



HAL
open science

Elimination de la matière organique par le procédé d'électrocoagulation : comparaison à la coagulation chimique

Mohamed Moukorab A. Daouda, Martin Pépin Aïna, David Agoungbome

► To cite this version:

Mohamed Moukorab A. Daouda, Martin Pépin Aïna, David Agoungbome. Elimination de la matière organique par le procédé d'électrocoagulation : comparaison à la coagulation chimique. Environnement, Ingénierie & Développement, 2016, N°72 - N° Spécial LOMÉ, Congrès E3D 2016, pp.1-7. 10.4267/dechets-sciences-techniques.3489 . hal-03160024

HAL Id: hal-03160024

<https://hal.science/hal-03160024>

Submitted on 4 Mar 2021

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

Élimination de la matière organique par le procédé d'électrocoagulation : comparaison à la coagulation chimique

Mohamed Moukorab A. Daouda¹, Martin Pépin Aïna^{1,*}, David Agoungbome¹

(1) Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Eau, Université d'Abomey-Calavi (Bénin)

(*) Auteur correspondant : marnickson@yahoo.fr

RÉSUMÉ

La matière organique est un élément majeur des milieux naturel et anthropique. La coagulation-floculation, se présente comme l'une des techniques efficaces pour son élimination, mais elle nécessite l'ajout de produits chimiques et génère une importante quantité de boues. Cette étude s'est intéressée à concevoir un pilote d'électrocoagulation avec des électrodes en aluminium, pour le traitement de la matière organique naturelle (de l'eau du barrage d'Ilaouko) et anthropique (du lixiviat du Lieu d'Enfouissement Sanitaire de Ouèssè). Les performances de traitement des deux procédés ont été déterminées selon la qualité de l'eau. Les résultats obtenus ont montré que l'électrocoagulation peut se substituer à la coagulation chimique, pour le traitement des fractions hydrophobe et particulière de la matière organique. L'efficacité du traitement dépend de l'origine de la matière organique : les deux procédés ont permis d'éliminer le Carbone Organique Dissous d'environ 50 % et 75 % respectivement pour l'eau naturelle et le lixiviat. Toutefois, les rendements d'indice SUVA ont montré que l'électrocoagulation est plus efficace sur les composés aromatiques. Par ailleurs, la coagulation par dissolution de cations métalliques nécessite une dose optimale de traitement moins importante que celle de la coagulation chimique.

MOTS-CLÉS : matière organique, électrocoagulation, coagulation chimique, lixiviat, eau naturelle

ABSTRACT

Organic matter is a major component of natural and anthropic medium. Coagulation-flocculation is as an effective technics for its treatment, but requires the addition of chemicals products and generates an important sludge. The purpose of this study had to treat a natural water of Ilaouko dam (which contained natural organic matter) and a leachate from Ouèssè Sanitary Landfill (which contained anthropic organic matter) by electrocoagulation process with aluminium electrodes. The performance of these methods was determined according to the water quality. From the results, it was shown that the electrocoagulation could be used instead of the chemical coagulation, for the hydrophobic and particular organic matter fractions. The treatment efficacy depends on the origin of the organic matter: about 50% and 75% of Dissolved Organic Carbon were eliminated of natural water and leachate respectively. However, according to different removal rate of SUVA indication, electrocoagulation is more adequate on aromatic compounds. Furthermore, electrocoagulation requires an optimal dose of metal less than chemical coagulation.

KEYWORDS : organic matter, electrocoagulation, chemical coagulation, leachate, natural water

Élimination de la matière organique par le procédé d'électrocoagulation : comparaison à la coagulation chimique

Mohamed Moukorab A. Daouda, Martin Pépin Aïna, David Agoungbome

INTRODUCTION

L'électrocoagulation est une technique physico-chimique qui entraîne la dissolution du métal à l'anode accompagnée de la formation simultanée d'ions hydroxydes et d'hydrogène à la cathode. Le premier facteur qui détermine la performance de ce procédé est donc la nature des électrodes. Les plus communes sont des plaques d'aluminium ou de fer, en raison de leur efficacité et de leur disponibilité (Picard *et al.*, 2000 ; Aoudjehane *et al.*, 2010). Les électrodes en aluminium ont le privilège d'être mieux maîtrisées chimiquement (Labanowski *et al.*, 2010) et réduisent les risques de dégradation organoleptique de l'eau, contrairement au fer. La substitution de l'aluminium par le fer a l'avantage de limiter les risques de développement de la maladie d'Alzheimer (GRESE, 2012). Toutefois au Bénin, seul l'effet de la coagulation par le sulfate d'Aluminium est étudié et utilisé dans les filières de potabilisation de l'eau.

