

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات

Ecole Nationale Polytechnique

Département Génie des Procédés et Environnement

Laboratoire des Sciences et techniques de l'Environnement (LSTE)



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات  
Ecole Nationale Polytechnique



LABORATOIRE DES SCIENCES ET  
TECHNIQUES DE L'ENVIRONNEMENT

Thèse de Doctorat en Génie des Procédés et Environnement

# La problématique des lixiviats de décharge en Algérie et procédés de traitement

Présenté par : Yacine MEDKOUR

Sous la Direction de Mr. : Rabah KERBACHI

Professeur

Présentée et soutenue publiquement le (18/01/2025)

## Composition du jury :

Président	Mme. Naima BELHANECHÉ, Professeur, Ecole Nationale Polytechnique
Promoteur	Mr. Rabah KERBACHI, Professeur, Ecole Nationale Polytechnique
Examineur	Mr. Yacine KERCHICH, Professeur, Ecole Nationale Polytechnique
Examinatrice	Mme. Nadia LARDJANE, Professeur, Université de MM Tizi Ouzou
Examineur	Mr. Hakim LOUNICI, Professeur, Université de Bouira
Examineur	Mr. Yacine MOUSSAOUI, Professeur, Université de Ouargla
Invitée	Mme. Fatima BOUMECH' HOUR, MCA, Université de Boumerdes



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات

Ecole Nationale Polytechnique

Département Génie des Procédés et Environnement

Laboratoire des Sciences et techniques de l'Environnement (LSTE)

Thèse de Doctorat en Génie des Procédés et Environnement



المدرسة الوطنية المتعددة التقنيات  
Ecole Nationale Polytechnique



LABORATOIRE DES SCIENCES ET  
TECHNIQUES DE L'ENVIRONNEMENT

# La problématique des lixiviats de décharge en Algérie et procédés de traitement

Présenté par : Yacine MEDKOUR

Sous la Direction de Mr. : Rabah KERBACHI

Professeur

Présentée et soutenue publiquement le (18/01/2025)

## Composition du jury :

Président	Mme. Naima BELHANECHÉ, Professeur, Ecole Nationale Polytechnique
Promoteur	Mr. Rabah KERBACHI, Professeur, Ecole Nationale Polytechnique
Examineur	Mr. Yacine KERCHICH, Professeur, Ecole Nationale Polytechnique
Examinatrice	Mme. Nadia LARDJANE, Professeur, Université de MM Tizi Ouzou
Examineur	Mr. Hakim LOUNICI, Professeur, Université de Bouira
Examineur	Mr. Yacine MOUSSAOUI, Professeur, Université de Ouargla
Invitée	Mme. Fatima BOUMECH' HOUR, MCA, Université de Boumerdes

الملخص:

الهدف من هذه الدراسة هو تحليل ودراسة خصائص العصارة وإزالة COD الناتجة من مراكز الردم التقني في الجزائر. تم جمع العصارة من المراكز BBA, KHELIL, HAMICI, BATNA وSILA وتم معالجتها بالأكسدة الكهربائية و أكسدة فانتن الكهربائية. أظهرت دراسة تحليل العصارة أن الأخيرة تحتوي على نسبة عالية من المواد العضوية والمعدنية و النيتروجين. حيث يصل COD إلى قيم عالية جدًا بمتوسط يبلغ حوالي 4624 ; 7666 ; 25041 ; 4296 و 2008 مغ O<sub>2</sub> / لتر لعصارة كل من BBA, KHELIL, HAMICI, BATNA وSILA على التوالي. بعد ذلك دراسة العوامل المؤثرة في الأكسدة الكهربائية و أكسدة فانتن الكهربائية، المسافة بين الأقطاب، سرعة التحريك، كثافة التيار، درجة الحموضة وجرعة H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. أظهرت النتائج أن مردود إزالة المواد العضوية والمعدنية COD مثيرة جدا للاهتمام. تم الحصول على الحد الأقصى من إزالة (تلوث العصارة) COD عند pH = 5.5 و pH = 3 لعملية الأكسدة الكهربائية و أكسدة فانتن الكهربائية على التوالي.

**الكلمات المفتاحية:** خصائص العصارة، الأكسدة الكهربائية، أكسدة فانتن الكهربائية، عصارة مراكز الردم التقني، معالجة العصارة.

### Abstract:

The objective of this study was to characterize and eliminate the pollutant load from leachate from sanitary landfills in Algeria. Leachate was collected from KHELIL, BBA, HAMICI, BATNA and M'SILA landfills and treated by electrocoagulation and electro-Fenton process. The characterization study of leachates showed that the latter have a high organic, mineral (high chemical oxygen demand) and nitrogen load. The measured chemical oxygen demand reaches very high values, with an average of about 4624; 7666; 25041; 4296 and 2008 mgO<sub>2</sub>/l for the leachate from BBA, KHELIL, HAMICI, BATNA and M'SILA respectively. The effect of various parameters, current density, pH, stirring speed, inter-electrode distance and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> dosage were studied. The results obtained show that the removal efficiencies of chemical oxygen demand by electrocoagulation treatment were respectively 78%, 93%, 65%, 76% and 83% and 71%, 83%, 78%, 84% et 83% by electro-Fenton treatment for the sanitary landfills of KHELIL, BBA, HAMICI, BATNA and M'SILA. Maximum COD removal was achieved at pH=5.5 and pH=3 for the electrocoagulation and electro-Fenton methods respectively. The inter-electrode distance and current intensity were 1.7 cm and 2.3 A (742 A/m<sup>2</sup>) for both processes.

**Keywords:** leachate characterization, electrocoagulation, electro-Fenton, Landfill leachate, leachate treatment.

### Résumé :

L'objectif de cette étude était de caractériser et d'éliminer la charge polluante des lixiviats de centres d'enfouissement techniques en Algérie. Les lixiviats ont été collectés sur les sites d'enfouissement de KHELIL, BBA, HAMICI, BATNA et M'SILA et traités par électrocoagulation et procédé d'électro-Fenton. L'étude de caractérisation des lixiviats a montré que ces derniers ont une forte charge organique, minérale (forte demande chimique en oxygène) et azotée. La demande chimique en oxygène mesurée atteint des valeurs très élevées, avec une moyenne d'environ 4624 ; 7666 ; 25041 ; 4296 et 2008 mgO<sub>2</sub>/l pour les lixiviats de BBA, KHELIL, HAMICI, BATNA et M'SILA respectivement. L'effet de divers paramètres, la densité de courant, le pH, la vitesse d'agitation, la distance inter-électrode et le dosage de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ont été étudiés. Les résultats obtenus montrent que les efficacités d'élimination de la demande chimique en oxygène par traitement d'électrocoagulation étaient respectivement de 78%, 93%, 65%, 76% et 83% et de 71%, 83%, 78%, 84% et 83% par traitement électro-Fenton pour les centres d'enfouissement de KHELIL, BBA, HAMICI, BATNA et M'SILA respectivement. L'élimination maximale de la DCO a été obtenue à pH = 5,5 et pH = 3 pour les procédés d'électrocoagulation et d'électro-Fenton respectivement. La distance inter électrode et l'intensité du courant étaient de 1,7 cm et 2,3 A (742 A / m<sup>2</sup>) pour les deux processus.

**Mots clés :** caractérisation des lixiviats, électrocoagulation, électro-Fenton, lixiviats de décharge, traitement des lixiviats.

# *Dédicaces*

Je remercie DIEU le tout puissant, auquel je m'accroche pour tout travail que

J'accomplis

إلى روح أختي الغالية اللهم أغفر له وأرحمه

A ma très chère épouse qui m'a toujours soutenu, pour ses encouragements et

son aide précieuse, que Dieu te protège

A mes deux petits enfants Abdelhalim et Anes

A mes très chers parents qui ont attendu ma réussite

A mes très chers frères et particulièrement à ma très chère sœur Naima

A tous ceux qui me sont chers

## *Remerciements*

Ce travail de recherche a été réalisé au laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement (LSTE) de l'Ecole Nationale Polytechnique. Je remercie ici vivement toutes les personnes qui ont contribué à ce projet.

Je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance et gratitude à mon directeur de thèse, Monsieur le Professeur **Rabah KERBACHI** de m'avoir orienté par ses conseils judicieux, son attention et l'intérêt qu'il a accordé à ce travail, ses encouragements incessants et les conseils avisés qu'il n'a cessé de me prodiguer tout au long de cette étude.

Je tiens également à remercier Madame **BELHANECHÉ Naima**, Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique qui m'a fait l'honneur d'accepter de présider le jury de soutenance

Je suis reconnaissant à madame **LARDJANE Nadia**, Professeur à l'Université de Tizi Ouzou, monsieur **Yacine KERCHICH**, Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique, monsieur **Yacine MOUSSAOUI**, Professeur à l'Université de Ouargla et monsieur **LOUNICI Hakim**, Professeur à l'Université de Bouira, pour l'intérêt qu'ils ont bien voulu accorder à mon travail en me faisant l'honneur d'accepter d'examiner cette thèse.

Je remercie particulièrement Madame **BOUMECH' HOUR Fatima**, MCA à l'Université de Boumerdès, qui m'a apporté un soutien et une aide logistique considérable tout au long de ma thèse.

Je tiens également à remercier monsieur **CHERGUI Abdelmalek**, Professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique, pour son aide et conseils qui m'ont été très utiles pendant mes travaux de ma thèse.

## Table des matières

Listes des tableaux

Listes des figures

Symboles et abréviation

<i>Introduction générale</i> .....	11
<b>CHAPITRE I : ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE</b> .....	15
I.1. Centre d'enfouissement des déchets.....	15
I.1.1. Composition moyenne des DMA en Algérie.....	15
I.1.2. Méthodes de traitement des déchets.....	15
I.1.3. Etude de la réalisation d'un C.E.T.....	15
I.1.4. Règles et les normes d'un C.E.T :.....	16
I.1.5. Etapes de réalisations d'un C.E.T.....	17
I.1.6. Impact des déchets ménagers sur l'environnement :.....	18
I.1.7. Impact des déchets sur la santé :.....	20
I.1.8. Gestion des déchets solides urbains en Algérie.....	21
I.2. Contexte juridique et réglementaire en Algérie.....	21
I.3. Les étapes de la gestion des déchets.....	23
I.3.1. La réduction à la source.....	23
I.3.2. La collecte.....	24
I.3.3. La valorisation.....	24
a) Le compostage.....	24
b) La Méthanisation.....	24
c) L'Incinération avec récupération énergétique.....	24
d) La Valorisation matière.....	24
I.3.4. La rudologie.....	25
I.4. Lixiviats des centres d'enfouissement des déchets.....	26
I.4.1. Définition.....	26
I.4.2. La formation des lixiviats et leur composition.....	26
I.4.3. Composition des lixiviats.....	27
I.4.4. Types de lixiviats.....	27
I.4.5. Pollution par lixiviats.....	27
I.4.6. Impact de lixiviats sur l'environnement.....	28
I.5. Procédés de traitement des lixiviats (les procédés d'oxydation avancée).....	29
I.5.1. Introduction.....	29
I.5.2. Les méthodes classiques.....	29
I.5.3. Les nouveaux procédés de traitement.....	30
I.5.4. Description du traitement des lixiviats.....	37
I.5.5. Électrocoagulation procès :.....	37
I.5.6. Osmose Inverse.....	39
I.5.7. Traitement membranaires (Bioréacteur à Membranes).....	40
I.5.8. Impacts de l'électrocoagulation sur la qualité de l'eau.....	41
I.5.9. Application de l'électrocoagulation.....	41
<b>CHAPITRE II: PRESENTATION DES CETs, MATÉRIEL ET MÉTHODES</b> .....	45
II.1. Introduction.....	45

II.2.	Présentation des centres d'enfouissement techniques .....	45
II.2.1.	CET de BBA .....	45
II.2.2.	CET KHELIL.....	46
II.2.3.	CET HAMICI.....	48
II.2.4.	CET Batna .....	50
II.2.5.	CET M'Sila .....	51
II.3.	Méthodes d'analyse et de caractérisation des lixiviats .....	54
II.4.	Description des techniques de traitement des lixiviats .....	55
II.4.1.	Traitement par électrocoagulation.....	55
II.4.2.	Traitement par la méthode d'électro-Fenton.....	55
<i>CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION .....</i>		<i>57</i>
III.1.	Charge polluante véhiculée par les lixiviats .....	57
III.1.1.	Introduction .....	57
III.1.2.	Charge polluante véhiculée par les lixiviats.....	57
III.1.3.	Comparaison entre les lixiviats des différents CET .....	61
III.2.	Résultats de traitement.....	65
III.2.1.	Traitement par électrocoagulation.....	65
III.2.2.	Traitement par électro-Fenton.....	69
III.2.3.	Efficacité du traitement et charge polluante véhiculée par les lixiviats après traitement par EC et EF .....	70
III.2.4.	Comparaison entre EC et EF.....	74
III.3.	Analyse comparative et interprétation .....	77
III.3.1.	Analyse comparative / interprétation avant traitement .....	77
III.3.1.1.	Le potentiel d'hydrogène (pH).....	77
III.3.1.2.	Conductivité électrique .....	78
III.3.1.3.	La demande chimique en oxygène (DCO).....	78
III.3.1.4.	La demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO <sub>5</sub> ).....	79
III.3.1.5.	La turbidité .....	80
III.3.1.6.	Les MES.....	81
III.3.1.7.	Les Métaux lourds.....	81
III.3.2.	L'analyse comparative des résultats obtenus après traitement .....	82
III.3.2.1.	Le pH après traitement .....	83
III.3.2.2.	La demande chimique en oxygène après traitement (DCO) .....	84
III.3.2.3.	La demande biologique en oxygène après traitement (DBO <sub>5</sub> ).....	84
III.3.2.4.	Les Métaux lourds.....	84
<i>Conclusion générale.....</i>		<i>87</i>
<i>Référence bibliographiques.....</i>		<i>91</i>
<i>ANNEXE.....</i>		<i>92</i>

## Listes des tableaux

Tableau I-1 : Liste des déchets spéciaux y compris les déchets spéciaux dangereux - Annexe III (du présent décret) .....	23
Tableau I-2 : Classification des lixiviats selon leur âge (Renou, 2008). .....	27
Tableau I-3 : Comparaison des procédés classiques de traitement (Bourechech, 2018).....	30
Tableau I-4 : Réactions aux électrodes Al et Fe pendant EC .....	38
Tableau I-5 : Comparaison avec des études de travaux antérieures sur le traitement des polluants par l'EC. ....	42
Tableau I-6 : Application de EC, des études de travaux antérieures (traitement des polymères) .....	42
Tableau I-7 : Application de l'EF dans le traitement des Sols, cas des études de travaux antérieures, (Ambaye et al 2023). .....	43
Tableau II-1: Matériel d'exploitation au niveau du CET de BBA .....	45
Tableau II-2: Quantité de déchets réceptionnée de 2009 à 2013.....	46
Tableau II-3 : Matériel d'exploitation au niveau du CET de KHELIL .....	47
Tableau II-4 : Quantité de déchets réceptionnée de 2012 à 2013.....	47
Tableau II-5 : Principe et références des techniques d'analyses des paramètres de pollution .....	54
Tableau III- 1: Charge polluante associée aux lixiviats du CET de BBA : .....	57
Tableau III- 2 : Charge polluante associée aux lixiviats du CET de KHELIL :.....	58
Tableau III- 3: Charge polluante associée par les lixiviats du CET HAMICI .....	59
Tableau III- 4 : Charge polluante associée aux lixiviats du CET M'SILA et BATNA.....	60
Tableau III- 5: Comparaison des teneurs moyennes des paramètres de pollution des lixiviats étudiés. ....	62
Tableau III- 6:Évolution des paramètres selon le type de lixiviats. ....	63
Tableau III- 7 : Caractéristiques du lixiviats des cinq sites (BBA, KHELIL, HAMICI, M'SILA et BATNA) après traitement par EC. ....	71
Tableau III- 8: Caractéristiques du lixiviats des cinq sites (BBA, KHELIL, HAMICI, M'SILA et BATNA) après traitement par EF. ....	72
Tableau III- 9:Tableau comparatif des différents critères d'influences de modes de traitement de lixiviats .....	75
Tableau III- 10:Comparaison des rendements de traitement de lixiviats de Hamici (BRM, OI, EC et EF).....	76
Tableau III- 11: Les résultats d'analyses des différentes lixiviats.....	77
Tableau III- 12: Les résultats d'analyses des différentes lixiviats après traitement par EC.....	82
Tableau III- 13: Les résultats d'analyses des différentes lixiviats après traitement par EF. ....	83

## Listes des figures

Figure I- 1 schéma d'aménagement d'un CET.....	17
Figure I- 2 Différents modes de connexion.....	30
Figure I- 3 Circuits électriques associés aux différents modes de connexion. ....	31
Figure I- 4 Schémas de principe de l'osmose directe et inverse. ....	40
Figure I- 5 Schémas de principe de module de BRM .....	41
Figure II- 1 : Photo satellitaire du CET BBA - Bordj Bou Arreridj.....	46
Figure II- 2 : Photo satellitaire du CET KHELIL – Bordj Bou Arreridj. ....	48
Figure II- 3 : Photo satellitaire du CET, Hamici – Alger (AND, DMA, 2017).....	49
Figure II- 4 : Photo satellitaire du CET Hamici - Alger.....	50
Figure II- 5 : Photo satellitaire du CET BATNA – Batna.....	51
Figure II- 6 : Photo satellitaire du CET M'SILA – M'sila.....	52
Figure II- 7 : Photo satellitaire de la localisation des cinq CETs, Algérie. ....	53
Figure II- 8 : Schéma et photo du dispositif expérimental.(1) bécher, (2) filtre, (3) électrodes, (4) barreau magnétique, (5) agitateur magnétique, (6) générateur électrique, (7) câble électrique. ....	55
Figure III- 1 : Effet de l'intensité du courant sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps. (Nombre d'électrodes = 2, distance inter-électrodes = 1,7 cm, vitesse d'agitation = 150 tr / min et pH = 8).....	66
Figure III- 2 : Effet de pH sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps (Nombre d'électrodes = 2, e = 1,7 cm, v = 150 tr/min et I = 2,3 A). ....	67
Figure III- 3 : Effet de la vitesse d'agitation sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps (Nombre d'électrodes = 2, e = 1,7 cm, pH = 5,5 et I = 2,3 A).....	68
Figure III- 4 : Effet de la distance inter- électrode sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps (Nombre d'électrodes = 2, v= 150 tr/min, pH = 5,5 et I = 2.3 A) .....	68
Figure III- 5 : Évolution de taux de réduction de la DCO en fonction du temps(Nombre d'électrodes = 2, pH = 5,5, V = 150 tr/min, I = 2,3 A et e=1,7 cm) pour différentes concentrations de H2O2. ....	69
Figure III- 6 : Effet de pH sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps (Nombre d'électrodes = 2, e = 1,7 cm, v = 150 tr/min I = 2,3 A et [H2O2] = 8 g / L). ....	70
Figure III- 7 : Rendement d'abattement de la DCO par électrocoagulation et électro Fenton.....	74
Figure III- 8 : Variation du potentiel d'hydrogène dans les lixiviats des différents sites d'étude.....	77
Figure III- 9 : Variation de la conductivité dans les lixiviats des différents sites d'étude. ....	78
Figure III- 10 : Variation de la demande chimique en oxygène dans les lixiviats des différents sites d'étude.....	79
Figure III- 11 : Valeurs de la DBO5 dans les lixiviats des différents sites d'étude. ....	80
Figure III- 12 : Variation de La turbidité dans les lixiviats des différents sites d'étude. ....	80
Figure III- 13 : Variation des MES dans les lixiviats des différents sites d'étude. ....	81
Figure III- 14 : Variation des métaux lourds (mg/l) dans les lixiviats des différents sites d'étude.....	81
Figure III- 15 : Variation du potentiel d'hydrogène dans les différents sites après traitement. ....	83

## Symboles et abréviation

*AND: Agence Nationale des Déchets.*

*AGV: Acides Gras Volatils.*

*BBA: Bordj Bou Arreridj.*

*CET: Centre d'Enfouissement Technique.*

*COT: Carbone Organique Total.*

*DBO: Demande Biochimique en Oxygène.*

*DBO<sub>5</sub>: Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours.*

*DCO: Demande Chimique en Oxygène.*

*DMA : Déchets Ménagère et Assimilé*

*EC : Électrocoagulation.*

*EF : Électro Fenton.*

*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.*

*OM : Les ordures ménagères.*

*PEHD : Polyéthylène Haute Densité.*

*pH : Potentiel d'hydrogène.*

*RS : Résidu Sec*

# **Introduction générale**

## ***Introduction générale***

La gestion des déchets constitue un défi majeur pour les sociétés modernes, l'effet conjugué du développement socio-économique, de la forte et rapide urbanisation et des changements de mode de consommation, est à l'origine d'une production de plus en plus importante de déchets ménagers et assimilés.

En Algérie, pays marqué par une croissance démographique rapide et une urbanisation soutenue, la production de déchets a considérablement augmenté au cours des dernières décennies. Selon les estimations du ministère de l'Environnement et l'agence nationale des déchets AND, la production annuelle de déchets ménagers et assimilés avoisine les 13,5 millions de tonnes de déchets ménagers par an, soit une production quotidienne moyenne de 0,9 kg par habitant (MATE, 2022 ; AND, 2023). Ce chiffre a augmenté de près de 25 % au cours de la dernière décennie, reflétant les défis croissants en matière de collecte, de transport, de traitement et de valorisation des déchets et les dynamiques démographiques et économiques du pays et le cadre de vie des citoyens. Pendant longtemps ces déchets ont été enfouis en décharges non contrôlées ou disséminés un peu partout dans des dépôts sauvages engendrant par là de graves problèmes de pollution des eaux, des sols et de l'atmosphère. Ce n'est qu'au début des années 2000 que la gestion rationnelle et écologiquement acceptable des déchets est devenue un sujet de préoccupation majeur des pouvoirs publics. Avec la promulgation de la première loi sur la gestion des déchets en 2001 (J.O.R.A, 2001). Les autorités algériennes ont décidé de s'inscrire dans une logique de gestion durable des déchets avec comme objectifs la réduction des quantités de déchets produites et l'atténuation de l'impact de leur élimination sur l'environnement.

Le PROGDEM-programme de gestion des déchets ménagers (M.A.T.E., 2003) et des fonds conséquents ont été débloqués. Ce programme lancé en 2002-2003 prévoyait l'aménagement de centres d'enfouissement technique (CET) qui permettent une élimination des déchets ménagers dans des conditions environnementales acceptables. Les Centres d'Enfouissement Technique (CET), introduits en Algérie dans les années 2000, constituent aujourd'hui l'un des principaux modes de gestion des déchets solides. Cependant, malgré leur rôle essentiel, ces infrastructures présentent des limites, notamment en ce qui concerne la gestion des lixiviats, sous-produits liquides générés par la dégradation des déchets en milieu confiné et par l'infiltration des eaux pluviales. Les lixiviats contiennent une forte charge en polluants organiques et inorganiques, tels que les métaux lourds, les composés azotés et les contaminants organiques persistants (Kherici et al., 2015).

Par ailleurs, la faible valorisation des déchets, combinée à des lacunes dans la mise en œuvre des stratégies nationales de gestion intégrée des déchets. La mise en œuvre de solutions durables nécessite non seulement une compréhension approfondie des caractéristiques des déchets et des lixiviats, mais également une coopération intersectorielle et une sensibilisation accrue.

Selon l'Agence Nationale des Déchets (AND), les déchets ménagers représentent 90 % des déchets solides urbains, dont une grande partie est composée de matières organiques (environ 60 %). Le recyclage reste limité, avec un taux de valorisation inférieur à 10 %, tandis que le reste est soit enfoui dans des centres d'enfouissement techniques (CET), soit abandonné dans des décharges sauvages (AND, 2023).

Cependant et pour des raisons diverses, certains CET ne procèdent pas à un traitement adéquat, lorsque celui-ci existe, des lixiviats générés au cours de l'exploitation de ces centres. Les lixiviats non traités constituent une source potentielle de pollution des eaux de la nappe phréatique et du milieu naturel dans lequel ils s'écoulent.

La problématique des lixiviats est particulièrement préoccupante en Algérie en raison de la diversité des climats (aride au sud, semi aride dans les hauts plateaux et méditerranéen au nord) qui influence leur production et leur composition (AND, 2022 ; Boumechhour, 2015).

Les lixiviats, "appelés – jus" de décharges résultent de la percolation, au travers du massif de déchets, de l'eau contenue dans les déchets et de celle apportée par les précipitations. Ces eaux favorisent la biodégradation des matières organiques fermentescibles et produisent alors des lixiviats qui se chargent de substances organiques et/ou minérales provenant des déchets ou des sous-produits de dégradation des déchets. Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes. Ils sont de natures biologique et physicochimique. Les processus biologiques aérobies et anaérobies jouent un rôle prépondérant dans la genèse des lixiviats (Billard, 2001). En Algérie, plus de 1 300 000 m<sup>3</sup> de lixiviats sont générés annuellement dans les CET (MATE, 2022 ; AND, 2022).

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, on distingue trois types de lixiviats (Commission européenne, 2006, Millot, 1986 ; Ramade, 1998) : les lixiviats jeunes, les lixiviats intermédiaires et les lixiviats âgés ou stabilisés. Les lixiviats jeunes se caractérisent par une charge organique élevée relativement biodégradable ( $DBO_5 / DCO > 0,3$ ) constituée principalement d'acides gras volatils. Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à 2 g/l) du fait de leur pH relativement bas ( $< 6,5$ ). Ils correspondent aux premières phases non méthanogènes de l'évolution d'un casier du CET. Les lixiviats âgés ou stabilisés sont caractérisés par une faible charge organique, composées essentiellement des substances humiques de hauts poids moléculaires. Sont également présents des composés de faibles poids moléculaires tout aussi réfractaires à la biodégradation ( $DBO_5 / DCO < 0,1$ ). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation des déchets enfouis.

D'après la littérature, il existe différentes techniques de traitement des lixiviats, dégradation biologique, oxydation chimique, coagulation/floculation, adsorption sur charbon actif, procédés membranaires (Trebouet et. al 2001; Marttinen et al, 2002 ; Wang et al, 2002).

Des recherches ont porté sur des traitements basés sur de nouveaux procédés: les procédés d'oxydation avancée (POA). Ces techniques qui ont montré leur potentiel dans le traitement de polluants organiques toxiques et biologiquement récalcitrants, reposent sur la formation in situ des radicaux hydroxyles .OH qui possèdent un pouvoir oxydant supérieur à celui des oxydants traditionnels tels que H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, Cl<sub>2</sub> ou O<sub>3</sub> (Boudesocque, 2007).

Le procédé d'électrocoagulation (EC) repose sur la production in situ d'ions métalliques par dissolution anodique d'une électrode sacrificielle, généralement composée d'aluminium ou de fer. Ces ions métalliques agissent comme des coagulants qui, une fois libérés dans l'eau, interagissent avec les contaminants (polluants dissous, colloïdes, particules en suspension) (Bouaouine, 2015 ; Boinpally. S, et al., 2023 ; Senathirajah. K, et al., 2023).

Le procédé électro-Fenton (EF) est basé sur la production in situ du réactif de Fenton (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Fe<sup>2+</sup>). Le H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> et Fe<sup>2+</sup> réagissent ensemble au sein de la solution pour générer les

radicaux hydroxyles suivant la réaction de Fenton. Il s'agit donc de la réaction de Fenton assistée par électrochimie (Boumechhour, 2015).

L'objectif de notre travail est de déterminer, les méthodes de caractérisation et de traitement des lixiviats produits par divers CET implantés en différentes régions de l'Algérie, Elle s'inscrit dans une perspective d'amélioration des pratiques de gestion des déchets et des lixiviats et de réduction de leur impact environnemental, ainsi que de montrer l'intérêt des procédés d'oxydation avancée sur le traitement des lixiviats fortement récalcitrant. Afin d'identifier le traitement qui répond au mieux à la complexité et à la variabilité des lixiviats, nous avons étudié les techniques suivantes: L'électrocoagulation, l'électro-Fenton.

**CHAPITRE I :**  
**ÉTUDE**  
**BIBLIOGRAPHIQUE**

## CHAPITRE I : ÉTUDE BIBLIOGRAPHIQUE

### I.1. Centre d'enfouissement des déchets

Les déchets domestiques (ménagers), en raison de leur composition, posent un défi environnemental important (majeur), notamment en termes de pollution du sol, de pollution des eaux et de pollution de l'air. Cependant, une gestion efficace peut représenter une réelle opportunité tant sur le plan économique qu'environnemental.

#### I.1.1. Composition moyenne des DMA en Algérie

Les déchets domestiques et assimilés (DMA) constituent la part la plus significative des déchets solides produits (générés) en Algérie. Ils sont estimés à plus de 13,1 millions de tonnes en 2018. Cette estimation repose sur un taux moyen de production de déchets de 0,8 kg/habitant/jour. Cette dernière décennie a été marquée par une évolution quantitative et qualitative des DMA, ce qui a entraîné une augmentation des risques pour l'environnement et la santé publique. Le taux de traitement et de mise en valeur des déchets est relativement faible (AND, 2019).

#### I.1.2. Méthodes de traitement des déchets

##### L'incinération :

Les déchets sont brûlés dans des fours à une température de 700°C à 900°C, Le feu permet de diminuer considérablement le volume et le poids des résidus, en les transformant en gaz, en chaleur et en matériaux inertes(cendres et mâchefers).

##### Le compostage :

C'est l'emploi de déchets ménagers fermentés dans l'agriculture en tant que fertilisants et pour maintenir la structure du sol en bon état est une pratique qui remonte à des millénaires. Le compostage est une méthode biologique où les micro-organismes du sol transforment les déchets organiques en une terre noire riche en nutriments. Le compost, qui se distingue par sa stabilité et son hygiène, est un engrais naturel parfait pour les espaces verts. Il peut être utilisé en agriculture et en horticulture pour enrichir les sols en nutriments.

##### Le recyclage :

La pratique du recyclage des déchets solides est ancienne. Les outils métalliques étaient fabriqués et réutilisés dès le Néolithique.

##### Le lombric compostage :

Il s'agit simplement de faire manger et rejeter la partie organique des déchets ménagers sous forme digérée par des vers de "fumier", également connus sous le nom de lombrics rouges.

##### La méthanisation :

La fermentation anaérobie spontanée des déchets ménagers entraîne la production de biogaz méthane(Gillet, R., 1985).

#### I.1.3. Etude de la réalisation d'un C.E.T

Avant de réaliser un C.E.T, il est nécessaire de mener une étude sur la zone de réalisation en ce qui concerne sa géologie, son hydrogéologie, son édification, son climat et sa démographie.....

L'étude faite par un bureau d'étude de l'environnement :

- Présentation de chacune des communes (de la zone d'étude) aux plans géographiques, urbain, économique, social, culture et administratif ;
- Estima quantitative et projection sur 25 ans ;
- Étude d'impact et Étude de dangers ;
- Étude monographique, climatique, géologique .... ;
- Cahier des charges pour la réalisation et l'équipement.

Il est essentiel de mener une étude d'impact sur l'environnement. Il est nécessaire qu'elle respecte les règles de la loi algérienne et reflète les conséquences prévisibles du CET sur l'environnement. Il est nécessaire que cette étude inclue une description approfondie du projet, une étude de l'état initial du site ainsi que de son environnement naturel, socio-économique et administratif. Un exposé des actions entreprises afin de supprimer, diminuer et, si possible, compenser les impacts du projet sur l'environnement (Bouarfa, 2018).

### **I.1.4. Règles et les normes d'un C.E.T :**

Un C.E.T des déchets doit répondre aux exigences élémentaires en matière d'hygiène et de protection de l'environnement (Bouarfa, 2018).

#### L'aménagement du casier :

Le fond du casier, qui est composé de différentes couches de bas en haut, est la partie la plus importante. Afin d'éviter de polluer le sol et la nappe phréatique, il faudrait veiller à ne retenir pour l'aménagement de nouveaux C.E.T que des sites où la migration des polluants dans le milieu s'effectue lentement. Un sous-sol qui présente de telles caractéristiques à proximité d'un C.E.T est appelé barrière géologique. En bas du casier, nous avons :

- Une couche drainante sous-étanchéité constituée de granulat 20-40 mm surmontée d'un géotextile anti-contaminant.
- Une étanchéité minérale d'argile compactée constituée de 4 couches de 25 cm d'épaisseur +/- 5 cm plus 5 mm minimum de bentonite.
- Une géo-membrane de 2 mm d'épaisseur ; ou 700 gramme par mètre carré.
- Un géotextile anti-perforation pour protéger la géo-membrane de 1400 gramme par mètre carré.
- Une couche drainante de 50 cm de granulats de grès parcourus par des collecteurs à lixiviats pour les cellules exploitées ou eaux pluviales pour les cellules non exploitées ;
- Une couche d'anti-contaminant (géotextile ou géogrille) pour éviter que les déchets ne colmatent la couche drainante.
- Pierres roulants 16/32 ou gravies – géo-grille, non calcaire pour protéger le PEHD de drainage.
- PEHD de drainage de 40 cm de diamètre.

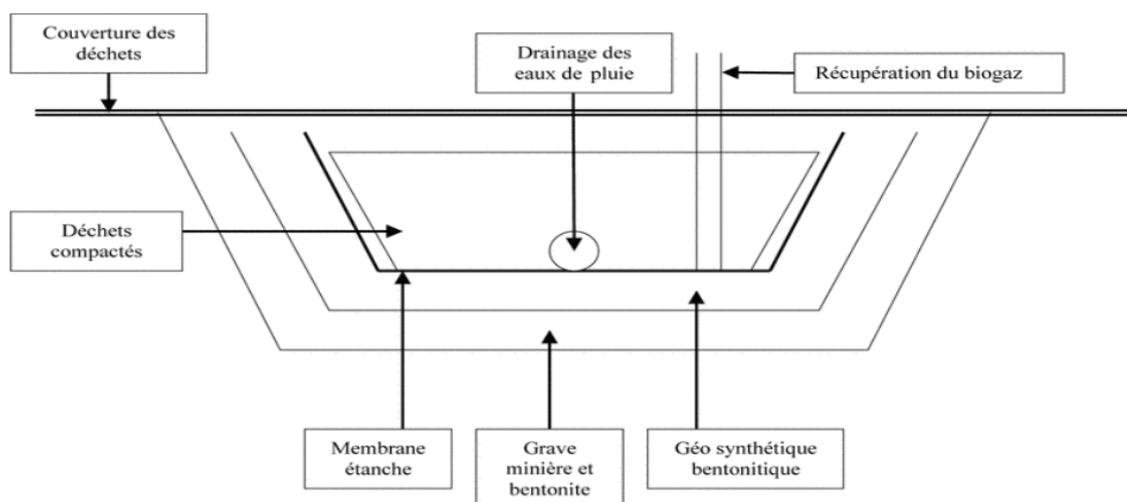


Figure I- 1 schéma d'aménagement d'un CET

### I.1.5. Etapes de réalisations d'un C.E.T

Il est primordial de placer un CET sur un site adéquat et de l'utiliser en respectant un plan de construction et d'exploitation établi et approuvé à l'avance. Puisque il faut prendre en considération la réintégration du site dans son environnement naturel après fermeture. Les CET sont classés en fonction de leur forme. Le choix du CET à créer est influencé par les caractéristiques du site, en particulier sa topographie, c'est-à-dire la nature du terrain. En principe, trois cas peuvent être identifiés ici (Bouarfa, 2018) :

- CET en tas ; la construction en forme de tumulus est souvent la seule solution réalisable dans les terrains plats.
- CET en pente ; cette forme peut se justifier par la topographie du terrain.
- CET en fosse par exemple dans une ancienne excavation industrielle ou carrière désaffectée.

