

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Ecole Nationale Polytechnique



Département de Génie de l'Environnement

Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement

Mémoire de projet de fin d'études pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état  
en Génie de l'Environnement

**Etude des lixiviats générés dans les Centres d'Enfouissement  
Technique des déchets**

Mlle Amira TEFFAHI

Mlle Rania DJETTENE

Sous la direction de M. Rabah KERBACHI

Présentée et soutenue publiquement le (18/06/2017) devant le jury composé de :

Président	Mme Naima BELHANECHÉ	Professeur	ENP
Promoteur	Rabah KERBACHI	Professeur	ENP
Co-promoteur	Yacine MEDKOUR	Doctorant	ENP
Examineur	Mme Fatima BOUMECHHOUR	MCB	UMBB



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Ecole Nationale Polytechnique



Département de Génie de l'Environnement

Laboratoire des Sciences et Techniques de l'Environnement

Mémoire de projet de fin d'études pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état  
en Génie de l'Environnement

**Etude des lixiviats générés dans les Centres d'Enfouissement  
Technique des déchets**

Mlle Amira TEFFAHI

Mlle Rania DJETTENE

Sous la direction de M. Rabah KERBACHI

Présentée et soutenue publiquement le (18/06/2017) devant le jury composé de :

Président	Mme Naima BELHANECHÉ	Professeur	ENP
Promoteur	Rabah KERBACHI	Professeur	ENP
Co-promoteur	Yacine MEDKOUR	Doctorant	ENP
Examineur	Mme Fatima BOUMECHHOUR	MCB	UMBB

## الملخص:

تمثل مراكز الردم التقني الطريقة المعتمدة بشكل رئيسي للتخلص من النفايات المنزلية و ما شابهها على مستوى الجزائر. خلال هذه العملية تتشكل العصارة التي تمثل مصدرا محتملا لتلوث المياه الجوفية والبيئة بشكل عام، بعبارة أخرى: العصارة تمثل نفايات ناتجة عن نفايات و منه الحاجة الى معالجتها قبل تصريفها في الوسط المستقبل.

دراسة خصائص العصارة الناتجة من ثلاثة مراكز التقنية ( اثنان منهما يقعان في ولاية برج بوعريريج (ب.ب.ع و خليل) اما الثالث (حميسي) فيقع بولاية الجزائر) اثبتت ان كل منها يحتوي على كمية معتبرة من المواد العضوية، المعدنية و الازوتية.

نسبة DCO المقاسة تصل قيم عالية جدا، بمتوسط حوالي 4624؛ 7666 و 25041 ملغ O<sub>2</sub> / لتر لكل من العصارة الخاصة بالمراكز ب.ب.ع، حميسي و خليل على التوالي. على هذه العصارة أجريت تجارب معالجة بطريقتين : الاكسدة الكهربائية و اكسدة فانتن الكهربائية مع مردودات الحد مثيره جدا للاهتمام.

**الكلمات المفتاحية:** مركز الردم التقني , عصارة , معالجة العصارة , الاكسدة الكهربائية , اكسدة فانتن الكهربائية.

## Abstract:

Technical Landfill Centers are the most widely used technique for the disposal of household and similar waste in Algeria. During this operation, leachates are formed which represent a potential source of pollution of groundwater and surface water, the environment in general, ie leachate is a waste generated by the waste Treatment before release into the receiving environment.

The characterization study of leachates from three Technical Landfill Centers (two of them are Located in the wilaya of Bordj Bou Arreridj: KHELIL, BBA and the third situated at the level of the wilaya Alger: HAMICI) showed that the latter have a high organic, mineral and nitrogen load. The measured COD reaches very high values, with an average of about 4624; 7666 and 25041 mg O<sub>2</sub> / l for the leachate of BBA, HAMICI and KHELIL respectively. On these leachates, treatment trials were carried out by the electrocoagulation (EC) and electro-Fenton methods with very interesting abatement yields.

**Keywords:** Technical Landfill Centers, leachates, treatment of leachates, electro-coagulation, electro-Fenton.

## Résumé :

Les Centres d'Enfouissement Techniques constituent la technique la plus utilisée pour l'élimination des déchets ménagers et assimilés en Algérie. Lors de cette opération il se forme des lixiviats qui représentent une source potentielle de pollution des eaux de la nappe phréatique et de surface l'environnement en général, autrement dit : les lixiviats sont un déchet généré par les déchets d'où la nécessité de leur traitement avant le rejet dans le milieu récepteur.

L'étude de caractérisation des lixiviats issus de trois Centres d'enfouissement techniques (deux situés à la wilaya de Bordj Bou Arreridj : KHELIL, BBA et le troisième situé au niveau de la wilaya Alger : HAMICI) a montré que ces derniers présentent une forte charge organique, minérale et azotée. La DCO mesurée atteint des valeurs très élevées, avec une moyenne de l'ordre de 4624 ; 7666 et 25041 mg d'O<sub>2</sub>/l pour les lixiviats de BBA, HAMICI et KHELIL respectivement. Sur ces lixiviats, des essais de traitement ont été effectués par les procédés d'électrocoagulation (EC) et d'électro-Fenton avec des rendements d'abattement très intéressants.

**Mots clés :** Centre d'Enfouissement Technique, lixiviat, traitement des lixiviats, électrocoagulation, électro-Fenton.

# *Dédicaces*

*Je dédie ce travail :*

*A ma mère **DJERIOU ZAHIA** :*

*Autant de phrases aussi expressives soient-elles ne sauraient montrer le degré d'amour et d'affection que j'éprouve pour toi.*

*Tu n'as cessé de me soutenir et de m'encourager durant toutes les années de mes études, tu as toujours été présente à mes cotés pour me consoler quand il fallait.*

*En ce jour mémorable, pour moi ainsi que pour toi, reçoit ce travail en signe de ma vive reconnaissance et ma profonde estime.*

*A mon père Bachir,*

*Tu as su te montrer patient, compréhensif et encourageant.*

*Ta chaleur paternelle a été et sera toujours pour moi d'un grand réconfort.*

*A mes sœurs et frère: Nesrine, Celia et badreddine;*

*A mes petits neveux Mehdi et Younes qui ont été toujours une source de bonheur pour moi ainsi que leur père DJAIDJA Djamel;*

*A mon grand père DJERIOU Mohamed « Dada » que Dieu te préserve pour nous.*

*A la mémoire de mon grand père DJETTENE Abderrahmane*

*A toutes les personnes qui me sont chères et qui ont été toujours là pour me soutenir :*

*G.Amine, F.Amira, I.Thinhinane et S.Rania;*

*Je tiens à le dédier aussi à toute la famille DJERIOU et DJETTENE sans exception.*

*Rania Djettene*

## Dédicaces

Toutes les lettres ne sauraient trouver les mots. Tous les mots ne sauraient exprimer la gratitude, l'amour, Le respect, la reconnaissance... Aussi, c'est tout simplement que Je dédie cette Thèse :

A mes chères parent ma raison d'être ma raison de vivre la lanterne qui éclaire mon chemin au signe d'amour pour tous les soutiens et les sacrifices dont ils ont fait preuve à mon égard.

A Mes chers grands parents maternelle Que ce modeste travail, soit l'expression des vœux que vous n'avez cessé de formuler dans vos prières. Que Dieu vous préserve santé et longue vie.

A la mémoire de mes grands parents paternels, Qui ont été toujours dans mon esprit et dans mon cœur, je vous dédie aujourd'hui ma réussite. Que Dieu, le miséricordieux, vous accueille dans son éternel paradis.

A mes très chers frères :

- Mohamed Amine, sa femme Alexendra et la princesse de la famille Inayatii
  - Housseem Eddine
  - Mohamed El Arabi

Aucun mot, ni aucun signe nous pourront décrire votre implication dans mon épanouissement

A toute la grande famille à mes amis et à tous ceux qui ont cru en moi, et qui me donne envie d'aller de l'avant, je vous remercie tous. Votre soutien et vos encouragements me donnent la force de continuer.

**Amira TEFFAHI**

---

## Remerciements

Après avoir rendu grâce à Dieu le tout puissant nous tenons à remercier vivement tous ceux qui, de près ou de loin, ont participé à la rédaction de ce mémoire il s'agit particulièrement de : Notre encadreur le Professeur **R.KERBACHI** pour sa disponibilité; sa rigueur scientifique et son sens d'écoute et d'échange.

Egalement nos sincères remerciement vont à **Yacine MEDKOUR** doctorant à l'Ecole Nationale Polytechnique pour son aide inestimable, sa disponibilité et sa contribution en général pour l'élaboration de ce travail.

Nous remercions Mme **N.BELHANECHÉ** professeur à l'Ecole Nationale Polytechnique de nous avoir fait l'honneur d'accepter de présider le jury de ce mémoire.

Nous remercions Mme, **F.BOUMECH' HOUR** Maitre de Conférence B (MCB) de nous avoir fait l'honneur d'accepter d'examiner notre travail.

# TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux

Table des figures

**Introduction** **15**

## **I Analyse bibliographique**

### **1 Les déchets solides et leur gestion**

1.1	Les déchets solides et leur gestion . . . . .	20
1.1.1	Contexte juridique en Algérie . . . . .	20
1.1.2	Définition des Déchets . . . . .	21
1.1.3	Classification des déchets . . . . .	22
1.1.4	Les déchets ménagers . . . . .	23
1.1.5	Situation en Algérie . . . . .	25
1.1.6	Différents modes d'élimination et de traitement des déchets . . . . .	29
1.1.7	La valorisation 2 <sup>ème</sup> vie des déchets . . . . .	30
1.1.8	Comparaison des différents modes de traitement . . . . .	32
1.1.9	Impacts environnementaux engendrés par les décharges . . . . .	34

### **2 Les Lixiviats des centres d'enfouissement techniques**

2.1	Les Lixiviats des centres d'enfouissement techniques . . . . .	36
2.2	Introduction . . . . .	36
2.3	Définition . . . . .	36
2.4	Fonctionnement d'une Décharge . . . . .	36

---

2.6.2	Les processus biologiques : . . . . .	41
2.7	Types de lixiviats . . . . .	42
2.7.1	Lixiviats jeune . . . . .	42
2.7.2	Lixiviats intermédiaires . . . . .	42
2.7.3	Lixiviats stabilisés . . . . .	43
2.8	Estimation des lixiviats générés . . . . .	44
2.9	Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine . . . . .	44
2.9.1	Pollution par les métaux lourds . . . . .	44
2.9.2	Pollution par les microorganismes . . . . .	45
2.9.3	La pollution hydrique . . . . .	45
<b>3</b>	<b>Techniques de traitement des lixiviats</b>	
3.1	Techniques de traitement des lixiviats . . . . .	47
3.2	Introduction . . . . .	47
3.3	Les méthodes classiques . . . . .	47
3.3.1	Méthodes biologiques . . . . .	47
3.3.2	Méthodes chimiques . . . . .	50
3.3.3	Méthode physique . . . . .	53
3.4	Comparaison des procédés classiques de traitement . . . . .	55
3.5	Les nouveaux procédés de traitement . . . . .	55
3.5.1	Électrocoagulation . . . . .	55
3.5.2	Electro-fenton . . . . .	65
3.5.3	Procédés d'oxydation avancés . . . . .	66

## II Méthodologie expérimentale

### 1 Présentation des CET étudiés

1.1	Présentation des CET étudiés . . . . .	70
1.2	Introduction . . . . .	70
1.3	CET BBA . . . . .	70
1.3.1	Localisation . . . . .	70
1.3.2	Aménagement . . . . .	70
1.3.3	Exploitation . . . . .	71
1.4	CET KHELIL . . . . .	71
1.4.1	Aménagement . . . . .	71
1.4.2	Localisation . . . . .	72
1.4.3	Exploitation . . . . .	72
1.5	CET HAMICI . . . . .	73
1.5.1	Introduction . . . . .	73
1.5.2	Localisation . . . . .	73
1.5.3	Aménagement . . . . .	73

---

<b>2</b>	<b>Techniques analytique appliquées dans la caractérisation des lixiviats</b>	
2.1	Techniques analytique appliquées dans la caractérisation des lixiviats . . .	76
2.2	Introduction . . . . .	76
2.3	Points de prélèvement des lixiviats . . . . .	76
2.4	Méthodes d'analyses des paramètres de pollution . . . . .	79
<b>3</b>	<b>Description du traitement des lixiviats</b>	
3.1	Description du traitement des lixiviats . . . . .	81
3.2	Traitement par électrocoagulation . . . . .	81
3.2.1	Conception . . . . .	81
3.2.2	Procédure expérimentale du traitement . . . . .	81
3.2.3	Traitement par la méthode d'électro-Fenton . . . . .	82

### III Résultats et discussion

<b>1</b>	<b>Charge polluante véhiculée par les lixiviats</b>	
1.1	Charge polluante véhiculée par les lixiviats . . . . .	85
1.2	Charge polluante véhiculée par les lixiviats . . . . .	85
1.2.1	Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés par le CET de BBA . . . . .	85
1.2.2	Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés du CET KHELIL	86
1.2.3	Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés du CET HAMICI	87
1.3	Interpretation des résultats . . . . .	87
1.3.1	La couleur . . . . .	87
1.3.2	L'odeur . . . . .	88
1.3.3	Le pH . . . . .	88
1.3.4	Conductivité électrique . . . . .	88
1.3.5	Le potentiel Redox . . . . .	88
1.3.6	Demande chimique en oxygène (DCO) . . . . .	88
1.3.7	Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ) . . . . .	89
1.3.8	Le rapport DBO <sub>5</sub> /DCO . . . . .	89
1.3.9	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> . . . . .	90
1.3.10	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> . . . . .	90
1.3.11	L'ion Ortho-phosphate PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> . . . . .	91
1.3.12	L'ion sulfate SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> . . . . .	91
1.3.13	Matière en suspension (MES) . . . . .	92
1.3.14	Matière volatile sèche (MVS) . . . . .	92
1.3.15	L'ion Chlorure (Cl <sup>-</sup> ) . . . . .	92
1.3.16	Titre alcalimétrique (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) . . . . .	93
1.3.17	Les métaux lourds . . . . .	93
1.4	Comparaison entre les lixiviats des différents CET . . . . .	93

---

1.3.13	Matière en suspension (MES)	92
1.3.14	Matière volatile sèche (MVS)	92
1.3.15	L'ion Chlorure ( $\text{Cl}^-$ )	92
1.3.16	Titre alcalimétrique ( $\text{HCO}_3^-$ )	93
1.3.17	Les métaux lourds	93
1.4	Comparaison entre les lixiviats des différents CET	93
<b>2</b>	<b>Résultats des traitements</b>	
2.1	Résultats des traitements	96
2.2	Introduction	96
2.3	Traitement par électrocoagulation	96
2.3.1	Optimisation des paramètres	96
2.3.2	Efficacité du traitement	99
2.3.3	Charge polluante véhiculée par les lixiviats après traitement	101
2.4	Traitement par Electro-fenton	104
2.4.1	Charge polluante véhiculée par les lixiviats après traitement par l'electro-fenton	105
2.5	Comparaison entre EC et EF	108
	<b>Conclusion générale</b>	<b>111</b>
	<b>Bibliographie</b>	<b>113</b>
	<b>Annexes</b>	<b>118</b>

# LISTE DES TABLEAUX

I.1.1	Classification des déchets avec des exemples caractéristiques . . . . .	22
I.1.2	Evolution de production des DMA en Algérie. . . . .	26
I.1.3	Composition des DMA dans les 3 zones représentatives du territoire algérienne. . . . .	27
I.1.4	Comparaison des techniques de traitement des déchets urbains . . . . .	32
I.2.1	Evolution du pH des lixiviats en fonction de l'âge de la décharge . . . . .	40
I.2.2	Effets des mécanismes biologiques sur les conditions du milieu . . . . .	42
I.2.3	Comparaison des lixiviats selon l'âge de la décharge . . . . .	43
I.2.4	Evolution des principaux métaux . . . . .	45
I.3.1	Classification des procédés biologiques de traitement des lixiviats . . . . .	47
I.3.2	Avantage et inconvénients des systèmes anaérobie par rapport aux systèmes aérobie. . . . .	48
I.3.3	Performance d'abattage de la charge en molécules polluantes par coagulation (d'après Techniques de l'Ingénieur). . . . .	51
I.3.4	Comparaison des procédés classiques de traitement . . . . .	55
II.1.1	Matériel d'exploitation au niveau du CET de BBA . . . . .	71
II.1.2	Quantité de déchets réceptionnée de 2009 à 2013. . . . .	71
II.1.3	Matériel d'exploitation au niveau du CET de KHELIL . . . . .	72
II.1.4	Quantité de déchets réceptionnée pour les années 2012 et 2013 . . . . .	72
II.2.1	Principe et références des technique d'analyse des paramètres de pollution.	
	79	
III.1.1	Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés par le CET de BBA. . .	85

## LISTE DES TABLEAUX

---

III.1.2	Charge polluante des lixiviats générés par le CET de KHELIL . . . . .	86
III.1.3	Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés du CET HAMICI . . .	87
III.1.4	Comparaison entre les lixiviats des différents CET . . . . .	93
III.2.1	Charge polluante véhiculée par lixiviats du CET KHELIL . . . . .	101
III.2.2	Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET BBA . . . . .	101
III.2.3	Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET HAMICI. . . . .	102
III.2.4	Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET KHELIL. . . . .	105
III.2.5	Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET BBA . . . . .	106
III.2.6	Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET HAMICI. . . . .	106
III.2.7	Comparaison des principaux paramètres des deux traitements CET BBA .	108
III.2.8	Comparaison des principaux paramètres des deux traitements CET KHELIL 108	
III.2.9	Comparaison des principaux paramètres des deux traitements CET HAMICI 109	

# TABLE DES FIGURES

I.1.1	Taux de précipitation et température pour les trois zones étudiées . . . . .	27
I.1.2	Composition Moyenne des DMA en Algérie 2014. . . . .	28
I.1.3	Evolution de la composition DMA en Algérie (entre 2010 et 2014) . . . . .	28
I.1.4	Processus du compostage . . . . .	31
I.3.1	Principe du procédé d'électrocoagulation impliqués dans l'élimination des colloïdes de silice des eaux usées en utilisant des électrodes en fer. . . . .	56
I.3.2	Connexion en parallèle des électrodes . . . . .	58
I.3.3	Connexions en série des électrodes . . . . .	59
I.3.4	Électrodes bipolaires . . . . .	59
I.3.5	Différents procédés d'oxydation avancés . . . . .	67
II.1.1	Localisation du CET BBA . . . . .	70
II.1.2	Localisation du CET KHELIL . . . . .	72
II.1.3	Localisation du CET de HAMICI . . . . .	73
II.2.1	Casier des déchets pour le CET de KHELIL . . . . .	76
II.2.2	Bassin de décantation du CET de KHELIL . . . . .	77
II.2.3	Point de prélèvement du CET KHELIL P <sub>2</sub> . . . . .	77
II.2.4	Bassin de décantation des lixiviats du CET BBA . . . . .	77
II.2.5	Les points de prélèvement pour les deux CET BBA et HAMICI . . . . .	78
II.3.1	Dispositif expérimental du réacteur d'electro-coagulation. . . . .	81
II.3.2	Lancement de deux expériences en parallèle. . . . .	82
III.1.1	Types de lixiviats selon l'axe du temps. . . . .	94

## TABLE DES FIGURES

---

III.2.1	Effet de l'intensité du courant sur le taux d'abattement de la DCO en fonction du temps. . . . .	97
III.2.2	Effet du pH sur le taux d'abattement de la DCO en fonction du temps. . .	97
III.2.3	Effet de la vitesse d'agitation sur le taux d'abattement de la DCO. . . . .	98
III.2.4	Effet de La distance inter-électrode sur le taux d'abattement de la DCO en fonction du temps. . . . .	98
III.2.5	Évolution du rendement d'abattement de la DCO pour chaque CET en fonction du temps. . . . .	99
III.2.6	Taux d'abattement de la DCO pour chaque CET. . . . .	99
III.2.7	Dégradation de la couleur après traitement par l'électro-coagulation . . .	100
III.2.8	Dégradation des électrodes après traitement par l'électro-coagulation . .	100
III.2.9	Évolution du rendement d'abattement de la DCO pour chaque CET en fonction du temps. . . . .	104
III.2.10	Taux d'abattement de la DCO pour chaque CET. . . . .	104
III.2.11	Lixiviats après traitement par électro-fenton. . . . .	105

# Liste des Abréviations

- AND** : Agence nationale des déchets
- AGV** : Acides gras volatils.
- CET** : Centre d'enfouissement technique.
- CNC** : Combustibles non classés
- CNTPP** : Le Centre National des Technologies de Production plus Propres
- COT** : Carbone organique total.
- CSD** : Centre de Stockage de Déchets
- C/N** : Rapport carbone/azote.
- DMA** : Déchets Ménagers et assimilés.
- DBO** : Demande Biochimique en Oxygène.
- DBO<sub>5</sub>** : Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours.
- DCO** : Demande Chimique en Oxygène.
- EC** : Électrocoagulation
- ECO-JEM** : Système de récupération des emballages.
- EPIC** : Etablissement public à caractère industriel et commercial.
- H %** : Taux d'humidité
- INC** : Incombustibles non classés
- ISO** : International organization for standardization
- MES** : Matière en suspension.
- MO** : Matière organique.
- MVS** : Matière volatile sèche.
- NETCOM** : EPIC - Etablissement de Nettoyement et collecte des ordures ménagères d'Alger.
- PED** : Les pays en développement
- PEHD** : Polyéthylène Haut Densité.
- P.C.I** : Pouvoir calorifique inférieur
- P.C.S** : Pouvoir calorifique supérieur
- pH** : Potentiel d'hydrogène.
- PI** : Les pays industrialisé
- POA** : Procédés d'oxydation avancés
- UV** : Ultraviolet.

# INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les déchets sont l'un des meilleurs indicateurs de la vitalité économique et du mode de vie d'une société. L'amélioration du niveau de vie produit une augmentation permanente des déchets solides en quantité et en qualité. L'augmentation de leur production et leur prolifération dans l'espace urbain sont un dilemme pour les responsables locaux confrontés de plus en plus à des demandes croissantes de construction, d'équipement de base et d'assainissement [1].

Par ailleurs, La protection de l'environnement devient une préoccupation collective et la question des déchets touche chaque être humain tant sur le plan professionnel que familial. En qualité de consommateur, producteur, usager du ramassage des ordures et trieur de déchets recyclables, citoyen ou contribuable, chacun peut et doit être acteur d'une meilleure gestion des déchets.

En Algérie, les déchets ménagers et assimilés (DMA) représentent la fraction la plus importante des déchets solide générés avec environ 11 millions de tonnes/an (AND,2014). Cette quantité fait ressortir le ratio c'est-à-dire la quantité de déchets produite par habitant et par jour qui est actuellement estimée à 1kg dans les zones urbaines, entre 0.6 à 0.8 kg pour les zones semi -urbaines et 0.5 à 0.6 kg au niveau des zones rurales. La situation est encore plus critique là où il existe une grande concentration de la population, notamment sur la bande littorale, accompagnée d'une urbanisation rapide et anarchique. On s'accorde à dire que la gestion des déchets constitue sans doute le principal problème environnemental en Algérie.

Devant cette situation, et afin de réduire les quantités de déchets produites et d'atténuer l'impact de l'élimination des déchets sur l'environnement, les autorités algériennes ont décidé de s'inscrire dans une logique d'une gestion durable des déchets. C'est ainsi qu'une loi relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets a été promulguée en 2001. Cette loi indique clairement que les Assemblées Populaires Communales (APC)

sont responsables de la gestion des déchets produits par les ménages.

Ainsi et en conformité avec cette loi, l'Algérie a adopté en 2003 un programme spéciale de gestion des déchets consistant à éradiquer les décharges sauvages et à mettre en place des Centres d'Enfouissement Techniques (CET) qui sont censés garantir une mise en décharge saine des déchets et à minimiser au maximum les impacts négatifs sur l'environnement. Ces dernières années, les autorités tendent à éradiquer les décharges sauvages et à généraliser l'élimination des déchets par l'enfouissement dans des centres techniques qui répondent aux meilleures exigences environnementales.

L'élimination dans ces centres de stockage nécessite une gestion sans faille qui évite toute nuisance sur la population en proximité de ces sites. Les exploitants des centres d'enfouissement techniques (CET) ) ont notamment l'obligation d'assurer le suivi pour une très longue période après l'arrêt de l'exploitation. Durant ces années d'enfouissement, les déchets évoluent, subissent des réactions diverses et donnent naissances à des effluents liquides fortement chargés en polluants divers [2].

Au cours de cette évolution, l'eau contenue dans les déchets et celle apportée par les précipitations favorisent le processus de la biodégradabilité des matières organiques fermentescibles au sein du massif des déchets et produisent alors des lixiviats qui se chargent de substances organiques et/ou minérales. La compréhension de la genèse des lixiviats implique non seulement la connaissance de la nature des déchets enfouis et le mode d'exploitation du centre d'enfouissement (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage...), mais aussi l'étude des interactions entre l'eau et les déchets. Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes : ils sont de nature biologique et physico-chimique [3].

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, on distingue trois types de lixiviats : les lixiviats jeunes qui se caractérisent par une biodégradabilité importante et un pH acide ( $< 6,5$ ), les lixiviats intermédiaires et les lixiviats âgés ou stabilisés pour lesquels on observe une diminution de la biodégradabilité et une augmentation du pH. Ces lixiviats fortement chargés doivent être traités avant rejet dans un milieu naturel. Le risque majeur lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique, c'est l'une des graves conséquences d'une décharge sauvage.

A la diversité des composés présents au sein des lixiviats répond une diversité de procédés de traitement qui peuvent être associés et combinés pour arriver au résultat souhaité. Les plus récentes sont les techniques électrochimiques qui ont connu un grand essor, notamment les procédés d'électrocoagulation et l'électro-Fenton.

L'électrocoagulation a été découverte au XIX<sup>ème</sup> siècle et il a été prouvé qu'elle offre la simplicité, l'efficacité, la compatibilité environnementale, la sécurité, la sélectivité, pour un faible coût en particulier lorsque l'électrocoagulation est comparée au traitement biologique [4].

L'électro-Fenton a été souvent étudié au cours des dernières années. La catalyse du peroxyde d'hydrogène par le sulfate ferreux, qui est le réactif de Fenton, est l'un des procédés les plus courants d'oxydation avancée. Le  $H_2O_2$  et  $Fe^{2+}$  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[5,6].

Notre travail porte ainsi sur l'étude des lixiviats issus des centres d'enfouissement techniques de la wilaya de Bordj Bou Arreridj (deux Centres) et celui de HAMICI qui se trouve dans la wilaya d'Alger, leur caractérisation et leur traitement par les deux procédés électrochimiques.

Le sujet a été développé en étudiant trois grandes parties :

- La première est une analyse bibliographique qui se décompose en trois sous-parties :
  - Les déchets solides et leur gestion.
  - Les généralités sur les lixiviats des centres d'enfouissement techniques..
  - Techniques de traitement des lixiviats.
- La seconde partie comporte la méthodologie expérimentale qui se divise en trois sous-parties également, à savoir :
  - Présentation des CET étudiés.
  - Techniques analytiques appliquées dans la caractérisation des lixivats.
  - Description des traitements des lixiviats.
- En troisième lieu vient la partie des résultats et discussion.

Première partie

Analyse bibliographique

CHAPITRE

1

LES DÉCHETS SOLIDES ET LEUR  
GESTION

## 1.1 Les déchets solides et leur gestion

La gestion des déchets solides urbains est au cœur des enjeux environnementaux auxquels les pouvoirs publics doivent faire face au quotidien. La gestion optimale est la mise en place des filières de valorisation et de recyclage sont des actions concrètes. Il est donc, de l'intérêt général que la quantité des déchets destinés à l'élimination soit réduite au maximum.

### 1.1.1 Contexte juridique en Algérie

Pour résoudre les problèmes des déchets ménagers, l'Algérie a lancé une politique environnementale et différents programmes environnementaux relatifs à la gestion des déchets en adoptant plusieurs textes législatifs et réglementaire :

la **loi 1-19** de 2001 relative à la gestion des déchets ménagers et assimilés qui stipule que l'assemblée populaire communale 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 ses déchets.

La commune peut concéder la gestion des déchets ménagers et assimilés à des tiers, mais elle reste toujours responsable de son exécution. Aussi les assemblées communales de deux ou plusieurs communes peuvent s'associer pour la gestion des déchets. D'autres textes de loi viennent renforcer la volonté du pouvoir de protéger l'environnement [7] :

- **Loi n° 83-03** du 5 février 1983 relative à la protection de l'environnement.
- **Décret n° 88-227** du 5 novembre 1988, portant attributions, organisation et fonctionnement des corps d'inspecteurs chargés de la protection de l'environnement.
- **Décret exécutif n° 90-78 du 27** février 1990 relatif aux études d'impact sur l'environnement.
- **Loi n° 90-08 du 18/03/1990** portant code communal.
- **Décret exécutif n° 02-372** du 11 novembre 2002 relatif aux déchets d'emballages.
- **Loi n°03-10** de la 19/07/2003 relative à la protection de l'environnement et au développement durable, consacrant les principes généraux d'une gestion écologique rationnelle.
- **Décret exécutif n° 04-199** du 19 juillet 2004 fixant les modalités de création, d'organisation, de fonctionnement et de financement du système public de traitement des déchets d'emballages « ECO-JEM ».
- **Décret exécutif n° 04-410** du 14 décembre 2004 fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions d'admission de ces déchets au niveau de ces installations.