Dans le cas des électrodes en aluminium, l'oxydation de l'anode génère des ions métalliques (Al^{3+}) qui s'hydratent puis réagissent avec l'eau pour former en coagulation chimique, en fonction du pH, des monocomplexes comme $Al(OH)^{2+}$. Une forte concentration en aluminium et/ou un âge élevé de la solution peuvent générer des polycomplexes ($Al_2(OH)_2^{4+}$) et des espèces amorphes très peu solubles. Selon Jiang *et al.*, 2002, les espèces monomériques et polymériques formées se transforment finalement en hydroxyde d'Aluminium ($Al(OH)_3$) selon des complexes cinétiques de précipitation. Cette hypothèse se justifie par rapport à la réduction de l'eau à la cathode en ions hydroxydes (OH^-). Les hydroxydes d'aluminium ainsi générés dans la solution, peuvent éliminer les polluants soit par complexation de surface où le polluant est comme un ligand qui se fixe chimiquement à l'ion hydraté, soit par attraction électrostatique (Aoudjehane *et al.*, 2010). D'une façon générale, les cations métalliques, lors de l'électrocoagulation jouent le même rôle de déstabilisation des colloïdes que les coagulants utilisés en coagulation chimique, selon la théorie de la double couche. La littérature présente une diversité d'eaux traitées par l'Electrocoagulation : les lixivats (Bouaouine *et al.*, 2015 ; Trabelsi *et al.*, 2012 ; Merve

et Ayse, 2012 ; Labanowski *et al.*, 2010), les eaux riches en polluants métalliques (Zodi *et al.*, 2011), les eaux naturelles (Ali et Kourdali, 2011), les eaux riches en phosphates (Lacasa *et al.*, 2011), les eaux usées industrielles (Berradi *et al.*, 2014 ; Pi *et al.*, 2014 ; Zongo *et al.*, 2012), etc. L'inconvénient majeur de ce procédé serait le besoin énergétique. Toutefois, une forte conductivité électrique de l'eau à traiter et avec une faible distance inter-électrodes, permettent de réduire la consommation énergétique du procédé (Zongo *et al.*, 2011). Par ailleurs, parmi tous les polluants de l'eau, la matière organique occupe une place importante à cause de son caractère ubiquiste (Sharma *et al.*, 2011). Elle se retrouve dans les eaux naturelles (fractions autochtone et allochtone) et les sources anthropiques justifient sa présence dans les eaux usées. Pour des raisons de potabilisation de l'eau d'une part, et d'épuration des effluents liquides avant rejet dans le milieu naturel d'autre part, l'élimination de la matière organique demeure une préoccupation sanitaire et environnementale.

L'objectif principal de cette étude est d'optimiser l'élimination de la matière organique par le procédé d'électrocoagulation à base des électrodes en aluminium. Les expérimentations se sont effectuées sur deux eaux différentes. L'eau du barrage d'Illauko (situé sur le fleuve Ouémé), exploitée à des fins de potabilisation pour desservir la commune de Savè (Bénin), et le lixiviat issu du seul centre d'enfouissement technique fonctionnel au Bénin, le Lieu d'Enfouissement Sanitaire de Ouèssè. Après une caractérisation des eaux étudiées, des essais batch d'électrocoagulation ont permis de déterminer les doses optimales de traitement. Enfin, une analyse comparative des performances de traitement de l'électrocoagulation et de la coagulation chimique a été faite.

I. Matériel et méthodes

I.1. Échantillonnage

Les eaux étudiées proviennent du barrage d'Illauko et du Lieu d'Enfouissement Sanitaire (L.E.S) de Ouèssè. En effet, le prélèvement d'eau naturelle a été effectué dans la retenue d'eau du barrage d'Illauko (situé à Savè et alimenté par les eaux

du fleuve Ouémé), au point de coordonnées GPS 8°4'43,7" N et 2°22'30,8" E. Cette localisation se retrouve dans le champ d'approvisionnement de la station de traitement d'eau potable de la ville de Savè. Quant au lixiviat du L.E.S de Ouèssè, il émane d'un massif de déchets stockés entre 2006 et 2008. L'absence d'un bassin fonctionnel de récupération du lixiviat sur le site, a engendré des stagnations d'eaux de part et d'autre de l'alvéole. Ainsi, un maillage rigoureux a été effectué sur la diagonale pour obtenir des échantillons représentatifs. L'échantillonnage a été fait avec un préleveur automatique de marque SIGMA SD 900.

