



Ecole Nationale Polytechnique
Département de Génie de l'Environnement
Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement



Mémoire de Magister
en Génie de l'Environnement
Option : Sciences et Techniques de l'Environnement

Présenté par :

MEDKOUR Yacine

Ingénieur d'état en Génie de l'Environnement de l'ENP

Intitulé

Caractérisation et Traitement des
Lixiviats du Centre d'Enfouissement
Technique d'Ouled Fayet

Soutenu publiquement le **30 juin 2012**, à **15 h** devant le jury composé de :

Présidente :	Mme. MOUSSAOUI Khadija M.	Professeur	ENP
Rapporteur :	Mr. KERBACHI Rabah	Professeur	ENP
Examineurs :	Mr. BOUSSAHEL Rachid	Professeur associé	ISMAL
	M ^{lle} . ARRAR Jazia	Maître de Conférences A	ENP
	Mr. CHERGUI Abdelmalek	Maître de Conférences A	ENP
Invitée :	Mme. BOUMECHHOUR Fatima	M.A .A	Boumerdès
	M ^{lle} . CHEDEBA Fatiha	Responsable CET	Staoueli

ENP 2012

ملخص:

عند التخلص من النفايات المنزلية والمشابهة في موقع المكب (CET) طريقة مستعملة في الجزائر وذلك مع مرور الوقت، تتشكل العصارة والتي يجب أن تعالج قبل رميها. العصارة الغير معالجة الناجمة عن مكب أولاد فايث لا تشكل فقط منبع لتلوث المياه الجوفية وكذلك واد بن براهيم (المستقبل النهائي للعصارة)، لكن أيضا مثال سيئ للتكفل الصحيح بالنفايات المنزلية. دراسة خصائص هذه العصارة أتبتت أن هاته الأخيرة تحتوي على نسبة كبيرة من التلوث العضوي و المعدني و الأزوتي. نسبة DCO المقاس بلغت قيم عالية، من درجة 5000 – 20000 (mg O₂/l). على هذه العصاراات والتي تتميز بتحلل طبيعي يكاد يندعم، أجريت تجارب عديدة لمعالجتها بالتقنيات التالية : التخنر- التسيخ، أكسدة فانتن، التخنر الكهربائي، أكسدة فانتن الكهربائية. انخفاض نسبة التلوث و مردود كل تقنية معالجة كالتالي: 69، 80، 84، 97 %.

الكلمات المفتاحية: النفايات، العصاراات، مركز الدفن التقني، معالجة، التخنر- التسيخ، أكسدة فانتن، التخنر الكهربائي، أكسدة فانتن الكهربائية.

Résumé:

Lors de l'élimination des déchets ménagers et assimilés en centre d'enfouissement technique (CET), procédé qui est de plus en plus utilisé en Algérie, il se forme des lixiviats liquides qui doivent être traités avant rejet. Les lixiviats non traités du CET d'Ouled Fayet constituent non seulement une source potentielle de pollution des eaux de la nappe phréatique et de celles de l'Oued Ben Brahem (recepteur finale des lixiviats), mais aussi un mauvais exemple de la prise en charge correcte des déchets ménagers. L'étude de caractérisation de ces lixiviats a montré que ces derniers présentent une forte charge organique, minérale et azotée. La DCO mesurée atteint des valeurs très élevées, de l'ordre de 5000 - 20000 mg O₂/L. Sur ces lixiviats à caractère non biodégradable, des essais de traitement ont été effectués par les procédés de coagulation-floculation (CF), oxydation Fenton (OF), électrocoagulation (EC) et électro-Fenton (EF). Les rendements d'abattement relative a chaque méthode de traitement sont successivement 69, 80, 84 et 97 %.

Mots clés: déchets, lixiviats, CET, traitement, coagulation-floculation, électrocoagulation, Fenton, électro-Fenton.

Abstract:

When disposing of household and similar waste in the landfill site (CET), a process that is increasingly used in Algeria, forms leachate liquid that must be treated before discharge. Leachates of untreated TEC OuledFayet constitute not only a source of water pollution potentielle groundwater and those of Oued Ben Brahem (receiver final leachate), but also a bad example of support proper household waste. The study of characterization of these leachates showed that they have a high organic load, and mineral nitrogen. COD measured reaches very high values, of about 5000 to 20,000 mg O₂ / L. On these non-biodegradable leachate, treatment tests were performed by the processes of coagulation-floculation (CF), Fenton oxidation (OF), electrocoagulation (EC) and electro-Fenton (EF). Yields a relative reduction of each treatment method are successively 69, 80, 84 and 97%.

Keywords: waste, leachate, CET, treatment, coagulation-floculation, electrocoagulation, Fenton, electro-Fenton.

Remerciements

Ce travail a été réalisé au niveau du Laboratoire des Sciences et techniques de l'environnement (LSTE) au département du génie de l'environnement de l'école nationale polytechnique (ENP) sous le haut patronage de son excellence le Pr. R.KERBACHI.

Je tiens à remercier mon promoteur, le Pr. R.KERBACHI, pour leur aide précieuse, leurs conseils éclairés, et leurs encouragements durant toute la préparation de ce mémoire.

Ma reconnaissance va à l'égard du Pr. Madame MOUSSAOUI Khadija M, professeur à l'école nationale polytechnique d'avoir accepté de présider le jury de ce mémoire.

Je remercie les membres du jury Pr. Mr. R. BOUSSAHEL, professeur associé à ISMAL et Dr. M^{lle}. J. ARRAR et Dr. Mr A. CHERGUI de m'avoir fait l'honneur d'accepter d'examiner mon travail.

Je tiens également à remercier Mr. DEMRI pour l'aide inestimable qu'il m'a apportée tout au long de ce travail.

Je tiens également à remercier Mr. CHERGUI pour l'aide inestimable qu'il m'a apportée tout au long de ce travail.

Je tiens également à remercier M^{me}. F. BOUMECH' HOUR, M^{elle}. Assira CHEIKH et M^{elle}. Oumessade ALI pour leurs aides inestimable, et toute l'équipe des laboratoires et du département, ainsi sans oublier Hamida, la meneuse d'ambiance du département.

Je tiens aussi à remercier l'équipe de laboratoire de l'ENS pour leurs accueille et leurs aide inestimable tout au long de ce travail.

Nos sincères remerciements vont aussi à tout le personnel du Centre d'Enfouissement Technique de Ouled Fayet en particulier M^{elle} Fatiha CHEDEBA pour leurs accueille et leurs aide inestimable tout au long de ce travail.

Mes sincères remerciements vont aussi à mes amis et camarades de promotion : S. TOUATOU, W. LAZLI, Y. AMI, M. LOUCIF, S. DRIF, K. MELLAH, H. MERABET, pour leur sincère amitié et leur précieux soutien.

Je tiens aussi à remercier mes amis, Ben SELMA. Othmane, MEBARKI. Fares, BENKORICHI. Abdelmalek, NAAMI. Abdelatif, et MERBOUTI. Musta pour leurs précieux soutiens.

Sommaire

<i>INTRODUCTION GÉNÉRALE</i>	1
I GÉNÉRALITÉS SUR LA GESTION DES DÉCHETS	4
I.1. DÉFINITION DES DÉCHETS SOLIDES	4
I.2. LES DÉCHETS MÉNAGERS ET LEURS ASSIMILABLES.....	5
I.3. CONTEXTE JURIDIQUE EN ALGÉRIE.....	6
I.4. CARACTÈRES PHYSICO-CHIMIQUES DES DÉCHETS MÉNAGERS	7
I.4.1. LA COMPOSITION	7
I.4.2. DENSITÉ (OU MASSE VOLUMIQUE.....	7
I.4.3. HUMIDITÉ ET POUVOIR CALORIFIQUE.....	7
I.4.4. VARIABILITÉS DES DIFFÉRENTS PARAMÈTRES	8
I.4.5. INTÉRÊT DES DÉCHETS MÉNAGERS.....	9
II LES LIXIVIATS PRODUITS EN DÉCHARGE.....	10
II.1. DÉFINITION	10
II.2. FORMATION ET COMPOSITION DES LIXIVIATS.....	10
II.2.1. DIFFÉRENTS PARAMÈTRES INFLUANT SUR LES LIXIVIATS	11
II.2.1.1. INFLUENCE DU COMPACTAGE.....	11
II.2.1.2. INFLUENCE DE LA COUVERTURE	11
II.2.2. MÉCANISMES BIOLOGIQUES AÉROBIES	11
II.2.3. MÉCANISMES BIOLOGIQUES ANAÉROBIES	11
II.2.4. MÉCANISMES PHYSICO-CHIMIQUES :	13
II.3. INDICATEURS CHIMIQUES DANS LE LIXIVIAT.....	14
II.3.1. EVOLUTION DU PH :	14
II.3.2. LE CARBONE ORGANIQUE DISSOUS :	14
II.3.3. LE RAPPORT DBO ₅ /DCO :	14
II.4. IMPACT DES LIXIVIATS SUR L'ENVIRONNEMENT	15
II.4.1. LA POLLUTION ATMOSPHERIQUE :	15
II.4.1.1. ODEURS NAUSÉABONDES:	15
II.4.1.2. EXPLOSIONS:	15
II.4.1.3. EFFET SUR LA VÉGÉTATION:	16
II.4.2. LA POLLUTION HYDRIQUE :	16
II.4.3. PROPAGATION DE LA POLLUTION DANS LA NAPPE:.....	18
III DIFFÉRENTS PROCÉDÉS DE TRAITEMENT DES LIXIVIATS.....	19
III.1. PROCÉDÉS PHYSICO-CHIMIQUES:	19
III.1.1. COAGULATION-FLOCCULATION :	19
<i>a.</i> Définition:.....	19

Sommaire

b.	Notion de charges électriques et de double couche :.....	20
c.	Facteurs influençant la coagulation :.....	21
III.1.2.	ELECTROCOAGULATION :	22
1.	ORIGINE ET ÉVOLUTION DU PROCÉDÉ D'ÉLECTROCOAGULATION (EC)....	22
2.	PRINCIPE DU PROCÉDÉ :	24
3.	DOMAINE D'APPLICATION:	26
4.	EXEMPLE D'APPLICATION ET MISE EN ŒUVRE DU PROCÉDÉ :	27
5.	MÉCANISME D'ÉLECTROCOAGULATION VIS-À-VIS DE LA MATIÈRE ORGANIQUE :	30
5.1.	PHÉNOMÈNE CHIMIQUE:	30
5.2.	PROCESSUS ÉLECTROLYTIQUE:	30
6.	PARAMÈTRES INFLUENÇANT LE PROCÉDÉ D'ÉLECTROCOAGULATION :	31
6.1.	LA NATURE DES ÉLECTRODES:	31
6.2.	LA SURFACE ACTIVE:	31
6.3.	LA TEMPÉRATURE DU MILIEU:	32
6.4.	LA DENSITÉ DU COURANT :	32
7.	PRINCIPALES LOIS RÉGISSANT L'ÉLECTROCOAGULATION :	32
8.	AVANTAGES ET INCONVÉNIENTS DE L'ÉLECTROCOAGULATION :	33
8.1.	LES AVANTAGES DE L'ÉLECTROCOAGULATION :	33
8.2.	LES INCONVÉNIENTS DE L'ÉLECTROCOAGULATION :	34
III.1.3.	FENTON CHIMIQUE.....	34
III.1.4.	ELECTRO-FENTON :	36
III.1.5.	PRÉCIPITATION CHIMIQUE :	37
III.1.6.	AUTRES TRAITEMENTS.....	37
III.2.	TRAITEMENT BIOLOGIQUES:	39
III.2.1.	LAGUNAGE :	39
III.2.2.	BOUES ACTIVÉES :	40
III.3.	COMBINAISONS DE TRAITEMENTS.....	40
III.4.	TRAITEMENT DES BOUES :	41
III.5.	REJETS EN STATION D'ÉPURATION URBAINE.....	41
III.6.	CHOIX DE LA FILIÈRE DE TRAITEMENT	41
III.7.	CONCLUSION :	42
IV.	CENTRE D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE D'OULED FAYET	43
IV.1.	PRÉSENTATION DE CET.....	43
IV.2.	IMPERMÉABILISATION TECHNIQUE DU FOND DE LA DÉCHARGE, LE CONCEPT DE CONFINEMENT	46

Sommaire

IV.3. DRAINS	48
IV.3.1. AMÉNAGEMENT DU POURTOUR DE LA DÉCHARGE	48
IV.3.2. MISE EN PLACE D'UN SYSTÈME DE DRAINS INTERNES	48
IV.3.3. MOYENS DE TRAITEMENT	48
IV.3.4. QUANTITÉ DE DÉCHETS REJETÉS DANS LE CET [57].....	49
IV.3.5. EXPLOITATION DES CASIERS D'ENFOUISSEMENT	49
IV.4. CONCEPTION & RÉALISATION DU CET D'OULED FAYET	50
IV.4.1. IMPERMÉABILISATION DES CASIERS D'ENFOUISSEMENT [55].....	50
IV.4.2. GÉO-MEMBRANE	51
IV.4.3. RÉSEAU DE DRAINAGE DES LIXIVIATS	52
IV.4.4. ELIMINATION DES BIOGAZ [58].....	53
IV.4.5. BASSIN DE DÉCANTATION DE LIXIVIATS :	54
V. MATÉRIELS, MÉTHODES ET PROCÉDÉS.....	56
V.1. SITE ET MODE DE PRÉLÈVEMENT:	56
V.2. MÉTHODE D'ANALYSE :.....	58
V.3. PROCÉDÉS DE TRAITEMENT DES LIXIVIATS :.....	58
V.2.1. TRAITEMENT PAR COAGULATION-FLOCCULATION (CF):	58
V.2.2. TRAITEMENT PAR ELECTROCOAGULATION (EC):.....	59
V.2.3. TRAITEMENT PAR OXYDATION FENTON (OF):	60
V.2.4. TRAITEMENT PAR ELECTRO-FENTON (EF):	61
VI. RÉSULTATS ET INTERPRÉTATIONS	62
VI.1. CARACTÉRISATION DES LIXIVIATS DU CET D'OULED FAYET:	62
VI.2. TRAITEMENT DES LIXIVIATS D'OULED FAYET	73
VI.2.1. TRAITEMENT PAR COAGULATION-FLOCCULATION (CF):	73
A. Optimisation de la dose de coagulant ($FeCl_3$) :.....	73
B. Influence du pH sur la dose optimale :.....	74
C. Caractérisation du lixiviat après traitements :.....	75
D. Discussions et Conclusions :.....	76
VI.2.2. TRAITEMENT PAR ELECTROCOAGULATION (EC):.....	76
A. Optimisation des paramètres d'électrocoagulation :.....	77
B. Efficacité de traitement :.....	81
C. Caractérisation du lixiviat après traitements :.....	82
D. Discussions et Conclusions :.....	83
VI.2.3. TRAITEMENT PAR FENTON-CHIMIQUE (FC):.....	83
A. Optimisation du Rapport molaire H_2O_2/Fe^{2+} :.....	83
B. Optimisation des Doses de H_2O_2 et de $FeSO_4$:.....	84
C. Optimisation du pH :.....	84

Sommaire

<u>D.</u> Caractérisation du lixiviat après traitements :.....	85
<u>E.</u> Discussions et Conclusions :.....	86
VI.2.4. TRAITEMENT PAR ELECTRO-FENTON (EF):.....	86
<u>A.</u> Influence de la concentration en H_2O_2 :.....	86
<u>B.</u> Influence du pH:.....	87
<u>C.</u> Influence de la masse de $FeSO_4$:.....	88
<u>D.</u> Caractérisation du lixiviat après traitements :.....	88
<u>E.</u> Discussions et Conclusions :.....	89
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	90
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	92
ANNEXES.....	97

Liste des Tableaux

Tableau 1: Quelques exemples de densités des déchets ménagers .	7
Tableau 2: Comparaison des lixiviats selon l'âge de la décharge .	13
Tableau 3: Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps .	14
Tableau 4: Evolution des principaux métaux .	17
Tableau 5: Groupes de polluants en fonction de leur possibilité d'atténuation.	17
Tableau 6: Historique des applications du procédé d'électrocoagulation.	24
Tableau 7: Quelques exemples d'applications de l'EC .	29
Tableau 8: Efficacité de certains traitements uniques et combinés .	40
Tableau 9: Classification des lixiviats .	42
Tableau 10: Quantité des déchets reçus au niveau du C.E.T d'Ouled Fayet pour chaque casier .	49
Tableau 11: État comparatif de déversement au niveau du CET d'Ouled Fayet durant l'année 2008 et le 1 ^{er} Trimestre 2010.	50
Tableau 12: État de déversement au niveau du casier n°4 du mois de mai au 31/12/2010.	50
Tableau 13: Principe et références des méthodes d'analyse des différents paramètres de pollution.	58
Tableau 14: Caractérisation de lixiviats de CET d'Ouled Fayet «point de prélèvement P ₁ ».	63
Tableau 15: Caractérisation des lixiviats de CET d'Ouled Fayet « point de prélèvement P ₂ ».	64
Tableau 16: Caractérisation des lixiviats de CET d'Ouled Fayet «point de prélèvement P ₃ ».	65
Tableau 17: Teneurs moyennes et extrêmes des différents paramètres caractérisant les lixiviats.	66
Tableau 18: Effet des différentes doses de coagulant.	73
Tableau 19: Effet du pH sur la dose optimale.	74
Tableau 20 : Caractérisation du lixiviat après traitement (CF).	75
Tableau 21 : Caractérisation du lixiviat après traitement (EC).	82
Tableau 22 : Caractérisation du lixiviat après traitement (FC).	85
Tableau 23 : Représente l'effet de la concentration en H ₂ O ₂ en fonction du temps sur l'abattement de la DCO.	86
Tableau 24 : Représente l'effet du pH en fonction du temps sur l'abattement de la DCO.	87
Tableau 25 : Caractérisation du lixiviat après traitement (EF).	88

Liste des Figures

Figure 1: Mécanismes de la fermentation anaérobie.	12
Figure 2: Schématisation de la double couche et du potentiel Zêta	20
Figure 3: Schéma du principe de l'électrocoagulation	25
Figure 4: Schéma des mécanismes réactionnels dans un réacteur d'électrocoagulation.	25
Figure 5: (a), (b) et (c) Différents types de connexion.	28
Figure 6 : Image google de la localisation du CET d'Ouled fayet.	43
Figure 7: L'État de la Décharge avant 1998	45
Figure 8: L'État de la Décharge après 2002. (Casier d'enfouissement technique)	45
Figure 9: Schéma Représentatif de Centre d'enfouissement Technique d'Ouled Fayet.	46
Figure 10: Schéma de principe d'un centre d'enfouissement technique	47
Figure 11: Structure d'une minérale d'étanchéité. (KITTELBERGER, 1995)	47
Figure 12: Évolution des quantités des déchets déversés dans le C.E.T d'Ouled Fayet.	49
Figure 13: Constituant du casier N°4 : Géomembrane, Géotextile et Gravier roulé.	51
Figure 15: Conduite de drainage des Lixiviats.	52
Figure 16: Tube de drainage. Figure 17: Géotextile.	52
Figure 14: Mise et soudure de la Géomembrane.	52
Figure 18: La Couche de gravier.	53
Figure 19: Système de récupération de BIOGAZ sans traitement, Ouled Fayet.	53
Figure 20: Refoulement de lixiviats vers l'extérieur au niveau du cheminé de récupération des Biogaz du Casier N° 1, Ouled Fayet.	54
Figure 21: Le Bassin de Décantation de Lixiviats.	54
Figure 22: Canal de réception de lixiviats. Figure 23: Canal d'évacuation de lixiviats. .	55
Figure 24: Canal d'évacuation de lixiviats vers l'Oued Ben Brahem.	55
Figure 25: Réceptacle finale de lixiviats vers l'Oued Ben Brahem.	55
Figure 26: Localisation des trois points de prélèvement au CET.	57
Figure 27: Flocculateur utilisé pour l'optimisation des paramètres de coagulation floculation.	59
Figure 28: Schéma de dispositif expérimental.	59
Figure 29: Rôle de filtre dans la conception de la cellule d'électrocoagulation.	60
Figure 30: Traitement des lixiviats par le procédé Fenton	61
Figure 31: Évolution de la DCO en fonction de la concentration du coagulant.	74
Figure 32: Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH.	75
Figure 33: Rôle du filtre dans la conception du réacteur.	76
Figure 34: L'influence de la distance inter électrode.	77

Liste des Figures

Figure 35: Représentation de l'influence de la distance inter-électrode sur l'abattement de la DCO.	78
Figure 36: Effet de la vitesse d'agitation.	78
Figure 37: Représentation de l'influence de la vitesse d'agitation sur l'abattement de la DCO.....	79
Figure 38: Effet du pH.....	79
Figure 39: Représentation de l'influence du pH sur l'abattement de la DCO.....	80
Figure 40: Effet de l'intensité du courant.	80
Figure 41: Représentation de l'influence de l'intensité du courant sur l'abattement de la DCO.	81
Figure 42: Représentation de l'abattement de la DCO.	81
Figure 43: Abatement de la DCO en fonction des rapports molaires H_2O_2/Fe^{2+} et du réactif à pH=3.....	83
Figure 44: Influence des rapports molaires H_2O_2/Fe^{2+} à pH=3.	84
Figure 45: influence du pH de Fenton sur le % d'abattement.	84
Figure 46: Influence de la concentration en H_2O_2 dans l'EF.	86
Figure 47: Influence du pH dans l'EF.	87
Figure 48: Influence de la masse de $FeSO_4$ l'EF.....	88

Liste des Abréviations

AGV: Acides gras volatils.

CET: Centre d'enfouissement technique.

COT: Carbone organique total.

CSD : Centre de Stockage de Déchets

C/N: Rapport carbone/azote.

DBO: Demande Biochimique en Oxygène.

DBO₅: Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours.

DCO: Demande Chimique en Oxygène.

ECO-JEM : Système de récupération des emballages.

EPDM: Ethylène propylène diène monomère.

EPIC : Etablissement public à caractère industriel et commercial.

ISO: International organization for standardization

MATE: Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (Algérie).

MES: Matière en suspension.

MO: Matière organique.

MVS : Matière volatile sèche.

NETCOM : EPIC - Etablissement de Nettoyement et collecte des ordures ménagères d'Alger.

OM: Les ordures ménagères.

PEHD: Polyéthylène Haut Densité.

pH: Potentiel d'hydrogène.

UV: Ultraviolet.

Introduction Générale

La gestion rationnelle, saine et pérenne des déchets est l'un des défis majeurs que l'humanité est appelée à relever aujourd'hui et dans le futur. Avec une tendance de consommation toujours plus grande et plus diversifiée, la production de déchets ne cesse d'augmenter en quantité et en qualité engendrant ainsi d'énormes risques sur la santé publique et l'environnement. On estime la production mondiale à plus de 3 millions de tonnes déchets ménagers et encombrants par jour.

Cette situation est beaucoup plus préoccupante dans les pays en développement à cause de leur manque de moyens et de leur difficulté d'aborder la question avec une approche adaptée à leur contexte. L'augmentation de la production des déchets et leur prolifération dans l'espace urbain sont un dilemme pour les responsables locaux confrontés de plus en plus à des demandes croissantes de construction, d'équipement de base et d'assainissement [1]. Malgré l'évolution des mentalités et la progression du recyclage, la production de déchets ne cesse de progresser en raison du développement de nos sociétés et du passage vers le mode de société de consommation

Le stockage en Centre de Stockage de Déchets (CSD) est devenu, sous l'impulsion des réglementations destinées à protéger l'environnement, une technologie très sophistiquée et les techniques de gestion ont beaucoup progressé. Les exploitants de centres de stockages de déchets de classe 2 (stockage de déchets ménagers) ont notamment l'obligation d'assurer le suivi pour une période de 30 années suivant l'arrêt de l'exploitation. Ainsi, un effort de recherche important est en cours pour étudier l'évolution du comportement des déchets stockés [2].

Sur une décharge, les lixiviats sont générés par les apports d'eau mis en contact avec les déchets. Il s'agit principalement des eaux météoriques qui percolent à travers les masses des déchets. La composition du lixiviat est une photographie de l'état de l'évolution des déchets. Cette composition est essentiellement liée à la nature et à la taille des déchets, à leur état de décomposition, à leur humidité, à la température ambiante et au pH [1].

Les lixiviats représentent une grande part de la pollution liée à une charge. Contrairement au biogaz, qui est aisément dispersé dans l'atmosphère. Les lixiviats, de part leur nature liquide, sont une source concentrée de polluants. Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique.

La coagulation floculation à l'aide de sels de fer ou d'aluminium est un procédé largement utilisé pour l'élimination des particules colloïdales et de la matière organique dissoute [3].

Plus récemment, c'est les techniques électrochimiques qui ont connu un grand essor, notamment les procédés d'électrocoagulation. Cette technique a été découverte au XIX^{ème} siècle et il a été prouvé qu'elle offre la simplicité, l'efficacité, la compatibilité environnementale, la sécurité, la sélectivité, pour un faible coût en particulier lorsque l'électrocoagulation est comparée au traitement biologique [4].

L'électrocoagulation est une technique de séparation alternative à la coagulation floculation qui permet la formation des cations métalliques in situ par électrodissolution d'anode métallique soluble suite au passage du courant. Il s'en suit une concentration des espèces colloïdales dans la région proche de l'anode. Les cations coagulants et les hydroxydes métalliques vont alors « interagir » avec les particules colloïdales chargées négativement et permettent la neutralisation de leur charge et leur coagulation [3].

L'Algérie a adopté en 2003 un programme spéciale de gestion des déchets consistant à éradiquer les décharges sauvages et à mettre en place des Centres d'Enfouissement Techniques (CET) qui sont censés garantir une mise en décharge saine des déchets et à minimiser au maximum les impacts négatifs sur l'environnement. A ce jour plus d'une centaine de CET ont été réalisés et équipés de moyens modernes de mise en décharge (bull, pied à mouton, etc.). Le premier des CET mis en oeuvre est celui d'Ouled Fayet à Alger. Ce CET qui arrive à saturation a posé beaucoup de problèmes et en particulier celui concernant la gestion des lixiviats produits.

Le travail que nous présentons ici porte ainsi sur l'étude de la pollution véhiculée par ces lixiviats ainsi que sur l'étude de traitement appropriés qui éliminent cette pollution ou du moins la réduisent fortement

Ce mémoire est composé de deux grandes parties :

La première est une synthèse bibliographique qui se décompose en quatre sous-parties.

- ✓ Généralités sur la gestion des déchets
- ✓ Les lixiviats produits en décharge
- ✓ Les Techniques de Traitement des lixiviats
- ✓ Présentation du CET d'Ouled Fayet.

La seconde partie porte sur la caractérisation des lixiviats et présente leur degré de pollution.

En deuxième lieu, nous présentons les essais de traitement des lixiviats par les procédés suivants : Coagulation-Floculation (CF), Oxydation Fenton (OF), Electrocoagulation (EC), Electro-Fenton (EF).

I. Généralités sur la gestion des déchets

La gestion des déchets dans les pays en développement (PED) rencontre de très nombreuses difficultés, tant du point de vue technique, économique, que méthodologique et organisationnel. Les causes de ces difficultés sont connues, en premier lieu l'exode rural et la métropolisation des villes avec ses conséquences dans le domaine de l'habitat, de l'éducation, de la santé et de l'environnement, et en deuxième lieu la mauvaise gouvernance. Ainsi les collectivités locales, en charge de la gestion des déchets, sont confrontées à des problèmes de planification, de gestion et de financement.

I.1. Définition des déchets solides

La notion de déchets peut être définie de différentes manières selon le domaine et l'intérêt d'étude et parfois l'origine et l'état du déchet. En général, on considère qu'un déchet est un résidu abandonné par son propriétaire, car inutilisable, sale ou encombrant. Les déchets sont des résidus de l'emploi de matières solides qui peuvent être putrescibles ou non putrescibles.

La Loi N°01-19 du 12/12/2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets arrête les définitions des différents types de déchets comme suit [5]:

« Déchets : tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation et plus généralement toute substance, ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer ».

« Déchets ménagers et assimilés : tous déchets issus des ménages ainsi que les déchets similaires provenant des activités industrielles, commerciales, artisanales et autres qui, par leur nature et leur composition, sont assimilables aux déchets ménagers ».

« Déchets encombrants : tous déchets issus des ménages qui en raison de leur caractère volumineux ne peuvent être collectés dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés ».

« Déchets spéciaux : tous déchets issus des activités industrielles, agricoles, de soins, de services et toutes autres activités qui, en raison de leur nature et de la composition des matières qu'ils contiennent, ne peuvent être collectés, transportés et traités dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés et les déchets inertes ».

« Déchets spéciaux dangereux : tous déchets spéciaux qui, par leurs constituants ou par les caractéristiques des matières nocives qu'ils contiennent, sont susceptibles de nuire à la santé publique et/ou à l'environnement ».

« Déchets d'activité de soins : tous déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif ou curatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire ».

« Déchets inertes : tous déchets provenant notamment de l'exploitation des carrières, des mines, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation, qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique lors de leur mise en décharge, et qui ne sont pas contaminés par des substances dangereuses ou autres éléments générateurs de nuisances, susceptibles de nuire à la santé et/ou à l'environnement».

I.2. Les déchets ménagers et leurs assimilables

La grande majorité des services chargés de la gestion des déchets des différents pays définissent les ordures ménagères comme un ensemble de résidus hétérogènes dans lesquelles on trouve [5] :

- Les détritiques de toute nature générés par les ménages (déchets de nourriture, de préparation de repas, balayures, textile, journaux etc.).
- Les déchets de bureaux, commerces, industries et administrations, déchets des cours et jardins dans la mesure où ces déchets peuvent prendre place dans une limite à fixer, dans les récipients individuels ou collectifs aux fins d'enlèvement par les services municipaux;
- Les crottins, fumier, feuilles mortes, bois, résidu du nettoyage et du balayage de la voirie, jardins, cimetières, parcs, etc..., rassemblés aux fins d'évacuation.
- Les détritiques de foires, Souks et marchés, etc. ...
- Les résidus des collectivités (cantines, écoles, casernes, hospices, prisons... etc.), ainsi que les résidus des hôpitaux ayant un caractère ménager que l'on rassemble dans des récipients appropriés.
- Tout objet abandonné sur la voie publique, ainsi que les cadavres des petits animaux.

Cette énumération exclue formellement :

- Les déblais, gravats, décombres et débris des chantiers de travaux publics et constructions.
- Les déchets industriels et commerciaux.
- Les déchets anatomiques et infectieux des hôpitaux et abattoirs ainsi que les pansements, les médicaments, seringues et autres objets pouvant véhiculer des pollutions bactériologiques ou médicamenteuses.
- Tous les objets qui, en raison de leur encombrement, poids ou nature, ne pourraient être chargés dans les véhicules de collectes.

Déchets assimilables aux déchets ménagers :

En raison de la nature et de l'encombrement d'un certain nombre de déchets, ceux-ci peuvent être assimilés à des déchets ménagers et traités comme tel.

A ce titre, nous citerons [5]:

- ✓ Certains déchets industriels non toxiques, à condition qu'ils puissent être stockés dans des récipients appropriés à la collecte des ordures ménagères (cas des industries à caractère artisanale, petite industrie du bois, panneaux, papier carton, artisanat textile, petite industrie agroalimentaire, etc...).
- ✓ Les déchets des marchés à caractère essentiellement alimentaire (fruits et légumes, boucheries, poissonneries) sans pour autant exclure d'autre résidus tel que : les emballages.

I.3. Contexte juridique en Algérie

En Algérie, le décret 84 – 378 du 15 décembre 1984, fixant les conditions de nettoyage, d'enlèvement et de traitement des déchets solides urbains stipule que : « L'Assemblée populaire organise, dans les conditions définies par le présent chapitre, sur son territoire, soit directement, soit en association par l'intermédiaire d'organismes intercommunaux (et /ou) appropriés, un service de collecte et d'élimination des déchets solides urbains, à l'exclusion de certains déchets ».

Conformément aux dispositions de la loi N°90 – 08 et à la loi 19 – 01, la gestion des déchets ménagers et assimilés est à la charge de l'assemblée populaire communale qui organise sur son territoire, un service public en vue de satisfaire les besoins de ses citoyens en matière de collecte, de tri, de transport, de valorisation ou d'élimination de ces déchets.

La communale peut concéder la gestion des déchets ménagers et assimilés à des tiers, mais elle reste toujours responsable de son exécution. Aussi les assemblées communales de deux ou plusieurs communes peuvent s'associer pour la gestion des déchets. D'autres textes de loi viennent renforcer la volonté du pouvoir de protéger l'environnement [6] :

- ✓ Loi n° 83-03 du 5 février 1983 relative à la protection de l'environnement [7].
- ✓ Décret n° 88-227 du 5 novembre 1988, portant attributions, organisation et fonctionnement des corps d'inspecteurs chargés de la protection de l'environnement [7].
- ✓ Décret exécutif n° 90-78 du 27 février 1990 relatif aux études d'impact sur l'environnement [7].
- ✓ Loi N°90-08 du 18/03/1990 portant code communal.
- ✓ Décret exécutif n° 02-115 du 3 avril 2002, portant création de l'observatoire national de l'environnement et du développement durable [7].
- ✓ Loi N°03-10 du 19 juillet 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.
- ✓ Décret exécutif n° 02-372 du 11 novembre 2002 relatif aux déchets d'emballages.
- ✓ Décret exécutif n° 04-199 du 19 juillet 2004 fixant les modalités de création, d'organisation, de fonctionnement et de financement du système public de traitement et de

valorisation des déchets d'emballages « ECO-JEM ».

- ✓ Décret exécutif n° 04-410 du 14 décembre 2004 fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions d'admission de ces déchets au niveau de ces installations.
- ✓ Décret exécutif n° 07-205 du 30 juin 2007 fixant les modalités et procédures d'élaboration, de publication et de révision du schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés.
- ✓ Arrêté interministériel du 06 avril 2004 fixant les caractéristiques techniques des sacs plastiques destinés à contenir directement des produits alimentaires.

I.4. Caractères physico-chimiques des déchets ménagers

I.4.1. La composition

Il est important de connaître la composition des déchets ménagers pour permettre, entre autre, un meilleur choix de matériel de collecte et une évaluation des gisements en matériaux récupérables, dans l'hypothèse d'une collecte sélective.

D'une ville (ou même d'un quartier) à l'autre, la composition des déchets ménagers peut être sensiblement différente [5].