- **Décret exécutif n° 07-205** du 30 juin 2007 fixant les modalités et procédures d'élaboration, de publication et de révision du schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés.
- **Arrêté Interministériel** du 06 avril 2004 fixant les caractéristiques techniques des sacs plastiques destinés à contenir directement des produits alimentaires

Il y'a eu aussi un renforcement institutionnel par la création de plusieurs organismes tels que [7] :

1. Le Centre National des Technologies de Production plus Propres (CNTPP).
2. L'Observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable.
3. L'Agence Nationale des Déchets.
4. Les directions de l'environnement des wilayas.
5. Établissement de Nettoyement et de Collecte des Ordures Menagers EPIC NET-COM, a été crée conformément aux dispositions du décret 83/200 du 19/06/1983 portant conditions de création, d'organisation et de fonctionnement de l'établissement public local à caractère industriel et commercial.

A partir de 2001, le gouvernement algérien a défini une stratégie nationale en matière de protection de l'environnement qui s'est traduite par le plan national d'action pour l'environnement et le développement durable (PNAE-DD). Sur le volet déchet, le PNAE-DD s'est décliné en deux programmes :

- Progdem : Programme de gestion des déchets solides municipaux,
- Pnagdes : Plan national de gestion des déchets spéciaux.

Le PROGDEM élaboré par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement en 2001 se focalise sur une nouvelle stratégie. Celle-ci repose sur le principe de précaution-prévention, le principe du pollueur-payeur, le principe de producteur-récupérateur, et le rôle de l'information et de la sensibilisation du citoyen[8].

### 1.1.2 Définition des Déchets

Selon la **loi n° 01-19** relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, un déchet est défini comme suit : « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation et plus généralement toute substance, ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer ».

La notion de déchet peut être définie de différentes manières selon le domaine et l'intérêt d'étude et parfois l'origine et l'état du déchet.

En général, on considère qu'un déchet est un résidu abandonné par son propriétaire, car inutilisable, sale ou encombrant. Les déchets sont des résidus de l'emploi de matières solides qui peuvent être putrescibles ou non putrescibles.

### 1.1.3 Classification des déchets

Le but d'une classification peut être [66] :

- **D'ordre technique** : afin de maîtriser les problèmes de transport, de stockage intermédiaire, de traitement et d'élimination finale.
- **D'ordre financier** : pour appliquer le principe du pollueur-payeur, tri entre les communes et entreprises qui ont assuré le financement.
- **D'ordre légal** : pour cerner la responsabilité causale relative à des questions de sécurité des populations ou de protection de l'environnement.

Le tableau I.1.1 illustre les diverses possibilités de classification des déchets avec des exemples caractéristiques [66] :

Tabl I.1.1 – Classification des déchets avec des exemples caractéristiques

<p><b>Classification selon l'état physique</b></p>	<p><b>-Déchets solides</b> : ordures ménagères, déchets des métaux, déchets inertes de caoutchouc et plastique, paille, . . . . .</p> <p><b>-Boue</b> : boues de stations de traitement des eaux résiduaires, boues d'origine diverse (de traitement de surface, d'hydrocarbures, de peinture, . . .)</p> <p><b>-Déchets liquides ou pâteux</b> : goudrons, huiles usagées, solutions résiduaires, divers, . . .</p> <p><b>-Déchets gazeux</b> : biogaz</p>
<p><b>Classification selon la nature chimique</b></p>	<p><b>-Déchets acides</b> : solutions résiduaires, acides divers (<math>\text{HCl}</math>, <math>\text{H}_2\text{SO}_4</math>, <math>\text{HNO}_3</math>, . . .), acides organiques, acides à l'état de gaz.</p> <p><b>-Déchets basiques</b> : soude et potasse résiduaires, liqueurs ammoniacales, chaux résiduaires.</p> <p><b>-Sels résiduaires</b> : sulfate de calcium, carbonate de calcium, sulfate ferreux.</p> <p><b>-Métaux</b> : ferraille, carcasses de véhicules, déchets de métaux précieux, câbles, . . .</p> <p><b>-Déchets organiques</b> : solvants usés, huiles usagées, boues d'hydrocarbures, liqueurs résiduaires, phénols, . . . . .</p> <p><b>-Déchets polymériques</b> : déchets de caoutchouc et de plastique</p> <p><b>-Déchets minéraux</b> : déchets siliceux, déchets de silicates ou silico Aluminate, déchets de calcaires.</p>
<p><b>Classification selon le mode de traitement</b></p>	<p><b>-Les déchets inertes</b> : Généralement constitués d'éléments minéraux stables ou inertes au sens de leur incompatibilité avec l'environnement et qui proviennent de certaines activités d'extraction minières ou de déblais de démolition (terre, gravats, sables, stériles, . . . etc.)</p>

	<p><b>-Les déchets banals :</b> Cette catégorie regroupe essentiellement des déchets constitués de papiers, plastique, cartons, bois produits par des activités industrielles ou commerciales et déchets ménagers.</p> <p><b>-Les déchets spéciaux :</b> Ils peuvent contenir des éléments polluants et sont spécifiquement issus de l'activité industrielle (boues de peintures ou d'hydroxyde métallique, cendres d'incinération. . . etc.). Certains déchets sont aussi dits spéciaux lorsque leur production importante sur un même site entraîne des effets préjudiciables pour le milieu naturel (mâchefers des centrales thermiques, phosphogypse, ainsi que certains déchets provenant des laboratoires universitaires et hospitaliers. . . etc.).</p> <p><b>-Les déchets dangereux :</b> Issus de la famille des déchets spéciaux, ils contiennent des quantités de substances toxiques potentiellement plus importantes et présentent de ce fait beaucoup plus de risques pour le milieu naturel (poussières d'aciéries, rejets organiques complexes, bains de traitement de surface contenant soit du chrome, cyanure ou une forte acidité, les matériaux souillés par les P.C.B, les déchets de C.F.C. et mercuriels.</p>
<p><b>Classification par source de production</b></p>	<p><b>-Activités ménagères :</b> ordures ménagères, déchets encombrants.</p> <p><b>-Déchets industriels spécifiques :</b> laitiers, scories. Distribution et activité de service : déchets commerciaux (emballages).</p> <p><b>-Déchets assimilables aux ordures ménagères :</b> emballage, chiffon, balayures</p> <p><b>-Déchets provenant de la distribution et des activités de service :</b> déchets de commerce alimentaire, déchets des hôpitaux.</p> <p><b>-Déchets provenant du secteur primaire :</b> déchets agricoles, déchets d'élevage, déchets des végétaux, déchets des industries extractives, déchets des mines (stérile de charbon), déchets de carrières (calcaire, l'ardoise, marbre, argiles, . . .).</p> <p><b>-Déchets provenant du traitement des effluents liquides et gazeux :</b> boue de traitement des effluents liquides, poussière et cendres volantes de traitement de l'air.</p>

### 1.1.4 Les déchets ménagers

#### Définition

On définit les ordures ménagères comme un ensemble de résidus hétérogènes dans lesquelles on trouve [7] :

- Les détritiques de toute nature générés par les ménages (déchets de nourriture, de préparation de repas, balayures, textile, journaux .... etc.).
- Les déchets de bureaux, commerces, industries et administrations, déchets des cours et jardins.
- Les feuilles mortes, bois résidu du nettoyage et du balayage de la voirie, jardins, parcs, etc.
- Les détritiques de foires, Souks et marchés,...ect.

- Les résidus des collectivités (cantines, écoles, casernes, hospices, prisons...etc.), ainsi que les résidus des hôpitaux ayant un caractère ménager que l'on rassemble dans des récipients appropriés.
- Tout objet abandonné sur la voie publique, ainsi que les cadavres des petits animaux.

### Déchets assimilables aux déchets ménagers

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

A ce titre, nous citerons : Certains déchets industriels non toxiques : à condition qu'ils puissent être stockés dans des récipients appropriés à la collecte des ordures ménagères (cas des industries à caractère artisanale, petite industrie du bois, panneaux, papier carton, artisanat textile, petite industrie agroalimentaire, etc.). Les déchets des marchés à caractère essentiellement alimentaire (fruits et légumes, boucheries, poissonneries) sans pour autant exclure d'autre résidus tel que : les emballages [6].

### Caractéristiques des déchets ménagers

il existe plusieurs paramètres qui permettent de caractériser les déchets [6] :

- **La composition** : La connaissance de la composition des déchets permet d'évaluer au préalable leur potentiel risque sur le milieu récepteur et choisir le mode de traitement optimal le plus approprié. elle permet, entre autre, un meilleur choix de matériel de collecte et une évaluation des gisements en matériaux récupérables, dans l'hypothèse d'une collecte sélective. D'une ville (ou même d'un quartier) à l'autre, la composition des déchets ménagers peut être sensiblement différente.
- **Densité ou masse volumique** : La densité met en évidence la relation qui existe entre la masse des déchets ménagers et le volume occupé par ces déchets. Comme les ordures ménagères sont essentiellement compressibles, leur densité varie au cours des différentes manipulations auxquelles elles sont soumises.
- **L'humidité (H %)** : Les déchets ménagers renferment une quantité d'eau, qui est celle contenue dans leurs composants, la teneur globale en eau est essentiellement fonction des proportions respectives des composants, ainsi que des saisons, et de l'origine géographique et sociale des populations qui en sont la source. Pour des ordures fraîches et stockées à l'abri des intempéries, l'humidité varie entre :
  - (60 – 62) % : pour une grande ville algérienne
  - (35 - 40) % : Europe.
- **Le Pouvoir Calorifique** : En matière de déchets ménagers considérés comme combustibles, on utilise :
  - **Le Pouvoir Calorifique Supérieur (P.C.S.)** : qui prend en compte la chaleur de vaporisation de l'eau contenue dans les déchets ménagers pendant la combustion.

- **Le Pouvoir Calorifique Inférieur (P.C.I.)** : qui ne tient pas compte de la chaleur de vaporisation de cette eau pendant la combustion. C'est ce dernier (le P.C.I.) qui est d'usage dans les pays méditerranéens. En règle générale, le P.C.I. est inversement proportionnel à l'humidité. Les déchets ménagers n'ont jamais été un bon combustible, mais lorsqu'elles contiennent plus de 50 % d'humidité, elles sont réellement impropres à l'incinération et c'est là le cas des déchets ménagers en Algérie. Donc les deux paramètres (P.C.I. et H %) sont étroitement liés et leur connaissance est essentielle pour le choix du mode de traitement (incinération ou compostage...).
  
- **Rapport Carbone/Azote (C/N)** : Ce paramètre mesure la qualité des ordures ménagères pour leur valorisation en tant qu'amendements organiques, c'est à dire qu'il permet d'apprécier aussi bien l'aptitude des ordures ménagères au compostage que la qualité du composte obtenu. Un compost est valable à partir du rapport C/N < 35 au départ de la fermentation aérobie et contrôlée. En fin de fermentation pour le cas de l'Algérie le C/N dépasse rarement 15.

### 1.1.5 Situation en Algérie

Les informations récoltés sur la situation des déchets en Algérie sont fournies par l'Agence Nationale des Déchets [9].

#### a) Quelques Eléments d'Appréciation :

1. Population : 39,5 millions (2015)
2. Taux de croissance/an :  $\simeq 1,5\%$
3. Densité population au niveau National :  $\simeq 16$  hab/Km<sup>2</sup>)
4. Densité population au Nord du pays : 270 hab/km<sup>2</sup>
5. Population en zone urbaine : 65%
6. Population en zone rural : 35%

#### b) Déchets ménagers et assimilés (DMA)

Selon l'Agence Nationale des Déchets les statistique de production des déchets ménager en Algérie sont comme suit :

- Production annuelle de DMA :  $\simeq 11$  Millions de Tonnes (2015)
- Taux de croissance des DMA :  $\simeq 3\%$
- Génération de DMA/hab :
  - $\simeq 0,7 - 0,9$  kg/j/hab (zone urbaine)
  - $\simeq 0,6 - 0,7$  kg/j/hab (zone rurale)

#### c) Couverture de la collecte des DMA

- Entre 65 et 70% en zones rurales.
- Entre 85 et 90% en zones urbaines.

#### d) Destination finale des DMA

- Décharges publiques et dépotoirs  $\simeq 60$  et 70%.
- Enfouissement (CET et DC) :  $\simeq 30$  et 40% ;

- Recyclage :  $\simeq$  7% ;
- Autres : 3 -10% (brulage, ...)
- Compostage à peine 1% ;

**e) Evolution de la composition des DMA en Algérie**

Le tableau I.1.2 résume l'évolution de la composition des déchets de 1983 à 2014 :

Tabl I.1.2 – Evolution de production des DMA en Algérie

Composant \ Année	1983	2000	2007	2010	2014
Matières organiques	80.00	74.00	68.00	62.12	54.4
Papiers Cartons	7.45	7.00	8.50	9.39	10
Plastiques	3.10	3.00	11.00	12.00	17
Métaux	4.90	2.00	5.50	1.63	5
Verre	0.60	1.00	2.00	1.36	3
Inertes et autres	3.95	13.00	5.00	12.62	10.6
	Robert Gil-let	Tahraoui	Eurl Tad Consult	Kehila 2010	AND

Ce tableau montre qu'il y'a augmentation du taux des emballages et diminution du taux en matière organique.

**f) Evaluation de la composition des DMA- Année 2014**

Le travail a concerné l'évaluation de la composition des DMA de trois zones représentatives du territoire de l'Algérie, à savoir :

1. Le site de Corso pour le Nord du pays, ce dernier est situé dans la wilaya de Boumerdès, à la limite de la wilaya d'Alger. Il reçoit les DMA des deux wilayas Boumerdès et d'Alger (15 communes chacune) à environ 1200 T/jour.
2. Le site de Bordj Bou Arreridj pour la zone semi-aride qui se trouve dans le chef-lieu de la commune de BBA. Le CET reçoit les DMA de 9 communes, soit environ 200 T/jour.
3. Le site de Biskra pour la zone aride est situé dans la commune d'El Outaya. Il reçoit 150 T/jour de DMA de 2 communes : Biskra et El Outaya.

Le tableau I.1.3 résume la composition des déchets des trois zones

Tabl I.1.3 – Composition des DMA dans les 3 zones représentatives du territoire algérienne

Composant %	CET Corso	CET BBA	CET Biskra	Moyenne des 3 sites
Matières organiques	55	56.5	52	54.4
Papiers Cartons	10.7	9	10	10
Textiles	12	13	13	13
Plastiques	16.5	15.6	18.6	17

Les facteurs climatiques intervenant dans les processus de transformation (biodégradation) des matières organiques contenues dans les déchets sont essentiellement la pluie et la chaleur. En figure I.1.1 nous illustrons l'évolution des précipitations et de la température pour les trois zones :

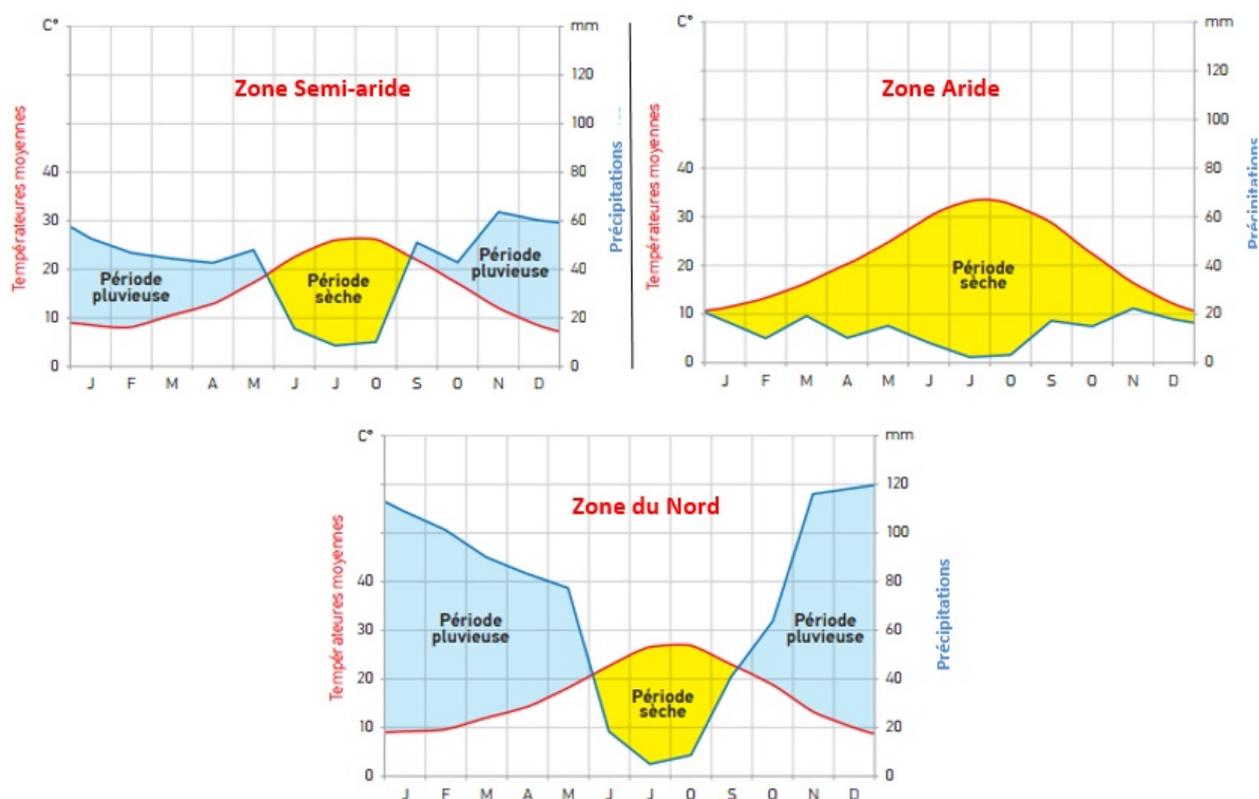


FIGURE I.1.1 – Taux de précipitation et température pour les trois zones étudiées

La figure I.1.2 illustre la composition moyenne des déchets des trois zones :

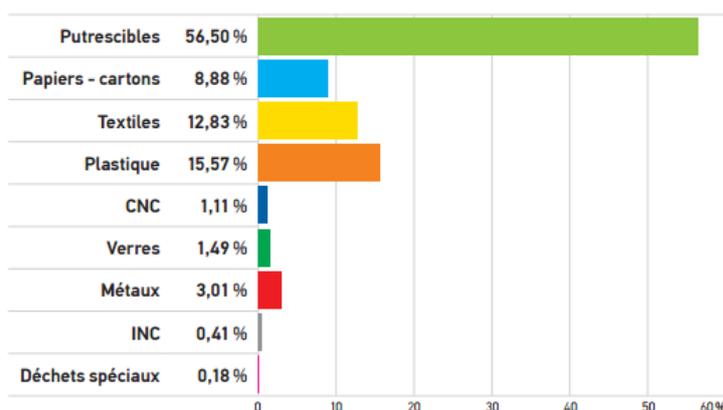


FIGURE I.1.2 – Composition Moyenne des DMA en Algérie 2014.

La figure I.1.3 illustre l'évaluation de la composition des déchets ménagers à l'échelle du pays entre 2010-2014 :

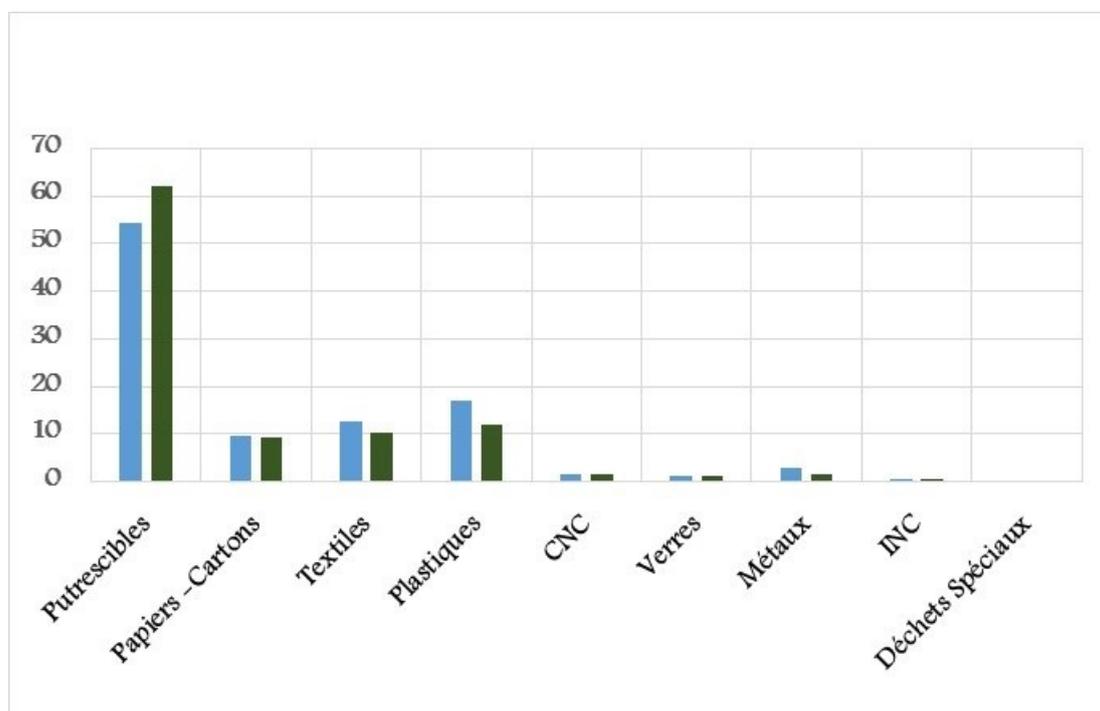


FIGURE I.1.3 – Evolution de la composition DMA en Algérie (entre 2010 et 2014)

En raison du mode de consommation qui est en pleine mutation ; on observe que les Produits d'emballage sont en nette progression et putrescibles en diminution, mais, reste la fraction la plus importante sur l'ensemble des 3 sites. On y trouve très peu de métaux et de ferrailles. Ces derniers sont récupérés à la source. Des interactions entre climat et régime alimentaire sont avérées, notamment dans la zone aride. La consommation de légumes secs et pâtes est plus importante dans les régions du Sud que dans les régions du Nord.

### 1.1.6 Différents modes d'élimination et de traitement des déchets

La littérature répertorie plusieurs procédés de traitement des déchets que nous pouvons répartir en deux techniques de traitement [10] : la mise en décharge, la valorisation matière, y compris la valorisation agronomique et la valorisation énergétique [11].

#### Mise en décharge

Elle est la pratique de traitement la plus ancienne et la plus utilisée dans le monde [12,13] et est adaptée pour tous les types de déchets. Elle est pratiquée depuis longtemps malgré les impacts qu'elle engendre [14].

Il existe deux grandes familles de décharges :

- La décharge brute, appelée aussi décharge simple ou sauvage.
- La décharge contrôlée.

Dans cette famille, on compte les Centres d'Enfouissement Techniques CET qui sont des décharges contrôlées plus élaborées.

1. **La décharge brute** Ce mode d'élimination consiste à déverser purement et simplement les déchets, soit dans un trou préalablement fait soit sur une ancienne carrière sans prendre de précautions spéciales. En Algérie, on compte plus de 30000 décharges sauvages[15].

#### 2. La décharge contrôlée

Ce type de décharge obéit à un certain nombre de règles où toutes les précautions sont prises pour éviter toutes les nuisances engendrées par la mise en décharge[15]. On distingue trois types de décharges contrôlées :

– **La décharge contrôlée traditionnelle :**

Ce procédé consiste à déposer les ordures suffisamment tassées (densité entre 0,6 et 0,8 t/m<sup>3</sup>) en couches successives d'épaisseur modérée (2 m au maximum) afin de favoriser la circulation de l'air. Les couches doivent être soigneusement nivelées, la couverture des couches se fait de préférence avec des matériaux pulvérulents (sable), de 10 à 30 cm d'épaisseur, dans un délai de 48 h est si possible le jour même. La couverture doit former une couche homogène et perméable pour l'eau et l'air.

– **La décharge de déchets broyés :**

Les ordures ménagères sont fractionnées à l'aide d'un broyeur à marteaux ou à couteaux. Après fermentation en tas, le produit est répandu en couches de 1,5 m ou plus. En revanche, si la fermentation se fait sur la décharge, les broyats seront répandus en couches minces d'environ 0,5 m d'épaisseur. . Les matières organiques présentes dans la couche superficielle sont transformées par voie aérobie, en couche inerte qui protège les couches profondes.

– **La décharge contrôlée :**

les ordures sont épandues en couches minces (30 à 50 cm), puis fortement compactées à l'aide d'un compacteur épandeur type « pied de mouton », la densité finale sera comprise entre 0,8 et 1,0 t/m<sup>3</sup>. Le matériau de recouvrement est souvent destiné à

améliorer l'apparence de la décharge. En effet le degré de compactage des déchets rend la prolifération des mouches et des rongeurs difficile et réduit les risques d'incendie [8]. Les différentes études menées montrent que le procédé le plus économique en ce qui concerne l'élimination des déchets en Algérie est la mise en décharge compactée qui représente le Centre d'enfouissement technique.

Actuellement, d'un point de vue technique, on a trois classes d'installations de stockage de déchets en fonction du type de déchets accueillis, qui se différencient notamment par le degré de perméabilité du sous-sol du site aménagé :

- (a) Les centres de stockage de classe I accueillant les déchets industriels spéciaux ultimes dotés d'un substratum présentant une épaisseur minimale de 5 m avec une perméabilité de  $10^{-9}$  m/s ;
- (b) Les centres de stockage de classe II accueillant les déchets ménagers et assimilés ultimes dotés d'un substratum présentant une épaisseur minimale de 1 m avec une perméabilité de  $10^{-9}$  m/s puis une couche de 5 m d'épaisseur minimale avec une perméabilité de  $10^{-6}$  m/s. C'est le cas des CET algériens.
- (c) Enfin les centres de stockage de classe III accueillant les déchets inertes (déblais, gravats...) non soumis à ce jour à exigence particulière de perméabilité [16].

Actuellement, nous avons en Algérie 89 CET en exploitation et 87 décharges contrôlées.

Après dépôt des déchets dans un C.E.T, deux importantes conséquences sur l'environnement sont à noter :

1. La formation du biogaz : Il est normalement récupéré dans un CET.
2. Les jus de décharge ou les lixiviats : Cet effluent véhicule une pollution extrêmement élevée. Il est lui aussi collecté et traité et ce afin d'éviter toute nuisance et dégradation de l'environnement.

### 1.1.7 La valorisation 2<sup>ème</sup> vie des déchets

La valorisation des DMA offre une deuxième vie aux déchets. En gestion des déchets, la valorisation des déchets ou revalorisation (upcycling en anglais) est un ensemble de procédés par lesquels on transforme un déchet matériel ou un produit en apparence inutile en un nouveau matériau ou produit de qualité ou d'utilité supérieure. La valorisation des déchets est généralement considérée comme l'inverse du «décyclage» ou de la mise en décharge du contenu des poubelles. Cette valorisation, à double objectif énergétique et matière, peut également être étendue aux notions de recyclage, de réemploi et de réutilisation des DMA[17].

## 1. Valorisation énergétique

La valorisation énergétique est généralement faite à travers l'incinération. L'incinération consiste à brûler à l'aide d'un incinérateur les déchets souvent collectés, sans tri préalable. Elle présente l'avantage d'une forte réduction de la masse et du volume des déchets. Toutefois, la valorisation énergétique engendre une forte pollution atmosphérique avec l'émission de plusieurs gaz dont certains sont très toxiques et/ou sont à effets de serre. Parmi les gaz issus de l'incinération des DSM, on peut citer les composés organiques volatils, les oxydes d'azote puis les furanes et dioxines spécifiquement mentionnés dans la convention de Stockholm parmi les 12 substances les plus dangereuses. Vis-à-vis de l'incinération, la caractéristique la plus fréquemment utilisée est le PCI, ce procédé est utilisé pour des déchets ayant un PCI élevé ( $PCI > 7200 \text{ KJ/Kg}$ ) et une teneur en eau relativement faible ( $Hu < 50 \%$ ). L'incinération est souvent couplée à une récupération d'énergie. En effet, l'incinération d'une tonne d'ordures ménagères produit entre 1,5 à 2 tonnes de vapeur, soit un équivalent d'énergie de 300 à 350 KWh [18].

Elle consiste à brûler les ordures dans un four spécialement adapté à une température d'environ  $850 \text{ }^\circ\text{C}$  en libérant de la chaleur et de la vapeur, des effluents gazeux (fumées), des mâchefers (30 %) et des cendres volantes (3 - 4 %) [19].