1.2. Méthodes analytiques

Toutes les analyses ont été effectuées suivant les normes AFNOR en vigueur et les méthodes standards (Rodier, 2009). Le potentiel d'hydrogène (pH), la conductivité électrique et l'oxygène dissous ont été déterminés par des méthodes électrochimiques respectivement avec pH 3110 SET (WTW), pH/EC/TDS waterproof Family et Oxi 730 WTW Inolab. TURBIQUANT 110 IR MERCK a été utilisé pour la turbidité. Les Matières En Suspensions (MES) ont été déterminées par la méthode de filtration (NF EN 872). La Demande Chimique en Oxygène (DCO) et la Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours (DBO5) ont été effectuées sur le lixiviat selon les normes NFT 90-101 et NFT 90-103 respectivement. Pour la détermination de l'absorbance UV 254 nm et le Carbonique Organique Dissous (COD), les échantillons sont préalablement filtrés sur 0,45 µm. L'absorbance UV 254 nm représente une longueur d'onde d'absorption des systèmes conjugués (noyaux aromatiques) et a été déterminée par le spectrophotomètre DR 5000. Elle permet de calculer l'indice SUVA qui est le rapport de l'absorbance UV 254 nm et du COD, renseignant ainsi sur l'aromaticité et le caractère hydrophobe des molécules contenues dans un échantillon. Le dosage du COD est fait par un analyseur de carbone O. I. Analytical model 1010.

1.3. Dispositifs expérimentaux

L'expérimentation du procédé d'électrocoagulation a nécessité des réacteurs batch et un réacteur continu. Les réacteurs batch ont permis de déterminer le rendement anodique de l'alliage utilisé et la dose de métal dissous. En effet, les électrodes en aluminium ne respectent pas la loi de Faraday relative à la dissolution métallique (Labanowski *et al.*, 2010 ; Picard *et al.*, 2000 ; Mameri *et al.*, 1998). D'après ces auteurs, le rendement anodique d'aluminium est supérieur à l'unité et peut se justifier par une formation simultanée d'ions Al^{3+} et d'ions Al^+ lors de l'électrolyse. Les performances de traitement ont été évaluées sur le pilote en mode continu.

Les essais de coagulation chimique ont été faits grâce au jar test.

1.3.1. L'électrocoagulation

L'électrode utilisée est un alliage AGS/6060 de 98,22 % d'Aluminium. Ainsi, pour des fins de potabilisation, un traitement tertiaire (adsorption, désinfection) pour l'élimination de l'aluminium résiduel et des impuretés de l'alliage doit être envisagé.

Les réacteurs sont composés de cuve en verre d'épaisseur 6 mm. L'anode et la cathode sont reliées par un générateur de courant de marque Gw Dual Tracking with 5V fixed model GPC-3030, LABORATORY DC POWER SUPPLY d'une intensité maximale de 3,26 A sous une tension de 30 V. Le nombre d'électrodes dans chaque réacteur est égal à 2, donc la connexion électrique est en mode monopolaire série.

Le réacteur en batch a un volume utile de 1 litre et est muni de quatre supports d'électrodes. Un débordement de 5 cm favorise la rétention des boues moins denses. La surface active (sans les bords entre les crêtes d'épaisseur 4 mm) des électrodes est de 0,8 dm². Les électrodes sont placées à 2 cm du fond du réacteur.

Le pilote d'électrocoagulation en mode continu conçu est composé d'une cuve de stockage, de la pompe d'alimentation, d'un générateur de courant, d'un réacteur électrochimique et d'une cuve de récupération de l'eau traitée. Le réacteur en continu est d'un volume total de 3 litres (avec un débordement de la hauteur de 4 cm) et est muni de quatre supports d'électrodes espacés de 1 cm entre eux. La surface active des électrodes est de 270 cm². L'alimentation en continu de ce réacteur est assurée par une pompe péristaltique de type pompe MasterFlex L/S « console drive », dont la tête est de type Easy-Load II, modèle 7518-10 de 500 l/h de débit maximal. Les essais ont été réalisés avec une distance inter-électrode de 3 cm, une intensité constante de 1 A et 3 A respectivement pour l'eau de la retenue du barrage d'Illauko et le lixiviat du L.E.S de Ouèssè. L'optimisation du procédé est faite sur une seule variable : la durée d'électrolyse.