Le site est un élément essentiel pour tout projet de CET en raison des risques potentiels de nuisances et de pollution. L'objectif des techniques de recherche de site pour un CET est d'éviter ou de réduire les interactions entre les effets d'un CET et l'environnement. Au cours d'une étude de site, il est nécessaire de se conformer à des critères d'exclusion et des critères à évaluer.

Afin de satisfaire à l'exigence principale d'un CET, qui est de diminuer les émissions, il est également possible d'introduire le principe de multiples barrières :

- ✓ Barrière géologique : pour éviter de souiller le sol et la nappe phréatique, il faudrait veiller à ne retenir pour l'aménagement de nouveaux CET que des sites où la migration des polluants dans le milieu s'effectue lentement. un tel sous-sol présentant de telles propriétés dans l'emplacement d'un CET.
- ✓ Barrière « revêtement de base étanche » : les impératives protections des eaux interdisant toute dégradation de la nappe phréatique, il faut faire en sorte qu'aucun polluant ne puisse parvenir dans le sous-sol. Dans le cas d'un CET, ceci peut être obtenu au moyen d'un revêtement de base étanche efficace.
- ✓ Barrière déchets : il est possible d'envisager que seuls des déchets suffisamment débarrassés de polluants selon les méthodes correspondant à l'état de la technique,

soient entreposés. un prétraitement approprié peut aider à réduire les réactions biochimiques à l'intérieur d'un CET.

- ✓ Barrière « étanchéité de surface » : les revêtements de surface étanches ont pour but d'empêcher la formation de lixiviats en faisant obstacle à l'infiltration des eaux météoriques dans la masse des déchets.
- ✓ Barrière « surveillance » : il s'agit de la surveillance par les responsables compétents du CET et de ses émissions pendant l'exploitation et même pendant la phase post-fermeture.

Le CET est composé de :

- a) Une zone de service et direction où le contrôle, l'admission et la pesée des déchets se font. Cette zone abrite également les bureaux, vestiaires et autres locaux.
- b) La zone d'enfouissement qui comporte les casiers d'enfouissement et la station de traitement des lixiviats.
- c) Un réseau de voiries (bitumé) relie l'ensemble des éléments composant le CET. Il est également possible d'installer un centre de tri au niveau d'un CET.

### **I.1.6. Impact des déchets ménagers sur l'environnement :**

Les déchets solides peuvent engendrer des risques immédiats ou lointains incalculables pour l'environnement et l'homme (pollutions, mauvaises odeurs...). Cette situation est particulièrement préoccupante lorsque les déchets sont mal traités car ils sont constitués de matériaux fermentescibles, recyclables, dangereux, inertes et plastiques. Les déchets solides représentent l'un des risques majeurs pour l'environnement, en particulier en raison de la pollution de l'eau, du sol et de l'air (Diabaté, 2010).

Les déchets peuvent transmettre des contaminants chimiques et microbiologiques dans l'environnement en émettant des lixiviats ou en générant du biogaz. Ce phénomène peut entraîner la pollution des ressources en eau (écoulement d'eau de lessivage vers les cours d'eau voisins, etc.).

En outre, ils ont la capacité de polluer l'air en dégazant des composés organiques volatils, en emportant des débris et des poussières le long du vent ou transportés par les animaux, etc.

Les habitants des zones environnantes sont exposés soit directement par inhalation, soit indirectement par l'ingestion d'eau contaminée ou de produits consommables, qui sont arrosés. De nos jours, les CET, en particulier ceux de niveau I et II, sont toutefois élaborés de manière à réduire ces phénomènes (terrains imperméables avec contrôle des eaux de surface et souterraines).

Toutefois, il peut y avoir des conséquences préjudiciables sur la santé, telles qu'une augmentation de la fréquence des problèmes respiratoires, des problèmes dermatologiques et des irritations oculaires chez les individus professionnels exposés (Ould Ali, 2018).

#### ❖ Les centres d'enfouissement technique de Classe I

En plus des déchets urbains et banals, ces décharges sont habilitées à recevoir certains déchets industriels spéciaux. Ainsi sont admis dans ces centres d'enfouissement technique de classe I :

- Les déchets industriels spéciaux de catégories A qui sont : les résidus de l'incinération; les résidus de la sidérurgie : poussières, boues d'usinage; les résidus de forages; les

déchets minéraux de traitement chimique : sels métalliques, sels minéraux, oxydes métallique.

- Les déchets de catégories B qui sont : les résidus de traitement d'effluents industriels et d'eaux industrielles, de déchets ou de sols pollués ; Les résidus de peinture : déchets de peinture solide, de résine de vernis ; Les résidus de recyclage d'accumulateurs et de batteries : par exemple les résidus d'amiante; les réfractaires et autres matériaux minéraux usés et souillés.

### ❖ Les centres d'enfouissement technique de Classe II

Sont acceptés sur ces centres les déchets ménagers et assimilés.

Ce sont des installations soumises à la loi 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable et son décret d'application 2006 relatif aux établissements classés.

Les déchets admissibles dans ces décharges sont: les ordures ménagères; les déchets ménagers encombrants; les déblais et gravats; les déchets commerciaux, artisanaux et industriels banals assimilables aux ordures ménagères; les déchets d'origine agricole ne présentant pas de danger pour la santé humaine et l'environnement ; les pneumatiques; les cendres et produits d'épuration refroidis résultant de l'incinération des ordures ménagères; les boues en provenance de l'assainissement urbain.

### ❖ Les centres d'enfouissement technique de Classe III

Ce sont les installations de stockage recevant essentiellement des déchets inertes, d'origine domestique comme les déchets issus du bricolage familial qui peuvent également être stockés dans les décharges de classe II et les déblais et gravats qui peuvent également être stockés dans les décharges de classe II. Ils reçoivent aussi les déchets de chantiers et les déchets de carrière.

Il est à noter que ces centres d'enfouissement technique doivent obligatoirement être pourvus d'installations de récupération des biogaz à travers le traitement de lixiviats.

Le centre d'enfouissement technique constitue ainsi l'étape finale et obligatoire de toute filière de traitement des déchets. Ils doivent répondre obligatoirement aux exigences imposées par la réglementation en vigueur.

#### **I.1.6.1. Impact sur le sol**

La pollution s'accroît principalement en raison de l'augmentation rapide de la population. Il est inévitable que chaque organisme vivant génère des déchets, dont les principaux polluants du sol sont :

- Les métaux lourds
- Les plastiques

#### **I.1.6.2. Impact sur l'air**

La pollution atmosphérique est principalement causée par les décharges sauvages et/ou non contrôlées, qui renferment une grande quantité de déchets de diverses natures, y compris les déchets organiques. Leur mélange avec de l'eau entraîne la fermentation du méthane, un gaz à effet de serre. Ainsi, la décharge joue un rôle indirect dans la pollution de l'air. Par

conséquent, la combustion des déchets à l'air libre est l'une des principales sources de pollution de l'air.

### **I.1.6.3. Impact sur l'eau :**

Les lixiviats sont une cause de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines s'ils ne sont pas correctement traités (Chtioui et al., 2008 ; Idlahcen et al., 2014). En effet, outre leurs odeurs, ils provoquent une détérioration de la qualité des eaux de surface et souterraines en raison de leur charge polluante élevée (matières organiques, minérales et pollution bactériologique avec l'apparition de bactéries, de virus et d'algues). (Bouaouine, 2015).

La majorité des décharges sont à l'air libre, ce qui constitue un risque élevé. Lors des précipitations, les déchets biodégradables se combinent avec de l'eau, ce qui peut entraîner des précipitations acides.

### **I.1.6.4. Multiplication des prédateurs :**

Prolifération d'espèces animales opportunistes telles que mouettes, goélands, corbeaux, corneilles, rapaces, rats, lapins, chiens errants, mouches, moustiques et autres insectes, attirés par la nourriture et la chaleur de fermentation du sol (35°C à 80°C); ils apportent déjections et fientes comme des risques d'épidémies et d'épizooties dans les villages avoisinants; ils détruisent les plantations environnantes à tout moment du cycle agricole (plantation, jeunes pousses, récolte). Les colonies d'oiseaux introduisent également des risques épidémiologiques graves pour la santé des enfants et des personnes fragiles, et les rongeurs de décharge sont porteurs de maladies transmissibles à l'homme (AINA, 2006 ; belghali et al., 2017).

### **I.1.6.5. Pollution mécanique :**

Ballet aériens de sacs en plastique et nuages de poussières s'accumulant sur les cultures, les vergers, potagers, jardinets et propriétés individuels ; boues liquides, lixiviats et détritiques divers s'échappant des bennes de camions et se répandant sur les routes d'accès. Les habitations les plus proches sont servies par les déjections de mouettes et goélands, et quotidiennement recouvertes d'une couche de fine poussière. Le trafic intense et incessant des camions provoque annuellement une dégradation substantielle des routes.

En plus d'être illégales, ces décharges sauvages sont sources de nombreuses nuisances par la pollution qu'elles causent pour les sols (déchets), l'air (odeurs et fumées) et pour les ressources en eaux (infiltrations) (Ould Ali, 2018).

### **I.1.7. Impact des déchets sur la santé :**

Un des effets négatifs et néfastes de l'absence de la gestion des déchets rationnelle, l'apparition de diverses maladies à cause des déchets qui provoquent d'une manière directe ou indirecte. Lorsque l'accumulation de déchets ménagers conduit à l'émission de mauvaises odeurs et la prolifération des mouches, des insectes et des rats entraînant des dommages de santé à travers les insectes.

Les déchets ménagers peuvent transmettre 42 maladies à l'homme, alors que les animaux vagabonds trouvent leur propre nourriture dans les ordures ménagères et donc être un transporteur ou porteurs d'un groupe de parasites, un des facteurs qui contribuent à la

transmission de maladies infectieuses, y compris les éléments particuliers mortels (Tahraoui, 2006).

### I.1.8. Gestion des déchets solides urbains en Algérie

La quantité de déchets solides urbains produite en Algérie est en augmentation constante, elle est estimée à environ 11 millions de tonnes par ans. Un algérien produit quotidiennement en moyenne 0,8 kg de déchets. Ces déchets sont composés essentiellement de matières organiques qui constituent 54,4 % de la composition moyenne des déchets générés par les ménages en Algérie (AND et Kehila, 2016). Pour l'élimination de ces déchets, la mise en décharge était jusqu'à une date récente, la méthode la plus privilégiée. Depuis la promulgation de la loi 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion des déchets, le traitement des déchets ménagers et assimilés a fait l'objet d'une évolution réglementaire considérable avec des conditions de mise en œuvre de plus en plus drastiques.

Ainsi, la décharge publique a été remplacée par le centre d'enfouissement technique (CET) en Algérie. C'est donc une avancée technologique remarquable. Les CET, lorsqu'ils sont correctement élaborés et utilisés en respectant les exigences du cahier des charges, contribuent à réduire les conséquences sur l'environnement et la santé publique.

### I.2. Contexte juridique et réglementaire en Algérie

Pour résoudre les problèmes des déchets ménagers l'Algérie a lancé une politique environnementale et différents programmes environnementaux. Un grand nombre de textes réglementaires ont été promulgués et mis en application. Nous en citerons principalement la Loi 1-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets qui a pour objet de fixer les modalités de la gestion, de contrôle et de traitement des déchets. Selon cette loi, 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.

D'autres textes réglementaires viennent renforcer au début des années 2000 la volonté des pouvoirs publics d'améliorer la gestion des déchets :

- Loi n° 03-10 de la 19/07/2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable. Cette loi consacre les principes généraux d'une gestion écologique rationnelle.
- **Article 1** La présente loi a pour objet de définir les règles de protection de l'environnement dans le cadre du développement durable.
- **Article 2** La protection de l'environnement dans le cadre du développement durable a pour objectif notamment :
  - ✓ De fixer les principes fondamentaux et les règles de gestion de l'environnement ;
  - ✓ De promouvoir un développement national durable en améliorant les conditions de vie et en œuvrant à garantir un cadre de vie sain ;
  - ✓ De prévenir toute forme de pollution ou de nuisance causée à l'environnement en garantissant la sauvegarde de ses composantes ;
  - ✓ De restaurer les milieux endommagés ;

- **Article 4**

**Pollution** : Toute modification directe ou indirecte de l'environnement provoquée par tout acte qui provoque ou qui risque de provoquer une situation préjudiciable pour la santé, la sécurité, le bien-être de l'homme, la flore, la faune, l'air, l'atmosphère, les eaux, les sols et les biens collectifs et individuels.

- Décret exécutif n°02-372 du 11 novembre 2002 relatif aux déchets d'emballages.
- **Article 1er.** — En application des dispositions des articles 7 et 8 de la loi n° 01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre 2001, susvisée, le présent décret a pour objet de définir les modalités de valorisation des déchets par leur générateur et/ou leur détenteur ainsi que les conditions d'élimination des déchets que leur détenteur ou leur générateur ne peuvent valoriser, et cela notamment pour les déchets d'emballages.
- 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.
- **Article 1.** En application des dispositions de l'article 44 de la loi n° 01-19, le présent décret a pour objet de fixer 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.
- **Article 3.** Sont qualifiées d'installations de traitement des déchets toutes installations destinées à la valorisation, au stockage et à l'élimination des déchets, notamment : -
  - les centres d'enfouissement techniques de déchets spéciaux ;
  - ✓ les centres d'enfouissement techniques des déchets ménagers et assimilés ;
  - ✓ les centres de décharge des déchets inertes ;
  - ✓ les installations d'incinération des déchets ménagers et assimilés ;
  - ✓ les installations d'incinération des déchets spéciaux ;
  - ✓ les installations de co-incinération ;
  - ✓ les installations de traitement physico-chimique des déchets ;
  - ✓ les installations de valorisation des déchets.
- Décret exécutif n° 2006-104 du 28 février 2006 fixant la nomenclature des déchets, y compris les déchets spéciaux dangereux.
- **Article 1er.**- En application des dispositions de l'article 5 de la loi n° 01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre 2001, susvisée, le présent décret a pour objet de fixer la nomenclature des déchets, y compris les déchets spéciaux dangereux.
- **Art. 2.**- La nomenclature des déchets, y compris les déchets spéciaux dangereux, est une classification systémique des déchets par :
  - B - L'identification de la classe des déchets à laquelle appartient le déchet concerné indiquant l'appartenance à la classe des déchets ménagers et assimilés (MA), inerte (I), spéciaux (S) et spéciaux dangereux (SD).
- **Art. 3.**- La nomenclature des déchets, y compris les déchets spéciaux dangereux, est constituée par les listes suivantes :
  - ✓ la liste des déchets spéciaux y compris les déchets spéciaux dangereux fixée à l'annexe III du présent décret.

Cette nomenclature fera l'objet, en tant que de besoin, d'une adaptation sur la base des progrès scientifiques et techniques en la matière.

Le tableau I-1 présente la liste des déchets spéciaux y compris les déchets spéciaux dangereux présenté au niveau du décret exécutif n° 2006-104 du 28 février 2006 fixant la nomenclature des déchets, y compris les déchets spéciaux dangereux

**Tableau I-1** : Liste des déchets spéciaux y compris les déchets spéciaux dangereux - Annexe III (du présent décret)

Code du déchet	désignation du déchet	classe du déchet	critères de dangerosité
19.7	Lixiviats des centres d'enfouissement techniques et des décharges		
19.7.1	Lixiviats des centres d'enfouissement techniques et des décharges contenant des substances dangereuses	SD	Toxique dangereuse pour l'environnement
19.7.2	Lixiviats des centres d'enfouissement techniques et des décharges autres que ceux visés à la rubrique 19.7.1	S	

- 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.
- Décret exécutif n° 06-198 du 31 mai 2006 définissant la réglementation applicable aux établissements classés pour la protection de l'environnement.
- Décret exécutif n° 09-209 du 11 juin 2009 fixant les modalités d'octroi de l'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration.
  - **Art. 2.** - Tout déversement d'eaux usées autres que domestiques dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration est soumis à autorisation octroyée par l'administration chargée des ressources en eau.
  - **Art. 3.** - La teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques ne peut, en aucun cas, dépasser, au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration, les valeurs limites maximales définies en annexe du présent décret.

Cet aperçu juridique encadre plus ou moins correctement la gestion des déchets en Algérie, mais l'application sur le terrain de la réglementation laisse souvent à désirer, notamment dans la prise en charge des lixiviats et du biogaz produits en CET.

### I.3. Les étapes de la gestion des déchets

#### I.3.1. La réduction à la source

La réduction à la source passe par deux phases : le tri et les déchetteries internes.

##### Le Tri

Le tri dans les entreprises sera d'autant plus efficace s'il est effectué à la source.

L'opérateur peut aisément séparer les divers déchets à ce poste de travail. Cela diminue les erreurs de tri, prévient les déchets et facilite la mise en valeur. Il est évident que le degré de tri doit être ajusté en fonction des capacités de chaque atelier.

### Les déchetteries internes

Il sera d'autant plus efficace de trier les déchets dans les entreprises qu'il se fait à la source : les déchets sont généralement stockés dans un entrepôt après tri avant d'être transportés vers une filière de traitement. Cependant, ce stockage intermédiaire doit respecter certaines règles : la zone de stockage doit être le plus proche possible du lieu de traitement.

Il est essentiel d'éloigner cette zone des endroits à risque afin de garantir une valorisation adéquate des déchets, leur protection contre les intempéries et leur identification afin de réduire les erreurs de tri. Par conséquent, la communication et la sensibilisation du personnel sont essentielles à cette démarche. (Rodrigue, 2013).

#### **I.3.2. La collecte**

La pré-collecte est généralement le lieu de collecte, c'est-à-dire le stockage et le transfert des déchets de la zone de production vers la voie publique.

Les collectivités sont compétentes pour la collecte des déchets ménagers (Rodrigue, 2013).

#### **I.3.3. La valorisation**

##### **a) Le compostage**

La fermentation aérobie est un processus biologique de traitement des déchets organiques en présence d'oxygène, appelé compostage. Le compost est un produit issu de la décomposition des déchets qui peut servir à fertiliser les champs.

La valorisation agricole des déchets urbains est l'une des solutions fascinantes pour résoudre les problèmes de recyclage des déchets urbains. La région est l'origine du compost urbain, qui est principalement constitué de débris végétaux et de boue de lixiviation.

##### **b) La Méthanisation**

Toutefois, la méthanisation est une fermentation sans apport d'air, ce qui permet la libération de biogaz qui peut être récupéré.

Il s'agit donc d'une fermentation anaérobie.

##### **c) L'Incinération avec récupération énergétique**

La cogénération implique de transformer l'énergie produite par la combustion des déchets ménagers en chaleur, en électricité ou en l'un ou l'autre.

L'énergie produite par la combustion est utilisée par les centres de valorisation énergétique.

Les chaudières produisent de la vapeur d'eau. Cette vapeur est utilisée :

- Pour le chauffage urbain, l'énergie est utilisée pour chauffer des espaces tels que les logements, les écoles, les hôpitaux et les salles de sport ;
- pour l'alimentation des turbines qui produisent de l'électricité : cette électricité est en priorité autoconsommée sur les sites ;
- pour l'alimentation de procédés industriels.

##### **d) La Valorisation matière**

Le recyclage est généralement désigné comme la réintroduction directe ou partielle d'une matière première vierge par un déchet dans un processus de production. Ainsi, on collecte les

déchets ménagers recyclables, les trie matériau par matériau, puis les renvoyer vers leurs filières de production d'origine ou les utilise pour fabriquer des produits spécifiques. On peut également parler de valorisation matière pour les matériaux récupérés après l'incinération des déchets : les mâchefers, les ferrailles et l'aluminium.(Rodrigue, 2013).

### **I.3.4. La rudologie**

La gestion des déchets, également connue sous le nom de rudologie, consiste à recueillir, transporter, traiter, réutiliser ou éliminer les déchets produits par l'activité humaine afin de réduire leurs impacts sur la santé humaine, l'environnement, l'esthétique ou l'attrait local. L'action publique en matière de déchets vise à préserver et à améliorer l'environnement, à préserver la santé des personnes et à faire un usage responsable des ressources naturelles.

La gestion des déchets englobe l'ensemble des déchets solides, liquides ou gazeux. Les politiques de gestion des déchets sont classées en fonction de leur préférence en termes la règle des trois R de réduction, de réutilisation et de recyclage. Au cours des dix dernières années, la hiérarchie de la stratégie a été modifiée à plusieurs reprises, mais le concept fondamental de la plupart des stratégies de gestion des déchets est toujours le même : l'objectif est d'optimiser l'utilisation des matériaux et de réduire au minimum les émissions.

Le recyclage est une matière première issue de produits usagés et de déchets, à l'exception des déchets issus d'un processus de production primaire. Afin d'éviter que les matières premières recyclées soient perçues comme secondaires par rapport aux matières premières vierges, cette appellation est progressivement remplacée par le terme « matière première secondaire ». Les considérer comme secondaires n'est pas justifié si elles remplissent les exigences techniques de l'utilisateur.

Certains experts en gestion des déchets ont récemment ajouté un « quatrième R » : « Repenser », qui signifie que le système actuel a des faiblesses et qu'un système parfaitement efficace nécessiterait qu'un regard totalement différent soit porté sur les déchets.

Des changements dans les méthodes de production, les apports de matières premières et la composition des produits sont nécessaires pour les approches de réduction à la source. Parfois, une politique de réduction à la source est définie par le principe de "prévention de la pollution". L'extension de la pré-collecte domiciliaire avec un paiement forfaitaire par l'utilisateur peut entraîner une diminution des habitudes de tri domestique et donc une augmentation des volumes à évacuer.

L'augmentation des incitations au recyclage est une autre façon de réduire les déchets à la source. Plusieurs villes aux États-Unis ont instauré des taxes qui dépendent de la quantité d'ordures déposées (PAYT : Pay As You Throw), qui ont réussi à réduire le volume des déchets urbains. Les opérations de valorisation matérielle et énergétique des déchets s'inscrivent ainsi dans un système de valeur qui englobe toutes les étapes de la chaîne de valeur des entreprises impliquées, depuis la collecte des déchets jusqu'à la production de biens, de services ou d'énergies (Rodrigue, 2013).

## I.4. Lixiviats des centres d'enfouissement des déchets

### I.4.1. Définition

La législation algérienne définit les lixiviats comme étant les liquides (eaux de percolation) qui sont collectées au fond du casier d'enfouissement et évacuées de celui-ci par le système de drainage et de collecte correspondant. La production de lixiviats est due à la consolidation des déchets et surtout aux précipitations qui tombent sur le site et qui percolent à travers les déchets. Absorbant les substances solubles contenues dans les déchets (AND *manuel technique*, 2017). Ainsi les lixiviats, ou jus de décharges, constituent un flux liquide hautement toxique pour l'environnement et la santé humaine (AND, *Rapport sur l'état de la gestion des déchets en Algérie*, 2020). Étant chargés mécaniquement et surtout chimiquement de substances minérales et organiques, les lixiviats sont donc très polluants et nécessitent un traitement avant de les rejeter dans l'environnement naturel. (*Guide pour la gestion des CET en Algérie* 2020).

Selon la législation européenne, les lixiviats sont définis comme « tout liquide qui filtre les déchets mis en décharge par percolation et qui s'écoule d'une décharge ou qui est contenu dans celle-ci ». Le lixiviats est généralement issu de l'eau qui percole à travers les déchets et se transforme bactériologiquement et chimiquement en minéraux et organiques dissoutes ou en suspension. Pour comprendre la formation des lixiviats, il est nécessaire de comprendre non seulement la nature des déchets enfouis et le mode d'exploitation du centre de stockage des déchets (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage...), mais également l'analyse des interactions entre l'eau et les déchets (Kulikowska et al., 2008 ; Trabelsi, 2011).

Malgré sa complexité, quatre groupes de polluants caractérisent les lixiviats (Berthe, 2006) :

- La matière organique dissoute ;
- Les composés organiques anthropiques (hydrocarbures aromatiques, phénols, composés aliphatiques chlorés. . .), concentration inférieure à  $1 \text{ mg.L}^{-1}$  ;
- Les composés minéraux majeurs :  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$  . . . ,
- Les métaux lourds (Zn, Cd, Cr, Cu, Pb. . .), à l'état de traces.

### I.4.2. La formation des lixiviats et leur composition

Il existe différents facteurs qui influencent la formation des lixiviats, tels que la nature des déchets, le mode d'exploitation du centre de stockage (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage) et l'infiltration des eaux.

Trois sources d'eau contribuent à la formation des 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.
- L'eau infiltrée à travers la couche de recouvrement lors d'épisodes pluvieux.

Les déchets stockés pendant des années réagissent de manière complexe entre eux en raison de l'activité des agents atmosphériques (la pluie en particulier) et des micro-organismes (Crowe, 2002).

### I.4.3. Composition des lixiviats

Les lixiviats sont principalement influencés par le type de déchets enfouis. La mise en place de déchets ménagers mélangés avec un taux élevé de matières organiques entraîne la création de lixiviats riches en substances organiques.

En cas de négligence de la gestion du centre, il est possible que des déchets illicites soient transportés et stockés sur le site à l'insu du responsable, ce qui peut entraîner l'apparition de substances polluantes dangereuses (métaux lourds, etc.).

La composition des lixiviats joue un rôle essentiel dans la sélection du mode de traitement. Les obstacles en Algérie sont également le manque d'une base de données fiable et complète. Bien que de nombreux CET aient été réalisés et exploités, il y a eu peu d'études menées pour évaluer la composition des lixiviats (AND, 2017).

### I.4.4. Types de lixiviats

Le tableau I-3 illustre la classification des lixiviats Jeunes, Intermédiaires et Stabilisés selon les paramètres caractéristiques.

**Tableau I-2** : Classification des lixiviats selon leur âge (Renou, 2008).

	<i>Jeunes</i>	<i>Intermédiaires</i>	<i>Stabilisés</i>
Age (l'âge du CET en année)	< 5	5-10	> 10
pH	< 6.5	6.5 – 7.5	> 7.5
DCO (g d'O <sub>2</sub> /l)	> 10	4 – 10	< 4
DBO <sub>5</sub> /DCO	> 0.3	0.1 – 0.3	< 0.1
Composés organiques	80 % AGV	5-30 % AGV+ Acide humiques et fulviques	Acides humiques et fulviques
Métaux lourds (mg/l)	< 2000	/	< 50

### I.4.5. Pollution par lixiviats

Des réactions biologiques et physico-chimiques complexes sont impliquées dans la dégradation des déchets. L'infiltration de l'eau entraîne la formation de lixiviats et de biogaz contenant des substances organiques ou minérales, ce qui entraîne une pollution principalement organique et métallique. Cette pollution est principalement causée par la biodégradation naturelle des déchets confinés et leurs composants anthropiques, qui libèrent de nombreuses substances toxiques dans l'environnement. On observe principalement trois types de pollution sur les sites de décharges : pollution par les substances organiques et/ou minérales, pollution par les métaux lourds et pollution par les microorganismes (Kehila et al., 2007).

#### I.4.5.1. Pollution par les matières organiques et minérales

La présence de matière organique (MO) dissoute dans les lixiviats joue un rôle essentiel, englobant une gamme de produits de dégradation organiques tels que les acides volatils, les composés réfractaires fulviques et humiques. Les concentrations des macro-composants inorganiques dans les lixiviats sont influencées par les processus de stabilisation dans la décharge, tout comme la présence de matière organique dissoute. Les lixiviats sont

principalement composés de chlorures, de sulfates, de bicarbonates, de potassium, de sodium et d'ammonium. La charge organique est liée à l'âge des déchets. La création de géomembranes, dont la durée de vie est incertaine, est liée à leur sensibilité chimique aux lixiviats, ce qui entraîne un risque de pollution des eaux souterraines et des sols. Une fuite éventuelle dans ces membranes peut entraîner la contamination de la nappe (Christensen et al., 2001).

### **I.4.5.2. Pollution par les métaux lourds**

Il existe de nombreux phénomènes impliqués dans la migration des métaux lourds dans les sols (à partir de décharges de déchets suite à lixiviation) et leur infiltration dans les eaux souterraines, ainsi que leur ruissellement vers les eaux de surface : La solubilisation à un pH acide, la complexation par la matière organique (MO) de type humique, la précipitation à un pH basique, la rétention des matières en suspension sur des particules de sol, l'adsorption d'ions ou de molécules à la surface des grains de matrice poreuse, et le phénomène d'échange d'ions. (Lagier, 2000).

### **I.4.5.3. Pollution par les microorganismes**

Dans les lixiviats bruts, l'effectif bactérien varie de  $0,04 \times 10^6$  à  $0,34 \times 10^6$  bactéries  $\text{mL}^{-1}$  et la biomasse bactérienne fluctue entre 8,78 et 77,51  $\mu\text{g C L}^{-1}$ . La consommation d'eaux contaminées par des lixiviats contenant des microorganismes pathogènes est responsable de plusieurs maladies hydriques. Au cours des dix dernières années, les problèmes liés à l'eau ont pris une ampleur croissante, avec l'apparition de nouvelles maladies infectieuses et la réapparition d'autres déjà connues, (salmonelle, choléra, shigellose) (Kehila et al., 2007)

## **I.4.6. Impact de lixiviats sur l'environnement**

### **I.4.6.1. Effet sur les eaux souterraines et les eaux de surface**

La dégradation de la qualité des ressources en eau représente une menace tout aussi significative que celle associée à l'augmentation du déficit hydrique ; les eaux de surface sont exposées au phénomène d'eutrophisation, tandis que les cours d'eau restent le lieu de rejets polluants de différentes natures (lixiviats). Les eaux souterraines, qui étaient autrefois de bonne qualité, sont aujourd'hui en danger par différentes sources de pollution occasionnelle. Les déchets percolés sont une source ou un moyen de pollution des ressources en eau souterraine par infiltration, ainsi que par ruissellement pluvial sur la surface (Benkorichi, 2012 ; Aissaoua et Lahmar, 2019).

### **I.4.6.2. Effet sur l'air**

Les biogaz sont produits par divers micro-organismes qui décomposent les matières organiques de manière anaérobie. Cette décomposition produit différentes substances organiques volatiles, principalement du méthane ( $\text{CH}_4$ ) et du dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ). Le transport du biogaz dans le sol est aussi un processus complexe. Étant donné que le méthane ( $\text{CH}_4$ ) présent dans les biogaz est plus léger que l'air, il a tendance à se déplacer verticalement vers la surface du sol et à se dissiper dans l'atmosphère (Khalfallah et al., 2019).

### **I.4.6.3. Effet sur le sol**

La capacité de contaminants à pénétrer dans la nappe phréatique est influencée par la quantité de polluants qui s'échappent de la décharge, ainsi que par le comportement des substances organiques ou minérales à travers les couches de sable et d'argile.

La capacité d'absorption dans l'argile est importante. Cela implique qu'une grande quantité de substance chimique peut s'adhérer à la matrice poreuse du sol, par exemple : les éléments  $\text{Ca}^{+2}$ ,  $\text{Mg}^{+2}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$  sont les plus absorbés par la phase solide. La capacité d'infiltration d'un liquide varie en fonction du type de sol, mais également du type de liquides et des éléments chimiques qu'il renferme. Les résultats des essais d'infiltration dans l'argile démontrent que le type de liquide infiltré a un impact sur les paramètres de transport. Dans la colonne où s'infiltrer le lixiviats, les valeurs de diffusivité et de conductivité hydraulique sont plus élevées que dans la colonne où s'infiltrer l'eau.

Les lixiviats ont un effet sur le sol en diminuant le temps de transit (les lixiviats traversent les couches du sol plus rapidement) et la teneur en eau d'équilibre (la quantité d'eau que le sol peut retenir). Les résultats de l'analyse de la diffusion des lixiviats révèlent que les ions migrent dans les deux directions, du lixiviats vers le sol, ce qui entraîne une pollution, et du sol vers le lixiviats, ce qui entraîne un appauvrissement en ions. Cette migration est liée à la capacité d'échange d'ions (Ould Ali, 2018).

## **I.5. Procédés de traitement des lixiviats (les procédés d'oxydation avancée)**

### **I.5.1. Introduction**

Il n'est possible de rejeter les lixiviats en milieu naturel que s'ils sont conformes aux normes de rejets admissibles. D'une manière générale, les lixiviats doivent être traités dans une station de traitement ou dans une station d'épuration collective, industrielle ou urbaine. Il peut être nécessaire d'effectuer un traitement préalable si nécessaire.

Les procédés du traitement des lixiviats sont :

- ✓ Procédés physico-chimiques et biologiques (Procédés classiques) ;
- ✓ Procédés d'oxydation avancés (Nouveaux procédés).

### **I.5.2. Les méthodes classiques**

Pour les méthodes classiques on peut citer :

- Méthodes biologiques
- Méthodes chimiques : Les méthodes chimiques les plus utilisées sont :
  - L'oxydation par l'ozone ;
  - La coagulation-floculation ;
  - L'oxydation Fenton ;
  - La précipitation chimique.
- Méthode physique (l'adsorption et la filtration membranaire)

Une comparaison de ces procédés classiques de traitement est donnée en tableau I-3.

**Tableau I-3** : Comparaison des procédés classiques de traitement (Bourechech, 2018)

Procédés	caractéristiques	Avantages	Inconvénient
<i>Biologique</i>	Utilisation de culture bactérienne	- Peu Onéreux - Éliminent $\text{NH}_3$ , $\text{NH}_4^+$ , le fer et la (MO) matière organique biodégradable	- Production importante de boue - Inefficaces en présence de polluants toxiques et non biodégradables
<i>Physiques (filtration sur charbon actif, membranaire)</i>	Non dégradatifs	- Séparation des polluants particulaires ou dissous	- Coût d'investissement et énergétiques élevé
<i>Physico-chimiques</i>	Fixation des polluants par coagulation et séparation des floccs formés	- Séparation des polluants en suspension et des particules colloïdales	- Utilisation de produits chimiques - Formation de boues
<i>Chimiques</i>	Utilisation d'un oxydant ( $\text{Cl}_2$ , $\text{ClO}_2$ , $\text{O}_3$ )	- Oxydation chimique des polluants	- Oxydation partielle (formation d'intermédiaires) - Gestion des oxydants

### I.5.3. Les nouveaux procédés de traitement

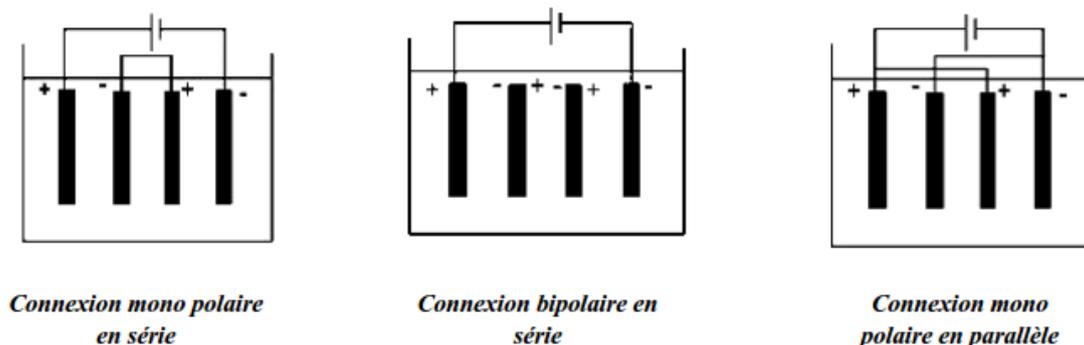
#### I.5.3.1. Différents modes de connexion électrique

Un réacteur électrochimique, dans sa forme la plus basique, est composé d'une cellule d'électrolyse à anode et à cathode. En connexion avec une source d'alimentation externe, le matériau de l'anode se corrode par oxydation, tandis que la cathode est passivée. Toutefois, cette configuration n'est pas adaptée au traitement des eaux usées de grande taille et il est donc indispensable d'utiliser des électrodes avec une surface importante (CHEBALLAH, 2017).