I.4.2. Densité (ou masse volumique)

La densité met en évidence la relation qui existe entre la masse des déchets ménagers et le volume qu'elles occupent. Sa connaissance est essentielle pour le choix du transport et du stockage. Comme les ordures ménagères sont essentiellement compressibles, leur densité varie au cours des différentes manipulations auxquelles elles sont soumises. Le Tableau.1 donne quelques exemples de densités des déchets ménagers [5].

Tableau 1: Quelques exemples de densités des déchets ménagers [5].

VILLES	Densité en poubelle	Densité en benne tasseuse	Densité après foisonnement en décharge
Paris	0,1	/	/
Genève	< 0,1	/	/
Villes Algériennes	0,22 – 0,33	0,45 – 0,55	0,28 – 0,32

I.4.3. Humidité et pouvoir calorifique

a). L'humidité (H %)

Les déchets ménagers renferment une quantité d'eau, qui est celle contenue dans leur composants, la teneur globale en eau est essentiellement fonction des proportions respectives des composants, ainsi que des saisons, l'altitude et de l'origine géographique et sociale des populations

qui en sont la source.

Pour des ordures fraîches et stockées à l'abri des intempéries, l'humidité varie entre [5] :

- (35 - 40) % : Europe, avec un max. en été et un min. en hiver
- (60 – 62) % : pour une grande ville Algérienne
- (65 - 70) % et plus : Pour les pays tropicaux

Pour les ordures non protégées, donc exposées aux intempéries, l'humidité des déchets ménagers peut atteindre des valeurs extrêmes, c'est à dire déshydratation complète ou sursaturation.

b). Le pouvoir calorifique

Le pouvoir calorifique des ordures ménagères considérées comme combustibles, s'exprime soit par leur pouvoir calorifique supérieur (P.C.S.) qui prend en compte la chaleur de vaporisation de l'eau contenue dans les ordures, soit par leur pouvoir calorifique inférieur (P.C.I.) qui n'inclue pas cette dernière.

Les déchets ménagers n'ont jamais été un bon combustible, mais lorsqu'elles contiennent plus de 50% d'humidité, elles sont réellement impropres à l'incinération et c'est là, le cas des déchets ménagers en Algérie.

Donc la connaissance des deux paramètres (P.C.I. et H%) sont étroitement liés et leur connaissance est essentielle pour le choix du mode de traitement (incinération ou compostage...) [5].

Exemple :

P.C.I < 1.500 K cal.	Incineration non recommandable
H ≥ 50 %	Incineration non recommandable
45 % < H < 70 %	bon compostage (cas des ordures algériennes).

c). Rapport carbone/azote (C/N)

Ce paramètre mesure la qualité des ordures ménagères pour leur valorisation en tant qu'amendements organiques, c'est à dire qu'il permet d'apprécier aussi bien l'aptitude des ordures ménagères au compostage que la qualité du composte obtenu.

Un compost est valable à partir du rapport C/N < 35 au départ de la fermentation aérobie et contrôlée et en obtenant un rapport de 18 < C/N < 20

En fin de fermentations pour le cas de l'Algérie le C/N dépasse rarement 15 [5].

I.4.4. Variabilités des différents paramètres

Les déchets urbains, en général et les déchets ménagers en particulier, sont sujets à des variations plus ou moins importantes mais toujours sensibles aussi bien dans les quantités générées que dans la nature et les proportions de leurs composants.

Tous les paramètres physico-chimiques sont fonctions des divers facteurs, à savoir [5]:

- Temps,
- Facteur socio-économique,
- Situation géographique et conditions climatiques.

I.4.5. Intérêt des déchets ménagers

Depuis le milieu des années 70 et plus précisément le début des augmentations des prix pétroliers en 1974, on assiste à un changement important dans la façon de considérer les déchets urbains en général et les déchets ménagers en particulier.

Cela se traduit par le fait qu'il ne faut plus les regarder comme des matériaux à éliminer par tous les moyens, mais plutôt comme de la matière première.

Ceci dit, il existe plusieurs modes de récupération des déchets ménagers dont les plus connues sont [5]:

- ✓ L'incinération : avec récupération d'énergie
- ✓ Le compostage : avec utilisation du compost comme engrais
- ✓ Le recyclage
- ✓ Le lombrico-compostage: qui consiste simplement à faire manger et rejeter sous forme digérée la partie organique des déchets ménagers par des vers de «fumier» qu'on appelle aussi lombrics rouges.
- ✓ La méthanisation: processus spontané de fermentation anaérobie des déchets ménagers avec production de biogaz méthane.

II. les lixiviats produits en décharge

La quantité de lixiviats produits est fonction de nombreux paramètres tels que la part de la pluie susceptible de s'infiltrer dans les déchets.

II.1. Définition

Le lixiviat est défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques. Ce « jus de décharge » résulte donc de la solubilisation de composés lors de la percolation non uniforme et intermittente de l'eau à travers la masse de déchets. La genèse du lixiviat est donc la conséquence de l'infiltration dans la masse de déchets d'eaux de pluie, d'eaux de ruissellement, d'eaux souterraines (dans le cas où les déchets sont enfouis sous la nappe phréatique), mais elle est aussi due, en plus faible partie, à la présence d'humidité dans les déchets au moment de leur enfouissement. Ce percolât est donc un effluent complexe caractéristique de la décharge dont il est issu. Les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat sont la composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, leur taux d'humidité, leur température, le taux d'infiltration de l'eau dans les déchets, les conditions climatiques et l'âge de la décharge. Malgré sa complexité, quatre groupes de polluants caractérisent le lixiviat [8] :

- ✓ La matière organique dissoute,
- ✓ Les composés organiques anthropiques (hydrocarbures aromatiques, phénols, composés aliphatiques chlorés...) – concentration inférieure à 1 mg. L^{-1} ,
- ✓ Les composés minéraux majeurs : Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} ... ,
- ✓ Les métaux lourds (Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb...) – à l'état de traces.

La genèse des lixiviats implique simultanément des processus aérobies et anaérobies, liés au mode d'exploitation de la décharge et à la nature des déchets enfouis. Ces mécanismes sont bien connus, en particulier dans le cas des centres d'enfouissements [9].

II.2. Formation et Composition des lixiviats

Trois sources d'eau contribuent à la formation de lixiviats :

- ✓ L'eau initialement contenue dans les déchets lors de leur mise en décharge.
- ✓ L'eau produite lors de la décomposition de la matière organique. Cette quantité d'eau s'étale sur plusieurs années, est fonction, notamment, de la composition et de la masse de déchets. Ce mécanisme est très dynamique.
- ✓ L'eau infiltrée à travers la couche de recouvrement lors d'épisodes pluvieux. Cette eau constitue la principale source de lixiviats rencontrée.

La pluviométrie se transforme principalement en eau d'infiltration ou de ruissellement, la prépondérance de l'une par rapport à l'autre étant fonction de l'intensité de la pluie, de la topographie et de la pente du terrain, et de la nature de la végétation.

Les déchets entreposés sur de longues années réagissent entre eux de manière complexe sous l'activité des agents atmosphériques (la pluie en particulier) et des micro-organismes [10].

II.2.1. Différents paramètres influant sur les lixiviats

II.2.1.1. Influence du compactage

Si le compactage présente certains avantages dans l'exploitation d'une décharge, il n'en est pas de même, en ce qui concerne la décomposition des déchets. En effet, un compactage important diminue la surface d'échange entre les déchets et les bactéries et ralentit alors la décomposition des déchets rallongeant ainsi la durée de vie du flux potentiel des polluants contenus dans les lixiviats [10].

II.2.1.2. Influence de la couverture

La couverture finale d'une décharge constitue un écran plus ou moins imperméable à la pénétration des eaux météorologiques. La constitution même des différentes couches qui la composent et le choix des matériaux revêtent donc une grande importance pour répondre aux objectifs fixés.

Nous pouvons citer comme autres paramètres influant sur les lixiviats [10]:

La composition des déchets enfouis,

- ✓ Le bilan hydrique,
- ✓ Le mode de l'exploitation de la décharge,
- ✓ L'âge de la décharge.

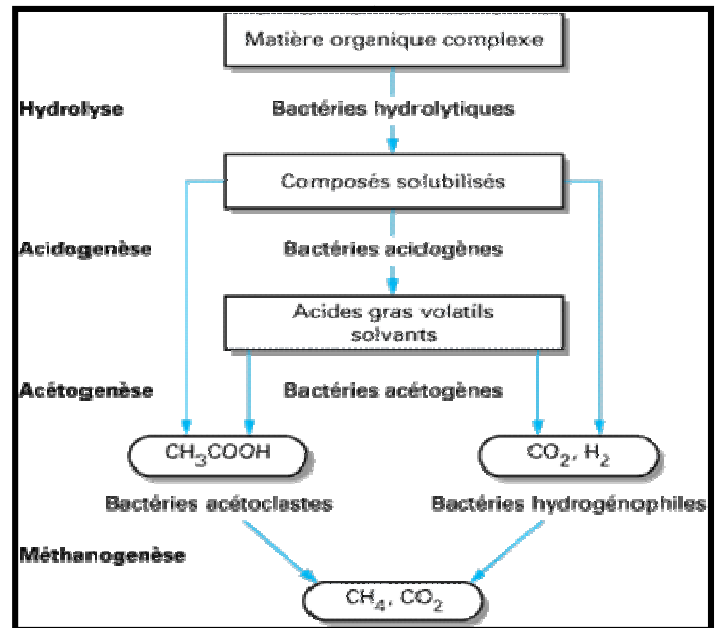
II.2.2. Mécanismes biologiques aérobies

Tant que la densité des déchets permet le passage de l'oxygène (faible compactage et absence de couverture, immédiatement après le dépôt des déchets par exemple), une fermentation aérobie se produit. Identique aux premières étapes de compostage, elle conduit à la production de CO₂, d'eau et de chaleur. La température s'élève jusqu'à 60°C au sein de la masse de déchets [9].

II.2.3. Mécanismes biologiques anaérobies

On distingue pour les décharges d'ordures ménagères cinq phases d'évolution [9] (figure.1)

Figure 1: Mécanismes de la fermentation anaérobie.



a) Hydrolyse :

C'est le passage des conditions aérobies aux conditions anaérobies: chute du potentiel d'oxydoréduction, apparition d'acides carboxyliques et augmentation rapide de la charge organique. L'attaque de la matière organique par les enzymes bactériennes conduit à un mélange de sucres simples (osides) et d'acides aminés libres qui pourront servir de nutriments dans la phase suivante.

b) Acidogénèse :

C'est la formation des acides gras volatils (AGV) devenant prépondérants dans la structure organique des lixiviats, à partir des produits d'hydrolyse. Il se produit une diminution du pH, une complexation des espèces métalliques, une consommation de l'azote et du phosphore pour la croissance de la biomasse avec production de CO_2 et de H_2 .

c) Acétogénèse :

Les acides gras volatils et les alcools sont transformés en acide acétique, CO_2 et H_2 .

d) Méthanogénèse :

Les métabolites intermédiaires sont transformés en CH_4 et CO_2 . Le pH remonte sous le contrôle de la capacité tampon des carbonates. Le potentiel redox est à sa valeur minimale, les espèces métalliques sont complexées et précipitent. La charge organique diminue fortement en liaison avec l'augmentation de la production de biogaz.

e) Maturation :

C'est la fin des phénomènes de biodégradation, avec stabilisation de la matière organique et chute de la production de biogaz. Il y a métabolisation très lente des produits peu biodégradables avec formation des molécules complexes de type acides humiques.

Les lixiviats produits en décharge

II.2.4. Mécanismes physico-chimiques :

Les principaux mécanismes sont :

- ✓ la dissolution: le degré de broyage ou l'état de division des déchets modifie leur surface spécifique ;
- ✓ la solubilisation (milieu acide) ou la précipitation (sulfates, carbonates) selon les principaux paramètres du milieu (pH, potentiel d'oxydoréduction Eh, capacité tampon, présence d'agents complexant et d'espèces coprécipitables).

Ces deux mécanismes dépendent essentiellement de la vitesse de percolation de l'eau, donc de l'épaisseur des déchets et de la nature de la couverture. Mais également, ils dépendent de l'origine de l'eau percolant (pluie, source ou eau de constitution des déchets) [9].

La comparaison des paramètres physico-chimiques globaux a conduit à proposer une classification des lixiviats selon l'âge de la décharge (tableau.2).

Tableau 2: Comparaison des lixiviats selon l'âge de la décharge [11, 12].

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	< à 5 ans	5 à 10 ans	> 10 ans
pH	< 7	= 7	> 7
DCO (g O ₂ /l)	> 20	3 à 15	< 2
Biodégradabilité (DBO ₂ /DCO)	Moyenne, > 0.3	Assez faible, 0.1 à 0.3	Très faible, < 0.1
Concentration en acides organiques		Moyenne, 20 à 30 % du DCO	nulle
Charge organique	Prédominance des acides gras volatils	Réduction des acides gras volatils	Prédominance des macromolécules

D'après les différents paramètres donnés par ce tableau, un lixiviat jeune âgé de moins de 5 ans se situerait encore en phase d'acidogénèse, un lixiviat intermédiaire dont l'âge serait compris entre 5 et 10 ans correspondrait à la mise en place des phases d'acétogénèse et de méthanogénèse alors qu'un déchet d'âge supérieur à 10 ans, dit « stabilisé » appartiendrait aux phases de méthanogénèse et de maturation. Cependant la qualité du lixiviat n'évolue pas toujours de la même façon et l'âge du lixiviat n'apparaît pas comme un facteur déterminant pour définir l'état de dégradation d'un déchet.

Si des traitements biologiques permettent d'abattre la charge organique des lixiviats jeunes (lagunage aéré, boues activées, procédés à cultures fixées...), les traitements physicochimiques sont souvent préférés sur des lixiviats anciens (coagulation-floculation, précipitation à la chaux, oxydation, procédés membranaires...).

II.3. Indicateurs chimiques dans le lixiviat

Les différents indicateurs chimiques utilisés peuvent être mesurés sur le lixiviat lui-même ou sur des lixiviats issus de tests de lixiviation. En plus du pH et de la concentration en acides gras volatils (AGV) qui constitue de bons indicateurs de dégradation, d'autres paramètres peuvent être utilisés.

II.3.1. Evolution du pH :

Son évolution est une fonction linéaire du temps pour une courte période de vie de la décharge, essentiellement durant l'utilisation des AGV (Tableau.3 où (t) est en année).

Tableau 3: Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps [13].

Age de la décharge	pH des lixiviats
0 à 2 ans	Acidification importante et variable
2 à 6 ans	$\text{pH} = 0,71 \times t + 4,5$
Après 6 ans	Stabilisation du pH à 8 – 8,5

II.3.2. Le carbone organique dissous :

Le carbone organique dissous correspond à la fraction inférieure à 0,45 μm . Il peut être utilisé pour caractériser le carbone dissous disponible pour la biodégradation dans le lixiviat et pour estimer l'impact potentiel des déchets sur l'environnement. C'est le paramètre indicateur du degré de stabilisation le plus adapté pour le compost [8].

C'est en effet le paramètre le plus facilement actif dans le compost étant donné que le carbone organique extrait de déchets frais est constitué de sucres, hémicellulose, substances phénoliques, acides aminés, peptides ou d'autres substances facilement biodégradables [8].

II.3.3. Le rapport DBO₅/DCO :

Le rapport DBO₅/DCO permet d'estimer la biodégradabilité de la matière organique. Ce ratio est généralement corrélé à l'âge des lixiviats et donc au degré d'avancement de la stabilisation du massif. Une diminution de ce rapport et donc de la biodégradabilité est observée avec l'âge du déchet [8].

- ✓ Si Le rapport DBO₅/DCO: Moyenne, > 0.3 Lixiviats jeunes.
- ✓ Si Le rapport DBO₅/DCO: Assez faible, 0.1 à 0.3 Lixiviats intermédiaires.
- ✓ Si Le rapport DBO₅/DCO: Très faible, < 0.1 Lixiviats stabilisés.

En revanche, ce paramètre n'est pas toujours fiable car les caractéristiques du lixiviat produit ne sont pas toujours représentatives de l'état de dégradation de l'ensemble de la masse de déchet.

II.4. Impact des lixiviats sur l'environnement

Un des problèmes les plus importants en ce qui concerne la conception du maintien d'un enfouissement des déchets est le lixiviat qui est produit quand l'eau passe dans les déchets. Le lixiviat comprend une masse de composants organiques et inorganiques différents qui peuvent être dissous et/ou suspendus. Indépendamment de la nature des composants, il pose un problème de pollution potentiel sur les terrains locaux et les eaux de surface [14].

La mise en décharge de déchet, quelle que soit leur nature, s'accompagne de phénomènes complexes relevant des interactions entre les constituants des déchets, les eaux de pluie qui s'infiltrent dans la masse des déchets, et le substrat constitutif du site.

La décharge en elle-même doit être considérée comme un milieu en perpétuelle évolution, siège de réactions physico-chimiques et biologiques. Les conséquences directes de ces réactions sont la libération de gaz et la formation de lixiviats.

Ces phénomènes sont à l'origine de deux types de pollution:

- ✓ La pollution atmosphérique,
- ✓ La pollution hydrique (eaux superficielles, eaux souterraines).

II.4.1. La pollution atmosphérique :

La combustion incontrôlée et incomplète de déchets solides peut provoquer le dégagement dans l'atmosphère de polluants indésirables (particules solides, dioxyde de soufre, oxydes d'azote, hydrocarbures et autres gaz délétères) qui risquent d'avoir des effets nocifs sur la santé de ceux qui les inhalent.

De ce point de vue, la principale source de pollution de l'air est la combustion provoquée, accidentelle ou spontanée de dépôts de déchets à l'air libre, qui donne naissance à de grandes quantités de fumées et d'odeurs nauséabondes [15].

II.4.1.1. Odeurs nauséabondes:

La fermentation entraîne la production en faible quantité de gaz malodorants, tels que l'hydrogène sulfuré (H_2S), les mercaptans, les vinyles et les amines organiques. Ces gaz généralement beaucoup plus denses que l'air, sont véhiculés hors de la décharge par le méthane gaz plus léger, et peuvent être transportés sur de longues distances [16].

II.4.1.2. Explosions:

Des risques d'explosions existent essentiellement à la surface du dépôt car le mélange air-méthane peut s'avérer dangereux quand l'hydrocarbure atteint des proportions de l'ordre de 5 à 15%. Cependant, ce biogaz peut représenter une source d'énergie du fait qu'il est composé en partie

de méthane dont la P.C.I est de 8.56 th. m^{-3} . À 60% en méthane, il présente un P.C.I de 21468 kj. m^{-3} , d'où l'intérêt de son captage et de sa valorisation [17].

II.4.1.3. Effet sur la végétation:

Il arrive que le mélange gazeux s'exhale à la périphérie de la décharge. Dans ce cas, il entraîne une altération de la végétation existante dans la zone avoisinante. Le même mélange gazeux peut également nuire au reverdissement d'une décharge après exploitation (asphyxie des racines) [17].

II.4.2. La pollution hydrique :

Le risque de pollution des eaux par des décharges est un problème qui préoccupe de plus en plus les hydrogéologues et les spécialistes de la qualité de l'eau. Ainsi, de nombreuses études réalisées en France et dans beaucoup d'autres pays, ont montré que ce risque n'est pas négligeable. La contamination affectera aussi bien les eaux souterraines que les eaux de surface.

En ce qui concerne les eaux superficielles, la contamination peut avoir lieu soit lors du lessivage du dépôt par ruissellement des eaux de pluie, soit par les résurgences est essentiellement des eaux interactions des lixiviats avec le sous-sol. Ces interactions dépendent des particules effectivement retenues par les minéraux argileux (silicate d'aluminium, de fer, de magnésium) plus ou moins hydratés.

Elles dépendent aussi des propriétés physico-chimiques des argiles et de leur comportement au cours du temps, du comportement des produits organiques et leurs interférences avec les matières argileuses et enfin du comportement des métaux lourds [18].

CAMBELL et COLL ayant travaillé sur l'atténuation des polluants sur les argiles ont résumé dans le tableau suivant l'évolution des principaux métaux.

Les lixiviats produits en décharge

Tableau 4: Evolution des principaux métaux [10].

	Cuivre(Cu)	Zinc(Zn)	Cadmium (Cd)
Conditions d'adsorption maximum	pH = 6 Par le sol le plus acide et argileux	6.3 < pH < 7.1 Pour le sol le plus acide est argileux	4 < pH < 5 Forte mobilité dans les sols acides et argileux la compétition est plus marquée pour Cd avec Alet Mn.
Influences des autres cations sur l'adsorption de l'ion.	pH < 5 Pas d'influence du Zn et du Cd pH = 8 diminution de l'adsorption du Cu en présence de Zn et Cd	A bas pH Cu et Cd diminue l'adsorption du Zn.	Adsorption plus faible en présence de Cu et Zn.
Le Cu s'adsorbe préférentiellement et sa présence inhibe l'adsorption du Zn et Cd. Diminution générale de l'adsorption à pH >7 parallèlement, formation de complexe organométalliques stables, plus facilement en présence de Ca(OH) ₂ que de NaOH qui disperse plus aisément la matrice organique.			

A priori, les réactions sol/lixiviat semblent être bénéfiques quant à la composition finale du lixiviat puisque certains polluants tels que les métaux lourds et certains éléments traces, sont retenus par les argiles et disparaissent de la composition du lixiviat [19].

Cependant, cette atténuation des polluants et le degré de mobilité dans le sol sont limités par la saturation de l'argile dans sa capacité d'échange cationique et anionique. En effet, lorsque les argiles n'offrent plus de possibilité d'échange d'ions, les polluants ne réagissent plus avec le sol et restent donc dans le lixiviat.

Ainsi selon GRIFFIN et ALL (1976) [20], on peut distinguer grossièrement quatre groupes de polluants en fonction de leur possibilité d'atténuation et de réaction avec le sol de la décharge et que l'on retrouvera donc dans la composition finale du lixiviat (Tableau.5).

Tableau 5: Groupes de polluants en fonction de leur possibilité d'atténuation.

Les groupes	Degré d'atténuation	Métaux
1 ^{er} groupe	Forte atténuation de polluant	Pb, Zn, Cd, Hg.
2 ^{ème} groupe	Atténuation moyenne du polluant	Fe, Si, K, NH ₄ ⁺ , Mg.
3 ^{ème} groupe	Faible atténuation du polluant	Na, Cl, matières organiques solubles
4 ^{ème} groupe	Phénomènes de largage	Mn, Ca.

Il faut toute fois signaler, que dans le cas des lessivats à forte concentration en produits organiques, c'est-à-dire la fraction liquide appartenant au déchet lui-même, ces phénomènes d'échange et d'adsorption deviennent moins importants.

II.4.3. Propagation de la pollution dans la nappe:

L'estimation de la charge polluante produite par lessivage et qui migre dans la zone non saturée permet d'avoir une idée sur la charge polluante qui peut pénétrer dans la nappe (zone saturée) et qui peut se propager à sa surface, au niveau de la frange capillaire.

Dans cette zone, il est difficile d'estimer la vitesse de propagation de l'eau car de nombreux paramètres interviennent comme la dilution dans la nappe, la propagation différentielle dans les strates les plus perméables et les variations d'anisotropie (variation des propriétés des sols selon la direction considéré) et de densité des sols [21].

D'autre part, les caractéristiques de la nappe et sur tout le sens de son écoulement jouent un rôle très important dans la propagation de la pollution.

III. Différents Procédés de Traitement des lixiviats

Les lixiviats de décharge sont souvent définis en tant qu'eaux usées dangereuses et fortement polluées. Le lixiviat peut contenir de grandes quantités de matière organique biodégradable, mais également réfractaire à la biodégradation.

Des lixiviats de décharge ont été identifiés en tant que sources potentielles de contamination d'eaux de surface, ils peuvent aussi s'infiltrer à travers des sols et dessous-sols, causant la pollution des eaux souterraines.

Plusieurs processus, tirés de la technologie d'eau usée et d'eau potable, ont été appliqués pour le traitement des lixiviats de décharge, tels que la dégradation biologique anaérobie et/ou aérobie, de l'oxydation chimique, la coagulation-précipitation, l'adsorption par charbon actif, la photo-oxydation et des processus membranaire

Par conséquent, une combinaison de procédé physico-chimique et biologique est souvent exigée pour le traitement efficace de ces eaux usées fortement polluées [22].

Les lixiviats ne peuvent être rejetés en milieu naturel que s'ils respectent les normes de rejets admissibles, il faut faire traiter les lixiviats dans une station de traitement ou dans une station d'épuration collective, urbaine ou industrielle. Un traitement préalable peut dans le cas échéant être nécessaire.

Les procédés les plus courants dans le domaine du traitement des lixiviats sont:

- ✓ Procédés physico-chimiques,
- ✓ procédés biologiques.

III.1. Procédés physico-chimiques:

III.1.1. Coagulation-floculation :

a. Définition:

Les procédés de coagulation et de floculation facilitent l'élimination des MES et colloïdales. Celle-ci est réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide liquide: décantation, flottation ou filtration [23].

La floculation-coagulation a été utilisée pour le déplacement des composés organiques non-biodégradables et des métaux lourds du lixiviat de décharge. Le procédé de coagulation déstabilise les particules colloïdales par l'addition d'un coagulant. Pour augmenter la dimension particulaire, la coagulation est habituellement suivie de la floculation des particules instables. Cette technique facilite le déplacement des solides en suspension et des particules colloïdales d'une solution. L'approche générale pour cette technique inclut l'ajustement de pH et comporte l'addition des sels

de fer ferrique/aluminium comme coagulant pour surmonter les forces répulsives entre les particules [24].

La charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les unes des autres et, par conséquent, à les stabiliser dans la solution. Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération [25].

b. Notion de charges électriques et de double couche :

Le concept de la double couche ionique a permis d'exprimer dans la pratique l'importance des forces répulsives de nature électrostatique par la mesure de la potentielle électrocinétique de Freundlich ou potentiel zêta, qui mesure la charge électrique superficielle des colloïdes [26].

Les colloïdes présents dans l'eau brute sont très généralement chargés négativement (Imperfections du réseau cristallin, ionisation des groupements chimiques périphériques, ...).

Dans la théorie de la double couche, la coagulation est l'annulation du potentiel Zêta. L'appareil permettant la mesure de la potentielle électrocinétique est le Zêta-mètre [23].

La stabilité des suspensions colloïdales est due :

- ✓ Aux forces de répulsion induites par un potentiel zêta élevé.
- ✓ Adsorption d'un polymère non ionique.

Les particules microscopiques et colloïdales sont stabilisées par la formation de couches électriques, solidaires de la particule, comme ces dernières ont toutes la même charge, elles se repoussent mutuellement et gardent leur individualité. L'épaisseur de la charge électrique et sa densité sont influencées par la concentration et la valence des ions en solution.

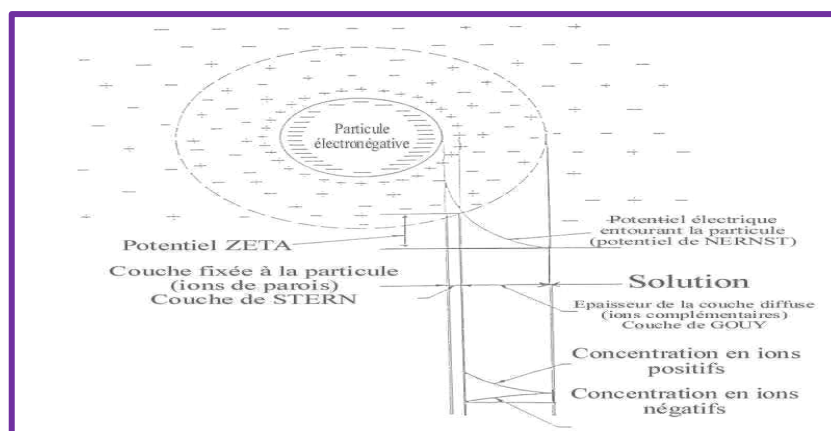


Figure 2: Schématisation de la double couche et du potentiel Zêta [23].

c. Facteurs influençant la coagulation :

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables en interrelation, comme le pH, les sels dissous, la température de l'eau, le coagulant utilisé, les conditions de mélange, la turbidité et la couleur [25].

Les coagulants métalliques (tels que FeCl_3 , $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, CaCl_2 , ...) sont particulièrement sensibles au pH et à l'alcalinité. Si le pH n'est pas dans la zone optimale, la clarification est mauvaise, les ions métalliques peuvent se dissoudre, plus la dose de coagulant diminue, et plus le floc devient sensible aux variations du pH [27].

➤ **Influence du pH :**

Le paramètre le plus important à prendre en considération lors de la coagulation est la variation du pH. Pour chaque eau, il existe un intervalle de pH pour lequel la coagulation a lieu rapidement, intervalle qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter [25].

➤ **Influence des sels dissous :**

Les influences exercées par les sels dissous sont la modification de l'intervalle de pH optimal, la durée de la floculation, la quantité de coagulant utilisée, mais aussi la quantité résiduelle de coagulant [25].

➤ **Influence de la température:**

L'influence de la température de l'eau sur la coagulation a été peu étudiée, néanmoins il a été établi que lorsque la température est proche de 0°C , les floccs décantent difficilement.

Une diminution de la température de l'eau entraîne une augmentation de sa viscosité; C'est ce qui explique les difficultés de décantation du floc [25].

➤ **Influence du coagulant:**

- ✓ Le choix du coagulant peut influencer les caractérisations de la coagulation.
- ✓ Le choix du coagulant et la concentration optimale, pour une eau donnée, ne peuvent être déterminées qu'après avoir effectué des essais en laboratoire [25].

➤ **Influence de la turbidité:**

Si en règle générale, la dose des sels de métaux augmente avec la turbidité, il est bien connu que les eaux très turbides flocculent rapidement, on peut par ailleurs faire les

constatations suivantes :

- ✓ Il faut ajouter une concentration minimale de coagulant pour obtenir une quantité de boues minimale.
- ✓ Lorsque la turbidité augmente, il faut augmenter la concentration du coagulant. Cette dernière ne varie toute fois pas de façon linéaire en fonction de l'augmentation de la turbidité.
- ✓ La coagulation des eaux très chargées, telles que les lixiviats de décharges, est toujours difficile car elles exigent des concentrations de coagulant plus importantes que des eaux moins chargées : telles que les eaux usées urbaines.
- ✓ La coagulation d'une faible concentration de particules de glaise dépend principalement du coagulant et de la composition chimique de l'eau [25].

➤ **Influence de la vitesse d'agitation:**

L'injection du coagulant doit être extrêmement énergique pour qu'il se disperse rapidement et uniformément, une fois la solution homogène, la vitesse d'agitation doit être diminuée pour obtenir de bons floccs décantables, soit des conditions optimales d'agitation rapide de 300 tr/min pendant 2 min qui sera suivie d'une agitation lente à une vitesse de 50 tr/min pendant 20 min [25].

➤ **Coagulation de la couleur**

En générale, la couleur d'une eau est due à la décomposition de matières organiques contenues dans l'humus des sols. Elle dépend donc d'une grande variété de composés organiques, dont les substances humiques, les quelles sont des polymères dont la masse moléculaire varie de 800 à 50000 [25].

III.1.2. Electrocoagulation :

Tel que son nom l'indique, l'électrocoagulation est la fusion des sciences de l'électrochimie et de la coagulation.

1. Origine et évolution du procédé d'électrocoagulation (EC)

Le premier document rapportant l'utilisation de l'EC pour le traitement des effluents est un brevet américain déposé en 1880 par Webster (*picard, 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. En 1909, Harries dépose un nouveau brevet sur ce procédé : les anodes étaient alors constituées par des plaques de fer et d'aluminium. En 1912, deux autres stations de traitements des eaux usées furent construites sur ce principe, aux Etats-Unis. Cependant, leur fonctionnement fut stoppé, quelques années plus tard (1930), en raison du coût qui étaient deux fois plus élevé que celui d'un traitement classique.

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 coll. (1974)* emploient le procédé pour le traitement des effluents issus des industries agro-alimentaires. En 1975, *Strokach* en URSS, évoque divers « Electrocoagulateurs », 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 russes 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 [4].

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 coûteuses. Ainsi l'électrocoagulation s'est finalement peu développée jusqu'au début des années 90.

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'électrochimique sont dans les années 80, 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 90. Depuis, la technologie des procédés d'EC ne cesse d'être développée et améliorée dans des domaines industriels variés (textile, agroalimentaire, semi-conducteurs...).

Les Techniques de Traitement des lixiviats

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 [4]:

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

Le tableau suivant présente l'historique des procédés étudiés:

Tableau 6: Historique des applications du procédé d'électrocoagulation.

Date	Auteurs	Types d'électrodes	Applications
1909	Harries	Al + Fe + sel cuivre	Eaux usées urbaines
1947	Bonilla	Al	//
1956	Holden	Al	Eau de surface
1970	Sadek		Eau riche en phosphates
1974	Beck et coll.	Al + Fe	
1984	Vik et coll.	Al	Eau très chargée en substances humiques
1985	Pazenko et coll.		Emulsions d'huiles
1988	Renk	Al+Fe	Eau riche en sable bitumeux et schistes pétrolifères
1989	Ryan et coll.		Suspension d'argile
1992	Shen et coll.		Eau de teinture et d'impression
1996	Lin et coll.		Effluents de l'industrie textile
2000	Chen et coll.	Al	Rejets liquides des industries de la restauration
2002	Abuzaid et coll.		Eau riche en dérivés de nitrates
2003	Shen et coll.		Eau industrielle chargée en fluors
2005	Khemis et coll		Emulsions d'huiles industrielles
2007	Essadki et coll		Rejets de textiles et eaux industrielles chargées en fluors

2. Principe du procédé :

Le procédé d'électrocoagulation est basé sur le principe des anodes solubles. Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in-situ, des ions (Fe^{2+} , Fe^{3+} , Al^{3+}) susceptibles de produire un coagulant en solution et de provoquer une coagulation-floculation des polluants que l'on souhaite éliminer. L'électrolyse peut également coaguler les composés solubles oxydables ou

réductibles contenus dans l'effluent.

Le champ électrique crée un mouvement d'ions et de particules chargées. Cette action permet de rassembler les matières en suspension sous forme de floccs qu'on élimine en suite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration) [4].

La figure suivante présente le principe du procédé avec des électrodes d'aluminium [4].