La chaleur est utilisée pour le chauffage collectif ou pour la production d'électricité. Les Mâchefers (déchets ultimes) sont orientés vers la décharge ou réutilisés en travaux publics. L'incinération doit être équipée d'une chaîne complète de traitement de fumées.

## 2. Valorisation de la biomasse : Compostage-Méthanisation

**Le compostage** est un procédé biologique de conversion et de valorisation des matières organiques présentes sous formes animales et végétales qui permet, sous l'action de bactéries aérobies (en présence d'oxygène), leur transformation en substances humiques. Le choix d'une filière de valorisation matière comme le compostage, traitement à faible coût apparaît généralement comme la solution la mieux adaptée aussi bien pour les villes des PED que celles des PI en raison de la proportion importante de matières fermentescibles contenues dans plusieurs catégories de déchets (déchets verts, fractions fermentescibles, papiers, cartons). Cette technique de valorisation de la matière fermentescible est très répandue et adoptée [20].

La figure I.1.4 schématise le processus du compostage.

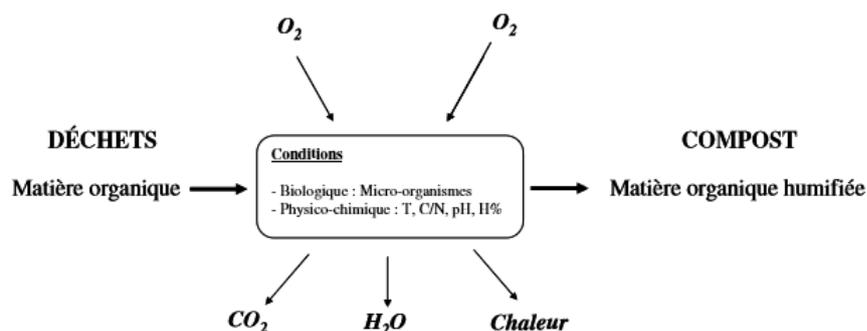


FIGURE I.1.4 – Processus du compostage

Le succès de cette filière est lié à l'obtention d'un produit de qualité permettant d'assurer une bonne image du compost, donc des débouchés stables. Par conséquent, il est nécessaire de maîtriser le procédé de compostage dans chacune de ses étapes afin de s'assurer de la bonne qualité du produit final et à bon prix.

**La méthanisation :** est un processus de déjection anaérobie. Elle est une forme de valorisation énergétique par la biodégradation de la matière organique des déchets conduisant à la libération d'un biogaz. Le biogaz contient environ 50 à 70 % de méthane, fraction la plus riche en énergie. Le déchet initial débarrassé de la fraction organique est appelé digestat, fraction solide. Un post traitement de ce dernier permet d'obtenir in fine un matériau similaire au compost, le méthanisat[17].

### 3. Réemploi–recyclage–réutilisation

C'est l'action par laquelle un déchet va être transformé afin d'être réintroduit comme matériau sur le marché. On parlera alors de Matière Première Secondaire (MPS) ou Matière Première de Recyclage (MPR).

Le recyclage des déchets et le réemploi nécessitent un tri manuel par les acteurs de la filière avant et pendant la collecte ou sur les décharges[21,22]. Cette pratique réalisée par les populations dans les PED offre un marché abondant en produits réutilisables et à faible coût. Les poubelles des ménages regorgent de richesses inestimables qui nourrissent directement ou non les différents intervenants du secteur informel, soit plus de 2 % de la population d'Afrique, d'Asie et d'Amérique latine d'après Gbedo[22].

Le recyclage fait partie de la stratégie de traitement des déchets dite des « trois R » : Réduire le poids de la production industrielle, Réutiliser un produit pour le même usage ou un différent et Recycler.

En Algérie, cette option reste très peu développée et le secteur informel est l'acteur important en matière de récupération[23].

#### 1.1.8 Comparaison des différents modes de traitement

Le choix d'un procédé de traitement dépend de plusieurs paramètres dont la composition et la production quotidienne de déchets, les installations préexistantes, le potentiel recyclable des déchets, les investissements à prévoir, les orientations politiques. . . Aucune technique n'est universelle et applicable en toutes conditions. Le tableau I.1.4 présente les atouts et les contraintes des traitements les plus fréquents dans les villes des P.E.D [11].

Tabl I.1.4 – Comparaison des techniques de traitement des déchets urbains

Technique	Avantages	Inconvénients
1. Mise en décharge traditionnelle	<ul style="list-style-type: none"> <li>• simple</li> <li>• coût</li> <li>• peu qualifié</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• évolution lente, longue (40-50 ans) et sujettes aux conditions locales</li> <li>• émanation de gaz</li> <li>• difficulté de contrôle de la stabilisation</li> </ul>

		<ul style="list-style-type: none"> <li>• réhabilitation coûteuse</li> <li>• occupation importante des sols</li> <li>• contamination des sols, des eaux</li> <li>• dégagements d'odeurs nauséabondes</li> </ul>
2.Mise en décharge contrôlée	<ul style="list-style-type: none"> <li>• coût d'implantation</li> <li>• contrôle de la stabilisation</li> <li>• site réutilisable dans certaines conditions</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• limitation et contrôle des rejets</li> <li>• réhabilitation coûteuse</li> <li>• évolution lente</li> <li>• occupation importante des sols</li> </ul>
3.Incinération	<ul style="list-style-type: none"> <li>• destruction des déchets solides de toute nature</li> <li>• peu d'espace (implantable en milieu urbain)</li> <li>• élimination des déchets biologiquement contaminés</li> <li>• valorisation des mâchefers en remblais routiers</li> <li>• récupération d'énergie</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• coût</li> <li>• personnel qualifié</li> <li>• traitement des fumées exigé avant rejet dans l'atmosphère</li> <li>• présence d'eau</li> <li>• élimination des mâchefers</li> </ul>
4.Compostage	<ul style="list-style-type: none"> <li>• peu d'équipements</li> <li>• personnel peu qualifié</li> <li>• élimination des déchets biologiquement contaminés</li> <li>• amendements pour l'agriculture</li> <li>• destruction des pathogènes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• étape minutieuse de pré-traitement</li> <li>• présence éventuelle de métaux lourds</li> <li>• traitement des fumées exigé avant rejet dans l'atmosphère</li> <li>• mélange des déchets</li> <li>• variations de composition du substrat</li> </ul>

Dans les pays industrialisés (PI), on retrouve souvent l'incinération des DSM et la pratique de valorisation par méthanisation dans les PI [17]. Par contre, la mise en décharge, la valorisation par compostage et le réemploi sont des pratiques couramment rencontrées dans les PED [11]. La mise en décharge est un procédé de traitement qui présente beaucoup d'inconvénients écologiques. Elle est à combiner avec tout autre procédé de traitement comme solution ultime de traitement des déchets.

Souvent, il existe des solutions intermédiaires qui sont un mixage de plusieurs solutions : compostage-incinération ou toute autre combinaison.

Généralement, ce mixage vise la valorisation couplée Energie - Agronomie. En effet, l'incinération et la méthanisation débouchent sur la valorisation à but énergétique alors que le compostage et la méthanisation représente de la valorisation agronomique[17]. En réalité, il n'existe pas un moyen de traitement unique des déchets, il s'en suit que producteurs et gestionnaires de déchets sont confrontés à un même défi : gérer efficacement et utilement les déchets dans le but de minimiser les atteintes à l'environnement, protéger la santé humaine et diminuer les quantités et volume de déchets émis[17].

### **1.1.9 Impacts environnementaux engendrés par les décharges**

La multiplication des décharges spontanées contribue à la contamination des eaux superficielles et souterraines, à la propagation des maladies et à la dégradation du paysage [24]. Il s'agit donc de maîtriser la gestion de quantités de déchets de plus en plus importantes. Il y a plusieurs raisons qui justifient cette gestion : les déchets constituent une menace pour la santé humaine et l'environnement et principalement pour les populations voisines des décharges publiques, à cause des nuisances olfactives et des émissions gazeuses dont certaines sont toxiques comme la dioxine, les acides chlorhydrique et fluorhydrique et les métaux lourds dont les concentrations dans l'air sont très importantes à proximité des décharges, d'où la nécessité de :

- Protéger les eaux superficielles contre le ruissellement des eaux de pluie à travers la surface des décharges et les lixiviats provenant de la décomposition organique des déchets,
- Protéger la qualité des nappes d'eau souterraines situées sous ou à proximité des décharges contre l'infiltration des eaux provenant des décharges,
- Préserver et économiser les sols servant au stockage des déchets. Dans ce qui suit, on se limitera aux déchets solides urbains. Les déchets solides en zone rurale pourront être traités de façon décentralisée dans des digesteurs pour produire du gaz méthane pour les besoins énergétiques des agriculteurs et des rebuts organiques pour l'enrichissement des sols agricoles[25].

CHAPITRE

— 2 —

LES LIXIVIATS DES CENTRES  
D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUES

## 2.1 Les Lixiviats des centres d'enfouissement techniques

### 2.2 Introduction

Le vecteur principal de l'évolution d'une décharge est l'eau. Ses entrées dans un centre de stockage sont constituées de précipitations météoriques directes auxquelles s'ajoute l'eau apportée par les déchets eux-mêmes et les eaux de ruissellement qui entrent dans les alvéoles de stockage. Dans le cas des décharges de déchets non dangereux, c'est-à-dire de classe II, l'eau entraîne des molécules très diverses ce qui favorise la transformation bio-physico-chimique des déchets. Le fonctionnement d'une décharge peut alors être assimilé à un réacteur complexe à multi-compartiments (biologique, minéral et organique) qui sont en permanence en contact les uns avec les autres et qui réagissent de façon interactive. Il en résulte la génération de métabolites gazeux, du biogaz et la formation des lixiviats tous deux vecteurs essentiels de la charge polluante des centres de stockage de déchets non dangereux.

### 2.3 Définition

La législation européenne définit le lixiviat comme étant « tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci » [26]. Le lixiviat provient de l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement en substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension. La compréhension de la genèse des lixiviats implique non seulement la connaissance de la nature des déchets enfouis et le mode d'exploitation du centre de stockage des déchets (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage...) mais aussi l'étude des interactions entre l'eau et les déchets. Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes, ils sont de natures biologique et physico-chimique [27].

Malgré sa complexité, quatre groupes de polluants caractérisent le lixiviat [28] :

- 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, Ni, Pb...) – à l'état de traces.

### 2.4 Fonctionnement d'une Décharge

Les décharges diffèrent selon les conditions géologiques et hydrologiques du site, de la nature et la composition des déchets stockés et du mode de gestion de l'exploitation. Donc chaque décharge est un cas unique et il n'est pas envisageable de déterminer avec précision un mode d'évolution qui serait applicable à tous les centres d'enfouissement technique.

Cependant, le fonctionnement de chacune peut être assimilé à un réacteur bio-physico-chimique

donnant lieu à des réactions et à des évolutions complexes qui aboutissent à la transformation chimique, physique et biologique des déchets.

Certains phénomènes sont communs à la majorité des sites et peuvent être quantifiés permettant ainsi de caractériser l'évolution d'une installation de stockage, en particulier, en ce qui concerne les aspects biologiques, physico-chimiques, hydrauliques et géotechniques[29] :

- Les matières biodégradables mises en décharge font l'objet d'une évolution biologique sous l'action des bactéries aérobies puis des bactéries anaérobies.
- En l'absence de dispositions particulières, l'eau qui s'écoule à travers la masse des déchets produit des lixiviats en se chargeant de substances chimiques ou biologiques.
- Des réactions chimiques ou physiques conduisent à la destruction partielle de la matière et à la solubilisation de certaines espèces ou à leur transformation en gaz.
- Les déchets stockés, et souvent les sols qui les entourent, sont constitués de matériaux hétérogènes sur le plan de leur qualité physique. Les casiers et les alvéoles subissent donc des tassements qui modifient leurs caractéristiques mécaniques et géotechniques.

## 2.5 La formation des lixiviats et leur composition

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

- L'eau initialement contenue dans les déchets lors de leur mise en décharge.
- L'eau produite lors de la décomposition de la matière organique. Cette quantité d'eau s'étale sur plusieurs années, est fonction, notamment, de la composition et de la masse de déchets. Ce mécanisme est très dynamique.
- L'eau infiltrée à travers la couche de recouvrement lors d'épisodes pluvieux. Cette eau constitue la principale source de lixiviats rencontrée. La pluviométrie se transforme principalement en eau d'infiltration ou de ruissellement, la prépondérance de l'une par rapport à l'autre étant fonction de l'intensité de la pluie, de la topographie et de la pente du terrain, et de la nature de la végétation.

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

### 2.5.1 Différents paramètres influant sur les lixiviats

#### a) Influence du compactage

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

### **b) Influence de la couverture**

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

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

- La composition des déchets enfouis.
- Le bilan hydrique.
- Le mode de l'exploitation de la décharge.
- L'âge de la décharge.

### **c) Influence de la surface d'exploitation et de la hauteur des déchets sur les lixiviats**

Plus la surface d'exploitation est importante, plus l'influence de la pluviométrie se fait sentir. De plus, plus longtemps cette exploitation durera et plus longtemps elle sera exposée à l'influence des précipitations. Parallèlement, la hauteur des déchets dans une décharge peut influencer sur la quantité de lixiviats produits. En général, les décharges plus profondes absorbent plus d'eau avant la lixiviation mais produisent aussi des lixiviats sur une plus longue période de temps que les décharges moins profondes de surface similaire. De même, une grande hauteur de déchets permet d'atténuer l'influence des fluctuations climatiques extérieures sur la température interne de la décharge. En effet, une décharge profonde ou une hauteur de déchets importante se comporte comme une masse calorifugée ce qui permet de maintenir la température du milieu dans les limites compatibles avec le développement de certaines bactéries régissant la biodégradation (méthanogène). Par contre, les phénomènes anaérobies deviennent prépondérants, si la hauteur des déchets est importante, car la pénétration de l'oxygène atmosphérique au sein de la décharge devient difficile. La dégradation des déchets sera plus lente, le processus anaérobie étant plus lent que le processus aérobie[30].

### **d) Influence du climat et de l'hydrogéologie sur le lixiviat**

Dans la pratique, il a été remarqué que d'une région à l'autre, les conditions météorologiques, notamment la pluviométrie et l'évapotranspiration, peuvent varier du simple au double : quant à l'hydrogéologie autre facteur d'influence sur la quantité d'eau entrant et sortant de la décharge ; elle agit par deux moyens différents : L'hydrologie de surface se rapportant à l'influence des cours d'eau et du ruissellement sur le site. L'hydrogéologie se rapportant plutôt à l'influence des systèmes aquifères et leurs mouvements dans le sol et aux alentours du site. Si les principaux facteurs d'influence sur la quantité de l'eau entrante ou sortante de la décharge sont effectivement : Le climat, l'hydrologie de surface et l'hydrogéologie, ces trois paramètres sont aussi importants quant à la composition et à la concentration du lixiviat. En effet, l'eau provenant de l'une de ces sources et s'infiltrant au sein de la décharge, permet à la fois, la solubilisation plus ou moins complète des éléments solubles et l'entraînement mécanique des substances insolubles dans le lixiviat final[30].

## **2.5.2 Indicateurs chimiques dans les lixiviats**

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

### a) Evolution du pH

Son évolution est une fonction linéaire du temps pour une courte période de vie de la décharge, essentiellement durant l'utilisation des AGV [31]. Le tableau I.2.1 résume l'évolution du pH en fonction de l'âge de la décharge.

Tabl I.2.1 – Evolution du pH des lixiviats en fonction de l'âge de la décharge

Age de la décharge	pH des lixiviats
0 à 2 ans	Acidification importante et variable
2 à 6 ans	$\text{pH} = 0.71 \times t + 4.5$
Après 6 ans	Stabilisation du pH à 8-8.5

\*t= nombre d'année

### b) Le carbone organique dissous

C'est le carbone dissous disponible pour la biodégradation dans le lixiviat et pour estimer l'impact potentiel des déchets sur l'environnement. C'est le paramètre indicateur du degré de stabilisation le plus adapté pour le compost [6]. C'est en effet le paramètre le plus facilement actif dans le compost étant donné que le carbone organique extrait de déchets frais est constitué de sucres, hémicellulose, substances phénoliques, acides aminés, peptides ou d'autres substances facilement biodégradables [6].

### c) Le rapport $\text{DBO}_5/\text{DCO}$

Le rapport  $\text{DBO}_5/\text{DCO}$  permet d'estimer la biodégradabilité de la matière organique. Ce ratio est généralement corrélé à l'âge des lixiviats et donc au degré d'avancement de la stabilisation du massif. Une diminution de ce rapport et donc de la biodégradabilité est observée avec l'âge du déchet [6].

- Si Le rapport  $\text{DBO}_5/\text{DCO}$  : Moyenne,  $> 0.3$  : Lixiviats jeunes.
- Si Le rapport  $\text{DBO}_5/\text{DCO}$  : Assez faible, 0.1 à 0.3 : Lixiviats intermédiaires.
- Si Le rapport  $\text{DBO}_5/\text{DCO}$  : Très faible,  $< 0.1$  : Lixiviats stabilisés.

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

## 2.6 Phases d'évolution des lixiviats

### 2.6.1 Les mécanismes physico-chimiques

Les principaux mécanismes sont :

a) **La dissolution** : le degré de broyage ou l'état de division des déchets modifie leur surface spécifique.

**b) La solubilisation** (milieu acide) ou la précipitation (sulfates, carbonates) selon les principaux paramètres du milieu (pH, potentiel d'oxydoréduction, capacité tampon, présence d'agents complexant et d'espèces coprécipitables).

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

## 2.6.2 Les processus biologiques :

Les processus biologiques aérobie et anaérobie jouent un rôle prépondérant dans la genèse des lixiviats :

### a) Mécanismes biologiques aérobie :

Tant que la densité des déchets permet le passage de l'oxygène (faible compactage et absence de couverture, immédiatement après le dépôt des déchets par exemple), une fermentation aérobie se produit. Identique aux premières étapes de compostage, elle conduit à la production de  $\text{CO}_2$ , d'eau et de chaleur. La température s'élève jusqu'à  $60\text{ }^\circ\text{C}$  au sein de la masse de déchets[30].

### b) Mécanismes biologiques anaérobie :

On distingue en général cinq phases d'évolution :

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

**2. Acidogénèse** :C'est la formation des acides gras volatils (AGV) devenant prépondérants dans la structure organique des lixiviats, à partir des produits d'hydrolyse. Il se produit une diminution du pH, une complexation des espèces métalliques, une consommation de l'azote et du phosphore pour la croissance de la biomasse avec production de  $\text{CO}_2$  et de  $\text{H}_2$ .

**3. Acétogénèse** :Les acides gras volatils et les alcools sont transformés en acide acétique,  $\text{CO}_2$  et  $\text{H}_2$ .

**4. Méthanogène** :Les métabolites intermédiaires sont transformés en  $\text{CH}_4$  et  $\text{CO}_2$ . Le pH remonte sous le contrôle de la capacité tampon des carbonates. Le potentiel redox est à sa valeur minimale, les espèces métalliques sont complexées et précipitent. La charge organique diminue fortement en liaison avec l'augmentation de la production de biogaz.

**5. Maturation** :C'est la fin des phénomènes de biodégradation, avec stabilisation de la matière organique et chute de la production de biogaz. Il y a métabolisation très lente des produits peu

biodégradables avec formation des molécules complexes de type acides humiques.

Ainsi les déchets enfouis servent de substrats aux micro-organismes hétérotrophes (bactéries, levures, champignons) responsables de la dégradation de la fraction organique fermentescible. Les effets de cette activité microbiologique peuvent être multiples, directs ou indirects et déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires. Il en résulte alors une modification des conditions du milieu (pH, température, potentiel d'oxydoréduction) [2].

Le tableau I.2.2 montre les effets des processus biologique qui ont lieu au sein d'une décharge [32] :

Tabl I.2.2 – Effets des mécanismes biologiques sur les conditions du milieu

Type d'effets	Nature des effets
Effets directs	Généralisation de métabolites solubles minéraux et organiques Généralisation de métabolites gazeux Réduction de biomasse en excès
Effets indirects	Effets sur les condition du milieu : pH, Oxydoréduction, Température Influence de ces conditions sur la solubilisation des matières solides et la précipitation d'espèces dissoutes Réactions chimiques et physico-chimiques des métabolites avec le déchet ou ses produits de lixiviation

## 2.7 Types de lixiviats

On distingue entre trois types de lixiviats suivant le stade d'évolution biologique des déchets :

### 2.7.1 Lixiviats jeune

Ces lixiviats d'un âge inférieur à 5 ans se caractérisent par une charge organique élevée relativement biodégradable (seuil de biodégradabilité  $DBO_5/DCO > 0,3$ ) constituée principalement d'acides gras volatils [27]. Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à  $2g.L^{-1}$ ) du fait de leur pH relativement bas ( $< 6,5$ ). Ils correspondent aux premières phases non méthanogènes de l'évolution d'une décharge [33].

### 2.7.2 Lixiviats intermédiaires

Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils se raréfient (20 à 30% de la charge du lixiviat) au profit de composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat (seuil de biodégradabilité  $DBO_5/DCO$  compris entre 0,1 et 0,3). Ces lixiviats d'un âge entre 5 et 10 ans correspondent globalement à la phase méthanogène stable.

### 2.7.3 Lixiviats stabilisés

Ces lixiviats d'un âge supérieur à 10 ans sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement de substances humiques (acides fulviques et humiques) de hauts poids moléculaire (la DCO dépasse  $3000 \text{ mg.L}^{-1}$ ) qui sont réfractaires à la biodégradation ( $\text{DBO}_5/\text{DCO} < 0,1$ ). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge [27]. Le tableau I.2.3 présente les principales caractéristiques des différents types de lixiviats [34] :

Tabl I.2.3 – Comparaison des lixiviats selon l'âge de la décharge

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

D'après les différents paramètres donnés par ce tableau :

- un lixiviat jeune âgé de moins de 5 ans se situerait encore en phase d'acidogénèse.
- un lixiviat intermédiaire dont l'âge serait compris entre 5 et 10 ans correspondrait à la mise en place des phases d'acétogénèse et de méthanogénèse.
- un lixiviat d'âge supérieur à 10 ans, dit « stabilisé » appartiendrait aux phases de méthanogénèse et de maturation.

Cependant la qualité du lixiviat n'évolue pas toujours de la même façon et l'âge du lixiviat n'apparaît pas comme un facteur déterminant pour définir l'état de dégradation d'un déchet. Pour les lixiviats jeunes : des traitements biologiques permettent d'abattre la charge organique (Lagunage aéré, boues activées, procédés à cultures fixées...); alors que pour des lixiviats anciens, les traitements physicochimiques sont souvent préférés (coagulation-floculation, précipitation à la chaux, oxydation, procédés membranaires...).

## 2.8 Estimation des lixiviats générés

L'évaluation des volumes de lixiviats produits peut être obtenue en faisant un bilan hydrique en tenant compte des conditions naturelles et du mode d'exploitation [29]. A cet effet l'équation (2.1) est souvent utilisée, Où :

$$P + E_D + R_1 = I + E + E_{TR} + R_2 \quad (2.1)$$

Avec :

- P est le volume des précipitations ;
- $E_D$  est le volume d'eau apporté par les déchets ;
- $R_1$  est le volume d'eau apporté par ruissellement ;
- I est le volume de lixiviats infiltrés dans le sous-sol à travers le fond de la décharge ;
- E est le volume de lixiviats collectés ;
- $E_{TR}$  est le volume d'eau éliminé par évapotranspiration réelle ;
- $R_2$  est le volume d'eau exporté de la décharge par ruissellement.

Cette approche très conceptuelle ne rend pas totalement compte de la complexité des phénomènes réels mais fournit des indications sur la sensibilité des systèmes à travers l'analyse paramétrique. Elle permet de prévoir l'évolution du système dans le temps à partir de modèles calés sur les observations de terrain.

## 2.9 Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine

Suite au dépôt dans une décharge, les déchets sont soumis à des processus de dégradation liés à des réactions biologiques et physico-chimiques complexes. L'eau s'y infiltre et produit des lixiviats chargés en substances organiques ou minérales qui engendrent une pollution essentiellement de type organique et métallique en relation avec la biodégradation naturelle des déchets confinés et avec leurs composants anthropiques qui libèrent de nombreuses substances toxiques dans le milieu naturel. Sur les sites de décharges on rencontre essentiellement trois types de pollution [35] :

- Pollution par les matières organiques et/ou minérales.
- Pollution par les métaux lourds.
- Pollution par les microorganismes

### 2.9.1 Pollution par les métaux lourds

La migration des métaux lourds dans les sols (à partir de décharge suite à la lixiviation) et leur infiltration vers les eaux souterraines met en jeu un grand nombre de phénomènes : solubilisation à pH acide, complexation par la matière organique de type humique, précipitation à pH basique, rétention des matières en suspension sur des particules de sol, adsorption des ions ou des molécules à la surface des grains de matrice poreuse, phénomène d'échange d'ions... [36].

## 2.9.2 Pollution par les microorganismes

Plusieurs maladies hydriques sont causées par la consommation des eaux contaminées par les lixiviats qui contiennent des microorganismes pathogènes. Durant la dernière décennie, les problèmes relatifs à l'eau sont devenus de plus en plus vastes, avec l'émergence de nouvelles maladies infectieuses et la réémergence d'autres qui sont déjà connues. (salmonelle, choléra, shigellose)[35].

## 2.9.3 La pollution hydrique

Le risque de pollution des eaux par des décharges est un problème qui préoccupe de plus en plus les hydrogéologues et les spécialistes de la qualité de l'eau. Ainsi, de nombreuses études réalisées dans plusieurs, ont montré que ce risque n'est pas négligeable. La contamination affectera aussi bien les eaux souterraines que les eaux de surface. En ce qui concerne les eaux superficielles, la contamination peut avoir lieu soit lors du lessivage du dépôt par ruissellement des eaux de pluie, soit par les résurgences est essentiellement des eaux interactions des lixiviats avec le sous-sol. Ces interactions dépendent des particules effectivement retenues par les minéraux argileux (silicate d'aluminium, de fer, de magnésium) plus ou moins hydratés. Elles dépendent aussi des propriétés physico-chimiques des argiles et de leur comportement au cours du temps, du comportement des produits organiques et leurs interférences avec les matières argileuses et enfin du comportement des métaux lourds [15].

A titre d'exemple, nous présentons en tableau I.2.4 l'évolution de quelques métaux [15].

Tabl I.2.4 – Evolution des principaux métaux

	<b>Cuivre (Cu)</b>	<b>Zink (Zn)</b>	<b>Cadmium (Cd)</b>
<b>Conditions d'adsorption maximum</b>	PH=6 par le sol le plus acide et argileux	6.3<PH<7.1 pour le sol plus acide et argileux	4<PH<5 Forte mobilité dans les sols acides et argileux la compétition est plus marquée pour Cd avec Alet Mn
<b>Influences des autres cations sur l'adsorption de l'ion</b>	PH<5 pas d'influence du Zn et du Cd PH=8 diminution de l'adsorption du Cu en présence de Zn et Cd Adsorption plus faible en présence de Cu et Zn	A bas PH Cu et Cd diminue l'adsorption du Zn	Absorption plus faible en présence de Cu et Zn

CHAPITRE

— 3 —

TECHNIQUES DE TRAITEMENT DES  
LIXIVIATS

## 3.1 Techniques de traitement des lixiviats

### 3.2 Introduction

Les lixiviats sont des effluents complexes qui ont été identifiés en tant que sources potentielles de contamination d'eaux de surface, ils peuvent aussi s'infiltrer à travers des sols et sous-sols, causant la pollution des eaux souterraines dont le traitement nécessite une expertise particulière. Bien que les procédés potentiellement applicables dérivent pour la majorité du traitement des eaux usées, leur mise en œuvre obéit à des contraintes spécifiques. Contrairement à certains types d'effluents, le traitement "type" n'existe pas. À la diversité des composés présents dans les lixiviats répond une variété de procédés et de technologies spécifiques qui s'associent et se combinent pour arriver au résultat souhaité.

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

- Procédés classiques,
- Nouveaux procédés de traitement.

### 3.3 Les méthodes classiques

#### 3.3.1 Méthodes biologiques

L'élimination de polluants organiques des eaux est effectuée par le biais de micro-organismes qui constitue le moyen biologique que la nature a utilisé pour l'épuration des milieux naturels.

Grâce à sa fiabilité, sa simplicité et son rapport coût-efficacité élevé, le traitement biologique est fréquemment utilisé pour le traitement de la majeure partie du lixiviat contenant des concentrations élevées de DBO. Dans les conditions aérobies, la biodégradation des composés organiques donne du dioxyde de carbone et des boues, et du biogaz (un mélange composé principalement de  $\text{CO}_2$  et  $\text{CH}_4$ ) dans les conditions anaérobies. Les traitements biologiques se sont révélés très efficaces pour éliminer les matières organiques et azotées des jeunes lixiviats lorsque le DBO/DCO a une valeur élevée ( $>0,3$ ). Avec le temps, la présence importante de composés réfractaires (principalement des acides humiques et fulviques) tend à limiter l'efficacité du processus [29]. Le tableau I.3.1 résume les procédés aérobies et les procédés anaérobies [37].