Plusieurs modes de connexion peuvent être réalisés (Figure I-2), on distingue trois types :

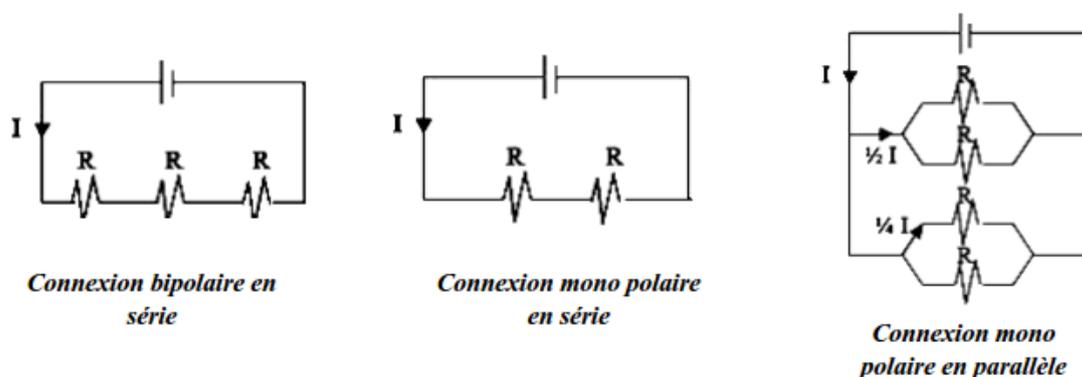
- ✓ Connexion mono polaire en série ;
- ✓ Connexion mono polaire en parallèle ;
- ✓ Connexion bipolaire en série.

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



**Figure I- 2** Différents modes de connexion.

Si l'on compare les circuits électriques associés aux divers modes de connexions représentés sur la figure I-2 nous constatons 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.



**Figure I- 3** Circuits électriques associés aux différents modes de connexion.

L'intensité du courant qui traverse chaque électrode est la même en mode en série, tandis qu'en mode parallèle, elle est déterminée par la résistance de chaque cellule individuelle (composée de deux électrodes). Afin de travailler en parallèle, il serait nécessaire d'avoir un générateur capable de générer un courant élevé avec une tension faible, tandis qu'en mode en série, il serait nécessaire d'avoir un générateur capable de fournir des intensités relativement faibles et des tensions plus élevées. Le mode en série est préférable et le fonctionnement bipolaire est le mieux adapté car il ne nécessite que deux connexions (quelle que soit la quantité d'électrodes) et consomme moins d'énergie électrique.

A. Principales lois d'électrolyse (Hollard et al., 1909 ; Landolt, 2003 ; CHEBALLAH, 2017).

❖ Loi de Faraday

La loi, dite «loi de Faraday», établit la relation entre le courant (I) qui passe à travers la cellule électrochimique et la quantité de métal (m) introduite dans le milieu aqueux par l'électro dissolution de l'anode.

Si nous considérons que les seules réactions chimiques qui se déroulent dans le réacteur d'électrocoagulation sont :

- ✓ À l'anode, l'oxydation du métal ;
- ✓ À la cathode, la réduction de l'eau.

Il est possible de déterminer la masse de métal dissoute ou d'hydrogène formé pendant un temps (t) d'électrolyse :

$$m = \frac{I.t.M}{n.F} \quad (1)$$

Avec :

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

I : intensité du courant imposé (A) ;

t : durée d'électrolyse (s) ;

M : poids moléculaire de l'élément considéré (g.mol<sup>-1</sup>) ;

F : constante de Faraday (96487 C.mol<sup>-1</sup>) ;

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

❖ La tension de cellule

Lorsque le courant circule dans une cellule électrochimique, il en résulte une variation de la valeur de la tension U, cette tension se décompose en plusieurs éléments :

- Le potentiel d'équilibre réversible de l'anode, E<sub>0,A</sub>.
- La surtension d'activation à l'anode, η<sub>a,A</sub>, qui est fonction de la densité de courant.
- La surtension de diffusion à l'anode η<sub>D,A</sub>, est le résultat de la différence de concentration de l'espèce M entre l'anode et l'électrolyte, due à la lenteur relative des phénomènes de diffusion convection.
- La chute ohmique dans la masse de la solution, qui transforme une partie de l'énergie électrique fournie en chaleur, par effet joule.
- La surtension de diffusion à la cathode η<sub>D,C</sub>, générée par le gradient de concentration au voisinage de la cathode.
- La surtension d'activation, η<sub>a,C</sub> de la réaction électrochimique se produisant à la cathode.
- Le potentiel d'équilibre réversible de la cathode, E<sub>0,C</sub>.

La tension appliquée aux bornes des électrodes est donnée par :

$$U = E_{0,A} - E_{0,C} + \eta_{a,A} + \eta_{D,A} + | \eta_{D,C} | + | \eta_{a,C} | + R_s \cdot I \quad (2)$$

R<sub>s</sub> est la résistance ohmique de l'électrolyte, est caractéristique de la composition de la solution et de sa conductivité. Dans le cas des électrodes planes l'équation peut s'écrire comme suit :

$$R_s = \frac{d}{A \cdot k} \quad (3)$$

Avec :

d : distance entre les électrodes (cm).

A : surface active de l'électrode (cm<sup>2</sup>).

k : conductivité de l'électrolyte (S.cm<sup>-1</sup>).

### I.5.3.2. Procédés basés sur le réactif de Fenton

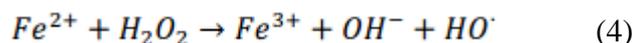
Bien que le réactif de Fenton ait été découvert à la fin du 19<sup>ème</sup> siècle, son application comme procédé d'oxydation pour détruire des composés toxiques n'a pas été expérimentée avant la fin des années 1960.

En présence d'ions ferreux (ou ferriques) et de peroxyde d'hydrogène, l'oxydation homogène avec le réactif de Fenton se produit par une réaction en chaîne qui donne naissance aux radicaux hydroxyles. C'est une réaction d'oxydation catalytique, puisque le fer joue le rôle de catalyseur.

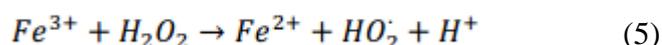
Le mélange de deux réactifs, le fer ferreux et le peroxyde d'hydrogène, est le système de Fenton traditionnel. Ces dernières années, d'autres systèmes Fenton ont été mis au point afin d'améliorer les performances de cette méthode et de diminuer le coût d'utilisation dans certaines situations. Les méthodes photo-Fenton et électro-Fenton sont utilisées (Bourechech, 2018).

➤  $Fe^{2+} / H_2O_2$

La principale réaction qui favorise la formation de radicaux hydroxyles et des réactions radicalaires en chaîne dans le milieu est la suivante :



Le fer ferrique généré peut ensuite réagir avec le peroxyde d'hydrogène pour régénérer le fer Ferreux :

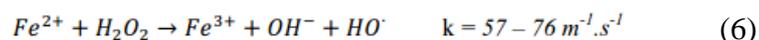


Cette deuxième réaction est moins rapide sur le plan cinématographique que la première et a un optimum en milieu acide. La formation d'un complexe hydroperoxyde du fer (III),  $Fe(OOH)^{2+}$ , est l'étape limitante en milieu très acide, tandis qu'en milieu acide dilué ou neutre, le fer (III) a tendance à s'hydrolyser (Bourechech, 2018).

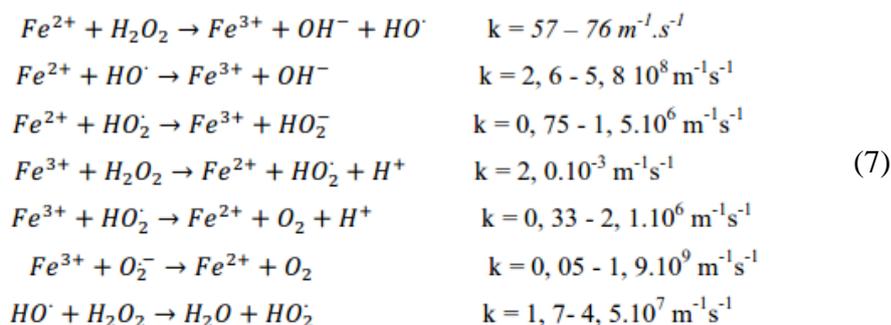
➤ **Mécanisme de la réaction de Fenton**

Dans la littérature, deux mécanismes réactionnels ont été suggérés afin d'expliquer la décomposition de  $H_2O_2$  par les ions ferreux et ferriques : Le premier est basé sur une réaction en chaîne radicalaire (mécanisme de Haber-Weiss) et le deuxième sur un mécanisme ionique (mécanisme de Kremer-Stein). Le mécanisme radicalaire a été largement accepté pour les réactions en milieu acide.

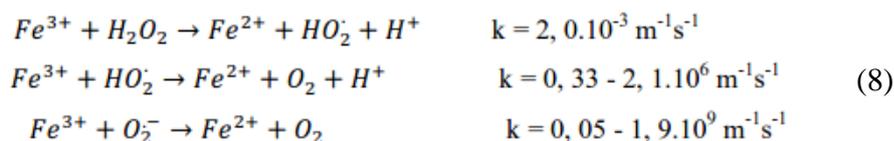
Le réactif de Fenton est un mélange de fer ferreux et de peroxyde d'hydrogène. En cas de substitution du fer ferreux par le fer ferrique, on parle de réactif type Fenton (ou « Fenton-like » en anglais). La réaction de Fenton, a été découverte par H.J.H. Fenton en 1894.



Les équations suivantes illustrent toutes les réactions du fer ferreux et ferrique avec le peroxyde d'hydrogène sans l'intervention d'autres ions interférents et de substances organiques (Bourechech, 2018).

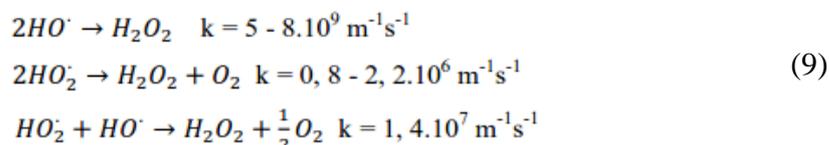


L'étape limitante du cycle catalytique est la régénération du fer ferreux à partir du fer ferrique, comme illustré par les équations ci-dessous, lorsque le fer est peu concentré.



Plus précisément, le pH joue un rôle important en altérant la constante de vitesse de certaines réactions, en raison de la protonation ou de la dissociation des espèces.

De plus, les différents radicaux se recombinaient selon les équations suivantes ;

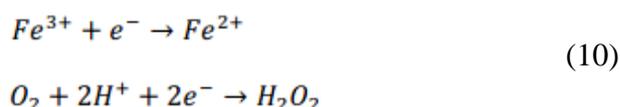


### ➤ Application

On utilise fréquemment le réactif de Fenton pour traiter des eaux usées issues de différentes industries (colorants, pesticides, additifs du plastique, préservation du bois et du caoutchouc, etc.). En réalité, cette substance a démontré des performances prometteuses dans la dégradation d'une grande diversité de substances contaminants dans des solutions aqueuses. En général, cela favorise la dégradation des polluants organiques en composés moins toxiques (et dans certains cas, la minéralisation), et accroît la capacité de biodégradation. Il peut donc être perçu soit comme un traitement particulier, soit comme un prétraitement avant une étape de dégradation biologique. En outre, ce procédé peut être employé non seulement pour le traitement des eaux usées, mais aussi pour la réhabilitation de matrices solides contaminées, telles que des boues ou des sols. Quant au traitement des sols contaminés, le réactif de Fenton est probablement plus efficace pour des traitements sur site (réacteur ou unités de traitement) que pour des traitements in situ, car la réaction nécessite une agitation intense des contaminants et des réactifs. D'après une étude, le coût du peroxyde d'hydrogène représentait environ 5 % du coût total, ce qui inclut les dépenses liées à l'excavation, à la main-d'œuvre, à l'ajustement du pH, à l'assemblage et à l'analyse. Toutefois, l'utilisation du réactif de Fenton a été principalement étudiée en laboratoire et son utilisation sur le terrain est assez limitée (Bourechech, 2018).

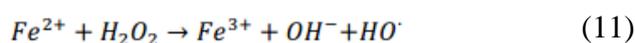
### ➤ Électro-Fenton

Des procédés électrochimiques (souvent désignés sous le nom d'électro-Fenton) ont récemment été mis au point pour produire in situ le fer (II) et/ou le peroxyde d'hydrogène dans l'environnement, en utilisant les demi-réactions redox :



Si le potentiel imposé à la cathode est bien choisi, on peut réduire le fer (III) seul, le peroxyde d'hydrogène étant alors ajouté au milieu. Afin de réduire les potentiels imposés, le fer (III) et l'oxygène sont réduits en même temps à la cathode.

Après avoir été introduits dans le milieu, les réactifs contribuent à la création des radicaux hydroxyles en suivant la réaction de Fenton :



Ainsi, ce procédé a l'avantage de réduire théoriquement les réactions de compétition qui consomment des radicaux hydroxyles en produisant en continu les réactifs requis dans le milieu. Différentes sortes d'électrodes ont été employées. On a fréquemment procédé à la réduction du fer (III) sur des cathodes en carbone. Certaines applications ont également utilisé une nappe de mercure (Bourechech, 2018).

➤ **Influence des paramètres opératoires sur l'oxydation Fenton**

Le pH de la solution, dont les valeurs optimales sont compris entre 2 et 4, et les proportions relatives de peroxyde d'hydrogène et de catalyseur par rapport à la DCO de la solution à traiter, sont étroitement liées à l'efficacité du procédé homogène (Bourechech, 2018).

**I.5.3.3. Procédés d'oxydation avancée**

Les procédés d'oxydation avancée (POA) ont été définis pour la première fois par (Glaze et al., 1987) En tant que méthodes de traitement des eaux qui fonctionnent à température et pression ambiantes, elles entraînent la formation en solution et en quantité adéquate d'oxydants très puissants : les radicaux hydroxyles ( $\bullet\text{OH}$ ). Ces méthodes peuvent également englober des techniques électrochimiques qui reposent sur la création de  $\bullet\text{OH}$  hétérogènes à la surface d'une anode à une surtension d'oxygène élevée, telles que lors de l'oxydation anodique (OA) en présence de  $\text{H}_2\text{O}_2$  (OA-  $\text{H}_2\text{O}_2$ ) (Zhang et al. 2007).

Dans le domaine du traitement des eaux et des effluents industriels, toutes les technologies d'oxydation avancée reposent sur la création d'entités radicalaires, telles que les radicaux hydroxyles ( $\text{OH}^\bullet$ ). Ces radicaux sont les espèces oxydantes les plus puissantes. Les radicaux libres sont des substances très actives qui peuvent interagir avec presque toutes les molécules organiques. Ces composés réagissent avec les doubles liaisons  $-\text{C}=\text{C}-$  et attaquent les noyaux aromatiques, composants majeurs des composés réfractaires (Zaviska, 2011). Les POA ont été appliqués pour le traitement de lixiviats d'enfouissement et pour le traitement de boues municipales (Flotron et al. 2003).

Les procédés d'oxydation avancée les plus utilisés sont la photocatalyse hétérogène ( $\text{TiO}_2/\text{UV}$ ), la photocatalyse homogène (photo-Fenton), la photocatalyse solaire,  $\text{O}_3/\text{UV}$ ,  $\text{H}_2\text{O}_2$ , ainsi que les procédés Fenton (Choi et al., 2003 ; Trabelsi, 2011). Ces procédés sont largement utilisés pour les raisons suivantes :

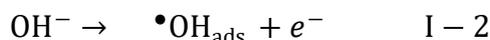
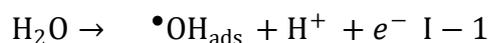
- La diversité de technologies utilisées ;
- L'efficacité à éliminer les composés organiques de composition très variable ;
- L'absence de déchets secondaires, c'est-à-dire pas de production d'autres composés toxiques
- L'utilisation de produits facilement dégradables.

Les POA ne sont pas seulement utilisés pour la dépollution des eaux usées mais aussi pour le traitement des eaux souterraines, des sols, des sédiments, des eaux usées municipales, au conditionnement des boues, à la désinfection, au traitement des composés organiques volatils et au contrôle d'odeur (Simon et al., 2008 ; Mollah et al., 2010).

**I.5.3.4. Electrochimie directe : Oxydation anodique**

Les méthodes électrochimiques ont été largement utilisées pour éliminer les polluants organiques résistants. L'oxydation anodique est la méthode la plus répandue. On utilise cette

méthode pour produire des radicaux hydroxyles adsorbés ( $\bullet\text{OH}$ ) sur la surface d'une anode avec une surtension d'oxygène élevée. Cela peut être réalisé en oxydant l'eau dans un milieu acide et neutre (réaction I-1) ou en oxydant les ions hydroxydes à un  $\text{pH} \geq 10$  (réaction I-2) (Brillas et al., 2003 ; Torres et al., 2003):



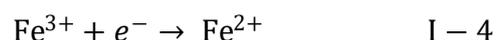
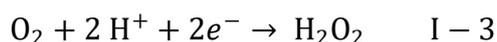
Néanmoins, la plupart des déchets qui renferment des composés aromatiques sont traités par une oxydation anodique (en milieu acide ou alcalin en utilisant des électrodes conventionnelles telles que Pt,  $\text{PbO}_2$ ,  $\text{PbO}_2$  dopé,  $\text{SnO}_2$  dopé et  $\text{IrO}_2$ ) sont difficilement dépollués à cause de la production des acides carboxyliques qui sont difficilement oxydables (Brillas et al., 1998 ; Brillas et al., 2005). Un nouveau matériau est apparu : le diamant dopé au bore (BDD pour «boron doped diamond») qui possède une surtension d'oxygène plus importante que les précédents ce qui donne une concentration plus importante en  $\bullet\text{OH}$  adsorbé d'où une meilleure oxydation du polluant.

L'oxydation anodique en utilisant une électrode de BDD semble être la méthode adéquate pour l'oxydation des polluants organiques persistants jusqu'à leur minéralisation quasi complète.

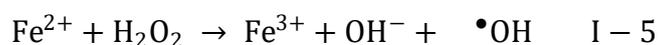
#### I.5.3.5.Électrochimie indirecte : Procédé électro-Fenton

Le procédé électro-Fenton, à la différence des autres procédés électrochimiques, repose sur la fabrication in situ du réactif de Fenton ( $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$ ). Le  $\text{H}_2\text{O}_2$  et  $\text{Fe}^{2+}$  réagissent ensemble au sein de la solution pour générer les radicaux hydroxyles suivant la réaction de Fenton. Il s'agit donc de la réaction de Fenton assistée par électrochimie.

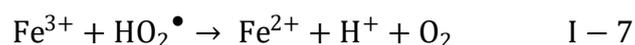
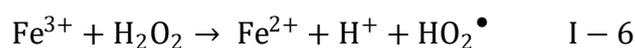
Au niveau de la cathode, on réduit simultanément l'oxygène moléculaire et les ions ferriques afin de produire le peroxyde d'hydrogène et les ions ferreux (réactions I-3 et I-4) :



Par la suite, la réaction de Fenton prend lieu :



La réaction de Fenton nécessite la régénération des ions ferreux, que ce soit à partir de la réaction électrochimique ou des réactions chimiques suivantes :



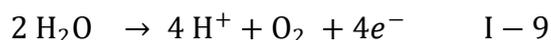
$\text{R}\bullet$  : radical alkyle

On peut utiliser différentes cathodes, comme les électrodes planes comme l'électrode de graphite ou la cathode à diffusion d'oxygène (Boye et al., 2003 ; Flox et al., 2007) ou les électrodes tridimensionnelles comme l'électrode de carbone vitreux réticulé (Badellino et al., 2006), l'électrode de fibre de carbone activé (Wang et al., 2005) ou l'électrode de feutre de carbone (Sirés et al., 2007 ; Trabelsi et al., 2009 ; Kesraoui et al., 2010). La cathode en feutre

de carbone a l'avantage de posséder une surface spécifique très grande ( $0,7 \text{ m}^2 \text{ cm}^{-2}$ ), elle est couramment appliquée avec une anode de Pt (Oturán, 2000) mais d'autres matériaux d'anode tels que le  $\text{PbO}_2$  (Polcaro et al., 1999) et le diamant dopé au bore (Brillas et al., 2007) peuvent aussi être utilisés.

La sélection du matériau de l'électrode doit prendre en considération une surtension de dégagement d'hydrogène élevée pour la cathode et une surtension de dégagement d'oxygène élevée pour l'anode (Grimm et al., 1998).

D'un autre côté, le peroxyde d'hydrogène peut également être catalysé par l'électrolyse. Effectivement, l'oxygène requis pour la réaction peut également être obtenu en oxydant l'eau au niveau de l'anode en platine (Oturán et al., 2001) (réaction I-9).



Le procédé électro-Fenton présente plusieurs avantages par rapport aux autres procédés à savoir :

- Permettre une dégradation rapide des polluants organiques ;
- Conduire à la minéralisation totale des polluants organiques ;
- Utiliser une concentration minimale de réactifs chimiques ;
- Posséder le coût énergétique le plus faible possible.

Le processus électro-Fenton repose sur plusieurs paramètres expérimentaux dont l'amélioration influence l'efficacité de la dégradation. On peut mentionner parmi ces paramètres : le type d'électrode employée, le pH qui contrôle la réaction de Fenton, les éléments électrochimiques (courant, potentiel), thermodynamiques (température) et cinétiques (concentration en catalyseur [ $\text{Fe}^{3+}$ ]).

#### **I.5.4. Description du traitement des lixiviats**

En règle générale, les méthodes électrochimiques reposent sur la production de radicaux hydroxyles dans la solution ou à la surface d'une anode contenant une surtension d'évolution d' $\text{O}_2$ . L'un des principaux bénéfices de l'électrochimie réside dans sa capacité à produire des radicaux hydroxyles in situ sans avoir besoin d'oxydants ni de grandes quantités de catalyseur dans le milieu, ce qui permet de rejet direct de l'effluent dans l'environnement après traitement.

Il existe deux types de procédés électrochimiques (Deng et al., 2007) :

- Les procédés électrochimiques d'oxydation directe (oxydation anodique) pour lesquels une réaction de transfert d'électrons a lieu à la surface d'une électrode de travail.
- Les procédés électrochimiques d'oxydation indirecte dans lesquels un réactif redoxsoit dissous ou généré à partir de l'électrolyte à la surface de l'électrode dans le but de participer à la réaction de dégradation. Ces procédés englobent l'électrocoagulation, l'électro-flottation, l'électro-floculation et le procédé électro-Fenton.

#### **I.5.5. Electrocoagulation procès :**

La technique de l'électrocoagulation présente de nombreux avantages pour le traitement des divers effluents, notamment sa compatibilité avec l'environnement, son adaptabilité, son efficacité et son coût abordable (Bayramoglu et al., 2004 ; Holt et al., 2006). Ce procédé se distingue par un équipement simple, facile à réaliser et ne nécessitant pas l'utilisation de

substances chimiques. L'électrocoagulation consiste à libérer le coagulant dans la solution in situ, par dissolution d'une anode sacrificielle. Lorsque les électrodes sont alimentées en courant, le métal de l'anode se dissout en même temps que le gaz d'hydrogène se dégage au voisinage de la cathode. En général, les métaux aluminium et fer sont employés comme anodes.

Les hydroxydes métalliques, les oxy-hydroxydes métalliques et les hydroxydes polymériques sont produits par leur dissolution. En général, ces composés ont une capacité de coagulation supérieure à celle des produits chimiques employés dans les méthodes traditionnelles. En adsorbant, neutralisant ou précipitant les substances polluantes dissoutes dans le liquide, ils ont la capacité de perturber les colloïdes en suspension, les transformant ainsi en floccs facilement extraits par précipitation, filtration ou flottation (Bouaouine, 2015).

Le tableau I-4 présente les réactions aux électrodes Al et Fe pendant le procédé de l'Electrocoagulation.

**Tableau I-4 :** Réactions aux électrodes Al et Fe pendant EC

	Anode - Oxydation	Cathode - Réduction
Al	$Al(s) \rightarrow Al_{(aq)}^{3+} + 3e^{-}$ (1)	$3H_2O + 3e^{-} \rightarrow \frac{3}{2} H_{2(g)} + 3OH^{-}$ (2)
Réaction globale	$Al^{3+} \rightarrow Al(OH)_n^{(3-n)} \rightarrow Al_2(OH)_2^{4+} \rightarrow Al_3(OH)_4^{5+} \rightarrow Al_{13} complex \rightarrow Al(OH)_3$ (3)	
Fe	$Fe(s) \rightarrow Fe_{(aq)}^{2+} + 2e^{-}$ (4) $Fe(s) \rightarrow Fe_{(aq)}^{3+} + 3e^{-}$ (5)	$2H_2O + 2e^{-} \rightarrow H_{2(g)} + 2OH^{-}$ (6) $3H_2O + 3e^{-} \rightarrow \frac{3}{2} H_{2(g)} + 3OH^{-}$ (7)
Réaction globale	$Fe_{(aq)}^{2+} + 2OH^{-} \rightarrow Fe(OH)_{2(s)}$ (8) $Fe_{(aq)}^{3+} + 3OH^{-} \rightarrow Fe(OH)_{3(s)}$ (9)	

### I.5.5.1. Réactions aux électrodes

Pendant l'électrocoagulation, les électrodes soumises à un courant continu sont impliquées dans la réaction de réduction de l'eau au niveau de la cathode (réaction principale) et dans la réaction d'oxydation du métal au niveau de l'anode. En présence d'un pH approprié, tous les ions  $M^{3+}$  produits en solution s'hydratent et réagissent avec l'eau pour former principalement des hydroxydes métalliques  $M(OH)_3$ . En effet, les ions métalliques générés peuvent être soumis à d'autres réactions spontanées afin de produire des hydroxydes et/ou des polyhydroxydes correspondants.

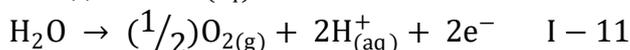
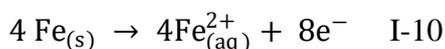
Dans le cas d'une électrode en fer, on peut observer la formation de différentes espèces monomériques et polymériques, qui se transforment en  $Fe(OH)_3(S)$ . Ces espèces amorphes  $M(OH)_3$ , également connues sous le nom de « champs de floculation », ont une surface vaste qui permet une adsorption rapide des composés organiques solubles et un piégeage des particules colloïdales, via des forces électrostatiques de type de Vander Waals, Cela entraîne la formation de floccs qui seront ensuite facilement séparés du milieu aqueux, que ce soit par sédimentation ou par flottation, favorisées par la formation de bulles de dihydrogène ( $H_2$ ) et de dioxygène ( $O_2$ ) (Bouaouine, 2015).

- Electrodes de fer

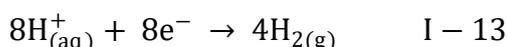
Deux mécanismes ont été suggérés pour produire de l'hydroxyde de fer après l'oxydation du fer dans un système électrolytique (Ilhan et al., 2008 ; Cheballah, 2017) :

- **Mécanisme 1 :**

À l'anode :



À la cathode :

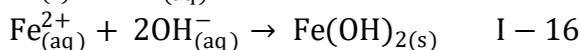
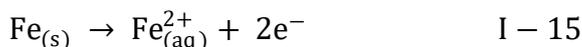


Réaction globale :

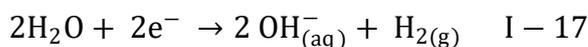


- **Mécanisme 2 :**

À l'anode :



À la cathode :



Réaction globale :

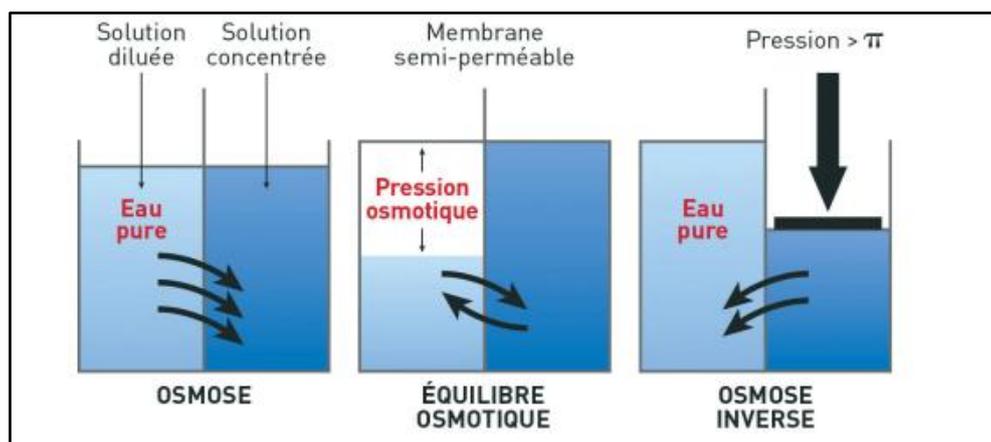


L'oxydation électrochimique de l'électrode de fer peut générer des ions ferriques qui peuvent se transformer en monomères, tels que des hydroxydes métalliques  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  et des espèces hydro polymériques :  $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ ,  $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_5(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2^{+}$ ,  $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_8(\text{OH})_2^{4+}$  et  $\text{Fe}_2(\text{H}_2\text{O})_6(\text{OH})_4^{4+}$  selon la valeur du pH du milieu aqueux (Mohammad et al 2004 ; Ilhan et al., 2008 ; Li et al., 2011).

### **I.5.6. Osmose Inverse**

L'osmose, se caractérise par le passage d'un solvant d'une solution diluée à une solution concentrée à travers une membrane appelée membrane perméable. Ce phénomène est très important dans la nature, mais paradoxalement, c'est l'osmose inverse – un procédé industriel – qui est de loin la plus connue, qui est la plus exploitée industriellement. (Alex et al., 2018).

La meilleure définition de l'osmose inverse est le transfert inverse de l'osmose naturelle, obtenu en exerçant une pression supérieure à la pression osmotique sur la solution concentrée. Le procédé de séparation le plus connu est le dessalement de l'eau de mer, où une membrane semi-perméable retient les sels et permet à l'eau de passer sous une pression élevée (Alex et al., 2018).



**Figure I- 4** Schémas de principe de l'osmose directe et inverse.

La méthode osmose inverse utilise des membranes semi-perméable pour permettre au solvant (généralement de l'eau) de passer en arrêtant les sels ou les composés dissous dans ce dernier, en utilisant une pression supérieure à la pression osmotique du système. Les niveaux de pression sont élevés (allant de 10 à 80 bars en fonction des applications).

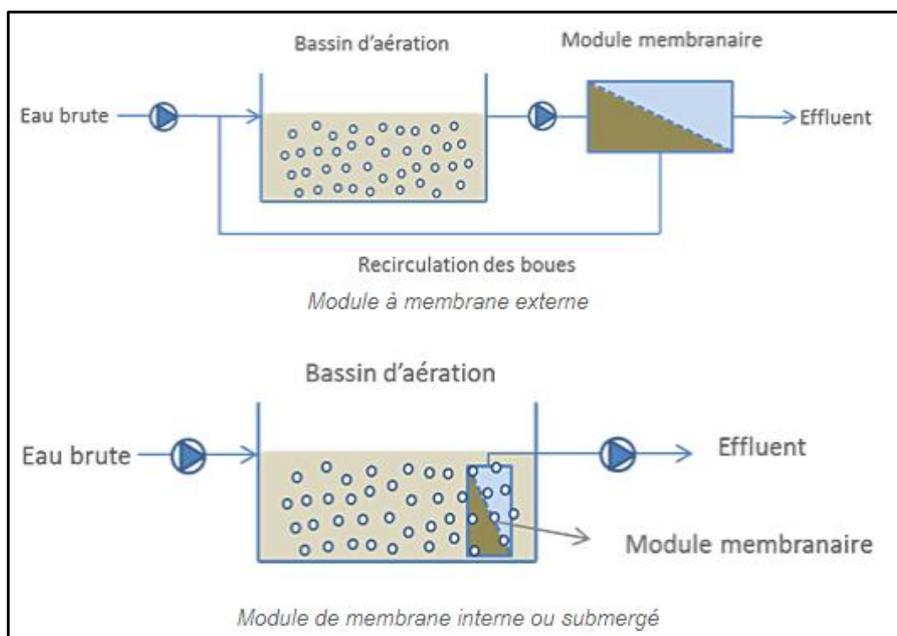
L'osmose inverse a un seuil de coupure en poids moléculaire extrêmement faible. Toutes les substances dissoutes, les composés inorganiques et les composés organiques dont la taille varie de 0,01 à 1 nm sont retenues.

De nos jours, le traitement des lixiviats par osmose inverse est considéré comme une solution efficace en termes de performances.

### **I.5.7. Traitement membranaires (Bioréacteur à Membranes)**

Les méthodes membranaires, en particulier les bioréacteurs à membrane (BRM), peuvent constituer un moyen potentiel de traiter les eaux usées. Les BRMs présentent de nombreux bénéfices par rapport aux systèmes traditionnels de boues activées, tels que la stabilité de la qualité des effluents traités, la simplicité d'utilisation, la faible incidence sur le sol ou l'élimination totale des bactéries et de certains virus (Gagnaire et al, 2008). De plus, les BRMs offrent la possibilité de clarifier et de désinfecter en même temps les eaux, sans risque de formation de composés organiques halogénés, ce qui permet de réutiliser les effluents. (Ouarda, 2014).

Une station d'épuration biologique à membrane est une station d'épuration qui utilise des membranes de microfiltration ou d'ultrafiltration afin de séparer l'eau traitée des résidus bactériens. Les membranes présentent une porosité inférieure à 0,1  $\mu\text{m}$  et séparent l'eau épurée de toutes les bactéries et matières en suspension. On peut placer le module membranaire soit dans le bassin biologique, soit à l'extérieur du bassin biologique.



**Figure I- 5** Schémas de principe de module de BRM

### I.5.8. Impacts de l'électrocoagulation sur la qualité de l'eau

L'efficacité du traitement d'électrocoagulation est influencée par divers paramètres de qualité de l'eau, tels que la force ionique des électrolytes, la concentration de matière organique naturelle, la turbidité, la température et le pH.

Les processus de coagulation, de floculation et de sédimentation sont moins efficaces à mesure que la température de l'eau diminue. Une faible alcalinité (<40 mg/L) a un effet négatif sur les processus, car l'alcalinité doit réagir et former des hydroxydes pour attirer les colloïdes négatifs dans l'eau. La faible turbidité a un effet négatif sur le processus, et le pH est un facteur essentiel, notamment pour la stabilité des particules et la probabilité d'agrégation et d'agglomérer. La charge de surface des microplastiques, une caractéristique essentielle du processus, peut être influencée par les divers paramètres de qualité de l'eau. Par exemple, la présence d'halogénure dans l'eau améliore la dispersion de la particule en raison de l'adsorption des polluants organiques persistants (POP), ce qui entraîne une modification de la charge de surface. En outre, il est possible d'observer une agglomération hétérogène avec d'autres éléments (comme les bactéries et la matière organique) présents dans l'eau (Senathirajah. K, et al., 2023).

### I.5.9. Application de l'électrocoagulation

L'équipement EC a été élaboré de manière à rendre son utilisation facile, rentable et capable de traiter une variété d'effluents. Dans cette partie, on peut avoir une vision globale des utilisations de l'EC dans le traitement de différents types d'eaux usées provenant de différentes industries (Boinpally. S, et al., 2023).