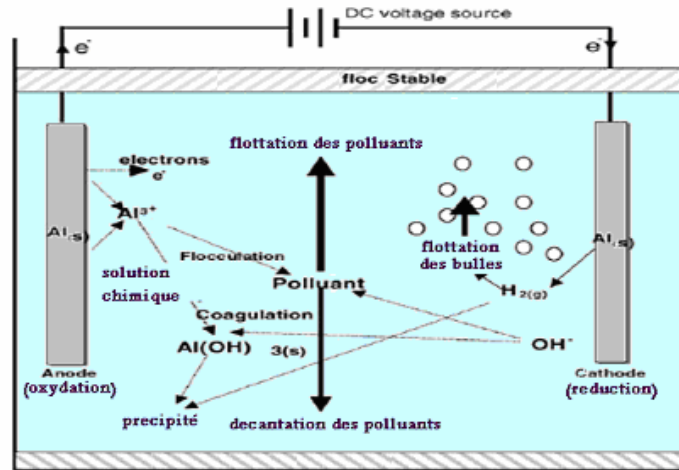


Figure 3: Schéma du principe de l'électrocoagulation [4].

Les anodes et les cathodes utilisées peuvent avoir différentes configurations. Elles peuvent se présenter sous forme de plaques, de boules, de sphères à lit fluidisé, de fil, de tige ou de tube. Ces électrodes peuvent être constituées de divers métaux qui sont choisis de manière à optimiser le procédé de traitement. Les deux métaux communément utilisés sont le fer et l'aluminium [4].

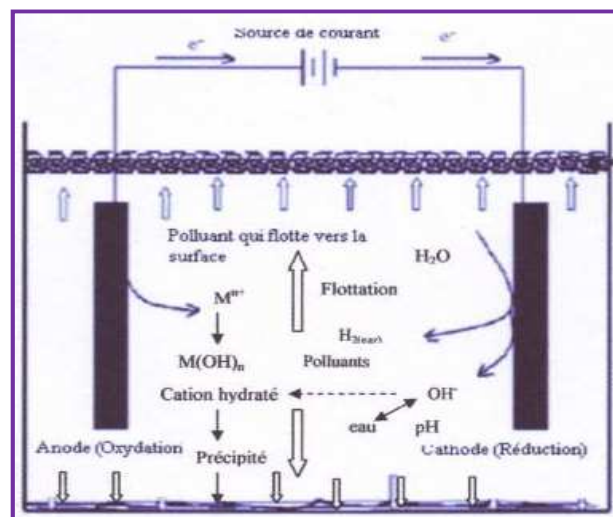


Figure 4: Schéma des mécanismes réactionnels dans un réacteur d'électrocoagulation. [28]

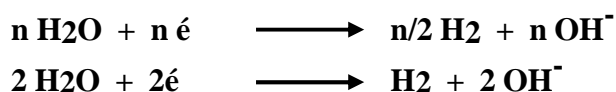
Les principales réactions mises en jeu pour des électrodes en métal soumises à un courant continu sont les suivantes [29]:

- A l'anode : le métal est oxydé suivant la réaction : $M \rightarrow M^{n+} + ne^{-}$

M: Matériel de l'anode

n : Nombre d'électrons mis en jeu (Oxydation / Réduction)

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



L'oxygène formé est un oxydant puissant qui oxyde des molécules organiques et les lysent en molécules plus petites, biodégradables. Alors que l'hydrogène formé à la cathode sera un réducteur puissant, permettant d'hydrogéner ces molécules organiques et de les rendre moins réfractaires à l'oxydation [30].

Les ions métalliques libérés à l'anode, se complexent aux ions hydroxydes libérés par l'électrolyse de l'eau et génèrent des hydroxydes de métal, selon la réaction suivante:



Ces hydroxydes de métal sont insolubles et jouent le rôle de coagulant et réagissent avec les matières en suspension et/ou les colloïdes, d'où élimination des polluants.

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

Dans le cas de l'aluminium, la formation du coagulant $\text{Al}(\text{OH})_3$ passe par la formation et la transformation de divers espèces monomériques, tel que

$\text{Al}(\text{OH})_{4+}^{2+}$, $\text{Al}(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ et polymérique tel que: $\text{Al}_2(\text{OH})_2^+$, $\text{Al}_6(\text{OH})_{15}^{3+}$, $\text{Al}_7(\text{OH})_{17}^{4+}$, $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{4+}$, $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}^{7+}$, $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ [31].

De même que pour les électrodes en fer, la formation du coagulant $\text{Fe}(\text{OH})_3$ passe par la formation et la transformation de divers espèces qui sont :

$\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_8(\text{OH})_2^{4+}$ et $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_6(\text{OH})_4^{4+}$ [31].

Il est aussi possible d'utiliser d'autres métaux comme anode soluble. Néanmoins, l'aluminium et le fer restent les plus utilisés grâce à leur prix abordable et à leur forme ionique qui présente une valence élevée [31].

3. Domaine d'application:

L'électrocoagulation offre la possibilité d'épurer les eaux usées de leur contenu en métaux lourds (chromes, zinc, plombs,) [29], en hydrocarbures et en composés organiques récalcitrants à la dégradation, tels que les halobenzènes, les pesticides..., mais aussi permet l'élimination des matières en suspension et des colloïdes [31].

Cette technique est utilisée également pour l'élimination des colorants et des pigments dans l'industrie textile [29;31]. D'autres auteurs citent son emploi dans la séparation des gouttelettes

lipidiques à partir des émulsions huileuses [31].

4. Exemple d'application et mise en œuvre du procédé :

Les procédés d'EC, largement utilisés dans le domaine des traitements des eaux, ont montré leur flexibilité pour l'élimination de différentes formes de pollution et de polluants. Dans la majorité des procédés d'EC destinés à des applications industrielles ou à des installations de faible et moyenne échelles, les électrodes se présentent sous diverses formes géométriques ; plaques planes parallèles, cylindres, sphères en lit fixe, ou sous forme de système rotatif.

La simplicité de manipulation et d'entretien des plaques planes parallèles rend les expériences sur l'électrocoagulation plus aisées.

Divers modes de connexions sont étudiés [31]:

- Connexion mono-polaire en série (*Bayramoglu et coll., 2006*).
- Connexion mono-polaire en parallèle (*Golder et coll., 2006, 2007*).
- Connexion bipolaire en série (*Ayhan et coll., 2007*).

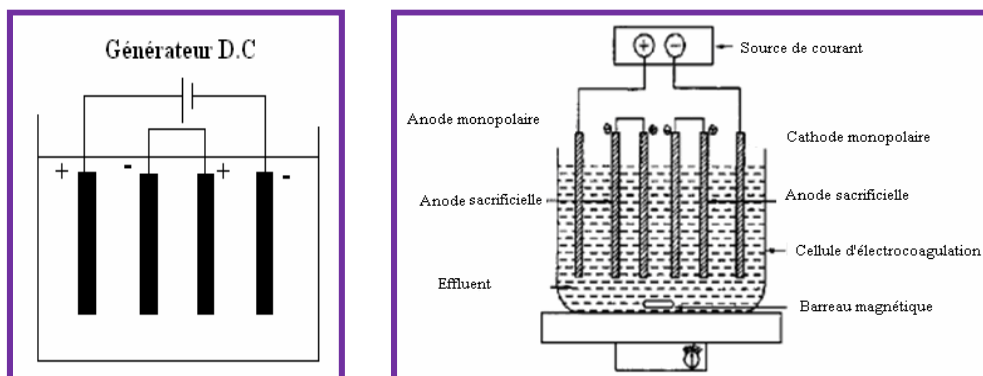
Ces trois modes de connexions diffèrent par leurs expressions de tension électrique et d'intensité de courant dans la cellule d'électrolyse.

Dans la forme la plus simple, un réacteur d'électrocoagulation est constitué d'une cellule électrolytique comprenant une anode et une cathode, reliée à un générateur [31].

Ce type de dispositif pose des problèmes d'exploitation pour le traitement des eaux usées; la vitesse de dissolution du métal n'est pas appréciable et il est nécessaire d'utiliser des électrodes à grande surface. Pour augmenter la surface spécifique, Mollah et *al* (2001) et Mollah et *al* (2004) incitent à utiliser plusieurs électrodes connectées en série ou en parallèle [31].

a). Mono-polaire série :

La cellule d'électrocoagulation est constituée d'électrodes mono polaires montées en série, les électrodes externes sont reliées à un générateur alors que les autres électrodes sont interconnectées entre elles (Figure.5, (a)) [4;31].

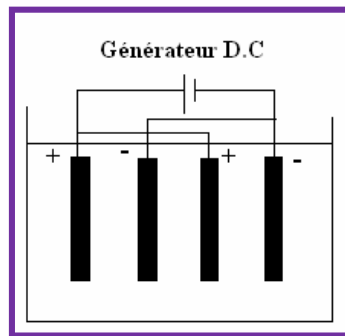


(a) : Connexion mono polaire en série et équivalent électrique [45;49].

Cependant, ce type de procédé présente l'inconvénient de nécessiter une différence de potentiel élevée pour assurer le bon fonctionnement de la cellule, car celle-ci présente une résistance électrique plus élevée [31].

b). Mono-polaire parallèle :

La cellule d'électrocoagulation est constituée de paires de plaques de métaux conducteurs placées entre deux électrodes parallèles et qui sont reliés à une source de courant (Figure IV-4, (b)) [4;31].



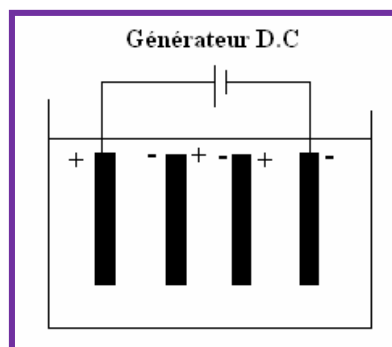
(b) : Connexion mono polaire en parallèle et équivalent électrique [4].

Dans ce type de procédé, le courant électrique est partagé entre toutes les électrodes, en fonction de la résistance des cellules individuelles [31].

c). Bipolaire parallèle:

Le mode bipolaire a vu le jour pour remédier aux différents problèmes rencontrés dans les systèmes précédemment cités.

Dans ce type de dispositif, seul les électrodes d'extrémités sont connectées au générateur de courant alors que les électrodes intermédiaires s'auto polarisent. Lorsque le courant électrique traverse les deux électrodes, les faces non chargées des plaques conductrices seront transformées en faces chargées, qui auront alors une charge opposée par rapport au côté parallèle, qui lui est adjacent. Ainsi, durant l'électrolyse, le côté chargé positivement subit des réactions anodiques, tandis que pour la face chargée négativement subit une réaction cathodique. [31].



(c) : Connexion bipolaire et équivalent électrique [4].

Figure 5: (a), (b) et (c) Différents types de connexion.

Ce dispositif est simple à réaliser et permet une meilleure distribution de courant ainsi qu'un gain de tension, puisque le courant passe dans toutes les cellules [31].

Si l'on compare les circuits électriques associés aux divers modes de connexions, on constate que, pour une intensité donnée, la tension nécessaire sera plus importante pour le mode en série que pour le mode en parallèle puisque les résistances s'additionnent. En mode en série, l'intensité qui parcourt chacune des électrodes est identique alors qu'en mode parallèle, elle dépend de la résistance de chaque cellule individuelle (composée de deux électrodes). Pour travailler en mode parallèle, il faudrait disposer d'un générateur permettant de délivrer un courant élevé, sous une faible tension alors qu'en mode en série, il faudrait un générateur permettant d'imposer des intensités relativement faibles et des tensions plus élevées [4].

Il est économiquement plus rentable de transformer un courant alternatif en courant continu de faible intensité et forte tension, que de le transformer en courant continu de forte intensité et de faible tension. Pour ces raisons, l'utilisation du mode en série est plus judicieux et conseillent, en outre, le fonctionnement bipolaire car celui-ci ne nécessite le branchement que de deux connexions (quelque soit le nombre d'électrodes), il en résulte donc une moindre consommation électrique [4].

Le tableau suivant montre différentes applications, leur type de connexion et leurs performances.

Tableau 7: Quelques exemples d'applications de l'EC [4].

Technologie de l'unité utilisée	Effluents traités	Efficacité	Références
Pilote de laboratoire, mode monopolaire, électrodes en aluminium, 121.h ⁻¹ , 1à5A, 6 à 12V.	Eaux riches en Substances humiques.	Décoloration de l'ordre de 95%.	Vik et coll, 1984.
Mono-polaire, électrodes en aluminium et en fer, batch, 1,7m ³ , 0-10V, 1600A	<ul style="list-style-type: none">•Eaux de lavages d'encres et de colles.•Huiles minérales•Lixiviat	<ul style="list-style-type: none">•99 % d'élimination des MES, DCO et DBO > 90%•Abattement de DCO > 80%•Abattement de DCO > 80%	E.D.F, 1993.
Pilote de laboratoire, mode mono-polaire, électrodes en aluminium à 95-97%, 14 l.h-1, 0,70V, 0-30A.	Eau colorée et eau de rivière.	Efficacité de l'ordre de 90 % en DCO et 95 % pour la décoloration.	Jiang et coll, 2002.
pilote industriel mono polaire, électrodes en Al, 5-15V, 100 à 300 A/m ²	Emulsion huiles de coupe	Efficacité de l'ordre de 95% en DCO et 97 % pour la turbidité.	Khemis et coll 2005.
Mono-polaire électrodes en Al, 10-25V, 3A. 8-12 l/min	Effluents de textile	Efficacité de décoloration et d'abattement de DCO de l'ordre de 80 à 90%	Essadki et coll 2007.

5. Mécanisme d'électrocoagulation vis-à-vis de la matière organique :

L'oxydation électrochimique des matières organiques présentes dans les eaux résiduaires constitue un phénomène complexe, du fait de la richesse du milieu en diverses substances et des multiples réactions pouvant se produire simultanément au cours de l'opération [31].

5.1. Phénomène chimique:

Lors du procédé d'électrocoagulation, le coagulant est produit in-situ par oxydation électrolytique du matériau de l'anode, conduisant à l'élimination des matières organiques [32].

Le procédé d'électrocoagulation en deux étapes successives conduisant à la déstabilisation des colloïdes au quel s'ajoute une étape de floculation [33].

- ✓ Formation du coagulant par dissolution électrochimique de l'anode.
- ✓ Déstabilisation des contaminants, des particules en suspension et rupture des émulsions.
- ✓ Agrégation des phases déstabilisées pour former des floes.

Les mécanismes d'élimination des substances organiques dissoutes via précipitation et/ou adsorption sur floes sont évoqués par divers auteurs [34;35].

Cependant il n'est pas toujours évident de déterminer le mécanisme impliqué.

5.2. Processus électrolytique:

L'action du processus électrochimique sur la matière organique conduit essentiellement à son oxydation directe à la surface de l'anode et/ou à son oxydation indirecte en solution.

a) Oxydation directe:

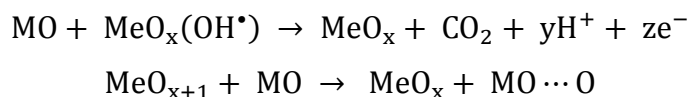
Lors d'une oxydation directe, la matière organique est tout d'abord adsorbée sur l'anode puis transformée par une réaction de transfert d'électrons ou bien détruite par des espèces oxydantes adsorbées sur l'électrode. Les mécanismes d'oxydation de la matière organique passe par une électrolyse de l'eau à l'anode produisant les radicaux hydroxyles adsorbés [36]:



Les radicaux hydroxyles adsorbés peuvent former de l'oxygène actif chimiquement adsorbé:



La matière organique est alors oxydée soit par les radicaux hydroxyles, soit par l'oxygène actif en CO₂:



b) Oxydation indirecte :

La matière organique peut être également oxydée via des processus d'oxydation indirecte. En effet, suivant les conditions expérimentales et les électrodes utilisées, l'oxydation de l'eau peut induire la formation d'oxygène et ensuite des radicaux tels que OH^\bullet et O^\bullet qui participent alors à l'oxydation de composés organiques pour former du CO_2 [36].

6. Paramètres influençant le procédé d'électrocoagulation :

L'efficacité d'un traitement de dépollution par électrocoagulation dépend de nombreux facteurs, en particulier, la nature des électrodes, le pH du milieu, la température du milieu, la durée de traitement, la conductivité du milieu, la densité du courant.

6.1. La nature des électrodes:

Les principaux critères de choix d'une électrode utilisée en électrochimie sont la conductivité, l'efficacité et la durabilité.

En général, les matériaux d'électrodes sont limités à des métaux nobles (platine) et à certains oxydes de métaux (le dioxyde de plomb, le dioxyde d'étain, le dioxyde d'iradium) [37].

Les électrodes en oxydes métalliques (MeO_x) présentent une plus grande conductivité et une plus grande oxydabilité que les matériaux nobles. De plus ce type d'électrode influence sensiblement les réactions électrochimiques possibles en favorisant la formation de certains oxydants, laissant supposer de possibles phénomènes d'oxydation indirecte. En revanche, les électrodes en aluminium ou en fer présentent à leurs surfaces une couche d'oxyde naturelle qui laisse supposer une oxydation directe de la matière organique [36].

D'autres métaux sont également employés, tels que le palladium, l'iradium, le cuivre, le nickel [37]. Ce type d'électrode présente l'inconvénient d'augmenter l'oxydation de l'anode et la passivation de la cathode.

Les électrodes qui conviennent le mieux pour le traitement de l'eau sont en fer ou en aluminium [33].

6.2. La surface active:

La surface active est définie comme étant la surface de l'électrode mise en contact avec la solution à traiter. Plus la surface active est grande, plus le transfert électrochimique entre les molécules organiques et les électrodes est important, améliorant l'efficacité du traitement [37;38].

Ainsi, de nombreux types d'électrodes ont été développés pour augmenter la surface spécifique, par

exemple, électrode poreuse, électrode constituée d'un empilement de tissus de fibres de carbone, électrode de forme parallélépipédique combinée de plusieurs grilles de métal dé ployé en acier inoxydable, etc [37].

6.3. La température du milieu:

L'efficacité du traitement par oxydation électrochimique des eaux contaminées dépend aussi de la température du milieu [37]. En général, la vitesse de réaction chimique et ou, électrochimique augmente avec l'accroissement de température du milieu. Cependant le traitement à des températures élevées diminuera la vie des électrodes, en effet la plupart des anodes en métaux ne peuvent résister aux attaques des oxydants abondamment générés.

6.4. La densité du courant :

La densité du courant est définie comme le rapport de l'intensité du courant mesuré sur la surface active de l'électrode.

$$j = \frac{I}{S}$$

j: densité du courant A/m²

I : intensité du courant A

S : surface active de l'électrode m²

Cependant, une application d'une intensité de courant très élevée n'entraîne qu'une sur consommation d'électricité qui se traduit par l'échauffement de l'eau accompagnée par la diminution de la résistance électrique du milieu [39].

7. Principales lois régissant l'électrocoagulation :

Une des principales lois explicitant les réactions d'électrocoagulation est la seconde loi de Faraday. Cette loi montre que la quantité d'ions métalliques dissout par oxydation anodique est directement proportionnelle à l'intensité imposée et à la durée d'électrolyse mais inversement proportionnelle à la valence d'ions émis [36]. Mollah et *al* (2004) expriment la deuxième loi de Faraday relative à une électrode, comme suit [40]:

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

$m_{\text{théorique}}$: masse théorique dissoute en g.

M: masse molaire de l'ion considéré en g/mole

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

t: durée d'électrolyse en seconde

F : constante de Faraday = 96 500 C. mole⁻¹.

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

$$R_{\text{anode}} = \frac{\text{Masse expérimentale dissoute (g)}}{\text{Masse théorique donnée par la loi de Faraday (g)}} \times 100$$

A la cathode, et sans autres réactions de réduction, la production d'hydrogène par électrolyse de l'eau suit également la seconde loi de Faraday, de même le rendement cathodique peut être exprimé par:

$$R_{\text{anode}} = \frac{\text{Masse expérimentale formée (g)}}{\text{Masse théorique donnée par la loi de Faraday (g)}} \times 100$$

Toute fois, la quantité dissoute dépend également du nombre d'électrodes et par conséquent du mode de connexion monopolaire ou bipolaire. Dans le mode bipolaire, pour p électrodes, le système sous tension est constitué de (p-1) anode [35].

Et la masse dissoute s'exprime alors de la façon suivante:

$$m_{\text{théorique}} = \frac{M}{n} \times \frac{I \cdot t}{F} \times (p - 1)$$

8. Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation :

De nombreux auteurs ont comparé le procédé d'EC avec le procédé physico-chimique classique réalisé par l'addition de coagulants chimiques tels que le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique FeCl [4].

8.1. Les avantages de l'électrocoagulation :

Les avantages de l'électrocoagulation sont :

- ✓ L'électrocoagulation nécessite un équipement simple avec un mode opératoire facile laissant suffisamment de latitude pour régler les problèmes de manipulation éventuels [33].
- ✓ L'électrocoagulation permet une réduction remarquable de métaux, de MES et une réduction notable de DCO [35;39].
- ✓ L'électrocoagulation produit un volume de boues réduit et qui peut être facilement éliminé [29].
- ✓ L'électrocoagulation évite l'utilisation de réactifs chimiques, de telle sorte qu'il n'y a aucun problème de neutralisation des réactifs en excès et aucune possibilité de pollution secondaire par les substances chimiques ajoutées comme dans le cas des traitements chimiques des eaux usées. Cette absence de réactif chimique rajouté permet d'assurer avec succès un traitement biologique réalisé en aval [37].
- ✓ Coût de fonctionnement souvent plus faible que les stations classiques qui nécessitent l'ajout périodique de réactif [34].

- ✓ L'efficacité du procédé d'électrocoagulation pour des polluants colloïdaux très fins. Avec d'autres procédés tels que la coagulation chimique, ces polluants imposent des étapes de traitement plus lentes et des quantités de coagulant plus élevées [4].
- ✓ Obtention des boues plus denses et moins hydrophiles. Cela rend la décantation et la flottation plus aisée et diminue le volume des boues [4].
- ✓ 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 [4].
- ✓ L'utilisation de l'électrocoagulation permet de réduire le temps de traitement : ce procédé permet un grand gain en compacité des installations et une possibilité d'automatisation [4].
- ✓ Pas de stockage de réactifs. Le produit consommable (anode) est peu encombrant [30].
- ✓ Par ailleurs, les opérations d'exploitation / maintenance sont réduites et simples [30].

8.2. Les inconvénients de l'électrocoagulation :

Les inconvénients de l'électrocoagulation sont :

- ✓ L'effluent traité doit être exempt de grosses particules, nécessitant un traitement préalable [39].
- ✓ L'effluent doit avoir une conductivité élevée [39].
- ✓ Un film imperméable d'oxyde sur la cathode peut être formé, ce qui conduit à une perte d'efficacité de l'unité d'électrocoagulation [33].
- ✓ Lors que des électrodes sacrificielles sont utilisées, celles-ci sont dissoutes par suite d'oxydation, ce qui nécessite le remplacement régulier de ces électrodes [33].

III.1.3. Fenton Chimique

Mr. Fenton

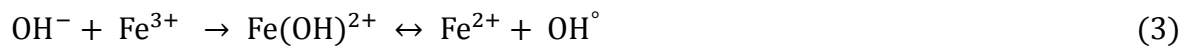
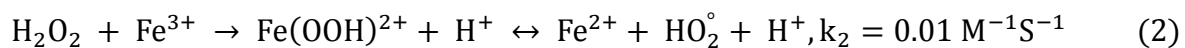
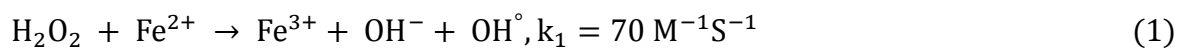
Henry John Horstman Fenton (18 Février 1854 - 13 Janvier 1929) est née en Angleterre. Il a suivi ces études a Magdalen College School, King's College London et Christ's College, Cambridge. Il est devenu démonstrateur en chimie à Cambridge en 1878 et lecture d'université en chimie de 1904 à 1924.

❖ Principe:

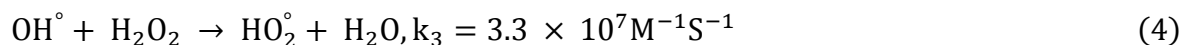
Le procédé de Fenton est basé sur des réactions d'oxydation avancée avec de l'eau oxygénée en présence d'un catalyseur ferreux générant ainsi des radicaux hydroxyles. Son utilisation est préconisée quand on a à faire à des molécules récalcitrantes, c'est-à-dire à des particules non biodégradables, tel que les déchets sanitaire des hôpitaux (les hormones, les antibiotiques...), les déchets d'industrie biologiques (les enzymes, certaines protéines...), les lixiviats des décharges...

Comme toute réaction radicalaire, le mécanisme de réaction est composé de trois phases partageant une série de réaction [41]:

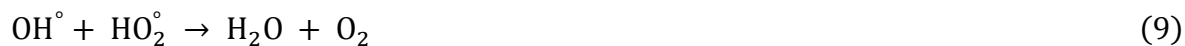
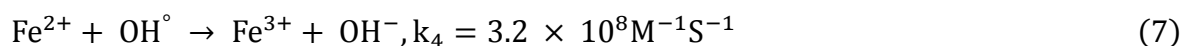
➤ Initiation:



➤ Propagation:



➤ Terminaison:



Fenton remarque qu'il est possible d'activer H_2O_2 avec les sels de Fe(II) et de cette manière d'oxyder l'acide tartrique. Donc la réaction de Fenton est basée sur la production des radicaux hydroxyles à partir de la décomposition du peroxyde d'hydrogène catalysée par des sels ferreux [42].

Comme on peut le constater dans cette chaîne de réactions, la phase d'initiation n'est lancée qu'en présence d'ions ferreux dans un milieu riche en protons (pH=3) [41]. Des composés intermédiaires sont formés tel que les ions ferriques, et le $\text{Fe}(\text{OH})_2$. Ainsi, les radicaux OH° formés vont se multiplier lors de la phase de propagation et vont servir à oxyder la pollution, ne

produisant que du CO₂ et de l'eau. Lors de la phase de terminaison, il y a recombinaison des radicaux produisant ainsi de l'eau oxygénée et l'oxygène.

L'utilisation de H₂O₂ et des sels de fer a plusieurs avantages : comparé à d'autres oxydants, H₂O₂ est relativement peu coûteux, assez facile à gérer et ne pollue pas l'environnement puisque H₂O₂ se décompose en eau et O₂.

Les sels de fer sont également bon marché et ne constituent pas un problème pour l'environnement [43].

❖ Les Types de Fenton

Tout est une question de la forme du catalyseur ferreux (Procédé de Fenton Classique, Procédé d'Electro-Fenton, Procédé Photo-Fenton).

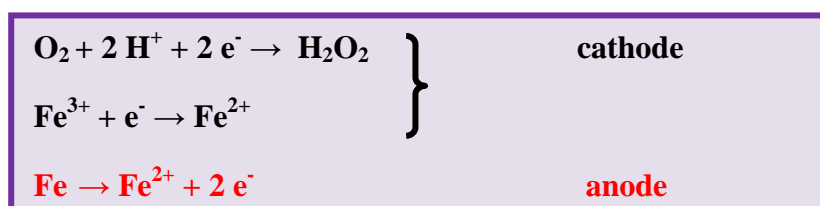
Procédé de Fenton Classique :

Rien de remarquable, la présence des ions ferreux est assurée par l'ajout progressive de ces derniers sous forme de sulfates de fer II 7 fois hydraté (ou tout autre composé générant des ions Fe²⁺). Le rapport molaire [H₂O₂]/[Fe²⁺] pour un lixiviat stabilisé doit tendre vers 6 [41,44]. Bien qu'il soit simple et standard, les réactions (1) et (7) ont respectivement une constante de réaction de 70 M⁻¹.s⁻¹ et 3,2×10⁸ M⁻¹.s⁻¹, une réaction qui favorise l'oxydation des ions Fe²⁺ en ions Fe³⁺, alors que la réaction (2) nous montre que la constante de réaction qui favorise la réduction des ions Fe³⁺ en ions Fe²⁺ est à peine de 0,01 M⁻¹.s⁻¹; une consommation des sulfates de fer lors de ce procédé est alors excessive et on assiste à la formation d'une quantité importante des boues, ce qui oblige un autre traitement de séparation de ces derniers [41].

III.1.4. Electro-Fenton :

Le procédé électro-Fenton regroupe les techniques électrochimiques qui permettent de régénérer un constituant ou les deux des réactifs de la réaction de Fenton. Selon le système électrochimique mis en place, différentes voies catalytiques sont possibles.

- ✓ A la cathode, H₂O₂ peut être électro-générée par la réduction de l'oxygène dissous ou le Fe(III) réduit en Fe(II).
- ✓ A l'anode, le Fe²⁺ peut être produit par l'oxydation d'une anode constituée de fer métallique [45; 46].



Ces méthodes peuvent présenter l'avantage de produire in-situ des réactifs. Cependant, elles dépendent fortement des conditions de pH, de l'intensité du courant et de la concentration en électrolyte si la conductivité du système est faible. De plus, l'anode est consommée [47].

III.1.5. Précipitation chimique :

Compte tenu de sa capacité, sa simplicité et son coût peu élevé, la précipitation chimique est un procédé très conseillé dans le traitement des eaux polluées telles que les lixiviats, car elle permet de réduire la masse non biodégradable (DCO), de l'azote et des métaux lourds [48].

La précipitation chimique consiste à transformer les ions dissous dans l'eau en solides insolubles en utilisant des précipitants chimiques, généralement des hydroxydes, MAP ($Mg/NH_4^+/PO_4^{3-}$: Magnésium, Ammonium, Phosphate) ou de la chaux, en fonction de ce qu'on cherche à éliminer.

III.1.6. Autres Traitements

➤ **Filtration sur charbon actif :**

Parmi les techniques de traitement passées citées ci-dessus, l'adsorption est la méthode la plus généralement appliquée pour le déplacement des composés organiques récalcitrant du lixiviat de décharge. Fondamentalement, l'adsorption est un procédé de transfert de masse par lequel une substance est transférée à partir de la phase liquide à la surface d'un solide, et devient limitée par des interactions physiques et/ou chimiques. En raison de ses propriétés physiques inhérentes, grande superficie, structure microporeuse, capacité élevée d'adsorption et réactivité de surface, l'adsorption utilisant le charbon actif granulaire (GAC) ou le charbon actif par poudre (PAC) a attiré une attention considérable pour le déplacement des polluants organiques et inorganiques de l'eau usagée souillée.

Le traitement du lixiviat de décharge en utilisant une adsorption séparée de GAC, une alumine activée granulaire (GAA) et/ou un chlorure ferrique (FC) a été également effectué. Parmi les trois adsorbants étudiés, GAC s'est avéré l'adsorbant le plus efficace pour le déplacement des métaux lourds (Cd(II), de Cu(II), de Cr(III), de Mn(II), de Pb(II) et de Zn(II)). Environ 80 à 96% des métaux lourds avec une première concentration de 184 mg.L^{-1} pouvaient être enlevés à une gamme de pH de 6 – 7,7 avec 2 g.L^{-1} de GAC [23].

➤ **Oxydation par l'ozone**

L'ozone est un gaz instable obtenu par l'activation électronique de l'oxygène. Le processus en est le suivant: l'activation électronique de l'oxygène et sa dissociation partielle sous forme

d'oxygène radicalaire sont obtenues au moyen d'un champ électrique dérivant d'un potentiel.

L'ozone est un oxydant puissant, détruit les molécules organiques réfractaires, suivant sa concentration et rend biodégradable une partie de la pollution. Il est en général associé aux ultraviolets, au peroxyde d'hydrogène ou à d'autres catalyseurs [23].

➤ **Traitement membranaires:**

a). Osmose inverse :

Avec des flux élevés et la capacité de fonctionner la température large finie et pH s'étendent, RO sont un autre traitement physico-chimique alternatif pour le lixiviat stabilisé. Dans l'application de RO, n'importe quel dissolvant qui contient des cations en métal est passé par une membrane de telle manière que les concentrations en métal soient réduites. Avec le taux du rejet 98 - 99 % pour les contaminants organiques et inorganiques, le RO peut être utilisé pour le déplacement des métaux lourds, des matériaux de suspension colloïdale et des solides dissous du lixiviat de décharge [49].

b). Nano-filtration (NF) :

En raison de ses propriétés uniques entre les membranes de l'ultrafiltration (UF) et de l'osmose inverse (OI), la NF a trouvé un endroit dans le déplacement des composés organiques récalcitrant et des métaux lourds du lixiviat de décharge. Ce processus de traitement a la capacité d'enlever des particules avec un poids moléculaire plus haut que 300 aussi bien que les substances inorganiques par des interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. La signification de cette membrane se situe dans ses frais extérieurs, qui permettent aux corps dissous chargés plus petits que les pores de membrane d'être rejetés, avec de plus grands corps dissous et sels neutres [23].

Il s'agit d'une variante des membranes d'O. I. d'introduction assez récente caractérisée par :

- ✓ Un passage des sels monovalents relativement élevé: 30 à 60 %,
- ✓ Un passage des sels bivalents beaucoup plus faible: 5 à 15 %,
- ✓ Un passage des solutés organiques du même type que les membranes d'osmose [23].

c). Ultrafiltration:

Les membranes d'ultrafiltration, de structure plus lâche (asymétrique ou composite), ne permettent plus de rejeter que les solutés les plus grossiers (macromolécules) et a fortiori tous éléments particuliers tels que les virus et bactéries.

Elles sont communément caractérisées par leur "point de coupure": taille de la protéine de plus faible masse molaire rejetée par la membrane. On trouve ainsi des membranes

industrielles à point de coupure allant de 2×10^3 à 10^5 daltons [23].

d). Microfiltration (M.F.) :

Ces membranes n'altèrent plus du tout la composition de la solution; seuls les matières en suspension, colloïdes, bactéries ...sont rejetés (filtrés).

Dans ce cas, les phénomènes décrits ci-dessus comme conséquence du rejet des solutés (Pression osmotique-concentration de polarisation) disparaissent et l'on retrouve à leur place les phénomènes de filtration sur milieux poreux peu épais: colmatage par accumulation d'un gâteau, ou colmatage interne aux pores [23].

III.2. Traitement biologiques:

III.2.1. Lagunage :

➤ **Lagunage naturel (aérobie)**

Le rayonnement solaire est la source d'énergie qui permet la production de matière vivante par les chaînes alimentaires aquatiques (chaînes trophiques).

L'épuration des effluents est réalisée essentiellement par des **bactéries aérobies** dont l'oxygénation est assurée par l'action chlorophyllienne de végétaux qui participent aussi à la synthèse directe de la matière organique [23].