Les étapes de floculation et de décantation après le réacteur d'électrocoagulation ont été effectuées selon celles du Jar Test.

1.3.2. La coagulation chimique : le jar test

La coagulation chimique et la floculation ont été réalisées sous forme de manipulation Jar-test à l'aide d'un flocculateur Stuart Flocculator SW6 constitué de six béciers d'un 1 litre chacun. Les conditions de mise en œuvre de la coagulation-floculation choisies sont les conditions usuelles : une agitation rapide (150 tr.min⁻¹ pendant 5 minutes) au cours de laquelle, il y a l'ajout du coagulant et l'ajustement du pH et une agitation lente (30 tr.min⁻¹ pendant 15 minutes) pour permettre l'étape de floculation et favoriser le grossissement des floccs. Par la suite, le mélange est laissé au repos pendant 30 minutes pour sa phase de décantation.

2. Résultats et discussion

2.1. Qualité des eaux étudiées

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux étudiées sont présentées dans le tableau 1.

L'eau de la retenue a un pH proche de la neutralité (compris entre 6,5 et 8,5) avec une forte teneur en oxygène dissous ($O_2 > 7$ à $21,8$ °C). La conductivité de l'eau est en-dessous de $400 \mu S/cm$ (eau faiblement minéralisée). En considérant la réglementation béninoise du système d'évaluation de la qualité des cours d'eaux qui repose sur celle française (circulaire interministérielle des 29/07/1971 ; 17/03/1978 ; arrêtés du 29/11/1979 ; 15/10/1980 et du décret 91-1283), l'eau de cette retenue respecte la qualité des cours d'eau de classe 2 avec une teneur en DCO comprise entre 25 et $40 mgO_2/L$. Selon cette réglementation, les eaux de classe 2 sont de qualité passable, et peuvent être utilisées pour une alimentation en eau potable après un traitement poussé. Toutefois, la teneur en COD est très élevée, avec un degré d'oxydabilité DCO/COD égal à 1,15 qui montre que cette ressource est très oxydable (Milot, 1986). Quant au lixiviat du L.E.S. de Ouèssè, Si on se réfère à sa valeur du pH (> 7), d'après les travaux de Kjeldsen *et al.*, (2002), le lixiviat devrait être en cours de stabilisation. Par contre, la forte charge organique moyennement biodégradable ($DBO_5/DCO = 0,31 > 0,3$) est caractéristique d'une décharge en phase acétogénèse. Cette forte charge organique s'expliquerait par une lente dégradation des déchets enfouis et du fait que la décharge est toujours fonctionnelle. La valeur de l'indice SUVA inférieure à 3 montre une faible présence de composés aromatiques en faveur des composés hydrophiles (Ates *et al.*, 2007). Il en résulte que le lixiviat étudié est jeune et tend vers sa phase intermédiaire.

2.2. Optimisation des procédés

2.2.1. Détermination du rendement anodique de l'aluminium utilisé

La dose d'aluminium est déterminée selon la seconde loi de Faraday qui stipule que la masse théorique dissoute (m_{th}) est directement proportionnelle à l'intensité (I) imposée et à la durée d'électrolyse (t) ; et inversement proportionnelle au nombre d'électrons mis en jeu dans la réaction considérée (n) et la constante de Faraday (F).

$$m_{th} = \frac{M \times I \times t}{n \times F}$$

Des essais d'électrocoagulation en mode batch ont été réalisés sur le lixiviat et l'eau naturelle respectivement sous une intensité constante de 3,25 A et de 1 A, en variant la durée d'électrolyse entre 0 et 150 minutes. La détermination de la masse des électrodes avant ($22 g \pm 1$) et après chaque essai, a permis d'évaluer les masses expérimentalement dissoutes en fonction de la durée d'électrolyse et d'en déduire le rendement anodique (figure 1). La masse

expérimentalement dissoute à l'anode varie proportionnellement avec la durée d'électrolyse, mais reste toujours supérieure à la masse théorique comme rapportée dans la littérature. Le rendement anodique (rapport de la masse expérimentale sur la masse théorique) représente le coefficient directeur de la courbe de tendance linéaire sur la figure 1. Ainsi, pour l'alliage AGS, la masse réelle électro-dissoute est 1,18 fois la masse théorique donnée par la loi de Faraday. Cette valeur est très proche des résultats antérieurs. En effet, Picard *et al.*, (2000) et Labanowski *et al.*, (2010) ont obtenu respectivement un rendement anodique de 1,20 et 1,15 pour l'alliage 1050 A en faisant varier l'intensité.