Tabl I.3.1 – Classification des procédés biologiques de traitement des lixiviats

	<b>Aérobic</b>	<b>Anaérobic</b>
<b>Culture «libre»</b>	Boues activées : <ul style="list-style-type: none"> <li>• procédé classique (bassin d'aération + clarificateur)</li> <li>• Réacteur Biologique Séquentiel (RBS)</li> <li>• Bioréacteur à Membranes</li> </ul>	Digesteur conventionnel Réacteur biologique Séquentiel  Réacteur de type UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket)
<b>Culture «fixée»</b>	Lit bactérien fixe ou fluidisé	Filtre hybride (culture mixte) Lit bactérien fixe ou fluidisé

### Traitement aérobie

Les traitements biologiques aérobie font appel aux micro-organismes naturellement présents dans le milieu naturel pour dégrader les polluants présents. L'apport d'oxygène peut être naturel (le vent ou système de cascade) dans les petites installations de lagunage ou artificiel (turbine ou diffusion de microbulles) et dans les stations d'épuration de type "boues activées"[29].

Les bactéries peuvent être libres (boue activée, lagunage) ou fixées (lit bactérien, filtres plantés, filtres à sable, bio-filtre) ou même sous forme de biodisques.

Même si les processus aérobie se sont révélés efficaces pour l'élimination des polluants organiques et de l'ammoniac, beaucoup d'inconvénients nous mènent à se concentrer sur d'autres technologies.

Parmi ces inconvénients on cite [29] :

- La demande d'une grande période d'aération ;
- La haute demande énergétique et l'excès de la production de boues ;
- Une inhibition microbienne due à la haute teneur en azote ammoniacal .

### Traitement anaérobic

Les traitements anaérobies se révèlent particulièrement adaptés à des lixiviats jeunes, caractérisés par de fortes teneurs en matières organiques riches en composés facilement biodégradables ( $DBO > 500 \text{ mg.L}^{-1}$ ) tels que des AGV, des alcools, des aldéhydes[37].

La littérature récente indique que les systèmes anaérobies permettent d'éliminer en moyenne 70 à 80 % de la DCO et environ 90 % de la  $DBO_5$  des lixiviats. De même, ils offrent des coûts de fonctionnement réduits, permettent d'achever la dénitrification plus rapidement[37].

le traitement anaérobic offre de nombreux avantages (comparativement au traitement aérobie) : faible production de boues qui sont stabilisées, production d'un gaz combustible comme sous-produit, le méthane [38]. Le tableau I.3.2 résume les avantages et les inconvénients des systèmes anaérobic par rapport aux système aérobie [37].

Tabl I.3.2 – Avantage et inconvénients des systèmes anaérobic par rapport aux système aérobie.

<b>Avantages</b>	<b>Inconvénients</b>
<ul style="list-style-type: none"><li>• Pas d'équipement d'aération (économie d'énergie)</li><li>• Moins de boue à disposer</li><li>• Traitement de fortes charges en DCO (1 à 30 g.L<sup>-1</sup>)</li><li>• Production de méthane pour fourniture d'énergie</li><li>• Le procédé réduit fortement les pathogènes</li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Temps de séjour important (grand volume de réacteur requis)</li><li>• Mauvaises odeurs (H<sub>2</sub>S, mercaptans)</li><li>• Température élevées requises (35°C)</li> <li>• Sédimentation de la biomasse anaérobie plus difficile que celle des boues activées</li><li>• Opération plus sensible aux chocs (charge, pH)</li><li>• Pour une bonne épuration, nécessité d'un traitement aérobie ultérieur</li><li>• Inhérent au biogaz (incendie, explosion)</li></ul>

### 3.3.2 Méthodes chimiques

Les méthodes chimiques les plus utilisées sont :

- L'oxydation par l'ozone.
- La coagulation-floculation.
- L'oxydation fenton.
- La précipitation chimique.

#### 1. Oxydation par l'ozone :

L'ozone est un oxydant puissant qui détruit les molécules organiques réfractaires, suivant sa concentration et rend biodégradable une partie de la pollution. Il est en général associé aux ultraviolets, au peroxyde d'hydrogène ou à d'autres catalyseurs [6].

#### 2. Coagulation-floculation :

De nombreuses eaux usées industrielles sont des suspensions fines ou des solutions colloïdales, ces solutions sont très stables et il est ainsi impossible de les purifier par des moyens conventionnels comme la décantation. En effet ces particules ont une vitesse de sédimentation négligeable à l'échelle humaine, par conséquent seule une augmentation de leur diamètre moyen est en mesure d'induire la décantation. Pour cela les deux principales techniques sont la coagulation et la floculation. La coagulation a pour but majeur de déstabiliser les solutions colloïdales en atténuant la charge de surface, tandis que la floculation exerce son action grâce à la formation d'entités plus massives que les particules en suspension appelées floes[39].

**a. Principe :** Dans certains effluents, les colloïdes sont généralement chargés négativement et se repoussent mutuellement. Afin de neutraliser cette charge superficielle négative, on ajoute des cations qui forment une couche autour du colloïde favorisant le rapprochement des particules : il s'agit de la coagulation, le réactif cationique ajouté est le coagulant.

**b. Application et mise en œuvre :** La coagulation permet aussi de piéger les polluants organiques.

L'addition du coagulant doit être réalisée dans une zone de turbulence de façon à favoriser le contact entre particules. Ainsi une agitation d'une vitesse de l'ordre de 100 à 500 tr/min est nécessaire.

Le choix du coagulant se fait principalement suivant trois critères :

- sa valence : la coagulation est d'autant plus efficace que la valence du cation est élevée,
- son innocuité,
- son coût.

Ainsi, les sels d'aluminium III et de fer III sont les coagulants minéraux les plus couramment utilisés, notamment :

- les sulfates d'aluminium III et de fer III,
- les chlorures d'aluminium III et de fer III,
- les mélanges de sulfates et de chaux,

- le chlorosulfate de fer  $\text{FeSO}_4\text{Cl}$ ,

Les conditions de pH sont prépondérantes dans le phénomène de coagulation : le pH optimal pour ce processus varie entre 6 et 7,5 pour les sels d'aluminium et entre 5,5 et 6 pour les sels ferriques.

L'agitation du système se fait pas des mélangeurs rapide (par exemple à hélices) et consomme donc une quantité importante d'énergie. En contrepartie cette phase ne nécessite qu'un temps de séjour faible n'excédant jamais 5 minutes.

**c. Performances :** Le tableau I.3.3 résume les performances d'abattage de certains polluants par coagulation-floculation :

Tabl I.3.3 – Performance d'abattage de la charge en molécules polluantes par coagulation (d'après Techniques de l'Ingénieur)

Polluant	Efficacité de traitement %
Ag, Cr(III), As	100
Pb, Hg, Cd	50 à 90
Cu, Zn, Ni, Ba	<50
Cr(IV), Mo	0
DDT	75-80
HCB(hexachlorobenzene)	59
Aldrin (pesticide)	100
Dieldrin (pesticide)	50
Endrin (pesticide)	43
PCBs (biphényles polychlorés)	30-40
Composés du Tributylétain(antialgues)	>90
Trichloro éthène	36
Perchloro éthène	30

**d. Les inconvénients :** Les coagulants minéraux induisent la formation d'hydroxydes précipités, ce qui entraîne un volume de boues produites important. L'utilisation de coagulants organiques de synthèse permet de réduire considérablement le volume de boues formées, toutefois ils sont dans certains cas moins efficaces. L'utilisation conjointe des deux types de coagulant permet donc une très nette diminution de la quantité de coagulant minéral nécessaire (40 à 80%) tout en assurant un moindre volume de boue produite[39].

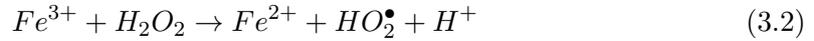
### 3. Oxydation fenton :

L'action du réactif de Fenton sur l'acide tartrique a été observée par Fenton. Depuis lors, cette technique est utilisée pour dégrader différents composés organiques présents dans les eaux usées. Dans le procédé traditionnel de Fenton, le peroxyde d'hydrogène  $\text{H}_2\text{O}_2$  réagit avec l'ion ferreux  $\text{Fe}^{2+}$  pour former le radical hydroxyle  $\text{OH}^\bullet$  qui est un oxydant puissant non sélectif ( $E = 2,73 \text{ V}$ ), (Équation (3.1)). Ce dernier est capable de dégrader la majeure partie des composés organiques jusqu'à l'étape ultime de la minéralisation [40].



En dehors de la réaction principale de Fenton, une série de réactions secondaires aura lieu dans le milieu réactionnel (équations 3.2 à 3.7) [41].

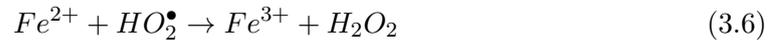
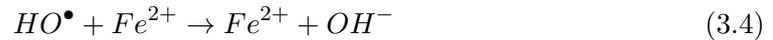
(a) Initiation



(b) Propagation



(c) Terminaison



Même si la vitesse de formation du radical hydroxyle dans la réaction (3.1) est assez rapide ( $k_{23} = 70 \text{ M}^{-1}.\text{s}^{-1}$ ), l'ion ferreux et le peroxyde d'hydrogène entrent très rapidement en réaction avec le radical  $HO^\bullet$  à une cinétique très rapide :  $k = 3,3.10^7 \text{ M}^{-1}.\text{s}^{-1}$  pour  $H_2O_2$  et  $k = 3,2.10^8 \text{ M}^{-1}.\text{s}^{-1}$  pour  $Fe^{2+}$ . De plus, la réaction de la régénération du Fe(II) à partir du Fe(III) par le peroxyde d'hydrogène (Réaction (3.2)) se fait avec une cinétique lente  $k = 10^{-3} - 10^{-2} \text{ M}^{-1}.\text{s}^{-1}$  [40].

Ces phénomènes peuvent limiter la disponibilité du radical hydroxyle dans la solution et diminuer par conséquent l'efficacité de dégradation des polluants. En outre, les quantités importantes de fer(II) et de peroxyde ajoutées pour maintenir la productivité du radical hydroxyle peuvent entraîner un surplus de production des boues d'hydroxydes ferrique suite à la coagulation des colloïdes par le fer(III) [40].

#### 4. Précipitation chimique

Grâce à son efficacité, sa simplicité et les équipements peu coûteux utilisés, la précipitation chimique a été utilisée pour l'élimination des composés organiques bio-récalcitrants, de l'azote ammoniacal et des métaux lourds à partir des lixiviats. Au cours de la précipitation chimique, les ions dissous dans la solution se transforment en composés insolubles par des réactions chimiques. De la même manière, les métaux présents dans la solution précipitent sous forme d'hydroxydes. La struvite (phosphate d'ammonium magnésien (MAP)) ou la chaux sont généralement employées comme précipitant en fonction de la nature de la cible ( $NH_3-N$  ou métaux lourds) [29]. Les inconvénients de la précipitation chimique sont : la forte dose de précipitant nécessaire, la sensibilité du processus au pH, la production de boues et la nécessité de poursuivre l'élimination des boues [29].

### 3.3.3 Méthode physique

On distingue l'adsorption et la filtration membranaire.

#### a) L'adsorption

L'adsorption est une technique de séparation très efficace basée sur la propriété de certains matériaux adsorbants de fixer des molécules organiques de la phase liquide. Il s'agit donc d'un transfert de masse de la phase liquide vers la phase solide à laquelle le composé organique a tendance à se lier en raison d'interactions préférentielles. L'élimination des polluants organiques dans les solutions aqueuses par adsorption a fait l'objet d'un grand nombre de travaux [42].

L'adsorption des polluants sur charbon actif, en colonne ou sous forme de poudre, donne un bon taux d'abattement de la DCO par rapport aux méthodes chimiques et ce quelle que soit la concentration initiale de la solution en matière organique. D'après de nombreux travaux, la méthode d'adsorption sur charbon actif a été utilisée en conjonction avec des procédés biologiques pour le traitement des lixiviats. Rodriguez et al. [29] ont étudié la performance de différentes résines pour la suppression de la matière organique bio-récalcitrante et ont montré que le charbon actif dévoile la plus forte capacité d'adsorption. Les problèmes majeurs de cette technique sont l'obligation de régénérer de façon régulière les colonnes ainsi que la forte consommation de charbon actif [29].

#### b) Méthodes membranaires

Contrairement à la filtration classique où la suspension à traiter arrive perpendiculairement à la surface filtrante, dans la technique membranaire l'écoulement du fluide à séparer est continu et tangentiel. Le taux de transfert de la solution à traiter se divise au niveau de la membrane en deux parties de concentrations différentes :

- Une fraction qui traverse la membrane et qui constitue le débit de perméat,
- Une fraction, comportant aussi les particules retenues, qui demeure à la surface de la membrane et constitue le débit de concentrat ou rétentat [39].

##### 1. La microfiltration et l'ultrafiltration :

On considère que l'ultrafiltration s'adresse à des particules solubles tandis que la microfiltration cible en fait plutôt la séparation des particules en suspension.

En microfiltration la sélectivité est caractérisée par le diamètre des pores. Cette technique de séparation met en œuvre des membranes dont les diamètres de pores sont compris entre 0,1 et 10  $\mu\text{m}$ . Il permet ainsi la rétention des particules en suspension, des bactéries et indirectement des colloïdes et de certains ions suite à fixation de ceux-ci sur des plus grosses particules obtenues par complexation, précipitation ou floculation. La pression appliquée est souvent de 0,2 à 3 bars [39].

En ultrafiltration la sélectivité est caractérisée par le seuil de coupure qui correspond à la masse molaire au-delà de laquelle tous les solutés sont arrêtés (90% le plus souvent). L'ultrafiltration utilise des membranes microporeuses dont les diamètres de

pores sont compris entre 1 et 100 nm et nécessite l'application de différences de pression transmembranaire comprises entre 3 et 10 bars environ. De telles membranes laissent passer les petites molécules (eau, sels) et stoppent les molécules de masse molaire élevée (polymères, protéines, colloïdes). L'ultrafiltration permet de fractionner une solution contenant des macromolécules de taille relativement proche. Pour cette raison, cette technique est utilisée pour l'élimination de macrosolutés présents dans les effluents ou dans l'eau à usage domestique, industriel (électronique) ou médical. Parmi les plus importantes applications de la microfiltration et l'ultrafiltration on peut citer : le traitement des eaux , l'industrie laitière , industrie agroalimentaire , dépollution des eaux industrielles , valorisation de certains déchets industriels et en biotechnologie.

## 2. La nanofiltration :

Du fait de ses caractéristiques uniques entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse, la nanofiltration a montré ses preuves dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats [43]. Cette technique a la capacité de supprimer les particules d'un poids moléculaire au dessus de 300 Da ainsi que les substances inorganiques par le biais des interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. La nanofiltration utilise généralement des membranes en polymère moléculaire de coupure entre 200 et 2000 Da [29].

Elle a été utilisée en combinaison avec des méthodes physiques et il s'est avéré que les résultats obtenus sont satisfaisants. En effet, le taux d'abattement de la DCO obtenu est de l'ordre de 70-80% [44].

Cependant, le succès du high tech des membranes requiert un bon contrôle contre le colmatage. En effet, lors du 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.

## 3. L'osmose inverse : L'osmose inverse paraît être l'un des procédés les plus prometteurs 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 cette méthode dans l'élimination des contaminants présents dans les lixiviats [29]. Les taux d'abattement de la DCO et des métaux lourds sont respectivement supérieurs à 98 et 99%.

Malgré ses bénéfices, l'osmose inverse présente plusieurs inconvénients qui sont : la faible rétention des petites molécules qui transitent via la membrane et la possibilité de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane. Autre limitation de l'osmose inverse est l'importante consommation en énergie. Peters [29] a ajouté que le prix de l'utilisation énergétique représentait approximativement 60-80% du prix de traitement.

## 3.4 Comparaison des procédés classiques de traitement

Le choix d'un type de traitement nécessite toujours l'étude des avantages et des inconvénients des différents procédés. Le tableau I.3.4 présente une comparaison en les procédés classiques de traitement [39].

Tabl I.3.4 – Comparaison des procédés classiques de traitement

Procédés	caractéristiques	Avantages	Inconvénient
<b>Biologique</b>	-Utilisation de culture bactérienne	-Peu Onéreux - Eliminent $\text{NH}_3$ , $\text{NH}_4^+$ , le fer et la matière organique biodégradable	- Production importante de boue - Inefficaces en présence de polluants toxiques et non biodégradables
<b>Physiques (filtrationsur charbon actif, membranaire)</b>	Non dégradatifs	- Séparation des polluants particulaire ou dissous	- Cout d'investissement et énergétiques élevé  - Génération des consantrats
<b>Physico-chimiques</b>	Fixation des polluants par coagumation et séparation des floes formées	- Séparation des polluants en suspension et des particules colloïdales	- Utilisation de produit chimiques  - Formation de boues
<b>Chimiques</b>	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

## 3.5 Les nouveaux procédés de traitement

### 3.5.1 Electrocoagulation

#### a) Définition :

C'est un procédé électrochimique d'oxydation indirect dans lequel un réactif redox dissous existe ou est généré à partir de l'électrolyte ou à partir de la phase de l'électrode dans le but de participer à la réaction de coagulation[45].

Les électrodes sont généralement en alliages d'aluminium ou de fer et peuvent être arrangées en mode mono-polaire ou bipolaire[46].

## b) Théorie de l'électrocoagulation :

L'EC est un procédé complexe impliquant plusieurs phénomènes physiques et chimiques qui utilisent des électrodes consommables (sacrificielles) pour fournir des ions dans l'effluent des eaux usées.

Trois étapes successives principales sont impliquées durant l'EC :

- Formation des coagulants par oxydation électrolytique de l'électrode sacrificielle.
- Déstabilisation des contaminants, suspension particulaire et rupture des émulsions.
- Agrégation des phases déstabilisées pour former les floes.

Le mécanisme de déstabilisation des contaminants, de la suspension particulaire et la rupture des émulsions peut être résumé comme suit[45] :

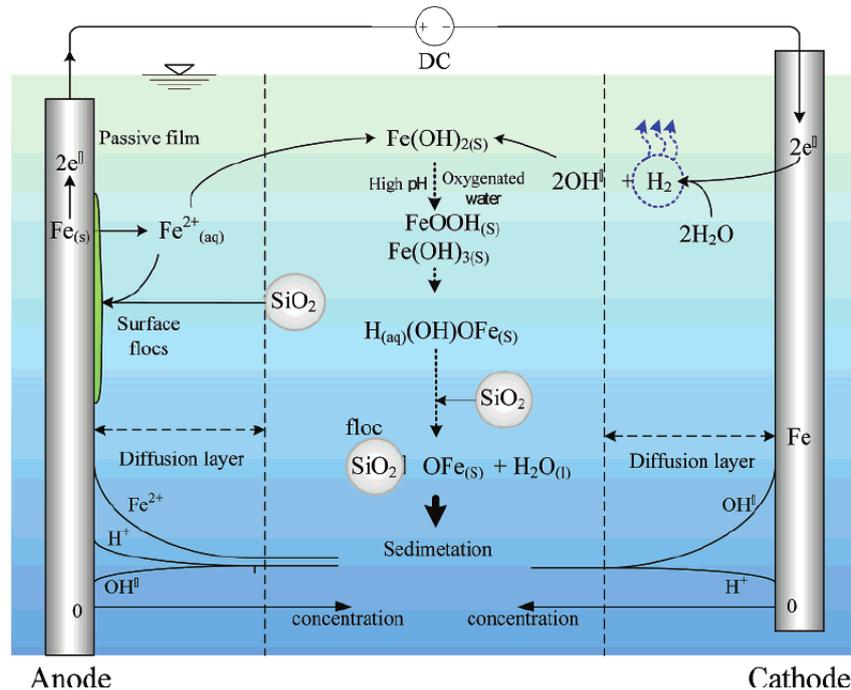
1. Compression de la couche diffuse autour des espèces chargées par les interactions avec les ions générés par l'oxydation de l'anode sacrificielle.
2. Neutralisation de la charge des espèces ioniques présentes dans le rejet aqueux à l'encontre des ions produits par dissolution électrochimique de l'anode sacrificielle. Ces ions réduisent la répulsion électrostatique entre les particules jusqu'à ce que les forces d'attraction de Van der Waals prédominent, causant ainsi la coagulation.
3. Formation du floe : le floe formé suite à la coagulation crée les boues qui piègent et relient les particules colloïdales restant dans le milieu aqueux.

Les floes d'hydroxydes métalliques-colloïdes obtenus sont ensuite séparés du liquide purifié par électro-flottation ou sédimentation. L'électro-flottation est la conséquence de l'ascension des bulles de gaz qui entraînent les floes par flottation. En effet, l'électrolyse de l'eau génère des microbulles d'hydrogène à la cathode et dans une moindre part d'oxygène à l'anode. Leur densité et leur géométrie est un facteur important. De manière générale, plus le rapport surface/volume des floes est grand, plus ils pourront fixer les microbulles [46].

## c) Principe de l'électrocoagulation :

Le procédé d'électrocoagulation est basé sur le principe des anodes solubles. Il s'agit, d'imposer un courant (ou potentiel) entre deux électrodes (fer ou aluminium) immergées dans un électrolyte contenu dans un réacteur pour générer, in situ, des ions ( $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ), susceptibles de produire un coagulant en solution et de provoquer une coagulation – floculation des polluants que l'on souhaite éliminer. L'électrolyse peut également coaguler les composés solubles oxydables ou réductibles contenus dans l'effluent. Le champ électrique crée un mouvement d'ions et de particules chargées. Cette action permet de rassembler les matières en suspension sous forme de floes qu'on élimine ensuite par un procédé physique classique (décantation, flottation, filtration) [45]. La figure I.3.1 présente le principe du procédé d'EC impliqués dans l'élimination des colloïdes de silice des eaux usées en utilisant des électrodes en fer à titre d'exemple.

FIGURE I.3.1 – Principe du procédé d'électrocoagulation impliqués dans l'élimination des colloïdes de silice des eaux usées en utilisant des électrodes en fer.



Les anodes et les cathodes utilisées peuvent avoir différentes configurations. Elles peuvent se présenter sous forme de plaques, de boules, de sphères à lit fluidisé, de fil, de tige ou de tube. Ces électrodes peuvent être constituées de divers métaux qui sont choisis de manière à optimiser le procédé de traitement. Les deux métaux communément utilisés sont le fer et l'aluminium. L'EC consomme de l'énergie électrique essentiellement pour dissoudre l'anode sacrificielle [45].

•**Reactions aux électrodes :**

L'effluent va passer à l'intérieur d'une cellule formée d'un ou plusieurs couples d'électrodes entre lesquelles existe un courant électrique qui va créer des réactions électrochimiques [6].

– **A l'anode :** On a l'oxydation et le métal va passer de l'état solide à l'état ionique selon la réaction :



M : Matériel de l'anode.

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

– **A la cathode :** l'eau est réduite suivant la réaction :



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



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

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

Dans le cas de l'aluminium, la formation du coagulant  $Al(OH)_3$  passe par la formation et la transformation de divers espèces monomériques, tel que :  $Al(OH)_{4+}^{2+}$ ,  $Al(OH)_2^+$ ,  $Al(OH)_4^-$ , et polymériques tel que :  $Al_2(OH)_2^+$ ,  $Al_6(OH)_{15}^{3+}$ ,  $Al_7(OH)_{17}^{4+}$ ,  $Al_8(OH)_{20}^{4+}$ ,  $Al_{13}O_3(OH)_{24}^{7+}$ ,  $Al_8(OH)_{34}^{5+}$ . De même que pour les électrodes en fer, la formation du coagulant  $Fe(OH)_3$  passe par la formation et la transformation de divers espèces qui sont :  $Fe(H_2O)_6^{3+}$ ,  $Fe(H_2O)_5(OH)^{2+}$ ,  $Fe(H_2O)_4(OH)_2^+$ ,  $Fe(H_2O)_8(OH)_2^{4+}$  et  $Fe(H_2O)_6(OH)_4^{4+}$ .

Il est aussi possible d'utiliser d'autres métaux comme anode soluble. Néanmoins, l'aluminium et le fer restent les plus utilisés grâce à leur prix abordable et à leur forme ionique qui présente une valence élevée [47].

• **Différents types d'électrodes** : Une cellule d'EC à deux électrodes ne convient pas pour le traitement des eaux usées, du fait que la vitesse de dissolution du métal n'est pas exploitable et il est alors nécessaire d'utiliser des électrodes présentant de grandes surfaces. Ceci est rendu possible par l'utilisation d'électrodes supplémentaires monopolaires ou bipolaires [45] :

– **Electrodes monopolaires** : Les électrodes monopolaires peuvent être connectées soit en parallèle, soit en série.

1. **Connexion en parallèle** : Cette cellule EC consiste essentiellement en paires de plaques de métal conducteur placées entre deux électrodes parallèles et une source de courant continu. Les plaques métalliques conductrices sont appelées communément « électrodes sacrificielles ». L'anode sacrificielle abaisse le potentiel de dissolution de l'anode et minimise la passivation de la cathode. La figure I.3.2 montre des électrodes en connexion parallèle :

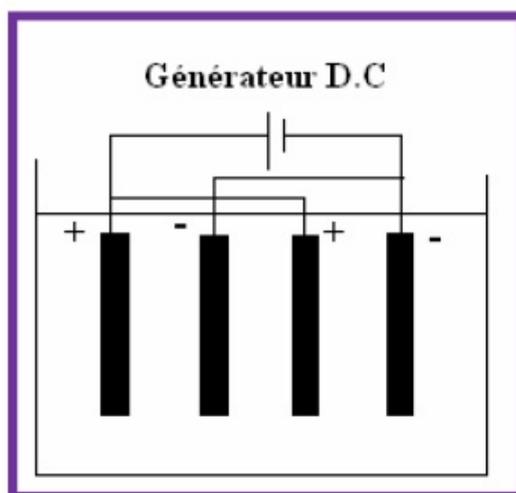


FIGURE I.3.2 – Connexion en parallèle des électrodes

2. **Connexion en série :** Comme le montre la figure (I.3.3), chaque paire d'électrodes sacrificielles est interconnectée l'une avec l'autre, et n'a donc pas d'interconnexions avec les électrodes externes. Cette disposition de cellules EC avec des électrodes monopolaires en série est similaire du point de vue électrique à une simple cellule avec plusieurs électrodes et des interconnexions.

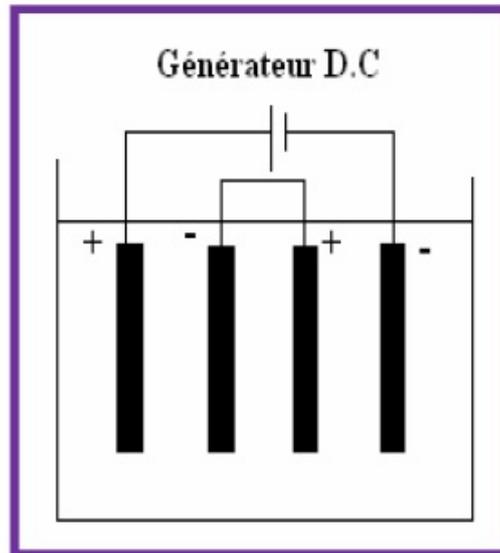


FIGURE I.3.3 – Connexions en série des électrodes

Dans un montage en série, une même intensité de courant traverse toutes les électrodes, la tension (différence de potentiel) nécessaire sera plus importante, puisque les résistances s'additionnent. Il faudrait un générateur permettant d'imposer des intensités relativement faibles et des tensions plus élevées.

– **Électrodes bipolaires :**

Seules les deux électrodes monopolaires sont connectées à la source de courant sans aucune interconnexion entre les électrodes sacrificielles. Les différentes électrodes sont placées comme l'indique la figure (I.3.4)

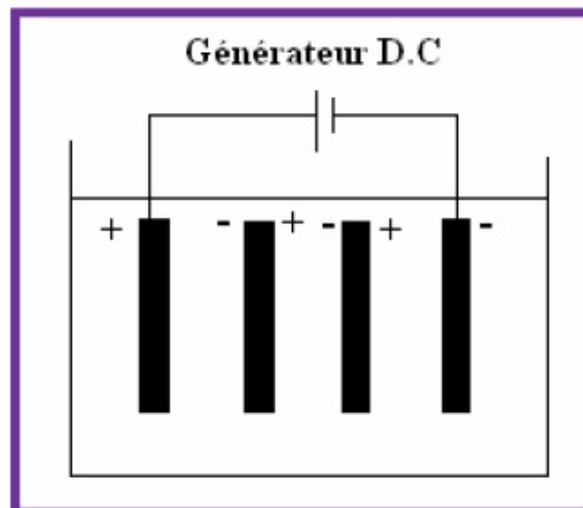


FIGURE I.3.4 – Électrodes bipolaires

Cet arrangement permet une installation plus simple, qui facilite la maintenance lors de l'utilisation. Quand le courant électrique traverse les deux électrodes monopolaires, les faces non chargées des plaques conductrices seront transformées en faces chargées, qui auront alors une charge opposée par rapport au côté parallèle qui lui est adjacent ; les électrodes sacrificielles sont alors dites électrodes bipolaires [46].

