

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



جامعة الإخوة منتوري قسنطينة I
Frères Mentouri Constantine I University
Université Frères Mentouri Constantine I

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

كلية علوم الطبيعة والحياة

Département de Microbiologie

قسم الميكروبيولوجيا

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Biologie Moléculaire des Microorganismes

N° d'ordre :

N° de série :

**Etude d'élimination des polluants organiques des lixiviats
des centres d'enfouissement technique par des procédés
biotiques et abiotiques**

Présenté par : **DOUKALI Hadjer**

Le 18/06/2023

KAID KASBAH Kamila Mey

Membre du jury:

Présidente : SEKHRI ARAFA Nedjouda

(MCA - UFM, Constantine 1)

Encadrant : BELAHMADI Mohamed Seddik Oussama

(MRB – C.R.Bt, Constantine)

Co-encadrante: BENCHIHEUB Meriem

(MCB - UFM, Constantine 1)

Examinatrice : HARZALLAH Besma

(MCA - UFM, Constantine 1)

**Année universitaire
2022 - 2023**

Remerciements

Tout d'abord nous remercions Dieu le tout puissant, de nous avoir donné le courage la volonté, et la patience durant toutes ces années d'étude.

*A l'issue de ce travail de recherche, nous tenons à exprimer notre vive gratitude à notre encadrant Monsieur **BELAHMADI MOHAMED SEDDIK OUSSAMA**, Maître de recherche B au centre de recherche en biotechnologie, pour avoir accepté de diriger avec beaucoup d'attention et de soin notre mémoire et pour l'intérêt qu'il porte à notre travail. Ses conseils, sa patience, sa disponibilité et son encouragement ainsi que sa bienveillance, nous ont permis de continuer avec endurance et abnégation ce projet de fin d'étude.*

*On adresse aussi toute notre gratitude aux membres de jury, qui ont évalué ce mémoire, en l'occurrence ; Madame **SEKHRI ARAFA NEDJOUA**, maitre de conférences A à l'Université des Frères Mentouri Constantine 1, qui nous a fait un grand honneur d'avoir accepté de présider le jury de soutenance.*

*Nos vifs remerciements s'adressent également à Madame **HARZALLAH BESMA**, Maitre de conférences A à l'Université des Frères Mentouri Constantine 1, d'avoir accepté d'examiner ce modeste travail.*

*Nous souhaitons également adresser nos sincères remerciements à Madame **BENCHIHEUB MERIEM** Maître de Conférences B à l'Université des Frères Mentouri Constantine 1 en tant que Co-encadrante et d'avoir accepté de faire partie de ce jury.*

*Nous tenons à remercier Monsieur **ABDESSEMED ALA** Maitre de recherche A au centre de recherche en biotechnologie, de nous avoir fourni son aide avec beaucoup de générosité.*

*Nous tenons à témoigner notre reconnaissance à Madame **MEGHNOUS OUISSEM** et **ABDELAZIZ OUIDED** pour leurs aides. Qu'elles trouvent ici nos sincères gratitude.*

*Nos sincères remerciements vont également à tout le personnel technique du C.R.Bt : **BECHELEM R., OUFROUKH K., KHODJA R., BOUGANDOURA M., CHERB N. et DERDOUR M.**, qui ont été d'un grand soutien et d'une serviabilité sans pareille.*

On tient au terme de ce travail, à exprimer nos remerciements à toutes les personnes qui ont contribué, de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Dédicace

Je dédie ce travail aux êtres les plus chers au monde :

*Mes parents «**Mohamed** et **Yamina**» Que DIEU le tout Puissant les protège, les bénisse et leur accorde une longue vie. Je vous remercie pour tout le soutien et l'amour que vous me portez depuis mon enfance et j'espère que votre bénédiction m'accompagnera toujours.*

A la mémoire de mes grands-parents

*A mon cher et unique frère **Kamel***

*A ma chère et adorable sœur **Halima***

A mes amies

A tous mes oncles et toutes mes tantes

Aux cousins et cousines

A tous ceux qui me sont chers

Hadjer

Dédicace

A la mémoire de mon cher grand père maternel

A la mémoire de mes grands parents paternels

*A ma très chère mère **KARIMA** la personne la plus douce et la plus exceptionnelle à mes yeux, tu es mon inspiration, ma source de bonheur Sans tes encouragements durant tout mon parcours je ne saurais continuer. Ce modeste travail est le fruit de tous les sacrifices que tu as déployés pour mon éducation et ma formation. Aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour et le respect que j'ai toujours eu pour toi. Je t'aime maman que dieu tout puissant de garde et t'accorde une très bonne santé et une vie longue et heureuse.*

*A mon très cher père **HACENE** Grâce à toi papa j'ai appris le sens du travail, la responsabilité. Je voudrais te remercier pour ton amour, ta générosité et ta compréhension. Je ne trouverai jamais assez de mots pour t'exprimer toute ma reconnaissance et ma profonde Gratitude pour tout ce que tu as fait pour moi que dieu de protège.*

*A mon très cher et unique frère **MOHAMED LARBI** Je te souhaite beaucoup de succès et que tu réalises toutes tes ambitions, merci d'être toujours là pour moi.*

*A ma très chère grande mère maternelle **YAMINA** Tu as toujours été là pour moi, prête à m'écouter et à me conseiller avec ton expérience précieuse. Tu es un trésor qui illumine nos vies, et je te suis infiniment reconnaissante que dieu te protège et te garde.*

A toute ma famille

A tous ceux qui me sont chers.