➤ **Lagunage aéré**

L'apport d'oxygène est essentiellement assuré de façon artificielle: aérateurs mécaniques flottants ou fixes, insufflation d'air. En l'absence d'un compartimentage bien délimité le réacteur biologique peut se rapprocher d'un système à mélange intégral. Les équilibres biologiques sont voisins de ceux du procédé classique par boues activées bien qu'un certain développement algal soit inévitable. La concentration en micro-organismes est faible et la décantation du floc bactérien très médiocre. Les lagunes aérées sont souvent suivies de vastes lagunes de décantation (Éventuellement équipées de systèmes d'évacuation des boues) [23].

➤ **Lagunage anaérobie**

Dans ces lagunes, le rendement d'épuration escompté dépend essentiellement du développement d'une fermentation méthanique. Il n'est, de ce fait, applicable que sur des effluents à forte concentration et, le plus souvent, à titre de prétraitement avant un deuxième stade d'épuration de type aérobie.

Dans ceux-ci se développent des phénomènes de fermentation anaérobie avec

minéralisation de la matière organique et dégagement de CO₂, CH₄ (et éventuellement H₂S). Ces dépôts sont particulièrement importants en l'absence de brassage et sur des effluents contenant beaucoup de matières en suspension décantables [23].

III.2.2. Boues activées :

Les procédés par boues activées comportent essentiellement une phase de mise en contact de l'eau à épurer avec un floc bactérien en présence d'oxygène (aération) suivie par une phase de séparation de ce floc (clarification).

Ils sont en fait une intensification de ce qui se passe dans le milieu naturel. La différence provient d'une plus grande concentration en micro-organismes et, par conséquent, d'une demande volumique en oxygène plus importante. De plus, pour maintenir en suspension la masse bactérienne, une agitation artificielle est nécessaire.

Actuellement, la recherche de rendements d'épuration plus élevés liée à la fréquente nécessité d'éliminer l'azote, ainsi que l'exploitation relativement délicate des systèmes à forte charge, renouvellent l'intérêt des traitements à faible charge [23].

III.3. Combinaisons de traitements

L'hétérogénéité, la composition changeante d'une saison à une autre et d'une région à une autre, font des lixiviats de décharges des eaux très difficiles à traiter, c'est pour cela qu'un traitement à lui seul peut être insuffisant, d'où le besoin de combiner deux ou plusieurs traitements afin de dépolluer au mieux ces eaux, le tableau.8 résume la différence de l'efficacité de certains traitements physico-chimiques uniques et lorsqu'ils sont combinés avec d'autres [50] :

Tableau 8: Efficacité de certains traitements uniques et combinés [50].

Traitement unique	Résultat	Traitements combinés	Résultats
Coagulation	- 43 % de DCO	+ oxydation par le H ₂ O ₂	-73% de DCO
		+ ozonation	- 78% de DCO
		+ nano-filtration	- 80% de DCO
Osmose inverse	96 % de DCO	+ photo Oxydation (UV)	-64% de DCO
		+ boue active	-99% de DCO
		+ évaporation	-88% de DCO
Nano-filtration	> 65 % de DCO	+ coagulation	-80% de DCO
		+ adsorption sur charbon actif	-97% de DCO
		+ adsorption sur charbon actif +ozonation	-99% de DCO
Adsorption sur Charbon actif		+ nitrification	-55% de DCO -93% de NH ₄ ⁺

III.4. Traitement des boues :

Il n'existe pas de traitement d'épuration d'eau sans production de résidus concentrés contenant les matières de pollution et les produits de transformations insolubles. Ces résidus, appelés «BOUES», ont diverses origines. Il convient de les traiter d'une manière rationnelle, économique, sans pour autant conduire à d'autres nuisances.

Le traitement de ces boues se fait en différentes étapes [51]:

- ❖ **Réduction de la masse organique:** Par stabilisation (aérobie ou anaérobie), ou par digestion.
- ❖ **Épaississement des boues :** Soit par gravité, ou encore par flottation ou électroflottation.
- ❖ **Conditionnement des boues :** Un conditionnement qui sera chimique ou thermique.
- ❖ **Déshydratation des boues :** Qu'elle soit naturelle ou mécanique.

Après cela, les boues, selon leur origine, seront dans le cas général, incinérées, pour ce qui est des boues issues des processus physico-chimiques, les cendres qui en résultent seront stockées en C.E.T de classe I. Quant aux boues biologiques, leur forte teneur en nutriments (N, P, ...) en fait de très bons fertilisants.

III.5. Rejets en station d'épuration urbaine

Le traitement des lixiviats dans une station d'épuration urbaine peut également être envisagé. Le transport de ces derniers s'effectue alors le plus souvent par citernes. On peut également les rejeter directement dans le réseau, après avoir effectué dans certains cas un prétraitement. Remarquons que lorsque les lixiviats sont pris en charge par une station d'épuration urbaine, ceux-ci ne représentent qu'une faible charge supplémentaire de pollution azotée et carbonée pour la station [52].

En cas de rejet de ces effluents dans le milieu aquatique, les effluents doivent respecter les valeurs limites.

III.6. Choix de la filière de traitement

Il existe de nombreuses techniques de traitement applicables aux lixiviats de décharge, mais chacune d'elles est adaptée à un type de percolât.

Plusieurs études ont confirmé que:

- ✓ les différentes techniques épuratoires sont complémentaires et ont des efficacités spécifiques;
- ✓ la mise au point d'une méthodologie de diagnostic permet de définir la ligne de traitement la mieux adaptée pour un lixiviat donné et de prévoir l'efficacité spécifique de chacune des étapes du traitement.

Cette méthodologie a été appliquée à une trentaine de lixiviats différents. La synthèse des

Les Techniques de Traitement des lixiviats

résultats confirme la classification des percolât en trois familles principales (voir tableau.9) pour les quelles a été définie une filière de traitement [53].

Tableau 9: Classification des lixiviats [53].

I	II	III
PH < 6,5 Charge organique élevée dont 70 à 90 % dus aux AGV DBO/DCO > 0,3 Traitement proposé (prétraitement) aération prolongée coagulation- floculation	6,5 < PH < 7,5 charge organique peu élevée dont 10 à 30 % dus aux AGV 0,3 > DBO/DCO > 0,1 Traitement proposé (prétraitement) aération prolongée coagulation -floculation	PH >7,5 Pas d'AGV DBO/DCO < 0,1 Traitement proposé coagulation-floculation traitement de finition charbon-actif

III.7. Conclusion :

Les lixiviats se chargent donc de polluants organiques, minéraux et métalliques et risquent ainsi de provoquer la pollution de la nappe phréatique.

Par leur caractère polluant, les lixiviats doivent être traitées avant leur rejet éventuel en milieu naturel a fin d'éviter la contamination des eaux souterraines. Des efforts permanents sont menés a fin de doter les sites de stockage des déchets de drains pour capter les lixiviats avant de les traiter.

Ce chapitre montre que chaque procédé est efficace à un type spécifique de pollution en ce qui concerne le traitement des lixiviats de décharges, par exemple:

- ✓ La nano-filtration permet de diminuer la concentration des métaux lourds,
- ✓ La précipitation à la chaux permet d'éliminer la pollution azotée et phosphatée,
- ✓ L'adsorption sur charbon actif est très efficace en ce qui concerne la diminution de la couleur et de la turbidité.

Tous ces traitements sont efficaces à des degrés différents, mais l'hétérogénéité de la composition des lixiviats de décharges exige une combinaison de plusieurs procédés.

Les facteurs principaux influençant le choix d'un traitement sont :

- ✓ Son efficacité.
- ✓ Son coût.
- ✓ La facilité de sa mise en œuvre.

IV. Centre d'Enfouissement Technique d'Ouled Fayet

Le CET d'Ouled Fayet a été créée en 1986 par la ville d'Alger, sur le site d'une ancienne décharge qui causait des nuisances aux riverains et des atteintes flagrantes pour l'environnement de la région. NETCOM s'est chargé de la gestion du site en 2000. C'est l'année, au cours de laquelle, des travaux d'aménagement se faisaient sur les lieux pour la réalisation du CET [54].

L'imperméabilisation est une étape primordiale dans la conception d'un Centre d'Enfouissement Technique. Celle-ci a fait l'objet d'une attention particulière lors de la construction du C.E.T d'Ouled Fayet.

IV.1. Présentation de CET

Le site du CET d'Ouled Fayet a été retenu par l'étude du Schéma Général d'assainissement du Grand Alger, approuvé par décret présidentiel n°76.53 en date du 25/03/76 qui recommandait l'aménagement de deux nouvelles décharges, l'une à l'Ouest (OULED FAYET), l'autre à l'Est (OULED MOUILLEH. Boudouaou).

Le schéma a été mise on œuvre par le lancement des travaux de la décharge d'Ouled Fayet en 1988/ 1989 suite à un accord entre l'APC et le conseil populaire de la ville d'Alger [55].

Suite à la décision N°444 du 25 Avril 2001 de Monsieur le Wali d'Alger.

Ce CET a été réalisé par la DRHEEA sur l'ancien site de la décharge sauvage, occupant une superficie de 42 hectares.

Unité de gestion du CET est rattachée à l'EPIC NETCOM qui est chargé de sa gestion et de son exploitation, elle se situe à 16 Km au sud ouest d'Alger, et à 3 Km de la commune d'Ouled Fayet, faisant partie de la circonscription administrative de Chéraga [54]. Figure 1 montre une image google de la localisation du CET (Fig.6).



Figure 6 : Image google de la localisation du CET d'Ouled fayet.

❖ Topographie du site

Sis sur un terrain géologiquement argileux et marneux, minimisant l'infiltration des lixiviats au substratum. Du point de vue topographique, la région présente des thalwegs, qui forment

naturellement le corps des casiers d'enfouissement [54].

❖ Accès

Le CET est desservi par deux accès principaux (coté d BABA HASSEN RN 36 et du coté de OULED FAYET CW 142).

❖ La sécurité

Le CET est clôturé, éclairé avec des voies d'accès, de plus, un poste de la garde communale est sur les lieux.

La région bénéficie d'un climat local de type méditerranéen semi-humide. Les précipitations moyennes annuelles se situent entre 700 mm et 800 mm, les plus fortes s'étendent du mois d'octobre au mois de février et presque inexistante en juin, juillet et août. Les températures se situent entre les valeurs extrêmes de -2°C à 45°C , pouvant atteindre 60°C au soleil. Les vents dominants sont de direction sud – ouest en automne et en hiver, et peuvent atteindre plus de 40 Km.h^{-1} . Au printemps et en été, ils ont la même direction mais quelque fois orientée nord – est [54].

La décharge trouve en amont du versant droit de l'Oued Ben Brahim affluent de l'Oued ElKerma. Il comporte des terrains marneux ou argileux favorables pour l'implantation d'une décharge, d'ailleurs 76 sondages ont été effectués par le laboratoire national de l'habitat. Les résultats ont abouti à une parfaite étanchéité (perméabilité de 10^{-8} cm.s^{-1}). La profondeur des casiers repose sur les marnes imperméables.

Cette décharge en dépit des on rôle écologique, constituait une «solution provisoire» à court et moyen terme, aux problèmes urgents de l'élimination des déchets solides du Grand Alger.

La mise en exploitation du CET d'Ouled Fayet a été précédé par des travaux d'aménagement général, ces travaux sont la conclusion de propositions visant à accélérer l'aménagement de la décharge qui était depuis son ouverture en 1988 un site de déversement sauvage des déchets solides provenant des communes limitrophes, ces propositions sont contenues dans l'étude de la collecte, du transport et de l'élimination des déchets solides du grand Alger; étude réalisée en 1995 par les firmes Kittelberg– Allemagneet EEC–Algérie avec le concours de la Banque Mondiale [54].

Les travaux d'aménagement, qui ont débuté en 1998, étaient indispensables à la mise en place d'un système d'exploitation des déchets, visant en priorité à protéger l'environnement du site de toutes nuisances susceptibles d'être générées. Ces travaux portent notamment sur :

- 1- L'imperméabilisation du fond des casiers.
- 2- La mise en place de points de contrôle des eaux superficielles.
- 3- La mise en place d'une buse pour l'évacuation des eaux de pluie du bassin versant.
- 4- La mise en place d'une chemise de drainage pour l'évacuation des percolats de chaque casier.

Présentation du CET d'Ouled Fayet

- 5- Les matériaux issus du déblai des casiers, devront faire l'objet d'un stockage de façon sélective afin de différencier les argiles, les sables et les terres végétales.
- 6- L'installation d'un bassin de stockage des eaux de percolation.
- 7- La mise en place et en service d'un pont bascule à l'entrée de la décharge.
- 8- La construction des bâtiments d'entretiens et des bureaux.
- 9- Les plantations périphériques intérieures et extérieures (mur de clôture) d'une longueur de 2600 m [55].

Les figures N° 7 et 8 donnent un aperçu de l'évolution de la décharge en CET à Ouled Fayet.



Figure 7: L'État de la Décharge avant 1998[49].



Figure 8: L'État de la Décharge après 2002. (Casier d'enfouissement technique) [49]

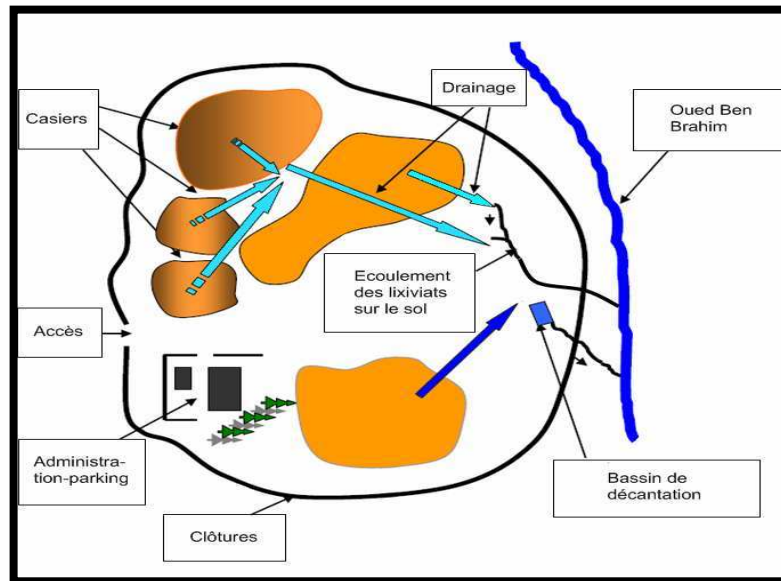


Figure 9: Schéma Représentatif de Centre d'enfouissement Technique d'Ouled Fayet.

IV.2. Imperméabilisation technique du fond de la décharge, le concept de confinement

Pendant très long temps, on s'est contenté de concevoir des aires de stockage de déchets comme une «boite» étanche, avec un fond si possible argileux et des parois en argile ou en béton. Ce concept ne présente pas de sécurité absolue puisqu'à la moindre fuite, les effluents pollués sont en contact direct avec le sol et les nappes environnantes.

Pour compléter une étanchéité, on doit prévoir un système de drainage qui collecte les fuites éventuelles. La meilleure sécurité est obtenue en réalisant deux barrières étanches entre les quelles est prévu un dispositif de drainage (Figure.10). Une sécurité absolue peut être obtenue dans chaque compartiment, puisqu'en aucun cas l'eau polluée ne peut aller en contact avec la nappe phréatique.

Les murs verticaux de telles enceintes sont des parois moulées dans le sol.

La réalisation d'une barrière étanche peut se faire selon trois options :

a) Sols naturels en place :

Ce sont des sols à dominance argileuse, marneuse ou limoneuse.

b) Sols naturels re-compactés :

Les sols de la décharge subissent une correction granulométrique par l'ajout de bentonite, une solution qui permet d'atteindre les seuils de perméabilité fixés.

c) Géosynthétiques :

Les géosynthétiques sont de plus en plus utilisées dans des centres de stockage des déchets ou leur fonction est analogue à celle des autres applications du Génie Civil:

- étanchéité (géomembrane),
- Drainage (géotextile, géodrains),
- Filtration (géotextile).

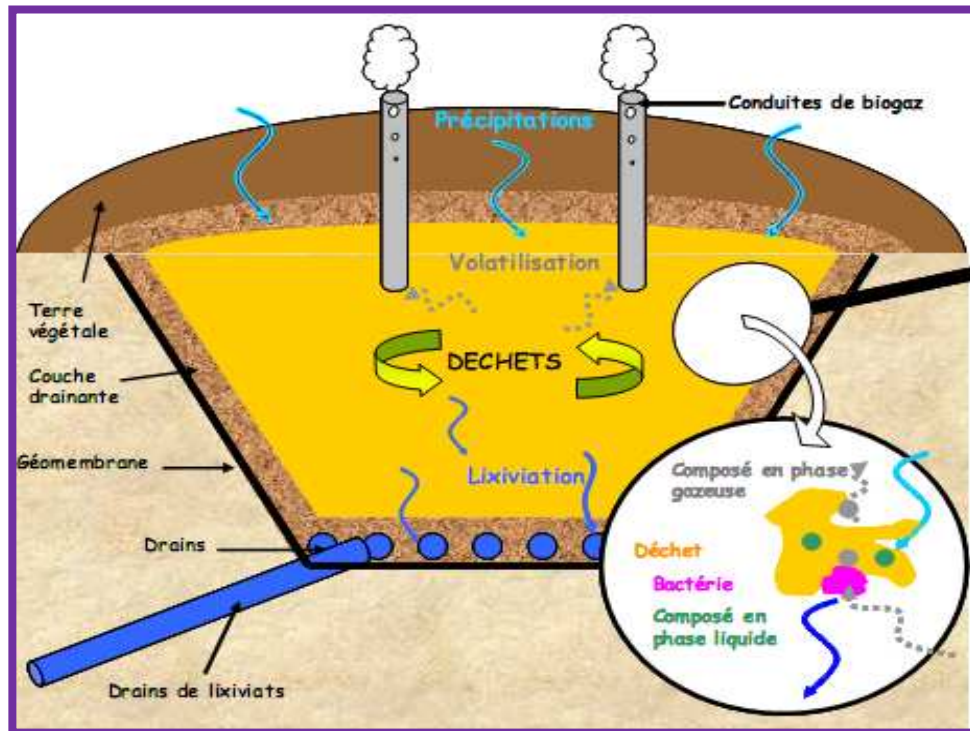


Figure 10: Schéma de principe d'un centre d'enfouissement technique [56].

Le site dispose suffisamment de matériaux argileux pouvant servir d'écran d'étanchéité minérale. A cet effet, le fond du casier devra être imperméabilisé par une couche de 25 cm d'argile compactée et la pose d'une nappe géo-membrane qui sera recouverte par une autre couche d'argile (Figure.11).

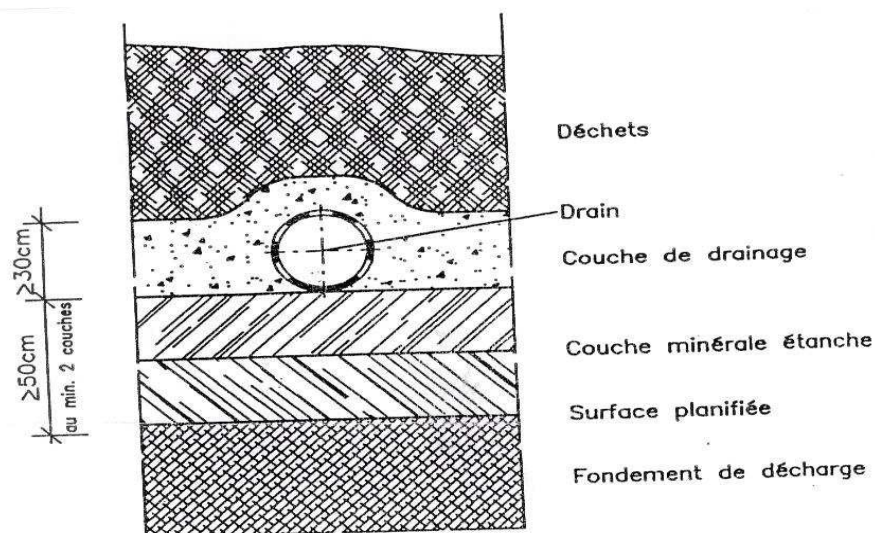


Figure 11: Structure d'une minérale d'étanchéité. (KITTELBERGER, 1995) [55].

La géo-membrane choisie par le C.E.T d'Ouled Fayet est en Polyéthylène Haute Densité (PEHD), épaisse de 1,1mm, conditionné sous forme de rouleaux de 130 m de longueur et une

surface de 975 m².

IV.3. Drains

Afin de limiter au maximum le risque de pollution des nappes, il est nécessaire de limiter les infiltrations d'eau sous les dépôts. Ainsi, deux types de mesures peuvent être envisagés:

IV.3.1. Aménagement du pourtour de la décharge

En raison de la situation topographique du terrain, il a été recommandé que chaque casier bénéficie selon sa situation dans le corps de la décharge, de sa propre inclinaison longitudinale et latérale. Cela permet aux eaux de percolation qui s'accumulent dans le fond imperméable de la décharge de s'écouler sur une pente vers la conduite de lixiviats la plus proche.

La méthode retenue est celle de la décharge compactée avec neuf casiers. Ces derniers nécessitent des travaux de terrassement sur une profondeur de 8 m. Les casiers doivent être délimités par des remblais (section triangulaire) d'une hauteur de 3 à 4 m. Leurs talus doivent être munis d'une couche d'étanchéité semblable d'au moins 30 cm, qui doit être intensivement compactée pour éviter l'écoulement latérale des eaux de percolations lors de leur construction.

IV.3.2. Mise en place d'un système de drains internes

Relié à un système collecteur externe (lagune par exemple), ce procédé permet de réduire les infiltrations d'eau vers le bas de la décharge, il sera relié au bassin de stockage des eaux de percolation situé à l'Est du site.

Ce système de gestion des eaux, système de drain interne est composé [55]:

- a) Des points de contrôle des eaux.
- b) D'un système d'évacuation des eaux pluviales.

IV.3.3. Moyens de traitement

Lorsque les eaux de percolations et de ruissellement sont collectées, elles sont acheminées vers deux (02) bassins ouverts, qui sont des fossés creusés et habillés d'un film PEHD d'environ 2mm d'épaisseur, le sol doit présenter une faible inclinaison d'environ 1 à 1,5°, afin de faciliter leur collecte et leur épuration:

Deux destinations sont envisagées pour les rejets:

- ✓ Recyclage sur la décharge par ré-aspersion afin de favoriser l'évaporation donc réduire la quantité des lixiviats et la décomposition de composants organiques des eaux de percolation.
- ✓ Traitement de la partie restante en station d'épuration de Staoueli

IV.3.4. Quantité de déchets rejetés dans le CET [57]

Actuellement la quantité moyenne de déchets déversés dans le C.E.T d'Ouled Fayet est d'environ 1381 tonnes par jour (Fig.12)

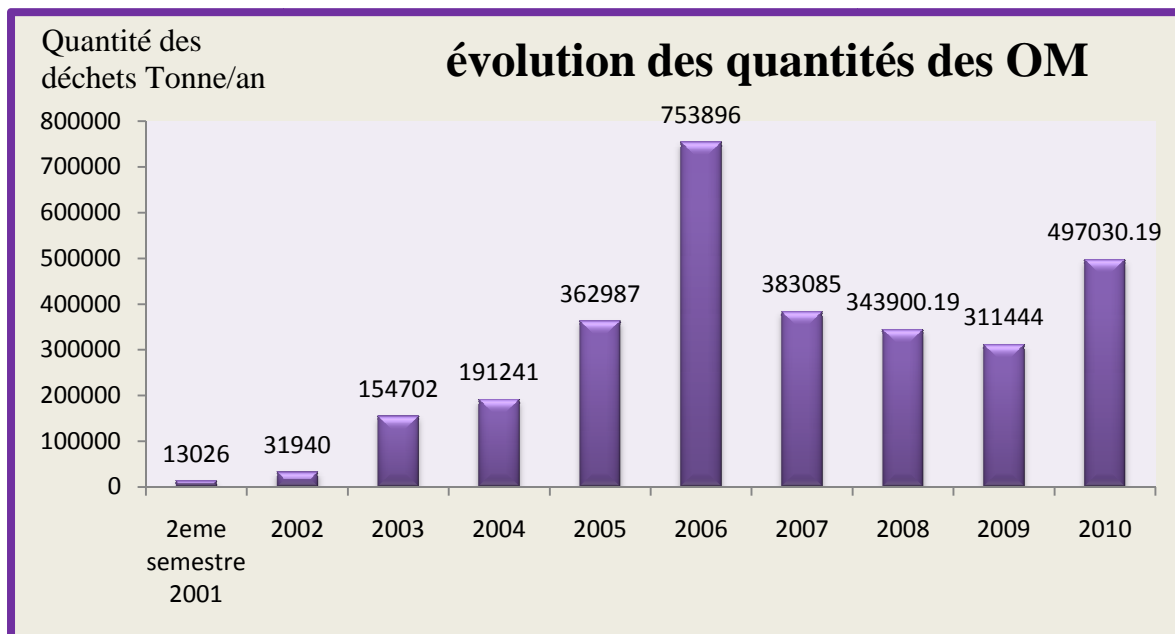


Figure 12:Évolution des quantités des déchets déversés dans le C.E.T d'Ouled Fayet.

IV.3.5. Exploitation des casiers d'enfouissement

Le nombre de casiers exploités à ce jour est de 05 casiers, dont la quantité des déchets reçus pour chaque casier est donnée en tableau.10.

Tableau 10: Quantité des déchets reçus au niveau du C.E.T d'Ouled Fayet pour chaque casier

CASIR	Nombre de voyages			Tonnage			Quantité compactée	Taux d'exploitation
	Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total	Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total		
N°1 2002-2004	29 130	2 743	31 873	132 791	19 168	151 959	85 147	119 % (Saturé)
N°2 2002-2004	19 090	668	19 758	79 420	4 676	84 096	47 092	116 % (Saturé)
N°3 2004-2007	180 952	12 905	193 857	972 771	86 287	1 059 058	593 072	123 % (Saturé)
N°4 2010 à ce jour	85 943	2 210	88 153	305 389,00	15 640,00	321 029,00	-	En cours D'exploitation
N°5 2007-2010	8 016	248	8 264	24 817,81	2 481	27 298,81	19 109,16	(Saturé)

Présentation du CET d'Ouled Fayet

Tableau 11: État comparatif de déversement au niveau du CET d'Ouled Fayet durant l'année 2008 et le 1^{er} Trimestre 2010.

Trimestre	2008	1 ^{er} Trimestre 2010
Communes (Entrée Payante)	27 545,02	44 218,36
Communes (Entrée Gratuite)	1 814,32	6 975,92
Communes (ayant le bon de transport)	51 815,07	54 470,02
Particulier	12 42,52	7 743,49
Terre de Couverture	5 344,00	11 400
TOTAL	87 760,93	124 807,79

Tableau 12: État de déversement au niveau du casier n°4 du mois de mai au 31/12/2010.

CASIER	période d'exploitation	Nombre de Voyage			Tonnage			Taux d'exploitation	OBS
		Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total	Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total		
N°4	Mois de Mai	8 684	290	8 974	27 696,62	3 040	30 736,62	4,73%	En Cours d'exploitation
	Juin	8 642	300	8 942	30 927,00	3100	34 027,00	5,23%	
	Juillet	8 923	240	9 163	29 608,00	2 500	32 108,00	4,94%	
	Août	8 632	360	8 992	36 207,46	3 700	39 907,46	6,14%	
	Septembre	8 753	320	9 073	32 777,86	3300	36 077,89	5,55%	
	Octobre	15 684	0	15 684	53 711,00	0	53 711,00	8,26%	
	Novembre	13 210	0	13 210	47 716,00	0	47 716,00	7,34%	
	Décembre	13 415	0	13 415	46 745,00	0	46 745,00	7,19%	
Total	85 943	2 210	88 153	305 389,00	15 640,00	321 029,00	49,38%		

IV.4. Conception & Réalisation du CET d'Ouled Fayet

IV.4.1. *Imperméabilisation des casiers d'enfouissement [55]*

Après étude du sol et des caractéristiques géologiques du site retenu pour l'implantation de la décharge, commence alors les travaux de terrassement, une excavation d'une dizaine de mètres de profondeur et d'une superficie de 10.000 m² est creusée (casier). Sur le fond du casier est déposée une couche d'argile ou de marne: matériaux naturels.

Intervient ensuite la pose de la géomembrane en polyéthylène haute densité (PEHD), un matériau étanche, pour éviter toute infiltration dans le substratum, sur le fond et les talus ou parois du casier, la pose de cette géomembrane exige une maîtrise des techniques de soudures. Cette dernière est alors recouverte par une couche de géotextile pour la protéger.

Un caniveau de drainage perforé et entouré du grillage pour recueillir les lixiviats est aménagé dans l'axe du casier dans le sens de sa largeur ou sa longueur. Le drain est lié au bassin de décantation situé à l'Est du site. En fin une dernière couche de 50 cm de gravier de dimensions différentes, (10 % de calcaire) est déposée.

Des cheminées d'évacuation de biogaz provenant de la décomposition des déchets sont installées avant l'épandage de la couche du gravier. Ce système de captage, est réalisé à l'aide des buses verticales à parois perforées empilées au fur et à mesure de la progression de la hauteur des déchets dans le casier.

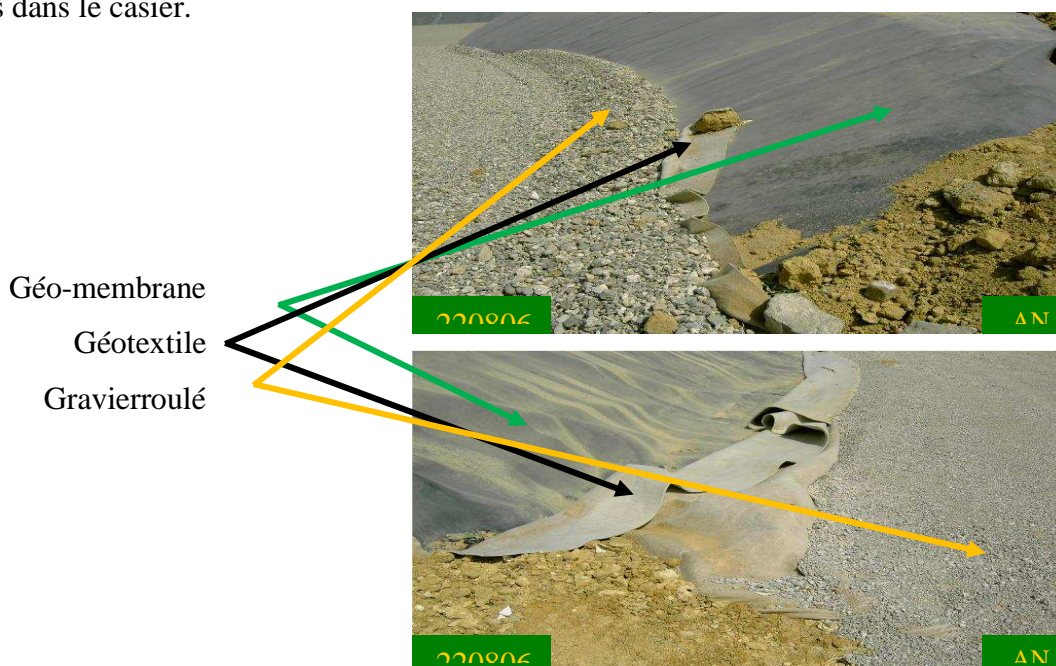


Figure 13: Constituant du casier N°4 : Géomembrane, Géotextile et Gravier roulé.

IV.4.2. Géo-membrane

L'utilisation de la géo-membrane dans la construction des casiers assure une imperméabilité, évitant ainsi toute contamination possible du sol ainsi que des eaux superficielles et souterraines. En fond de décharge, la géo-membrane doit jouer le rôle de barrière étanche et favoriser le drainage des lixiviats. Seules les géo-membrane en PEHD seraient chimiquement résistantes aux lixiviats, mais elles sont moins faciles à manipuler que celles qui sont en P3C (polychlorure de vinyle), en EPDM (éthylène propylène diène monomère) ou en bitume.

La géo-membrane utilisée dans le C.E.T d'Ouled Fayet est en PEHD, livrée en rouleaux de 130 m de longueur, 1,5 mm d'épaisseur et 975 m² de surface, présentant les caractéristiques suivante:

- ❖ Résistance à la rupture : 30N/mm²
- ❖ Résistance à la déchirure : 215 N,
- ❖ Comportement dans l'eau perte : 0,1%.

La géo-membrane en PEHD est résistante à la plupart des acides, aux produits pétroliers, aux bases et aux solutions du sol; elle peut être en contact avec l'eau potable. Elle se dissout seulement dans quelques solutions quand la température est plus élevée. Grâce à l'adjuvant de la suie, elle est résistant aux rayons UV.

Cependant, les géo-membranes parfaites n'existent pas. Des défauts peuvent apparaître au cours de la fabrication, du transport, du stockage, de la mise en œuvre (pose et soudure), de la période de fonctionnement. Une densité de 26 défauts par hectare (valeur haute) a été mesurée dans le fonds de décharges, et les débits de fuites des lixiviats au niveau de ces perforations peuvent être importants.

Une géo-membrane présentant des perforations, des soudures imparfaites, une mauvaise mise en œuvre ne remplit pas son rôle de barrière étanche. Les lixiviats la traversent et atteignent la barrière de sécurité passive. Si la couche argileuse arrive à saturation, les lixiviats pourront atteindre l'aquifère puis, à terme, contaminer les nappes d'eau souterraine. Pour tenter de limiter cette contamination, un système de drainage peut être mis en place sous la géo-membrane pour recueillir le lixiviat [55].



Figure 14: Mise et soudure de la Géomembrane.

IV.4.3. Réseau de drainage des lixiviats

Afin de capter et éviter l'accumulation des eaux de lixiviation vers le bas des casiers, un réseau est installé au fond des cellules. Les conduites sont en P3C perforés de 25cm de diamètre.



Figure 15: Conduite de drainage des Lixiviats.

Ces tubes sont disposés dans les fossés, en suite recouverts de pierre concassée et d'un géotextile de filtration afin de minimiser les risques d'obstruction.



Figure 16: Tube de drainage.



Figure 17: Géotextile.

L'ensemble est recouvert d'une couche de gravier 50/25 de 40 cm d'épaisseur.



Figure 18: La Couche de gravier.

IV.4.4. Elimination des biogaz [58]

Un système vertical de récupération des biogaz a été réalisé, qui consiste en des cheminées en buses et en béton perforé de 1 m de diamètre. A l'intérieur de ces buses est posé un tube en P3C perforé, qui permet de collecter les biogaz produits par la biodégradation des déchets, et permettre leur évacuation du casier d'enfouissement.