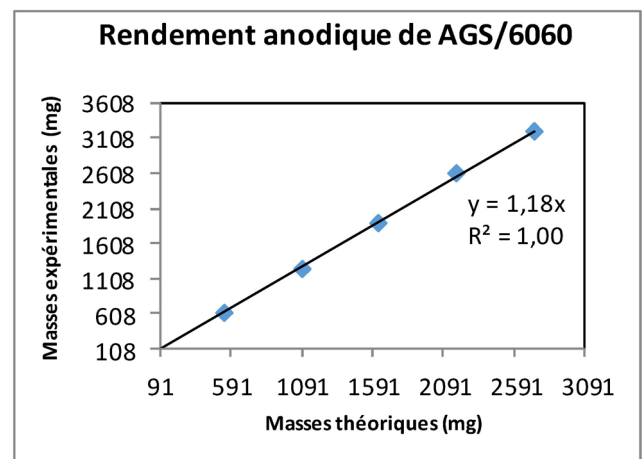


Figure 1. Estimation du rendement anodique de l'Alliage AGS/6060

2.2.2. Conditions optimales de traitement

L'optimisation du procédé d'électrocoagulation a été faite en variant la durée d'électrolyse de 30 à 105 minutes ($0,64$ à $2,25 g/L$ d'Al) et de 1 à 6 minutes ($6,6$ à $39,6 mg/L$ d'Al) sous une intensité constante de 3,25 A et de 1 A respectivement pour le lixiviat et l'eau naturelle. Afin de déterminer la dose optimale de traitement, la turbidité et l'absorbance UV 254 nm ont été déterminées avant et après chaque essai (figures 2 et 3). Ces deux paramètres suivis, présentent une évolution semblable : les courbes décroissent jusqu'à une valeur minimale à partir de laquelle, l'excès est considéré comme un surdosage. Les durées d'électrolyse optimales obtenues correspondent à une dose de $13,2 mg/L$ d'Al et $1,61 g/L$ d'Al respectivement pour l'eau naturelle et le lixiviat intermédiaire. Il a été observé une autorégulation du pH entre 6,91 et 7,33 lors des essais ; valeurs pour lesquelles, l'aluminium est sous forme d'hydroxyde d'aluminium en solution (Labanowski *et al.*, 2010 ; Aoudjehane *et al.*, 2010).

Quant à la coagulation chimique, des essais jar test ont été effectués avec le sulfate d'aluminium ($Al_2(SO_4)_3 \cdot 14H_2O$). Ces essais ont consisté à la détermination de la dose optimale et du pH optimum de traitement. La gamme de dosage en coagulant est de 1 à 3 g/L d'Al pour le lixiviat intermédiaire contre 5 à

Tableau I. Caractérisation physico-chimique des Eaux étudiées

| | Précision de la mesure | Eau « Barrage d'Ilauko » | Lixiviat « L.E.S de Ouèssè » |
|---|------------------------|--------------------------|------------------------------|
| Température | ± 0,1 | 21,8 | 30,1 |
| pH | ± 0,01 | 7,48 | 8,60 |
| Oxygène dissous (mgO ₂ /L) | ± 0,1 | 7,2 | 0,9 |
| Conductivité Electrique (µS/cm) | ± 1 | 302 | 418 |
| Turbidité (NTU) | ± 0,1 | 14,9 | 812,5 |
| MES (mg/L) | ± 1 | 20 | 1100 |
| DCO (mgO ₂ /L) | ± 30 | 31 | 2603 |
| DBO ₅ (mgO ₂ /L) | ± 5 | 6 | 820 |
| Absorbance UV 254nm (cm ⁻¹) | ± 0,01 | 0,55 | 2,89 |
| COD (mgC/L) | ± 1 | 27 | 1349 |
| Indice SUVA (L/cm.gC) | ± 0,01 | 20,37 | 2,14 |

40 mg/L d'Al pour l'eau naturelle. La bonne déstabilisation des particules par voie chimique, est obtenue pour un dosage de 15,4 mg/L d'Al à pH 6 pour l'eau naturelle (figure 2). Avec une forte charge organique du lixiviat brut, la faible turbidité a été enregistrée pour un dosage de 1,96 g/L d'Al à pH 7 (figure 3).