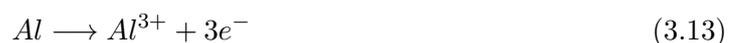
Dans la plupart des installations industrielles, les électrodes sous forme de plaques sont placées verticalement les unes faces aux autres. Cela s'explique par la simplicité de montage, de remplacement et de nettoyage. Trois possibilités s'offrent à l'utilisateur pour la circulation de l'effluent : système discontinu système continu et système continu avec recirculation [46].

#### d) Paramètres influençant l'EC :

Parmi les paramètres qui influencent le traitement d'EC, on peut citer l'intensité appliquée, le type d'électrode, le pH, la conductivité, la distance interélectrodes et le temps de traitement [48].

##### 1. L'intensité du courant :

Selon la loi de Faraday, l'intensité appliquée est directement proportionnelle à la quantité de coagulants produits à l'anode. Une augmentation du courant électrique favorise les réactions décrites par les équations (3.12) et (3.13), induisant une meilleure élimination des polluants. Une augmentation de l'intensité est également favorable à la formation du dihydrogène à la cathode (Réaction (3.14) ) permettant ainsi la flottation des hydroxydes métalliques vers la surface du réacteur [40].



- 2. Le type d'électrode :** le type d'électrode (Fe ou Al) utilisé peut avoir un impact sur la qualité du lixiviat traité. L'anode en Al est plus efficace que celle en fer pour le traitement de la couleur, de la turbidité et du  $NH_4$  présents dans les lixiviats. En revanche, le taux d'abattement de la DCO n'est pas significativement influencé par le type d'électrode [49]. Tsai et al. [50] ont également montré que l'utilisation d'une anode en Fe donne de meilleurs résultats par rapport à une anode en Al à des faibles valeurs de tension. Les hydroxydes de fer décantent mieux que les hydroxydes d'aluminium. Ceci peut être expliqué du fait que le fer présente une masse molaire plus élevée que l'Al [51]. Le volume des résidus métalliques générés est deux fois plus élevé en changeant l'électrode de Fe par une électrode d'Al [49].
- 3. La conductivité et la distance inter-électrodes :** l'augmentation de la conductivité permet d'optimiser la consommation énergétique et de réduire le temps de traitement. Vu la valeur élevée de la conductivité des lixiviats, l'ajout d'électrolyte, dans le but d'augmenter la conductivité, n'est pas nécessaire dans la plupart des cas [40]. Étant donné que la chute ohmique est proportionnelle à la distance interélectrodes, l'augmentation ou la réduction de cette distance peut influencer les performances du traitement.

BOUHEZILA et al. (2011) ont observé une variation de 10 % du taux d'abattement de la DCO en faisant varier la distance interélectrodes de 0,5 à 2,8 cm. Une distance interélectrodes très large peut aboutir à une consommation supplémentaire en énergie. La distance interélectrodes varie entre 1 et 6,5 cm dans les études consultées.

4. **La surface active** : la surface active est définie comme étant la surface de l'électrode mise en contact avec la solution à traiter. Plus la surface active est grande, plus le transfert électrochimique entre les molécules organiques et les électrodes est important, améliorant l'efficacité du traitement [6].

Ainsi, de nombreux types d'électrodes ont été développés pour augmenter la surface spécifique, par exemple, électrode poreuse, électrode constituée d'un empilement de tissus de fibres de carbone, électrode de forme parallélepédique combinée de plusieurs grilles de métal déployé en acier inoxydable, etc

5. **la température du milieu** : L'efficacité du traitement par oxydation électrochimique des eaux contaminées dépend aussi de la température du milieu [6]. En général, la vitesse de réaction chimique et ou, électrochimique augmente avec l'accroissement de température du milieu. Cependant le traitement à des températures élevées diminuera la vie des électrodes, en effet la plupart des anodes en métaux ne peuvent résister aux attaques des oxydants abondamment générés.

Le procédé d'EC présente un net avantage pour la dépollution des métaux. Une étude réalisée par [52] sur l'électrocoagulation d'un effluent industriel chargé en Ni, Cu, Zn et Cr à des concentrations de  $50\text{mg.L}^{-1}$  a révélé des taux d'abattelements supérieurs à 97 % pour le Ni, le Cu et le Zn et supérieurs à 80 % pour le Cr.

### e) Principales lois régissant l'électrocoagulation :

Une des principales lois explicitant les réactions d'électrocoagulation est la seconde loi de Faraday. Cette loi montre que la quantité d'ions métalliques dissout par oxydation anodique est directement proportionnelle à l'intensité imposée et à la durée d'électrolyse mais inversement proportionnelle à la valence d'ions émis [6]. Mollah et al (2004) expriment la deuxième loi de Faraday relative à une électrode, comme suit [53] :

$$m_{théorique} = \frac{M}{n} x \frac{I \cdot t}{F} x (p - 1) \quad (3.15)$$

Avec :

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

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

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

t : durée d'électrolyse en seconde

F : constante de Faraday =  $96\,500\text{ C. mole}^{-1}$ .

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

$$R_{anode} = \frac{\text{Masse expérimentale dissoute}(g)}{\text{Masse théorique donnée par la loi de Faraday}(g)} \times 100 \quad (3.16)$$

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

$$R_{cathode} = \frac{\text{Masse expérimentale formé}(g)}{\text{Masse théorique donnée par la loi de Faraday}(g)} \times 100 \quad (3.17)$$

Toute fois, la quantité dissoute dépend également du nombre d'électrodes et par conséquent du mode de connexion monopolaire ou bipolaire. Dans le mode bipolaire, pour p électrodes, le système sous tension est constitué de (p-1) anode [6]. Et la masse dissoute s'exprime alors de la façon suivante :

$$m_{théorique} = \frac{M}{n} x \frac{I.t}{F} x (p - 1) \quad (3.18)$$

#### f) Les avantages et les inconvénients :

Comme tous les procédés d'épuration des eaux, l'électrocoagulation possède des avantages et des inconvénients qui favorisent ou limitent ses domaines d'applications.

Plusieurs avantages du processus d'EC par rapport au processus de coagulation chimique ont été apportés par plusieurs auteurs [53].

1. L'EC exige un équipement simple, compact et est facile à utiliser.
2. Le procédé d'électrocoagulation ne nécessite pas l'ajout de produits chimiques. Il nécessite l'ajout de petites quantités d'additif pour améliorer la conductivité électrique de l'effluent. Les travaux de Miquel et de Damien ont affirmé cet avantage [46].
3. Le procédé de l'EC a l'avantage d'éliminer les plus petites particules colloïdales. L'application d'un champ électrique entre les électrodes entraîne les particules dans un mouvement plus rapide, facilitant de ce fait leur agglomération.
4. L'électrocoagulation produit un volume de boues réduit et qui peut être facilement éliminé [29].
5. Poteaux [54] a montré que les boues obtenues par l'EC sont plus denses et moins hydrophiles et tend à être facile à sécher, parce qu'ils se composent principalement d'oxydes/d'hydroxydes métalliques. Cela rend la décantation et la flottation plus facile et diminue le volume des boues.
6. Les micro-bulles de gaz produites pendant l'électrolyse peuvent porter le polluant jusqu'au dessus de la solution où il peut plus facilement être concentré, rassemblé et éliminé.
7. L'électrocoagulation offre la possibilité de traiter des effluents par oxydation et réduction de plusieurs composés dissous tel que les nitrites, les sulfures, les cyanures, les sulfates, les chromates et les ions fluor.

8. Cenkin et Belevtsev [55] ont montré que l'utilisation de l'électrocoagulation permet de réduire le temps de traitement : ce procédé permet un grand gain en compacité des installations et une possibilité d'automatisation.

En plus de ces avantages, l'électrocoagulation présente quelques inconvénients parmi lesquelles on peut citer [6] :

1. L'effluent traité par électrocoagulation doit être un électrolyte ce qui impose un ajout de sel pour certains effluents faiblement conducteurs.
2. Les électrodes sacrificatoires sont dissoutes dans l'effluent à traiter en raison de l'oxydation, et doivent être régulièrement remplacées.
3. Une pellicule d'oxyde imperméable peut être formée sur la cathode menant à la diminution d'efficacité de l'unité de l'EC.
4. Les coûts de fonctionnement, y compris celui des électrodes consommables et l'énergie électrique, semblent les principaux inconvénients. L'utilisation de métaux recyclés ainsi que l'utilisation des nouvelles technologies a permis de palier partiellement ces problèmes.
5. La maintenance des installations est parfois coûteuse. Le nettoyage et changement des électrodes nécessitent l'arrêt du procédé au cours de ces opérations.

### **g) Application de l'EC :**

Actuellement, les avantages du processus d'électrocoagulation le placent parmi les processus les plus prometteurs dans différents domaines du traitement. Ses domaines d'applications sont très vastes et l'amélioration des procédés électrochimiques a réduit la plupart des inconvénients qui ont freiné l'utilisation de l'électrocoagulation. L'électrocoagulation a le potentiel d'être le choix économique et environnemental distinct pour le traitement de l'eau usagée et d'autres issues relatives de gestion de l'eau.

L'électrocoagulation a été appliquée avec succès dans le traitement de plusieurs types de pollution : effluents de l'industrie de textile. Défloration de l'eau potable, eau usagée industrielle contenant les colorants, émulsions l'huile-eau, eau usée huileuse, suspensions aqueuses, traitement d'eau usagée de blanchisserie. De plus, dans les dernières décennies l'EC a été proposée comme procédé efficace pour éliminer les espèces ioniques solubles des solutions, en particulier les métaux lourds [46].

L'EC a largement été appliquée avec succès par différents auteurs chercheurs pour le traitement d'effluents de natures diverses, et notamment en Algérie. Ainsi, Mameri N. et al. ont étudié l'élimination des ions fluorures dans les eaux du Sud Algérien par électrocoagulation bipolaire en utilisant des électrodes en aluminium. Ils sont arrivés à diminuer la concentration en fluorures de  $6,0\text{mg.L}^{-1}$  à moins de  $0,8\text{mg.L}^{-1}$  enregistrant ainsi un taux d'abattement de l'ordre de 90 %.

L'EC a été utilisée pour l'élimination des nitrates et des phosphates retrouvés dans les eaux de surface et le sol, surtout dans les zones où l'agriculture est la principale industrie, sachant qu'ils sont responsables d'un problème majeur qui est l'eutrophisation des eaux de surface.

Le traitement de l'eau polluée par les rejets d'une industrie de raffinage mécanique et chimique, caractérisée par une teneur élevée en matières en suspensions, une DCO supérieure à 500 mg.L<sup>-1</sup>, une concentration en cuivre de l'ordre de 100 mg/l, a permis d'atteindre 99 % d'élimination du cuivre et 75 % de DCO par électrocoagulation en utilisant des électrodes en fer et en aluminium.

Le procédé d'EC a été utilisé pour le traitement de solutions colorées par différentes substances telles que le bleu de méthylène et le jaune éosine.

Des chercheurs thaïlandais ont isolé des produits naturels à partir des plantes par EC ; celle-ci leur a donné des résultats meilleurs que les méthodes classiques telles que, l'extraction par solvants ou la chromatographie, où des solvants organiques toxiques doivent être utilisés en grandes quantités et qui peuvent engendrer éventuellement d'autres contaminations.

Koby M. et al. ont traité par EC des rejets d'usine de traitement de pommes de terre très chargés en composés organiques incluant des carbohydrates, de l'amidon, des protéines, des vitamines, des pectines et des sucres qui sont responsables d'une grande DCO, DBO et de matières en suspension.

Les résultats obtenus suite à l'élimination de la lignine et du phénol des effluents de papeteries par EC ont prouvé que celle-ci pouvait être une alternative efficace pour le traitement de ce genre d'effluents.

L'électrocoagulation a été appliquée comme prétraitement des margines (rejets des industries de production d'huile d'olive) où la majorité des composés phénoliques responsables de la couleur sombre, de la phytotoxicité... etc. ont été polymérisés.

Essadki A.H., Bennajah M. et al ont appliqué également l'électrocoagulation/flottation dans un réacteur en boucle externe à lit fluidisé pour décolorer les eaux usées de l'industrie textile.

Aoudj A. et al. ; Martinez Huitle C.A. et al. ont appliqué le procédé d'électrocoagulation pour le traitement des eaux usées contenant des colorants textiles industriels.

Essadki AH, Gourich B et al ont procédé à traiter la défluoration de l'eau potable par électrocoagulation/flottation dans un réacteur agité avec comparaison avec un lit fluidisé externe.

Yahiaoui O. et al. ont traité des eaux usées de l'usine d'huile d'olive par la combinaison d'un réacteur d'ultrafiltration électrochimique et de procédés bipolaires.

Balla W. et al. ont appliqué le procédé d'électrocoagulation/flottation pour le traitement de colorants réactifs, dispersés et mélangés dans un réacteur externe à lit fluidisé.

Une bonne dégradation des margines a été observé par Hanafi, engendrant un rendement maximal (96 %).

Zongo, I. et al. Ont traité deux Effluents textiles et un effluent Simulé de Tannerie par Électro-coagulation. Le traitement de la couleur a permis d'avoir jusqu'à 93 à 99 % d'abattement pour tous les effluents indépendamment de la densité de courant[45].

### 3.5.2 Electro-fenton

Pour augmenter l'efficacité du procédé conventionnel de Fenton, une nouvelle technique mettant en synergie le procédé d'électro-oxydation et la réaction de Fenton est mise au point : l'électro-Fenton (EF). Cette méthode présente comme principaux avantages : la génération in situ du Fe(II), la régénération électrochimique du fer(II) à partir du fer(III) et la formation in situ du peroxyde d'hydrogène à partir de la réduction de l'oxygène dissous (Équation (3.16)) [56,57].



Selon les besoins du traitement, l'opération d'électroFenton peut être réalisée selon quatre scénarios [57] :

1. Ajout du Fe(II) et du peroxyde et régénération du Fe(II) par réduction cathodique du Fe(III) ;
2. Ajout du peroxyde et formation anodique de Fe(II) suivie de la régénération du Fe(II) par réduction cathodique du Fe(III) ;
3. Ajout du Fe(II), formation cathodique du peroxyde à partir de l'oxygène dissous et régénération du Fe(II) par réduction cathodique du Fe(III) ;
4. Formation cathodique du peroxyde à partir de l'oxygène dissous et formation anodique du Fe(II) suivie de la régénération du Fe(II) par réduction cathodique du Fe(III)

Les électrodes utilisées pour la réalisation de l'électroFenton diffèrent selon les besoins du procédé. Ainsi, le fer et ses alliages sont largement utilisés comme anodes sacrificielles pour la génération électrochimique des ions ferreux. Différents types de cathodes tels que l'acier inoxydable, le titane, le graphite, le feutre de carbone, le carbone PTFE (polytétrafluoroéthylène), etc. sont utilisés pour réduire le fer(III) en fer(II)[40].

Le procédé d'électro-Fenton est utilisé depuis quelques années pour traiter divers polluants organiques. Cependant, son application pour le traitement des lixiviats n'est pas encore très répandue comparée à l'utilisation du procédé de Fenton classique [41]. Les études existantes effectuées sur les lixiviats montrent des résultats satisfaisants en termes d'abattement de la DCO, de la couleur et des germes pathogènes [40,7,66].

Les principaux facteurs qui influencent l'efficacité du traitement sont : le pH, l'intensité du courant, les doses de réactifs utilisées, le ratio molaire  $H_2O_2/Fe^{2+}$  et la distance interélectrodes.

Le pH est l'un des facteurs les plus influents sur l'efficacité du procédé de Fenton. Les pH faibles sont favorables à la formation du peroxyde d'hydrogène, car la réduction de l'oxygène en peroxyde se fait en milieu acide. L'étendue optimale de pH est très restreinte, elle se situe

entre 2 et 4,5 . Des valeurs de pH supérieures ou inférieures à cette plage optimale entraînent des répercussions sur la qualité du traitement. À des pH très acides ( $\text{pH} < 2$ ), le piégeage des radicaux hydroxyles par les protons  $\text{H}^+$  est accéléré et les ions ferreux forment des complexes stables avec le peroxyde d'hydrogène limitant ainsi la réaction de Fenton. Si le pH est supérieur au pH optimal ( $\text{pH} > 4,5$ ), la régénération du fer(II) à partir du Fe(III) est limitée par le phénomène de coagulation des colloïdes par les ions fer(II) et fer(III). Les autres effets défavorables liés à l'augmentation du pH sont : l'autodécomposition du peroxyde d'hydrogène en  $\text{H}_2\text{O}$  et  $\text{O}_2$ , le piégeage des radicaux hydroxyles par les ions carbonates et bicarbonates ( $\text{CO}_3^{2-}$  et  $\text{HCO}_3^-$ ) et la diminution du potentiel d'oxydation du radical hydroxyle [40]. Dans les mêmes conditions opératoires, ZHANG et al.[56] ont observé des taux d'abattement de la DCO de 17 % et 58 % avec des pH respectifs 8 et 3. Cependant, en travaillant avec un pH 5, le taux d'abattement est de 55 %, mais la vitesse de réaction est moins élevée par rapport à l'essai réalisé à pH 3. Cela montre l'influence du pH sur le traitement d'EF. Une élimination de 64 % de la DCO a été obtenue à pH 3 tandis que l'abattement était aux alentours de 10 % à pH 2 (limite de l'étendue optimale)[58].

La quantité de réactifs et la proportion molaire entre le peroxyde d'hydrogène et les ions ferreux ont également une influence majeure sur l'efficacité de la réaction de Fenton. L'excès ou la carence de l'un des deux réactifs peut avoir un impact négatif sur le traitement. Des concentrations faibles en peroxyde et en fer(II) limitent la production des radicaux hydroxyles responsables de la dépollution. En revanche, les fortes concentrations en ions ferreux favorisent une surproduction de boues. L'excès de peroxyde d'hydrogène entraîne la flottation des boues via les bulles d'oxygène issues de la décomposition du peroxyde[59].

Il est à noter que le procédé d'EF n'est pas efficace pour le traitement de l'azote ammoniacal. Les radicaux  $\text{OH}^\bullet$  n'oxydent pas efficacement l'ammonium. Les faibles pourcentages d'abattement de l'azote ammoniacal obtenu à des pH basiques sont attribués aux phénomènes de coagulation et de stripage [58].

### 3.5.3 Procédés d'oxydation avancés

Les technologies d'oxydation avancée sont toutes basées sur la production d'entités radicalaires, notamment, les radicaux hydroxyles ( $\text{OH}^\bullet$ ) qui sont des espèces oxydantes les plus puissantes que l'on puisse utiliser dans le domaine du traitement des eaux et des effluents industriels. Par exemple, les radicaux hydroxyles peuvent oxyder un grand nombre de composés organiques avec une vitesse d'oxydation largement supérieure à celle de l'ozone (109 fois plus élevée). Les radicaux libres sont des espèces hautement actives susceptibles de réagir avec la quasi totalité des molécules organiques. Ces composés réagissent avec les doubles liaisons  $\text{-C=C-}$  et attaquent les noyaux aromatiques, composants majeurs des composés réfractaires [38]. Ces POA (Procédé d'Oxydation Avancé) ont été appliqués pour le traitement de lixiviat d'enfouissement et pour le traitement de boues municipales [60].

Les POA peuvent être classifiés (figure I.3.5) selon la phase de réaction (homogène ou hétérogène) ou selon la méthode employée pour produire les radicaux hydroxyles : chimique, photochimique, électrochimique, sonochimique... ect.

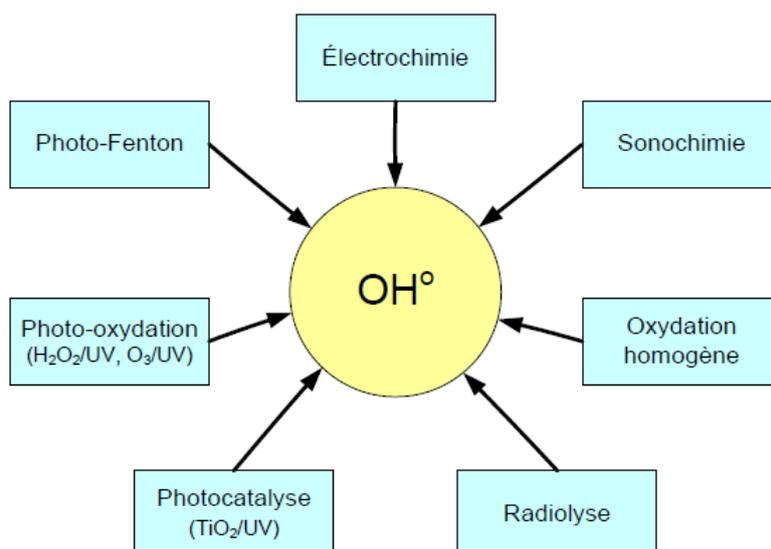


FIGURE I.3.5 – Différents procédés d'oxydation avancés

Les procédés d'oxydation avancée les plus utilisés sont la photocatalyse hétérogène  $TiO_2/UV$ , la photocatalyse homogène (photo-Fenton), la photocatalyse solaire,  $O_3/UV, H_2O_2$ , ainsi que les procédés Fenton [29]. 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.

Deuxième partie

Méthodologie expérimentale

CHAPITRE

1

PRÉSENTATION DES CET ÉTUDIÉS

## 1.1 Présentation des CET étudiés

## 1.2 Introduction

Dans le cadre de notre travail, nous nous sommes intéressés à l'étude des lixiviats générés par les trois CET : celui de BBA et KHELIL qui se trouvent au niveau de la wilaya de Bordj Bou Arreridj, alors que le troisième est celui de HAMICI situé au niveau de la wilaya d'Alger. Dans ce chapitre nous allons présenter chacun de ces centres.

## 1.3 CET 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.

### 1.3.1 Localisation

Le centre est situé à 05 km au nord-est de la commune de Bordj Bou Arreridj, au lieu dit Boumergued, (figure II.1.1).



FIGURE II.1.1 – Localisation du CET BBA

### 1.3.2 Aménagement

- Superficie du CET : 17 hectares
- Nombre de casiers : prévus 05 /réalisés 01
  - Casier réalisés : capacité de 150,623 m<sup>3</sup> durée de vie 4 ans (saturé )
- Bassin de Lixiviats : 600 m<sup>3</sup>.
- Bloc administratif (3 bureaux)
- atelier d'entretien
- Abri en charpente métallique (parking et aire de nettoyage)

### 1.3.3 Exploitation

Le tableau II.1.1 représente le matériel d'exploitation au niveau du CET de BBA.

Tabl II.1.1 – Matériel d'exploitation au niveau du CET de BBA

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

Le tableau II.1.2 illustre la quantité de déchets réceptionnée de 2009 à 2013.

Tabl II.1.2 – Quantité de déchets réceptionnée de 2009 à 2013

	Quantité/ tonne 2009	Quantité/ tonne 2010	Quantité/ tonne 2011	Quantité/ tonne 2012	Quantité/ tonne 2013
<b>CET BBA</b>	18545,23	40435,21	49104,87	50462,69	55523,018
<b>Moyenne Jour- nalière (T/J)</b>	106,58	110,78	134,53	138,25	152,68

## 1.4 CET KHELIL

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

### 1.4.1 Aménagement

- Superficie totale du CET : 10 hectares
- Nombre de casiers : prévus 05 /réalisés 02.
  - casier 01 : capacité 45 000 m<sup>3</sup> en exploitation.
  - casier 02 : capacité 95 000 m<sup>3</sup>.
- Bloc administratif : 03 bureaux et 02 ateliers de maintenance.
- bâche à eau de 18 m<sup>3</sup>.

### 1.4.2 Localisation

Le centre est situé à 04 km au nord-est du chef lieu de la commune khelil, au lieu dit Meriouet, (figure II.1.2).



FIGURE II.1.2 – Localisation du CET KHELIL

### 1.4.3 Exploitation

Le tableau II.1.3 illustre le matériel exploité au niveau du CET de KHELIL.

Tabl II.1.3 – Matériel d'exploitation au niveau du CET de KHELIL

Désignation	Année d'acquisition
Compacteur a pieds de mouton (VANDEL)	2009
Bulldozer (HBXG SD 7)	2007
Chargeur sur pneu (FOTON)	2007
Camion a benne 7 T (FOTON)	2008
Tracteurs (CIRTA) avec une remorque et citerne 3000 L	2007
Croupe électrogène 100 KVA	2009
Pont bascule 30 T	2009

Le tableau II.1.4 représente la quantité de déchets réceptionnée pour les années 2012 et 2013.

Tabl II.1.4 – Quantité de déchets réceptionnée pour les années 2012 et 2013

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

## 1.5 CET HAMICI

### 1.5.1 Introduction

Suite à la fermeture du CET d'Ouled-Fayet, la wilaya d'Alger a ouvert deux nouveaux CET, celui de Hamici à l'ouest d'Alger et celui de Corso à l'est d'Alger. Le CET de Hamici reçoit les DMA de 24 communes du centre et de l'ouest de la wilaya.

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.

### 1.5.2 Localisation

La figure II.1.3 représente le site géographique du CET HAMICI.

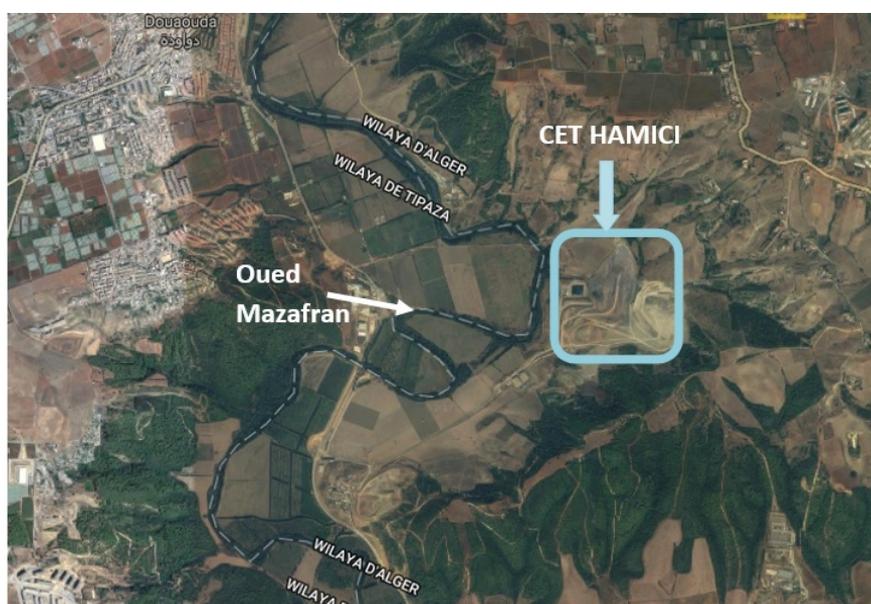


FIGURE II.1.3 – Localisation du CET de HAMICI

### 1.5.3 Aménagement

- Superficie : 95 hectares
- Type de déchets : Ménagers et assimilés
- Composante du projet :
  - 01 casier : 1 600 000 tonnes
  - (07 casiers = 10 000 000 tonnes)
  - 01 station de traitement des lixiviats : 80m<sup>3</sup>/jour
  - (2 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 Equivalents/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 transporté par camion à benne vers le casier et les produits récupérés tel que plastique (PET- PEHD-PVC), verre (blanc- vert),métaux ferreux et non ferreux (fer-aluminium), pain, papier, pneus usagés sont pressés, mis en balles et stockés.

Les déchets non récupérables sont enfouis au niveau du 1<sup>ier</sup> casier. Les lixiviats générés lors de la dégradation des déchets sont stockés dans un bassin de décantation d'une capacité de 30000 m<sup>3</sup> et traités au niveau de la station de traitement des lixiviats qui utilise deux type de traitement à savoir : le traitement biologique et le traitement membranaire (UF et NF).

CHAPITRE

— 2 —

TECHNIQUES ANALYTIQUE  
APPLIQUÉES DANS LA  
CARACTÉRISATION DES LIXIVIATS

## 2.1 Techniques analytique appliquées dans la caractérisation des lixiviats

### 2.2 Introduction

Notre étude a porté essentiellement sur la caractérisation des lixiviats issu des trois CET présentés dans le chapitre précédent, l'estimation de leurs types et leurs âges ainsi que leurs traitements. Dans ce chapitre nous allons préciser les points de prélèvement de ces lixiviats et les méthodes d'analyse des paramètres de pollution suivies au sein du laboratoire.

### 2.3 Points de prélèvement des lixiviats

Pour les deux CET BBA et KHELIL nous avons effectué 8 campagnes de prélèvements échelonnées dans le temps à raison de 4 prélèvement par site et ceci à partir des points P<sub>1</sub>, P<sub>2</sub> respectivement.

Pour le CET HAMICI nous avons prélever un seul échantillon qui coïncide avec le 4<sup>ème</sup> prélèvement des deux autres CET.

Les trois points représentent les bassins de décantation des lixiviats générés par les déchets d'un casier cloturé pour chaque CET sont illustrés en figures II.2.1, II.2.2, II.2.3 et II.2.5 .