Le biogaz au niveau des casiers n'est pas pris en charge (ni récupéré, ni brûlé), il s'échappe dans l'air (fig.19).



Figure 19: Système de récupération de BIOGAZ sans traitement, Ouled Fayet.



Figure 20: Refoulement de lixiviats vers l'extérieur au niveau du cheminé de récupération des Biogaz du Casier N° 1, Ouled Fayet.

IV.4.5. Bassin de décantation de lixiviats :

Les eaux de percolation du casier N°5 sont récupérées par un canal de réception dont le débit est estimé à 1.85 L.s^{-1} dans un bassin ayant un volume de 124 m^3 .

Il y a lieu de signaler, que la nature est considérée comme le réceptacle final pour les lixiviats qui ne subissent aucun traitement au préalable.



Figure 21: Le Bassin de Décantation de Lixiviats.



Figure 22: Canal de réception de lixiviats.



Figure 23: Canal d'évacuation de lixiviats.

Si le bassin de décantation est saturé, le drainage se fait directement vers l'oued de Ben Brahem à travers le canal d'évacuation.



Figure 24: Canal d'évacuation de lixiviats vers l'Oued Ben Brahem.



Figure 25: Réceptacle finale de lixiviats vers l'Oued Ben Brahem.



Les lixiviats d'un centre d'enfouissement technique sont de compositions diverses. Selon les saisons, la pluviométrie, la nature des déchets, ils vont avoir des caractéristiques biologiques et chimiques sensiblement différentes.

Nous nous attacherons dans ce chapitre, à caractériser les lixiviats du CET d'Ouled Fayet à travers la détermination des paramètres globaux (T^0 , pH, conductivité, Résidu Sec, MES, MVS, DCO, DBO₅, DBO₅/DCO, PO₄³⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺....etc, les cations : Ca²⁺, Na⁺ et K⁺ et métaux lourds (Fe, Zn, Cu, Ni, Al, Cd), et à traiter ces derniers par les procédés suivants : Coagulation-Floculation (CF), Oxydation Fenton (OF), Electrocoagulation (EC), Electro-Fenton (EF).

V. Matériels, méthodes et procédés

V.1. Site et mode de prélèvement :

Pour notre étude nous avons retenu trois points de prélèvements P₁, P₂ et P₃ répartis en différents sites de la décharge où les lixiviats sont issus de différents casiers. Le premier P₁ se situe à la sortie du système de drainage des lixiviats de casier N° 5 qui a été exploité de 2007 à 2010. Le deuxième point P₂ se trouve sur le système de drainage de lixiviats des casiers N° 2 et 3 (période d'exploitation 2004-2007) et 4 (en exploitation de puis le mois de mai 2010 à ce jour), le troisième P₃ se situe à la sortie du système de drainage verticale des biogaz du casier N° 1 (fermé en 2004). La **figure-26** présente un schéma du CET d'Ouled-Fayet avec les trois points de prélèvement P₁, P₂ et P₃.

Les lixiviats prélevés en 2010 et 2011 lors de plusieurs campagnes d'échantillonnage, ont été analysés en respectant les conditions classiques de conservation des échantillons. Les prélèvements se font dans des récipients en polyéthylène de capacité variable en fonction de la quantité nécessaire aux différentes expériences (1 à 2 litres pour la caractérisation et une cinquantaine de litre pour les essais de traitement). Pour chaque prélèvement le récipient est rincé avec l'effluent et rempli jusqu'à ce qu'il déborde, et puis transportés au laboratoire où ils sont stockés au réfrigérateur à 4°C de manière à limiter toute activité biologique.



Figure 26: Localisation des trois points de prélèvement au CET.

V.2. Méthode d'analyse :

Les paramètres analysés pour caractériser les lixiviats d'Ouled Fayet, les méthodes et les normes sont portés en annexe et résumés dans le **Tableau.13** :

Tableau 13: Principe et références des méthodes d'analyse des différents paramètres de pollution.

Paramètres	Principe de la Méthode	Référence de la Méthode
pH	pH-mètrie	NFT90-008
Température	Thermométrie	NF T90-100
Conductivité	Conductivité-mètrie	NF T90-031
Potentiel Redox	pH-mètrie	NFT 90-008
DCO	Bichromate de potassium	ISO 6060-1989 et analyseur de DCO (lovibond "checkit direct " COD VARIO)
DBO ₅	Manométrique (DBO mètre)	NFT 90-103
NH ₄ ⁺	Colorimétrique	ISO 7150/1-1984
NO ₃ ⁻	Colorimétrique	ISO 7890-3-1988
NO ₂ ⁻	Colorimétrique	ISO 6777-1984
PO ₄ ³⁻	Colorimétrique	ISO 6878/1-1986
SO ₄ ²⁻	Colorimétrique	Méthode Allemande élaborée par le laboratoire agréée de la SEAAL
Cl ⁻	Titrage	NF T 90-014
HCO ₃ ⁻ et CO ₃ ²⁻	pH-mètrie (TA et TAC)	NF T 0-036
MES	Filtration et séchage à 105°C	T 90-105
MVS	Calcination à 560 °C	-
Ca ²⁺ , Na ⁺ et K ⁺	Spectrophotométrie a flamme	ISO 9964/3
Métaux lourds	Spectrophotométrie d'adsorption atomique	NF T 90-112

V.3. Procédés de traitement des lixiviats :

V.2.1. Traitement par Coagulation-Floculation (CF):

L'étude de la coagulation par le chlorure ferrique hydraté (FeCl₃.6 H₂O) pour le traitement des lixiviats consiste en trois phases successives :

- ✓ Une phase initiale avec une agitation rapide de 300 tr/min pendant une minute.
- ✓ Une phase lente ou la vitesse d'agitation est réduite jusqu'à 50 tr/min pour une vingtaine de minute.
- ✓ Et une phase finale qui consiste à laisser décanter pendant une heure.

Les essais ont été effectués sur Jar-test équipé de 6 béchers d'un litre de marque « AQUA LYTIC AL 46-6 », avec des volumes d'échantillons de 500 ml.

Avant de procéder au traitement, le pH initial de l'effluent est ajusté à la valeur désirée par

ajout d'une quantité appropriée d'acide sulfurique à 98% à l'effluent.



Figure 27: Flocculateur utilisé pour l'optimisation des paramètres de coagulation floculation.

Après décantation, on prélève le surnageant à l'aide d'une seringue en plastique à partir d'un point situé à environ 1 cm au dessous de la surface du liquide.

Enfin, on procède à l'analyse du surnageant en vue de mesurer l'efficacité de ce traitement, le rendement ou abattement de DCO est calculé par la formule suivante :

$$R (\%) = \frac{DCO_0 - DCO_F}{DCO_0} \times 100$$

Avec :

- DCO_0 : demande chimique de l'effluent avant traitement
- DCO_F : demande chimique de l'effluent après traitement.

V.2.2. Traitement par Electrocoagulation (EC):

Le dispositif d'électrocoagulation utilisé au cours de cette étude est illustré par la figure 28.

Il consiste en une cellule d'électrocoagulation avec agitation, un générateur de courant électrique et d'un filtre.

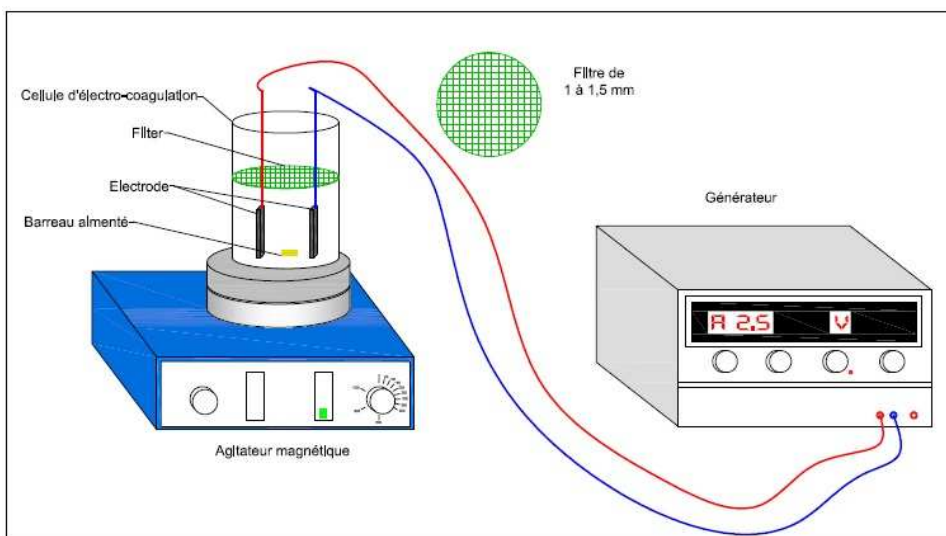


Figure 28: Schéma de dispositif expérimental.

La cellule d'électrocoagulation est de géométrie cylindrique avec une capacité volumétrique de 1 litre. Le filtre en plastique est introduit dans la cellule permet de piéger les floccs formés par mécanisme de flottation au cours de l'électrocoagulation (figure.29). Ce filtre de diamètre 1,5 à 2 mm contribue à l'amélioration de la performance de l'électrocoagulation dans le traitement du lixiviat.

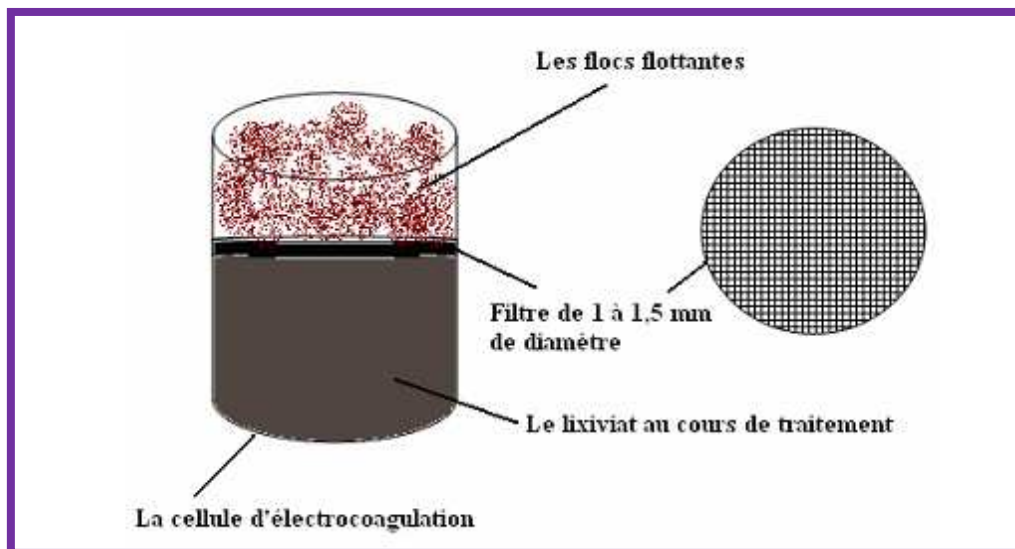


Figure 29: Rôle de filtre dans la conception de la cellule d'électrocoagulation.

Les électrodes utilisées au cours de nos expériences sont des électrodes en fer d'une surface active de 29 cm². La distance inter électrode (e) est de : 1 ; 1,7 ; 2,8 et 3,6 cm.

Le pH est varié de 4,5 à 8. L'intensité du courant (i) est de : 2 ; 2,5 et 3 A.

Un volume de 600 ml de lixiviat est traité pendant 90 min. au cours de ce traitement des prélèvements des échantillons sont effectués afin de calculer les rendements d'abattement de la DCO et de tracer ainsi la cinétique d'électrocoagulation en fonction des paramètres d'optimisation choisis et en fonction du temps de traitement.

Le pourcentage d'abattement est calculé selon : $R \% = \frac{(DCO_0 - DCO_f)}{DCO_0} \times 100$

V.2.3. Traitement par Oxidation Fenton (OF):

On remplit 4 béchers d'un litre avec 500 ml de lixiviat en stock. Placés sous jar-test équipé de 4 béchers d'un litre (figure.30), on ajuste à l'aide d'un pH-mètre, d'une solution de H₂SO₄ 98% le pH désiré. On procède alors suivant 2 phases :

- ✓ ***Une première phase de réaction qui dure 2h***, où la vitesse d'agitation est maintenue à 200 tr/min, et ceci afin de réaliser un réacteur parfaitement agité en batch.

Dès que le jar-test est lancé, on ajoute en même temps le réactif (H_2O_2 50%, $d=1,19$) et le catalyseur (FeSO_4).

- ✓ Une deuxième phase de repos de 45 min, celle-ci permet la décantation des sels notamment les sels ferriques) formés lors du processus.

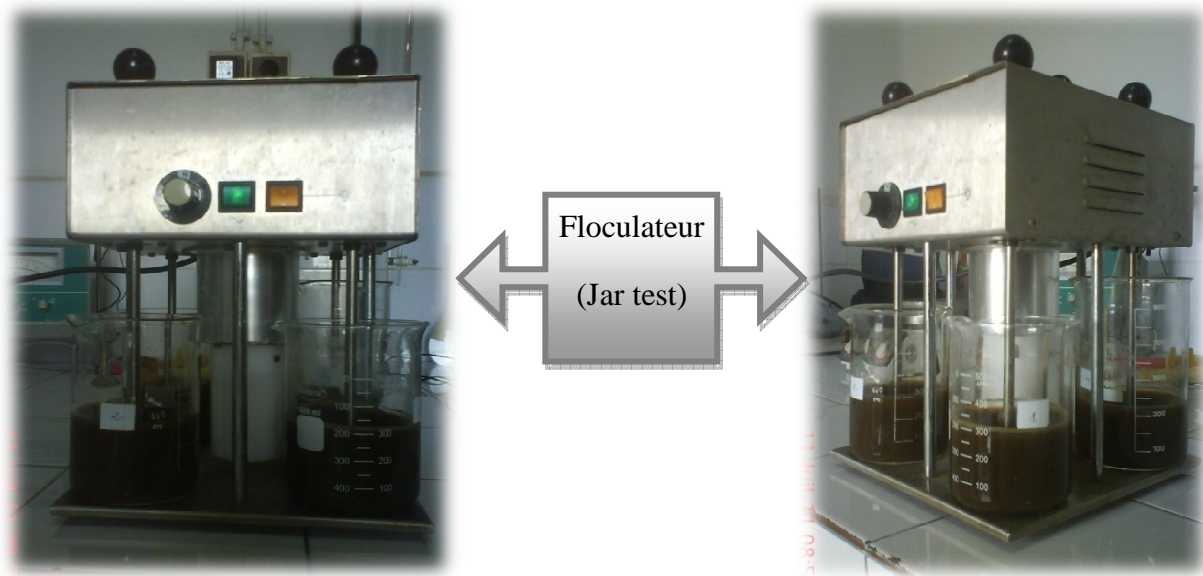


Figure 30: Traitement des lixiviats par le procédé Fenton

On prélève ensuite quelques millilitres du surnageant à l'aide d'une pipette graduée pour analyse.

V.2.4. Traitement par Electro-Fenton (EF):

On utilise le même réacteur que celui dans l'électrocoagulation, et les conditions opératoires sont similaires (déjà fixé par la méthode d'électrocoagulation) et par la suite on optimise la concentration en H_2O_2 ajouté et le pH.

Principe :

- ✓ Un volume de 600 ml du lixiviat est traité pendant 90 min.
- ✓ A $t=0$ min on ajoute des concentrations bien définies (2, 4, 6, 8 et 10) en H_2O_2 dans notre réacteur.

Au cours de ce traitement des prélèvements des échantillons sont effectués afin de calculer les rendements d'abattement de la DCO et de tracer ainsi la cinétique d'Électro-fenton en fonction des paramètres d'optimisation choisis et en fonction du temps de traitement.

VI. Résultats et Interprétations

VI.1. Caractérisation des lixiviats du CET d'Ouled Fayet :

Nous présentons dans ce chapitre les résultats sur l'ampleur de la pollution qui caractérise les lixiviats du CET étudié, à travers la détermination des paramètres physicochimiques et biologiques de pollution : T^0 , pH, conductivité, résidu sec, MES, MVS, DCO, DBO_5 , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ et certains métaux lourds (Fe, Zn, Cu, Ni, Al, Cd). Il s'agit donc de l'évaluation de la charge organique, minérale et azotée, de la biodégradabilité ainsi que la recherche d'éléments toxiques. Quatre campagnes de prélèvement ont été effectuées pour les points de prélèvement P1 et P2 et cinq pour P3.

Les résultats obtenus sur les différents prélèvements sont représentés dans les tableaux 14, 15 et 16 respectivement pour les trois points de prélèvement P₁, P₂ et P₃. Le tableau 17 résume les teneurs moyennes pour chaque point de prélèvement.

Tableau 14: Caractérisation de lixiviats de CET d'Ouled Fayet «point de prélèvement P₁».

paramètres	Jours de prélèvement			
	29-05-2010	12-06-2010	19-01-2011	10-05-2011
Couleur	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre
Odeur	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée
pH	8,17	8,25	8,15	8,68
Conductivité (ms/cm)	6,95	7,34	-	35,5
Potentiel Redox (mV)	-71,6	-81,1	-68,6	-100
Température (°C)	27	27,7	16,5	23,5
T ambiante (°C)	-	23,8	18	-
DCO (mg O ₂ /l)	20413,97	18515	27060,39	13347,46
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	2260	-	-	-
DBO ₅ /DCO	0,11	-	-	-
NH ₄ ⁺ (mg/l)	5685,82	17438	4894,49	20000
NO ₃ ⁻ (mg/l)	340,54	78,34	204,64	25
NO ₂ ⁻ (mg/l)	1,66	1,66	1,12	16,5
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	25,01	12,24	Non décelable	119
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	200	254,55	Non décelable	823,2
Cl ⁻ (mg/l)	1704	2982	788,89	3702,17
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	19520	21350	-	-
Résidu sec (g/l)	25,34	27,33	-	15,59
MES (g/l)	3,64	3,22	-	1,33
MVS (g/l)	2,70	2,23	-	0,97
COT (mg/l)	-	-	-	1900
Ca ²⁺ (g/l)	143,14	145,09	-	0,24
Na ⁺ (g/l)	2,67	2,67	-	4,01
K ⁺ (g/l)	2,76	2,76	-	0,71
Ni ²⁺ (mg/l)	-	-	-	22
Cu ²⁺ (mg/l)	-	-	-	2,5
Zn ⁺ (mg/l)	-	-	-	3
Al ⁺ (mg/l)	-	-	-	5
Fe (mg/l)	-	-	-	7,1
Cd ⁺ (mg/l)	-	-	-	5

Tableau 15: Caractérisation des lixiviats de CET d'Ouled Fayet « point de prélèvement P2 ».

paramètres	Jours de prélèvement			
	29-05-2010	12-06-2010	19-01-2011	10-05-2011
Couleur	Noirâtre	Noire foncé	Noire foncé	Noirâtre
Odeur	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée
pH	8,35	8,45	8,75	8,62
Conductivité (ms/cm)	5,9	5,88	-	20,4
Potentiel Redox (mV)	-83,4	-92,8	-80	-96
Température (°C)	27,1	28,3	22	18,6
T ambiante (°C)	-	23,8	18	-
DCO (mg O ₂ /l)	7216,1	10064,6	9684,77	4576,27
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	1214	-	-	-
DBO ₅ /DCO	0,19	-	-	-
NH ₄ ⁺ (mg/l)	4645,37	10169	4542,79	3000
NO ₃ ⁻ (mg/l)	124,7	251,01	Non décelable	21
NO ₂ ⁻ (mg/l)	1,02	0,21	0,96	4,5
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	26,60	30,32	9,88	41
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	109,09	190,91	Non décelable	892,8
Cl ⁻ (mg/l)	1988	1988	2028,57	3183,87
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	14640	12810	-	-
Résidu sec (g/l)	12,34	12,34	-	8,34
MES (g/l)	3,12	2,64	-	1,20
MVS (g/l)	2,61	1,90	-	0,42
COT (mg/l)	-	-	-	574,6
Ca ²⁺ (g/l)	87,25	86,27	-	0,33
Na ⁺ (g/l)	1,78	2,04	-	3,84
K ⁺ (g/l)	1,91	2,38	-	0,70
Ni ²⁺ (mg/l)	-	-	-	22
Cu ²⁺ (mg/l)	-	-	-	1,8
Zn ⁺ (mg/l)	-	-	-	5
Al ⁺ (mg/l)	-	-	-	4,8
Fe (mg/l)	-	-	-	16
Cd ⁺ (mg/l)	-	-	-	6

Résultats et Interprétations

Tableau 16: Caractérisation des lixiviats de CET d'Ouled Fayet «point de prélèvement P₃».

paramètres	Jours de prélèvement				
	29-05-2010	12-06-2010	19-01-2011	07-02-2011	10/05/2011
Couleur	Marron Noirâtre	Marron Noirâtre	Marron foncé	Marron Noirâtre	Marron Noirâtre
Odeur	Nauséabonde	Nauséabonde	Nauséabonde	Nauséabonde	Nauséabonde
pH	7,76	7,6	7,7	7,74	7,89
Conductivité (ms/cm)	7,52	7,67	-	-	32,5
Potentiel Redox (mV)	-48,7	-41,4	-62	-51	-57
Température (°C)	26,9	27,8	16	18	19,6
T ambiante (°C)	-	23,8	18	-	-
DCO (mg O ₂ /l)	8051,65	10330,4	8507,41	5491,57	5593,22
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	1609	-	-	904	
DBO ₅ /DCO	0,19	-	-	0,16	
NH ₄ ⁺ (mg/l)	7532,24	19314	9232,12	11430,25	7000
NO ₃ ⁻ (mg/l)	95,92	1406,9	Non décelable	2,208	19
NO ₂ ⁻ (mg/l)	1,39	0,43	1,18	1,13	7
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	67,04	95,76	15,88	28,59	128
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	127,27	127,27	Non décelable	45,46	427
Cl ⁻ (mg/l)	2272	2272	2272	1704	4517,25
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	19520	18910	-	14640	-
Résidu sec (g/l)	14,67	20,34	-	11,34	12,07
MES (g/l)	1,83	2,36	-	1,23	1,61
MVS (g/l)	0,92	2,01	-	0,64	0,79
COT (mg/l)	-	-	-	843,2	919,8
Ca ²⁺ (g/l)	121,57	123,53	-	90	0,28
Na ⁺ (g/l)	2,22	1,33	-	6,99	3,81
K ⁺ (g/l)	2,29	1,71	-	161,61	0,71
Ni ²⁺ (mg/l)				0,83	19
Cu ²⁺ (mg/l)				28,42	1,7
Zn ⁺ (mg/l)				0,85	2
Al ⁺ (mg/l)				7	4,4
Fe (mg/l)					20
Cd ⁺ (mg/l)					5

Résultats et Interprétations

Les teneurs moyennes des différents paramètres caractérisant les lixiviats ainsi que les valeurs limitent (normes) de rejet des effluents liquides dans le milieu naturel sont résumés dans le tableau.17

Tableau 17: Teneurs moyennes et extrêmes des différents paramètres caractérisant les lixiviats.

paramètres	Point de prélèvement P ₁		Point de prélèvement P ₂		Point de prélèvement P ₃		Normes [59]
	Valeur moyenne	Intervalle de variation	Valeur moyenne	Intervalle de variation	Valeur moyenne	Intervalle de variation	
pH	8,31	8,15 - 8,68	8,54	8,35 - 8,75	7,74	7,6 - 7,89	6,5 à 8,5
Conductivité (ms/cm)	16,59	6,95 - 35,5	10,73	5,88 - 20,4	15,89	7,52 - 32,5	
Potentiel Redox (mV)	- 80,32	(-68,6) - (-100)	- 88,05	(-80) - (-96)	- 52,02	(-41,4) - (-62)	
Température (°C)	23,67	16,5 - 27,7	24	18,6 - 28,3	21,66	16 - 27,8	30
DCO (mg O ₂ /l)	19833,9	13347 - 27060	7885,4	4576,3-10065	7594,85	5491,6 -10786	120
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	2260	2260	1214	1214	1256,5	904 - 1609	35
DBO ₅ /DCO	0,11	0,11	0,19	0,19	0,17	0,16 - 0,19	
COT (mg/L)	1900	1900	574,6	574,6	881,5	843,2 - 919,8	
NH ₄ ⁺ (g/l)	12,01	4,89 - 20	5,59	3000 - 10169	10,90	7000 - 19314	
NO ₃ ⁻ (mg/l)	162,13	25 - 340,54	132,24	21 - 251	381	2,208 - 1407	
NO ₂ ⁻ (mg/l)	5,24	1,12 - 16,5	1,67	0,21 - 4,5	2,23	0,43 - 7	
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	52,08	12,24 - 119	34,87	9,89 - 41	67,06	15,89 - 128	10
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	425,92	200 - 823,2	397,6	109 - 893	181,74	45,45 - 427	
Cl ⁻ (g/l)	2,29	0,79 - 3,70	2,29	1,99 - 3,18	2,61	1,70 - 4,52	
HCO ₃ ⁻ (g/l)	20,43	19,52 - 21,35	13,72	12,81 - 14,64	17,69	14,64- 19,52	
Résidu sec (g/l)	22,75	15,59 - 27,33	11,01	8,34 - 12,34	14,61	11,34 - 20,34	
MES (g/l)	2,73	1,33 - 3,64	2,32	1,20 - 3,12	1,76	1,23 - 2,36	0,035
MVS (g/l)	1,97	0,97 - 2,7	1,64	0,42 - 2,61	1,09	0,64 - 2,01	
Ca ²⁺ (g/l)	96,16	0,24 - 145,1	57,95	0,33 - 87,25	83,84	0,27 - 123,53	
Na ⁺ (g/l)	3,12	2,67 - 4,01	2,55	1,78 - 3,84	3,58	1,33 - 6,99	
K ⁺ (g/l)	2,08	0,71 - 2,76	1,66	0,70 - 2,38	41,58	0,71 - 161,6	
Ni ²⁺ (mg/l)	22	22	22	22	9,91	0,83 - 19	0,5
Cu ²⁺ (mg/l)	2,5	2,5	1,8	1,8	15,06	1,7 - 28,42	0,5
Zn ⁺ (mg/l)	3	3	5	5	1,42	0,85 - 2	3
Al ⁺ (mg/l)	5	5	4,8	4,8	5,7	4,4 - 7	
Fe (mg/l)	7,1	7,1	16	16	20	20	3
Cd ⁺ (mg/l)	5	5	6	6	5	5	0,2

A partir de ces résultats, on relève les constats suivants :

❖ La couleur :

Les lixiviats étudiés arboraient une couleur noir foncé pour le point P₂, une couleur noire foncé pour le P₁ et une couleur marron foncé pour le P₃, ceci doit être dû essentiellement aux MES et à la présence des ions de sulfure dont le pouvoir colorant est élevé.

❖ L'odeur :

Les odeurs désagréables dégagées par les lixiviats sentaient les “œufs pourris”. Elles sont plus prononcées pour le point P₁ que pour celui du point P₂. Ces odeurs sont dues principalement :

- ✓ A la présence d'ammoniac (Présence d'un fort taux d'ammonium dans les lixiviats).
- ✓ Aux composés soufrés issues en partie des processus de biodégradation et contribuent à l'émanation du gaz H₂S.
- ✓ A la décomposition de la matière organique présente dans l'effluent dont la macération se poursuit (fermentation anaérobie).
- ✓ Et aussi à la température du milieu.

❖ Le pH :

Dans l'étude des lixiviats, le pH est un indicateur qui permet de se situer dans les différentes étapes de dégradation des déchets. Des pH inférieurs à 7 sont caractéristiques des premières phases de dégradation des déchets (phase acidogène). Le pH remonte au cours des phases suivantes et se stabilise autour de 7-8 durant la phase de méthanogénèse. Les pH mesurés qui varient de 7,7 à 8,4 signifient que les lixiviats du CET de Ouled-Fayat sont en stade avancé de dégradation. Ces pH se trouvent dans l'intervalle des norme de rejet en milieu naturel (6,5 et 8,5).

❖ Conductivité électrique :

La conductivité qui donne une information globale sur la quantité d'espèces chargées présentes dans les différents lixiviats, est un indicateur de la pollution minérale. La conductivité moyenne mesurée dans nos échantillons des lixiviats pour les points P₁, P₂ et P₃ est de 16.59, 10.73 et 15.89 ms/cm respectivement. Cette forte conductivité traduit une salinité importante. Les principaux sels rencontre sont: Cl⁻, NH₄⁺, HCO₃⁻, SO₄⁻, Na⁺, K⁺, Ca⁺⁺. On constate un très fort lessivage des déchets ménagers

❖ Demande chimique en oxygène (DCO) :

La DCO exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique biodégradable ou non d'une eau à l'aide d'un oxydant fort, le bichromate de potassium sous des

conditions données [22].

La matière organique relarguée dans les lixiviats est considérée comme un bon indicateur de l'état de dégradation des déchets car elle subit de multiples transformations au cours des différentes étapes de dégradation. La Demande Chimique en Oxygène fait partie des principaux paramètres dont la mesure est imposée par la réglementation.

L'analyse de nos échantillons a montré que les lixiviats du point P₁ véhiculent de loin la pollution oxydable la plus élevée.

- ✓ P₁ : la DCO atteint une valeur moyenne de 19834 mg/l.
- ✓ P₂ : la DCO atteint une valeur moyenne de 7885 mg/l.
- ✓ P₃ : la DCO atteint une valeur moyenne de 7595 mg/l.

Cette forte DCO rencontrée est due à la fraction organique constituée partiellement d'acides gras volatils dégradables et aux métabolites non biodégradables. Les valeurs de DCO sont très élevées par rapport à la norme qui est de 120 mg/l pour le rejet dans le milieu naturel.

❖ Demande biochimique en oxygène (DBO₅) :

La DBO exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau, par le développement de micro-organismes, dans des conditions données. Les conditions communément utilisées sont 5 jours à 20°C, à l'abri de la lumière et de l'air [22].

Les moyennes des valeurs obtenues aux points P₁, P₂ et P₃ sont respectivement 2260 mg O₂/l, de 1214 mg O₂/l et 1256 mg O₂/l. Nous remarquons que ces valeurs sont élevées par rapport à la norme qui est de 35 mg/l pour le rejet dans un milieu naturel. Ces teneurs indiquent la présence d'une concentration importante en matière organique biodégradable et que la phase ultime de dégradation microbienne n'est pas encore entièrement atteinte, en d'autres termes, il s'agit de lixiviats intermédiaires déchets qui ne sont pas encore en phase de stabilité.

❖ Le rapport DBO₅/DCO :

Le rapport DBO₅/DCO qui évolue dans le temps indique le caractère organique d'un milieu, et son degré de biodégradabilité, il donne des informations sur l'âge de la décharge, c'est-à-dire la nature des transformations biochimiques qui y règnent.

La valeur moyenne de ce rapport est de 0,11 au point P₁, et de 0,19 au point P₂ et de 0,17 au point P₃.

- Au point P₁ présente:
 - ✓ Un pH moyen de l'ordre de 8,31
 - ✓ Une charge organique élevée avec une DCO de valeur moyenne de 19,83 g O₂/l.

- ✓ Une biodégradabilité moyenne de 0,11.

Nous pouvons dire que ce lixiviat évolue d'un lixiviat jeune vers un lixiviat intermédiaire (pH>7, DBO5/DCO entre 0,1 et 0,3 et la DCO au voisinage de 20 g O₂/l, l'âge de casier 5 < 5 ans).

➤ Au point P₂ présente:

- ✓ Un pH basique de l'ordre de 8,54.
- ✓ Une charge organique avec une DCO de valeur moyenne de 7,88 g O₂/l.
- ✓ Une biodégradabilité de l'ordre DBO₅/ DCO = 0,19.

On peut dire que ces lixiviats évoluent d'un lixiviat intermédiaire et peuvent encore évoluer biologiquement (pH >7, DBO5/DCO entre 0,1 et 0,3 et la DCO est entre 3 et 15 g O₂/l).

➤ Au point P₃ présente:

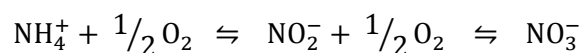
- ✓ Un pH basique de l'ordre de 7,74.
- ✓ Une charge organique avec une DCO de valeur moyenne de 7,59 g O₂/l.
- ✓ Une biodégradabilité de l'ordre DBO₅/ DCO = 0,17.

Donc nous sommes dans le cas de lixiviat intermédiaire stabilisé (pH au voisinage de 7, DBO5/DCO entre 0,1 et 0,3 et la DCO est entre 3 et 15 g O₂/l, l'âge du casier 1 est supérieur à 7 ans).

❖ L'ion nitrate et nitrite (NO₃⁻, NO₂⁻) :

Les concentrations moyennes mesurées pour les nitrates sont de 162,13 mg/l, 132,24 mg/l, et 381 mg/l respectivement aux points P₁, P₂ et P₃, et celle de nitrites sont respectivement de 5,24 ; 1,67 et 2,23 mg/l. Ces teneurs relativement faibles en Azote oxydé s'expliquent par le fait que nous sommes en milieu réducteur, comme le montre le potentiel Redox qui est très négatif. En fait dans un tel milieu la forme réduite de l'azote (NH₄⁺) prédomine et la nitrification n'est pas favorisée. Rappelons que dans les CET, les déchets ménagers compactés évoluent en fermentation anaérobie. Ce résultat est conforme avec la bibliographie qui donne des teneurs en azote réduits très élevées [8]. Pour les trois sites de prélèvement P₁, P₃ et P₂, nous constatons une forte présence du NH₄⁺ (12 ; 5,6 et 10,9 g/l). Les nitrites observés en très faible teneur constituent une étape importante dans la métabolisation des composés azotés, ils s'insèrent dans le cycle de l'azote entre les ions ammonium (NH₄⁺) et les nitrates. Leur présence est dus probablement à la réduction des nitrates.

La réaction chimique suivante résume le phénomène d'oxydation :



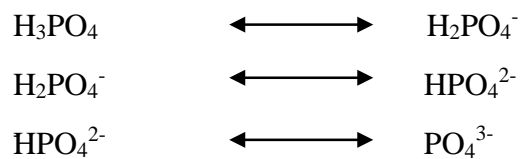
❖ L'ion Ortho-phosphate PO_4^{3-} :

Le phosphore est présent dans les lixiviats sous différentes formes :

- ✓ Phosphore organique : comme les phospholipides, les phosphoprotéines.
- ✓ Phosphore minéral: dérivé de l'acide phosphorique comme les orthophosphates (PO_4^{3-} , H_2PO_4 et HPO_4^{2-}). L'ensemble des formes organiques et minérales constitue le phosphore total.

