bases (Prutz, 1998).

3.3. Abattement de la matière organique et minérale

Il est dû à des processus électriques qui génèrent des ions ferreux selon les réactions suivantes:

➤ **A l'anode (soluble):**

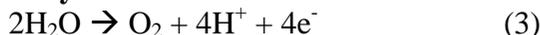
✓ **Réactions d'oxydation du fer qui se fait sous la forme suivante:**



Les ions ferreux générés par l'équation 1 vont s'hydrolyser par les ions OH^{-} provenant de la réduction de l'eau à la cathode (équation 4) ; pour donner l'hydroxyde de fer (équation 2). Celui-ci provoque la déstabilisation des colloïdes. La composition des petits floccs provoquent l'adsorption, la neutralisation et la précipitation des éléments polluants formant des précipités d'hydroxyde de fer-polluant (Mollah, 2001). C'est ainsi que le taux d'abattement marquant des orthophosphates se traduit par la précipitation chimique de ces composés avec l'hydroxyde de fer



✓ **Electrolyse de l'eau sous la forme suivante:**

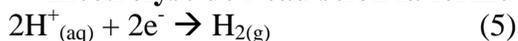


➤ **A la cathode :**

✓ **Réduction de l'eau selon la réaction suivante :**



✓ **Electrolyse de l'eau selon la forme suivante :**



L'électrolyse de l'eau se déroule en parallèle au niveau des 2 électrodes, l'anode et la cathode.

D'autre part, les ions OH^{-} produits au niveau de la cathode (équation 4) sont responsables de la montée du pH de l'effluent pendant le traitement notamment à 12 volts (Tableau 4).

Lorsque le pH dépasse la valeur 6, les ions ferreux (Fe^{2+}) précipitent sous forme de $\text{Fe}(\text{OH})_2$. C'est l'hydroxyde ferreux qui résulte dans un premier temps de l'oxydation de fer en présence d'eau selon la réaction suivante :

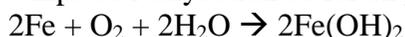


Tableau 4: évolution de la valeur moyenne du pH des effluents durant le traitement par électrocoagulation

Temps (min)	00	10	20	25	35
pH (12 volts)	6,54	7,08	9,08	9,06	8,99
pH (6 volts)	6,42	6,4	5,52	5,27	7,01

Au temps 20 minutes, à 12 volts, le pH atteint sa valeur maximale puis il redescend progressivement ; après 15 minutes de repos il tend vers 8. Cette chute parallèle à l'épuration de l'effluent traduit une consommation des ions OH^{-} qui vont être emprisonnés dans le précipité d'hydroxyde de fer. Les effluents à cette valeur de pH n'ont pas d'impact sur le milieu réceptacle, ils sont situés dans les normes nationales marocaines qui fixent le pH des rejets dans le milieu récepteur à des valeurs comprises entre 5,5 et 8,5 (MI, MATEE et MICMNÉ, 2006).

La conductivité des effluents (Tableau 5) est en effet un autre paramètre important à surveiller lors de l'électrocoagulation, car si elle est insuffisante, la résistance du milieu devient très forte et le courant ne circule

pas entre les électrodes (Picard, 2000 ; Mollah *et al.*, 2001). Pour faire passer le courant il faut appliquer une tension très élevée, cela implique une grande dépense énergétique. L'ajout de chlorure de sodium permet d'augmenter la conductivité des effluents et diminuer la demande énergétique. De plus ce sel (NaCl) est généralement choisi du fait qu'il n'est pas toxique et que son coût est modéré (Calvo *et al.* 2003).

Les valeurs données par le tableau 5 montrent que l'électrocoagulation a été réalisée dans les normes techniques vis-à-vis de ce paramètre opératoire.

Tableau 5: évolution de la valeur moyenne de la conductivité des effluents durant l'électrocoagulation

Temps (min)	00	10	20	25	35
conductivité (µs/cm) (12 volts)	968	1017	924	862	788
conductivité (µs/cm) (6 volts)	968	1032	980	954	923

Toutefois il faut signaler l'importance de l'électrocoagulation dans l'élimination accentuée de la majeure partie des colloïdes qui sont difficilement éliminables par la coagulation chimique (Persin *et al.* 1989 ; Pouet, 1994). Cette matière colloïdale avec la matière en suspension constituent la majeure partie de la DCO.