FIGURE II.2.1 – Casier des déchets pour le CET de KHELIL



FIGURE II.2.2 – Bassin de décantation du CET de KHELIL



FIGURE II.2.3 – Point de prélèvement du CET KHELIL P<sub>2</sub>



FIGURE II.2.4 – Bassin de décantation des lixiviats du CET BBA



FIGURE II.2.5 – Les points de prélèvement pour les deux CET BBA et HAMICI

## 2.4 Méthodes d'analyses des paramètres de pollution

Le tableau II.2.1 regroupe les méthodes analytiques utilisées dans l'étude des différents paramètres de pollution. Les détails des méthodes d'analyse sont donné dans l'annexe I.

Tabl II.2.1 – Principe et références des technique d'analyse des paramètres de pollution.

Paramètre	Méthode	Référence de la méthode
Température	Mesure directe avec thermomètre	NF T90-100
pH	Mesure directe avec pH-mètre	NF T90-008
Potentiel Redox	Potential-mètre	NF T90-008
Conductivité	Conductivé-mètrie	NF T90-031
DCO	Oxydation par le bichromate + spectrométrie	ISO 6060
DBO <sub>5</sub>	OxiTop	ISO 5813
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Colorimétrique	ISO 7150
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Colorimétrique	T90-012
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Colorimétrique	ISO 5667
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Colorimétrique	Méthode Allemande élaborée par le laboratoire agréée de la SEAAL
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Colorimétrique	ISO 6878
Cl <sup>-</sup>	Titration	NF T 90-014
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> et CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	pH-mètrie (TA et TAC) + Titration	NF T 0-036
Métaux lourds	Spectroscopie d'absorption atomique	NF T 90-112 ISO 82-88

CHAPITRE

— 3 —

DESCRIPTION DU TRAITEMENT DES  
LIXIVIATS

## 3.1 Description du traitement des lixiviats

### 3.2 Traitement par électrocoagulation

#### 3.2.1 Conception

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

La conception de cette cellule d'électrocoagulation par la mise au point d'un filtre qui permet de piéger les flocs formés par mécanisme de flottation au cours de l'électrocoagulation a déjà démontré son efficacité .

#### 3.2.2 Procédure expérimentale du traitement

Le générateur utilisé est de la marque Phywe. Les électrodes utilisées au cours de nos expériences sont des électrodes en fer (6,2x5x0,2) d'une surface active de 31 cm<sup>2</sup>. Afin d'optimiser le rendement de ce dispositif on a joué sur quatre paramètres à savoir : la distance inter électrode(e), le pH, l'intensité du courant(i), et la vitesse d'agitation.

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

Afin de gagner du temps et d'avancer rapidement dans le travail, nous avons travaillé sur deux réacteurs en parallèle, les photos données en figures II.3.1 et II.3.2 illustrent le dispositif expérimental que nous avons utilisé.

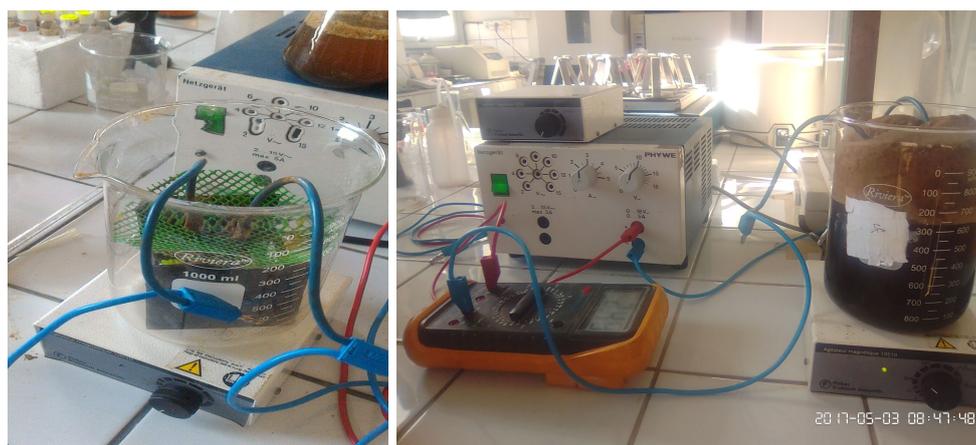


FIGURE II.3.1 – Dispositif expérimental du réacteur d'électro-coagulation.



FIGURE II.3.2 – Lancement de deux expériences en parallèle.

### 3.2.3 Traitement par la méthode d'électro-Fenton

Pour le traitement par la méthode d'électro-Fenton, nous utilisons le même réacteur que celui décrit dans la technique d'électrocoagulation. Les mêmes électrodes sont également utilisées. La procédure expérimentale suit les mêmes étapes. La seule différence réside dans l'utilisation de  $H_2O_2$  comme oxydant avec une pureté de 30% et une densité de 1,11 et opérant dans milieu acide avec pH qui égale à 3.

## Troisième partie

### Résultats et discussion

CHAPITRE

1

CHARGE POLLUANTE VÉHICULÉE  
PAR LES LIXIVIATS

## 1.1 Charge polluante véhiculée par les lixiviats

Les analyses physico-chimiques et biologiques que nous avons effectuées ont été axées sur l'évaluation de la charge organique et minérale, de la biodégradabilité et des principaux paramètres de pollution.

## 1.2 Charge polluante véhiculée par les lixiviats

### 1.2.1 Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés par le CET de BBA

Les résultats de caractérisation des lixiviats du CET de BBA sont représentés dans le tableau III.1.1

Tabl III.1.1 – Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés par le CET de BBA

Paramètres	Jours de prélèvements				Moyenne
	16/03/2017	01/04/2017	17/04/2017	01/05/2017	
Couleur	Marron foncé	Marron foncé	Marron foncé	Marron foncé	Marron foncé
pH	8,05	8,07	8,33	7,83	8,07
Température (°C)	20,3	20,3	20,3	20,3	20,3
Conductivité (ms/cm)	12,5	13,8	15,1	16,60	14,5
Potentiel Redox (mV)	-40	-42	-51	-78,5	-52,875
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	320	500	480	450	437,5
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	2666,66	4833,33	5666,66	5333,33	4624,995
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,12	0,1	0,085	0,084	0,097
MES g/L	13.4	14.1	14.7	19.39	15.4
MVS g/L	5.55	2.98	4.17	4.41	4.27
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	2467,1	3753,2	2887,1	5511,81	3654,8
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/L	0,23	0,64	0,36	0,68	0,47
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	27,77	63,72	68,62	191,17	87,82
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l	0,44	0,54	0,37	6,94	2,07
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	2285,5	1785,5	1857	3571,42	2374,855
Cl <sup>-</sup> mg/L	8307	7745	1278	7810	6285
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	3660	4880	6100	12962,5	6900,625
Fe mg/L	/	/	/	0,442	0,442
Cu mg/L	/	/	/	0,250	0,250
Zn mg/L	/	/	/	0,112	0,112

## 1.2.2 Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés du CET KHELIL

L'analyse des différents échantillons de lixiviat prélevés de mars à mai 2017 au niveau de CET KHELIL sont résumés en tableau III.1.2

Tabl III.1.2 – Charge polluante des lixiviats générés par le CET de KHELIL

Paramètres	Jours de prélèvements				Moyenne
	16/03/2017	01/04/2017	17/04/2017	01/05/2017	
Couleur	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre
pH	8,42	8,38	8,51	7,99	8,33
Température (°C)	20,3	20,3	20,3	20,3	20,3
Conductivité (ms/cm)	19,9	21,6	22,5	23,5	21,88
Potentiel Redox (mV)	-60	-58	-59	-87,5	-66,125
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	8200	8800	9000	7200	8300
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	33000	23166,66	22666,66	21333,33	25041,6625
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,25	0,4	0,38	0,33	0,34
MES g/L	30.88	33.59	29.33	41.3	33.78
MVS g/L	12.325	10.7	13.78	12.9	12.43
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	3517	2388,4	2992,1	5065,61	3490,78
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/L	0,59	1,16	1,72	1,60	1,27
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	53,92	161,76	32,67	233,66	120,5
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	3,89	3,95	3,89	2,51	3,56
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	1142	857	714	714,28	856,82
Cl <sup>-</sup> mg/L	7745	9585	8946	9230	8876,5
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	14030	14640	14640	12200	13877,5
Fe mg/L	/	/	/	1,396	1,396
Cu mg/L	/	/	/	0,207	0,207
Zn mg/L	/	/	/	0,328	0,328

### 1.2.3 Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés du CET HAMICI

Les résultats de l'analyse des différents des différents paramètres de pollution qui caractérisent les lixiviats prélevés au niveau du CET de HAMICI sont présentés en tableau III.1.3

Tabl III.1.3 – Charge polluante véhiculée par les lixiviats générés du CET HAMICI

Paramètres	Jours de prélèvements
	01/05/2017
Couleur	Noirâtre
pH	7,87
Température (°C)	20,3
Conductivité (ms/cm)	19,9
Potentiel Redox (mV)	-81,6
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	2300
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	7666,66
DBO <sub>5</sub> /DCO	0,3
MES g/L	19
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
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
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	15250
Fe mg/L	0,703
Cu mg/L	0,233
Zn mg/L	0,380

## 1.3 Interpretation des résultats

L'examen des résultats obtenus montre que les différents lixiviats véhiculent globalement une importante pollution organique, minérale, et pollution azotée. Dans les détails et pour chaque paramètre étudié, on observe les constats suivants :

### 1.3.1 La couleur

Les lixiviats analysés arboraient une couleur marron foncé pour le CET de BBA et une couleur noir foncé pour les CET KHELIL et HAMICI, ceci doit être dû principalement aux MES et à la présence des ions de sulfure dont le pouvoir colorant est élevé.

### 1.3.2 L'odeur

Les odeurs désagréables dégagées par les lixiviats sentaient les “ œufs pourris”. Elles sont plus prononcées pour les deux CET KHELIL et HAMICI que pour le CET de BBA.

Ces odeurs sont dues essentiellement :

- A la présence d'ammoniac (Présence d'un fort taux d'ammonium dans les lixiviats).
- Aux composés soufrés issues partiellement du processus de biodégradation qui participent à l'émanation du gaz  $H_2S$ .
- A la décomposition de la matière organique présente dans l'effluent dont la macération se poursuit (fermentation anaérobie).
- Et aussi à la température du milieu qui favorise la volatilisation de composés odorants

### 1.3.3 Le pH

Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibres physico-chimiques et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau.

Pour le CET de BBA les pH mesurés qui varient de 7,83 à 8,33 signifient que les lixiviats de ce CET sont en stade avancé de dégradation alors que pour les deux autres CET (HAMICI et KHELIL) les valeurs du pH oscillent entre 7,87 et 8,51 ,ces pH signifient qu'ils ont dépassé l'étape acétogène et que les lixiviats se trouvent en début de phase méthanogène, qui favorise l'auto-épuration.

Du point de vue pH uniquement, ces lixiviats, sont conformes à la norme de rejet en milieu naturel qui se situe entre 6,5 et 8,5.

### 1.3.4 Conductivité électrique

La conductivité est un indicateur de la pollution minérale, elle offre une information générale sur la quantité d'espèces chargées disponibles dans les différents lixiviats,

Les conductivités moyennes mesurées pour nos échantillons des lixiviats issus des CET de BBA, HAMICI et KHELIL s'enlève à 14,5, 19,9, et 21,88 ms/cm respectivement. Cette forte conductivité traduit une grande salinité et donc un très fort lessivage des déchets ménagers. Les principaux ions qui contribuent sont :  $Cl^-$ ,  $NH_4^+$ ,  $HCO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ .

### 1.3.5 Le potentiel Redox

Le potentiel redox moyen des échantillons analysés est négatif. Il ont résultent que ces lixiviats constituent des milieux réducteurs où la phase oxydée de l'azote ne doit pas être prépondérante.

### 1.3.6 Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique biodégradable ou non d'une eau à l'aide d'un oxydant fort, le bichromate de potassium sous des conditions données [61].

La matière organique relarguée dans les lixiviats est considérée comme un bon indicateur de l'état de dégradation des déchets car elle subit de multiples transformations au cours des différentes

étapes de dégradation. La Demande Chimique en Oxygène fait partie des principaux paramètres dont la mesure est imposée par la réglementation. La DCO moyenne des eaux urbaines est de l'ordre de 160 mg d'O<sub>2</sub>/L [62],

Les teneurs enregistrées sont comprises entre :

- 2666 et 5666 mg d'O<sub>2</sub>/L avec une teneur moyenne de 4625 mg d'O<sub>2</sub>/L pour le CET de BBA : ces valeurs montrent une charge organique moyennement élevée qui dépasse largement les normes de rejet.
- 21333,33 et 33000 mg d'O<sub>2</sub>/L avec une teneur moyenne de 25041,66 mg d'O<sub>2</sub>/L pour le CET de KHELIL : ces valeurs montrent une charge organique très élevée, cette forte DCO rencontrée est due à la fraction organique constituée partiellement d'acides gras volatils dégradables et aux métabolites non biodégradables. Cette valeur élevée s'explique aussi par le fait que ce CET reçoit des déchets d'abattoirs.
- Pour le CET de HAMICI : la charge organique est mesurée pour un seul prélèvement et elle est de : 7666,66 mg d'O<sub>2</sub>/L ce qui est 63 fois plus élevée que la norme de rejet dans milieu naturel. Ces différents teneurs en DCO sont en fait caractéristiques de l'ampleur de la pollution oxydable qu'on retrouve dans les lixiviats de décharge.

### 1.3.7 Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)

La DBO exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau, par le développement de micro-organismes, dans des conditions données. Les conditions communément utilisées sont 5 jours à 20° à l'abri de la lumière et de l'air [61].

- CET BBA : Les DBO<sub>5</sub> varient de 320 à 500 mg d'O<sub>2</sub>/L, La valeur moyenne est d'environ 437 mg d'O<sub>2</sub>/L. Ces teneurs indiquent la présence d'une faible concentration en matière organique biodégradable et que la phase ultime de dégradation microbienne est presque atteinte. Il s'agit de lixiviats intermédiaires en phase de transition à phase de maturation et qui tendent vers des lixiviats stabilisés.
  - CET KHELIL : La DBO<sub>5</sub> varie de 7200 à 9000 mg d'O<sub>2</sub>/L, La valeur moyenne est d'environ 8275 mg d'O<sub>2</sub>/L Ces teneurs indiquent une forte concentration en matière organique biodégradable, on constate que la phase ultime de la dégradation microbienne n'est pas encore atteinte et donc correspondant à des lixiviats jeunes. Cette DBO<sub>5</sub> est très élevée et liée à la DCO qui est également très élevée
  - CET HAMICI : La DBO<sub>5</sub> est de 2300 mg d'O<sub>2</sub>/L : une concentration moyennement élevée en matière organique biodégradable. Il s'agit d'un lixiviat intermédiaire
- Nous remarquons que ces valeurs sont élevées par rapport à la norme qui est de 35 mg d'O<sub>2</sub>/L pour le rejet dans un milieu naturel [7].

### 1.3.8 Le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO

Les fractions organiques (DBO<sub>5</sub>/DCO) renseignent sur la biodégradabilité des molécules organiques et l'âge relatif des lixiviats étudiés.

Le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO est supérieur à 0,3 pour les lixiviats jeunes et inférieur à 0,1 pour les lixiviats stabilisés. Il est compris entre 0,1 et 0,3 pour les lixiviats intermédiaires.

- Pour le CET de BBA les valeurs des rapports  $DBO_5 / DCO$  sont comprises entre 0,084 et 0,12 avec une moyenne de 0,097. Ces valeurs nous montrent que ces lixiviats sont relativement pauvres en matières organiques biodégradables. La valeur de 0,097 issue de la moyenne des différents rapports  $DBO_5 / DCO$  indique que les lixiviats étudiés sont des lixiviats stabilisés. Cette conclusion est confirmée par la valeur moyenne du pH ( $pH=8,7$ ) et de la DCO qui est d'environ 4625 mg d'O<sub>2</sub>/L. En prenant en considération l'âge de la décharge qui est de 8 ans on peut déduire que ce lixiviat évolue d'un lixiviat intermédiaire vers un lixiviat stabilisé.
- Pour le CET de KHELIL le rapport varie de 0,25 à 0,4 avec une moyenne de 0,34. Ainsi, les lixiviats de ce dernier sont relativement riches en matières organiques biodégradables et cela indique qu'on est dans le cas des lixiviats jeunes vers intermédiaires.
- Pour le CET de HAMICI le rapport  $DBO_5 / DCO$  est égal à 0,3 : ces lixiviats ont une biodégradabilité moyenne. En considérant à cela la valeur du pH qui est de 7,87. On peut dire que se sont des lixiviats jeunes à intermédiaire ce qui correspond aussi à l'âge du CET qui est seulement de 4 ans.

### 1.3.9 $NH_4^+$

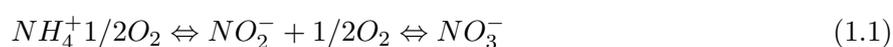
L'azote ammoniacal est identifié comme étant le polluant le plus caractéristique des lixiviats sur le long terme. C'est un polluant qui ne montre aucune évolution significative de ses teneurs dans les lixiviats avec le temps [63]. Cet élément est essentiellement le résultat de la biodégradation des protéines et ne peut être dégradé sous des conditions anaérobies méthanogènes ; la seule possibilité d'élimination est l'entraînement par la percolation.

- Pour le CET BBA : les teneurs enregistrées sont entre 2467 et 5511 mg/L avec une teneur moyenne de 3654mg/L.
- Pour KHELIL : elles varient entre 2388,4 et 5065,61 mg/L avec une teneur moyenne de 3490,77mg/L.
- Pour HAMICI : elle est de 4566,92 mg/L.

Globalement la pollution azotée est très élevée et que le potentiel redox négatif et l'absence d'oxygène dissous favorise la forme réduite de l'azote. En fait dans un tel milieu la forme réduite de l'azote ( $NH_4^+$ ) prédomine et la nitrification n'est pas favorisée. Rappelons que dans les CET, les déchets ménagers compactés évoluent en fermentation anaérobie. Ce résultat est conforme avec la bibliographie qui donne des teneurs en azote réduits très élevées[64].

### 1.3.10 $NO_3^-$ , $NO_2^-$

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. Les nitrites proviennent, soit d'une réduction des nitrates, soit d'une oxydation incomplète des ions ammonium [64]. La réaction chimique suivante résume le phénomène d'oxydation :



Les teneurs en  $\text{NO}_3^-$  enregistrées oscillent entre :

- pour le CET BBA 27 et 191 mg/L avec une teneur moyenne de 87,82 mg/L .
- pour le CET de KHELIL 53,92 et 233,66mg/L avec une teneur moyenne de 120,5mg/L.
- pour le CET de HAMICI la concentration est de : 290,84mg/L.

Les teneurs en  $\text{NO}_2^-$  des lixiviats sont faibles et varient d'un CET à un autre comme suit :

- CET de BBA : 0,23 et 0,68 mg/L
- CET de KHELIL : 0,59 et 1,72 mg/L
- CET de HAMICI : 1,77 mg/L

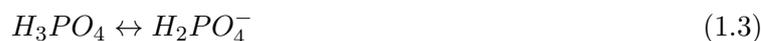
Ces teneurs relativement faibles en Azote oxydé s'expliquent par le fait que nous sommes en milieu réducteur, comme le montre le potentiel Redox qui est très négatif et qui empêche la nitrification.

### 1.3.11 L'ion Ortho-phosphate $\text{PO}_4^{3-}$

Le phosphore est présent dans les lixiviats sous différentes formes :

- **Phosphore organique** :comme les phospholipides, les phosphoprotéines.
- **Phosphore minéral** : dérivé de l'acide phosphorique comme les orthophosphates ( $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4$  et  $\text{HPO}_4^{2-}$ )

L'ensemble des formes organiques et minérales constitue le phosphore total. Les phosphates correspondent en fait aux ortho-phosphates car l'ion phosphate n'existe en solution que pour des pH basiques. En effet, l'acide phosphorique est susceptible de s'ioniser de différentes façons :



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

L'analyse des résultats montre que les concentrations en  $\text{PO}_4^{3-}$  dans les lixiviats oscillent :

- entre 0,4 et 6,97 mg/L pour CET de BBA avec une teneur moyenne de 2,07mg/L.
- entre 2,51 et 3,95 m/L pour CET de KHELIL avec une moyenne de 3,56mg/L.
- Une concentration égale à 1,97mg/L pour le CET de HAMICI.

Ces faibles teneurs sont le résultat de l'assimilation rapide de cet élément par les bactéries et les algues et/ou par sa complexation avec le calcium sous forme d'apatite. Le phosphore précipite généralement sous forme hydroxyl-apatite ( $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)\text{OH}$ ).

nous remarquons que ces valeurs sont inférieures à la norme qui est de 10 mg/L.

### 1.3.12 L'ion sulfate $\text{SO}_4^{2-}$

Les sulfates sont en général fortement présents dans les lixiviats, ces espèces proviennent de déchets riches en soufre tels que le bois et le plâtre. Lors des phases de dégradation (acétogènes

et méthanogènes), dans des conditions d'anaérobie et de faibles potentiels redox, les sulfates sont réduits en sulfures et sont souvent associés aux espèces métalliques [65]. Les teneurs enregistrées sont comprises :

- entre 1780 et 3570 mg/L et une valeur moyenne de 2375 mg/L pour le CET de BBA.
- entre 714 et 1142 mg/L pour celui de KHELIL avec une moyenne de 856,82mg/L.
- Une concentration de 6142,85mg/L pour le CET de HAMICI.

### 1.3.13 Matière en suspension (MES)

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

L'analyse des résultats montre que les lixiviats sont très chargés en MES ainsi des concentrations qui oscillent :

- entre 13.4 et 19.4 g/L pour les lixiviats du CET BBA.
- entre 29.33 et 41.3 g/L pour les lixiviats du CET de KHELIL.
- les lixiviats du CET de HAMICI ont une concentration de 19 g/L.

Ces valeurs sont très élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 35 mg/L.Ceci implique une mauvaise pénétration de la lumière ainsi qu'une mauvaise aération des lixiviats produits .Nous assistons alors à une inhibition de la photosynthèse empêchant le travail des bactéries.L'évolution des MES, au cours du temps, doit être ainsi corrélée à celle de la DCO par exemple. Les MES influent donc sur la biodégradabilité du milieu.

### 1.3.14 Matière volatile sèche (MVS)

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

Les valeurs obtenues sont comprises :

- entre 2.98 et 5.55 g/L pour les lixiviats du CET de BBA.
- entre 10.7 et 13.78 g/L pour les lixiviats du CET de KHELIL.
- les lixiviats du CET de HAMICI ont une concentration de 6.99 g/L.

Les concentrations sont relativement faibles pour les lixiviat du CET de BBA alors qu'elles sont légèrement plus élevées pour ceux du CET KHELIL et HAMICI Ce qui implique une concentration élevée de la matière minérale qui s'explique par l'âge des casiers.

### 1.3.15 L'ion Chlorure ( $\text{Cl}^-$ )

La concentration en chlorures du lixiviat semble augmenter au cours du temps.Cependant, ces ions sont souvent considérés comme des espèces conservatives et inertes et leurs teneurs ne dépendent généralement pas des différentes phases de dégradation des déchets.

Le relargage de ces espèces est donc uniquement fonction du lessivage des déchets [66].

les valeurs de l'ion chlorure varient :

- entre 1280 à 8300 mg/L avec une moyenne de 6285 mg/L pour les CET de BBA.
  - entre 7745 à 9585 mg/L avec une moyenne de 8876,5mg/L poue CET de KHELIL.
  - pour les lixiviats du CET HAMICI la concentration en chlorure est de 4260 mg/L
- Avec les sulfates, ces teneurs élevées contribuent à la forte pollution minérale des lixiviats.

### 1.3.16 Titre alcalimétrique ( $\text{HCO}_3^-$ )

Les lixiviats véhiculent des concentrations élevées en  $\text{HCO}_3^-$  de l'ordre de 20 g/L. Les valeurs varient entre 3,6 et 12,9 g/L et valeur moyenne de 6,9 g/L. Les valeurs varient :

- entre 3,6 et 12,9 g/L et valeur moyenne de 6,9 g/L pour les lixiviats du CET de BBA.
- entre 12,2et 14,64g/L et valeur moyenne de 6,9 g/L pour les lixiviats du CET de KHELIL.
- Les lixiviats du CET de HAMICI ont une concentration de 15,25 g/L

### 1.3.17 Les métaux lourds

Les lixiviats ne véhiculent généralement pas de fortes teneurs en métaux lourds, plus les lixiviats sont âgés et plus leur teneur métallique diminue. Cela est du principalement à leur précipitation aux pH usuellement rencontrés dans les lixiviats intermédiaires ou stabilisés ou bien leur récupération avant l'enfouissent qui se fait à l'entrée du CET.

## 1.4 Comparaison entre les lixiviats des différents CET

La comparaison entre les charges polluantes véhiculées par les lixiviats des trois CET montre que nous sommes en présence de différents types de lixiviats du point de vue charge organique, minérale et azotée. Le tableau III.1.4 représente les différents paramètres étudiés pour les trois CET.

Tabl III.1.4 – Comparaison entre les lixiviats des différents CET

Paramètres	Les différents CET		
	HAMICI	KHE	BBA
Couleur	Noirâtre	Noirâtre	Marron foncé
Odeur	Désagréable	Désagréable	Désagréable
pH	7,87	8,33	8,07
Conductivité (ms/cm)	19,1	21,88	14,5
Potentiel Redox (mV)	-81,6	-66,125	-52,875
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	2300	8300	437,5
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	7666,66	25041,6625	4624,995
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,3	0,34	0,097

NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	4566,92	3490,78	3654,8
NO <sub>2</sub> <sup>1</sup> mg/L	1,77	1,27	0,47
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	290,84	120,5	87,82
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	1,97	3,56	2,07
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	6142,85	856,82	2374,855
Cl <sup>-</sup> mg/L	4260	8876,5	6285
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	15250	13877,5	6900,625
Fe mg/L	0,703	1,396	0,442
Cu mg/L	0,233	0,207	0,250
Zn mg/L	0,380	0,328	0,112
Type réelle de lixiviats	Intermédiaire	Jeunes vers Intermédiaire	Intermédiaire vars Stabilisé

Selon les résultats obtenus : Les lixiviats issus des CET de BBA sont plus âgés que ceux de HAMICI et KHELIL. Cette différence revient à l'âge du CET d'une part et la quantité de déchets réceptionnée d'une autre. Cette comparaison montre que les lixiviats présentent des pollutions diverses en nature et en ampleur et qu'il n'existe pas un lixiviat type. C'est en recoupant certains paramètres entre eux qu'on arrive plus ou moins à déceler le type réel de lixiviat et à partir de là préconiser un traitement approprié. La figure III.1.1 illustre les types des lixiviats étudiées selon l'axe du temps en précisant l'âge du CET approprié.

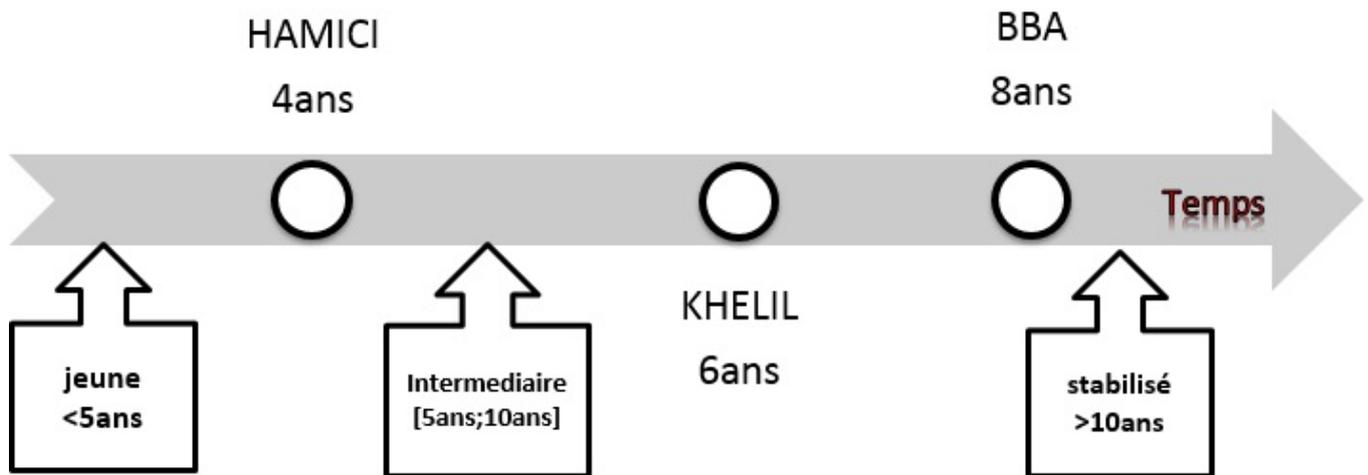


FIGURE III.1.1 – Types de lixiviats selon l'axe du temps.