**Tableau I-5 :** Comparaison avec des études de travaux antérieures sur le traitement des polluants par l'EC.

Type de Polluants	Électrodes		Temps de l'EC (min)	Densité de courant	vitesse d'agitation (tr/min)	% d'abattement	Références
	Anode	Cathode					
$SO_4^{2-}$	Plat	Plat	120	25 mA/cm <sup>2</sup>	/	98	Nariyan et al., 2018
Fe	Plat	Plat	60	2,5 mA/cm <sup>2</sup>	200	97	Doggaz et al., 2018
Turbidité	Plat	Plat	60	400 A/m <sup>2</sup>	Alimentation par pompage qui provoque un mélange	99	Khemila et al., 2018
TDS ; Turbidité	Plat	Plat	20	40 A/m <sup>2</sup>		50 ; 94	C.J. and V.D., 2019
TDS ; TSS	Ailerons	Tubulaire	22	2,3 A	50	81 ; 85	AlJaberi. F.Y., 2023
lixiviats	Fe	Fe	180	30 mA/cm <sup>2</sup>	/	65,85	Orkun et al., 2012
Eaux usées des raffineries du pétrole	Fe	Fe	360	15,3mA/cm <sup>2</sup>	/	Sélénium : 90.00	Hansen et al., 2019
Eaux usées industrielles	Al	Fe	60	4,55mA/cm <sup>2</sup>	/	COD : 99,00	Linares. Hernández et al., 2009

**Tableau I-6 :** Application de EC, des études de travaux antérieures (traitement des polymères)

Type de polymère	La forme	Traitement 1 (Fibres)	Traitement 2 (fragments)	Treatment 3 (Fibres + Fragments)	
Application de l'Electrocoagulation	PET	Total	90,7	96,7	93,3
		Fibre		96,7	94,7
		Fragment	90,7		92,0
	PP	Total	84,7	89,3	91,3
		Fibre		89,3	92,0
		Fragment	84,7		90,7
	PA	Total	81,3	86,0	88,0
		Fibre		86,0	89,3
		Fragment	81,3		86,7
LDPE	Total	88,7	93,3	91,3	
	Fibre		93,3	93,3	
	Fragment	88,7		89,3	

**Tableau I-7** : Application de l'EF dans le traitement des Sols, cas des études de travaux antérieures, (Ambaye et al 2023).

	<i>Type de polluant</i>	<i>Concentration initiale</i>	<i>Traitements</i>	<i>% d'abattement</i>	<i>Références</i>
<i>Application de l'Électro-Fenton</i>	Sol contaminé par le pétrole	Dichlorométhane extractible organique 32,400 mg/kg	Électro-Fenton avec processus biologique	50,6	Lu et al. (2010)
	Sol contaminé par l'huile de pétrole	38,300 mg/kg	Électro-Fenton avec biostimulation	88,9	Gong (2012)
	Sol contaminé par le diesel	25.4 g mg/kg	Oxydation chimique avec des micro-organismes indigènes	59	Sutton et al. (2014)
	Sol contaminé par le pyrène	144.70 mg/kg	Electro-Fenton avec bioaugmentation	91	Xu et al. (2015)
	Sol contaminé par des hydrocarbures pétroliers	4500 mg/kg g	Procédé de suspension biologique assisté par électro-Fenton et biosurfactant	93.6	Ambaye et al 2023

# **CHAPITRE II :**

## **PRESENTATION DES CETs, MATÉRIEL ET MÉTHODES**

**CHAPITRE II: PRESENTATION DES CETs, MATÉRIEL ET MÉTHODES**

**II.1.Introduction**

Dans le cadre de notre travail, nous nous sommes intéressés à la caractérisation et le traitement par électrocoagulation et électro-Fenton des lixiviats générés par les CETs de BBA et KHELIL qui se trouvent au niveau de la wilaya de Bordj Bou Arreridj, du HAMICI situé au niveau de la wilaya d'Alger et de deux autres CETs situés au niveau des wilayas de M'Sila et Batna (CET. Batna et CET M'Sila).

**II.2.Présentation des centres d'enfouissement techniques**

**II.2.1. CET de BBA**

- Date du début d'exploitation du centre «CET BBA» : 09/06/2009.
- Les communes concernées : B.B.Arreridj, El Annasser, Hasnaoua, Sidi Embarek, Rabta, El hamadia, Bordj ghdir et Medjana.

Le centre est situé à 05 km au nord-est de la commune de Bordj Bou Arreridj, au lieu-dit Boumergued.

**II.2.1.1. Aménagement**

- Superficie du CET : 17 hectares
- Nombre de casiers : prévus 05 /réalisé 01 (casier N°1 est réalisé en 2017)
- Casier réalisé : capacité de 150623 m<sup>3</sup> (Actuellement saturé)  
Casier N° 02 : (capacité de 130 000 m<sup>3</sup>) saturé, en cours d'exploitation en 2022.
- Bassin de lixiviats : 600 m<sup>3</sup>.
- Bloc administratif (3 bureaux)
- atelier d'entretien
- Abri en charpente métallique (parking et aire de nettoyage)
- Station de traitement de lixiviat par osmose inverse d'une capacité de 80m<sup>3</sup>/j en cours de réalisation en 2022.

**II.2.1.2. Exploitation**

Le tableau II-1 représente le matériel d'exploitation au niveau du CET de BBA.

**Tableau II-1:** Matériel d'exploitation au niveau du CET de BBA

<i>Désignation</i>	<i>Année d'acquisition</i>
Compacteur à pied de mouton (BOMAG)	2004
Bulldozer (SHANTUI SD 23)	2006
Chargeur sur pneu (LIUGONG)	2004
Bulldozer (SHANTUI SD 07)	2006
Retro chargeur	2015
Deux tracteurs (CIRTA) avec une remorque et citerne	2004
Groupe électrogène (VOLVO)	2003
Pont bascule 60 tonnes	2005

## CHAPITRE II : PRESENTATION DES CETs, MATÉRIEL ET MÉTHODES

Le tableau II-2 illustre la quantité de déchets réceptionnée de 2009 à 2013.

**Tableau II-2:** Quantité de déchets réceptionnée de 2009 à 2013

	<i>Quantité/ (tonne) 2010</i>	<i>Quantité/ (tonne) 2011</i>	<i>Quantité/ (tonne) 2012</i>	<i>Quantité/ (tonne) 2013</i>
CET. BBA	40435,21	49104,87	50462,69	55523,018
Moyenne Journalière (T/J)	110,78	134,53	138,25	152,68

La carte suivante (fig. II-1) montre la localisation du centre d'enfouissement technique de BBA qu'est situé à 05 km au nord-est de la commune de Bordj Bou Arreridj, au lieu-dit Boumergued.



**Figure II- 1 :** Photo satellitaire du CET BBA - Bordj Bou Arreridj.

### II.2.2. CET KHELIL

- Date du début d'exploitation du centre : 06/12/2011.
- Les communes concernées : AIN TAGHROUT, KHELIL et BIR KASD ALI.

Le centre est situé à 04 km au nord-est du chef-lieu de la commune Khelil, au lieu-dit Meriouet.

#### II.2.2.1. Aménagement

- Superficie totale du CET : 10 hectares
- Nombre de casiers : prévus 05 /réalisés 02 en 2017.
- casier 01 : capacité 45 000 m<sup>3</sup> en exploitation.
- casier 02 : capacité 95 000 m<sup>3</sup>.

## CHAPITRE II : PRESENTATION DES CETs, MATÉRIEL ET MÉTHODES

- Bloc administratif : 03 bureaux et 02 ateliers de maintenance.
- bâche à eau de 18 m<sup>3</sup>.

### II.2.2.2. Exploitation

Le tableau II-3 illustre le matériel exploité au niveau du CET de KHELIL.

**Tableau II-3 :** Matériel d'exploitation au niveau du CET de KHELIL

<i>Désignation</i>	<i>Année d'acquisition</i>
Compacteur à pied de mouton (VANDEL)	2009
Bulldozer (HBXG SD 7)	2007
Chargeur sur pneu (FOTON)	2007
Camion a benne 7 T (FOTON)	2008
Tracteur (CIRTA) avec une remorque et citerne 3000 L	2007
Groupe électrogène 100 KVA	2009
Pont bascule 30 Tonnes	2009

Le tableau II-4 représente la quantité de déchets réceptionnée pour les années 2012 et 2013.

**Tableau II-4 :** Quantité de déchets réceptionnée de 2012 à 2013

	<i>Quantité/tonne 2012</i>	<i>Quantité/tonne 2013</i>
CET. KHELIL	8061,53	2204,37
Moyenne Journalière (T/J)	20,72	23,95

La carte suivante (fig. II-2) montre la localisation du centre d'enfouissement technique de KHELIL qu'est situé à 04 km au nord-est de la commune de Khelil, au lieu-dit Meriouet.



Figure II- 2 : Photo satellitaire du CET KHELIL – Bordj Bou Arreridj.

### II.2.3. CET HAMICI

Le CET de HAMICI créé le 07 juillet 2013 est géré par l'EPIC-GECETAL qui se trouve à Zéralda à la commune de Mahelma. Ce dernier reçoit environ 1700 tonnes de déchets de 24 communes du centre et de l'ouest de la wilaya d'Alger

#### II.2.3.1. Caractéristiques du CET :

- Superficie : 80 hectares
- Type de déchets : Ménagers et assimilés
- Composante du projet :
  - 01 casier : 1 600 tonnes (Déchets enfouis/jour)
  - 02 stations de traitement des lixiviats avec une capacité de traitement de 200 m<sup>3</sup>/jour
  - 01 station de traitement des eaux usées : 150 Équivalents/habitants
  - Centre de tri manuel des déchets

Au niveau de ce CET, les déchets passent en premier lieu par la pesée et le contrôle ensuite ils sont triés et les déchets non valorisables sont transportés par camion à benne vers le casier. Les produits récupérés tels que le plastique (PET- PEHD-PVC), le verre (blanc- vert), les métaux ferreux et non ferreux (fer-aluminium), le pain, le papier, les pneus usagés sont pressés, mis en balles et stockés.

Les déchets non récupérables sont enfouis au niveau du premier casier. Les lixiviats générés lors de la dégradation des déchets sont stockés dans un bassin de décantation d'une capacité

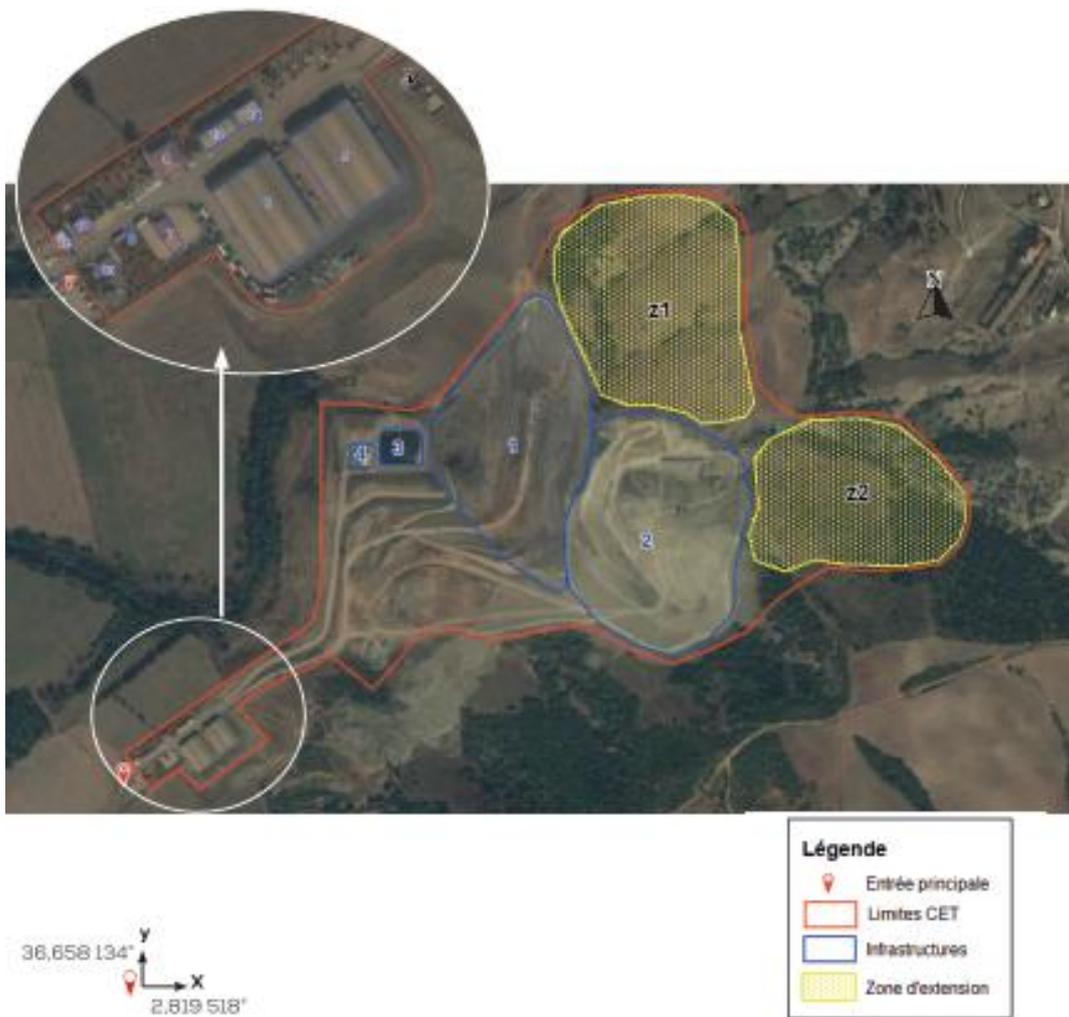
## CHAPITRE II : PRESENTATION DES CETs, MATÉRIEL ET MÉTHODES

de 3000 m<sup>3</sup> et traités au niveau de la station de traitement des lixiviats. Le mode de traitement se fait par nano filtration et osmose inverse (Station de traitement Monobloc).

La station de traitement des lixiviats est constituée de deux unités :

- Unité de traitement membranaire qui s'effectue par le mode nano filtration, avec une capacité de traitement de 80 m<sup>3</sup>/j.
- Le deuxième mode de traitement se fait par le système de l'osmose inverse, avec une capacité de 120 m<sup>3</sup>/j.
- Laboratoire d'analyse qui sert à effectuer des analyses de contrôle des lixiviats avant et après le traitement.

La carte suivante (fig. II-3) montre les différentes parties du centre d'enfouissement technique de HAMICI.



**Figure II- 3 :** Photo satellitaire du CET, Hamici – Alger (AND, DMA, 2017).

La carte suivante (fig. II-4) montre la localisation du centre d'enfouissement technique de HAMICI qu'est situé à environ 5 km au Sud-ouest de la commune de mahalema.

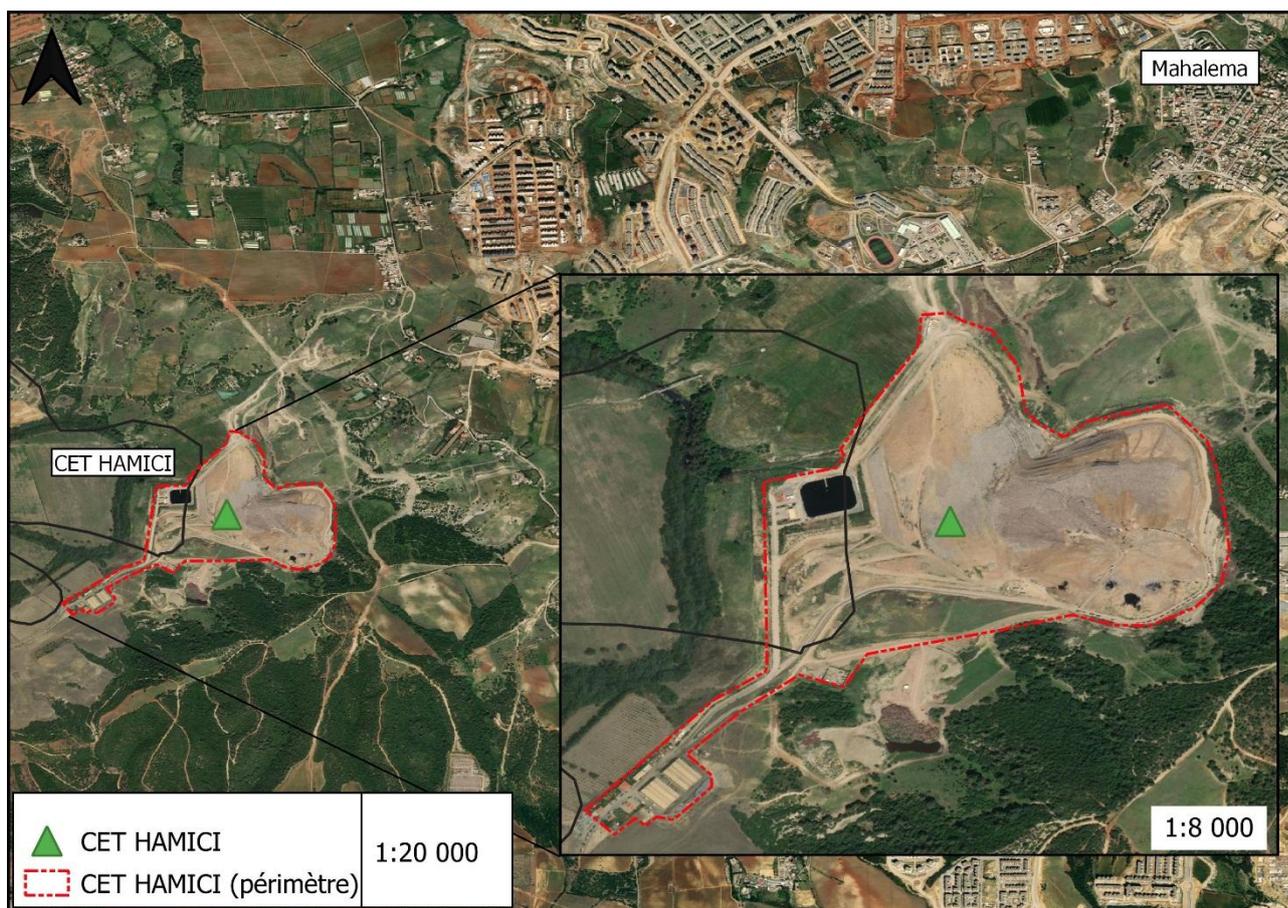


Figure II- 4 : Photo satellitaire du CET Hamici - Alger.

#### II.2.4. CET Batna

- Date du début d'exploitation du centre : Octobre 2009.
- Les communes concernées : Batna et Chaaba.

Le centre est situé à Batna

##### II.2.4.1. Caractéristiques du CET :

- Superficie : 25 hectares
- Type de déchets : Ménagers et assimilés
- 01 Centre de tri
- 03 bassins de lixiviats
- 01 casier : 211 620 m<sup>3</sup>
- Quantité de déchets enfouie (tonne) : 163 070,6m<sup>3</sup>.

La carte suivante (fig. II-5) montre la localisation du centre d'enfouissement technique de BATNA qu'est situé à la sorti Sud-ouest de la commune de BATNA.

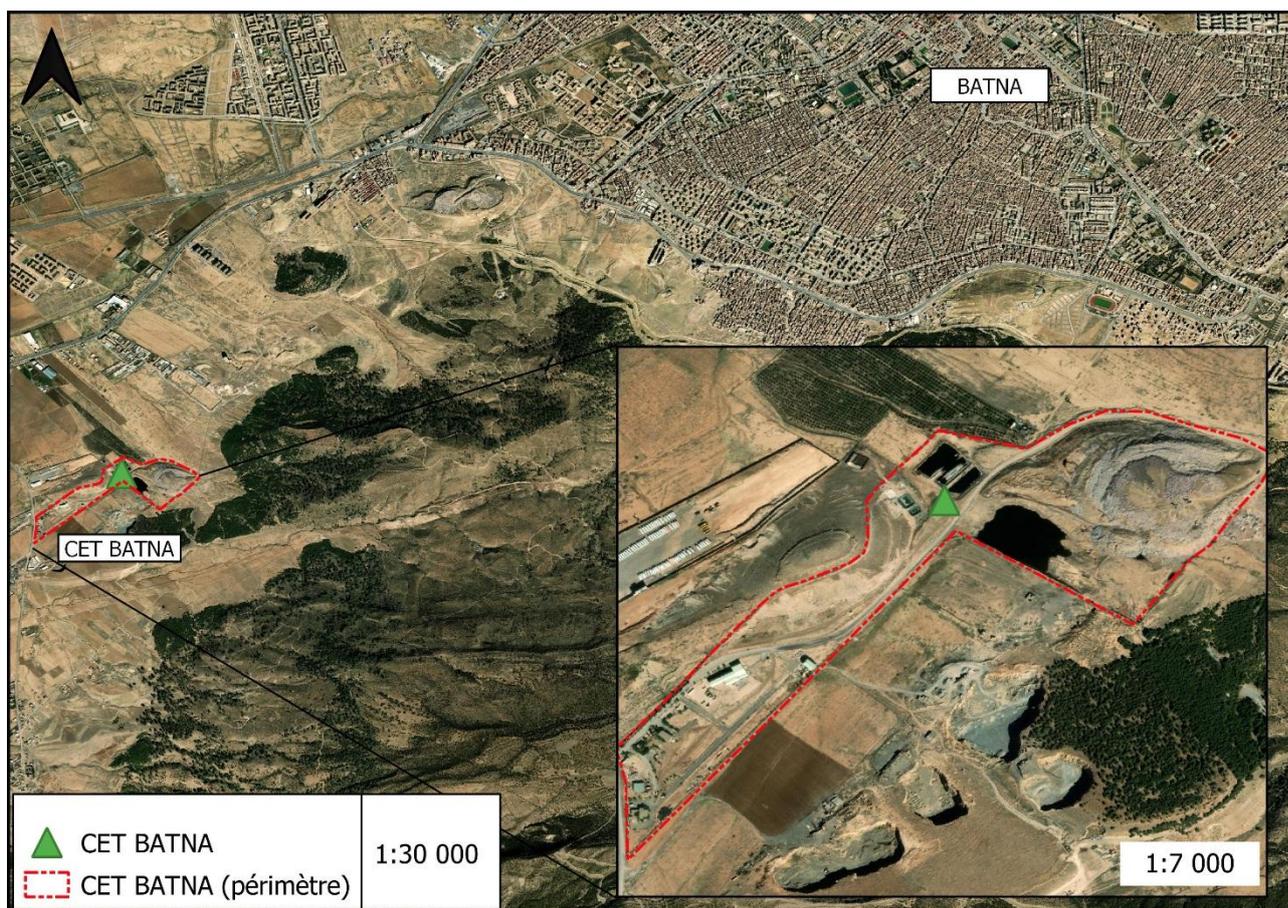


Figure II- 5 : Photo satellitaire du CET BATNA – Batna.

### II.2.5. CET M’Sila

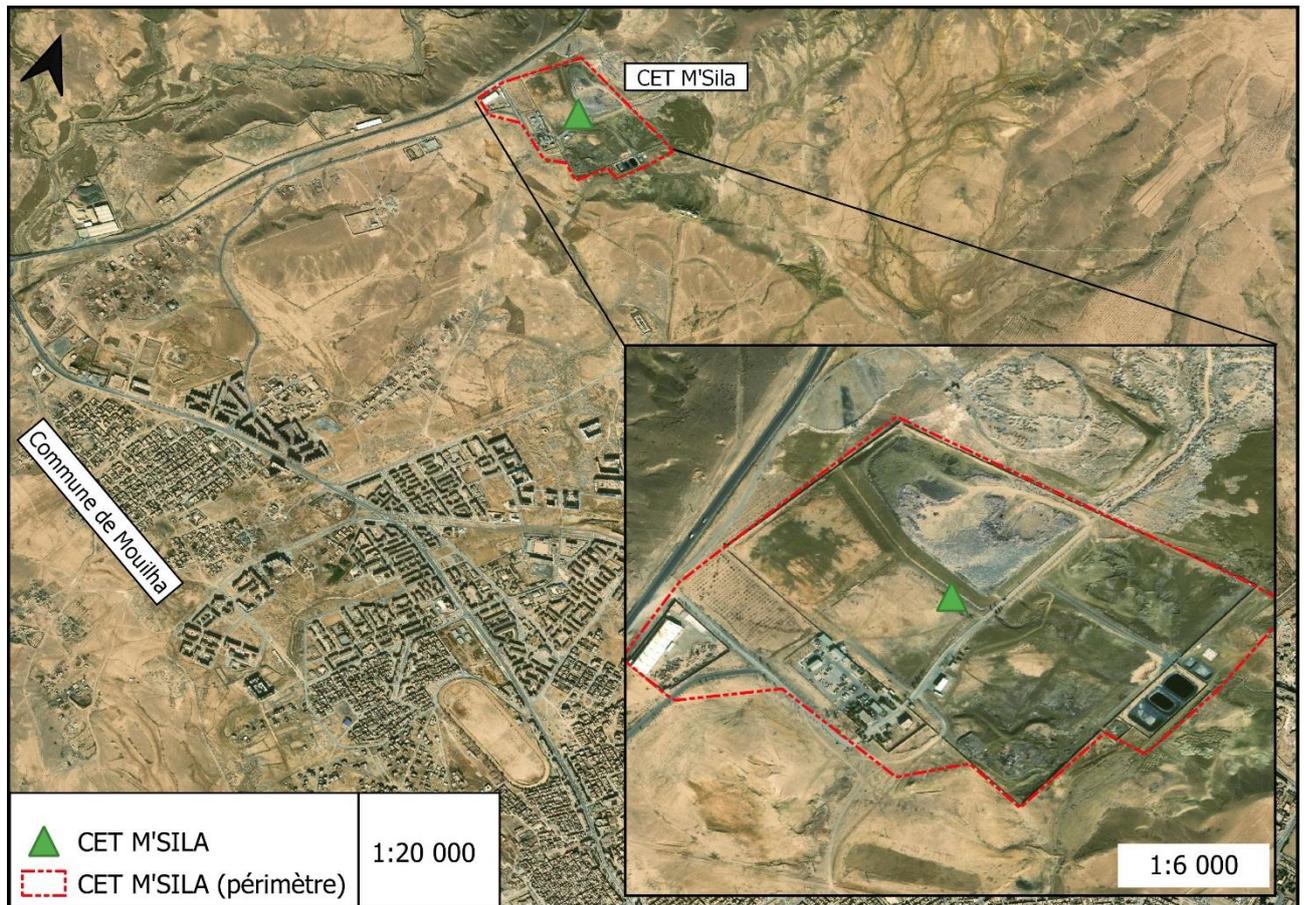
- Date du début d’exploitation du centre : 10/11/2010.
- Les communes concernées : Msila, Ouled Adie Legbbala, Ouled Medhi, Hammam Dalaa, Ouled Derradj et Maadid

Le centre est situé à Msila.

#### II.2.5.1. Caractéristiques du CET :

- Superficie : 21 hectares
- Type de déchets : Ménagers et assimilés
- 03 bassins de lixiviats
- 01 casier : 235 370 m<sup>3</sup>
- Quantité de déchets enfouie (tonne) : 288 348m<sup>3</sup>.

La carte suivante (fig. II-6) montre la localisation du centre d’enfouissement technique de M’SILA qu’est situé au Nord-est de la commune Mouilha.



**Figure II- 6** : Photo satellitaire du CET M'SILA – M'sila.

Le centre est situé à Mouilha, M'sila.

La figure II-7 représente une photo satellitaire de la localisation des cinq CETs.

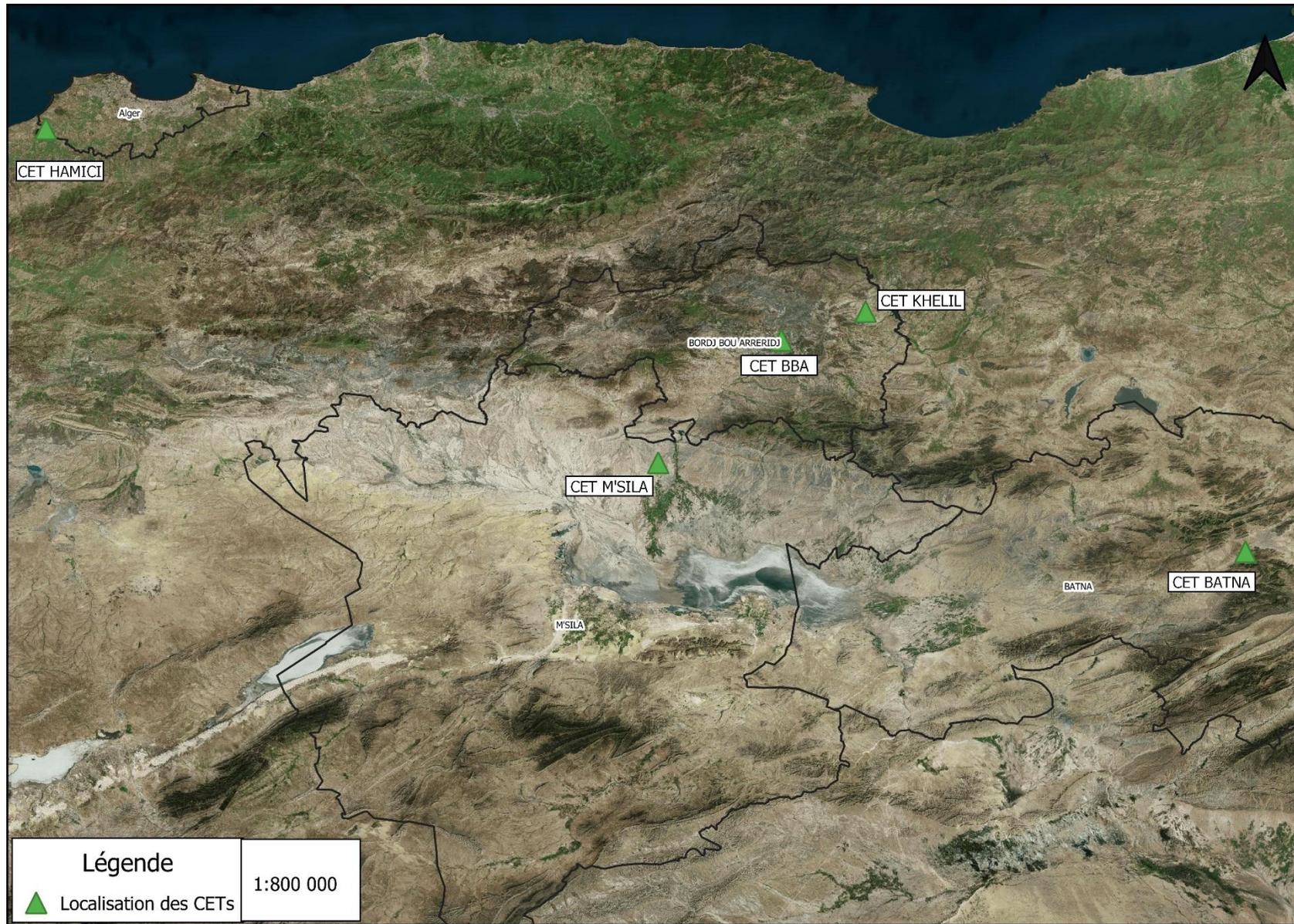


Figure II- 7 : Photo satellitaire de la localisation des cinq CETs, Algérie.

**II.3.Méthodes d’analyse et de caractérisation des lixiviats**

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

Dans ce chapitre nous nous attacherons, à décrire :

- ✓ Caractérisation des lixiviats de chaque CET à travers la détermination des paramètres globaux ( $T^0$ , pH, conductivité, résidu sec, MES, MVS, DCO, DBO<sub>5</sub>, DBO<sub>5</sub>/DCO, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>....etc, les cations : Ca<sup>2+</sup>, Na<sup>+</sup> et K<sup>+</sup> et métaux lourds (Fe, Zn, Cu, Cd).
- ✓ Traitement de ces derniers par les procédés suivants : Électrocoagulation (EC), Électro-Fenton (EF).

Le tableau II-5 regroupe les méthodes analytiques utilisées dans l’étude des différents paramètres de pollution.

**Tableau II-5** : Principe et références des techniques d’analyses des paramètres de pollution

<i>Paramètre</i>	<i>Méthode</i>	<i>Référence de la méthode</i>
<b>Température</b>	Thermomètre (Mesure directe)	NF T90-100 ou ISO 10523
<b>pH</b>	Mesure directe (HANNA pH-mètre)	NF T90-008 ou ISO 10523
<b>Potentiel Redox</b>	Mesure directe avec pH-mètre (HANNA pH-mètre)	NF T90-008
<b>Conductivité</b>	Conductimètre	NF T90-031 ou ISO 7888
<b>Turbidité (NTU)</b>	Turbidimètre	ISO 7027
<b>DCO</b>	Oxydation par le bichromate + spectrométrie (Thermo-réacteur CR 2200)	ISO 6060
<b>DBO<sub>5</sub></b>	OxiTop	ISO 5813 ou ISO 5815-1
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Colorimétrique	ISO 7150 ou ISO 11732
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Colorimétrique	T 90-012 ou ISO 13395
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	Colorimétrique	ISO 5667 ou ISO 13395
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b>	Colorimétrique	Méthode élaboréeparle laboratoire SEAL ou ISO 22743
<b>MES</b>		ISO 11923
<b>MVS</b>		Calcification/Gravimétrie
<b>RS</b>		NF T90-029
<b>N-total</b>	Colorimétrique	ISO 29441
<b>P-total</b>	Colorimétrique	ISO 15681-2
<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	Colorimétrique	ISO 6878 ou ISO 15681-2
<b>Cl<sup>-</sup></b>	Titration	NF T 90-014 ou ISO 9297
<b>Ca<sup>2+</sup></b>		ISO 6058
<b>Mg<sup>2+</sup></b>		ISO 6059
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> et CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></b>	pH-mètre, HANNA (TA et TAC) + Titration	NF T 0-036
<b>Métaux lourds</b>	Spectroscopie d’absorption atomique	NF T 90-112 ISO 82-88

## II.4. Description des techniques de traitement des lixiviats

### II.4.1. Traitement par électrocoagulation

#### II.4.1.1. Conception du réacteur

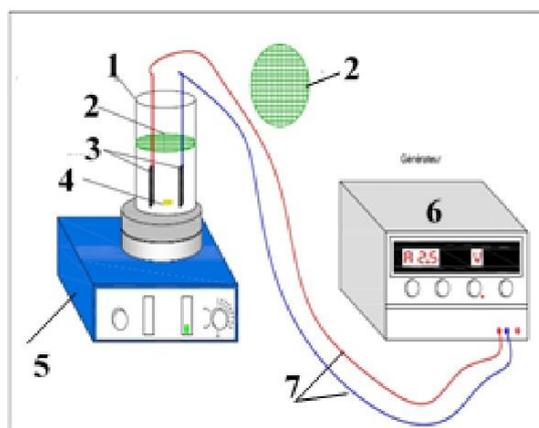
Le réacteur utilisé est une cellule d'électrocoagulation d'une géométrie cylindrique et d'une capacité volumétrique de 1 litre (bécher en verre d'un litre qui permet d'effectuer le suivi visuel du processus d'électrocoagulation).

La conception de cette cellule d'électrocoagulation inclut la mise au point d'un filtre qui permet de piéger les floes formés par mécanisme de flottation au cours de l'électrocoagulation.

#### II.4.1.2. Procédure expérimentale du traitement

Les électrodes utilisées sont des électrodes en fer (6 x 5 x 0.1 cm) d'une surface active de 30 cm<sup>2</sup>. Afin d'optimiser le rendement de ce dispositif, quatre paramètres ont été étudiés : la distance inter électrode(e), le pH, l'intensité du courant(i), et la vitesse d'agitation.