Les phosphates correspondent en fait aux ortho-phosphates car l'ion phosphate, n'existe en solution que pour des pH basiques.

En effet, l'acide phosphorique est susceptible de s'ioniser de différentes façons:



La présence de phosphore dans les eaux entraîne un développement important des algues microscopiques et macroscopiques.

Ces faibles teneurs (52,1 ; 34,9 et 67 mg/l) sont donc la résultante de l'assimilation rapide de cet élément par les bactéries et les algues et/ou par sa complexation avec le calcium sous forme d'apatite. Le phosphore précipite généralement sous forme hydroxyl-apatite ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$). Le calcium étant très abondant dans les lixiviats étudiés

Nous remarquons que ces valeurs sont relativement élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 10 mg/l.

❖ L'ion sulfate SO_4^{2-} :

Les lixiviats véhiculent des concentrations élevées en sulfates.

Les sulfates sont en général fortement présents dans les lixiviats, ces espèces proviennent de déchets riches en soufre tels que le bois et le plâtre. Lors des phases de dégradation (acétogènes et méthanogènes), dans des conditions d'anaérobiose et de faibles potentiels redox, les sulfates sont réduits en sulfures et sont souvent associés aux espèces métalliques [60].

Les valeurs moyennes pour notre échantillon sont respectivement de 425,92 mg/l, 397,6 mg/l et 181,74 mg/l pour P1, P2 et P3

❖ L'azote ammoniacal (NH_4^+) :

Les autres formes de pollution qu'on relève dans les lixiviats étudiés sont celles liées à leur richesse en azote. Les valeurs moyennes obtenues aux points P₁, P₂ et P₃ sont respectivement de 12, 5,59 et 10,9 g/l, celles-ci sont nettement supérieures à la norme de rejet qui est de 20 mg/l.

La formation de NH_4^+ par l'action hydrolytique de bactéries sur les formes organiques azotées telles que les protéines est appelée ammonification. Ce processus est influencé par la teneur du déchet en azote organique [61].

Les lixiviats du CET de Ouled Fayet sont riches en azote et l'azote prépondérant se trouve sous forme réduite (azote ammoniacal) par ce qu'en aérobiose, la minéralisation est ralentie [62].

Il apparaît que l'azote ammoniacal domine quantitativement. Les formes azotées représentent 90 % de l'azote total [63].

❖ Matière en suspension (MES) :

Il s'agit de la quantité de matière en suspension dans l'eau, d'origine organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ...), ou minérale (sables, limons, argiles, ...). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus. Elles correspondent à la pollution solide [62].

En générale, la turbidité de l'eau est causée par des particules de matière inorganique (particules de glaise et d'argile) alors que sa couleur est imputable à des particules de matière organique et d'hydroxyde de métal (le Fer par exemple).

Les lixiviats du CET d'Ouled Fayet sont très chargés en MES. Les concentrations aux points P_1 , P_2 et P_3 sont respectivement de 2,73 ; 2,32 et 1,76 g/l. Ceci implique une mauvaise pénétration de la lumière ainsi qu'une mauvaise aération des lixiviats produits. Nous assistons alors à une inhibition de la photosynthèse empêchant le travail des bactéries.

L'évolution des MES, au cours du temps, doit être ainsi corrélée à celle de la DCO par exemple. Les MES influent donc sur la biodégradabilité du milieu.

Les lixiviats du dé charge d'Ouled Fayet sont très chargés en MES, ces valeurs sont très élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 35 mg/l.

❖ Matière volatile sèche (MVS) :

On entend, par matières volatiles sèches, la partie des matières en suspension susceptibles d'être volatilisées à 550°C . Les MVS sont généralement assimilées aux matières organiques en suspension [64].

Les valeurs obtenues atteignent 1,97 ; 1,64 ; 1,09 mg/l, aux points P_1 , P_2 et P_3 respectivement. Les concentrations sont relativement faibles. Cela implique donc une concentration élevée de la matière minérale qui s'explique par l'âge des casiers.

❖ L'ion Chlorure (Cl^-) :

Le lixiviat véhicule des fortes teneurs en chlorure, au voisinage de 2000 mg/l

La concentration en chlorures du lixiviat semble augmenter au cours du temps. Cependant, ces ions sont souvent considérés comme des espèces conservatives et inertes et leurs teneurs ne dépendent généralement pas des différentes phases de dégradation des déchets. Le relargage de ces espèces est donc uniquement fonction du lessivage des déchets [65].

❖ Titre alcalimétrique (HCO_3^-) :

Les lixiviats véhiculent des concentrations élevées en HCO_3^- de l'ordre de 20 g/l. Les valeurs moyennes pour notre échantillon sont de 20,44 g/l, 13,73 g/l et 17,69 g/l respectivement pour P1, P2 et P3

❖ K^+ Na^+ et Ca^{2+} :

Les teneurs très élevées en ions alcalins, en particulier le sodium, sont à mettre en relation avec les Cl^- et donc avec la salinité du milieu.

❖ Les métaux lourds :

Les lixiviats ne véhiculent généralement pas de fortes teneurs en métaux lourds, plus les lixiviats sont âgés et plus leur teneur métallique diminue. Cela est dû principalement à leur précipitation aux pH usuellement rencontrés dans les lixiviats intermédiaires ou stabilisés. Les teneurs en fer mesurés sont toutefois supérieures à la norme.

VI.2. Traitement des lixiviats d'Ouled Fayet

Cette partie porte sur le traitement du lixiviat vieux d'Ouled Fayet prélevé au point P₃ par les quatre procédés de traitement suivants:

- ✓ Coagulation-Floculation (CF).
- ✓ Electro-coagulation (EC).
- ✓ Oxydation Fenton (OF).
- ✓ Electro-Fenton (EF).

VI.2.1. Traitement par Coagulation-Floculation (CF):

Notre travail a porté sur l'étude de la coagulation par le chlorure ferrique pour le traitement des lixiviats du point P₃. Les tests ont porté sur l'optimisation des différents paramètres influents le procédé.

A. Optimisation de la dose de coagulant (FeCl₃, 6H₂O) :

Les résultats de la coagulation par le FeCl₃, 6H₂O sont résumés dans le tableau 18, la figure 31, illustre le rendement d'élimination de la DCO.

Tableau 18: Effet des différentes doses de coagulant.

dose FeCl ₃ (g/l)	Volume (ml) FeCl ₃	pHi	pHf	v de boue (ml)	DCOi mg O ₂ /l	DCOf mg O ₂ /l	Rendement R (%)
1,3	5,42	5	2,1	190	4271,22	2542,39	40,48
1,4	5,84	5	2,09	200	4271,22	2339,00	45,24
1,5	6,25	5	2,2	200	4271,22	2033,92	52,38
1,6	6,67	5	2,01	195	4271,22	1932,22	54,76
1,7	7,08	5	2,3	190	4271,22	1728,83	59,52
1,8	7,5	5	2,2	210	4271,22	1423,74	66,67
1,9	7,92	5	2,4	205	4271,22	1627,13	61,9
2	8,34	5	2,12	200	4271,22	2440,69	42,86
2,1	8,75	5	2,2	210	4271,22	2745,78	35,71
2,2	9,17	5	1,72	195	4271,22	2847,48	33,34
2,3	9,58	5	1,8	190	4271,22	2847,48	33,34
2,4	10	5	2,3	200	4271,22	3254,26	23,81

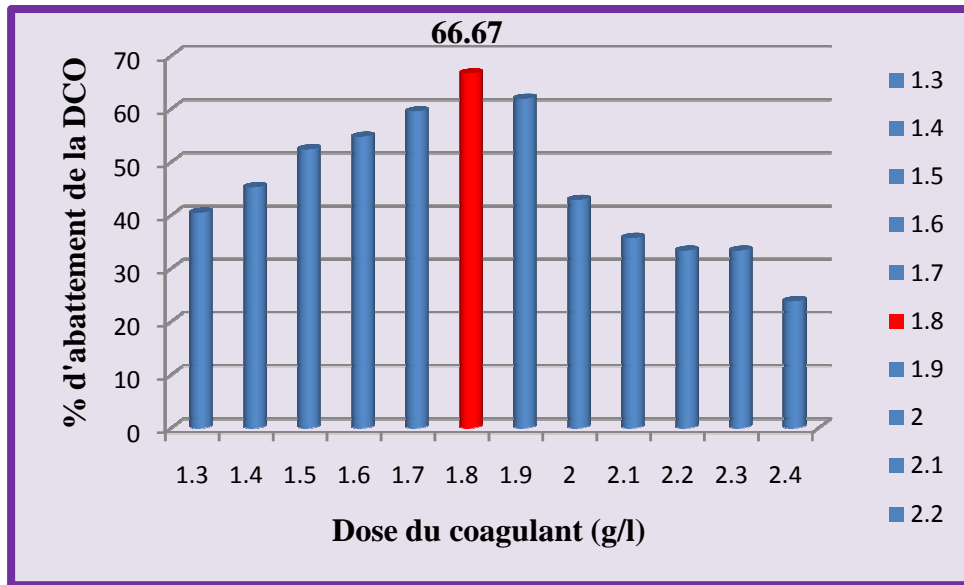


Figure 31: Évolution de la DCO en fonction de la concentration du coagulant.

Cette figure illustrant l'effet des différentes doses de FeCl_3 montre que l'élimination de la DCO a augmenté avec l'augmentation de la concentration en coagulant jusqu'à 1,8 g/l et puis elle décroît. Ainsi un maximum d'abattement de DCO de 66,67 % à été obtenu avec la dose de 1,8 g/l.

B. Influence du pH sur la dose optimale :

Dans cette partie nous allons étudier l'influence du pH sur la dose optimale. Pour cela, nous avons varié le pH initial de l'effluent traité de 3,5 à 8 comme montre le tableau 19 et la figure 32.

Tableau 19: Effet du pH sur la dose optimale.

dose FeCl_3 (g/l)	Volume (ml) FeCl_3	pHi	v de boue (ml)	DCO _i mg O ₂ /l	DCO _f mg O ₂ /l	Rendement R (%)
1,8	7,5	3,5	190	4271,22	2440,69	42,86
1,8	7,5	4	190	4271,22	2339,00	45,24
1,8	7,5	4,5	210	4271,22	1830,52	57,14
1,8	7,5	5	210	4271,22	1322,05	69,05
1,8	7,5	5,5	200	4271,22	1932,22	54,76
1,8	7,5	6	190	4271,22	2033,92	52,38
1,8	7,5	6,5	180	4271,22	2440,69	42,86
1,8	7,5	7	170	4271,22	2644,09	38,09
1,8	7,5	7,5	160	4271,22	2847,48	33,34
1,8	7,5	8	160	4271,22	2847,48	33,34

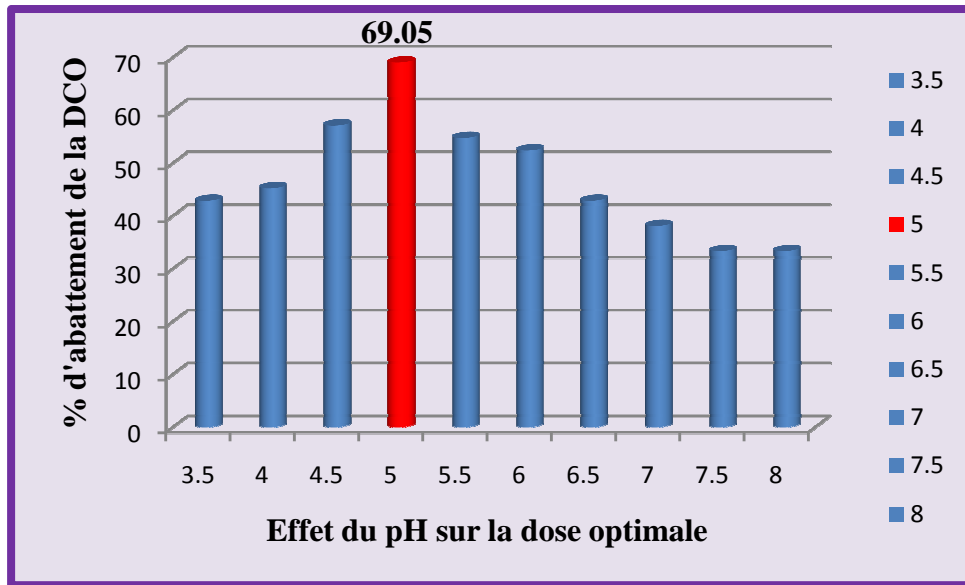


Figure 32: Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH.

D'après les résultats obtenus on conclut qu'une meilleure efficacité du traitement a été obtenue à un pH de 5, le rendement d'élimination de la DCO a augmenté jusqu'à 69,05%.

C. Caractérisation du lixiviat après traitements :

Tableau 20 : Caractérisation du lixiviat après traitement (CF).

paramètres	Avant traitement	Après traitement CC	Normes
Couleur	Marron Noirâtre	Marron Claire	
Odeur	Nauséabonde prononcée	Faible Odeur	
pH	5	2,2	6,5 à 8,5
Potentiel Redox (mv)	-57	193	
Température (°C)	19,6	-	30
DCO (mg O ₂ /l)	4271,23	1322,05	120
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	904	-	35
NH ₄ ⁺ (mg/l)	7000	6448	
NO ₃ ⁻ (mg/l)	19	12	
NO ₂ ⁻ (mg/l)	7	2,02	
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	128	28,59	10
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	427	10627,3	
Cl ⁻ (mg/l)	4517,25	1704	
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	14640	pH < 4.3	
COT (mg/L)	919,8	478,6	

D. Discussions et Conclusions :

La coagulation a donné un rendement, après optimisation du pH et de la dose du coagulant, supérieur à 69%. Ce qui confirme les précédents travaux établis sur ce procédé.

L'effluent après traitement ne peut être rejeté en l'état dans la nature, nécessitant pour cela un ajustement de pH (6,5 – 8,5). Ainsi que pour la valeur de la DCO qui reste toujours élevée et provoque des dangers pour le milieu environnant.

Les boues issues du procédé sont nauséabondes, on en déduit qu'elles contiennent un fort taux de pollution. La pollution a été donc déplacée et concentrée sous forme de boues. Ces dernières doivent faire l'objet d'un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.

VI.2.2. Traitement par Electrocoagulation (EC):

➤ Optimisation des paramètres opératoires :

Les nombreux mécanismes impliqués dans le processus d'électrocoagulation, sont régis par divers paramètres (condition opératoires), dont certains ont une influence majeure sur l'abattement de la DCO par l'électrocoagulation.

Quatre ont été retenus pour cette étude :

- ✓ La vitesse d'agitation (v) : (100 ; 150 ; 200 et 500 tr/min).
- ✓ La distance inter électrode (e) : (1 ; 1,7 ; 2,8 et 3,6 cm).
- ✓ Le pH : (4,5 ; 5 ; 5,5 ; 6,5 et 8).
- ✓ L'intensité du courant (i) : (2 ; 2,5 et 3 A).

➤ Conception du réacteur :

Avant de procéder au traitement du lixiviat, nous avons testé la performance du réacteur avec et sans filtre (figure.33). Les résultats de ce test sont présentés sur la figure.33.

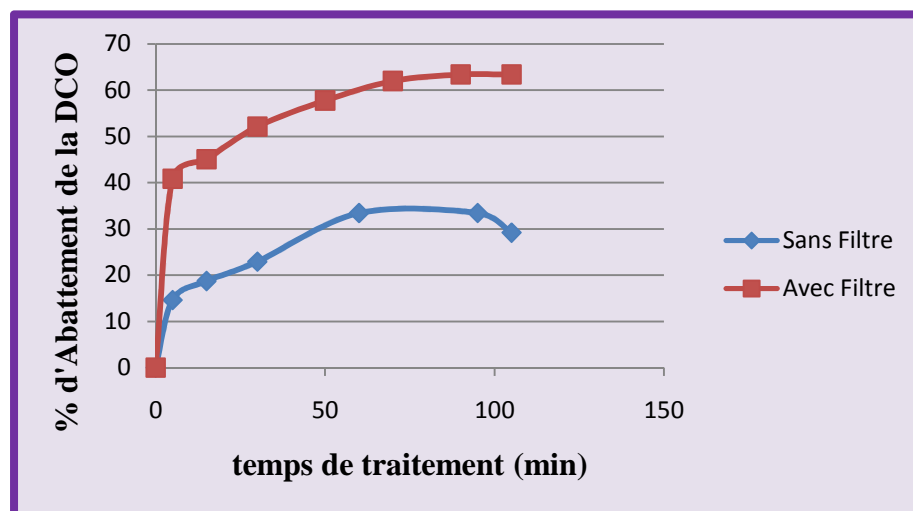


Figure 33: Rôle du filtre dans la conception du réacteur.
(Nombre d'électrode = 2, distance inter-électrode = 3,6 cm, $i = 2,5$ A)

L'analyse de ces résultats montre clairement que la séparation des floccs formés par flottation avec la mise au point d'un filtre joue un rôle important dans l'amélioration de la performance de réacteur avec plus de 20 à 30 % d'abattement de la DCO par rapport au réacteur conçu sans filtre. Ceci s'explique par le fait que les floccs formés par flottation sous forme de mousse chargée en bulles d'air et de faibles poids peuvent être réintroduits dans le réacteur sans filtre sous l'effet de l'agitation, augmentant ainsi la résistance à l'intérieur de la cellule d'électrocoagulation et diminuant la circulation des ions. De même, le cisaillement de ces floccs par les fortes agitations affecte négativement l'abattement de la DCO.

A. Optimisation des paramètres d'électrocoagulation :

❖ Effet de La distance inter électrode (e):

L'effet de la distance inter électrode sur la cinétique d'abattement de la DCO en fonction du temps et représenté sur la figure 34.

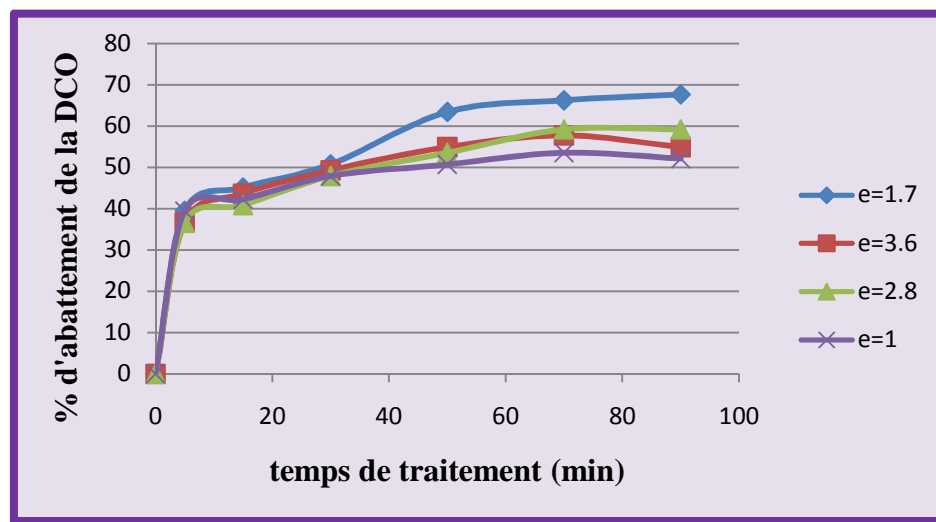


Figure 34: L'influence de la distance inter électrode.

(Nombre d'électrode = 2, vitesse d'agitation= 150 tr/min, i= 2,5 A)

D'après cette figure, on constate une similitude des résultats pour les trois distances 1 ; 2,8 et 3,6 et une légère variation pour la distance 1,7, ce qui nous a permis de conclure que ce paramètre n'avait pas une grande influence sur l'enlèvement de la DCO.

Pour la distance 1,7 cm, le rendement d'abattement est de 67,61 %.

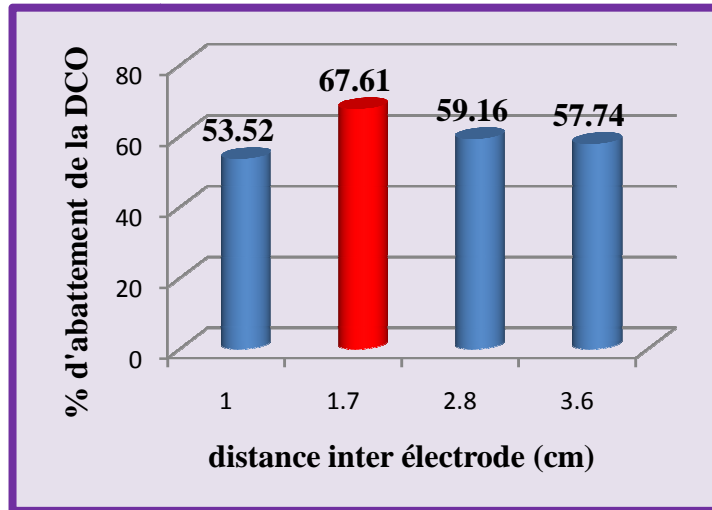


Figure 35: Représentation de l'influence de la distance inter-électrode sur l'abattement de la DCO.

❖ Effet de la vitesse d'agitation (v):

La figure.36, illustre l'effet de la vitesse d'agitation sur l'abattement de la DCO en fonction du temps.

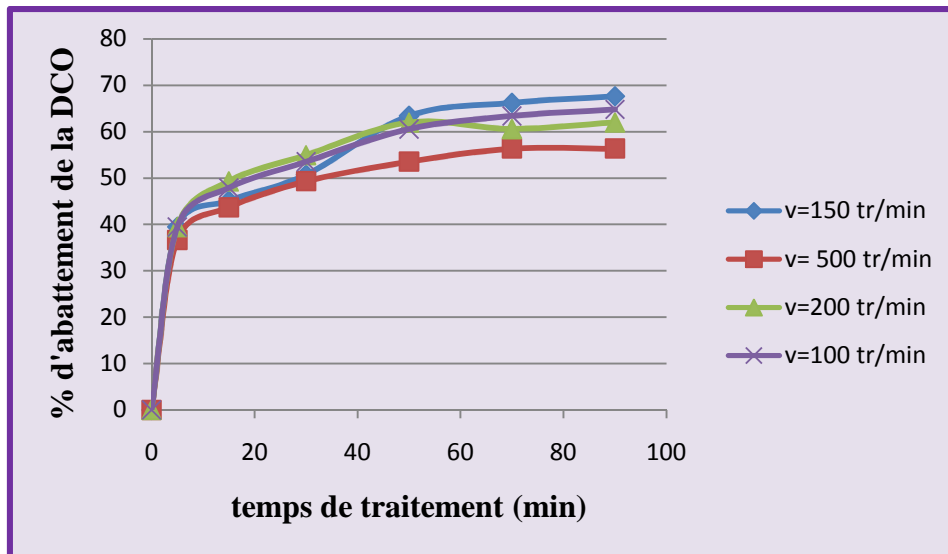


Figure 36: Effet de la vitesse d'agitation.

(Nombre d'électrode = 2, distance inter-électrode=1,7 cm, $i = 2,5$ A)

La vitesse d'agitation a été étudiée pour déterminer l'influence de ce paramètre sur l'efficacité d'élimination de la DCO, et aussi dans le but de déterminer une vitesse d'agitation qui nous permet d'optimiser la cinétique d'électrocoagulation. Ceci implique une nécessité de travailler à des vitesses d'homogénéisation assez suffisantes pour favoriser la formation des bulles et des floculants par contact « Coagulant – Polluant », mais aussi suffisamment faible pour que les floccs formés ne soient pas désagréger par les forces de cisaillement hydrodynamique.

Une vitesse d'agitation de 150 tr/min est préférentiellement choisie pour ses rendements

d'abattement de DCO de 67,61 %.

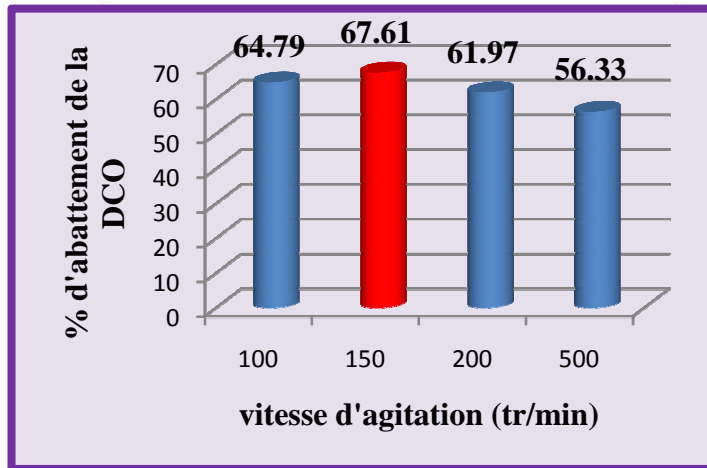


Figure 37: Représentation de l'influence de la vitesse d'agitation sur l'abattement de la DCO.

❖ Influence de pH :

La figure 38, illustre l'effet du pH sur l'abattement de la DCO en fonction du temps.

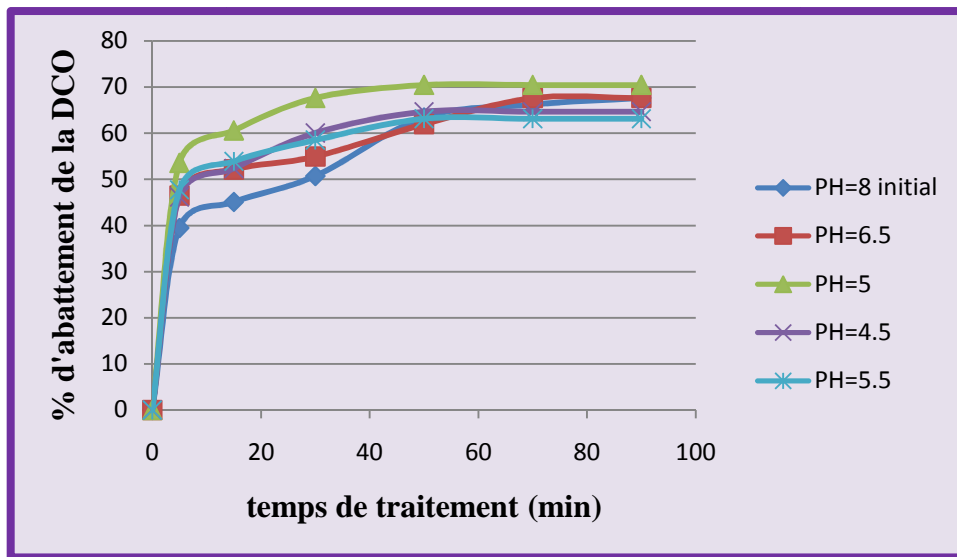


Figure 38: Effet du pH

(Nombre d'électrode = 2, $e=1,7$ cm, $v= 150$ tr/min, $i= 2,5$ A)

D'après ces résultats, on constate que les meilleurs rendements d'abattement de la DCO se situent à des pH acides.

L'effet de pH sur la cinétique d'électrocoagulation peut être attribué aux différentes espèces hydroxydes de fer qui se forment en fonction de pH. Ces hydroxydes constituent un élément actif d'électrocoagulation.

Le rendement d'abattement de la DCO à pH optimal égale à 5 est de 70,42 %.

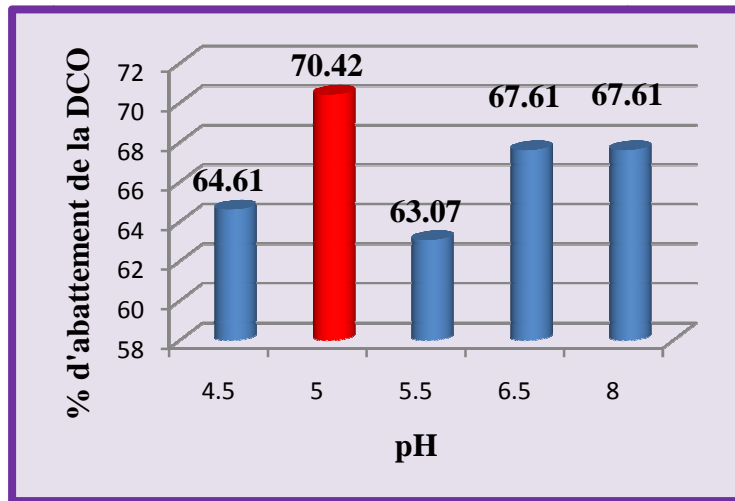


Figure 39: Représentation de l'influence du pH sur l'abattement de la DCO.

❖ Influence de l'intensité du courant (i) :

La figure 40, illustre l'effet de l'intensité du courant sur l'abattement de la DCO en fonction du temps.

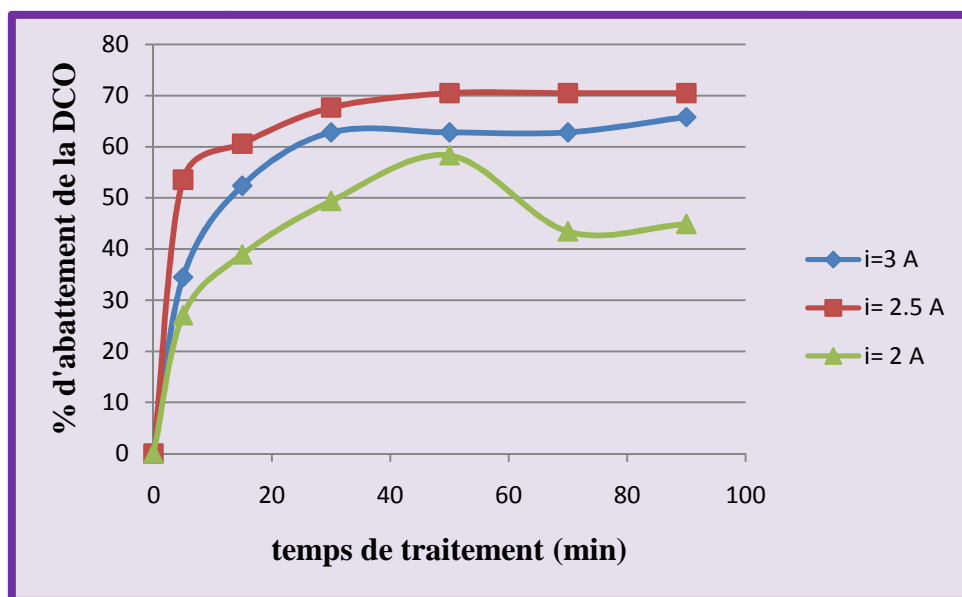


Figure 40: Effet de l'intensité du courant.

(Nombre d'électrode = 2, $e=1,7$ cm, $v= 150$ tr/min, pH=5)

D'après ces résultats, on remarque que la densité du courant a une influence sur l'abattement de la DCO, et le rendement diminue d'environ 5% on passe de 862 à 1034 A/m^2 et d'environ 12% on passant de 862 à 689 A/m^2 .

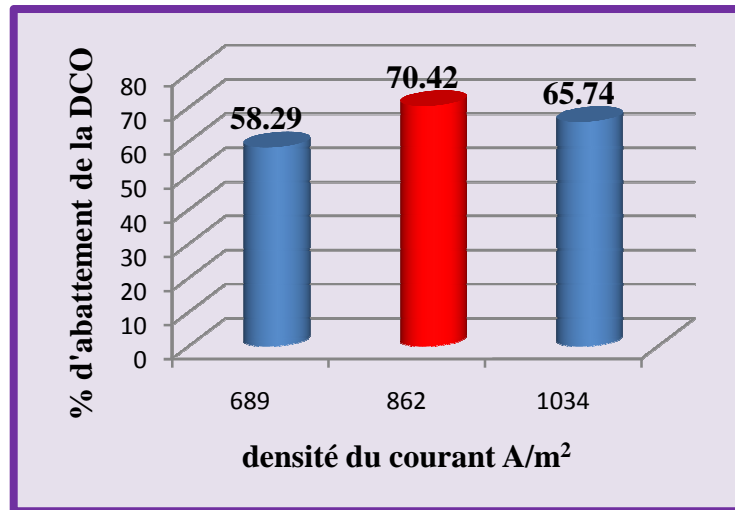


Figure 41: Représentation de l'influence de l'intensité du courant sur l'abattement de la DCO.

B. Efficacité de traitement :

D'après les résultats précédents, nous avons retenu comme paramètres optimaux qui influencent le bon fonctionnement d'électrocoagulation, les conditions opératoires suivants :

- Vitesse d'agitation = 150 tr/min
- Distance inter-électrode = 1,7 cm
- Intensité du courant = 2,5 A
- pH = 5.