2.2.3. Influence de l'origine de la matière organique sur l'efficacité des procédés

Le suivi des paramètres tels que la turbidité, le COD, l'absorbance UV 254 nm et le calcul du SUVA lors du traitement par électrocoagulation et par coagulation chimique, a permis d'apprécier les performances de chaque procédé (figure 4).

De l'analyse de cette figure, les deux procédés sont très efficaces pour l'élimination de la fraction particulaire (turbidité) de la matière organique avec un rendement minimal de 90 %. Cependant, l'origine de la matière organique dissoute influence fortement les performances de traitement. En effet, avec un abattement de l'absorbance UV 254 nm de plus 80 % sur les deux eaux étudiées, l'EC a permis une diminution de 74 % et 52 % du COD respectivement sur le lixiviat (SUVA brute = 2,14) et l'eau naturelle (SUVA brute = 20,37), soit 32 % et 66 % en termes d'indice SUVA. Ainsi, ce procédé est plus efficace pour une eau riche en molécules hydrophobes et aromatiques (Indice SUVA élevé). Ce qui est en conformité avec les travaux antérieurs (Labanowski *et al.*, 2010).

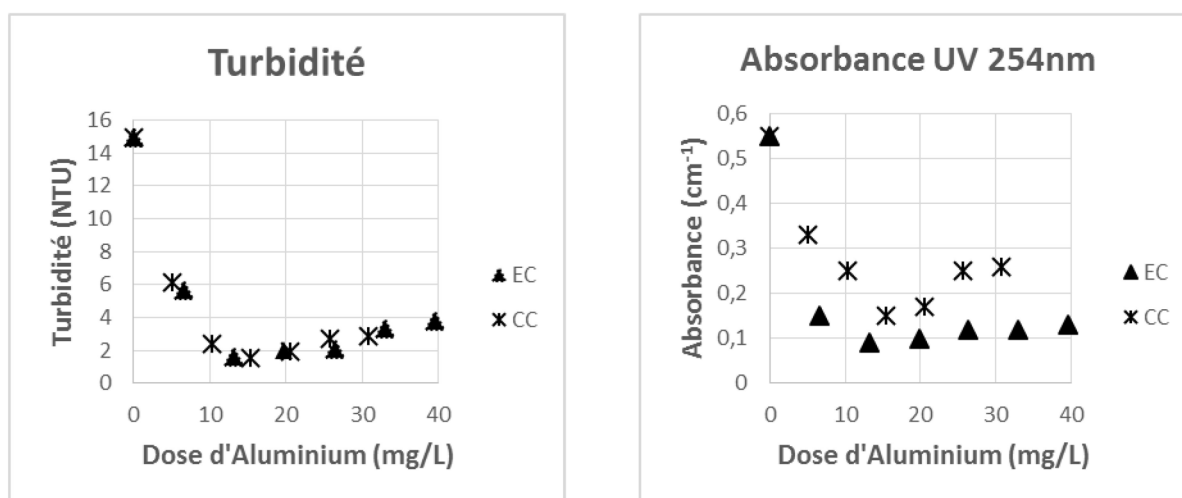


Figure 2. Evolution des paramètres de suivis pour le choix de la dose optimale de traitement par l'Electrocoagulation (EC) et la Coagulation Chimique (CC) de l'eau de la retenue d'Ilauko