Un volume de 600 ml de lixiviats 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. La figure II-8 illustre le dispositif expérimental utilisé (Medkour, 2012).



**Figure II- 8** : Schéma et photo du dispositif expérimental.(1) bécher, (2) filtre, (3) électrodes, (4) barreau magnétique, (5) agitateur magnétique, (6) générateur électrique, (7) câble électrique.

### II.4.2. Traitement par la méthode d'électro-Fenton

Pour le traitement par la méthode d'électro-Fenton, nous avons utilisé le même réacteur que celui décrit dans la technique d'électrocoagulation. Des électrodes en fer sont également utilisées. La procédure expérimentale suit les mêmes étapes. La seule différence réside dans l'utilisation de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> à 30% comme oxydant (Dans le cas du traitement des lixiviats des deux CETs M'SILA et BATNA, la pureté de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> est de 50%).

Les paramètres sont : la distance inter électrode(e), le pH, l'intensité du courant(i), la vitesse d'agitation et la concentration en H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

# **CHAPITRE III :**

## **RESULTATS ET DISCUSSION**

**CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION**

**III.1. Charge polluante véhiculée par les lixiviats**

**III.1.1.Introduction**

Nous présentons dans ce chapitre les résultats de l'ampleur de la charge polluante qui caractérise les lixiviats des CETs étudiés, 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, Cr). Il s'agit donc de l'évaluation de la charge organique, minérale et azotée ainsi que la biodégradabilité.

**III.1.2.Charge polluante véhiculée par les lixiviats**

**III.1.2.1. Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET BBA**

Les résultats de caractérisation des lixiviats du CET de BBA sont résumés dans le tableau III-1

**Tableau III- 1:** Charge polluante associée aux lixiviats du CET de BBA :

Paramètres	Jours de prélèvements			
	16/03/2017	01/04/2017	11/04/2017	02/05/2017
Couleur	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre
pH	8,05	8,07	8,33	7,83
Conductivité (ms/cm)	12,50	13,80	15,10	16,60
Potentiel Redox (mV)	-40,00	-42,00	-51,00	- 78,50
$DBO_5$ mg $O_2$ /l	320,00	500,00	480,00	450,00
DCO mg $O_2$ /l	2666,66	4833,33	5666,66	5333,33
$DBO_5$ / DCO	0,12	0,10	0,08	0,08
MES g/l	13,40	14,10	14,7	19,39
MVS g/l	5,55	2,98	4,17	4,41
$NH_4^+$ mg/l	2467,10	3753,20	2887,10	5511,81
$NO_2^+$ mg/l	0,23	0,64	0,36	0,68
$NO_3^-$ mg/l	27,77	63,72	68,62	191,17
$PO_4^{3-}$ mg/l	0,44	0,54	0,37	6,94
$SO_4^{2-}$ (mg/l)	2285,50	1785,50	1857,00	3571,42
$Cl^-$ (mg/l)	8307,00	7745,00	1278,00	7810,00
$HCO_3^-$ (mg/l)	3660,00	4880,00	6100,00	12962,50
Fe mg/l	/	/	/	0,44
Cu mg/l	/	/	/	0,25
Cr mg/l	/	/	/	0,005
Zn mg/l	/	/	/	0,112

**III.1.2.2. Charge polluante véhiculée par les lixiviats de CET KHELIL**

Les résultats de l'analyse des échantillons de lixiviats prélevés au niveau de CET KHELIL sont résumés en tableau III-2

**Tableau III- 2 :** Charge polluante associée aux lixiviats du CET de KHELIL :

Paramètres	Jours de prélèvements			
	16/03/2017	01/04/2017	11/04/2017	02/05/2017
Couleur	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre
pH	8,42	8,38	8,51	7,99
Conductivité (ms/cm)	19,90	21,60	22,50	23,50
Potentiel Redox (mV)	-60,00	-58,00	-59,00	-87,50
DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /l				7200,00
DCO mg O <sub>2</sub> /l	33000,00	23166,66	22666,66	21333,33
DBO <sub>5</sub> / DCO				0,33
MES g/l	30,88	33,59	29,33	41,30
MVS g/l	12,32	10,70	13,78	12,90
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	3517,00	2388,40	2992,10	5065,61
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/l	0,59	1,16	1,72	1,60
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	53,92	161,76	32,67	233,66
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l	3,89	3,95	3,89	2,51
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	1142,00	857,00	714,00	714,28
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	7745,00	9585,00	8946,00	9230,00
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	14030,00	14640,00	14640,00	12200,00
Fe mg/l	/	/	/	1,39
Cu mg/l	/	/	/	0,21
Zn mg/l	/	/	/	0,33

**III.1.2.3. Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET HAMICI**

Les résultats de l'analyse des paramètres de pollution qui caractérisent les lixiviats prélevés au niveau du CET de HAMICI sont présentés en tableau III-3

**Tableau III- 3:** Charge polluante associée par les lixiviats du CET HAMICI

Paramètres	Jours de prélèvements
	02/05/2017
Couleur	Noirâtre
pH	7,87
Conductivité (ms/cm)	19,90
Potentiel Redox (mV)	-81,60
DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /l	2300,00
DCO mg O <sub>2</sub> /l	7666,66
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,30
MES g/l	19,00
MVS g/l	6,99
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	4566,92
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/l	1,77
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	290,00
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l	1,97
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	6142,85
Cl <sup>-</sup> (mg/l)	4260,00
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	15250,00
Fe mg/l	0,70
Cu mg/l	0,23
Zn mg/l	0,38

**III.1.2.4. Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET M'SILA et BATNA**

Les résultats de caractérisation des lixiviats prélevés au niveau des deux CET M'SILA et BATNA sont présentés en tableau III-4

**Tableau III- 4** : Charge polluante associée aux lixiviats du CET M'SILA et BATNA

Paramètre	CET M'SILA	CET BATNA
Période	Mai 2014	
Température	18,70	20,50
pH	8,07	7,33
Conductivité (µs/cm)	33800,00	50188,00
Turbidité (NTU)	328,00	1938,00
DCO (mg d'O <sub>2</sub> /L)	2008,00	4296,00
DBO <sub>5</sub> (mg d'O <sub>2</sub> /L)	107,00	523,00
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,05	0,12
MES (mg/L)	175,00	1002,00
MVS (mg/L)	124,00	912,00
RS (g/L)	20,30	30,00
N-total (mg/L)	8012,60	8335,50
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	4740,00	6206,00
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	28,10	37,84
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	13,30	< 2,00
P-total (mg/L)	82,10	384,00
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	47,60	249,00
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	1374,30	2659,40
Ca <sup>2+</sup>	1793,40	3004,80
Mg <sup>2+</sup>	423,00	782,50
Cl <sup>-</sup>	2903,60	4126,00

### III.1.3. Comparaison entre les lixiviats des différents CET

La comparaison entre les charges polluantes véhiculées par les lixiviats étudiés montre que nous sommes en présence de différents types de lixiviats du point de vue charge organique, minérale et azotée. Selon les résultats obtenus, les lixiviats issus des CETs de BBA, M'SILA et BATNA sont plus âgés que ceux de HAMICI et KHELIL. Cette différence revient à l'âge du CET. Cette comparaison montre que les lixiviats présentent des pollutions diverses en nature et en ampleur. En décrivant les paramètres du tableau III-5, on arrive à comparer et à classer nos échantillons de lixiviats et de connaître la charge polluante véhiculée et déversée dans la nature par ce vecteur.

Les charges polluantes véhiculées par les lixiviats étudiés sont très élevées, mais demeurent caractéristiques des lixiviats étudiés en divers endroits (Wang et al. 2002 ; Bennama et al., 2010 ; Bouhezila et al., 2011 ; Boumechhour et al., 2013 ; Zailani et al., 2018 ;). Ils constituent également tous un milieu réducteur.

La valeur de la DCO 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. Elle permet de déterminer la quantité de matière oxydable présente dans les lixiviats

Les résultats obtenus nous permettent de constater que nous sommes en présence d'une forte charge organique et minérale oxydable. Les teneurs de la DCO sont de 5666, 33000, 7667, 2008 et 4296 mg O<sub>2</sub>/l pour les centres d'enfouissement techniques de BBA, Khelil, Hamici, M'Sila et Batna respectivement.

Des résultats similaires sont reportés dans la littérature : Trebouet et al., 1998 *DCO*=550-2295 ; Bennama et al., 2010 *DCO*=19333 ; Benradi et al., 2013 *DCO*=20200 ; khalfallah et al., 2019 *DCO*= 4752-8869 ; Salam et al., 2021 *DCO*= 20992, 15629, 26200 pour les CET Ghazipur, Delhi, Inde, Borj el-Arab, Egypte et Bizerte (Tunisie) respectivement.

Cette forte charge polluante rencontrée est due à la fraction organique constituée d'acides gras volatils dégradables et aux métabolites non biodégradables (Bennama et al., 2010 ; Hakkou et al., 2001 ; Chofqi 2004 ; Kurniawan et al. 2006).

Ces valeurs de la DCO sont naturellement très élevées par rapport à la norme qui est de 120 mg O<sub>2</sub>/l pour le rejet dans le milieu naturel.

L'étude montre par ailleurs que les lixiviats issus des CETs de BBA, M'SILA et BATNA sont plus âgés que ceux de HAMICI et KHELIL. Le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO est  $\geq 0,3$  pour ces deux derniers. Cette différence est due probablement à l'âge du CET d'une part, au mode d'enfouissement et à la quantité des déchets réceptionnées d'une autre part.

**Tableau III- 5:** Comparaison des teneurs moyennes des paramètres de pollution des lixiviats étudiés.

Paramètres	BBA		KHELIL		HAMICI	M'SILA	BATNA	Normes*
	Moyenne	Intervalle de variation	Moyenne	Intervalle de variation	Moyenne	Moyenne	Moyenne	
Couleur	Marron foncé	/	Noirâtre	/	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	
Odeur	désagréable	/	désagréable	/	Désagréable	désagréable	désagréable	
pH	8,07	7,83 – 8,33	8,33	7,99 – 8,51	7,87	8,07	7,33	6,50 à 8,50
Conductivité (ms/cm)	14,50	12,50 – 16,60	21,88	19,90 – 23,50	19,10	33,80	50,18	
potentiel Redox (mv)	-52,87	(-40,00) – (-78,50)	-66,12	(-58,00) – (-87,50)	-81,60	/	/	
DCO mg O <sub>2</sub> /l	4624,99	2666,00– 5666,00	25041,66	21333,00– 33000,00	7666,66	2008,00	4296,00	120,00
DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /l	437,50	320,00– 500,00	8300,00	7200,00– 9000,00	2300,00	107,00	523,00	35,00
DBO <sub>5</sub> /DCO	0,09	0,08 – 0,12	0,34	0,25 – 0,40	0,30	0,05	0,12	
COT (mg/l)	/	/	/	/	/	/	/	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	3654,80	2467,00– 5511,00	3490,78	2388,40 – 5065,61	4566,92	4740,00	6206,00	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	87,82	27,77 – 191,19	120,50	32,67 – 233,66	290,84	28,10	37,84	
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,47	0,23 – 068,00	1,27	0,59 – 7,72	1,77	13,30	< 2,00	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/l)	2,07	0,37 – 6,94	3,56	2,51 – 3,95	1,97	47,60	249,00	10,00
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	2374,85	1785,50 – 3571,42	856,82	714,00– 1142,00	6142,85	1374,30	2659,40	
Cl <sup>-</sup> (g/l)	6285,00	1278,00 – 8307,00	8876,50	7745,00– 9585,00	4260,00	2903,60	4126,00	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	6900,60	3660,00 – 12962,50	13877,50	12200,00– 14640,00	15250,00	/	/	
MES (g/l)	15,40	13,40 – 19,40	33,78	29,33 – 41,30	19,00	175,00	1002,00	0,035
MVS (g/l)	4,27	2,98 – 5,55	12,43	10,70 – 13,78	6,99	124,00	912,00	
Fe (mg/l)	0,44	0,44	1,39	1,39	0,70			3,00
Cu (mg/l)	0,25	0,25	0,21	0,21	0,23			0,50
Zn (mg/l)	0,11	0,11	0,33	0,33	0,38			3,00
Type de lixiviats	Intermédiaire à stabilisé		Jeune		Intermédiaire	stabilisé	Intermédiaire à stabilisé	

\*Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels, Règlementation 2006 (Algérienne).

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION

Les lixiviats évoluent dans le temps selon une succession de phase de dégradation qui dépend de la qualité des ordures ménagères (proportion de matière biodégradable), du volume des déchets, de leur mode de mise en dépôts et des conditions climatiques (Tableau III-6).

Les lixiviats ont été classifiés selon leur âge (Renou 2008)

**Tableau III- 6:**Évolution des paramètres selon le type de lixiviats.

<i>CET</i>	<i>Type de lixiviats</i>	
<i>BBA Batna</i>	Intermédiaire à stabilisé	<ul style="list-style-type: none"> <li>• lixiviats évolue d'un lixiviats Intermédiaire vers un lixiviats stabilisé ;</li> <li>• phase de fermentation méthanique ;</li> <li>• remonté du pH du lixiviats à une valeur élevée (pH&gt;7.5) ;</li> <li>• les produits intermédiaires apparus pendant la phase acide sont transformés en méthane et en dioxyde de carbone ;</li> <li>• la charge organique des lixiviats décroît beaucoup et la production de gaz augmente proportionnellement.</li> </ul>
<i>Khelil</i>	jeune	<ul style="list-style-type: none"> <li>• passage des conditions aérobies aux conditions anaérobies ; l'accepteur d'électrons passe petit-à-petit de l'oxygène aux nitrates et sulfates (le milieu devient réducteur) ;</li> <li>• des teneurs mesurables en métabolites intermédiaires tels les AGV (acides gras volatils) commencent à apparaître dans les lixiviats ;</li> <li>• une tendance nette à des conditions réductrices.</li> </ul>
<i>Hamici</i>	Intermédiaire	<ul style="list-style-type: none"> <li>• les AGV deviennent prépondérants ainsi que la fermentation des constituants biodégradables des lixiviats ;</li> <li>• une diminution du pH se produit avec une mobilisation et une possible complexation des espèces métalliques ;</li> <li>• la consommation de l'azote et du phosphore pour la croissance de la biomasse augmente ;</li> <li>• l'hydrogène peut être détecté et affecter la nature et le type des produits intermédiaires formés.</li> </ul>
<i>M'Sila</i>	stabilisé	<ul style="list-style-type: none"> <li>• stabilisation des constituants organiques disponibles dans les déchets et solubilisés dans les lixiviats ;</li> <li>• les concentrations en nutriments deviennent limitantes ;</li> <li>• la production de biogaz chute puis cesse ;</li> <li>• les matières organiques plus résistantes à la biodégradation sont converties très lentement en molécules telles les acides humiques et acides fulviques capables de complexer et solubiliser les métaux lourds.</li> </ul>

En effet, le type de lixiviats dépend de la combinaison de plusieurs paramètres à savoir le pH, la DCO, le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO et l'âge de CET (Kulikowska et al. 2008) qui s'interagies entre eux ;

Exemple pour le lixiviats du CET de BBA avec les paramètres qui suivent :

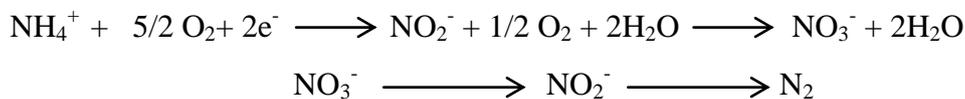
- pH de 7,83 à 8,33
- DBO<sub>5</sub>/DCO 0,08 à 0,12
- DCO 2666 – 5666 mg O<sub>2</sub>/l

Nous pouvons dire que ce lixiviat évolue d'un lixiviat intermédiaire vers un lixiviat stabilisé à cause de, pH>7,5 (lixiviat stable), DCO<5 g O<sub>2</sub>/l à légèrement supérieur à 5 (lixiviat intermédiaire) l'échantillon est à la fin de la phase de fermentation méthanique, le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO < 0,1 (0,12 légèrement supérieur ce qui confirme que le lixiviat évolue d'un lixiviat intermédiaire vers un lixiviat stabilisé, phase de maturation finale.

La concentration en chlorures du lixiviat semble augmenter au cours du temps. Les concentrations en chlore obtenues (6285, 8876, 4260, 2903 et 4126mg/l pour les centres d'enfouissement techniques de BBA, Khelil, Hamici, M'Sila et Batna respectivement) sont élevées. 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 en fonction du lessivage des déchets (Christensen et al., 2001).

Les sulfates sont, en général, fortement présents dans les lixiviats (Norme Algérienne de potabilité des eaux de consommation, NA 6360, 1992). Ces espèces proviennent de déchets riches en soufre tels que le bois, les engrais et le plâtre (C. BERTHE 2006). Lors des phases de dégradation (acétogènes et méthanogènes), dans des conditions d'anaérobie et de faibles potentiels redox, les sulfates sont réduits en sulfures et sont souvent associés aux espèces métalliques (BERTHE, 2006). Les concentrations en sulfate du lixiviats analysées varient entre [1785,5 – 3571,42], [714 – 1142], 6142,85, 1374,3 et 2659,4 mg/l pour les CET de BBA, Khelil, Hamici, M'Sila et Batna respectivement.

Les nitrites sont importants dans la métabolisation des composés azotés. Ils s'insèrent dans le cycle de l'azote entre les ions ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) et les nitrates. Leur présence est due soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque soit, à la réduction des nitrates. Ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et ils sont facilement oxydés en nitrates (Benkorichi 2012). La réaction chimique suivante résume le phénomène d'oxydation :



La présence des nitrites, dans les lixiviats analysés, est faible et ce, par rapport aux nitrates. Ceci confirme l'omniprésence de réactions de nitrification et/ou dénitrification dans les lixiviats.

La formation de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 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. Les lixiviats des CETs étudiés sont riches en azote et l'azote prépondérant se trouve sous forme réduite (azote ammoniacal) parce qu'en aérobie, la minéralisation est ralentie. Les valeurs obtenues sont de 3654, 3490, 4566, 4740 et 6206 pour les centres d'enfouissement techniques de BBA, Khelil, Hamici, M'Sila et Batna respectivement.

### III.2. Résultats de traitement

Pour traiter le lixiviats de la décharge, de nombreuses méthodes physiques / chimiques (oxydation chimique, précipitation chimique, coagulation-floculation, adsorption sur charbon actif et procédés membranaires) et les procédés biophysiques ont été utilisés (Barbusiński et al., 2010). La coagulation-floculation est une technique relativement simple qui peut être employée avec succès dans le traitement des lixiviats de décharge stabilisées. Cependant, ce traitement n'entraîne qu'une élimination modérée de la DCO et du COT, et il a ses inconvénients : des boues sont produites, et dans certains cas, lorsque des coagulants chimiques traditionnels sont utilisés, une augmentation de la concentration en aluminium ou en fer, en phase liquide, peut être observée (Silva et al., 2004). Le traitement seul par la chaux permet une efficacité d'élimination d'environ 50% de la matière organique. La séquence complète de traitement physico-chimique consistant en une précipitation à la chaux / sédimentation / décapage à l'ammoniac atteint une efficacité d'élimination de 48 à 69% de la matière organique (Keenan et al., 1983). Une étude a montré que l'EC est un procédé de traitement du lixiviats stabilisé. Une élimination de la DCO à 67% a été observée lorsque l'électrocoagulation était réalisé pour un temps d'électrolyse de 30 min et une densité de courant de 666,6 A / m<sup>2</sup>. Des systèmes d'adsorption on charbon actif ont été utilisés dans le traitement des lixiviats de décharge pour l'élimination des matières organiques, cependant, ils sont généralement considérés comme l'une des options de traitement les plus coûteuses et doivent souvent être combiné avec d'autres technologies de traitement pour obtenir les résultats souhaités (Aquino et al., 2004). Le traitement biologique le plus courant est la boue activée, un procédé qui utilise des microorganismes aérobies pour biodégrader les contaminants organiques dans le lixiviat (Goorany 2000 ; Abood et al., 2013). alors que la teneur élevée en ammoniac pourrait également être inhibiteur des micro-organismes des boues activées (Li, X et al., 1999).

Cette partie porte sur le traitement des lixiviats générés par les cinq CET avec les procédés :

1. Electrocoagulation.
2. Electro-Fenton.

#### III.2.1. Traitement par électrocoagulation

En premier lieu, nous avons optimisé la performance épuratrice de l'unité d'électrocoagulation, c'est à dire, l'efficacité d'élimination de la DCO. En deuxième lieu, nous avons caractérisé les lixiviats traités.

##### III.2.1.1. Optimisation des paramètres

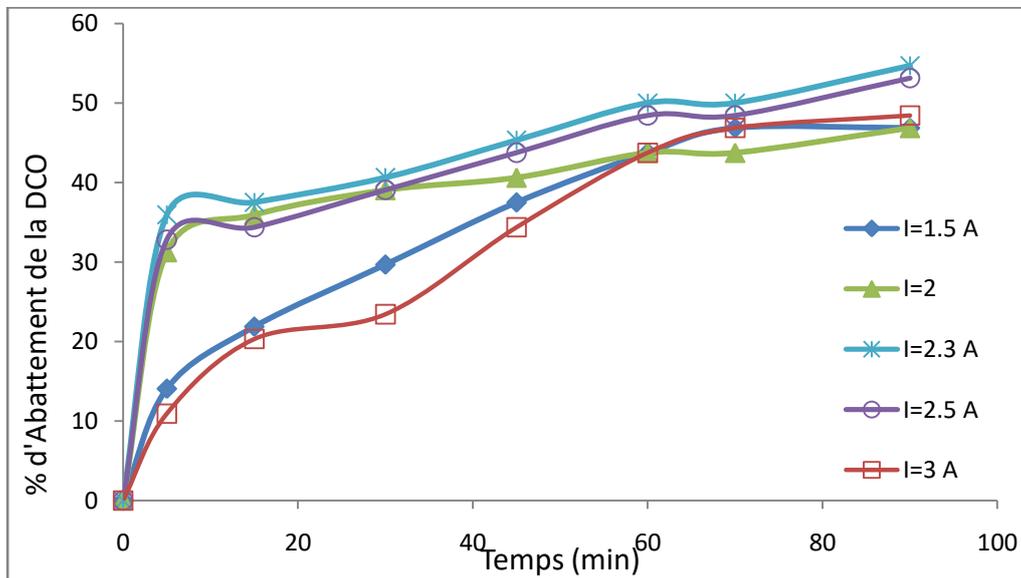
Les nombreux mécanismes impliqués dans le processus d'électrocoagulation sont régis par divers paramètres (conditions opératoires), dont certains ont une influence majeure sur l'abattement de la DCO par l'électrocoagulation. Les quatre paramètres retenus sont : l'intensité du courant, pH, vitesse d'agitation et la distance inter-électrode. L'optimisation de ces paramètres a été effectuée sur les lixiviats dont la DCO est la plus élevée (les lixiviats issus du CET KHELIL). Par la suite, ces paramètres sont appliqués pour le traitement des lixiviats de BBA, HAMICI, M'SILA et BATNA.

**A. Optimisation de l'intensité du courant (i)**

L'électrocoagulation, l'efficacité du traitement par électrocoagulation est proportionnelle avec la tension, ce qui pourrait être attribué à une augmentation de la dose de coagulant et de la génération de taux bulle (Golder et al., 2007).

Par l'augmentation de la densité de courant, l'étendu de la dissolution anodique du fer augmente, ce qui entraîne une plus grande quantité de floes d'hydroxyde pour l'élimination des polluants. De plus, le taux de génération de bulles augmente et la taille des bulles diminue avec l'augmentation de la densité de courant, résultant en une élimination plus rapide des polluants par flottation H<sub>2</sub> (Can et al., 2010).

La figure III-1 qui illustre la variation de l'abattement de la DCO en fonction du temps et l'intensité de courant (1,5 à 3A), elle montre que le taux de réduction de la DCO atteint ses valeurs maximales avec une intensité de courant = 2,3 A (742 A / m<sup>2</sup>), les mêmes résultats sont obtenus dans la littérature (Ilhan et al., 2008; Bouhezila et al., 2011; Gandhimathi et al., 2015). Ceci peut s'expliquer par le fait que la densité de courant détermine la dose de coagulant, et ajuste la taille des floes; la densité de courant influence donc la croissance du floe qui peut influencer l'efficacité de l'électrocoagulation ; la taille des floes diminue avec l'augmentation de la densité de courant (Can et al., 2006; Ilhan et al., 2008; Mohammadizaroun et al., 2014; Hakizimana et al., 2017). L'efficacité d'élimination des polluants a été influencée par un certain nombre de facteurs, y compris les matériaux d'anode, le pH, la densité de courant (Mameri et al., 2001; Mollah et al., 2001) et la concentration de Cl<sup>-</sup> (Kobyta et al., 2008 ; Li et al., 2010; Chen, 2004).

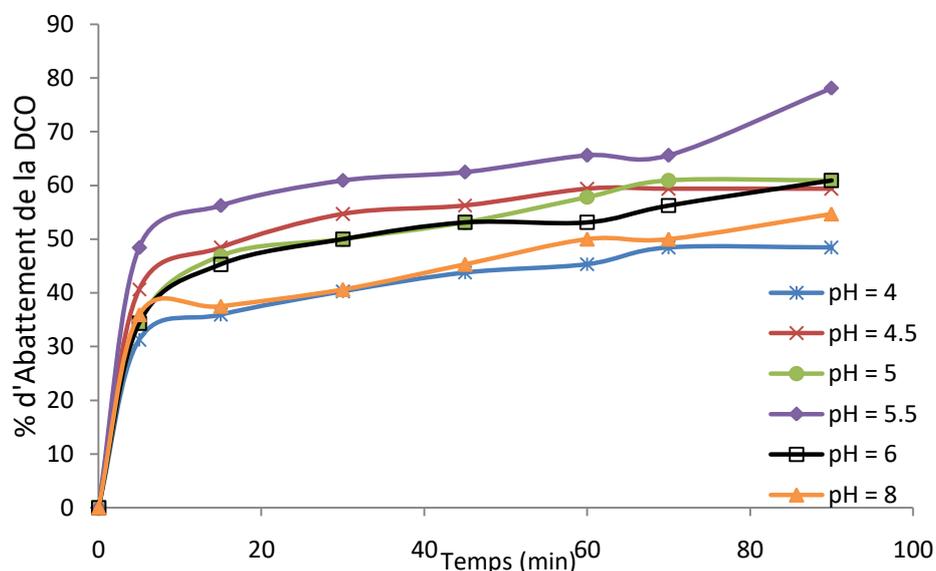


**Figure III- 1 :** Effet de l'intensité du courant sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps. (Nombre d'électrodes = 2, distance inter-électrodes = 1,7 cm, vitesse d'agitation = 150 tr / min et pH = 8)

**B. Optimisation du pH**

L'un des principaux facteurs limitant les performances des procédés liés au traitement par électrocoagulation est le pH (Li et al., 2011; Hakizimana et al., 2017; Tezcan et al., 2018). La figure III-2 illustre l'effet du pH sur le taux de réduction de la DCO, les valeurs de pH variant

de 4 à 8. Il en résulte que la meilleure performance d'élimination de la DCO est obtenue pour un pH = 5,5. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés dans la littérature (Zhang et al., 2006 ; Kobyta et al., 2008; Umar et al., 2010; Oliveira et al., 2017; Tezcan et al., 2018). La cinétique d'électrocoagulation peut être attribuée aux différentes espèces d'hydroxyde de fer qui se forment lors de l'électrocoagulation.



**Figure III- 2** : Effet de pH sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps (Nombre d'électrodes = 2, e = 1,7 cm, v = 150 tr/min et I = 2,3 A).

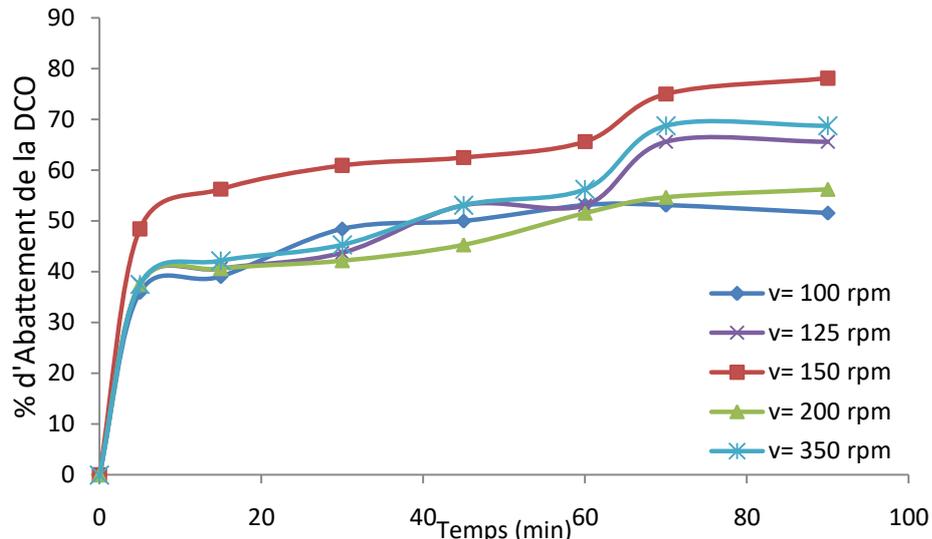
Cependant, avec l'augmentation ou la diminution du pH à partir de 7, le taux d'élimination diminuait, ce qui pourrait être dû à la solubilité des ions métalliques déchargés (Zhao et al., 2011 ;Li et al., 2011).

Le pH pourrait être augmenté par la génération d'hydrogène au cathode d'électrocoagulation et libération d'ions hydroxyde de l'hydroxyde de fer (Phalakornkule et al., 2010).

### C. Optimisation de la vitesse d'agitation (v)

Les expériences ont été réalisées en utilisant diverses valeurs de vitesse d'agitation de 100, 125, 150, 200 et 350 tr/mn, pour déterminer l'effet de l'agitation sur l'efficacité de ce procédé. Comme le montre la figure III-3, l'efficacité d'élimination de la DCO augmente d'environ 60%, après 30 minutes de temps de traitement pour la vitesse d'agitation de 150 tr / min.

A partir de ces résultats (Fig. III-3), on déduit que l'efficacité de réduction de la DCO est maximale pour une vitesse d'agitation de 150 tr / min, les mêmes résultats d'efficacité du procédé EC sont obtenus par bouhezila (Bouhezila et al., 2011).

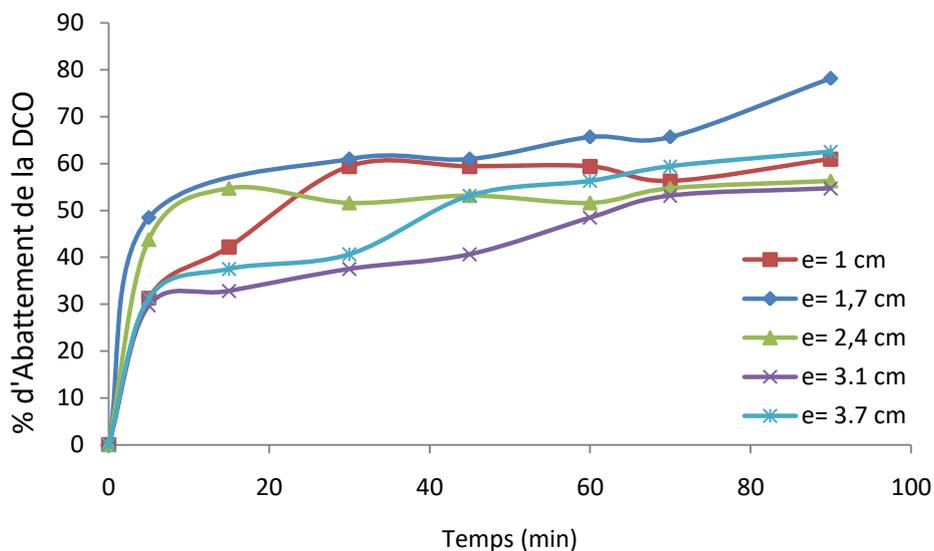


**Figure III- 3** : Effet de la vitesse d'agitation sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps (Nombre d'électrodes = 2, e = 1,7 cm, pH = 5,5 et I = 2,3 A)

#### D. Optimisation de la distance inter-électrode (e)

Les paramètres du réacteur ont été fixés à pH = 5,5, V = 150 tr / min et I = 2,3 A, différentes valeurs de distance inter-électrodes ont été utilisées (1 ; 1,7 ; 2,4 ; 3,1 ; 3,7 cm). La figure III-4 montre l'efficacité d'élimination de la DCO en utilisant diverses distances inter-électrodes dans les mêmes conditions expérimentales obtenues. Ces distances inter-électrodes ont été également utilisées dans d'autres études (Mohammadi et al., 2014; Hakizimana et al., 2017).

L'efficacité d'élimination de la DCO atteint environ 60%, après 30 min de temps de traitement pour les valeurs de 1 et 3,7 cm et s'élève à plus de 75% à la fin du traitement. Des résultats similaires sont obtenus par (Bouhezila et al., 2011). La distance inter-électrode retenue pour le traitement du lixiviats était de 1,7 cm, un taux de réduction de la DCO d'environ 75% a été obtenu après un temps réaction de 90 min.



**Figure III- 4** : Effet de la distance inter- électrode sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps (Nombre d'électrodes = 2, v = 150 tr/min, pH = 5,5 et I = 2.3 A)

L'augmentation de l'efficacité d'élimination peut être due à la décharge d'anion plus rapide à l'anode et l'oxydation améliorée. Il réduit également la résistance, la consommation d'électricité et par conséquent le coût du traitement des eaux usées (Bhagawan et al., 2016 ; Orkun et al., 2012).

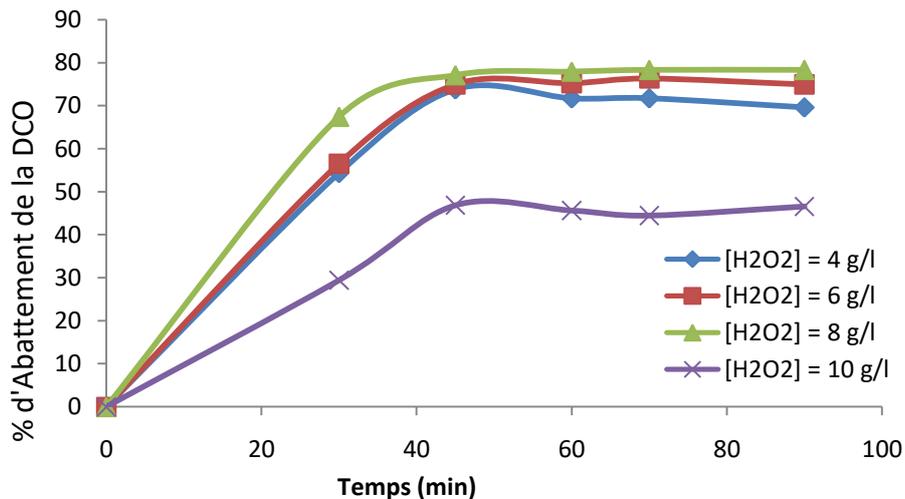
### III.2.2. Traitement par électro-Fenton

Ce traitement suit les mêmes étapes que celles de l'électrocoagulation avec les mêmes paramètres déjà optimisés. La différence se résume en deux points :

- L'ajustement du pH = 3, 4 et 5,5.
- L'ajout d'une quantité de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> pour avoir des concentrations de [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] = 4, 6, 8 et 10 g/L.