❖ Le rendement d'abattement de la DCO, après fixation des conditions est :

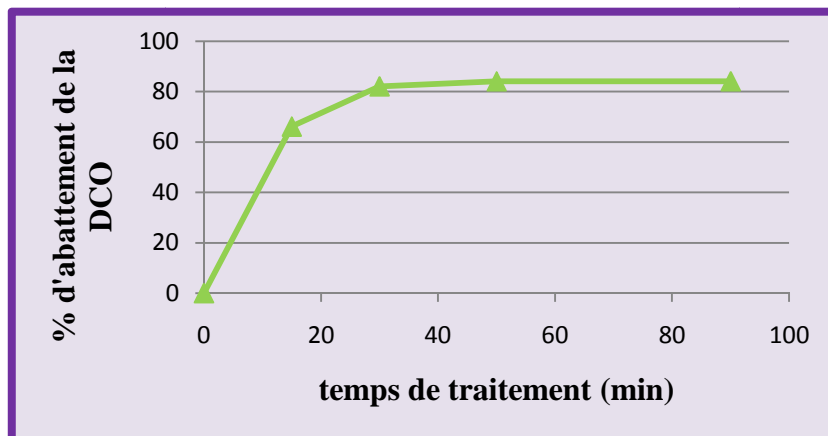
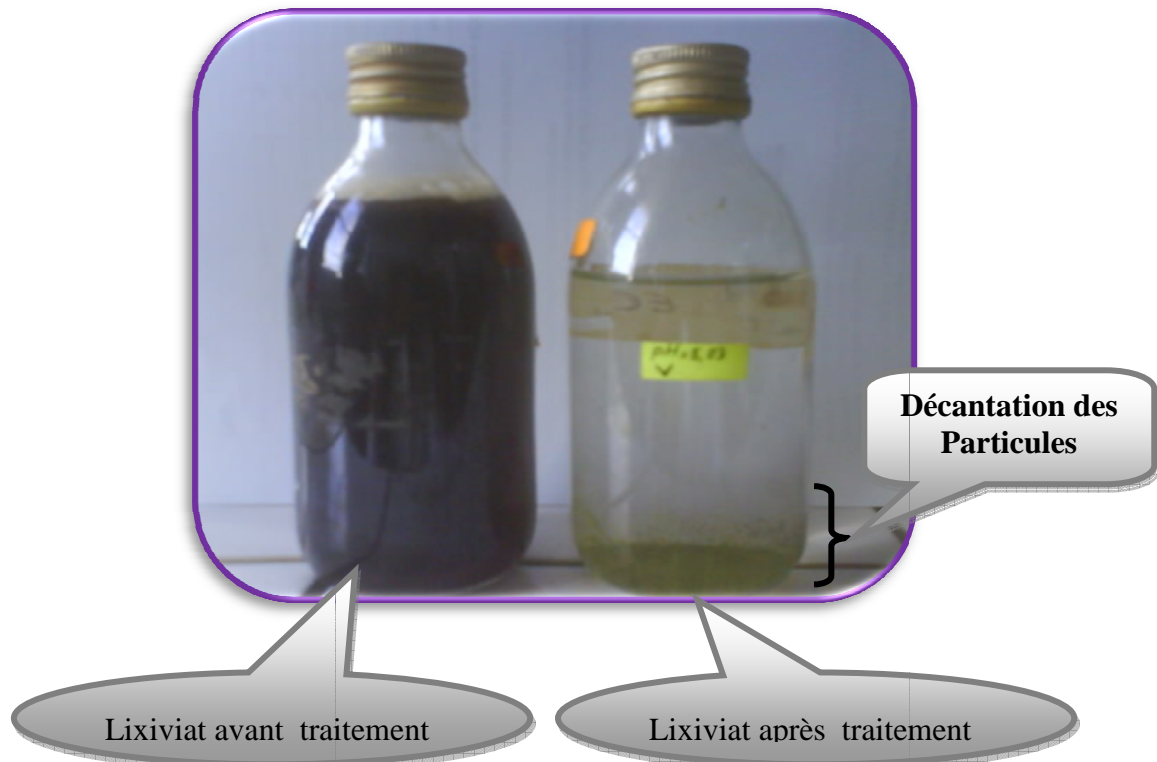


Figure 42: Représentation de l'abattement de la DCO.

(Nombre d'électrode = 2, e=1,7 cm, v= 150 tr/min, pH=5, i= 2,5 A)



C. Caractérisation du lixiviat après traitements :

Tableau 21 : Caractérisation du lixiviat après traitement (EC).

paramètres	Avant traitement	Après traitement EC	normes
Couleur	Marron Noirâtre	/	
Odeur	Nauséabonde prononcée	/	
pH	5	8,6	6,5 à 8,5
Potentiel Redox (mv)	-57	-100	
Température (°C)	19,6	-	30
DCO (mg d'O ₂ /l)	4271,23	681,3	120
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	904	-	35
NH ₄ ⁺ (mg/l)	7000	5217	
NO ₃ ⁻ (mg/l)	19	3,19	
NO ₂ ⁻ (mg/l)	7	1.008	
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	128	4,79	10
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	427	10818,2	
Cl ⁻ (mg/l)	4517,25	1420	
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	14640	988,2	
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	pH < 8,3	317,2	
COT (mg/L)	919,8	655,6	

D. Discussions et Conclusions :

- L'électrocoagulation a donné, après optimisation des paramètres, un très bon rendement supérieur à 84%.
- A la fin de traitement du lixiviat par ce procédé et après une phase de décantation pendant 2 heures, on a remarqué que la formation des boues est malgré tout assez importante. Ces dernières doivent faire l'objet d'un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.
- Quant au pH de l'effluent après traitement, il est parfaitement conforme aux normes de rejet.

VI.2.3. Traitement par Fenton-Chimique (FC):

A. Influence du Rapport molaire H_2O_2/Fe^{2+} :

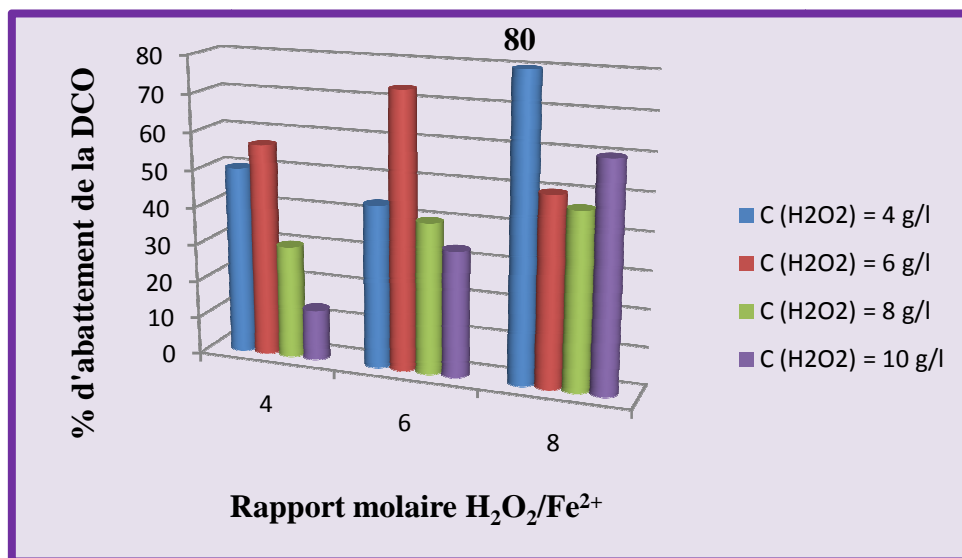


Figure 43: Abattement de la DCO en fonction des rapports molaires H_2O_2/Fe^{2+} et du réactif à pH=3.

Il en résulte que l'abattement maximal de la DCO (R= 80 %) correspond à un rapport molaire H_2O_2/Fe^{2+} aux alentours de 8.

B. Influence des Doses de H_2O_2 et de $FeSO_4$:

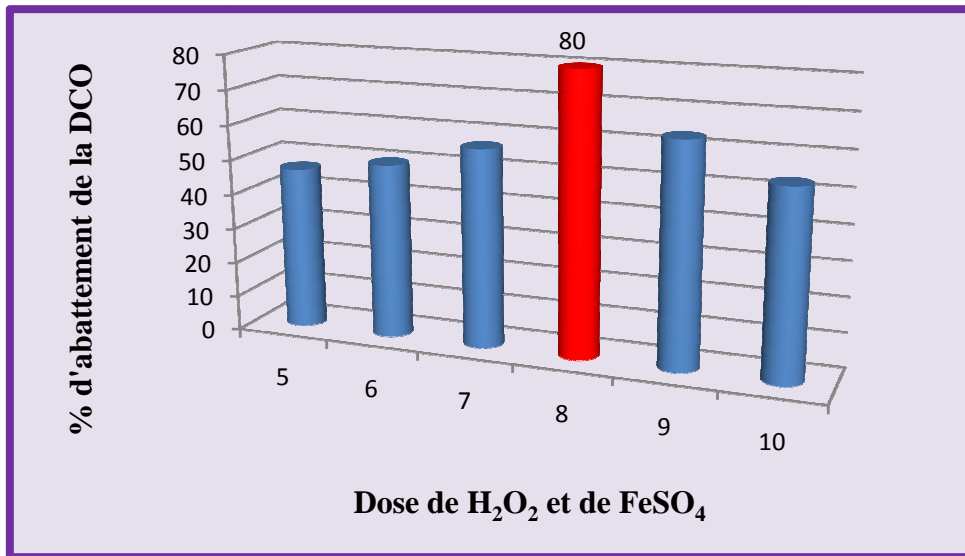


Figure 44: Influence des rapports molaires H_2O_2/Fe^{2+} à $pH=3$.

C. Influence du pH :

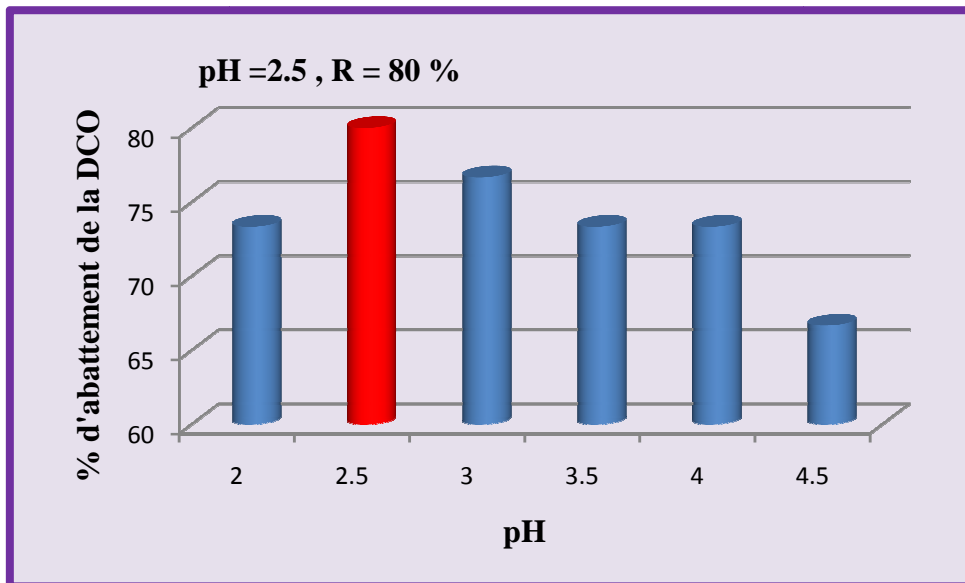


Figure 45: influence du pH de Fenton sur le % d'abattement.

Les résultats donnés en figure 45 montrent que le pH optimal est 2,5.



Après traitement, pH = 2,5

D. Caractérisation du lixiviat après traitements :

Tableau 22 : Caractérisation du lixiviat après traitement (FC).

paramètres	Avant traitement	Après traitement FC	normes
Couleur	Marron Noirâtre	Marron jaunâtre	
Odeur	Nauséabonde prononcée	Faible Odeur	
pH	3	2,60	6,5 à 8,5
Potentiel Redox (mv)	-57	243	
Température (°C)	19,6	-	30
DCO (mg d'O ₂ /l)	4271,23	854,2	120
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	904	-	35
NH ₄ ⁺ (mg/l)	7600	5200	
NO ₃ ⁻ (mg/l)	19	13	
NO ₂ ⁻ (mg/l)	7	2,3	
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	128	14,3	10
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	427	10209	
Cl ⁻ (mg/l)	4517,25	1400	

E. Discussions et Conclusions :

- L'électrocoagulation a donné, après optimisation des paramètres, un très bon rendement supérieur à 80 %.
- A la fin de traitement du lixiviat par ce procédé et après une phase de décantation pendant 45 minutes, on a remarqué que la formation des boues est moyenne. Ces dernières doivent faire l'objet d'un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.
- L'effluent après traitement ne peut être rejeté en l'état dans la nature pH très acide est de 2,6, nécessitant pour cela un ajustement de pH (6,5 – 8,5).

VI.2.4. Traitement par Electro-Fenton (EF):

A. Influence de la concentration en H₂O₂ :

Tableau 23 : représente l'effet de la concentration en H₂O₂ en fonction du temps sur l'abattement de la DCO.

T (min) C en H ₂ O ₂ (g/l)	0	30	50	70	90
C=2	0	14,89	17,39	25,53	25,53
C=4	0	54,35	73,91	71,74	69,56
C=6	0	56,52	73,91	76,08	73,91
C=8	0	67,39	76,08	78,26	78,26
C=10	0	30,43	47,82	43,47	45,65
Rendement R (%)					

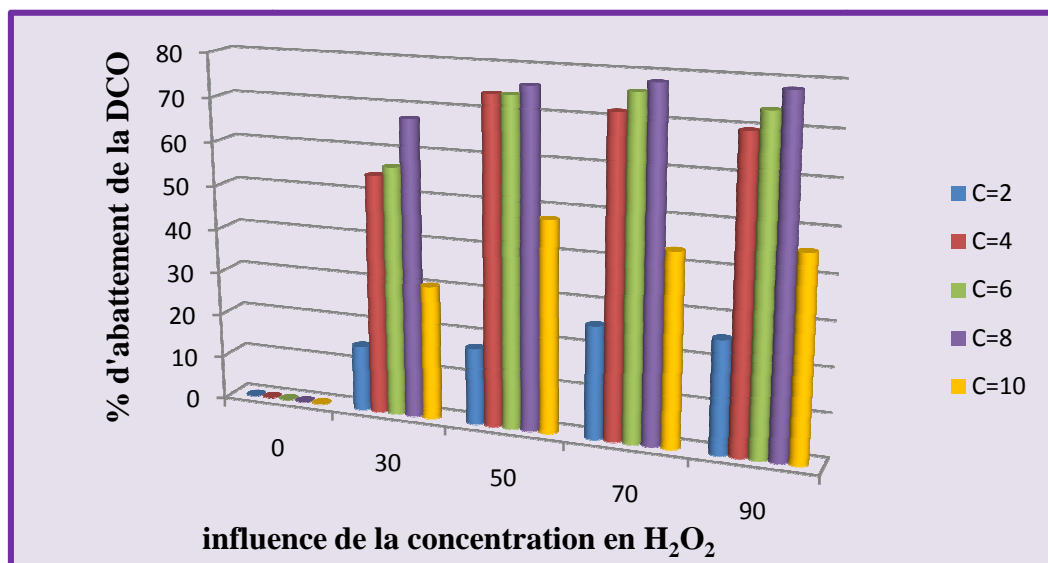


Figure 46: Influence de la concentration en H₂O₂ dans l'EF.

B. Influence du pH:

Le tableau.25, représente l'influence du pH sur le traitement des lixiviats après une durée de 90 minutes.

Tableau 24 : Représente l'effet du pH en fonction du temps sur l'abattement de la DCO.

T (min) \ pH	0	30	50	70	90
pH=2,5	0	89,13	93,48	93,48	93,48
pH=3	0	91,3	93,48	95,65	97,83
pH=3,5	0	89,13	91,3	93,48	93,48
pH=4	0	84,78	86,96	91,3	91,3
pH=5	0	67,39	76,08	78,26	78,26

La figure suivante illustre l'influence du pH sur le traitement de lixiviat par le procédé d'Électro-fenton.

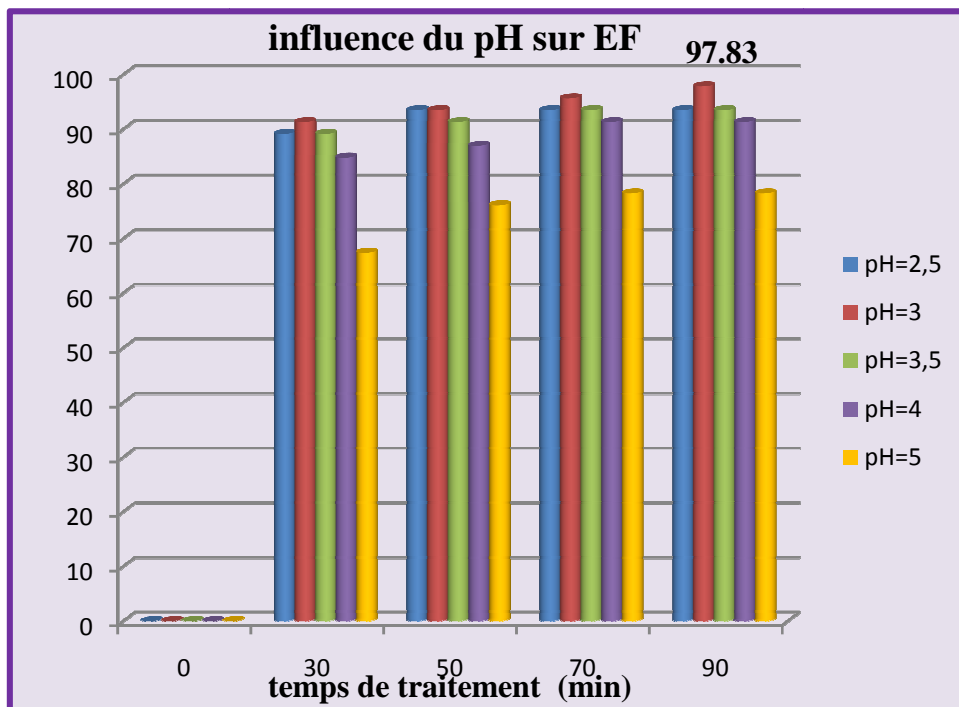


Figure 47: Influence du pH dans l'EF.

C. Influence de la masse de FeSO₄ :

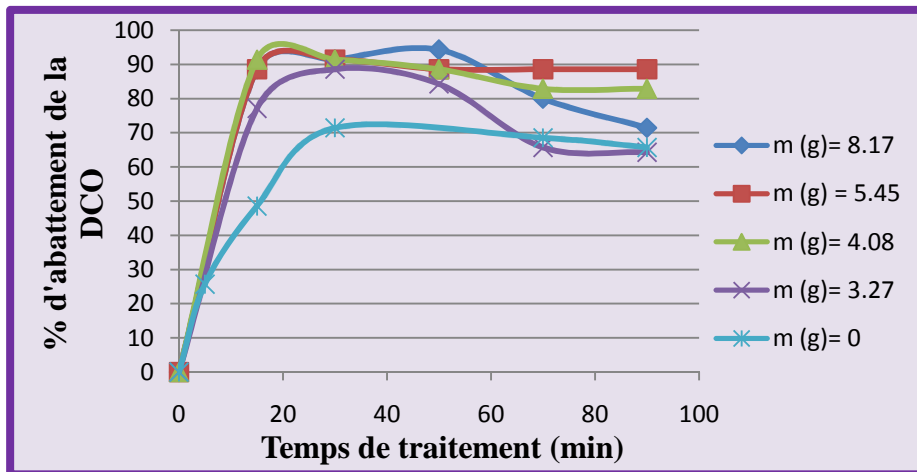


Figure 48: Influence de la masse de FeSO₄ l'EF.

D. Caractérisation du lixiviat après traitements :

Tableau 25 : Caractérisation du lixiviat après traitement (EF).

paramètres	Avant traitement	Après traitement EF	normes
Couleur	Marron Noirâtre	/	
Odeur	Nauséabonde prononcée	/	
pH	3	6.6	6,5 à 8,5
Potentiel Redox (mv)	-57	78	
Température (°C)	19,6	-	30
DCO (mg d'O ₂ /l)	4271,23	101,7	120
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	904	-	35
NH ₄ ⁺ (mg/l)	7000	4074	
NO ₃ ⁻ (mg/l)	19	6	
NO ₂ ⁻ (mg/l)	7	3,02	
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	128	5,72	10
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	427	11209,1	
Cl ⁻ (mg/l)	4517,25	1278	
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	14640	780,8	
CO ₃ ²⁻ (mg/l)	pH < 8,3	0	
COT (mg/L)	919,8	411,7	
Ca ²⁺ (g/l)	90	92,18	
Al ⁺ (mg/L)	7	6,25	

E. Discussions et Conclusions :

- L'Electro-Fenton (EF) a donné, après optimisation des paramètres, un très bon rendement supérieur à 97%.
- A la fin de traitement du lixiviat par ce procédé et après une phase de décantation pendant 2 heures, on a remarqué que la formation des boues est malgré tout assez importante. Ces dernières doivent faire l'objet d'un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.
- Quant au pH de l'effluent après traitement, il est parfaitement conforme aux normes de rejet.

Conclusion Générale

Le problème de la gestion des déchets reste très délicat même de nos jours. En ce qui concerne les déchets ménagers en Algérie, la mise en décharge ou en C.E.T semble être la plus appropriée vue la haute biodégradabilité de ces derniers.

Ce travail a porté sur la caractérisation et le traitement des lixiviats en voie de stabilisation (lixiviat Vieux) du C.E.T d'Ouled Fayet. Ces lixiviats véhiculent une forte pollution organique et minérale.

Quatre procédés de traitement ont été utilisés afin de choisir une méthode qui donne un meilleur abattement de la charge organique.

Le procédé de coagulation-floculation a donné un abattement de l'ordre de 69 % de la charge organique. Cependant l'effluent obtenu après traitement est très acide et ne peut être rejeté en l'état dans la nature sans régulation de pH.

Le procédé de Fenton Chimique a donné un abattement de l'ordre de 80 % de la charge organique. Aussi dans ce cas l'effluent obtenu après traitement est très acide et ne peut être rejeté en l'état dans la nature sans régulation de pH.

Le procédé d'électrocoagulation, il a donné un rendement d'abattement de plus de 84 % de la charge organique, avec une précipitation presque totale des orthophosphates. De plus, le pH de l'effluent après traitement ne nécessite pas d'ajustement avant son rejet dans l'environnement.

Le problème à régler a consisté à ajuster la circulation liquide pour assurer d'une part un mélange efficace, et donc un bon contact entre le polluant, et les particules à base de fer électrogénérées, une bonne flottation par les bulles d'hydrogène, mais aussi, d'autre part, la stabilité des floccs et donc des conditions hydrodynamiques calmes dans la zone d'accumulation des floccs. Tout ceci devant être obtenu dans des conditions de consommation énergétique réduite.

Le procédé d'électro-fenton, il a donné un meilleur rendement : un abattement de 97 % de la charge organique, avec une précipitation presque totale des orthophosphates. De plus, le pH de

Conclusion Générale

l'effluent après traitement ne nécessite pas d'ajustement avant son rejet dans l'environnement.

En terme de gestion environnementale des C.E.T, la solution qui nous parait la plus évidente, reste la mise en place d'une unité de traitement in situ, qui permettrait d'éviter les risques encourus lors du transport de ces eaux (risque de rupture de canalisation,...) vers des unités de traitements extérieures (telle qu'une station d'épuration par exemple).

Enfin, le problème des déchets ne concerne pas seulement les gens du domaine technique et de gestion, mais il est aussi important pour toute la société, et ce, en respectant un mode de consommation qui minimise la génération des déchets et l'instauration d'une politique de développement durable.

En conclusion, les rendements d'abattement de la DCO de lixiviat par procédé d'électrocoagulation et électro-fenton obtenus lors de cette étude sont très intéressants en comparaisons avec ceux trouvés par Coagulation-Floculation et Fenton-Chimique.

A la fin de ce travail, on propose les recommandations suivantes:

- Concernant le traitement du lixiviat :
- ✓ Les résultats de DCO finales après traitement de lixiviat par électrocoagulation et électro-fenton nous ramènent à proposer ces deux types de procédé comme un prétraitement dans des stations d'épuration des lixiviats et des eaux usées.
- ✓ Egaleme nt une évaluation des coûts de traitement par électrocoagulation et électro-fenton et la réalisation des essais à l'échelle pilot ou semi industrielle est jugée intéressante.

Références Bibliographiques

- [1] : **Kehila. Y, Mezouari. F, Bouhadiba. Brahim, Matejka. G**, «Impact des décharges publiques sur l'environnement en Algérie : Quelles perspectives pour une gestion efficace des lixiviats?», EPAU, 2010.
- [2] : **BELLENFANT.G**, «Modélisation de la Production de Lixiviat en Centre de Stockage de Déchets Ménagers», Thèse de Doctorat, I.N.P.L, septembre 2009.
- [3] : **PALLIER. Virginie**, «Elimination de l' Arsenic par Coagulation Flocculation et Electrocoagulation d' Eaux Faiblement Minéralisées», Thèse de Doctorat, Université de Limoges, décembre 2008.
- [4] : **BENNAJAH. Mounir**, «Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflotation en réacteur airlift», Thèse de doctorat, De L' institut National Polytechnique De Toulouse, Décembre 2007.
- [5] : Ministère de l' aménagement du territoire, de l' environnement et du tourisme (**MATET**), « le guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagers et assimilés », 2008.
- [6] : Ministère de l' aménagement du territoire, de l' environnement et du tourisme (**MATET**), Algérie, 2008.
- [7] : **LOIS, (MATET)** « Principaux textes législatifs et réglementaires relatifs à la protection de l' environnement », Edition 2002.
- [8] : **BERTHE. Céline**, «Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés», Thèse de doctorat, UNIVERSITE DE LIMOGES, décembre 2006.
- [9] : **BILLARD.H**, «Centre de stockage de déchets " exploitation "» Technique de l' ingénieur, Traité environnement, G2-102, p 1-22 (date non mentionnée).
- [10] : **D.J.V.CAMPBELL, A.PARKER, J.F.REES**, «attenuation of potential pollutants in landfill leachate by lower green sand», September 1982.
- [11] : **Millot. N**, «Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement», Thèse de doctorat, INSA Lyon, 1986.
- [12] : **Ramade. F**, «bio-géo-chimie et écologie des eaux continentales et littorales», Dictionnaire encyclopédique des sciences de l' eau, Edi science, 1998.
- [13] : **THONART.P, LARDINOIS. M, RODRIGUEZ.C, AWONO.S, DESTAIN.J & HILLIGSMANN. S** «La problématique de la gestion des déchets ménagers. Séminaire-Atelier Francophone sur la gestion des déchets ménagers», à Saaba – Ouagadougou (Burkina Faso), 2002.

- [14] : **TABOUCHOUNT. A**, «Traitement des lixiviats du C.E.T d'Ouled Fayet par la combinaison des Procédés : boues activée et oxydation Fenton», Projet de fin d'étude, ENP, Juin 2009.
- [15] : **O.M.S.**, «Réduction, traitement et élimination des déchets», GENEVE, 1971.
- [16] : **A.N.R.E.D**, «Caractérisation des déchets industriels, Cahiers technique de la direction de la prévention des pollutions», N° 8, 2^{ème} édition, ANGERS 1984.
- [17] : **A.N.R.E.D**, «la décharge contrôle des résidus urbains, Cahiers technique de la direction de la prévention des pollutions», N° 6, ANGERS, 1981.
- [18] : **BELKACEMI. M**, Contribution a l'étude des interactions dans le système déchets-sol-eau (cas de la décharge d'Oued-Smar), Thèse de magister, E.N.P. 1993.
- [19] : **Commissions Des Communautés Européennes**, «Etude bibliographique sur les lixiviats produits par la mise en décharge des déchets industriels», 1986.
- [20] : **GRIFFEN.SHIMP**, « Attenuation of pollutants in municipals landfill leachate by passage thoroughly», EUV-SCI-technol , October 1976.
- [21] : **GILL.FRIANT**, «Les décharges contrôlées des résidus urbains, risque de pollution des eaux», Mai-Juin 1983.
- [22] : A. A. Tatsi, A. I. Zouboulis, K. A. Matis and P. Samaras, Departement of Chemistry, Division of Chemical Technology, Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki GR-541 24, Greece, Chemical Process Engineering Research Institute.
- [23]: **Memento**, technique de l'eau, tome 1(1989), Degrement.
- [24] : Tonni Agustiono Kurniawan, Wai-hung Lo and Gilbert YS Chan Department of Applied Biology and Chemical Technology, The Hong Kong SAR Polytechnic University, Hung Hom, Kowloon, Hong Kong Received 13 April 2005; revised 2 August 2005; accepted 5 August 2005. Available online 28 November 2005.
- [25] : **DESJARDINS. R**, «le traitement des eaux, 2e édition revue et améliorée», Presse Internationale Polytechnique, 1997.
- [26]: **AIT MESBAH. Y et MOHAMEDOUALL. S**, «Traitement d'une eau usée secondaire urbaine par coagulation–adsorption–ultrafiltration en présence du chlorure de calcium comme coagulant et du charbon actif en poudre comme adsorbant», projet de fin d'études, USTHB, 2003.
- [27]: **GAID.A**, «Epuration biologique des eaux usées urbaines», Tome I, Alger, 1994.
- [28]: **Daneshvar. N, Khataee. AR, Djafarzadeh. N**, «The use of artificial neural networks (ANN) for modeling of decolorization of textiledye solution containing C.I. basic yellow 28 by electrocoagulation process», J. Hazard. Mater, B137: 1788 – 1795, 2006.

- [29]: **Kim.TH, Park.C, Shin.EB, Kim.S**, « Decolorization of disperse and reactive dyes by continuous electrocoagulation process». *Desalination*150:165-175, 2002.
- [30] : **AIZEL.LIES**, « traitement des eaux contaminées par la metribuzine par couplage : électrocoagulation-rayons UV», Mémoire De Magister, ENP, Alger, 2004.
- [31] : **DEMIM. Soraya**, «Traitement de l'ultrafiltrat de margine par combinaison de l'électrocoagulation et de la boue activée», Mémoire De Magister, ENP, Alger, 2007.
- [32]: **Casqueira.RG, Torem. M.L, Kohler.H.M**, «The removal of zinc from liquid streams by electroflotation», *Minerals Eng*, 1388-1392,2006.
- [33]: **Mollah.MYA, Schennach. R, Parga. JR, Cocke.DL**, «Electrocoagulation (EC) – science and applications », *Journal of Hazardous Materials*, B 84: 29 – 41, 2001.
- [34]: **Tsouri. C, DePaoli.DW, Shor. J T, Hu .M Z-C, Ying.T-Y**, «Electrogoagulation form agneticeeding of colloidal particles», *Aspects*177:223-233, 2001.
- [35]: **Jiang. JQ, Graham. N, André.C, Kelsall.G H, Brandon.N**, « Laboratory study of electro-coagulation-flotation for water treatment », *Res*, 36: 4064- 4078, 2002.
- [36] : **Labanowski. J**, « Matière organique naturelle et anthropique : vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation ».Université de Limoge, Thèse de Doctorat, 2004.
- [37] : **Trong. MD**, « Mise au point du fonctionnement d'un réacteur pilote à anode en lit fluidise pour les traitements des effluents industriels par oxydation électrochimique ». Université de Moncton, Thèse de maîtrise, 1999.
- [38] : **Muruganathan. M, Raju.GB, Prabhakar.S**, « Separation of pollutants from tannery effluents by electroflotation », 2004.
- [39] : **Laforest. V**, «Technologies propres : Méthodes de minimisation des rejets et de choix des procédés de valorisation des effluents. Application aux ateliers de traitement de surface », Institut national des sciences appliquées de Lyon, Thèse de doctorat, 1999.
- [40]: **Mollah. MYA, Morkovsky. P, Gomes. JAG, Kesmez. M, Parga. J, Cocke. DL**, «Fundamentals, present and future perspectives of electro-coagulation», *B114*: 199- 210, 2004.
- [41]: **TONNIAGUSTIONOKURNIAWAN,WAI-HUNGLOANDG.Y.S.CHAN**,«Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate», Department of Applied Biology and Chemical Technology, State Key Laboratory of Chinese Medicine and Molecular Pharmacology, The Hong Kong Polytechnic University, Hung Hom, Kowloon, Hong Kong, 2006.
- [42]: **Hui. Zhang, Heung, Jin Choi, Chin-Pao. Huang**, «Optimization of Fenton process for treatment of landfill leachate», *Journal of Hazardous Materials B*125 p; 166-174, 2005.

- [43] : **HADDOU. Ménana**, « Dégradation de dérivés de l'acide benzoïque par les procédés d'oxydation avancée en phase homogène et hétérogène : procédés Fenton, photo-Fenton et photocatalyse », thèse de doctorat, Université Toulouse, 05 février 2010.
- [44] : **HUIZHANG, HEUNG JIN CHOI, AND CHIN-PAO HUANG**, « Treatment of landfill leachate by Fenton's reagent in a continuous stirred tank reactor », Department of Environmental Engineering, Wuhan University, China, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Delaware, Newark, DE 19716, USA, 2006.
- [45] : **Z. Qiang, J. Chang, C. Huang**, « Electrochemical regeneration of Fe^{2+} in Fenton oxidation processes », *Water Res.*, 37, 1308–1319, 2003.
- [46] : **S.S. Chou, Y.H. Huang, S.N. Lee, G.H. Huang, C.P. Huang**, « Treatment of high strength hexamine-containing wastewater by electro-Fenton method », *Wat. Res.*, 751-759, 1999.
- [47] : **Y. Yavuz**, « EC and EF processes for the treatment of alcohol distillery wastewater », *Sep. Purif. Technol.*, 135–140, 2007.
- [48] : **KURNIAWAN. T.A, Lo. Wand YS Chan. G**, « Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate », *Journal of Hazardous Materials*, Volume 129, Issues 1-3, p 80-100, 2006.
- [49] : **M.A.T.E** (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), Rapport 2003 (DOUNIA).
- [50] : **BARRES. M.M et AL**, « Les lixiviats de décharge; le point de connaissance en 1990 », T.S.M/AG.HTM ; N°6, 1990.
- [51] : **AGHTM**, « La décharge a un avenir : le centre de stockage », TSM, numéro 1, janvier 2000.
- [52] : **TCHOBANOGLOUS. G**; « solid waster », McGraw-hill, TOKYO, 1977.
- [53] : **O.M.S**, « Réduction, traitement et élimination des déchets », GENEVE, 1971.
- [54] : **Rapport**, « Présentation du centre d'enfouissement technique du Ouled Fayet », AND Août 2006.
- [55] : **MEZOUARIF**, « les décharges publiques du grand Alger et leur impact sur l'environnement, aspects réglementaires, urbanistiques et techniques », Thèse de Magister, EPAU, Alger, 2004.
- [56] : **PINEL-RAFFAITIN. Pauline**, « Suivi des métaux et métalloïdes dans les effluents de centres de stockage de déchets : spéciation et devenir des composés de l'arsenic et de l'étain dans les lixiviats et les biogaz », Université de Pau et des Pays de l'Adour, 2007.
- [57] : Cahiers technique de Centre d'enfouissement Technique d'Ouled Fayet, AND, 2010.
- [58] : Association **RE.CO.R.D.** Contrat 00-0118/1 A Laboratoire LAEPSI, INSA de Lyon, aide à la définition des Déchets dits Biodégradables, Fermentescibles, Méthanisables, Compostables, février, 2002.

- [59] : Journal Officiel de la République Algérienne, valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels.
- [60]: **ROBINSON H.D. & LUCAS J.L.**, « Leachate attenuation in the unsaturated zone beneath landfills: instrumentation and monitoring of a site in southern England». *Water Sciences Technology*, 17, 477-492, 1985.
- [61] : **LORNA. R.**, «comparaison de trois filières de stockage d'ordures ménagères, Etude du comportement des déchets en pilotes semi industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées», thèse de doctorat, université Lyon I, 2002.
- [62] : **BELKACEMI. M.**, «Contribution à l'étude des interactions dans le système déchets sol eau; Cas de la décharge de Oued Smar», Mémoire de magister, Génie d'environnement, ENP, Alger, 1993.
- [63] : **KHATTABI. H** «Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont, Belfort», Thèse de doctorat, Institut des Sciences de l'Environnement, France, 2002.
- [64] : **Martin Pépin AINA**, « Expertise des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les ped : contributions a l'élaboration d'un guide méthodologique et a sa validation expérimentale sur sites », Thèse de Doctorat, Université de LIMOGNES, Septembre 2006.
- [65] : **CHRISTENSEN. T.H, KJELDEN. P, BJERG. P.L, JENSEN.D.L, CHRISTENSEN.J.B, BAUN.A, ALBRECHTSEN.H-Jet HERON. G**« Biogeochemistry of landfill leachate plumes ». *Applied Geochemistry*, 2001.