Conclusion

L'électrocoagulation est une technique de traitement très efficace pour le traitement des eaux polluées. Les taux d'abattement atteints sont très élevés : 79,21% pour la DCO, 93,76% pour la matière en suspension et 97,33% pour les coliformes fécaux.

Le champ électrique créé entre les électrodes et la formation de certains oxydants ou de quelques acides hypochloreux ont un effet bactéricide très important. De plus la déstabilisation des colloïdes et la formation des petits floccs suite à la dissolution de l'anode provoqueraient l'adsorption, la neutralisation et la précipitation des éléments polluants.

Elle présente des avantages tels que la quantité produite des boues et des composés chimiques reste toujours faible. En plus elle permet une production de l'agent coagulant *in-situ*, cela implique une réduction de charges financières éventuellement imputées au transport et à l'entreposage des réactifs chimiques. Ainsi, comme il n'y a pas d'ajout de produits chimiques, il n'y a pas d'impacts sur l'environnement.

L'ajout de quelques sels (NaCl ...) ou l'association de l'électrocoagulation à la coagulation chimique peuvent se révéler nécessaire pour réduire le prix du traitement tout en préservant le rendement du système.

References:

- Achour S et Guesbaya N., Coagulation-floculation par le sulfate d'alumine de composés organiques phénoliques et de substances humiques. Larhyss J. (2005) ISSN 1112- 3680, N° 04, juin 2005, pp.153-163.
- Ameziane N., Déchets hospitaliers entre gestion et impact sur l'environnement et la santé humaine, cas de l'hôpital Mohamed V de Meknès. Thèse de doctorat. Faculté des Sciences et Techniques de Fès. Spécialité Environnement. (2013) pp: 235.
- Bejankiwar R.S., Electrochemical treatment of cigarette industry wastewater : feasibility study , Water Research 36 (2002) 4386-4390.
- Cabeli V., Health effects criteria for recreational waters. Research triangle park, EPA,(1983) EPA-600/1-80-031.
- Calvo L.S., Leclerc J.P., Tanguay G., Cames M.C., Paternotte G., Valentin G., Rostan A. et Lapique F., An electrocoagulation unit for the purification of soluble oil wastes of high COD, Environ Prog. (2003) 22; 57-65.
- Camilleri C., Les techniques de flottation- Application à l'épuration des eaux usées industrielles et urbaines et à la preparation des eaux potables, Tribune Cebedeau (1980) 33, 497-505.
- Can O.T., Kobya M., Demirbas E. et Bayramoglu M., Treatment of textile wastewater by combined electrocoagulation, Chemosphere 62 (2006) 181-187.
- Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, Détermination des orthophosphates dans l'eau : méthode colorimétrique automatisée à l'acide ascorbique. MA. 303 – P 1.0, Rév. 3, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec (2007) pp 12.
- Chen X., Cheng G. et Yue P.L., Investigation on the electrolysis voltage of electrocoagulation. Chem. Eng. Sci. (2002) 57, 2449-2455.
- Chen G., Electrochemical technologies in wastewater treatment. Sep. Purif. Technol. (2004) 38, 11–41.
- Cisse G., Impacts sanitaire de l'utilisation d'eau polluée en agriculture urbaine, cas de maraîchage d'Ouagadougou (Burkina Faso). Thèse N° 1639. (1997) Ecole polytechnique fédérale, Lausanne.
- Cleuvers M., Aquatic ecotoxicity of pharmaceuticals including the assessment of combination effects. Toxicol. Lett. (2003) Vol. 142, n° 3, pp. 185-194.
- CLIN (Comité de Lutte contre les Infections Nosocomiales), Élimination des effluents liquides des établissements hospitaliers –Recommandations. Institut biomédical des cordeliers, CLIN, PARIS-NORD, Paris (1999) 74 p.
- Daneshvar N., Oladegaragoze A. et Djafarzadeh N., Decolorization of basic dye solutions by electrocoagulation: an investigation of the effect of operational parameters. J. Hazard. Mater. (2006) 129, 116–122.