#### A. Optimisation de la concentration en H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> (g/l)

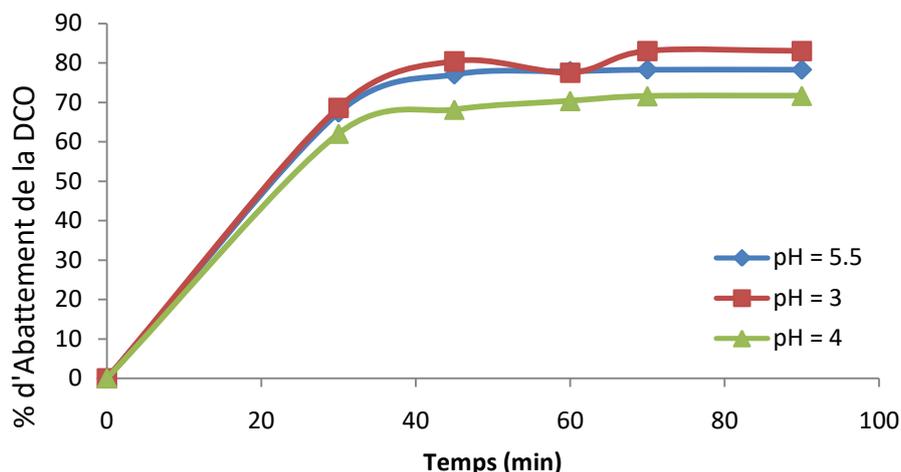
L'effet de la concentration de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> sur le taux de réduction de la DCO est illustré sur la figure III-5 ; la concentration de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> varie de 4, 6, 8 et 10 g/L. L'élimination maximale de la DCO était à [H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>] = 8 g/L, ces résultats rejoignent ceux rapportés dans la littérature (Li et al., 2010; Joseph et al., 2016 ; Roudi et al., 2018; Gautam et al., 2019).



**Figure III- 5** : Évolution de taux de réduction de la DCO en fonction du temps (Nombre d'électrodes = 2, pH = 5,5, V = 150 tr/min, I = 2,3 A et e=1,7 cm) pour différentes concentrations de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>.

#### B. Optimisation de pH

Pour le procédé Electro-Fenton, le pH est un paramètre important car il contrôle la production de radicaux hydroxyles et la concentration en ions ferreux. La figure III-6 illustre l'effet du pH sur le taux de réduction de la DCO pour des pH de 3, 4 et 5,5. L'illustration graphique montre que l'élimination maximale de la DCO est obtenue pour un pH = 3. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés dans la littérature (Zhang et al., 2006 ; Atmaca, 2009 ; Umar et al., 2010 ; Joseph et al., 2016 ; Roudi et al., 2018 ; Gautam et al., 2019 ; Khajouei et al., 2019)



**Figure III- 6 :** Effet de pH sur le taux de réduction de la DCO en fonction du temps (Nombre d'électrodes = 2, e = 1,7 cm, v = 150 tr/min I = 2,3 A et  $[H_2O_2] = 8 \text{ g/L}$ ).

Pour l'optimisation du pH dans l'électro-Fenton, Singh et al., 2013 ont rapporté que dans le processus de Fenton, L'élimination de la DCO par oxydation se produit rarement à un pH supérieur à 7. Pour des valeurs de pH supérieures à 5,0, les capacités d'élimination diminuent en raison de la décomposition accélérée de peroxyde d'hydrogène dans l'eau et l'oxygène, ainsi que la désactivation des ions ferreux en hydroxy ferrique complexes, et la diminution du potentiel d'oxydation de radicaux hydroxyles. De plus, dans des conditions alcalines, la décomposition de  $H_2O_2$  pour générer le radical  $OH^\bullet$  est inhibée en raison de l'absence de l'ion  $H^+$ .

### III.2.3. Efficacité du traitement et charge polluante véhiculée par les lixiviats après traitement par EC et EF

#### III.2.3.1. Traitement par électrocoagulation

D'après les résultats précédents, les paramètres optimaux influençant le bon fonctionnement d'électrocoagulation sont :

- Intensité du courant = 2,3 A
- pH = 5,5
- Vitesse d'agitation = 150 tr/min
- Distance inter-électrode = 1,7 cm

Les traitements des lixiviats des différents CETs ont donné des rendements d'abattement de la DCO de 78%, 93%, 65%, 76% et 83% respectivement pour les CET's de KHELIL, BBA, HAMICI, BATNA et M'SILA. Des résultats similaires ont été trouvés dans la littérature (Zhang et al., 2006; Li et al., 2010; Gautam et al., 2019).

#### III.2.3.2. Traitement par électro-Fenton

Ce traitement suit les mêmes étapes que celles de l'électrocoagulation avec les mêmes paramètres déjà optimisés. La différence se résume en deux points (pH et la concentration de  $H_2O_2$ ) :

- Intensité du courant = 2,3 A
- Vitesse d'agitation = 150 tr/min
- Distance inter-électrode = 1,7 cm

- pH = 3.
- Concentration de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> = 8 g/L.

Le rendement d'abattement de la DCO obtenus lors des traitements des lixiviats des CETs sont 71%, 83%, 78%, 84% et 83% respectivement pour les CET's de KHELIL, BBA, HAMICI, BATNA et M'SILA.

### III.2.3.3. Charge polluante véhiculée par les lixiviats après traitement

Les tableaux III-7, III-8, présentent les paramètres de pollution véhiculée par les lixiviats de chaque CET après traitement par chacun des deux procédés EC et EF.

**Tableau III- 7** : Caractéristiques du lixiviats des cinq sites (BBA, KHELIL, HAMICI, M'SILA et BATNA) après traitement par EC.

<i>parameters</i>	<i>KHELIL</i>	<i>BBA</i>	<i>HAMICI</i>	<i>M'SILA</i>	<i>BATNA</i>	<i>Valeurs maximales<sup>1</sup></i>
<i>Couleur</i>	Jaunâtre	Jaunâtre	Jaunâtre	Jaunâtre	Jaunâtre	
<i>pH</i>	8,79	7,36	8,67	7,62	8,20	6,50 à 8,50
<i>conductivité.(ms/cm)</i>	26,2	19,40	20,90	/	/	
<i>Potential Redox (mv)</i>	-123,00	-45,30	-118,50	/	/	
<i>DCO mg O<sub>2</sub>/l</i>	6666,66	333,33	3333,33	333,33	1000,00	50,00
<i>DBO<sub>5</sub> mg O<sub>2</sub>/l</i>	600,00	68,00	430,00	/	/	15,00
<i>DBO<sub>5</sub>/COD</i>	0,09	0,05	0,09	/	/	
<i>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>(mg/l)</i>	2020,99	2572,17	4356,95	/	/	
<i>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg/l)</i>	0,04	0,002	0,16	/	/	
<i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/l)</i>	34,31	13,07	102,94	/	/	
<i>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg/l)</i>	0,065	8,16*10 <sup>-3</sup>	0,106	/	/	10,00
<i>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (mg/l)</i>	14857,14	18142,85	6258,50	/	/	
<i>Cl<sup>-</sup> (g/l)</i>	6745,00	7100,00	4260,00	/	/	
<i>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/l)</i>	915,00	305,00	610,00	/	/	
<i>Fe (mg/l)</i>	1,19	0,80	2,81	/	/	4,00
<i>Cu (mg/l)</i>	0,29	0,29	0,35	/	/	0,20
<i>Zn (mg/l)</i>	0,25	0,15	0,18	/	/	0,20

<sup>1</sup> Normes de rejets de lixiviats après traitement (AND manuel technique, 2017)

CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION

**Tableau III- 8:** Caractéristiques du lixiviats des cinq sites (BBA, KHELIL, HAMICI, M'SILA et BATNA) après traitement par EF.

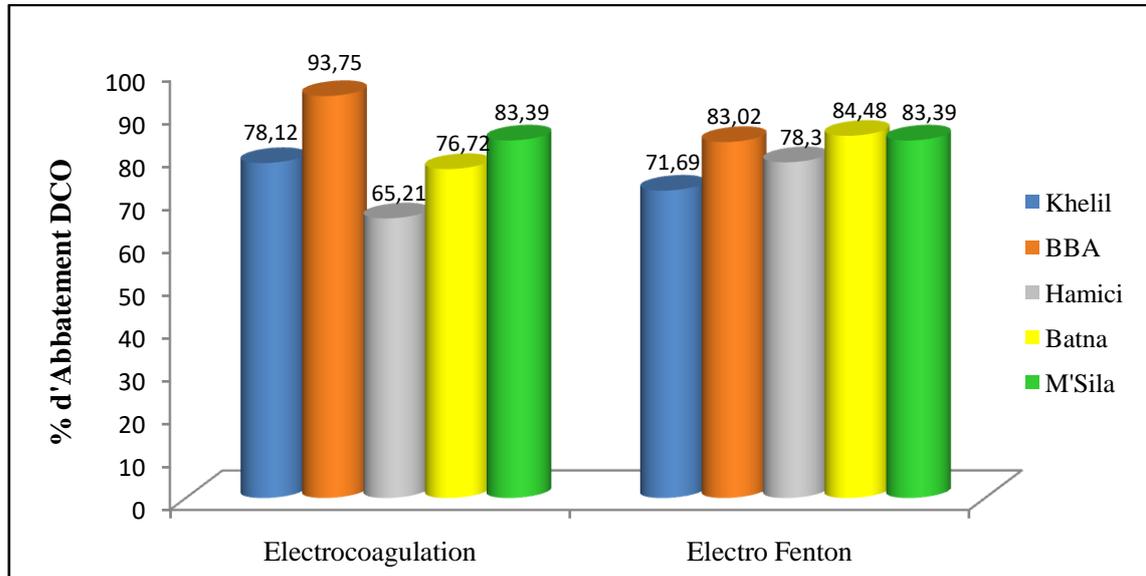
<i>parameters</i>	<i>KHELIL</i>	<i>BBA</i>	<i>HAMICI</i>	<i>M'SILA</i>	<i>BATNA</i>	<i>Valeurs maximales</i>
<i>Couleur</i>	Jaunâtre	Jaunâtre	Jaunâtre	Jaunâtre	Jaunâtre	
<i>pH</i>	5,69	5,59	7,74	5,40	5,78	6,50 à 8,50
<i>Conductivité (ms/cm)</i>	29,7	19,2	23,30	/	/	
<i>Potentiel Redox (mv)</i>	45,40	-94,40	-102,00	/	/	
<i>DCO mg O<sub>2</sub>/l</i>	10000,00	1666,66	3000,00	333,33	666,66	50,00
<i>DBO<sub>5</sub> mg O<sub>2</sub>/l</i>	250,00	96,00	260,00	/	/	15,00
<i>DBO<sub>5</sub>/COD</i>	0,25	0,06	0,09	/	/	
<i>NH<sub>4</sub><sup>+</sup>(mg/l)</i>	1811,02	2047,24	3989,50	/	/	
<i>NO<sub>2</sub><sup>-</sup> (mg/l)</i>	0,20	0,04	0,12	/	/	
<i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/l)</i>	34,31	11,43	11,34	/	/	
<i>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (mg/l)</i>	0,33	3,47	0,33	/	/	10,00
<i>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (mg/l)</i>	6285,70	5142,80	6285,50	/	/	
<i>Cl<sup>-</sup> (g/l)</i>	1056,00	6745,00	3550,00	/	/	
<i>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> (mg/l)</i>	2135,00	457,50	1220,00	/	/	
<i>Fe (mg/l)</i>	72,12	0,51	3,78	/	/	4,00
<i>Cu (mg/l)</i>	0,15	0,20	0,19	/	/	0,20
<i>Zn (mg/l)</i>	0,26	0,26	0,16	/	/	0,20

### Conclusion et discussion

- Après l'optimisation des paramètres, l'électrocoagulation nous permet d'atteindre un bon rendement de la DCO supérieur à 78%, 93%, 65%, 76% et 83% respectivement pour les CET's de KHELIL, BBA, HAMICI, BATNA et M'SILA.
- L'électro-Fenton nous permet d'atteindre un bon rendement de la DCO de 71%, 83%, 78%, 84% et 83% respectivement pour les CET's de KHELIL, BBA, HAMICI, BATNA et M'SILA.
- Pour le pH de l'effluent après traitement, il est conforme aux normes de rejet, aussi on remarque une diminution importante des éléments azotés de l'ion d'ortho-phosphate et des bicarbonates. Sauf qu'on a une augmentation au niveau de sulfate (à cause de l'ajout de l'acide sulfurique pour l'ajustement de pH) et des ions de fer (due au l'oxydation des plaques de fer) à cause des ions de fer.
- les métaux lourds sont à l'échelle de trace avant le traitement.
- A la fin de traitement du lixiviats par ces procédés et après une phase de décantation pendant 2 heures, on a remarqué que la formation des boues est malgré tout assez importante.

### III.2.4. Comparaison entre EC et EF

La figure III-7 illustre les taux d'abattement de la DCO des lixiviats traités pour chacun des deux procédés électrocoagulation EC et électro Fenton EF.



**Figure III- 7** : Rendement d'abattement de la DCO par électrocoagulation et électro Fenton.

Le traitement des lixiviats générés par les CET's étudiés était moins efficace par l'électro-Fenton pour les lixiviats des centres d'enfouissement technique de BBA et KHELIL. Ceci est probablement dû aux anions inorganiques tels que le  $\text{Cl}^-$  et le  $\text{SO}_4^{2-}$  qui influencent significativement les vitesses de réaction des systèmes Fenton. Ces anions inorganiques peuvent complexer le fer(II) et le fer(III) et ainsi modifier la distribution et la réactivité du fer.

De Laat et al. 2004 ont observé que  $\text{Fe}^{2+}$  et  $\text{FeCl}^+$  avaient la même réactivité vis-à-vis du peroxyde d'hydrogène alors que  $\text{FeSO}_4$  est plus réactif que  $\text{Fe}^{2+}$ . Par contre, pour le système fer(III)/ $\text{H}_2\text{O}_2$ , la présence des ions  $\text{Cl}^-$  et  $\text{SO}_4^{2-}$  diminue considérablement la vitesse de formation des radicaux hydroxyles car la formation des complexes du fer(III) avec ces deux anions diminue la concentration en complexes hydroperoxydiques, ce qui inhibe la vitesse de régénération du fer(II). Dans notre cas, les lixiviats de CET de KHELIL et BBA contiennent des teneurs très élevées en chlorures respectivement 9230 et 7810 mg/L. Par contre dans les lixiviats de CET's de HAMICI, M'SILA et BATNA cette teneur est beaucoup moindre d'où un rendement d'électro-Fenton meilleur que l'électrocoagulation.

Les valeurs de la DCO sont très élevées par rapport à la norme de rejet des lixiviats dans le milieu naturel donc, après traitement, ça nécessite un traitement combiné/secondaire comme l'adsorption sur charbon actif, filtre à sable, osmose inverse ou traitement biologique, L'eau traitée peut être stockée et utilisé pour le nettoyage des engins, hangars, arrosage, voiries, etc.

Le traitement des lixiviats constitue l'aspect le moins maîtrisé actuellement au niveau des CET. Cela englobe aussi bien la conception, que l'exécution et par conséquent l'exploitation. De par la constitution des déchets et en absence de prétraitement à l'amont, l'environnement reste fortement exposé à une contamination et a une dégradation dues aux rejets (lixiviats), souvent incontrôlés, sans traitement adéquat (AND *manuel technique*, 2017).

Toutefois, la réussite de la technologie des membranes, nécessite un bon contrôle contre le colmatage. En effet, lors de traitement des lixiviats, les composés présents dans la matrice

comme la matière organique et inorganique dissoute et les particules en suspension peuvent colmater la membrane.

Le traitement par osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus prometteuses dans le traitement des lixiviats. En effet, plusieurs études effectuées à la fois à l'échelle du laboratoire et à l'échelle industrielle ont montré l'efficacité de ce procédé dans l'élimination des contaminants présents dans les lixiviats. Le taux d'abattement de la DCO est de 98 %. En dépit de ses avantages, l'osmose inverse présente plusieurs inconvénients tel que : la faible rétention des petites molécules, la possibilité de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane, la forte consommation d'énergie (medjaher et boucherit 2020), le cout d'exploitation et de la maintenance sont élevés (AND *manuel technique*, 2017). Peters (1999) a précisé que le cout de la consommation d'énergie représentait environ 60-80% du cout de traitement.

En Algérie, le CET de Hamici utilise actuellement deux mode de traitement des lixiviats, la nano filtration et l'osmose inverse (Station de traitement Monobloc). D'après les exploitants du CET, le pourcentage d'abattement de la DCO Attient plus de 95 % avec une capacité de traitement de 120 m<sup>3</sup>/j. Le tableau III-9 présente une comparaison de quelques critères d'influence ainsi que l'efficacité de traitement de lixiviats des deux modes utilisés dans notre étude avec le mode d'osmose inverse utilisé dans le CET Hamici.

**Tableau III- 9:**Tableau comparatif des différents critères d'influences de modes de traitement de lixiviats

<i>Procédés</i>	<i>Électrocoagulation</i>	<i>Électro-Fenton</i>	<i>Osmose inverse</i> (AND, CET Hamici)
<i>Critère d'influence</i>			
<i>Besoin en surface</i>	moyen	moyen	moyen
<i>Matériaux de construction</i>	Facilement disponible	Facilement disponible	Difficilement disponible
<i>Coûts d'exploitation</i>	Moyen	Moyen	Élevés
<i>Produits chimiques</i>	/	H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	/
<i>Consommation d'énergie</i>	Moyen / Élevés	Moyen / Élevés	haut
<i>Pièces de rechange</i>	Facilement disponible	Facilement disponible	Difficilement disponible
<i>Maintenance</i>	Faible	Faible	Élevés
<i>Efficacité de traitement</i>	65 %	78 %	Atteint plus de 95 %

## CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION

Le tableau III-10 présente une comparaison des rendements des modes utilisés pour le traitement de lixiviats de Hamici.

**Tableau III- 10:** Comparaison des rendements de traitement de lixiviats de Hamici (BRM<sup>2</sup>, OI<sup>3</sup>, EC et EF)

### *Résultats d'analyses après traitement du CET Hamici*

<i>Efficacité de traitement</i>	Analysé par le laboratoire du CET		Rendement obtenu par notre étude	
	BRM (%)	OI (%)	EC (%)	EF (%)
<i>Mai 2017</i>	/	/	65	78
<i>Mai 2018</i>	68	92	/	/
<i>Mai 2019</i>	33	99	/	/
<i>Mai 2020</i>	61	27	/	/
<i>Mai 2021</i>	56	/	/	/
<i>Mai 2022</i>	31	/	/	/

Les résultats des analyses après traitement du lixiviat du CET de Hamici, réalisés par le laboratoire du CET, et les rendements obtenus par notre étude, se présentent comme suit :

- ❖ Dans notre étude on a trouvé que l'efficacité de traitement a atteint **65 % pour le procédé EC (électrocoagulation)** et **78 % pour le procédé EF (électro Fenton)**.

Pour comparer l'efficacité des différents procédés de traitement utilisés au CET de Hamici entre 2017 et 2022, les pourcentages de rendement au fil des années pour chaque procédé est donné par la suite :

#### ❖ **Bioréacteur membranaire (BRM) :**

- En 2018, le rendement a atteint **68 %**, le plus élevé pour ce procédé (BRM).
- Une baisse significative est observée en 2019 avec un rendement de **33 %**.
- En 2020, une amélioration a été constatée (**61 %**), avant de chuter à **56 %** en 2021 et **31 %** en 2022.

#### ❖ **Osmose inverse (OI) :**

- Ce procédé a montré des résultats très élevés avec un rendement de 92 % et de 99 % en 2018 et 2019 respectivement.
- Cependant, en 2020, le rendement a chuté jusqu'à 27 %.

L'efficacité de traitement par l'OI varie selon plusieurs paramètres notamment la pression d'entrée.

<sup>2</sup> Bio Réacteur à Membranes (BRM)

<sup>3</sup>Osmose Inverse (OI)

**III.3. Analyse comparative et interprétation**

**III.3.1. Analyse comparative / interprétation avant traitement**

Les valeurs ci-dessous représentent les résultats d’analyses des différents lixiviats étudié puis la comparaison et l’interprétation des résultats entre les différents sites :

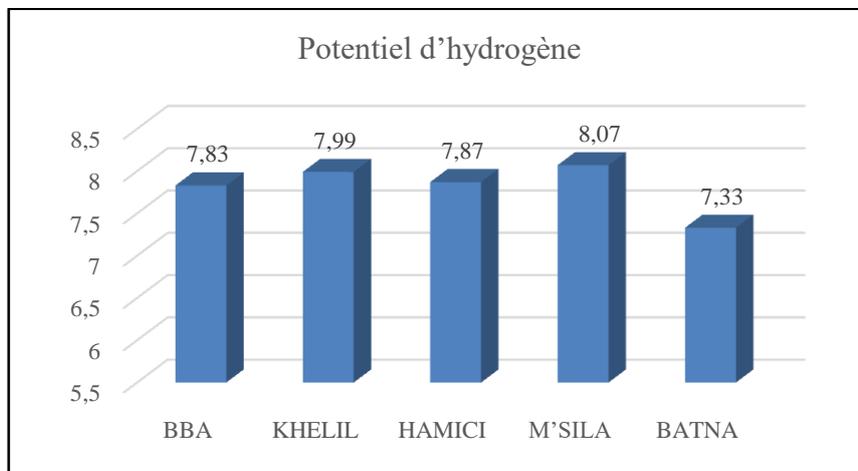
**Tableau III- 11:** Les résultats d’analyses des différentes lixiviats

Paramètre	CETs					Normes	
	BBA	KHELIL	HAMICI	M’SILA	BATNA	V* mg/l	
pH	7,83	7,99	7,87	8,07	7,33	5,50 - 8,50	
Conductivité (ms/cm)	16,60	23,50	19,90	33,80	50,19	/	
DCO mg O <sub>2</sub> /l	5333,33	21333,33	7666,67	2008,00	4296,00	1000,00	
DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /l	450,00	7200,00	2300,00	107,00	523,00	500,00	
Turbidité (NTU)	/	/	/	328,00	1938,00	/	
MES g/l	19,39	41,30	19,00	175,00	1002,00	600,00	
Métaux mg/l	Cu	0,25	0,21	0,23	/	/	01,00
	Cr	0,005	/	/	/	/	0,10
	Fe	0,44	1,39	0,70	/	/	04,00

V\* : Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autre que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d’assainissement ou dans une station d’épuration.

**III.3.1.1. Le potentiel d’hydrogène (pH)**

Les résultats obtenus concernant le potentiel d’hydrogène pH des différents sites d’étude sont présentés dans la figure III-8.



**Figure III- 8 :** Variation du potentiel d’hydrogène dans les lixiviats des différents sites d’étude.

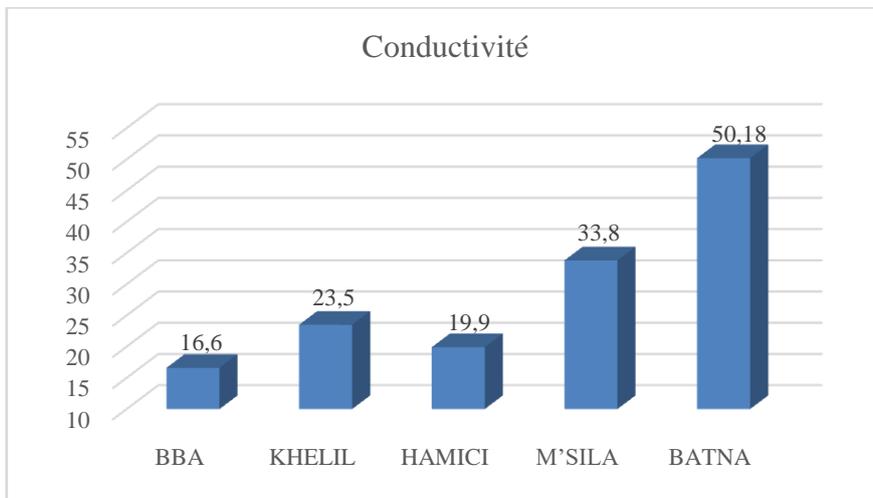
Le pH est un bon indicateur pour différencier la phase acidogène (pH < 7) et la phase méthanogènes (pH > 7). En effet, lors de la fermentation acide, première phase de la décomposition anaérobie des déchets (phase acidogène), les percolâtes jeunes sont riches en composés organiques volatiles, au cours de cette phase, les valeurs de pH enregistrées sont généralement inférieures à 4. Au fur et à mesure du vieillissement de la décharge, le lixiviat s'appauvrit en composés organiques volatiles, ceci va alors entraîner une montée du pH à 7 ou même plus.

Les valeurs de pH enregistrées pour les lixiviats étudiés sont 7,83 ; 7,99 ; 7,87 ; 8,07 ; et 7,33 et ce respectivement aux sites du BBA, KHELIL, HAMICI, M'SILA et BATNA. Ces valeurs ne dépassent pas les normes algériennes des rejets d'effluents industriels qui sont comprises entre 5,5 et 8,5 et de même pour les eaux superficielles AEP qui varient de  $\geq 6,5$  à  $\leq 9$  (tableau III-11).

### III.3.1.2. Conductivité électrique

La mesure de la conductivité apporte une information globale sur la quantité de sels chargés présents dans le lixiviat. C'est un paramètre qui permet l'évaluation de la charge minérale polluante présente dans l'échantillon à analyser. Les conductivités élevées reflètent les grandes concentrations en calcium, magnésium et nitrates.

Les résultats obtenus concernant la conductivité électrique des différents sites d'étude sont présentés dans la figure III-9.



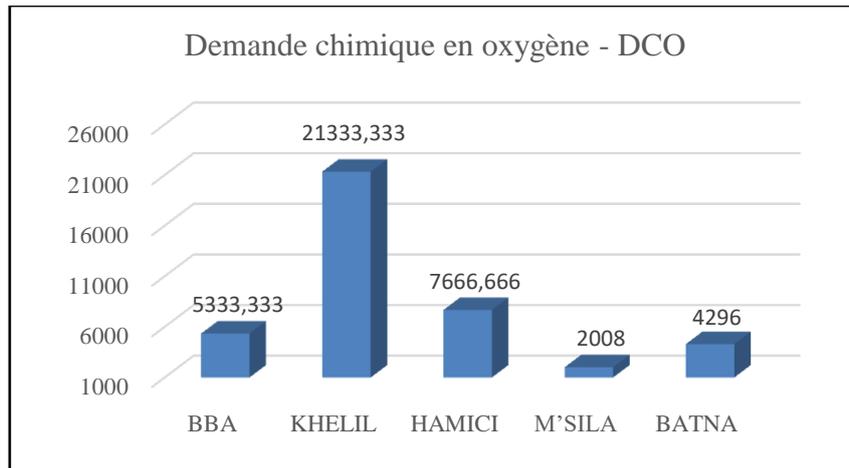
**Figure III- 9** : Variation de la conductivité dans les lixiviats des différents sites d'étude.

Les valeurs de la conductivité enregistrées pour les lixiviats étudiés sont 16,60 ; 23,50 ; 19,90 ; 33,80 et 50,18 mS/cm et ce respectivement aux sites du BBA, KHELIL, HAMICI, M'SILA et BATNA. Ces valeurs dépassent largement les normes algériennes relatives à ce paramètre pour les eaux superficielles AEP et qui est de 2,8 mS/cm.

Cette augmentation est due a la charge en ions  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$  et reflètent ainsi des grandes concentrations en ces deux éléments.

### III.3.1.3. La demande chimique en oxygène (DCO)

Les résultats la demande chimique en oxygène (DCO) des lixiviats analysés dans les différents sites d'étude sont présentés dans la figure III-10.



**Figure III- 10** : Variation de la demande chimique en oxygène dans les lixiviats des différents sites d'étude.

La mesure de la demande chimique en oxygène (DCO) apporte une information globale sur la quantité d'oxygène requise pour oxyder la matière organique et inorganique oxydable contenue dans un échantillon de lixiviats. Ce paramètre donne une estimation de la quantité de polluants présents dans un effluent industriel, une eau usée ou autre.

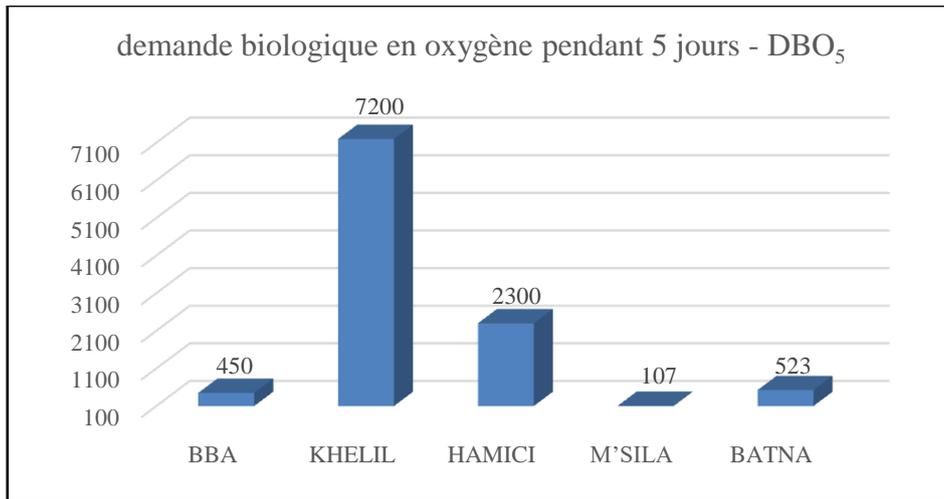
Les valeurs de la DCO enregistrées pour les lixiviats étudiés sont 5333, 21333, 7666, 2008 et 4296 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> et ce respectivement aux sites du BBA, KHELIL, HAMICI, M'SILA et BATNA. Ces valeurs dépassent largement les Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autre que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration (1000 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) (tableau III-11) et de même pour les normes algériennes des rejets d'effluents industriels (120 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>).

Ceci va alors entrainer une quantité importante de matières organiques et inorganiques oxydables ce qui augmente la consommation d'oxygène.

Pour la valeur de la DCO enregistrée pour le site de M'Sila et qui est de 2008 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, montre que c'est une valeur qui dépasse légèrement les Valeurs limites maximales algériennes et de même celle des eaux superficielles (AEP) (tableau III-11). Cette faible augmentation par rapport à la valeur limite est probablement due à la présence de concentrations infimes de matières organiques et inorganiques oxydables et aussi à la phase de dégradation (lixiviats stabilisé).

#### **III.3.1.4. La demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO<sub>5</sub>)**

Les résultats des lixiviats analysées obtenus concernant la demande biologique ou biochimique en oxygène pendant 5 jours des différents sites d'étude sont présentés dans la figure III-11.



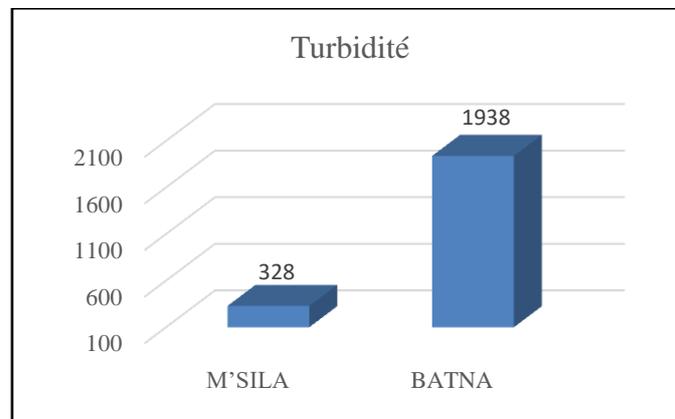
**Figure III- 11** : Valeurs de la DBO<sub>5</sub> dans les lixiviats des différents sites d'étude.

La demande biologique en oxygène mesure la quantité d'oxygène requise pour oxyder ou dégrader des charges organiques polluantes par les micro-organismes pendant 5 jours à 20°C et à l'obscurité. Cette matière organique représente la part des matières organiques biodégradables qui mobilisent l'oxygène au cours de leur dégradation dans un échantillon aqueux. C'est un paramètre très utilisé dans le contrôle de la pollution organique provenant des effluents urbains et industriels.

Les valeurs de DBO<sub>5</sub> enregistrées pour les lixiviats étudiés sont 405, 7200, 2300 et 1002 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> et ce respectivement aux sites du BBA, KHELIL, HAMICI et BATNA. Ceci témoigne alors de la présence de quantités importantes de matières organiques et la dégradation de celles-ci par les microorganismes a provoqué une augmentation de la consommation d'oxygène. Les valeurs des sites citées, dépassent les normes algériennes par contre la valeur observée de ce paramètre pour le site de M'SILA n'est que de 107 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> (tableau III-11). Cette valeur ne dépasse pas les normes algériennes des rejets d'effluents et indique la présence de faibles quantités de matières organiques dans ce lixiviats.

### III.3.1.5. La turbidité

Les résultats des lixiviats analysées obtenus concernant la turbidité des différents sites d'étude sont présentés dans la figure III-12.



**Figure III- 12** : Variation de La turbidité dans les lixiviats des différents sites d'étude.

La mesure de la turbidité indique la présence des particules minérales et organiques en suspension dans l'effluent causée par des matières en suspension composées d'argile, de limon, de particules organiques, de plancton et de divers autres organismes microscopiques.

Les valeurs de la turbidité enregistrées pour les lixiviats étudiés varient de 328 et de 1938 NTU et ce respectivement aux sites de M'SILA et BATNA. Ces lixiviats sont donc très troubles.

### III.3.1.6. Les MES

Les résultats des lixiviats analysées obtenus concernant la matière en suspension des lixiviats des différents sites d'étude sont présentés dans la figure III-13.

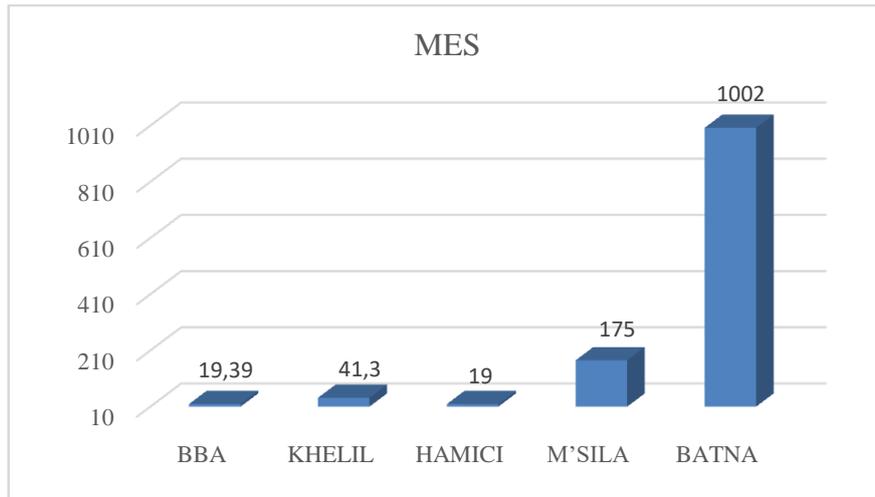


Figure III- 13 : Variation des MES dans les lixiviats des différents sites d'étude.

Les concentrations en MES sont très élevées pour le lixiviats du site de BATNA 1002 mg.L<sup>-1</sup>. Les concentrations des MES dépassent les normes algériennes pour le site de BATNA.

### III.3.1.7. Les Métaux lourds

Les résultats de lixiviats analysées obtenus concernant les métaux lourds des différents sites d'étude sont représentés dans la figure 14.