Annexes

Mesure électro métrique du pH avec l'électrode de verre.

NF T90-008

Principe :

Le pH est en relation avec la concentration des ions hydrogène $[H^+]$ présent dans l'eau ou les solutions.

La différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence (Calomel - KCl saturé). Plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci. Le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H^+ .

- Appareil : pH Mètre
- Electrode : Electrode de pH combinée
- Réactifs : Tampon pH = 9
Tampon pH = 7
Tampon pH = 4

Mode opératoire :

Etalonnage de l'appareil :

- Allumer le pH Mètre.
- Rincer l'électrode avec de l'eau distillée.
- Prendre dans un petit bécher, la solution tampon pH = 7
- Régler l'agitation à faible vitesse.
- Tremper l'électrode de pH dans la solution tampon pH = 7
- Laisser stabiliser un moment jusqu'à affichage du standard 2.
- Enlever l'électrode et la rincer abondamment avec l'eau distillée.
- Ré étalonner de la même manière avec les solutions tampon pH = 9 où pH = 4.
- Puis rincer abondamment l'électrode avec l'eau distillée.

Dosage de l'échantillon :

- Prendre environ 100 ml d'eau à analyser (Échantillon à analyser).
- Mettre un agitateur avec une faible agitation.
- Tremper l'électrode dans le bêche.
- Laisser stabiliser un moment avec une faible vitesse d'agitation.
- Puis noter le pH.

Mesure de la conductivité électrique

NF T90-031

Définition :

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm² de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm.

Elle est l'inverse de la résistivité électrique.

L'unité de conductivité est le Siemens par mètre (S/m).

La conductivité électrique d'une eau s'exprime généralement en microsiemens par centimètre (μS/cm). La relation entre la résistivité et la conductivité est la suivante:

$$\text{Résistivité } (\Omega \cdot \text{cm}) = \frac{10000}{\text{conductivité } \left(\frac{\mu\text{S}}{\text{cm}}\right)}$$

Principe : Mesure de la conductance électrique d'une colonne d'eau délimitée par deux électrodes de platine (Pt) (ou couvertes de noir de platine) maintenues parallèles.

Si R est la résistance de la colonne d'eau en ohms.

S sa section en cm² et l sa longueur en cm.

La résistivité électrique en ohms-cm est: $P = R \frac{S}{l}$

La conductivité électrique en S / cm est : $V = \frac{1}{P} = \frac{1}{R} \cdot \frac{1}{S}$

$\frac{1}{S}$: est appelé constante de l'élément de mesure

Matériel : Conductimètre.

Mode opératoire : D'une façon générale, opérer de la verrerie rigoureusement propre et rincée, avant usage, avec de l'eau distillée.

Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité, d'abord avec de l'eau distillée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à examiner; faire la mesure dans un deuxième récipient en prenant soin que les électrodes de platine soient complètement immergées.

Agiter le liquide (barreau magnétique) afin que la concentration ionique entre les électrodes soit identique à celle du liquide ambiant. Cette agitation permet aussi d'éliminer les bulles d'air sur les électrodes.

Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en μS/cm.

Détermination de la DCO

ISO 6060

Principe :

Oxydation chimique des matières réductrices par un excès de $K_2Cr_2O_7$. Cette oxydation se réalise en milieu sulfurique (H_2SO_4), en présence de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) comme catalyseur et sulfate de mercure ($HgSO_4$), à ébullition à reflux pendant 2 heures dans un ballon ou un tube muni d'un réfrigérateur.

Réactifs :

- ✓ Acide sulfurique [H_2SO_4] à environ 4 mol/l
- ✓ Acide sulfurique-sulfate d'argent
- ✓ Dichromate de potassium à 0,04 mol/l et contenant le sulfate de mercure (II)

Appareillage :

- ✓ Appareil à reflux
- ✓ Bloc chauffant
- ✓ Spectrophotomètre

Mode opératoire :

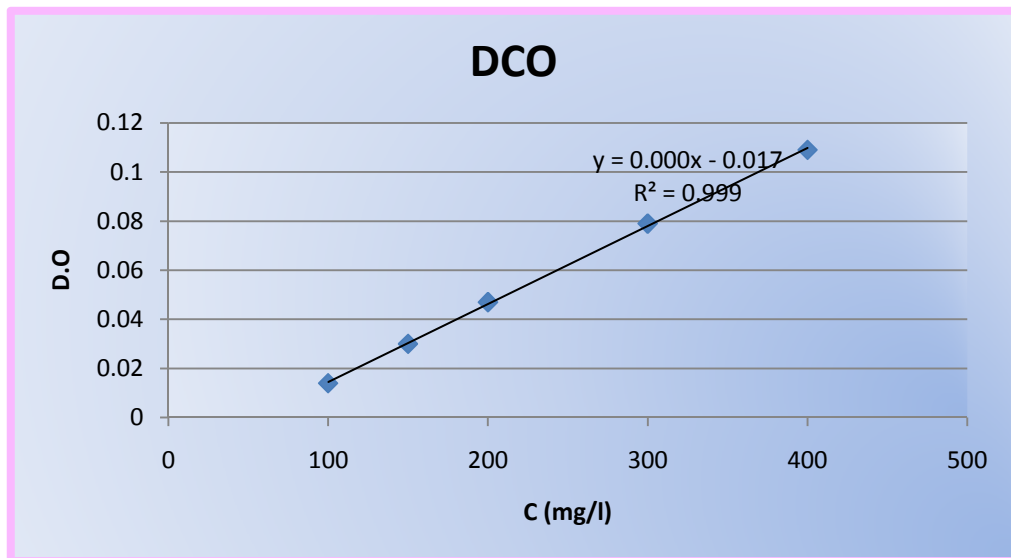
- ✓ Introduire dans un tube à fond plat de DCO 2,5 ml de l'échantillon à analyser.
- ✓ Ajouter 1,5 ml de dichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$ (qui contient 0,4g de $HgSO_4$).
- ✓ Ajouter lentement et avec précaution 3,5 ml d'acide sulfurique-sulfate d'argent en agitant soigneusement le tube et en refroidissant sous un courant d'eau froide de façon à éviter toute perte de substances organiques volatils.
- ✓ Porter à l'ébullition dans un bloc chauffant pendant 2 h.

Expression des résultats :

- Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 600$ nm.
- La teneur en DCO est déduite du graphe d'étalonnage.

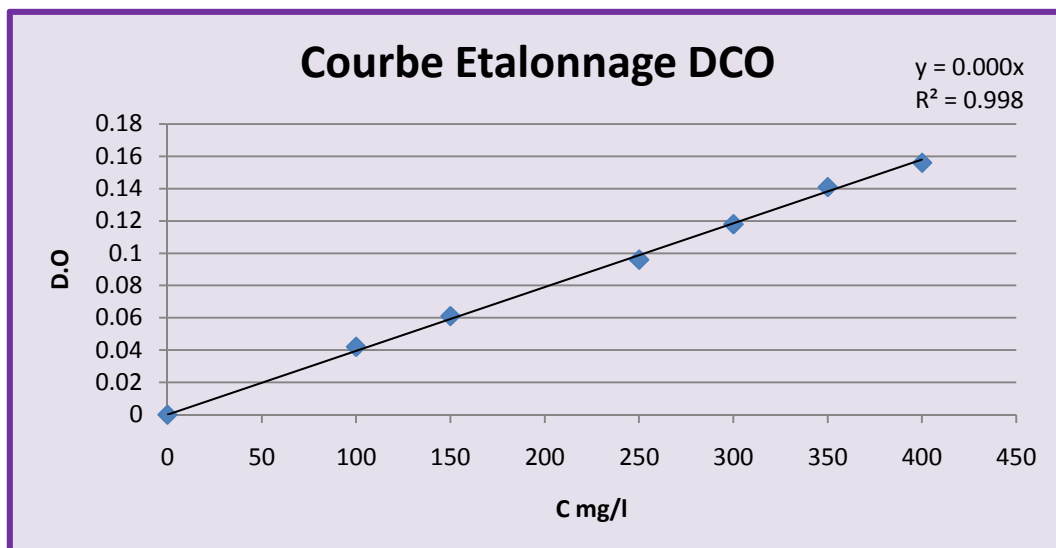
Courbe d'étalonnage (DCO):

D.O	Concentration (mg/l)
0,014	100
0,03	150
0,047	200
0,079	300
0,109	400



Courbe d'étalonnage effectuer par un analyseur de DCO (lovibond "checkit direct " COD VARIO) :

D.O	Concentration (mg/l)
0	0
0,042	100
0,061	150
0,096	250
0,118	300
0,141	350
0,156	400



Détermination de la Demande Biochimique en Oxygène

NFT 90-103

Principe :

L'échantillon d'eau introduit dans une enceinte thermo-staée est mis à incuber en présence d'air. Les micro-organismes présent consomment l'oxygène dissous qui est remplacé en permanence par l'oxygène en provenance du volume d'air situé au dessus de l'échantillon. L'anhydride carbonique (CO₂) formé est piégé par l'hydroxyde de potassium.

Cette détermination en oxygène crée une dépression qui est enregistrée par une élévation du niveau de mercure.

❖ **Méthodes instrumentales :**

Mode opératoire :

Prise d'essai dépend de la charge de l'échantillon, celle-ci dépend de l'origine de l'échantillon industriel ou urbain, de la couleur, de l'odeur et de la charge en matières en suspension.

Voici le volume de l'échantillon d'après la DBO présumée

La charge	DBO présumée mg/l	Prise d'essai	facteur	La charge	DBO présumée mg/l	Prise d'essai	facteur
Très faible	0 - 40	432	1	Très faible	0 - 35	428	0.1
Faible	0 - 80	365	2	Faible	0 - 70	360	0.2
Moyenne	0 - 200	250	5	Moyenne	0 - 175	244	0.5
Plus que la moyenne	0 - 400	164	10	Plus que la moyenne	0 - 350	157	1.0
Un peu chargée	0 - 800	97	20	Chargée	0 - 700	94	2.0
Chargée	0 - 2000	43.5	50	Très chargée	0 - 1400	56	4.0
Très chargée	0 - 4000	22.7	100				

Dosage de calcium, sodium et de potassium par photométrie de la flamme.

ISO 9964/3

1)- Partie théorique :

La photométrie de la flamme est un des procédés les plus rapides et sensibles connus Aujourd'hui pour le dosage des éléments alcalins et alcalino - terreux.

Les éléments à analyser (sodium, potassium lithium, calcium etc. ...) sont généralement sous forme de sels. L'analyse se fait en partant de leurs solutions.

2)- Partie pratique :

❖ Mode opératoire :

Appareil Dr LANGE (JENWAY)

Il faut le suivre étape par étape :

- ✓ Allumer l'appareil à l'aide du bouton vert (Power).
- ✓ Ouvrir le robinet de la bouteille du gaz.
- ✓ Allumer la flamme à l'aide du bouton noir "IGNITION" sans lâcher le doigt jusqu'à l'affichage "FLM" en rouge sur l'écran.
- ✓ Pipeter de l'eau distillée remplie dans une cuvette.
- ✓ Optimiser la flamme si elle est jaune à l'aide du bouton " fuel " jusqu'à ce que la couleur devienne bleu-violacée.
- ✓ Optimiser à zéro à l'aide du bouton "Blank".
- ✓ Laisser se stabiliser 5 à 10 minutes.
- ✓ Une fois qu'elle se stabilise à zéro, activer la cuvette d'eau distillée et la remplacer par une autre cuvette remplie par une solution étalon de Ca^{2+} , Na^+ ou du K^+ à 10 mg/l.
- ✓ Optimiser à 10 mg/l à l'aide du bouton "FINE"
- ✓ Retirer la cuvette remplie par une solution étalon de " Ca^{2+} ", " Na^+ " ou de " K^+ " à 10 mg/l et la remplacer par une cuvette remplie d'eau distillée et vérifier si l'écran affiche zéro (0.000).
- ✓ Retirer la cuvette remplie par l'eau distillée et la remplacer par une cuvette remplie par une solution étalon de " Ca^{2+} ", " Na^+ " ou de " K^+ " à 10 mg/l et vérifier si l'écran affiche (10).
- ✓ Retirer la cuvette et la remplacer par une autre cuvette remplie d'eau distillée.
- ✓ A la fin, passer aux échantillons inconnus jusqu'à ce que la valeur affichée sur l'écran soit stable (3 essais pour chaque échantillon).

A la fin du dosage et par mise de la sécurité, il faut toujours fermer la bouteille de gaz propane en premier lieu ensuite l'appareil et la pompe.

Préparation des étalons :

Solution fille de sodium (Na^+) à 10 mg/l de la solution mère de Na Cl à 1000 mg/l dans 100 ml d'eau distillée.

(2,54 mg de Na Cl 1000cc d' H_2O distillée : solution mère de Na^+ à 1 g/l).

Solution fille de potassium (K^+) à 10 mg/l : 1 ml de la solution mère de KCl à 1 g/l dans 100 ml d'eau distillée.

(1.91 g de KCl 1000 cc d' H_2O distillée : solution mère de K^+ à 1 g/l).

Expression des résultats : Après lecture de la D.O les résultats est déduite du graphe d'étalonnage.

Détermination de l'azote ammoniacal (NH_4^+)

ISO N°7150

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

Réactifs:

Réactif I :

- ✓ Acide dichloroisocyanurique: 2 g.
- ✓ Hydroxyde de sodium (NaOH): 32 g.
- ✓ H_2O : 1000 ml.

Réactif II (coloré) :

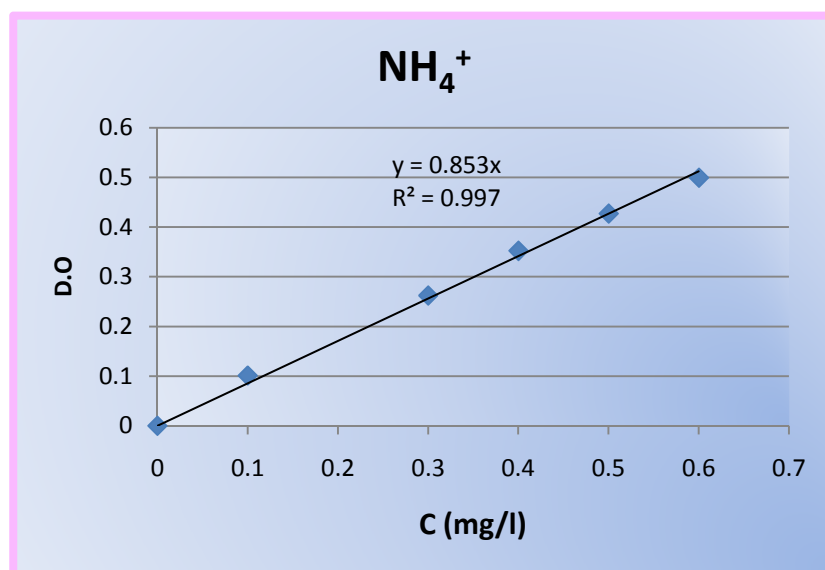
- ✓ Trictrate de sodium: 130 g.
- ✓ Salicylate de sodium: 130 g.
- ✓ Nitropruciate de sodium: 0.97 g.
- ✓ H_2O distillée: 1000 ml

Appareillage:

Spectrophotomètre UV-Visible

Courbe d'étalonnage (NH_4^+):

Concentration (mg/l)	D.O
0	0
0,1	0,101
0,3	0,262
0,4	0,352
0,5	0,427
0,6	0,499



DOSAGE DES NITRATES NO₃⁻

T90-012

Principe :

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

Réactifs :

- ❖ Solution de salicylate de sodium à 0.5 % (renouveler toutes les 24 h.)
 - ✓ 0.5 g de salicylate de sodium dans 100 ml d'eau distillée.
- ❖ Solution d'hydroxyde de sodium 30 %.
 - ✓ 30 g de NaOH dans 100 ml d'eau distillée.
 - ✓ H₂SO₄ concentré.
- ❖ Tartrate double de sodium et de potassium.
 - ✓ Hydroxyde de sodium NaOH: 400 g.
 - ✓ Tartrate de sodium et de potassium: 60 g.
 - ✓ Eau distillée: 1000 ml.

Laisser refroidir avant de compléter à 1000 cc.

Cette solution doit être conservée dans un flacon de polyéthylène.

- ❖ Solution mère d'azote d'origine nitrique à 1000 mg/l.
 - Nitrate de potassium anhydre : 0.722 g.
 - Eau distillée : 1000 ml.
 - Chloroforme : 1 ml.
- ❖ Solution fille d'azote d'origine nitrique à 5 mg/l.

Appareillage.

Etuve.
Spectrophotomètre U.V visible.

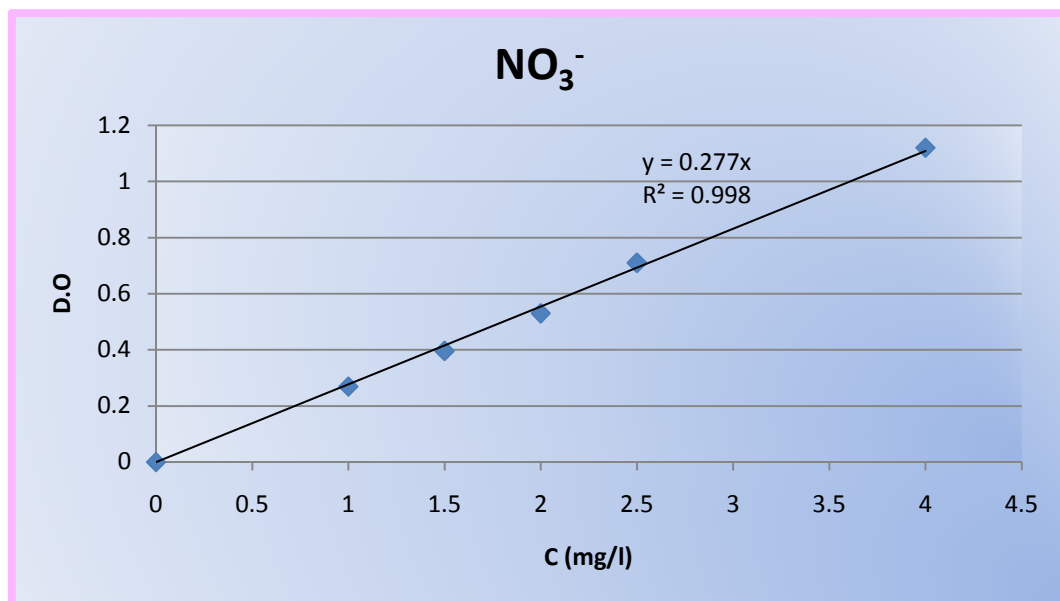
Mode opératoire

- Prendre 10 ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 2 à 3 gouttes de NaOH à 30 %.
- Ajouter 1 ml de salicylate de sodium.
- Evaporer à sec au bain marie ou à l'étuve 75 - 88° C.
(Ne pas surcharger ni surchauffer très longtemps) laisser refroidir.
- Reprendre le résidu avec 2 ml. H₂SO₄ laisser reposer 10 mn.
- Ajouter 15 ml d'eau distillée.
- Ajouter 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium

Expression des résultats :

- Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 415 \text{ nm}$.
- La teneur en NO_3^- est déduite du graphe d'étalonnage.

Concentration (mg/l)	D.O
0	0
1	0,269
1,5	0,396
2	0,53
2,5	0,71
4	1,12



Dosage des nitrites (NO₂⁻)

ISO 5667

Principe:

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

Réactifs:

Réactif Mixte :

Sulfanilamide : 40 g.

Acide phosphorique: 100 ml.

N-1- Naphtyl éthylène diamine: 2 g.

H₂O distillée: 1000 ml.

Appareillage:

Spectrophotomètre UV-Visible

Mode opératoire :

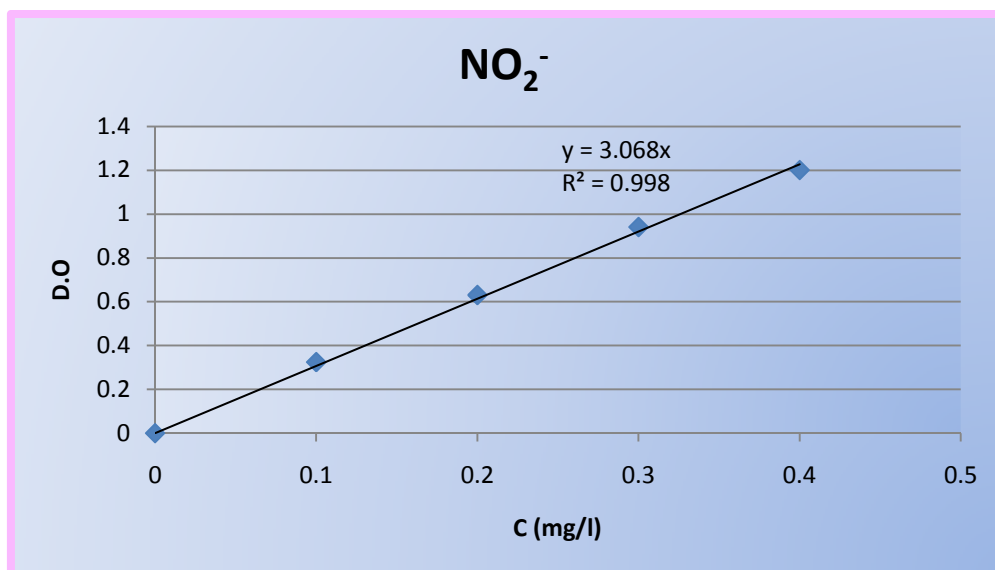
- Prendre 50 ml d'eau à analyser
- Ajouter 1 ml du réactif mixte.
- Attendre 10mn.

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

Expression des résultats :

- Effectuer la lecture à 543 nm.
- La teneur en NO₃⁻ est déduite du graphe d'étalonnage.

Concentration (mg/l)	D.O
0	0
0,1	0,324
0,2	0,63
0,3	0,94
0,4	1,2

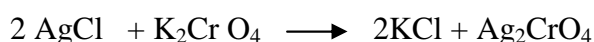
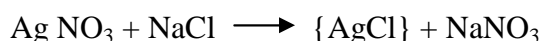


Détermination des chlorures (Cl⁻) NF

T 90 - 014

Principe :

Réaction des ions chlorure avec des ions argent pour former du chlorure d'argent insoluble qui est précipité quantitativement. Addition d'un petit excès d'ions argent et formation du chromate d'argent brun-rouge avec des ions chromates qui ont été ajoutés comme indicateur. Cette réaction est utilisée pour l'indication du virage. Durant le titrage, le pH est maintenu entre 5 et 9.5 afin de permettre la précipitation.



Réactifs :

- ✓ Solution de nitrate d'argent à 0,01 N: 1,6987 d'AgNO₃ → 1000 ml d'eau distillée
- ✓ Indicateur coloré K₂CrO₄ à 10 %: 10 g de K₂CrO₄ → Q.S.P 100 ml d'H₂O dist.
- ✓ Solution de chlorures à 71 mg/l: 0.107g de NH₄Cl.....1000 ml d'eau distillée.

Mode opératoire :

- ✓ Prendre 5 ml d'eau à analyser,
- ✓ Ajouter 2 gouttes de K₂CrO₄ (coloration jaunâtre).
- ✓ Titrer avec Ag NO₃ à 0,01 N jusqu'à coloration brun rougeâtre.

Expression des résultats :

$$F. G = \frac{V_{\text{AgNO}_3} * N_{\text{AgNO}_3} * M_{\text{Cl}}}{PE} = \frac{V_{\text{AgNO}_3} * 0,01 * F * 1000}{5}$$

$$F.S: \frac{mg}{l} Cl^{-} = V_{AgNO_3} * 71 * F$$

V_{AgNO_3} : Volume d'AgNO₃ nécessaire pour le dosage de l'échantillon.

N_{AgNO_3} : Normalité d'AgNO₃

M_{Cl} : masse des chlorures.

F : facteur de correction du titre d'Ag NO₃.

PE: prise d'essai.

Pour le F :

- ✓ Prendre 5 ml de la solution mère à 71 mg/l.
- ✓ Ajouter 2 gouttes de l'indicateur coloré.
- ✓ Doser par AgNO₃ à 0,01 N jusqu'au virage. (couleur brun rougeâtre).

$$F = \frac{1}{V_{AgNO_3}}$$

Détermination de l'alcalinité (HCO₃⁻)

NF T0-036

Avant propos:

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence bicarbonates, carbonates et hydroxydes.

Principe :

Détermination des volumes successifs d'acide fort en solution diluée nécessaire pour neutraliser, aux niveaux de pH = 8.3 et 4.3, le volume d'eau à analyser. La première détermination sert à calculer le titre alcalimétrique (TA), la seconde à calculer le titre alcalimétrique complet (TAC).

Réactifs :

- Solution d'acide Chlorhydrique à 1 N :
- Solution d'HCl à 0,1 N :
- ✓ Solution d'HCl à 1 N:100 ml.
- ✓ H₂O distillée: q.s.p 1000ml.

Électrode : Électrode de pH

Mode opératoire :

- ✓ Prendre 100 ml d'eau à analyser,
- ✓ Noter son pH puis titrer avec HCl à 0,1 N jusqu'à obtention d'un pH de 4,3.

Expression des résultats :

$$F.G = \frac{V_A * N_A * M_{HCO_3} * 1000}{PE} = \frac{V_A * 0,1 * 61 * 1000}{100}$$

$$F.S: V_{A10} * 61 \frac{mg}{l} HCO_3^-$$

V_A : Volume d'acide versé.

N_A: Normalité d'acide versé.

M_{HCO₃}: Masse des bicarbonates (HCO₃⁻).

P.E : Prise d'essai.

Remarque : Si le pH de l'échantillon est supérieur à 8,3 ; titrer jusqu'à cette valeur (volume d'HCl obtenu correspond au CO₃²⁻) puis continuer le dosage jusqu'à pH de 4,3 noter le volume V_{A2}.

$$mg/l CO_3^{2-} = V_{A2} \times 60$$

Dosage Des Ortho phosphates (PO₄³⁻)

ISO 6878/1-1986

Principe :

Les ions orthophosphates en solution acide (H₂SO₄) et en présence d'ions molybdate et antimoine forment un complexe d'antimonyl-phosphomolybdate qui, après réduction par l'acide ascorbique, donne un complexe de molybdène fortement coloré en bleu. Le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double de potassium et d'antimoine.

La mesure de l'absorbance de ce complexe se fait à 880nm et permet de déterminer la concentration en orthophosphates de l'échantillon.

Appareillage :

Spectrophotomètre UV-V

Réactifs :

Réactif mixte :

Réactif A ✓ Heptamolybdate d'ammonium.
 ✓ Eau distillée.

Réactif B ✓ Tartrate de potassium d'antimoine hemihydraté.
 ✓ Eau distillée.

Réactif C ✓ Acide sulfurique pur.
 ✓ Eau distillée.

Réactif phosphate :

(Réactif A + Réactif B) + Réactif C = 500ml (stable 2mois)

Mode opératoire :

- ✓ Introduire dans une fiole 1ml de l'échantillon à analyser diluer à environ 50ml avec de l'eau distillée.
- ✓ Prélever 40ml de cette dernière solution ;
- ✓ Ajouter 1ml d'acide ascorbique
- ✓ Ajouter 2ml d'Heptamolybdate d'ammonium
- ✓ Compléter jusqu'à 50ml
- ✓ Prévoir une fiole avec 40ml d'eau distillée pour le blanc réactif
- ✓ Le développement de la couleur bleu après 30mn indique la présence de PO_4^{3-}

Effectuer la lecture à 700nm

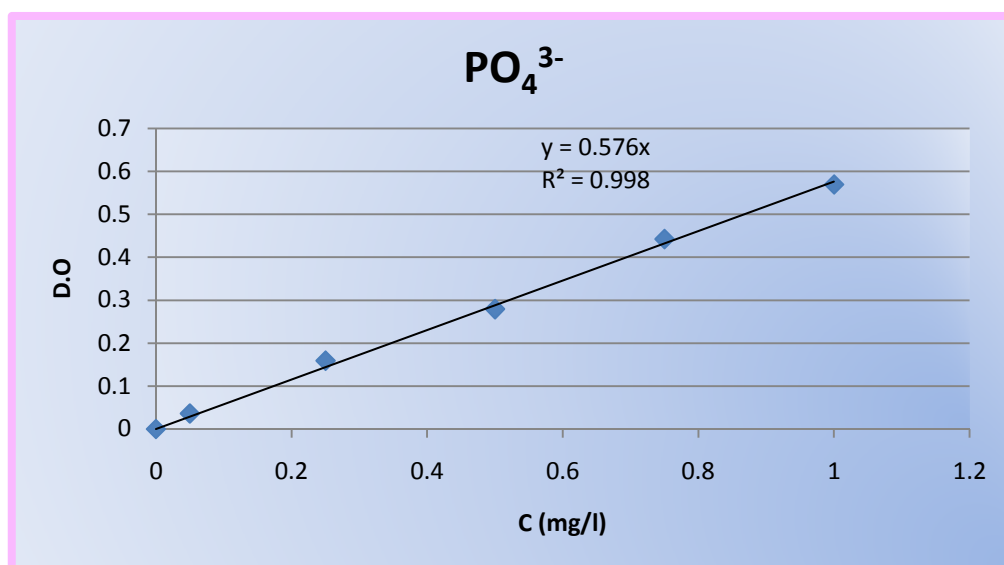
Expression des résultats : la concentration en P des orthophosphates est exprimé en mg/l, et on peut convertir cette teneur en mg de PO_4^{3-} .L⁻¹ par la relation suivante :

$$[\text{PO}_4^{3-}] = [\text{P- PO}_4^{3-}] * 95/31$$

95 : masse molaire de l'ion phosphate en g.mol⁻¹

31 : masse molaire du phosphore en g. mol⁻¹

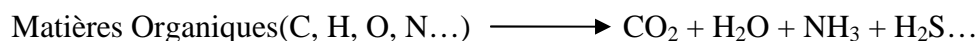
Concentration (mg/l)	D.O
0	0
0,05	0,036
0,25	0,159
0,5	0,279
0,75	0,442
1	0,569



Détermination des MVS

Principe :

Les matières organiques ont la propriété d'être minéralisées à haute température :



Les molécules produites par calcination de la MO sont sous forme gazeuse à haute température et vont donc se volatiliser.

C'est pour cette raison que l'on détermine la teneur en MO par calcination à 550°C et par pesée du résidu (les cendres) qui représente les matières minérales. Par différence entre la masse de matières sèches initiale et la masse de matières minérales restante, on détermine la masse de matières organiques.

On peut donc écrire :

$$\text{MES} = \text{Matières organiques (MVS)} + \text{Matières minérales (MM)}$$

Mode opératoire :

Cette analyse peut être effectuée après la détermination des MES.

- A la fin de cette analyse, déterminer le poids P_1 en g, correspond au poids de la coupelle en porcelaine et des matières sèches qu'elle contient.
- Placer ensuite la coupelle en porcelaine dans un four à 550°C pendant une durée de 2 heures.
- Après refroidissement dans un dessiccateur, la coupelle, ne contient plus que de les cendres, est à nouveau pesée : poids P_2 en g.

La différence ($P_2 - P_1$) représente le poids des MVS de l'échantillon.

Expression des résultats : le taux de MVS en % est donné par la formule suivante :

$$\text{MVS en \%} = (P_1 - P_2 / P_1 - P_0) * 100$$

P_0 : poids de la coupelle vide initialement.

Dosage des MES par centrifugation

NFT 90-015

Principe :

La séparation des MES de l'eau se fait par centrifugation. L'échantillon est mis en rotation à grande vitesse.

L'application de la force centrifuge sur les particules solides permet de les rassembler dans le fond du tube sous forme d'un culot. Ce culot sera lavé puis récupéré et mis à sécher à 105°C. Le résidu sec est ensuite pesé. Il correspond aux MES contenues dans l'échantillon.

Appareillage :

- Centrifugeuse
- Dessiccateur

Mode opératoire :

- Attendre que les échantillons soient à température ambiante.
- Homogénéiser le contenu du flacon par agitation.

Si cela est possible, introduire la totalité de l'échantillon dans le pot de la centrifugeuse, de volume de 200 à 500 ml, et centrifuger 20mn environ. Le volume V_E en ml doit conduire la pesée d'au moins 30mg de MES.

- Eliminer l'eau surnageant, remettre en suspension le culot dans de l'eau distillée (en remplissant jusqu'au niveau initial) et centrifuger 20mn.
- Recueillir le culot déposé dans une capsule préalablement séchée à 105°C et pesée à 0,1 mg près : M_1 . Rincer le pot de centrifugation deux fois, avec chaque fois environ 20ml d'eau distillée et recueillir les eaux d'entraînement dans la capsule.
- Sécher ensuite la capsule et son contenu à 105°C \pm 2°C, laisser refroidir dans un dessiccateur et peser à 0,5 mg près : M_2 . Recommencer les opérations de séchage, de refroidissement et de pesée jusqu'à ce que la différence entre deux pesées successives ne dépasse pas 0,5mg.

Expression des résultats : La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :

$$[\text{MES}] = (M_2 - M_1) * 1000 / V_E \quad (\text{mg.l}^{-1})$$

Dosage des métaux

ISO N° 82-88

Procédure d'analyse :

- Attaquer les échantillons avec (5ml HNO₃ + 2 ml H₂O₂) pour 100 ml d'échantillon
- Procéder à la digestion des échantillons dans des fioles de 100 ml et ajuster avec de l'eau distillée.
- Passer à la détermination des métaux (Cd, Cu, Ni, Fe, Al, Zn) par la spectrométrie d'absorption atomique (SAA).

Expression des résultats : le résultat est donné directement en mg/l.

Les dilutions :

lixiviats Paramètres	P ₁	P ₂	P ₃
DCO	125	50	40
PO ₄ ³⁻	100	50	100
NO ₃ ⁻	100	100	100
NO ₂ ⁻	50	50	50
SO ₄ ²⁻	200	100	100
NH ₄ ⁺	250 × 100	250 × 50	250 × 100
Cl ⁻	100	100	100
HCO ₃ ⁻	100	100	100