Debillemont P., Eaux résiduaires: traitements biologiques et physicochimiques, Récents Progrès en Génie des Procédés 10 (1996) 129-136.

Deloffre-Bonnamour N., Les rejets des établissements de santé : des effluents liquides aux déchets solides. Mémoire de maîtrise - IUP Génie de l'Environnement - Ecodéveloppement - Université Claude Bernard - Lyon 1. (1995) Lyon: 75p.

Deronzier (G.), Choubert (J.M.) - Traitement du phosphore dans les petites stations d'épuration à boues activées. Comparaisons techniques et économiques des voies de traitement biologique et physicochimique. - Doc. Techniq. FNDAE, (2004), n°29.

http://www.fndae.fr/documentation/PDF/Fndae29_a.pdf

Emmanuel E., Évaluation des risques sanitaires et écotoxicologiques liés aux effluents hospitaliers. Thèse INSA de Lyon. Spécialité Sciences et Techniques du Déchet (2004) 259 pp.

Ferrari B., Paxeus N., Giudice R.L., Pollio A. et Garric J., Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters: study of carbamazepine, clofibrac acid, and diclofenac. *Ecotox. Environ. Safe.* (2003) Vol. 55, n° 3, pp. 359-370 ;

Ge J, Qu J, Lei P et Liu H. New bipolar electrocoagulation-electroflotation process for the treatment of laundry wastewater. *Sep. Purif. Technol.*, 36(1), 33-39, 2004.

Golder A. K., Samanta A. N. et Ray S., Removal of chromium by electrocoagulation with multiple electrodes: Bipolar and monopolar configurations, *Journal Hazardous Materials* (2006) 653-661.

Golder A. K., Samanta A. N. et Ray S., Removal of trivalent chromium by electrocoagulation, *Sep. Purif. Technol.* (2007) 33-41.

Haile R.W., White J.S., Gold M., Cressey R., Mcgee C., Millikan R.C., Glasser A., Harawa N., Ervin C., Harmon P., Harper J., Dermand J. , Alamillo J., Barrett K., Nides M. et Wang G.Y., The health effects of swimming in ocean water contaminated by storm drain runoff, *Epidemiology* (1999) 10 pp. 355–363.

Halling-Sorensen B., Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment – A review. *Chemosphere* (1998) 36:357-393.

Hartemann P., Hautemaniere A. et Joyeux M., La problématique des effluents hospitaliers. *Hygiène*, (2005) Vol. 13, n° 5, pp. 369-374.

Irdemez S., Demircioglu N., Yildiz Y.S. et Bingül Z., The effects of current density and phosphate concentration on phosphate removal from wastewater by electrocoagulation using aluminum and iron plate electrodes, *Separation and Purification Technology* 52 (2006) 218-223.