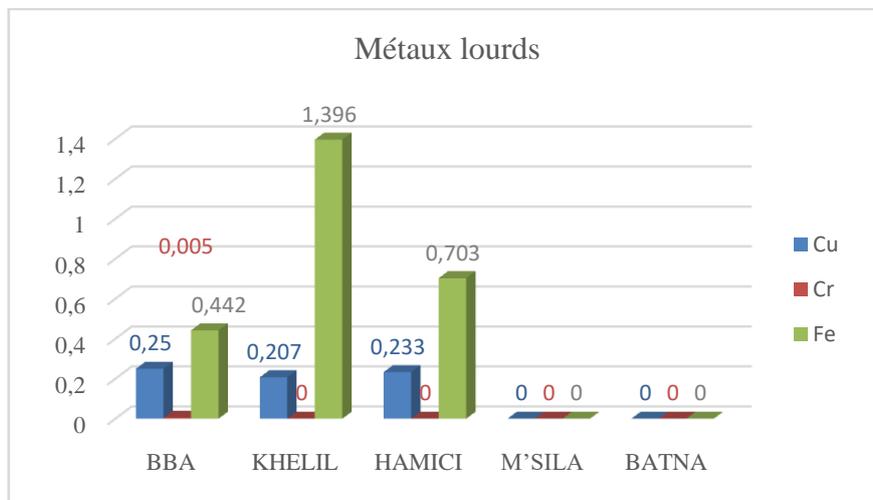


Figure III- 14 : Variation des métaux lourds (mg/l) dans les lixiviats des différents sites d'étude.

La mesure du chrome et de cuivre apporte une information globale sur la quantité des métaux lourds dans l'échantillon à analyser.

Les valeurs du chrome enregistrées pour les lixiviats étudiés varient de 0,005 mg.L<sup>-1</sup> pour le site de BBA. La valeur ne dépasse pas les normes algériennes des rejets (0,1 mg.L<sup>-1</sup>). D'où une preuve qu'il n'existe pas de pollution par ce métal lourd.

Les valeurs du cuivre enregistrée pour les lixiviats étudiés sont 0,25, 0,207 et 0,233mg.L<sup>-1</sup> et ce respectivement aux sites du BBA, KHELIL et HAMICI.

Les valeurs des sites ne dépassent pas les normes algériennes des rejets (01 mg.L<sup>-1</sup>) la concentration de cuivre dans les lixiviats des sites indique une faible présence de ce métal lourd donc y a pas de pollution par ce métal.

Les valeurs du fer enregistrées pour les lixiviats étudiés sont 0,442, 1,396 et 0,703 mg.L<sup>-1</sup> pour les sites du BBA, KHELIL et HAMICI. Les valeurs ne dépassent pas les normes algériennes des rejets (04 mg.L<sup>-1</sup>). D'où une preuve qu'il n'existe pas de pollution par ce métal lourd.

### III.3.2. L'analyse comparative des résultats obtenus après traitement

Les valeurs ci-dessous représentent les résultats d'analyses des différentes lixiviats étudié après traitement par les deux modes EC et EF puis la comparaison et l'interprétation des résultats entre les différents sites :

**Tableau III- 12:** Les résultats d'analyses des différentes lixiviats après traitement par EC.

Paramètre	CETs					Normes		
	BBA	KHELIL	HAMICI	M'SILA	BATNA	Normes <sup>4</sup> de rejets mg/l	V <sup>5</sup> mg/l	
pH	7,36	8,79	8,67	7,62	8,20	6,50 - 8,50	5,50 - 8,50	
DCO mg O <sub>2</sub> /l	333,33	6666,66	3333,33	333,33	1000,00	50,00	1000,00	
DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /l	068,00	600,00	430,00	/	/	15,00	500,00	
Métaux								
Cu	0,29	0,29	0,35	/	/	0,20	01,00	
mg/l	Fe	0,80	1,19	2,81	/	/	04,00	0,10

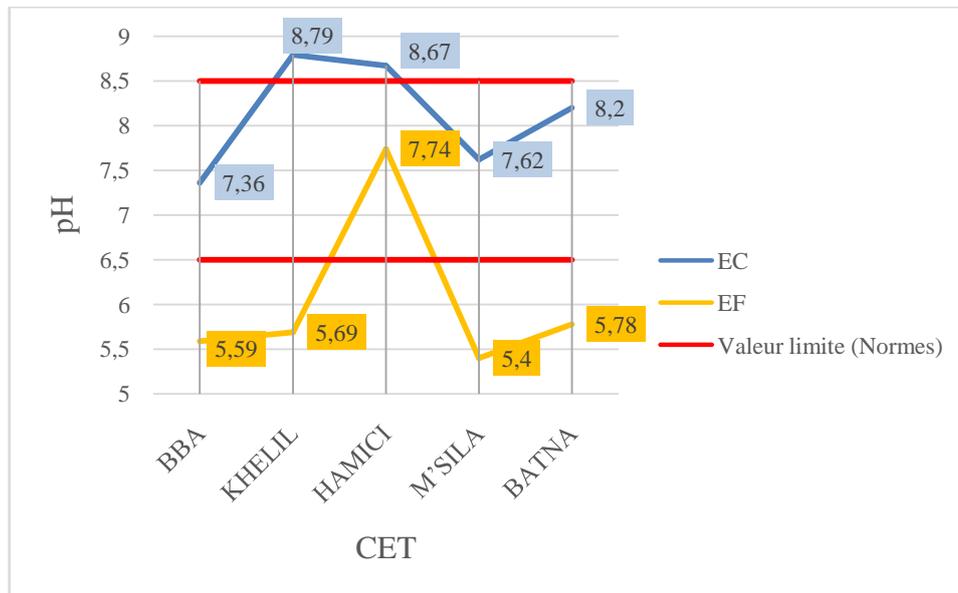
<sup>4</sup>Normes de rejets après traitement (lixiviats), (AND, 2017)

<sup>5</sup>Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autre que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration.

**Tableau III- 13:** Les résultats d’analyses des différents lixiviats après traitement par EF.

Paramètre	CETs					Normes		
	BBA	KHELIL	HAMICI	M’SILA	BATNA	Normes de rejets mg/l	V mg/l	
pH	5,59	5,69	7,74	5,40	5,78	6,5 et 8,5	5,5 et 8,5	
DCO mg O <sub>2</sub> /l	1666,66	10000	3000	333,33	666,66	50	1000	
DBO <sub>5</sub> mg O <sub>2</sub> /l	96,00	250	260	/	/	15	500	
Métaux mg/l	Cu	0,204	0,150	0,190	/	/	0,2	01
	Fe	0,514	72,12	3,783			04	0,1
	Zn	0,265	0,260	0,165			0,2	04

III.3.2.1. Le pH après traitement



**Figure III- 15 :** Variation du potentiel d’hydrogène dans les différents sites après traitement.

Les valeurs de pH des lixiviats après traitement par EC ont été de 7,36, 8,79, 8,67, 7,62 et 8,20, respectivement pour les sites BBA, KHELIL, HAMICI, M’SILA et BATNA. Les valeurs ne dépassent pas les normes algériennes pour les rejets d’effluents industriels qui sont de 5,5 à 8,5 et de même pour les eaux superficielles AEP qui sont de  $\geq 6,5$  à  $\leq 9$  (tableau III-12) (figure III-15), à l’exception des deux CET de KHELIL et HAMICI qui dépassent légèrement la norme de 3,3 et 2,3 % respectivement. Par conséquent, après avoir été traités par le procédé EC, les lixiviats peuvent être rejetés dans le milieu naturel en effectuant un simple contrôle du pH si nécessaire.

Les valeurs de pH pour les lixiviats traités par EF sont de 5,59, 5,69, 7,74, 5,40 et 5,78 pour les sites BBA, KHELIL, HAMICI, M’SILA et BATNA respectivement. Ces lixiviats traités par EF ne peuvent pas être rejetés directement dans le milieu naturel, à l’exception des lixiviats du CET de HAMICI, le pH est de 7,74, ce qui ne dépasse pas les normes algériennes des rejets.

### III.3.2.2. La demande chimique en oxygène après traitement (DCO)

Les valeurs de DCO pour les lixiviats étudiés après traitement par EC sont de 333, 6666, 3333, 333 et 1000 pour les sites BBA, KHELIL, HAMICI, M'SILA et BATNA respectivement. Les valeurs de la DCO après traitement sont supérieures aux normes de rejet de lixiviats après traitement (AND, 2017). La valeur de la DCO des échantillons CET BBA, M'SILA et BATNA traités ne dépassent pas la norme (Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration).

Les valeurs de la DCO pour les lixiviats traités par EF sont de 1667, 10000, 3000, 333 et 666, respectivement aux CET du BBA, KHELIL, HAMICI, M'SILA et BATNA. Ces valeurs dépassent considérablement les normes de rejet des lixiviats après traitement et les valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou une station d'épuration (1000 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) (tableau III-13), ainsi que les normes algériennes des rejets d'effluents industriels (120 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>). À l'exception, la valeur DCO des lixiviats issue du CET de M'SILA et BATNA ne dépasse pas les valeurs limites maximales.

### III.3.2.3. La demande biologique en oxygène après traitement (DBO<sub>5</sub>)

Les valeurs de la DBO<sub>5</sub> enregistrées pour les lixiviats étudiés après traitement par EC sont de 68 ; 600 et 430 tandis que pour les échantillons traités par EF varient de 96 ; 250 et 260 et ce respectivement aux sites du BBA, KHELIL et HAMICI. Ces valeurs ne dépassent pas les Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autre que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration (500 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) (tableau III-12 et 13) les valeurs après traitement par EF dépassent considérablement les normes de rejet du lixiviats après traitement, ainsi que pour les normes algériennes des rejets d'effluents industriels (35 mg d'O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>). À l'exception, la valeur de la DBO<sub>5</sub> des lixiviats issue du CET de BBA ne dépasse pas les valeurs limites maximales et dépasse légèrement les normes de rejet du lixiviats après traitement.

### III.3.2.4. Les Métaux lourds

Les valeurs des métaux lourds enregistrées pour les lixiviats étudiés après traitement par EC étaient de 0,291 ; 0,289 et 0,348 et ce respectivement aux sites du BBA, KHELIL et HAMICI pour le métal du Cuivre. Ces valeurs dépassent légèrement les normes de rejet du lixiviats après traitement. Pour le fer les valeurs varient de 0,802 ; 1,190 et 2,806 et ce respectivement aux sites du BBA, KHELIL et HAMICI. Les valeurs sont inférieures aux normes de rejet du lixiviats après traitement (4 mg/l).

Les résultats de traitement par le procédé d'EF, pour le Cu après traitement sont de 0,204 ; 0,150 et 0,190 respectivement aux CET du BBA, KHELIL et HAMICI. Ces résultats ne dépassent pas les normes de rejet du lixiviats après traitement à l'exception du lixiviats issue CET du BBA la valeur dépasse légèrement la norme de rejet.

Pour le Zn, les valeurs sont 0,265 ; 0,260 et 0,165 et ce respectivement aux CET du BBA, KHELIL et HAMICI. Ces valeurs ne dépassent pas les normes algériennes de rejet (4 mg/l) et dépassent légèrement les normes de rejet du lixiviats après traitement (0,2 mg/l).

### CHAPITRE III : RESULTATS ET DISCUSSION

Les valeurs du Fe sont 0,514 ; 72,12 et 3,783 respectivement aux CET du BBA, KHELIL et HAMICI. Ces valeurs ne dépassent pas les normes de rejet du lixiviats (4 mg/l) pour les deux sites BBA et HAMICI, et dépasse largement la norme pour le site du KHELIL en raison de l'intégration de plusieurs paramètres, y compris le type de lixiviats (jeune), la teneur très élevé en  $\text{Cl}^-$  (environ 9000 mg/l) et la DCO d'environ de 21000 mg d' $\text{O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ , Par conséquent, il est nécessaire d'utiliser une quantité différente de fer pendant la phase de traitement par rapport aux autres deux sites.

# **Conclusion générale**

### ***Conclusion générale***

Dans le cadre de ce travail, qui s'inscrit en général sur la dépollution de l'environnement (lixiviats), nous nous sommes intéressés à caractériser et traiter la charge polluante (organique et inorganique) présents dans les lixiviats de divers centres d'enfouissement techniques en Algérie.

La troisième partie a été consacrée à l'étude des résultats et interprétation. Nous présentons la charge polluante, à travers la détermination des paramètres physicochimiques et biologiques de pollution :  $T^0$ , pH, conductivité, résidu sec, MES, MVS, DCO,  $DBO_5$ ,  $PO_4^{3-}$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2^-$ ,  $NH_4^{4+}$  et certains métaux lourds (Fe, Zn, Cu, Cd) ainsi que les paramètres qui caractérisent globalement la charge organique, minérale et azotée, de la biodégradabilité. Les résultats obtenus nous permettent de constater que nous sommes en présence d'une forte charge organique et minérale oxydable.

La charge polluante (charge organique oxydable) véhiculée par les lixiviats des centres d'enfouissement issus des différentes zones en Algérie sont pratiquement semblables aux résultats données dans la littérature. La forte charge polluante des lixiviats dépend de la quantité et/ou la qualité des déchets et de l'âge du CET.

Le procédé d'électrocoagulation a donné le meilleur rendement d'abattement pour les lixiviats du CET de BBA avec élimination de plus de 93% a  $Ph=$  et DCO etc. Il faut assurer d'une part un mélange efficace, et donc un bon contact entre le polluant et les particules à base de fer électro générées, une bonne flottation par les bulles d'hydrogène mais aussi, d'autre part, la stabilité des floes et donc des conditions hydrodynamiques calmes dans la zone d'accumulation des floes. Tout ceci devant être obtenu dans des conditions de consommation énergétique réduite.

Pour le procédé d'électro-Fenton, appliqué au lixiviats du CET de Hamici, on a obtenu un meilleur rendement d'abattement de la pollution que celui de l'électrocoagulation. Tandis que pour ceux de BBA et KHELIL le rendement d'abattement sont respectivement de 83% et 71%. De plus, le pH des trois effluents après traitement ne nécessite pas d'ajustement avant leur rejet dans l'environnement. La présence des ions  $Cl^-$  et  $SO_4^{2-}$  diminue considérablement la vitesse de formation des radicaux hydroxyles car la formation des complexes du fer(III) avec ces deux anions diminue la concentration en complexes hydroperoxydiques, ce qui inhibe la vitesse de régénération du fer(II). Dans notre cas les lixiviats de KHELIL et BBA contiennent des teneurs très élevées en chlorures respectivement 9230 et 7810 mg/L. Par contre dans les lixiviats de HAMICI, M'SILA et BATNA cette teneur est beaucoup moindre d'où un rendement d'électro-Fenton meilleur que l'électrocoagulation (Medkour et al., 2022).

La quantité importante des éléments nutritifs notamment la concentration élevée en azote ammoniacal contribue de façon considérable à la toxicité des lixiviats, d'autres facteurs comme le pH, la conductivité et la présence de certains métaux lourds peuvent contribuer à la toxicité des lixiviats (Dia et al., 2016 ; Lamchouri 2018 ; Smaoui et al., 2019).

Le traitement des lixiviats constitue l'aspect le moins maîtrisé actuellement au niveau des CET. Cela englobe aussi bien la conception, que l'exécution et par conséquent l'exploitation. De par la constitution des déchets et en absence de prétraitement à l'amont, l'environnement reste fortement exposé à une contamination et une dégradation due aux rejets (lixiviats), souvent incontrôlés, sans traitement adéquat (AND manuel technique, 2017). Après traitement des échantillons par l'électrocoagulation et l'électro-Fenton, la charge polluante

demeure encore très élevée par rapport à la norme de rejets de lixiviats après traitement (AND manuel technique, 2017).

Le choix de la méthode de traitement est un paramètre très important dans la valorisation des lixiviats et la protection de l'environnement. Les résultats obtenus par l'électrocoagulation et électro-Fenton sont encourageants pour des essais de traitement des lixiviats par ces modes en utilisant l'électricité du photovoltaïque comme énergie.

Comme perspective à cette étude, certains essais complémentaires sont à envisager tels que :

- ❖ L'optimisation des paramètres opératoires et l'élaboration d'une équation modèle de calcul de la DCO comme les plans d'expériences ;
- ❖ L'utilisation du procédé de l'EC à l'échelle pilote (système de station de traitement en batch) et semi-industrielle ;
- ❖ Le traitement des eaux usées par EC nécessite de l'électricité, mais son utilisation et sa génération peuvent être coûteuse à certains endroits. L'énergie solaire peut être considérée comme une source d'énergie car elle permettrait d'économiser plus d'argent que la consommation directe d'électricité ;
- ❖ L'étude d'un système d'une station de traitement à base de l'EC avec flux continue.

A l'issue de ce travail on recommande :

- Mise en place d'un dispositif de collecte sélective à la source des déchets ;
- Mise en place des unités industrielles de tri des déchets collectés (start up) ;
- Création de petites entreprises et/ou coopératives de collecte et de valorisation des déchets ;
- Création des centres de collecte et de tri des déchets.

# **Référence bibliographiques**

**Référence bibliographiques**

- Abbas, A. A., Jingsong, G., Ping, L. Z., Ya, P. Y., & Al-Rekabi, W. S. (2009). Review on Landfill leachate treatments. *Journal of applied sciences research*, 5(5), 534-545.
- Abdesslem, A. K., Bellakhal, N., Oturan, N., Dachraoui, M., & Oturan, M. A. (2010). Treatment of a mixture of three pesticides by photo-and electro-Fenton processes. *Desalination*, 250(1), 450-455.
- Abood, A. R., Bao, J., & Abudi, Z. N. (2013). Biological nutrient removal by internal circulation upflow sludge blanket reactor after landfill leachate pretreatment. *Journal of Environmental Sciences*, 25(10), 2130-2137.
- Aina, M. P. (2006). Expertises des centres d'enfouissement des déchets urbains dans les PED: contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites, Thèse de Doctorat. Univ limoges.
- Aissaoua, N., Lahmar N. Impact des déchets du centre d'enfouissement techniques de M'sila sur les eaux de surfaces. Université de M'sila, Master, 2019.
- AlJaberi, F. Y. (2023). New design of an electrocoagulation reactor to remove pollutants from groundwater: Analysis and optimization using response surface methodology. *South African Journal of Chemical Engineering*, 46, 205-216.
- Ambaye, T. G., Formicola, F., Sbaffoni, S., Prasad, S., Milanese, C., Della Cuna, F. S. R., & Vaccari, M. (2023). Treatment of petroleum hydrocarbon contaminated soil by combination of electro-Fenton and biosurfactant-assisted bioslurry process. *Chemosphere*, 319, 138013.
- Agence Nationale des Déchets (AND). Centre d'Enfouissement Technique (CET) classe II, déchets ménagers et assimilés, étude-réalisation-exploitation. Manuel technique, première édition 2017.
- Agence Nationale des Déchets (AND), Rapport sur la gestion des DMA dans la Wilaya, 2017
- Agence Nationale des Déchets (AND), Rapport sur l'état de la gestion des déchets en Algérie, 2020.
- Agence Nationale des Déchets (AND). (2023). Rapport sur la gestion des lixiviats en Algérie.
- Guide pour la gestion des CET en Algérie 2020.
- Alex, S., & Ouellet, C. (2018). L'osmose directe et l'osmose inverse: Technologies ennemies ou complémentaires. *Vecteur Environnement*, 51(4), 40.
- Atmaca, E. (2009). Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method. *Journal of hazardous materials*, 163(1), 109-114.
- Aquino, S. F., & Stuckey, D. C. (2004). Soluble microbial products formation in anaerobic chemostats in the presence of toxic compounds. *Water research*, 38(2), 255-266.
- Badellino, C., Rodrigues, C. A., & Bertazzoli, R. (2006). Oxidation of pesticides by in situ electrogenerated hydrogen peroxide: Study for the degradation of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid. *Journal of hazardous materials*, 137(2), 856-864.

### *Référence bibliographiques*

- Barbusiński, K., & Pieczykolan, B. (2010). COD removal from landfill leachate using Fenton oxidation and coagulation. *Archit. Civ. Eng. Environ*, 4, 93-100.
- Bayramoglu, M., Kobya, M., Can, O. T., & Sozbir, M. (2004). Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. *Separation and Purification Technology*, 37(2), 117-125.
- Belghali, N., & Dries, H. (2017). Impact du centre d'enfouissement technique de Ras Bouira sur la diversité floristique. Univ. de Bouira, Master.
- Bennama, T., Younsi, A., Derriche, Z., & Debab, E. A. (2010). Caractérisation et traitement physico-chimique des lixiviats de la décharge publique d'El-Kerma (Algérie) par adsorption en discontinu sur de la sciure de bois naturelle et activée chimiquement. *Water Quality Research Journal*, 45(1), 81-90.
- Benkorichi, A. (2011). Impact de la pollution engendrée par le CET d'Ouled Fayet sur la qualité des eaux de la commune. ENP, Magister.
- Benradi, F., El Yahyaoui, A., Bouhlassa, S., Nounah, A., Cherkaoui, E., & Ghrissi, F. (2013). Epaissement des concentrats d'osmose inverse (Thickening of concentrates from reverse osmosis). *Journal of Materials and Environmental Science*, 4(6), 832-839.
- Berthe, C. (2006). Étude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. France: Thèse de doctorat, Université de Limoges.
- Bhagawan, D., Poodari, S., Golla, S., Himabindu, V., & Vidyavathi, S. (2016). Treatment of the petroleum refinery wastewater using combined electrochemical methods. *Desalination and Water Treatment*, 57(8), 3387-3394.
- Billard, H. (2001). Centres de stockage des déchets « exploitation ». *Techniques de l'ingénieur, traité environnement*, G 2 102.
- Boinpally, S., Kolla, A., Kainthola, J., Kodali, R., & Vemuri, J. (2023). A state-of-the-art review of the electrocoagulation technology for wastewater treatment. *Water Cycle*, 4, 26-36.
- Bouaouine, O., Khalil, F., Chtioui, H., Zaitan, H., & Harrach, A. (2015). Traitement par électrocoagulation des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès (Maroc). *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, (23), 53-67.
- Bouarfa, S. (2018). Le centre d'enfouissement technique Réalisation et fonctionnement. Centre de Recherche Scientifique et Technique sur les Régions Arides (CRSTRA).
- Boudesocque, N. (2007). Contribution à l'étude de plasmas d'arc immergé Applications à la décontamination et à la gazéification d'effluents organiques aqueux. Thèse de doctorat, Université De Limoges.
- Boucherit, C., et medjaher, M. S. (2020). Compostage et lixiviation, voies de valorisation pour un développement durable. *Biotechnologie microbienne*, Université de Blida.
- Bouhezila, F., Hariti, M., Lounici, H., & Mameri, N. (2011). Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. *Desalination*, 280(1-3), 347-353.

### *Référence bibliographiques*

- Boumechhour, F., Rabah, K., Lamine, C., & Said, B. M. (2013). Treatment of landfill leachate using Fenton process and coagulation/flocculation. *Water and Environment Journal*, 27(1), 114-119.
- Boumechhour, F. (2015). Etude des lixiviats générés par les déchets urbains : caractérisation de la charge polluante et application de traitements par procédés classiques et procédés d'oxydation avancée. Doctorat. Ecole Nationale Polytechnique.
- Bourechech, Z. (2018). Etude et traitement des lixiviats issus des déchets ménagers. Univ. abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem, Doctorat.
- Boye, B., Dieng, M. M., & Brillas, E. (2003). Anodic oxidation, electro-Fenton and photoelectro-Fenton treatments of 2, 4, 5-trichlorophenoxyacetic acid. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 557, 135-146.
- Brillas, E., Baños, M. Á., Skoumal, M., Cabot, P. L., Garrido, J. A., & Rodríguez, R. M. (2007). Degradation of the herbicide 2, 4-DP by anodic oxidation, electro-Fenton and photoelectro-Fenton using platinum and boron-doped diamond anodes. *Chemosphere*, 68(2), 199-209.
- Brillas, E., Cabot, P. L., & Casado, J. (2003). Electrochemical methods for degradation of organic pollutants in aqueous media. In *Chemical Degradation Methods for Wastes and Pollutants*, CRC Press, (pp. 221-284).
- Brillas, E., Sauleda, R., & Casado, J. (1998). Degradation of 4-chlorophenol by anodic oxidation, electro-Fenton, photoelectro-Fenton, and peroxi-coagulation processes. *Journal of the Electrochemical Society*, 145(3), 759.
- Brillas, E., Sirés, I., Arias, C., Cabot, P. L., Centellas, F., Rodríguez, R. M., & Garrido, J. A. (2005). Mineralization of paracetamol in aqueous medium by anodic oxidation with a boron-doped diamond electrode. *Chemosphere*, 58(4), 399-406.
- Can, O. T., Kobya, M., Demirbas, E., & Bayramoglu, M. (2006). Treatment of the textile wastewater by combined electrocoagulation. *Chemosphere*, 62(2), 181-187.
- Can, O. T., & Bayramoglu, M. (2010). The effect of process conditions on the treatment of benzoquinone solution by electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 173(1-3), 731-736.
- Cheballah, K. récupération du chrome hexavalent par de nouveaux procédés chimiques. univ tizi-ouzou, doctorat, 2017.
- Chofqi, A., Younsi, A., Mania, J., Mudry, J., & Veron, A. (2004). Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco). *Journal of African earth sciences*, 39(3-5), 509-516.
- Choi, K., Ghosh, S., Lim, J., & Lee, C. M. (2003). Removal efficiency of organic contaminants on Si wafer by dry cleaning using UV/O<sub>3</sub> and ECR plasma. *Applied Surface Science*, 206(1-4), 355-364.
- Chtioui, H., Khalil, F., Souabi, S., & Aboulhassan, M. A. (2008). Evaluation de la pollution générée par les lixiviats de la décharge publique de la ville de Fès. *Environnement, Ingénierie & Développement*.

### *Référence bibliographiques*

- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied geochemistry*, 16(7-8), 659-718.
- Commission Européenne (SMAP-II). (2006). Projet régional de gestion des déchets solides dans les pays du magreb et du mashrek. Rapport sur la conception et le développement d'une unité de suivi des contrats dans la wilaya d'Alger, Algérie
- Crowe, M., Nolan, K., Collins, C., Carty, G., Donlon, B., & Kristoffersen, M. (2002). Biodegradable municipal waste management in Europe. Office for Official Publications of the European Communities.
- De Laat, J., Le, G. T., & Legube, B. (2004). A comparative study of the effects of chloride, sulfate and nitrate ions on the rates of decomposition of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and organic compounds by Fe (II)/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> and Fe (III)/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. *Chemosphere*, 55(5), 715-723.
- Deng, Y., & Englehardt, J. D. (2007). Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment. *Waste management*, 27(3), 380-388.
- Dia, O., Drogui, P., Dubé, R., & Buelna, G. (2016). Utilisation des procédés électrochimiques et leurs combinaisons avec les procédés biologiques pour le traitement des lixiviats de sites d'enfouissement sanitaires-revue de littérature. *Revue des Sciences de l'Eau*, 29(1), 63-89.
- Diabaté, M. Déchets ménagers: impact sur la santé et l'environnement en commune I du district de Bamako: cas de Banconi. Univ. de Bamako, Mémoire, 2010.
- Doggaz, A., Attour, A., Mostefa, M. L. P., Tlili, M., & Lapicque, F. (2018). Iron removal from waters by electrocoagulation: Investigations of the various physicochemical phenomena involved. *Separation and Purification Technology*, 203, 217-225.
- Flotron, V., Delteil, C., Bermond, A., & Camel, V. (2003). Remediation of matrices contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons: use of Fenton's reagent. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 23(4), 353-376.
- Flox, C., Garrido, J. A., Rodríguez, R. M., Cabot, P. L., Centellas, F., Arias, C., & Brillas, E. (2007). Mineralization of herbicide mecoprop by photoelectro-Fenton with UVA and solar light. *Catalysis Today*, 129(1-2), 29-36.
- Gagnaire, J., Moulin, P., & Marrot, B. (2008). Bioréacteurs à membranes: un intérêt grandissant. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*, (314), 64-74.
- Gandhimathi, R., Babu, A., Nidheesh, P. V., Ramesh, S. T., & Anantha Singh, T. S. (2015). Laboratory study on leachate treatment by electrocoagulation using fly ash and bottom ash as supporting electrolytes. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste*, 19(3), 04014033.
- Gautam, P., Kumar, S., & Lokhandwala, S. (2019). Advanced oxidation processes for treatment of leachate from hazardous waste landfill: A critical review. *Journal of Cleaner Production*, 237, 117639.
- Gillet, R. (1985). *Traité de gestion des déchets solides et son application aux pays en voie de développement*, 1er Volume: Programme minimum de gestion des ordures ménagères et des déchets assimilés. *PPP*, 397(2), 3.

### *Référence bibliographiques*

- Glaze, W. H., Kang, J. W., & Chapin, D. H. (1987). The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation. *Ozone Sci. Eng.* (9) 335-352.
- Golder, A. K., Samanta, A. N., & Ray, S. (2007). Removal of trivalent chromium by electrocoagulation. *Separation and purification technology*, 53(1), 33-41.
- Gong, X. B. (2012). Remediation of weathered petroleum oil-contaminated soil using a combination of biostimulation and modified Fenton oxidation. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 70, 89-95.
- Goorany, O., & Oztürk, I. (2000). Soluble microbial product formation during biological treatment of fermentation industry effluent. *Water science and technology*, 42(1-2), 111-116.
- Grimm, J., Bessarabov, D., & Sanderson, R. (1998). Review of electro-assisted methods for water purification. *Desalination*, 115(3), 285-294.
- Hakizimana, J. N., Gourich, B., Chafi, M., Stiriba, Y., Vial, C., Drogui, P., & Naja, J. (2017). Electrocoagulation process in water treatment: A review of electrocoagulation modeling approaches. *Desalination*, 404, 1-21.
- Hakkou, R., Wahbi, M., Bachnou, A., Elamari, K., Hanich, L., & Hibti, M. (2001). Impact of Marrakech (Morocco) municipal landfill on water resources. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 60, 325-336.
- Hansen, H. K., Peña, S. F., Gutiérrez, C., Lazo, A., Lazo, P., & Ottosen, L. M. (2019). Selenium removal from petroleum refinery wastewater using an electrocoagulation technique. *Journal of hazardous materials*, 364, 78-81.
- Hollard, A., & Bertiaux, L. (1909). *Analyse des métaux par électrolyse: métaux industriels, alliages, minerais, produits d'usines*. H. Dunod et E. Pinat.
- Holt, P., Barton, G., & Mitchell, C. (1999). Electrocoagulation as a wastewater treatment. *The third annual australian environmental engineering research event*, 1000, 41-46.
- Idlahcen, A., Souabi, S., Taleb, A., Zahidi, K., & Bouezmarni, M. (2014). evaluation of pollution generated by landfill leachate public of the city of mohammedia and its impact on the groundwater quality. *Scientific Study & Research. Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry*, 15(1), 35.
- Ilhan, F., Kurt, U., Apaydin, O., & Gonullu, M. T. (2008). Treatment of leachate by electrocoagulation using aluminum and iron electrodes. *Journal of hazardous materials*, 154(1-3), 381-389.
- J.O.R.A.D.P. (2001). *Gestion, contrôle et élimination des déchets*. n° 13.
- Joseph, B. A., & Katoch, S. S. (2016). Study of Landfill Leachate Treatment Using Photo-Fenton Process - A Review. *Age (years)*, 5, 5-10.
- Keenan, J. D., Steiner, R. L., & Fungaroli, A. A. (1983). Chemical-physical leachate treatment. *Journal of environmental engineering*, 109 (6), 1371-1384.

### Référence bibliographiques

- Kehila. Y., Aina. M., Mezouari. F., Matejka. G., Mamma. D. (2007). Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les ped vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine ? Actes des JSIRAUF, Hanoi, 6-9.
- Khalfallah, W., Mehdi, M., Lounis, Z., & Talbi, Z. (2019). Traitement des lixiviats du Centre d'Enfouissement Technique de Hassi Bounif par l'utilisation de deux types d'adsorbants (Bentonite et Zéolithe LTA). *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 5(4).
- Khajouei, G., Mortazavian, S., Saber, A., Zamani Meymian, N., & Hasheminejad, H. (2019). Treatment of composting leachate using electro-Fenton process with scrap iron plates as electrodes. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 4133-4142.
- Khemila, B., Merzouk, B., Chouder, A., Zidelkhir, R., Leclerc, J. P., & Lapique, F. (2018). Removal of a textile dye using photovoltaic electrocoagulation. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 7, 27-35.
- Kherici, S., Benouali, D., Benyetou, M., Ghidossi, R., Lacampagne, S., & Mietton-Peuchot, M. (2015). Study of potassium hydrogen tartrate unseeded batch crystallization for tracking optimum cooling mode. *Oriental Journal of Chemistry*, 31(1), 249-255.
- Kobya, M., & Delipinar, S. (2008). Treatment of the baker's yeast wastewater by electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 154(1-3), 1133-1140.
- Kulikowska, D., & Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource technology*, 99(13), 5981-5985.
- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of hazardous materials*, 129(1-3), 80-100.
- Lamchouri, F. (2018). Efficacité du Traitement par un Procédé d'Infiltration-Percolation des Lixiviats de la Décharge non Contrôlée de la Ville de Taza, Via l'Evaluation de la Phytotoxicité. *Journal of Water Science & Environment Technologies*, 3(02).
- Lagier, T. (2000). Etude des macromolécules de lixiviat: caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux. Univ. de Poitiers doctorat, 189.
- Landolt, D. (2003). Corrosion et chimie de surfaces des métaux (Vol. 12). EPFL Press.
- Li, W., Zhou, Q., & Hua, T. (2010). Removal of organic matter from landfill leachate by advanced oxidation processes: a review. *International Journal of Chemical Engineering*, 2010(1), 270532.
- Li, X., Song, J., Guo, J., Wang, Z., & Feng, Q. (2011). Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 1159-1164.
- Lin, H. (2015). Removal of organic pollutants from water by electro-Fenton and electro-Fenton like processes. Univ. Paris-Est Doctorat.
- Linares-Hernández, I., Barrera-Díaz, C., Roa-Morales, G., Bilyeu, B., & Ureña-Núñez, F. (2009). Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. *Chemical engineering journal*, 148(1), 97-105.

### *Référence bibliographiques*

- Linares-Hernández, I., Barrera-Díaz, C., Roa-Morales, G., Bilyeu, B., & Ureña-Núñez, F. (2009). Influence of the anodic material on electrocoagulation performance. *Chemical engineering journal*, 148(1), 97-105.
- Lu, M., Zhang, Z., Qiao, W., Wei, X., Guan, Y., Ma, Q., & Guan, Y. (2010). Remediation of petroleum-contaminated soil after composting by sequential treatment with Fenton-like oxidation and biodegradation. *Bioresource technology*, 101(7), 2106-2113.
- Mameri, N., Lounici, H., Belhocine, D., Grib, H., Piron, D. L., & Yahiat, Y. (2001). Defluoridation of septentrional Sahara water of North Africa by electrocoagulation process using bipolar aluminium electrodes. *Separation and Purification Technology*, 24, 113-119.
- Marttinen, S. K., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M., Soimasuo, R. M., & Rintala, J. A. (2002). Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. *Chemosphere*, 46(6), 851-858.
- Medkour, Y. (2012). Caractérisation et traitement des lixiviats du Centre d'Enfouissement technique d'Ouled Fayet. ENP, Magister en Génie de l'Environnement.
- Medkour, Y., Kerbach, R., Boumechhour, F., Khenchelaoui, S., Djettene, R., & Teffahi, A. (2022). Characterization and treatment of leachates from three Technical Landfills Centers in Algeria by the electrocoagulation and the electro-Fenton process. *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 8(3).
- Maslahati Roudi, A., Chelliapan, S., Wan Mohtar, W. H. M., & Kamyab, H. (2018). Prediction and optimization of the fenton process for the treatment of landfill leachate using an artificial neural network. *Water*, 10(5), 595.
- Millot, N. (1986). Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement. Thèse de doctorat, INSA Lyon.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Agence Nationale de Déchets A.N.D. (2003). Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagers et assimilés.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE). (2022). Rapport annuel sur la gestion des déchets en Algérie.
- Mohammadizaroun, M., & Yusoff, M. S. (2014). Treatment of leachate by electrocoagulation technique using iron and hybrid electrodes. *International Journal of Scientific Research in Knowledge*, 2(11), 497-508.
- Mollah, M. Y. A., Schennach, R., Parga, J. R., & Cocke, D. L. (2001). Electrocoagulation (EC) - science and applications. *Journal of hazardous materials*, 84(1), 29-41.
- Mollah, M. Y. A., Gomes, J. A., Das, K. K., & Cocke, D. L. (2010). Electrochemical treatment of Orange II dye solution—Use of aluminum sacrificial electrodes and floc characterization. *Journal of hazardous materials*, 174(1-3), 851-858.
- Mollah, M. Y., Morkovsky, P., Gomes, J. A., Kesmez, M., Parga, J., & Cocke, D. L. (2004). Fundamentals, present and future perspectives of electrocoagulation. *Journal of hazardous materials*, 114(1-3), 199-210.