CHAPITRE

— 2 —

RÉSULTATS DES TRAITEMENTS

## 2.1 Résultats des traitements

## 2.2 Introduction

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

1. Electro-coagulation.
2. Electro-fenton.

Le traitement a été effectué sur les lixiviats du 4<sup>ème</sup> prélèvement des deux CET BBA, KHELIL et celui du CET HAMICL.

## 2.3 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.

### 2.3.1 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.

Quatre ont été retenus pour cette étude :

- L'intensité du courant ( $i$ ).
- Le pH.
- La vitesse d'agitation ( $v$ ).
- La distance inter-électrode ( $e$ ).

L'optimisation de ces derniers 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 et HAMICL.

#### Effet de l'intensité du courant

Les paramètres fixés au départ sont :  $v = 150$  tr/mn ;  $e = 1,7$  cm et  $\text{pH} = \text{pH}_{\text{initial}}$ , en variant l'intensité de courant entre 1,5 à 3A.

Les résultats obtenus après l'optimisation de ce paramètre sont présentés sur la figure III.2.1

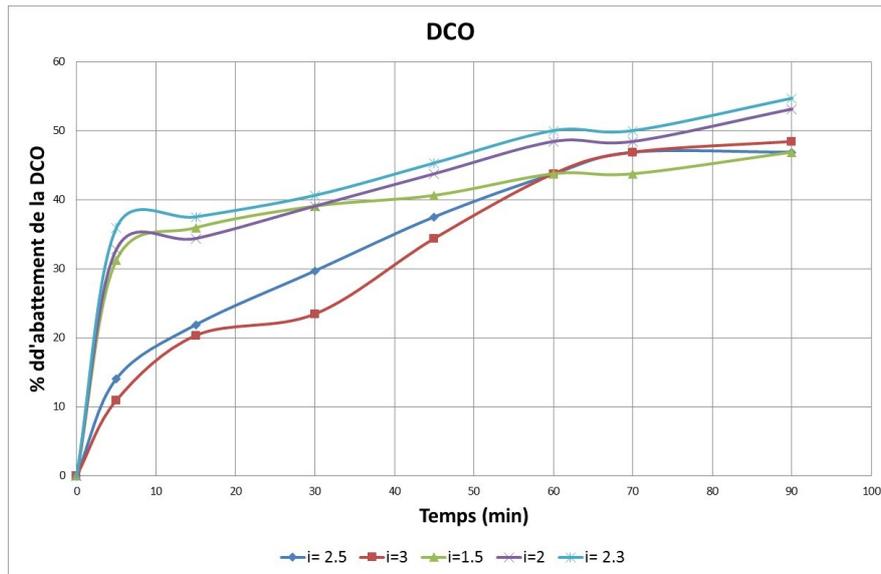


FIGURE III.2.1 – Effet de l'intensité du courant sur le taux d'abattement de la DCO en fonction du temps.

Pour les conditions ( $v = 150$  tr/mn ;  $e = 1,7$  cm et  $\text{pH} = \text{pHi}$ ) le % d'abattement de la DCO atteint ses valeurs max pour  $i=2,3$  A et donc l'intensité de courant optimale pour le reste de l'optimisation du traitement est  $i=2,3$  A.

### Effet du pH

Les paramètres fixés au départ sont :  $i = 2,3$  A ;  $e = 1,7$  cm ; et  $v = 150$  tr/mn avec une variation du pH entre 4 et 8. La figure III.2.2 illustre l'effet du pH sur l'abattement de la DCO :

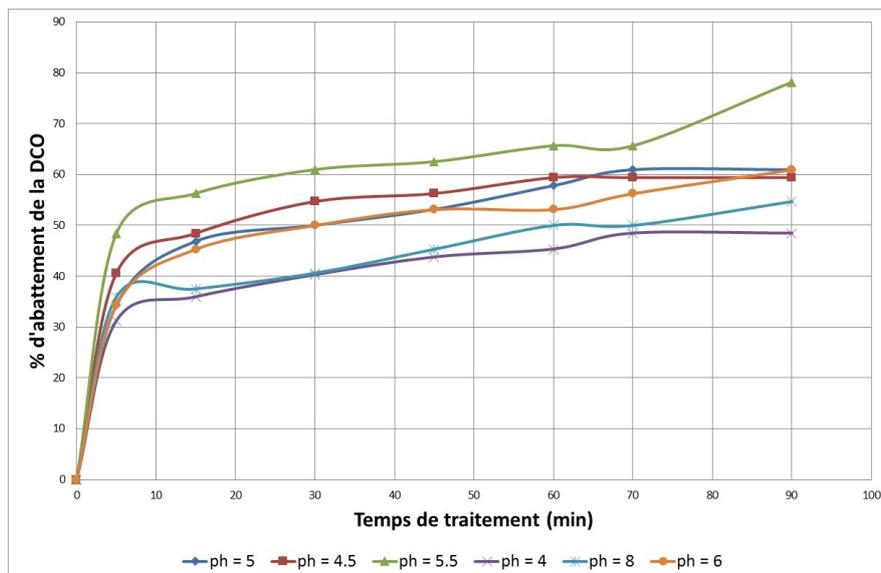


FIGURE III.2.2 – Effet du pH sur le taux d'abattement de la DCO en fonction du temps. D'après ces résultats, on constate que le meilleur rendement est atteint pour un  $\text{pH}=5,5$ . L'effet de pH sur la cinétique d'électrocoagulation peut être attribué aux différentes espèces hydroxydes de fer qui se forment en électrocoagulation.

### Effet de la vitesse d'agitation (v)

Les paramètres fixés au départ sont :  $i = 2,3$  A ;  $\text{pH}=5,5$  et  $e = 1,7$  cm. Les vitesses ont été variées de 100 à 350 tr/mn. Les résultats obtenus après optimisation de la vitesse d'agitation sont résumés dans la figure III.2.3

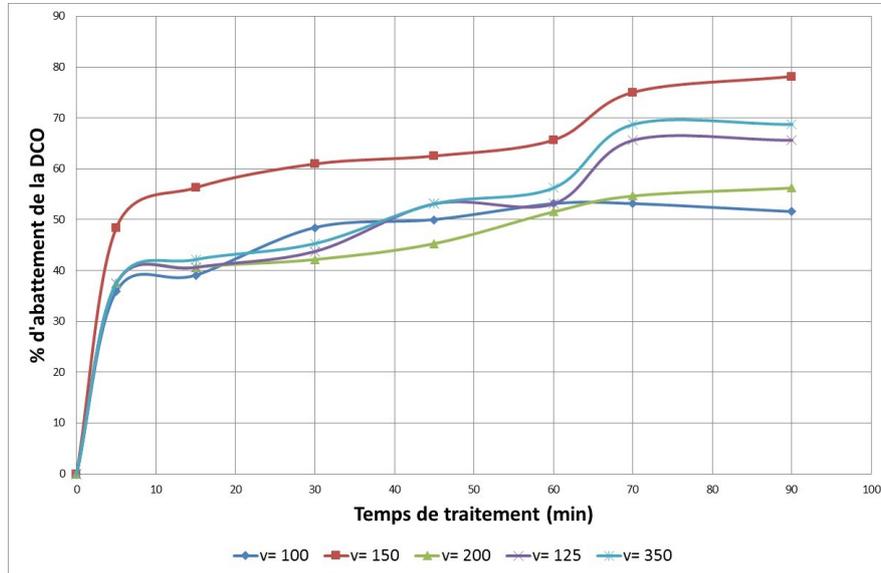


FIGURE III.2.3 – Effet de la vitesse d'agitation sur le taux d'abattement de la DCO. D'après ces résultats, on constate que le rendements d'abattement de la DCO est maximal pour une vitesse d'agitation 150 tr/mn .

### Effet de la distance inter-électrodes

Les paramètres fixés au départ sont :  $i = 2,3$  A ;  $\text{pH}=5,5$  et  $V=150\text{tr}/\text{min}$ . Avec une variation de la distance inter-électrodes de 1 à 3,7.

La figure III.2.4 illustre l'effet de l'intensité du courant sur l'abattement de la DCO.

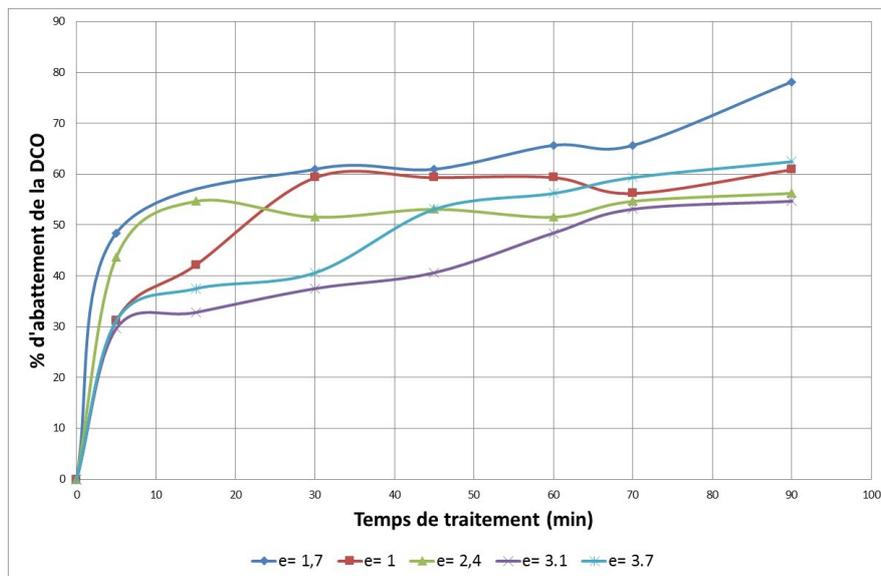


FIGURE III.2.4 – Effet de La distance inter-électrode sur le taux d'abattement de la DCO en fonction du temps.

D'après ces résultats on constate que le taux d'abattement max est pour une distance  $e=1,7\text{cm}$ .

### 2.3.2 Efficacité du traitement

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

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

Les rendements d'abattement de la DCO pour les trois CET sont représentés par la figure III.2.5 et III.2.6.

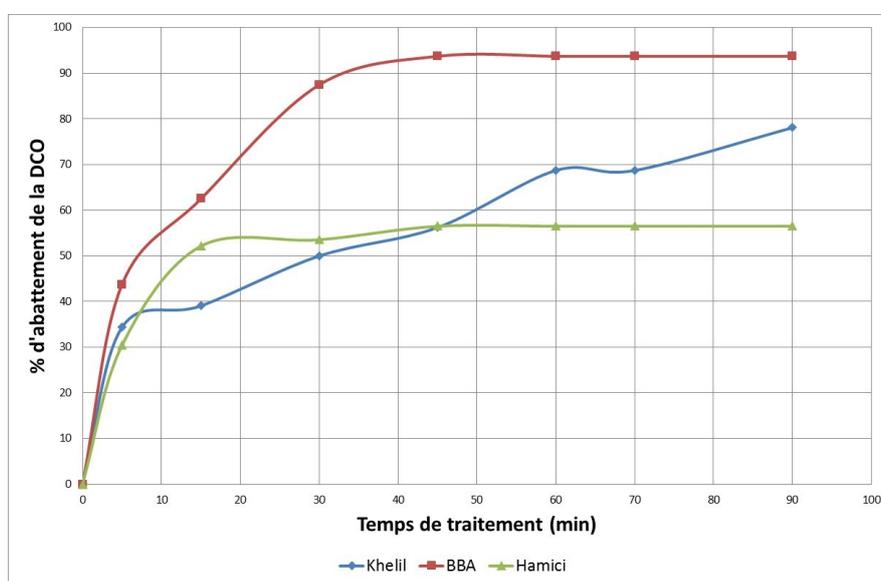


FIGURE III.2.5 – Évolution du rendement d'abattement de la DCO pour chaque CET en fonction du temps.

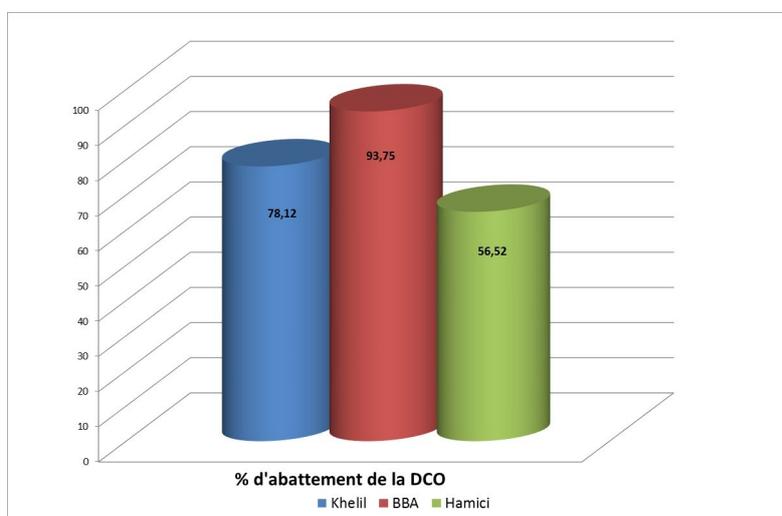


FIGURE III.2.6 – Taux d'abattement de la DCO pour chaque CET.



FIGURE III.2.7 – Dégradation de la couleur après traitement par l'électro-coagulation



FIGURE III.2.8 – Dégradation des électrodes après traitement par l'électro-coagulation

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

Nous présentons sur les tableaux III.2.1, III.2.2, III.2.3 les différents paramètres étudiés lors de la caractérisation des lixiviats des CET KHELIL, BBA et HAMICI respectivement, avant et après le traitement par l'EC :

#### CET KHELIL :

Tabl III.2.1 – Charge polluante véhiculée par lixiviats du CET KHELIL

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	Taux d'abattement %
Couleur	Noirâtre	Jaunâtre	
pH	7,99	8,79	
Conductivité (ms/cm)	23,5	26,2	
Potentiel Redox (mV)	-87	-123	
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	7200	600	91,6
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	21333,33	6666,66	78
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,33	0,09	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	5065,61	2020,99	60
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/L	1,60	0,04	97
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	233,66	34,31	85,3
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	2,5	0,065	97,4
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	714,3	14857,14	
Cl <sup>-</sup> mg/L	9230	6745	26
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	12200	915	92,5
Fe mg/L	1,396	1,190	5
Cu mg/L	0,207	0,289	3
Zn mg/L	0,328	0,248	1

#### CET BBA

Tabl III.2.2 – Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET BBA

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	Taux d'abattement
Couleur	Noirâtre	Jaunâtre	
pH	7,83	7,36	
Conductivité (ms/cm)	16,60	19,4	
Potentiel Redox (mV)	-78,5	-45,3	
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	450	68	84
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	5333,33	333,33	93,7

DBO <sub>5</sub> / DCO	0,084	0,05	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	5511,81	2572,17	53,33
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/L	0,68	0,002	99,7
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	191,17	13,07	93,1
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	6,94	8,16.10 <sup>-3</sup>	99
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	3571,42	18142,85	
Cl <sup>-</sup> mg/L	7810	7100	9
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	12962,5	305	97,6
Fe mg/L	0,442	0,802	
Cu mg/L	0,205	0,291	
Zn mg/L	0,112	0,155	

## CET HAMICI

Tabl III.2.3 – Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET HAMICI

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	Taux d'abattement
Couleur	Noirâtre	Jaunâtre	
pH	7,87	8,67	
Conductivité (ms/cm)	19,1	20,9	
Potentiel Redox (mV)	-81,6	-118,5	
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	2300	430	81,3
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	7666,66	3333,33	56,52
DBO <sub>5</sub> /DCO	0,3	0,099	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	4566,92	4356,95	4,6
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/L	1,77	0,16	90,9
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	290,84	102,94	64,6
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	1,97	0,106	94,61
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	6142,85	6258,5	
Cl <sup>-</sup> mg/L	4260	4260	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	15250	610	
Fe mg/L	0,703	2,806	
Cu mg/L	0,233	0,348	
Zn mg/L	0,380	0,179	

**Conclusion et discussion :**

- Après l'optimisation des paramètres, l'électrocoagulation nous permet d'atteindre un bon rendement de la DCO supérieur à 75% , 93% , 57% pour les CET de KHELIL , BBA et HAMICI respectivement.
- Quant au pH de l'effluent après traitement, il est parfaitement conforme aux normes de rejet, aussi on remarque une diminution importante des éléments azotés de l'ion d'ortho-phosphate et du bicarbonates. sauf qu'on a une augmentation au niveau de sulfate (a cause de l'ajout de l'acide sulfurique pour l'ajustement de pH) ,de fer (due au l'oxydation des plaques de fer).
- les métaux lourds sont à l'échelle de trace avant le traitement. Les différences marquées lors des mesures sont dus aux erreurs expérimentales.
- A la fin de traitement du lixiviats par ce procédé et après une phase de décantation pendant 2 heures, on a remarqué que la formation des boues est malgré tout assez importante. Ces dernières doivent faire l'objet d'un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.

## 2.4 Traitement par Electro-fenton

Ce traitement suit les mêmes étapes que celles de l'électro-coagulation avec les mêmes paramètres déjà optimisés. La différence se résume en deux point :

- Le réglage du pH = 3.
- L'ajout d'une quantité de  $H_2O_2$  pour avoir une concentration de  $[H_2O_2] = 8,5$  g/L. Le rendement d'abattement de la DCO obtenus lors du traitements des lixiviats des trois CET sont représenté par la figure III.2.9 et III.2.10

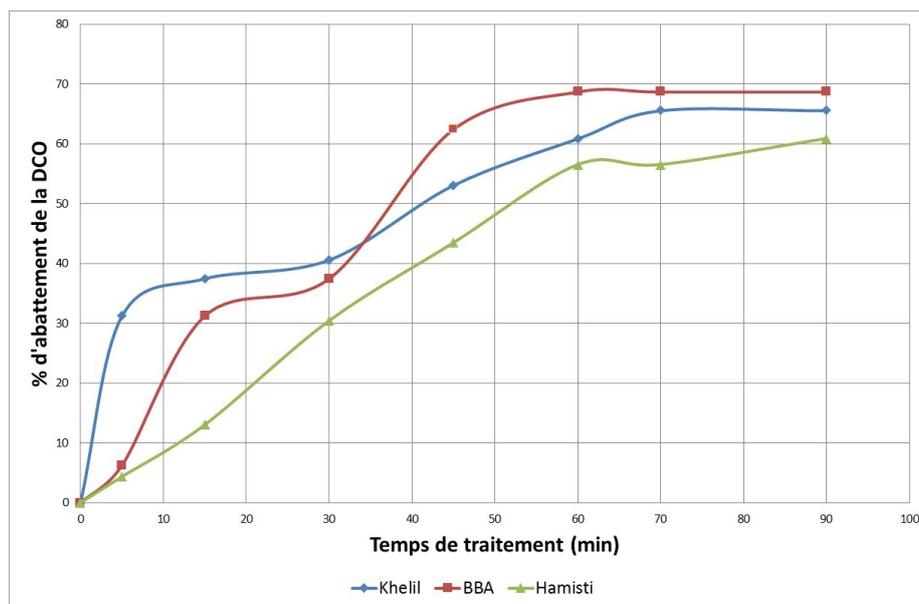


FIGURE III.2.9 – Évolution du rendement d'abattement de la DCO pour chaque CET en fonction du temps.

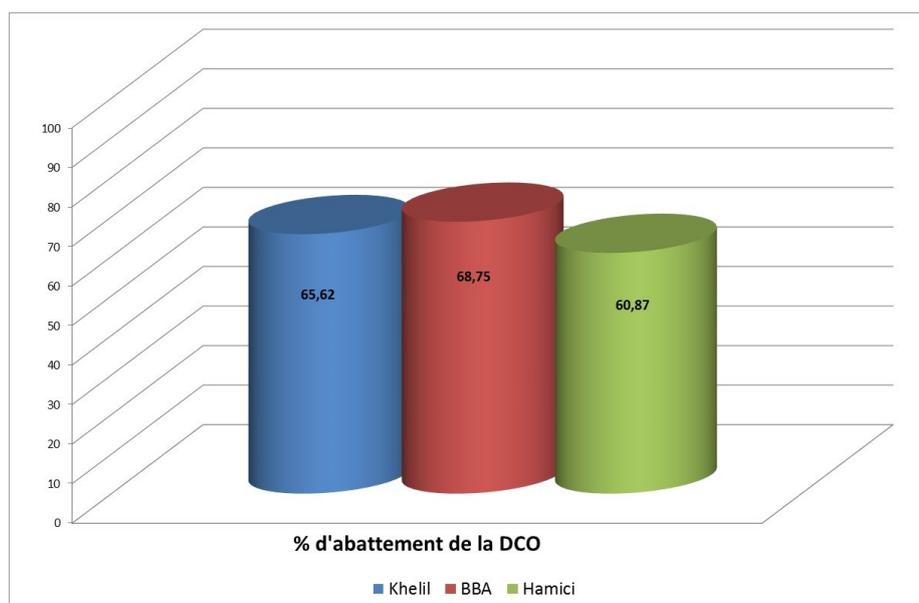


FIGURE III.2.10 – Taux d'abattement de la DCO pour chaque CET.



FIGURE III.2.11 – Lixiviats après traitement par électro-fenton.

### 2.4.1 Charge polluante véhiculée par les lixiviats après traitement par l'électro-fenton

#### CET KHELIL

Tabl III.2.4 – Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET KHELIL

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	Normes
Couleur	Noirâtre	Jaunâtre	
pH	7,99	5,69	6,5-8,5
Conductivité (ms/cm)	23,5	29,7	
Potentiel Redox (mV)	-87	45,4	
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	7200	250	35
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	21333,33	10000	120
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,33	0,25	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	5065,61	1811,02	
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/L	1,60	0,2	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	233,66	34,31	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	2,5	0,33	10
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	714,3	6285,7	
Cl <sup>-</sup> mg/L	9230	1056	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	12200	2135	
Fe mg/L	1,396	72,12	
Cu mg/L	0,207	0,150	
Zn mg/L	0,328	0,260	

**CET BBA**

Tabl III.2.5 – Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET BBA

Paramètres	Avant traitement	Arés traitement	Normes
Couleur	Noirâtre	Jaunâtre	
pH	7,83	5,59	6,5-8,5
Conductivité (ms/cm)	16,60	19,2	
Potentiel Redox (mV)	-78,5	-94,4	
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	450	96	35
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	5333,33	1666,66	120
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,084	0,057	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	5511,81	2047,24	
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/L	0,68	0,04	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	191,17	11,43	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	6,94	3,47	10
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	3571,42	5142,8	
Cl <sup>-</sup> mg/L	7810	6745	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	12962,5	457,5	
Fe mg/L	0,442	0,514	
Cu mg/L	0,205	0,204	
Zn mg/L	0,112	0,265	

**CET HAMICI**

Tabl III.2.6 – Charge polluante véhiculée par les lixiviats du CET HAMICI

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	Normes
Couleur	Noirâtre	Jaunâtre	
pH	7,87	7,74	6,5-8,5
Conductivité (ms/cm)	19,1	23,3	
Potentiel Redox (mV)	-81,6	-102	
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	2300	260	35
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	7666,66	3000	120
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,3	0.086	
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	4566,92	3989,5	
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/L	1,77	0,12	
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	290,84	11,34	
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	1,97	0,33	10
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	6142,85	6285,5	

Cl <sup>-</sup> mg/L	4260	3550	
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	15250	1220	
Fe mg/L	0,703	3,783	
Cu mg/L	0,233	0,190	
Cr mg/L	22,19	0,009	
Zn mg/L	0,380	0,165	

### Conclusion et discussion

- L'électrofenton nous permet d'atteindre un bon rendement de la DCO supérieur à 65% , 68% , 60% pour les CET de KHELIL , BBA et HAMICI respectivement, et un plus en ce qui concerne la DBO<sub>5</sub>.
- Quant au 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 du bi-carbonates. sauf qu'on a une augmentation au niveau de sulfate (a cause de l'ajout de l'acide sulfurique pour l'ajustement de pH) ,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. Les différences marquées lors des mesures sont dus aux erreurs expérimentales.
- A la fin de traitement du lixiviats par ce procédé et après une phase de décantation pendant 2 heures, on a remarqué que la formation des boues est malgré tout assez importante. Ces dernières doivent faire l'objet d'un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.

## 2.5 Comparaison entre EC et EF

Les tableaux III.2.7, III.2.8, III.2.9 présentent les paramètres de pollution véhiculée par les lixiviats de chaque CET avant et après traitement par chacun des deux procédés EC et EF.

Tabl III.2.7 – Comparaison des principaux paramètres des deux traitements CET BBA

Paramètres	CET BBA		
	Avant traitement	Après traitement EC	Après traitement EF
Couleur	Noirâtre	Jaunâtre	Jaunâtre
pH	7,83	7,36	5,59
Conductivité (ms/cm)	16,60	19,4	19,2
Potentiel Redox (mV)	-78,5	-45,3	-94,4
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	450	68	96
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	5333,33	1333,33	2000
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,084	0,05	0,057
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	5511,81	2572,17	2047,24
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/L	0,68	0,02	0,04
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	191,17	13,07	11,43
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	6,94	8,16 * 10 <sup>-3</sup>	3,47
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/L	3571,42	18142,85	5142,85
Cl <sup>-</sup> mg/L	7810	7100	6745
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	12962,5	305	457,5
Fe mg/L	0,442	0,802	0,514
Cu mg/L	0,250	0,291	0,204
Zn mg/L	0,112	0,155	0,265

Tabl III.2.8 – Comparaison des principaux paramètres des deux traitements CET KHELIL

Paramètres	CET KHE		
	Avant traitement	Après traitement EC	Après traitement EF
Couleur	Noirâtre	Jaunâtre	Jaunâtre
pH	7,99	8,79	5,69
Conductivité (ms/cm)	23,5	26,2	29,7
Potentiel Redox (mV)	-87,5	-123	45,4
DBO <sub>5</sub> mg d'O <sub>2</sub> /L	7200	600	250
DCO mg d'O <sub>2</sub> /L	21333,33	6666,66	10000
DBO <sub>5</sub> / DCO	0,33	0,09	0,025
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	5065,61	2020,99	1811,02
NO <sub>2</sub> <sup>+</sup> mg/L	1,60	0,04	0,2
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/L	233,66	34,31	34,31
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	2,5	0,065	0,33

$SO_4^{2-}$ mg/L	714,3	6285,7	14857,14
$Cl^-$ mg/L	9230	6745	1056
$HCO_3^-$ mg/L	12200	915	2135
Fe mg/L	1396	1,190	72,12
Cu mg/L	0,207	0,289	0,150
Zn mg/L	0,328	0,248	0,260

Tabl III.2.9 – Comparaison des principaux paramètres des deux traitements CET HAMICI

Paramètres	CET HAMICI		
	Avant traitement	Après traitement EC	Après traitement EF
Couleur	Noirâtre	Jaunâtre	Jaunâtre
pH	7,87	8,67	7,74
Conductivité (ms/cm)	19,1	20,9	23,3
Potentiel Redox (mV)	-81,6	-118,5	-102
$DBO_5$ mg $O_2$ /L	2300	430	260
DCO mg $O_2$ /L	7666,66	4333,33	3000
$DBO_5$ / DCO	0,3	0,099	0.086
$NH_4^+$ mg/L	4566,92	4356,95	3989,5
$NO_2^+$ mg/L	1,77	0,16	0,12
$NO_3^-$ mg/L	290,84	102,94	11,34
$PO_4^{3-}$ mg/L	1,97	0,106	0,33
$SO_4^{2-}$ mg/L	6142,85	6258,5	11142,85
$Cl^-$ mg/L	4260	4260	3550
$HCO_3^-$ mg/L	15250	610	1220
Fe mg/L	0,703	2,806	3,783
Cu mg/L	0,233	0,348	0,190
Zn mg/L	0,380	0,179	0,165

A partir des résultats mentionnés dans les tableaux III.2.7, III.2.8, III.2.9 : Le traitement des lixiviats générés des CET KHELIL et BBA était moins efficace par l'électro-fenton ceci est probablement dû aux anions inorganiques tels que  $Cl^-$  et  $SO_4^{2-}$  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.

Ainsi, les auteurs ont observé que  $Fe^{2+}$  et  $FeCl^+$  avaient la même réactivité vis-à-vis du peroxyde d'hydrogène alors que  $FeSO_4$  est plus réactif que  $Fe^{2+}$ . Par contre, pour le système fer(III)/ $H_2O_2$ , 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) [67]. 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 cette teneur est beaucoup moindre d'où un rendement d'électro-fenton meilleur que l'électrocoagulation.

Par ailleurs, d'autres expériences sans doute nécessaires pour une meilleure optimisation des paramètres de l'électro-fenton en particulier en ce qui concerne le pH et la dose de  $H_2O_2$  qui joue un rôle important dans l'efficacité du traitement.

# CONCLUSION GÉNÉRALE

La production de déchets par habitant et par jour est en constante augmentation, leur élimination par enfouissement en décharge contrôlée ou en CET est encore pour longtemps l'exutoire de la majorité des ordures ménagères en Algérie. Cette technique engendre la production des lixiviats dont le traitement présente un important enjeu environnemental.