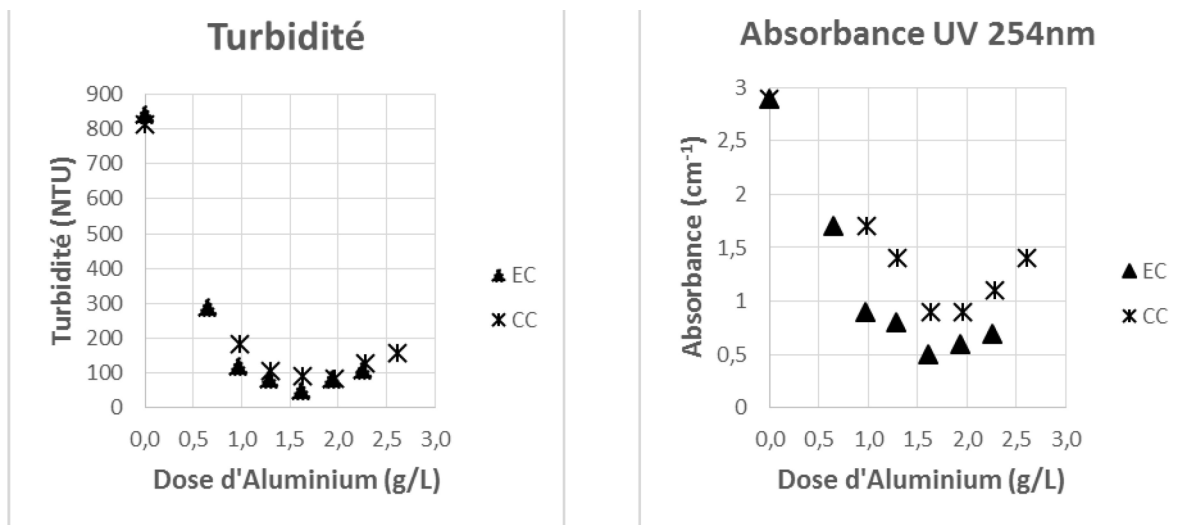


Figure 3. Evolution des paramètres de suivis pour le choix de la dose optimale de traitement par l'Electrocoagulation et la Coagulation Chimique du lixiviat intermédiaire du L.E.S de Ouèssè

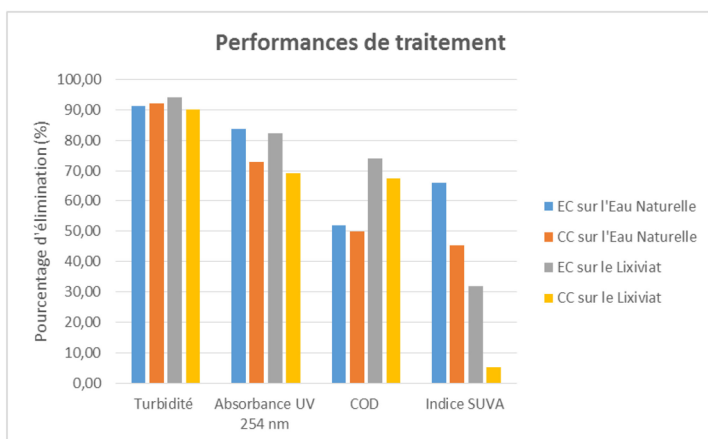


Figure 4. Performances de Traitement en fonction du procédé et de l'origine de la matière organique

Par ailleurs, les résultats obtenus montrent une efficacité quasi-semblable des deux procédés. Toutefois, l'EC présente généralement les meilleurs rendements d'élimination de la matière organique des eaux étudiées. En particulier, sur le lixiviat moyennement biodégradable et riche en composés hydrophiles, l'effet de la coagulation chimique sur le SUVA est très faible (5 %) par rapport à celui de l'électrocoagulation (32 %).

CONCLUSION

La matière organique est généralement présente dans les eaux (naturelles et usées). Cette étude s'est intéressée à son traitement par le procédé d'électrocoagulation. Les résultats obtenus ont montré que :

- La coagulation chimique peut être substituée par l'électrocoagulation. Ce procédé nécessite une faible dose de coagulants dissous pour un rendement meilleur d'élimination de la matière organique.
- L'origine de la matière organique influence le traitement : l'EC permet de réduire considérablement la charge organique des effluents très chargés, mais accorde une place de choix aux composés aromatiques et hydrophobes.

Toutefois, il serait judicieux d'approfondir cette étude par l'expérimentation des électrodes en fer et de coupler l'électrocoagulation à d'autres procédés tels que le charbon actif, la filtration, etc. pour affiner le traitement de la matière organique.

Références bibliographiques

- Ali S. & Kourdali, S. (2011) Electrocoagulation de l'eau de barrage Ghrib en batch et en continu. Sciences, Technologies & Développement, 8 (II), pp : 185-194
- Aoudjehane M., Rezzouk M., Kellil A. & Guigui C. (2010) Etude comparative de l'électrocoagulation et de la coagulation floculation vis-à-vis de la modélisation d'une émulsion d'huile de coupe. Revue des sciences de l'eau, 23 (1), pp : 35-55.
- Berradi M., Chabab Z., Arroub H., Nounah H. & El Harfi A. (2014) Optimization of the coagulation/flocculation process for the treatment of industrial wastewater from the hot dip galvanizing of steel. J. Mater. Environ. Sci. 23, pp : 53-67.