- Khenoussi A., Chaouch M., Chahlaoui A., Merzouki M., Traitement par le chlorure ferrique d'effluents d'abattoir. Bull. Soc. Pharm. Bordeaux, (2011), 150 (1-4), 69-80.
- Khenoussi A., Chaouch M., Chahlaoui A., Merzouki M., Traitement des effluents d'abattoir de viande rouge par électrocoagulation-flottation avec des électrodes en fer, Revue des Sciences de l'Eau 26(2) (2013) 135-150, ISSN : 1718-8598.
- Koby M., Can O.T. et Bayramoglu M., Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes, Journal of Hazardous Materials B 100 (2003) 163-178.
- Kümmerer K., Meyer M. et Steger-Hartmann T., Biodegradability of the anti-tumor agent Ifosfamide and its occurrence in hospital effluents and communal sewage. Wat. Res. (1997) Vol. 31, 11, pp:2705-2710.
- Leprat P., Les rejets liquides hospitaliers quels agents et quelles solutions techniques? Les Assises Nationales Qualibio 1998 « Santé et Environnement Hospitaliers », (1998) Caen, 1998, p. 10–13.
- Ministère de l'Intérieur (MI), Ministre de l'Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement (MATEE) et Ministre de l'Industrie, du Commerce et de la mise à niveau de l'Économie (MICMNÉ), (2006): Arrêté conjoint du n° 1607-06 du 25 juillet 2006 (29 Joumada II 1427) portant fixation des valeurs limites spécifiques de rejet domestique. Publié dans le bulletin officiel (B.O) N° 5448 du 17 aout 2006 (22 Rejeb 1427) (2006).
- Mollah, M.Y.A., Schennach R., Parga J.R. et Cocke D.L., Electrocoagulation (EC)—science and applications, J. Hazard. Mater. (2001) 84, 29–41.
- Patermarakis G., et Fountoukis E., Disinfection of water by electrochemical treatment, Wat. Res. (1990) 24, 1496.
- Pecastaings S., Apport de modèles de biofilms à *Pseudomonas aeruginosa* et *Legionella pneumophila* à la maîtrise de la qualité microbiologique des réseaux d'eaux minérales naturelles. Thèse de doctorat. Université Toulouse III – Paul Sabatier. Discipline ou spécialité : Ingénieries Microbienne et Enzymatique. (2010) pp: 264;
- Persin F. et Rumeau M., Le traitement électrochimique des eaux et effluents. Tribune de l'eau (1989) 42, 539, 45-56.
- Picard T., Contribution à l'étude des réactions aux électrodes en vue de l'application à l'électrocoagulation, thèse de doctorat, universités de Limoges (2000) France.
- Pouet M. F., Persin F. et Rumeau M., Intensive treatment by electrocoagulation flocculation-tangential flow microfiltration in areas of high seasonal population, Wat. Science (1992) Tech., 25, 247-253.
- Pouet M.F., traitements physico-chimiques associés à une microfiltration d'eau usée urbaine. Thèse de Doctorat de l'Université de Montpellier II, p. 163 N° ordre 44313. (1994).

- Pruss A., Review of epidemiological studies on health effects from exposure to recreational water, *Int. J. Epidemiol.* (1998) 27 pp:1–9.
- Prutz W.A., Interactions of hypochlorous acid with pyrimidine nucleotides, and secondary reactions of chlorinated pyrimidines with GSH, NADH, and other substrates. *Arch Biochem Biophys* (1998) 349 (1): 183-91.
- Raju G.B., Karupppiah M.T., Latha S.S., Parvathy S. et Prabhakar S., Treatment of wastewater from synthetic textile industry by electrocoagulation-electrooxidation, *Chemical Engineering Journal* (2008) 144, 51-58.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J-P., Chambon P., Champsaur H et Rodi L., *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer.* 8ème édition (1996) Dunod, Paris, 1384 p.
- SFHH (Société Française d'Hygiène Hospitalière), Bilan et recommandations sur les conditions de rejets des effluents liquides des établissements de santé - Rapport aux Ministères de la santé et de l'environnement. Société Française d'Hygiène Hospitalière (1993) Paris, 32pp.
- Ternes T.A., Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Res.*, Vol. 32 (1998) n° 11, pp. 3245-3260.
- Winter J., Ilbert M., Graf P.C., Ozcelik D., Jakob U. Bleach activates a redox-regulated chaperone by oxidative protein unfolding. *Cell* (2008) 135 (4): 691-701.
- Zaroual Z., Azzi M., Saib N., Chainet E., Contribution to study of electrocoagulation mechanism in basic textile effluent, *Journal of Hazardous Materials* (2006) B 131, 74-78.
- Zhu B., Clifford D.A., Chellam S., Comparison of electrocoagulation and chemical coagulation pre-treatment for enhanced virus removal using microfiltration, *Water Research* 39 (2005) 3098-3108.
- Zongo I., Étude expérimentale et théorique du procédé d'électrocoagulation: application au traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie. Thèse de Doctorat, Université de Nancy, École nationale supérieure des industries chimiques, France (2009) 226 p.
- Zongo I., Wéthé J., Merzouk B., Maïga A. H., Lapique F., Leclerc J. P., Traitement de deux effluents textiles et d'un effluent simulé de tannerie par électrocoagulation: étude énergétique et effet des paramètres opératoires sur le traitement des polluants. *European Journal of Scientific Research* ISSN. (2011) 1450-216X Vol.62 No.2, pp. 216-235.

Figures