### *Référence bibliographiques*

- Nariyan, E., Wolkersdorfer, C., & Sillanpää, M. (2018). Sulfate removal from acid mine water from the deepest active European mine by precipitation and various electrocoagulation configurations. *Journal of Environmental Management*, 227, 162-171.
- Nawarkar, C. J., & Salkar, V. D. (2019). Solar powered electrocoagulation system for municipal wastewater treatment. *Fuel*, 237, 222-226.
- Oliveira, A., Cerqueira, A., Souza, P., Rigo, M., Paiva, J., & Marques, M. (2017). Evaluation of electrochemical and Fenton processes in the treatment of mature landfill leachates. *International Journal of Scientific Research in Science and Technology*, 3(1), 285-293.
- Oturan, M. A. (2000). An ecologically effective water treatment technique using electrochemically generated hydroxyl radicals for in situ destruction of organic pollutants: application to herbicide 2, 4-D. *Journal of applied electrochemistry*, 30(4), 475-482.
- Oturan, M. A., Oturan, N., Lahitte, C., & Trevin, S. (2001). Production of hydroxyl radicals by electrochemically assisted Fenton's reagent: Application to the mineralization of an organic micropollutant, pentachlorophenol. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 507(1-2), 96-102.
- Orkun, M. O., & Kuleyin, A. (2012). Treatment performance evaluation of chemical oxygen demand from landfill leachate by electro-coagulation and electro-fenton technique. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 31(1), 59-67.
- Ouarda, Y. (2014). Le bioréacteur à membrane pour le traitement des eaux usées contaminées par le bisphénol A. Institut National de la Recherche Scientifique (Canada).
- Ould Ali, O. (2018). Impact des décharges à ciel ouvert sur la qualité environnementale de l'Oued Cheliff (Algérie). Université de Perpignan; Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem, Doctorat.
- Peters, T., Stanford, P., & DROT, S. (1993). L'osmose inverse et le disc-tube modulé dans le traitement des lixiviats. *La Tribune de l'eau*, 46(566), 67-70.
- Polcaro, A. M., Palmas, S., Renoldi, F., & Mascia, M. (1999). On the performance of Ti/SnO<sub>2</sub> and Ti/PbO<sub>2</sub> anodes in electrochemical degradation of 2-chlorophenol for wastewater treatment. *Journal of Applied Electrochemistry*, 29(2), 147-151.
- Phalakornkule, C., Polgumhang, S., Tongdaung, W., Karakat, B., & Nuyut, T. (2010). Electrocoagulation of blue reactive, red disperse and mixed dyes, and application in treating textile effluent. *Journal of environmental management*, 91(4), 918-926.
- Première édition 1992-08-20 Normes Algérienne NA 6360 Journal Officiel n°57.
- Ramade, F. (1998). Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau : biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Ediscience international.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulin, P. J. J. O. H. M. (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of hazardous materials*, 150(3), 468-493.
- Rodrigue kamole, M. (2013). La gestion et la valorisation des déchets ménagers et assimilés dans la ville de Bukavu : des enjeux agronomiques, socioéconomiques, sanitaires et environnementaux.

cas de la commune de kadutu, Unive. évangélique en Afrique, faculté des sciences agronomiques et environnement.

- Salam, M., & Nilza, N. (2021). Hazardous components of landfill leachates and its bioremediation. In *Soil contamination-threats and sustainable solutions*. IntechOpen.
- Senathirajah, K., Kandaiah, R., Panneerselvan, L., Sathish, C. I., & Palanisami, T. (2023). Fate and transformation of microplastics due to electrocoagulation treatment: Impacts of polymer type and shape. *Environmental Pollution*, 334, 122159.
- Silva, A. C., Dezotti, M., & Sant'Anna Jr, G. L. (2004). Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, 55(2), 207-214.
- Simon, J. C., Dauby, B., & Nonet, S. (2008). Evaluation de l'efficacité de l'oxydation avancée par photocatalyse hétérogène UV/TiO<sub>2</sub> sur un effluent industriel contaminé par des composés organiques non biodégradables (colorants). *Revue scientifique des ISILF*, 22, 18-20.
- Singh, S. K., Tang, W. Z., & Tachiev, G. (2013). Fenton treatment of landfill leachate under different COD loading factors. *Waste Management*, 33(10), 2116-2122.
- Sires, I., Oturan, N., Oturan, M. A., Rodríguez, R. M., Garrido, J. A., & Brillas, E. (2007). Electro-Fenton degradation of antimicrobials triclosan and triclocarban. *Electrochimica Acta*, 52(17), 5493-5503.
- Smaoui, Y., & Bouzid, J. (2019). Déchets du centre d'enfouissement technique de Sfax (Tunisie): nature, composition et traitement. *Environnement, Ingénierie & Développement*.
- Sutton, N. B., Langenhoff, A. A., Lasso, D. H., van der Zaan, B., van Gaans, P., Maphosa, F., ... & Rijnaarts, H. H. (2014). Recovery of microbial diversity and activity during bioremediation following chemical oxidation of diesel contaminated soils. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98, 2751-2764.
- Tahraoui Douma, N. (2007). Analyse des déchets ménagers solides de la ville de chlef. Méthodes de traitement. Doctorat.
- Tezcan Un, U., Filik Iscen, C., Oduncu, E., Akcal Comoglu, B., & Ilhan, S. (2018). Treatment of landfill leachate using integrated continuous electrocoagulation and the anaerobic treatment technique. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 37(5), 1668-1676.
- Torres, R. A., Torres, W., Peringer, P., & Pulgarin, C. (2003). Electrochemical degradation of p-substituted phenols of industrial interest on Pt electrodes.: Attempt of a structure–reactivity relationship assessment. *Chemosphere*, 50(1), 97-104.
- Trabelsi, S., Oturan, N., Bellakhal, N., & Oturan, M. A. (2009). Electrochemical oxidation of phthalic anhydride in aqueous medium by electro-Fenton process. *Journal of Environmental Engineering & Management*, 19(5), 291-297.
- Trabelsi, S. (2011). Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques: application aux lixiviats de la décharge tunisienne, Jebel Chakir. Univ. Paris-Est Doctorat,).

### *Référence bibliographiques*

- Trebouet, D., Berland, A., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., & Quemeneur, F. (1998). Traitement de lixiviats stabilisés de décharge par des membranes de nanofiltration. *Revue des sciences de l'eau*, 11(3), 365-382.
- Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., & Quemeneur, F. (2001). Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Research*, 35(12), 2935-2942.
- Umar, M., Aziz, H. A., & Yusoff, M. S. (2010). Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste management*, 30(11), 2113-2121.
- Wang, A., Qu, J., Ru, J., Liu, H., & Ge, J. (2005). Mineralization of an azo dye Acid Red 14 by electro-Fenton's reagent using an activated carbon fiber cathode. *Dyes and Pigments*, 65(3), 227-233.
- Wang, Z. P., Zhang, Z., Lin, Y. J., Deng, N. S., Tao, T., & Zhuo, K. (2002). Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process. *Journal of hazardous materials*, 95(1-2), 153-159.
- Xu, W., Guo, S., Li, G., Li, F., Wu, B., & Gan, X. (2015). Combination of the direct electro-Fenton process and bioremediation for the treatment of pyrene-contaminated soil in a slurry reactor. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 9, 1096-1107.
- Zailani, L. W. M., & Zin, N. S. M. (2018, April). Application of electrocoagulation in various wastewater and leachate treatment-A review. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Vol. 140, p. 012052). IOP Publishing.
- Zaviska, F. (2011). Modélisation du traitement de micropolluants organiques par oxydation électrochimique. Institut National de la Recherche Scientifique (Canada).
- Zhang, H., Zhang, D., & Zhou, J. (2006). Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. *Journal of hazardous materials*, 135(1-3), 106-111.
- Zhao, X., Zhang, B., Liu, H., & Qu, J. (2011). Simultaneous removal of arsenite and fluoride via an integrated electro-oxidation and electrocoagulation process. *Chemosphere*, 83(5), 726-729.

***ANNEXE***

**Annexe A** : Valeurs limites maximales.

Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration.

18	JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 36	27 Jomada Ethania 1430 21 juin 2009																																																													
ANNEXE																																																															
<b>Valeurs limites maximales de la teneur en substances nocives des eaux usées autres que domestiques au moment de leur déversement dans un réseau public d'assainissement ou dans une station d'épuration</b>																																																															
<p>Art. 10. — L'autorisation de déversement des eaux usées autres que domestiques est retirée dans les cas suivants :</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>— non-respect des obligations et prescriptions fixées par la décision autorisant le déversement ;</li> <li>— lorsqu'il est fait obstacle à l'accomplissement des contrôles opérés dans les conditions fixées par le présent décret ;</li> <li>— cessation d'activité de l'établissement au titre de laquelle l'autorisation de déversement a été octroyée.</li> </ul> <p style="text-align: center;"><b>CHAPITRE II</b> <b>CONTROLES</b></p> <p>Art. 11. — Des prélèvements d'échantillons aux fins d'analyse peuvent être effectués à tout moment dans le regard de branchement de l'établissement par les représentants de l'administration de wilaya chargée des ressources en eau afin de vérifier si les caractéristiques des eaux usées déversées dans le réseau public d'assainissement ou dans la station d'épuration sont conformes aux valeurs maximales fixées par le présent décret.</p> <p>Art. 12. — Lorsque les résultats d'analyse montrent que les eaux usées ne sont pas en conformité avec les valeurs fixées dans la décision d'autorisation, l'administration de wilaya chargée des ressources en eau met en demeure le propriétaire de l'établissement de prendre, dans le délai qu'elle lui aura fixé, l'ensemble des mesures et actions à même de rendre le déversement conforme aux prescriptions de l'autorisation.</p> <p>Art. 13. — A l'expiration du délai fixé par la mise en demeure indiquée à l'article 12 ci-dessus, et faute par le propriétaire de l'établissement de se conformer à la mise en demeure, les administrations de wilaya chargées des ressources en eau et de l'environnement doivent procéder à la fermeture de l'établissement jusqu'à exécution des mesures prescrites, et ce, sans préjudice des poursuites judiciaires prévues par la législation en vigueur.</p> <p>Art. 14. — Les analyses d'échantillons d'eaux usées autres que domestiques prévues à l'article 11 ci-dessus sont effectuées par des laboratoires agréés par le ministre chargé des ressources en eau.</p> <p style="text-align: center;"><b>CHAPITRE III</b> <b>DISPOSITIONS FINALES</b></p> <p>Art. 15. — Les installations de prétraitement existantes doivent être mises en conformité avec les prescriptions du présent décret dans un délai n'excédant pas un (1) an après la date de publication du présent décret au <i>Journal officiel</i>.</p> <p>Art. 16. — Le présent décret sera publié au <i>Journal officiel</i> de la République algérienne démocratique et populaire.</p> <p>Fait à Alger, le 17 Jomada Ethania 1430 correspondant au 11 juin 2009.</p> <p style="text-align: right;">Ahmed OUYAHIA.</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th style="text-align: center;">PARAMETRES</th> <th style="text-align: center;">VALEURS LIMITES MAXIMALES (mg/l)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr><td>Azote global</td><td style="text-align: center;">150</td></tr> <tr><td>Aluminium</td><td style="text-align: center;">5</td></tr> <tr><td>Argent</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Arsenic</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Béryllium</td><td style="text-align: center;">0,05</td></tr> <tr><td>Cadmium</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Chlore</td><td style="text-align: center;">3</td></tr> <tr><td>Chrome trivalent</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> <tr><td>Chrome hexavalent</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Chromates</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> <tr><td>Cuivre</td><td style="text-align: center;">1</td></tr> <tr><td>Cobalt</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> <tr><td>Cyanure</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Demande biochimique en oxygène (DBO5)</td><td style="text-align: center;">500</td></tr> <tr><td>Demande chimique en oxygène (DCO)</td><td style="text-align: center;">1000</td></tr> <tr><td>Etain</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Fer</td><td style="text-align: center;">1</td></tr> <tr><td>Fluorures</td><td style="text-align: center;">10</td></tr> <tr><td>Hydrocarbures totaux</td><td style="text-align: center;">10</td></tr> <tr><td>Matières en suspension</td><td style="text-align: center;">600</td></tr> <tr><td>Magnésium</td><td style="text-align: center;">300</td></tr> <tr><td>Mercuré</td><td style="text-align: center;">0,01</td></tr> <tr><td>Nickel</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> <tr><td>Nitrites</td><td style="text-align: center;">0,1</td></tr> <tr><td>Phosphore total</td><td style="text-align: center;">50</td></tr> <tr><td>Phénol</td><td style="text-align: center;">1</td></tr> <tr><td>Plomb</td><td style="text-align: center;">0,5</td></tr> <tr><td>Sulfures</td><td style="text-align: center;">1</td></tr> <tr><td>Sulfates</td><td style="text-align: center;">400</td></tr> <tr><td>Zinc et composés</td><td style="text-align: center;">2</td></tr> </tbody> </table> <p>* Température : inférieure ou égale à 30° C * PH : compris entre 5,5 et 8,5</p>	PARAMETRES	VALEURS LIMITES MAXIMALES (mg/l)	Azote global	150	Aluminium	5	Argent	0,1	Arsenic	0,1	Béryllium	0,05	Cadmium	0,1	Chlore	3	Chrome trivalent	2	Chrome hexavalent	0,1	Chromates	2	Cuivre	1	Cobalt	2	Cyanure	0,1	Demande biochimique en oxygène (DBO5)	500	Demande chimique en oxygène (DCO)	1000	Etain	0,1	Fer	1	Fluorures	10	Hydrocarbures totaux	10	Matières en suspension	600	Magnésium	300	Mercuré	0,01	Nickel	2	Nitrites	0,1	Phosphore total	50	Phénol	1	Plomb	0,5	Sulfures	1	Sulfates	400	Zinc et composés	2
PARAMETRES	VALEURS LIMITES MAXIMALES (mg/l)																																																														
Azote global	150																																																														
Aluminium	5																																																														
Argent	0,1																																																														
Arsenic	0,1																																																														
Béryllium	0,05																																																														
Cadmium	0,1																																																														
Chlore	3																																																														
Chrome trivalent	2																																																														
Chrome hexavalent	0,1																																																														
Chromates	2																																																														
Cuivre	1																																																														
Cobalt	2																																																														
Cyanure	0,1																																																														
Demande biochimique en oxygène (DBO5)	500																																																														
Demande chimique en oxygène (DCO)	1000																																																														
Etain	0,1																																																														
Fer	1																																																														
Fluorures	10																																																														
Hydrocarbures totaux	10																																																														
Matières en suspension	600																																																														
Magnésium	300																																																														
Mercuré	0,01																																																														
Nickel	2																																																														
Nitrites	0,1																																																														
Phosphore total	50																																																														
Phénol	1																																																														
Plomb	0,5																																																														
Sulfures	1																																																														
Sulfates	400																																																														
Zinc et composés	2																																																														

**Annexe B :** Normes de rejets après traitement (lixiviats), (AND, 2017)

Paramètres	unité	Valeurs maximales
pH	-	compris entre 6,5 et 8,5
MES	mg/l	40
COT		20
DCO		50
DBO <sub>5</sub>		15
NTK		40
Phosphore total		2
Phénols		0,1
Hydrocarbures		5
Pb (plomb)		0,2
Cu (Cuivre)		0,2
Cr (Chrome VI)		0,1
Ni (Nickel)		0,1
Zn (Zinc)		0,2
Manganèse		0,1
Cd (Cadmium)		0,1
Hg (Mercure)		0,05
Fer		4
Aluminium		0,5
Arsenic		0,05
Cyanures Libres		0,1
Fluor et composés (en F)		15
AOX		1

**AnnexeC** : Analyses des lixiviats du CET Hamici.

2018	Débit journalier moyen (m <sup>3</sup> /j)		Volume mensuel traité (m <sup>3</sup> )		Rendement mensuel %		Paramètres					
							DCO (mg O <sub>2</sub> /l)		DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	MOY		MOY		MOY							
	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI
Janvier	24,21	0	750,8	0	30,26	0	100,14	/	14,62	/	2,17	/
Février	21	57,27	572	1031	26,25	71,59	67,2	/	15,25	/	<2	/
Mars	21,07	65,03	653,3	2016	26,34	81,29	79,87	/	12,4	/	<2	/
Avril	28,68	39,53	860,5	1186	35,85	49,41	103,72	/	7,67	/	<2	/
Mai	54,83	73,75	1644,9	2212,5	68,54	92,19	108,4	/	9,25	/	<2	/
Juin	47,11	10,9	1413	327	58,89	13,62	148,67	/	10,67	/	/	/
Juillet	25,16	36,91	780	1144,2	31,45	46,14	160	/	9	/	5,26	/
Aout	36,91	0	1540	0	46,14	0	127,5	/	10,67	/	3,23	/
Septembre	46,58	0	1397,5	0	58,23	0	169,5	/	11,37	/	<2	/
Octobre	42,25	0	1309,9	0	52,81	0	170,8	/	10,38	/	<2	/
Novembre	35,41	0	1062,4	0	44,26	0	167,8	/	9,5	/	<2	/
Décembre	33,1	0	996,3	0	41,38	0	156,17	/	9,25	/	<2	/

2019	Débit journalier moyen (m <sup>3</sup> /j)		Volume mensuel traité (m <sup>3</sup> )		Rendement mensuel %		Paramètres					
							DCO (mg O <sub>2</sub> /l)		DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	MOY		MOY		MOY							
	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI
Janvier	39,2	71,63	1215,2	2220,53	49,00	59,69	155	31,46	8,5	24,8	<2	27,78
Février	31,76	122,32	889,28	3424,96	39,70	101,93	155	36,72	6	34,1	<2	25
Mars	32,27	15,9	1000,37	492,9	40,34	13,25	152,8	/	8	/	<2	/
Avril	46,94	13,73	1408,2	411,9	58,68	11,44	196	/	7	/	<2	/
Mai	26,72	119,65	828,32	3709,15	33,40	99,71	288	76,82	9,36	19	<2	53,93

## ANNEXE

Juin	18,69	3,43	560,7	102,9	23,36	2,86	252,33	/	11	/	<2	/
Juillet	28,02	93,66	868,62	2903,46	35,03	78,05	231,8	142,8	8	4	<2	155,5
Aout	22,11	105,51	685,41	3270,81	27,64	87,93	123	106,15	10,5	0,05	<2	25
Septembre	26,9	0	807	0	33,63	0	152,8	/	8	/	<2	/
Octobre	21,4	0	663,4	0	26,75	0	105	/	11,5	/	<2	/
Novembre	35,25	0	1057,5	0	44,06	0	101,35	/	8	/	<2	/
Décembre	33,59	0	1041,29	0	41,99	0	87,025	/	9	/	4,87	/

2020	Débit journalier moyen (m <sup>3</sup> /j)		Volume mensuel traité (m <sup>3</sup> )		Rendement mensuel %		Paramètres					
							DCO (mg O <sub>2</sub> /l)		DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	MOY		MOY		MOY							
	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI
Janvier	41,01	0	1271,31	0	51,26	0	96,41	/	6,19	/	<2	/
Février	39,34	0	1140,86	0	49,18	0	129,8	/	8,6	/	<2	/
Mars	33,45	109,58	1036,95	3396,98	41,81	91,32	191,83	100	7	/	<2	/
Avril	0	18,27	0	548	0	15,26	/	/	/	/	/	/
Mai	48,8	33,07	1512,8	1025,17	61	27,55	178,21	/	9,2	/	<2	/
Juin	11,35	0	340,5	0	14,18	0	108,1	/	8,5	/	<2	/
Juillet	22,05	0	683,55	0	27,56	0	227,33	/	12	/	<2	/
Aout	26,39	0	818,09	0	32,98	0	225,17	/	12	/	<2	/
Septembre	24,1	0	723	0	30,12	0	251,14	/	12,75	/	<2	/
Octobre	44,07	0	1366,17	0	55,08	0	105	/	13,08	/	<2	/
Novembre	42,2	0	1266	0	52,75	0	297,4	/	13,08	/	<2	/
Décembre	33,9	0	1050,9	0	42,37	0	117,65	/	9,5	/	<2	/

2021	Débit journalier moyen (m <sup>3</sup> /j)		Volume mensuel traité (m <sup>3</sup> )		Rendement mensuel %		Paramètres					
							DCO (mg O <sub>2</sub> /l)		DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	MOY		MOY		MOY							
	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI
Janvier	26,04	0	807,24	0	32,55	0	114,25	/	6,5	/	<2	/
Février	25,37	0	710,36	0	31,71	0	103	/	10,5	/	<2	/
Mars	37,5	0	1162,5	0	46,87	0	101,53	/	8,5	/	<2	/
Avril	48,6	0	1458	0	60,75	0	119,8	/	7	/	<2	/
Mai	45,2	0	1401,2	0	56,5	0	125,9	/	10	/	<2	/
Juin	37,66	0	1129,8	0	47,08	0	130	/	19,2	/	<2	/
Juillet	36,73	0	1138,578	0	45,91	0	115,75	/	10,28	/	<2	/
Aout	25,39	29,35	787,09	909,85	31,74	24,46	174,77	/	16,57	/	<2	/
Septembre	21,51	55,9	645,3	1677	26,89	46,58	158,75	158	9,6	/	<2	69
Octobre	24,9	16,32	771,9	505,92	31,13	13,60		/		/	<2	/
Novembre	31,98	95,9	959,4	2877	39,98	79,92	186,5	182	9,5	/	<2	47,6
Décembre	33,04	91	1024,24	2821	41,3	75,83333333	/	/	11	/	<2	28,01

2022	Débit journalier moyen (m <sup>3</sup> /j)		Volume mensuel traité (m <sup>3</sup> )		Rendement mensuel %		Paramètres					
							DCO (mg O <sub>2</sub> /l)		DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)		NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	
	MOY		MOY		MOY							
	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI	BRM	OI
Janvier	31,1	29,53	964,1	915,43	38,88	24,61	/	/	13	/	<2	18,9
Février	31,96	66,61	894,88	1865,08	39,95	55,51	148	280,5	10	/	<2	71,65
Mars	31,5	120,45	976,5	3733,95	39,38	100,38	282	210,25	22	97,5	<2	36,85
Avril	24,29	31,83	728,9	955	30,36	26,53	310,33	237,2	17,5	/	21,41	50,95
Mai	25,25	0	782,9	0	31,5625	0	296	/	9,5	/	53,32	/
Juin	24,03	63,73	720,9	1911,9	30,04	53,10833	247,5	270,5	11,5	/	2,9	89,2
Juillet	23,19	20,26	718,89	628,06	28,99	16,88333	273,00	238,5	12,00	/	2	96,5
Aout	26,58	54,94	823,98	1703,14	33,23	45,78	281,6	239	10,3	47	<2	117,75

Septembre	10,64	74,67	319,2	2240,1	13,30	62,23	281,6	172	16	/	<2	168
Octobre	30,36	68,24	941,16	2115,44	37,95	56,87	545	390	10,5	/	10	44,75
Novembre	27,89	0	836,7	0	34,86	0,00	295,5	/	11,5	/	<2	/
Décembre	19,91	0	617,21	0	24,8875	0	244	/	12,5	/	<2	/

Tableaux des analyses des lixiviats entrantes des deux unités (BRM / OI) des années (du 2018 au 2022) :

2018	paramètre								
	DCO (mg O <sub>2</sub> /l)			DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)		
	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY
<b>Janvier</b>	14714	8640	11625.3	3700	3000	3437.5	1265	676	992.57
<b>Février</b>	10321	9243	10059	3350	3150	3250	1487	910	1217.6
<b>Mars</b>	11793	9422	10560.29	2850	2000	2590	1676	1052	1462.17
<b>Avril</b>	10033	7306	9028.44	2200	1400	1775	1931	1723	1804.22
<b>Mai</b>	10058	7954	9006	1500	1100	1300	1914	1641	1777.5
<b>Juin</b>	9873	8721	9086.4	1900	1650	1783.33	2457	1686	2052.43
<b>Juillet</b>	9737	8034	8906.75	2250	2250	2250	1914	1110	1588.4
<b>Aout</b>	18497	9892	12607.25	3500	2050	3016.67	2260	1224	1780
<b>Septembre</b>	13662	9026	10779.12	2500	1300	1958.75	2061	1250	1637.11
<b>Octobre</b>	15007	10475	12052.78	1800	1200	1575	1671	1093	1412.44
<b>Novembre</b>	13580	8599	10698.57	2250	1200	1566.67	1867	1252	1626
<b>Décembre</b>	11552	9347	10050.83	1350	800	1116.67	2078	1133	1562.83

2019	paramètre								
	DCO (mg O <sub>2</sub> /l)			DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)		
	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY
Janvier	11157	8737	8471,25	1800	1600	2160	2160	1091	1673
Février	13130	8989	10642,7	1350	750	1033	2523	1207	1715,66
Mars	13385	10451	11536	3600	1000	1640	3175	2067	2506,7
Avril	13427	10460	11943,5	1200	800	1020	2110	1823	1966
Mai	12258	10347	9512,57	1500	900	1216,66	2339	1727	1954,42
Juin	16150	11531	13578,67	1200	1100	1150	2083	1900	1968,33
Juillet	19950	10172	14148,88	6000	500	2821,42	2319	1739	1789,7
Aout	21705	11000	14148,88	1100	1000	1050	2319	1739	1789,7
Septembre	21919	13580	16086,86	2800	600	1465	2147	1152	1790,25
Octobre	16548	9733	12450	2000	1300	1540	2685	1640	1965
Novembre	13527	4886	8628	2550	900	1670	856	232	483
Décembre	8930	5813	6993,25	900	700	800	1520	850	1106,7

2020	paramètre								
	DCO (mg O <sub>2</sub> /l)			DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)		
	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY
Janvier	12516	4000	9572,25	1650	700	1153,57	2535	1073	1692,625
Février	14483	10359	11971,4	1600	700	1163,63	1668	1030	1296,4
Mars	19367	10815	15512,14	5750	2000	3916,67	2320	1405	1747,63
Avril	22108	12433	16757	4500	3000	3750	1581	1280	1436
Mai	19367	10815	15512,14	5750	2000	3916,67	2320	1405	1747,63
Juin	22909	1771	15660,5	6000	6000	6000	2400	1807	2020,5
Juillet	19590	16105	18065,33	7050	3500	4962,5	2300	1572	1892,4
Aout	20615	6743	14674,71	4200	2600	4962,5	3125	1572	1892,4

<b>Septembre</b>	20816	14711	17056,14	2934	2300	2658,5	1913	1632	1814
<b>Octobre</b>	22744	13085	17557,62	4500	2200	3240	4554	1412	1960,6
<b>Novembre</b>	25026	13751	17818	4300	1700	3460	2328	1146	2006,6
<b>Décembre</b>	21321	12466	16893,5	4400	1100	2750	1894	1295	1594,5

2021	paramètre								
	DCO (mg O <sub>2</sub> /l)			DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)		
	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY
<b>Janvier</b>	20754	12847	16800,5	2700	1100	1900	1983	1366	1674,5
<b>Février</b>	19233	13449	16341	3200	1500	2350	1815	1000	1407,5
<b>Mars</b>	23465	12449	17957	3500	700	2100	2482	748	1615
<b>Avril</b>	28366	12158	20262	3500	500	2000	1901	1021	1461
<b>Mai</b>	21701	12607	17154	2900	1500	2200	1982	1170	1576
<b>Juin</b>	16777	10230	13503,5	3200	2100	2164	2212	1128	1670
<b>Juillet</b>									
<b>Aout</b>	26122	11336	18729	2600	1400	2000	2511	1050	1780
<b>Septembre</b>	14064	8094	11079	1900	1000	1450	1867	782	1324,5
<b>Octobre</b>	18132	9836	13984	3000	1515	2257,5	2129	1493	1811
<b>Novembre</b>	13356	13344	13350	1800	1100	1450	1775	721	1248
<b>Décembre</b>				2500	400	1217	1591	795	1213

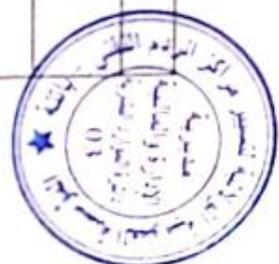
2022	paramètre								
	DCO (mg O <sub>2</sub> /l)			DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)			NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)		
	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY	MAX	MIN	MOY
<b>Janvier</b>	/	/	/	3500	2128	1978,5	1900	236	1183,6
<b>Février</b>	23927	11551	17739	3300	1150	2225	1373	689	1031
<b>Mars</b>	12063	9782	10922,5	3300	700	2000	2148	1427	1787,5
<b>Avril</b>	12407	6682	9940,33	4400	800	1875	2648	925	1718
<b>Mai</b>	18220	13681	15950,5	2300	600	1450	1884	1163	1523,5
<b>Juin</b>	15889	10006	12947,5	4700	4700	4700	2082	711	1396,5
<b>Juillet</b>	13520	10443	11981,5	4200	1200	2700	3518	1919	2718,5
<b>Aout</b>	13745	12140	13177,2	2600	1400	2050	2550	923,3	1773
<b>Septembre</b>	24129	7072	14844,5	2300	1000	1500	1743	708	1137
<b>Octobre</b>	14691	8976	11833,5	3500	900	2022	1646	888	1267
<b>Novembre</b>	15305	6210	10601,5	1800	1200	1460	2535	862	1952,33
<b>Décembre</b>	22957	8745	15851	1400	800	1100	1801	952	1376,5

## Annexe D :Données des centres d'enfouissement technique Batna et M'Sila (AND)

C. Elimination des déchets  
 Centre d'Enfouissement Technique Classe 2

Lieu d'implantation	CET 1: Batna			CET 2: Barika			CET 3: Ain-touta			CET 4:.....			CET 5:.....		
Communes desservies	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ APC Batna</li> <li>▪ APC Chaaba</li> </ul>			<ul style="list-style-type: none"> <li>• APC Barika</li> </ul>			<ul style="list-style-type: none"> <li>• APC Ain-touta</li> <li>• APC Tiltatou</li> <li>• APC Ouled Abouf</li> </ul>			/			/		
Date de mise en exploitation	Octobre 2009			Décembre 2009			Janvier 2010			/			/		
Durée de vie prévisionnelle (an)	25			25			25								
Superficie (Ha)	25 Ha			25 Ha			25 Ha								
Foncier occupé (Ha)															
Foncier disponible (Ha)															
Coût à l'enfouissement (DZD)															
Nombre de bassins de traitement de lixivats	03			02			02								
Etat de la station de traitement de lixivats															
Centre de tri	01			/						/					
CET	CET 1			CET 2			CET 3			CET 4			CET 5		
Casier	1 <sup>er</sup> Casier	2 <sup>ème</sup> Casier	3 <sup>ème</sup> Casier	1 <sup>er</sup> Casier	2 <sup>ème</sup> Casier	3 <sup>ème</sup> Casier	1 <sup>er</sup> Casier	2 <sup>ème</sup> Casier	3 <sup>ème</sup> Casier	1 <sup>er</sup> Casier	2 <sup>ème</sup> Casier	3 <sup>ème</sup> Casier	1 <sup>er</sup> Casier	2 <sup>ème</sup> Casier	3 <sup>ème</sup> Casier
Date de mise en exploitation	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Capacité (m <sup>3</sup> ) (en dôme ou en crête)	211 620	/	/	100 000	/	/	90 000	/	/	/	/	/	/	/	/

CANEVAS SUR LA GESTION INTEGREE DES DMA Page 4 sur 11



Taux de saturation	>100%	/	/	>90%	/	/	>90%	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Quantité de déchets enfouie (Tonne)	163 070.6	/	/	22 421.72	/	/	10 478.20	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Densité des déchets	8852.88	/	/	2 259.72	/	/	701.25	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Taux de compactage		/	/		/	/		/	/	/	/	/	/	/	/	/	/

**N.B :** Veuillez nous fournir les levées topographiques disponibles ainsi que le bilan mensuel de chaque installation en suivant le modèle ci-dessous.



## C. Elimination des devers

## Centre d'Enfouissement Technique Classe 2

Lieu d'implantation	CET 1: Msila	CET 2: Boussaâda	CET 3: Ain el Melh	CET 4: Sidi aïssa	CET 5: /....
Communes desservies	1. Msila 2. Ouledadielgebala 3. OuledMadhi 4. Hammam Dalaa 5. OuledDerradj 6. Maâdid	1. Boussaâda	1. Ain el Melh 2. DjebelMessaad	1. SidiAïssa	
Date de mise en exploitation	10/11/2010	01/04/2012	04/10/2016	15/09/2019	
Durée de vie prévisionnelle (an)	20 ans	17 ans	20 ans	20 ans	
Superficie (Ha)	21	17	20	20	
Foncier occupé (Ha)	17	10	04	07	
Foncier disponible (Ha)	04	07	16	13	
Coût à l'enfouissement 1 (DZD)	1000 (DA/T) en HT	1000 (DA/T) en HT	1000 (DA/T) en HT	1000 (DA/T) en HT	
Nombre de bassins de lixiviation	03	01	01	03	
Etat de la station de traitement de lixiviats	En cours de réalisation (projet AND)	/	/	/	
CET	CET 1: Msila	CET 2: Boussaâda	CET 3: Ain el Melh	CET 4: Sidi aïssa	CET 5
Casier	1 <sup>er</sup> Casier 2 <sup>ème</sup> Casier 3 <sup>ème</sup> Casi	1 <sup>er</sup> Casier 2 <sup>ème</sup> Casier 3 <sup>ème</sup> Casi	1 <sup>er</sup> Casier 2 <sup>ème</sup> Casier 3 <sup>ème</sup> Casier	1 <sup>er</sup> Casier 2 <sup>ème</sup> Casi 3 <sup>ème</sup> Casier	1 <sup>er</sup> Casi 2 <sup>ème</sup> Casi 3 <sup>ème</sup> Casi

CANEVAS SUR LA GESTION INTEGREE DES DMA Page 8 sur 17

Date de mise en exploitation	10/11/2010	Janvier 2016	er	01/04/2012	Octobre 2018	er	04/10/2016	r	r	15/09/2019	er	r	er	er	er
Capacité (m <sup>3</sup> ) (en dôme ou en crête)	235 370 (Après extension)	350000	/	110000	200 000	/	200 000	/	/	250 000	/	/	/	/	/
Taux de saturation	100%	90%	/	100%	30%	/	15%	/	/	7%	/	/	/	/	/
Quantité de déchets enfouie (Tonne)	288 348	270 088	/	164519	48 575	/	14 168	/	/	12 502	/	/	/	/	/
Densité des déchets															
Taux de compactage															

**N.B :** Veuillez nous fournir les levées topographiques disponibles ainsi que le bilan mensuel de chaque installation en suivant le modèle ci-dessous.