- Bouaouine O., Khalil F., Chtoui H., Zaitan H., & Harrach, A. (2015) Traitement par électrocoagulation des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fes (Maroc). *Larhyss Journal*, 5 (2), pp : 360-365.
- GRESE (2012) Utilisation de l'aluminium en potabilisation et traitement des eaux usées : Risques sur la santé, substitutions possibles par d'autres coagulants, retours d'expériences. Université de Limoges, Groupement de Recherche Eau Sol Environnement,
- Jiang J-Q., Graham N., Andre C., Kelsall G.H. & Brandon N. (2002) Laboratory study of electrocoagulation-flotation for water treatment. *Water: Res.*, 36, pp: 4064-4078.
- Kjeldsen Pl., Barlaz M. A., Rooker A. P, Baun A., Ledin A. & Christensen T. H. (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32 (4), pp: 297-336.
- Labanowki J., Pallier V. & Feuillade G. (2010) Study of organic matter during coagulation and electrocoagulation processes: Application to a stabilized landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 179 (issues 1-3), pp: 166-172.
- Lacasa E., Canizares P. Saez C., Fernandez F. J. & Rodrigo M. (2011) Electrochemical phosphates removal using iron and aluminium electrodes. *Chemical Engineering Journal* 172, pp: 137-143, Elsevier.
- Mameri N., Yeddou A.R., Lounici H., Belhocine D., Grib H. & Bariuo D. (1998) Defluoridation of septentrional Sahara water of north Africa by electrocoagulation process using bipolar aluminium electrodes. *Water: Res.*, 32, pp: 1604-1612.
- Merve O.A. & Ayse K. (2012) Treatment Performance Evaluation of Chemical Oxygen Demand from Landfill Leachate by Electro-Coagulation and Electro-Fenton Technique. *Environmental progress & Sustainable Energy*, 31 (1), Wiley DOI 10.1002, pp: 59-67.
- Millot N., (1986). Les lixiviats de décharges contrôlées : caractérisation analytique et étude des filières de traitement. Thèse de doctorat, INSA Lyon.
- Pi K., Xia M., Yang X., Wu P., Chen S., Yang M. & Gerson A. R. (2014) Optimization of COD decrease from tobacco by Ca/Mg/Al coagulant using RSM. *Journal of Water Process Engineering*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jwpe.2014.11.002>.
- Picard T., Cathalifaud-Feuillade G., Mazet M. & Vandensstedam C. (2000) Cathodic dissolution in the electrocoagulation process using aluminium electrodes. *J. Environ. Monit.*, 2, pp : 77-80.
- Rodier J., Legube B., Merlet B. et coll. (2009) *L'Analyse de l'eau*. 9e édition Entièrement mise à jour; Dunod, Paris, .1600 p
- Sharma S., Maeng S. K., Nam S-N. & Amy G. (2011) Characterization tools for differentiating natural organic matter from effluent organic matter. In *Aquatic Chemistry and Microbiology*, Chapter 68, Elsevier and IWA Publishings, pp: 417-427.
- Trabelsi S., Oturan N., Bellakhal N. & Oturan M. A. (2012) Application of Doehlert matrix to determine the optimal conditions for landfill leachate treatment by electro-Fenton process. *J. Mater. Environ. Sci.*, ISSN 2028-2508, 3 (3), pp : 426-433.
- Zodi S., Louvet J. N., Michon C., Potier O., Pons M. N., Lapticque F. & Leclerc J.P. (2011) Electrocoagulation as a tertiary treatment for paper mill wastewater: Removal of non-biodegradable organic pollution and arsenic. *Separation and Purification Technology*, 81, pp: 62-68.
- Zongo I., Merzouk B., Palm K., Wethe J., Hama Maiga A., Leclerc J. & Lapticque F. (2012) Study of an electrocoagulation (EC) unit for the treatment of industrial effluent of Ouagadougou, Burkina-Faso. *Pelagia Research Library, Advances in Applied Science Research*, 3 (1), pp: 572-582.
- Zongo I., Wethe J., Merzouk B., Hama Maiga A., Lapticque F. & Leclerc J. (2011) Traitement de deux effluents textiles et d'un effluent de tannerie par électrocoagulation : Etude énergétique des paramètres opératoires sur le traitement des polluants. *European Journal of Scientific Research*, ISSN 1450-216X, 62 (2), pp : 216-235.