Notre étude, qui s'inscrit dans le cadre général de l'étude des lixiviats issus des Centres d'Enfouissement Technique des déchets ménagers a eu pour but de déterminer la charge polluante transportée par ces effluents et de proposer et tester diverses techniques de traitement. A ce titre, nous avons pu mettre en évidence les points suivants :

- Les lixiviats générés par les trois Centres d'Enfouissement Techniques véhiculent une forte pollution organique, minérale et azotée et doivent alors être traités avant rejet dans le milieu naturel.
- La quasi-totalité des paramètres de pollution analysés dépassent les normes de rejet dans l'environnement.
- En tenant compte des résultats des différents paramètres analysés : le pH, la DCO, la biodégradabilité et l'âge du CET on a pu déterminer le stade d'évolution des déchets ainsi que le type de lixiviats générés par chaque CET. En fonction de la nature des lixiviats caractérisés, nous avons opté pour des procédés électrochimiques de traitements : l'électrocoagulation et l'électro-Fenton pour les lixiviats générés par les deux CET KHELIL et BBA.

Après optimisation des paramètres régissant l'efficacité de chaque traitement, les résultats obtenus montrent que ;

- Le procédé d'électrocoagulation a donné le meilleur rendement d'abattement pour les lixiviats du CET de BBA avec élimination de plus de 93% de la charge organique. Alors que pour les lixiviats de KHELIL et HAMICI les rendements ont atteint 78% , 56% Respectivement. 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, on obtient un meilleur rendement d'abattement de la pollution que celui de l'électrocoagulation pour les lixiviats des CET de HAMICI avec une valeur de 60%, tandis que pour ceux de BBA et KHELIL le rendement d'abattement sont respectivement : 68%, 65%. De plus, le pH des trois effluents après le traitement ne nécessite pas d'ajustement avant leur rejet dans l'environnement.

En conclusion, les rendements d'abattement de la DCO de lixiviat par procédé d'électrocoagulation et électro-Fenton obtenus lors de cette étude sont très intéressants et donnent lieu aux perspectives et recommandations suivantes :

- Approfondir cette étude sur des lixiviats d'autres saisons pour délimiter l'intervalle de variation de la pollution et estimer le volume de lixiviats produit annuellement sur chaque site. Sur la base de ces estimations, on peut dimensionner les installations de traitement.
- Réaliser une évaluation des coûts de traitement par électrocoagulation et électro-Fenton et effectuer des essais à l'échelle pilote en continu et résoudre le problème des boues formées.
- Réduire les coûts de la consommation électrique en utilisant l'énergie solaire .

Enfin, la mise en place d'une unité de traitement in-situ des lixiviats au sein des CET va permettre d'éviter les risques liées au transport de ces eaux vers des unités de traitements extérieures (telle qu'une station d'épuration par exemple).

# BIBLIOGRAPHIE

- [1] **Y. Kehila, F. Mezouari, B. Bouhadiba, G. Matejka**, «Impact des décharges publiques sur l'environnement en Algérie : Quelles perspectives pour une gestion efficace des lixiviats», EPAU, 2010.
- [2] **G. Bellenfant**, «Modélisation de la Production de Lixiviat en Centre de Stockage de Déchets Ménagers», Thèse de Doctorat, I.N.P.L, 2009.
- [3] **S. Renou, S. Poulain , J. Gagnaire , B. Cadarache et P. Moulin**, Lixiviat de centre de stockage : déchet généré par des déchets Eau, l'Industrie, les Nuisance, Commissariat à l'Energie Atomique, Université Paul Cézanne Aix Marseille, 2008.
- [4] **M. Bennajah** , «Traitement des rejets industriels liquide par électrocoagulation/électroflotation en réacteur airlift», Thèse de doctorat, De L'institut NationalPolytechnique De Toulouse, 2007.
- [5] **H. Gulsen, M. Turan**,Treatment of sanitary landfill leachate using a combined anaerobic fluidized bed reactor and Fenton's oxidation. 2004. Environ Eng Sci, 21 :5, 627-636.
- [6] **Y. Medkour .**, "Caractérisation et traitement des lixiviats du Centre d'Enfouissement technique d'Ouled Fayet.",Mémoire de magister en Génie de l'Environnement, Ecole nationale polytechnique, 2012.
- [7] Ministère de l'aménagement du territoire, de l'environnement et du tourisme (MATET), 2008.
- [8] M.A.T.E, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Guide de gestion des déchets ménagers et assimilés,2002.
- [9] **Y. Kehila**, Caractérisation des déchets ménagers et assimilés dans les zones nord semi-aride et aride, rapport qualitative sur les déchets produits par les ménages dans les trois zones, Agence Nationale des Déchets, 2014.
- [10] **M. Crowe, K. Nolan, C. Collins , G. Carty et B. Donlon**, Biodegradable Municipal Waste Management in Europe, Part 1, Strategies and Instruments, European Environment Agency, Copenhagen, 19 pages, 2002.

- [11] **F. Charny**, Compostage des déchets urbains dans les PED : Elaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de Doctorat N° 56. Université de Limoges, 277 pages, 2005.
- [12] **N. Hafid, M. El Hadek , A. Lguirati et A. Bouamrane**, Evaluation d'une filière simplifiée de compostage des ordures ménagères; déchets, Revue Francophone d'Ecologie Industrielle -N° 25- 1er trimestre 2002.
- [13] **C. Gachet** , Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage de Déchets Ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats, these, Institut National des Recherches Appliquées de Lyon, 271 pages, 2005.
- [14] **P. Thonart, D. Sory**, Guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et des sites d'enfouissement techniques dans les pays du sud, Collection points de repère, OIF, 121 pages, 2005.
- [15] **M. Belkacemi**, Contribution a l'étude des interactions dans le système déchets-sol-eau (cas de la décharge d'Oued-Smar), Thèse de magister, E.N.P, 1993.
- [16] **T. Chassagnac**,Réhabilitation des décharges - Mécanismes de dégradation et impacts. Référence G 2680, 2005.
- [17] **N. Topano**, Gestion des déchets solides ménagers dans la ville d'Abomey-Calavi (Bénin) : Caractérisation et essais de valorisation par compostage,Thèse de doctorat,Université de Aix Marseille ,Décembre 2012.
- [18] **K. Hamouri et R. Djemaa**, Evaluation de la pollution des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement. Projet de fin d'étude, US-THB, 2006.
- [19] **S. Kaibouchi**, Mâchefers d'incinération d'ordures ménagères : Contribution à l'étude des mécanismes de stabilisation par carbonatation et influence de la collecte sélective; Thèse de doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2004.
- [20] **A. Lopez, M. Pagano, A. Volpe, A. C. D. Pinto**, Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate, Chemosphere 54 (7) : 1005-1010, 2004.
- [21] **G. Bernache-Perez, S. Sanchez-Colon, A.M. Garmendia, A. Davila-Villarreal and M.E. Sanchez-Salazar**, Solid waste characterisation study in Guadalajara Metropolitan Zone, Mexico; Waste Management Research, 19 : 413 - 424, 2001.
- [22] **V. Gbedo**, Problématique de la valorisation des déchets plastiques à Cotonou : Approche pour une maîtrise des aspects technique et socio économique, Thèse de Doctorat Université d'Abomey-Calavi, 237 pages,2010.
- [23] Rapport sur la gestion des déchets en Algérie, publié par giz,2014.
- [24] Rapport sur le secteur des déchets solides au Maroc. Situation actuelle et perspectives de développement. Ministère de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement et Secrétariat d'état chargé de l'environnement, direction de surveillance et de la prévention des risques : p4, 46-51, 2013.

- [25] **M. Tabet - Aoul**, Types de traitement des déchets solides urbains évaluation des coûts et impacts sur environnement. Rev. Energ. Ren : 97- 102, 2001.
- [26] Directive européenne sur les décharges, adoptée le 27 avril 1999.
- [27] **D. Kilikowsa, E. Klimiuk**, The effect of landfill age on municipal leachate composition, Bioresource. Technol. 99 : 5981-5985, 2008.
- [28] **C. Berthe**, «Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés», Thèse de doctorat, Université de Limoges, 2006.
- [29] **S. Trabelsi**, 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", Université Paris-Est, 2011.
- [30] **H. Billard**, Centres de stockage des déchets « exploitation », Techniques de l'ingénieur, traité environnement, G 2 102, 1999.
- [31] **P. Thonart, M. LARDINOIS, C. RODRIGUEZ, S. AWONO, J. DESTAIN et S. HILLIGSMANN** «La problématique de la gestion des déchets ménagers. Séminaire- Atelier Francophone sur la gestion des déchets ménagers», à Saaba – Ouagadougou (Burkina Faso), 2002.
- [32] **F. Colin** , Étude des mécanismes de la genèse des lixiviats. Inventaire et examen critique des tests de laboratoire, Nancy IRH - Rapport RH 84-136, 1984.
- [33] Institut de Veille Sanitaire, Stockage des Déchets et santé publique. Synthèse et recommandation. Rapport rédigé à la demande des ministères respectivement chargés de l'environnement et de la santé Françaises (2004).
- [34] Institut de Veille Sanitaire, Stockage des Déchets et santé publique. Synthèse et recommandation. Rapport rédigé à la demande des ministères respectivement chargés de l'environnement et de la santé Françaises (2004).
- [35] **Y. Kehila, M. Aina, F. Mezouari, G. Matejka, D. Mamma** , 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 novembre 2007
- [36] **Lagier**, Étude des macro molécules de lixiviat : Caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux. Thèse de Doctorat. Université de Limoges. France (2000).
- [37] **S. Renou, S. oulain**, Les filières classiques de traitement des lixiviats, Article, Université Aix Marseille, 2008.
- [38] **F. Zaviska** , Modélisation du traitement de micropolluants Organiques par oxydation électrochimique, Thèse présentée pour l'obtention du grade de philosophiae doctor (Ph.D.), Université de Québec, 2011.
- [39] **A. Bazerli , L. ESNAULT** , Les procédés de concentration Des effluents aqueux, Rapport finale, Ecogeosafe, 2013.
- [40] **D. Oumar , D. Patrick , D. Rino** , et Gerardo B., 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 291 (2016) : 63–89, 2016

- [41] **M.Umar , H.A. AZIZ et M.S. YUSOFF** , Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste Manage.*, 30,2113-2121, 2010
- [42] **I.Bouaziz Karime** , Traitement de solutions organiques diluées par couplage adsorption-oxydation électrochimique, thèse de doctorat, Université de Toulouse, 2014.
- [43] **L.B.Chaudhari , Z.V.P.Murthy** , Treatment of landfill leachates by nanofiltration, *J. Environ. Manage.* 91 , 1209-1217, 2010.
- [44] **D.Trebouet , J.P.Schlumpf , P.Jaouen , F.Quemeneur** , Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration process, *Water Res.*35,2001 2935–2942.
- [45] **W.Lemlikchi** ,Elimination de la pollution des eaux industrielles par différents procédés d’oxydation et de co-précipitation, thèse de doctorat, Université Mouloud Mammeri Tizi Ouzou, 2012.
- [46] **M.Tir** ,Utilisation des techniques électrochimique dans le traitement des émulsions hydrocarbures/eau, thèse de doctorat, Université M’hamed Bougera Boumerdès, 2009.
- [47] **S.Demim**, «Traitement de l’ultrafiltrat de margine par combinaison de l’électrocoagulation et de la boue activée», Mémoire De Magister, ENP, Alger, 2007.
- [48] **V.Khandegar et A.K. SAROHA**, Electrocoagulation for the treatment of textile industry effluent - A review.*J. Environ. Manage.*, 128, 949-963, 2013.
- [49] **F. Bouhzila, M. Hariti, H. Lounici et N. mameri**, Treatment of the OUED SMAR town landfill leachate by an electrochemical reactor. *Desalination*, 280,347-353, 2011.
- [50] **C.T.Tsai , S.T. Lin, Y.C. Shue et P.L. Su** (1997). Electrolysis of soluble organic matter in leachate from landfills. *WaterRes.*, 31, 3073-3081, 1997.
- [51] **LI X., J. SONG, J. GUO, Z. WANG et Q. FENG**, Landfill leachate treatment using electrocoagulation. *Procedia Environ. Sci.*, 10, 1159-1164,2011.
- [52] **K.DERMENTZIS , A. CHRISTOFORIDIS et E. VALSAMIDOU** , Removal of nickel, copper, zinc and chromium from synthetic and industrial wastewater by electrocoagulation. *Int. J. Environ. Sci.*, 1, 697-710, 2011.
- [53] **M.Y.A. Mollah, R. Schennach, J.R. Parga, D.L. Cocke**,« Electrocoagulation (EC) – science and applications », *Journal of Hazardous Materials*, B 84 : 29 – 41, 2001.
- [54] **G. Poteaux**, Epuration des eaux résiduaires par électrolyse. *Technique Moderne*, 70, 1, pp. 42-44 (1978).
- [55] **V. E. Cenkin and A. Belevtsev**, Electrochemical treatment of industrial wastewater. *Effluent. Wat. Treat. J.* 7 (1985) 243-247.
- [56] **H.ZHANG, D. ZHANG et J. ZHOU** (2006). Removal of COD from landfill leachate by electro-Fenton method. *J. Hazard. Mater.*, 135, 106-111.

- [57] **Z. QIANG, J.-H. CHANG et C.-P. HUANG**, Electrochemical regeneration of Fe<sup>2+</sup> in Fenton oxidation processes. *Water Res.*, **37**, 1308-1319, 2003.
- [58] **E. ATMACA**, Treatment of landfill leachate by using electro-Fenton method. *J. Hazard, Mater.*, **163**, 109-114, 2009.
- [59] **Y. DENG et J.D. ENGLEHARDT**, Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Res.*, **40**, 3683-3694, 2006.
- [60] **V. Flotron, C. Delteil, A. Bermond et V. Camel**, Remediation of matrices contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbon : use of Fenton's reagent. *Polycyclic Aromatic Compounds*, **23**, 353-376.
- [61] **A. Tatsi, A. I. Zouboulis, K. A. Matis and P. Samaras**, Departement of Chemistry, Division of Chemical Technology, Aristotle University of Thessaloniki, Thessaloniki GR-54124, Greece, Chemical Process Engineering Research Institute.
- [62] **G. BELLENFANT**, «Modélisation de la Production de Lixiviats en Centre de Stockage de Déchets Ménagers», Thèse de Doctorat, I.N.P.L, septembre 2009.
- [63] **P. Kjeldsen, M. Barlaz et al** : « Présent and long-term composition of MSW landfill leachate : a review » *Critical Reviews in Environ. Sci & Technol.*, **32**(4), pp. 297-336 ,2002
- [64] **C. BERTHE**, «Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés», Thèse de doctorat, UNIVERSITE DE LIMOGES, décembre 2006.
- [65] **H.D.ROBINSON et J.L. LUCAS**, « Leachate attenuation in the unsaturated zone beneath landfills : instrumentation and monitoring of a site in southern England». *Water Sciences Technology*, **17**, 477-492, 1985.
- [66] **F. Boumechhour**, Étude des lixiviats générés par les déchets urbains : Caractérisation de la charge polluante et application de traitements par procédés classiques et procédés d'oxydation avancée, Thèse de doctorat, École nationale polytechnique, 2014.
- [67] **J. De Laat , G. Truong Le, et B. Legube** « 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*, sous presse. 2002.

# ANNEXES

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

NF T90-008

### Principe

Le pH est en relation avec la concentration des ions hydrogène  $[H^+]$  présent dans l'eau ou les solutions. La différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence (Calomel - KCl saturé). Plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci. Le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions  $H^+$ .

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

## Mode opératoire

### Etalonnage de l'appareil :

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

### Dosage de l'échantillon :

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

## Mesure de la conductivité électrique

NF T90-031

### Définition :

La conductivité électrique d'une eau est la conductance d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1 cm<sup>2</sup> de surface et séparées l'une de l'autre de 1 cm. Elle est l'inverse de la résistivité électrique. L'unité de conductivité est le Siemens par mètre (S/m).

La conductivité électrique d'une eau s'exprime généralement en microsiemens par centimètre ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). La relation entre la résistivité et la conductivité est la suivante :

$$\text{Résistivité}(\Omega.\text{Cm}) = \frac{10000}{\text{conductivité}\frac{\mu\text{S}}{\text{cm}}} \quad (1)$$

### Principe :

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

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

S sa section en cm<sup>2</sup> et l sa longueur en cm.

La résistivité électrique en ohms-cm est :

$$P = R \frac{S}{l} \quad (2)$$

La conductivité électrique en S/cm est :

$$V = \frac{1}{P} = \frac{1}{R} \cdot \frac{1}{S} \quad (3)$$

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

### Matériel :

Conductimètre.

### Mode opératoire :

D'une façon générale, opérer de la verrerie rigoureusement propre et rincée, avant usage, avec de l'eau distillée. Rincer plusieurs fois la cellule à conductivité, d'abord avec de l'eau distillée puis en la plongeant dans un récipient contenant de l'eau à examiner ; faire la mesure dans un deuxième récipient en prenant soin que les électrodes de platine soient complètement immergées. Agiter le liquide (barreau magnétique) afin que la concentration ionique entre les électrodes soit identique à celle du liquide ambiant. Cette agitation permet aussi d'éliminer les bulles d'air sur les électrodes.

### Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

## Determination Demande chimique en oxygene (DCO)

ISO 6060

### Principe :

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

### Réactifs :

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

### Appareillage :

- Appareil à reflux
- Bloc chauffant
- Spectrophotomètre

### Mode opératoire :

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

### Expression des résultats :

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

# Détermination de la Demande Biochimique en Oxygène

**NFT 90-103**

## Principe

L'échantillon d'eau introduit dans une enceinte thermo-statée est mis à incuber en présence d'air. Les micro-organismes présents consomment l'oxygène dissous qui est remplacé en permanence par l'oxygène en provenance du volume d'air situé au dessus de l'échantillon. L'anhydride carbonique (CO<sub>2</sub>) formé est piégé par l'hydroxyde de potassium. Cette détermination en oxygène crée une dépression qui est enregistrée par une élévation du niveau de mercure.

## Mode opératoire :

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

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

Prise d'essai	Charge	Facteurs
432	Très faible	1
365	Faible	2
250	Moyenne	5
164	Plus que la moyenne	10
97	Un peu chargée	20
43.5	Chargée	50
22.7	Très chargée	100

## Détermination de l'azote ammoniacal $\text{NH}_4^+$

ISO N°7150

### Réactifs :

#### Réactif I :

- Acide dichloroisocyanurique : 2 g.
- Hydroxyde de sodium (NaOH) : 32 g.
- $\text{H}_2\text{O}$  : 1000 ml.

#### Réactif II (coloré) :

- Tricitrate de sodium : 130 g.
- Salicylate de sodium : 130 g.
- Nitropruciate de sodium : 0.97 g.
- $\text{H}_2\text{O}$  distillée : 1000 ml

### Appareillage :

- Spectrophotomètre UV-Visible

## DOSAGE DES NITRATES $\text{NO}_3^-$

T90-012

### Principe :

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

### Réactifs :

- Solution de salicylate de sodium à 0.5 % (renouveler toutes les 24 h.)
  - 0.5 g de salicylate de sodium dans 100 ml d'eau distillée.
- Solution d'hydroxyde de sodium 30 %.
  - 30 g de NaOH dans 100 ml d'eau distillée.
- $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentré.
- Tartrate double de sodium et de potassium.
  - Hydroxyde de sodium NaOH : 400 g.
  - Tartrate de sodium et de potassium : 60 g.
  - Eau distillée : 1000 ml.

Laisser refroidir avant de compléter à 1000 cc.

Cette solution doit être conservée dans un flacon de polyéthylène.

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

## Appareillage

- Etuve.
- Spectrophotomètre U.V visible.

## Mode opératoire

- Prendre 10 ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 2 à 3 gouttes de NaOH à 30 %.
- Ajouter 1 ml de salicylate de sodium.
- Evaporer à sec au bain marie ou à l'étuve 75 - 88°C. (Ne pas surcharger ni surchauffer très longtemps) laisser refroidir.
- Reprendre le résidu avec 2 ml. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> laisser reposer 10 mn.
- Ajouter 15 ml d'eau distillée.
- Ajouter 15 ml de tartrate double de sodium et de potassium

## Expression des résultats :

Effectuer la lecture sur le photomètre à  $\lambda = 415$  nm.

La teneur en NO<sub>3</sub><sup>-</sup> est déduite du graphe d'étalonnage.

## Dosage des nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)

ISO 5667

## Principe :

Les nitrites réagissent avec le Sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui, après copulation avec le N-1-Naphtyl éthylène diamine dichlorure donne naissance à une coloration rose mesurée à 543nm.

## Réactifs :

### Réactif Mixte :

- Sulfanilamide : 40 g.
- Acide phosphorique : 100 ml.
- N-1- Naphtyl éthylène diamine : 2 g.
- H<sub>2</sub>O distillée : 1000 ml.

## Appareillage :

- Spectrophotomètre UV-Visible

## Mode opératoire :

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

L'apparition de la coloration rose indique la présence des  $\text{NO}_2^-$

## Expression des résultats :

Effectuer la lecture à 543 nm.

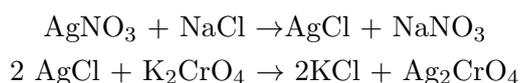
La teneur en  $\text{NO}_2^-$  est déduite du graphe d'étalonnage.

## Détermination des chlorures ( $\text{Cl}^-$ )

NF T90 - 014

## Principe :

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



## Réactifs :

- Solution de nitrate d'argent à 0,01 N : 1,6987 g d' $\text{AgNO}_3$   $\rightarrow$  1000 ml d'eau distillée
- Indicateur coloré  $\text{K}_2\text{CrO}_4$  à 10 % : 10 g de  $\text{K}_2\text{CrO}_4$   $\rightarrow$  Q.S.P 100 ml d' $\text{H}_2\text{O}$  dist.
- Solution de chlorures à 71 mg/l : 0,107g de  $\text{NH}_4\text{Cl}$  ..... 1000 ml d'eau distillée.

## Mode opératoire :

- Prendre 5 ml d'eau à analyser,
- Ajouter 2 gouttes de  $\text{K}_2\text{CrO}_4$  (coloration jaunâtre).
- Titrer avec  $\text{AgNO}_3$  à 0,01 N jusqu'à coloration brun rougeâtre.

**Expression des résultats :**

$$F.G = \frac{V_{AgNO_3} \times N_{AgNO_3} \times M_{Cl}}{PE} = \frac{V_{AgNO_3} \times 0.01 \times F \times 1000}{5}$$

$$F.S = \frac{mg}{l} Cl^- = V_{AgNO_3} \times 7 \times F$$

$V_{AgNO_3}$  : Volume d'AgNO<sub>3</sub> nécessaire pour le dosage de l'échantillon.

$N_{AgNO_3}$  : Normalité d'AgNO<sub>3</sub>

$M_{Cl^-}$  : masse des chlorures.

F : facteur de correction du titre d'AgNO<sub>3</sub>.

PE : prise d'essai.

Pour le F :

- Prendre 5 ml de la solution mère à 71 mg/l.
- Ajouter 2 gouttes de l'indicateur coloré.
- Doser par AgNO<sub>3</sub> à 0,01 N jusqu'au virage. (couleur brun rougeâtre).

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

**Détermination de l'alcalinité (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)****NF T0-036****Avant propos :**

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

**Principe :**

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

**Réactifs :**

- Solution d'acide Chlorhydrique à 1 N
- Solution d'HCl à 0,1 N
- Solution d'HCl à 1 N : 100 ml.
- H<sub>2</sub>O distillée : q.s.p 1000ml.

**électrode** : électrode de pH

**Mode opératoire :**

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

**Expression des resultats :**

$$F.G = \frac{V_A \times N_A \times M_{HCO_3^-} \times 1000}{PE} = \frac{V_A \times 0.1 \times 61 \times 1000}{100}$$

$$F.S = V_{A1} \times 61 = mg/LHCO^-$$

$V_A$  : Volume d'acide verse.

$N_A$  : Normalite d'acide verse.

$M_{HCO_3^-}$  : Masse des bicarbonates ( $HCO_3^-$ ).

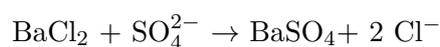
P.E : Prise d'essai.

**Remarque :** Si le pH de l'échantillon est supérieur à 8,3; titrer jusqu'à cette valeur (volume d'HCl obtenu correspond au  $CO_3^{2-}$ ) puis continuer le dosage jusqu'à pH de 4,3 noter le volume  $V_{A2}$ .

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

**Determination des Sulfates  $SO_4^{2-}$** **Méthode Allemande élaborée par laboratoire****Principe :**

Les ions sulfates sont précipités et passent à l'état de sulfate de baryum En présence de  $BaCl_2$ .

**Appareil :**

Spectrophotometre UV Visible

**Reactifs :**

- Solution mere de sulfates a 1 g/l a partir de  $Na_2SO_4$   
Peser 1,479 g de  $Na_2SO_4$  ..... 1000 ml d'eau distillée.

**Solution stabilisante**

Acide chlorhydrique ( c ) ..... 60 ml.

Ethanol ..... 200 ml.

Chlorure de sodium ..... 150 g.

Glycerol ..... 100 ml.

### **Solution de chlorure de baryum :**

Chlorure de baryum ..... 150 g.  
Acide chlorhydrique ..... 5 ml.  
Eau distillée ..... Q.S.P. 1000 ml.

### **Mode opératoire :**

Prendre 20 ml d'eau à analyser puis compléter à 100 ml d'eau distillée. Ajouter 5 ml de la solution stabilisante. Ajouter 2 ml de chlorure de baryum. Agiter énergiquement pendant 1 mn. Passer au spectrophotomètre  $\lambda = 420$  nm.

### **Expression des résultats :**

La teneur en  $\text{SO}_4^{2-}$  est déduite du graphe d'étalonnage.

## **Dosage Des Ortho phosphates $\text{PO}_4^{3-}$**

**ISO 6878/1-1986**

### **Principe :**

Les ions orthophosphates en solution acide ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) et en présence d'ions molybdate et antimoine forment un complexe d'antimonyl-phosphomolybdate qui, après réduction par l'acide ascorbique, donne un complexe de molybdène fortement coloré en bleu. Le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double de potassium et d'antimoine. La mesure de l'absorbance de ce complexe se fait à 880nm et permet de déterminer la concentration en orthophosphates de l'échantillon.

### **Appareillage :**

Spectrophotomètre UV-V

### **Réactifs :**

#### **Réactif mixte :**

- Heptamolybdate d'ammonium. (A)
- Eau distillée.
- Tartrate de potassium d'antimoine hemihydraté. (B)
- Eau distillée.
- Acide sulfurique pur. (C)
- Eau distillée.

(A + B ) + C 500 ml  $\Rightarrow$  d'eau distillée.

### Acide ascorbique à 10 % :

- Acide ascorbique.....10g.
- Eau distillée .....100mL.

### Solution mère à 50 mg/L $\text{PO}_4^{3-}$

Solution fille à 2 mg/L  $\text{PO}_4^{3-}$

### Mode opératoire :

- 40 ml d'eau à analyser.
- 1 ml acide ascorbique.
- 2 ml du réactif mixte.
- Attendre 10 mn le développement de la couleur bleue.
- Effectuer la lecture à une longueur d'onde de 880 nm.

### Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en mg/L.

## Détermination des MVS

### Principe :

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



Les molécules produites par calcination de la MO sont sous forme gazeuse à haute température et vont donc se volatiliser. C'est pour cette raison que l'on détermine la teneur en MO par calcination à 550°C et par pesée du résidu (les cendres) qui représente les matières minérales. Par différence entre la masse de matières sèches initiale et la masse de matières minérales restante, on détermine la masse de matières organiques. On peut donc écrire :

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

### Mode opératoire :

Cette analyse peut être effectuée après la détermination des MES.

- A la fin de cette analyse, déterminer le poids P1 en g, correspond au poids de la coupelle en porcelaine et des matières sèches qu'elle contient.
- Placer ensuite la coupelle en porcelaine dans un four à 550°C pendant une durée de 2 heures.
- Après refroidissement dans un dessiccateur, la coupelle, ne contient plus que de les cendres, est à nouveau pesée : poids P2 en g.

La différence (P2 - P1) représente le poids des MVS de l'échantillon.

## Expression des résultats :

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

$$\text{MVS en \%} = (\text{P1} - \text{P2} / \text{P1} - \text{P0}) * 100$$

**P0 : poids de la coupelle vide initialement.**

## Dosage des MES par centrifugation

**NFT 90-015**

### Principe :

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

### Appareillage :

- Centrifugeuse
- Dessiccateur

### Mode opératoire :

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

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

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

### Expression des résultats :

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

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

## Dosage des métaux

ISO N° 82-88

### Procédure d'analyse :

- Attaquer les échantillons avec (5ml HNO<sub>3</sub> + 2 ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) pour 100 ml d'échantillon
- Procéder à la digestion des échantillons dans des fioles de 100 ml et ajuster avec de l'eau distillée.
- Passer à la détermination des métaux (Cd, Cu, Ni, Fe, Al, Zn) par la spectrométrie d'absorption atomique (SAA).

### Expression des résultats

le résultat est donné directement en mg/l.