Kamila Mey

Liste des abréviations

AGV : Acides Gras Volatils

AND : Agence Nationale des Déchets

AOS : Etat d'oxydation moyen

BRM : Bioréacteur à Membrane

CE : Conductivité Electrique

CET : Centre d'Enfouissement Technique

CN : Indice de couleur

COT : Carbone Organique Total

DAS : Déchets hospitaliers et déchets d'Activités de Soins

DBO : Demande Biologique en Oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DIB : Déchets Industriels Banals

DIS : Déchets Industriels Spéciaux

DMA : Déchets Ménagers et Assimilés

EPDM : Ethylène-Propylène Diène Monomère

ESH : Électrode Standard à Hydrogène

Fe²⁺ : Fer ferreux

FTIR : Spectroscopie Infra Rouge à Transformée de Fourier

GN : Gélose Nutritive

H₂O₂ : Peroxyde d'Hydrogène

Hcl : acide chlorhydrique

ISD : installation de stockage des déchets

ISDMA: installation de stockage de déchets ménagers et assimilés

ISDND : Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux

NaOH : Hydroxyde de sodium

NETCOM : Etablissement de Nettoyement et de collecte des Ordures Ménagères

NH⁴⁺ : Azote ammoniacal

NO₂⁻ : Nitrite

NO₃⁻ : Nitrate

Nt : Azote total

OH[•] : radical hydroxyle

PEHD : Polyéthylène haute densité

pH : Potentiel Hydrogène

POA : Procédés d'Oxydation Avancée

PVC : Polychlorure de Vinyle

SBR : Réacteur Biologique Séquentiel

TDS : Totale des Solides Dissous

UFC : Unité Formant Colonie

UV : Ultra-Violet

Liste Des Figures

Synthèse Bibliographique

Figure 1 : Techniques de gestion des déchets ménagers	4
Figure 2 : Composition des déchets en Algérie en 2019	7
Figure 3 : Composition des ordures ménagères de la ville de Batna (2009)	7
Figure 4 : Les cinq phases de dégradation des déchets en ISDND	9
Figure 5 : Géo-membrane, géotextile et gravier	12
Figure 6 : Désignation des technologies de traitement des eaux usées selon leurs teneurs en DCO	15
Figure 7 : Caractéristiques du radical hydroxyle $\cdot\text{OH}$	17
Figure 8 : Traitement d'effluent par le procédé Fenton	21
Figure 9 : Spectre des rayons UV	34

Matériel et méthodes

Figure 10 : Localisation géographique de la wilaya de Batna	42
Figure 11 : Limites du centre d'enfouissement de Batna	44
Figure 12 : Bassins de stockage des lixiviats de la ville de Batna	44
Figure 13 : Localisation géographique des casiers du centre d'enfouissement technique de la wilaya de Batna	45
Figure 14 : pH mètre	47
Figure 15 : Minéralisateur	49
Figure 16 : Distillateur	49
Figure 17 : OxiTop	53
Figure 18 : Bloc chauffant	56
Figure 19 : Analyseur du carbone organique total	57
Figure 20 : Spectrophotomètre	58
Figure 21 : Etuve	59
Figure 22 : Boîtes de Pétri incubés dans une enceinte de phytocultures	60
Figure 23 : Compteur colonie	60
Figure 24 : Centrifugeuse	62
Figure 25 : Radiomètre	64

Résultats et discussion

Figure 26 : Spectre à évolution UV-VIS du lixiviat brut	72
--	----

Figure 27 : Suivi de la concentration de la DCO après traitement chimique du lixiviat par deux systèmes (Fenton et PhotoFenton).....	74
Figure 28 : Suivi de la concentration du carbone organique total (COT) après traitement du lixiviat par deux systèmes	75
Figure 29 : Photos du dosage du fer après traitement physico-chimique du lixiviat	76
Figure 30 : Dosage du fer après traitement du lixiviat par le système Fenton (S1) et PhotoFenton (S2).....	77
Figure 31 : Bactéries isolées à partir du lixiviat du CET de Batna avant traitement chimique	78
Figure 32 : Efficacité du traitement chimique sur l'élimination de la charge microbienne du lixiviat.....	78
Figure 33 : Efficacité du Système PhotoFenton pour le traitement des lixiviats	79
Figure 34 : Photos du repiquage des onze souches bactériennes	82
Figure 35 : Isolement des microalgues sur le milieu BBM.....	83
Figure 36 : Aspect microscopique des deux espèces de microalgues	83
Figure 37 : Evolution de la courbe de croissance des bactéries + microalgues et des bactéries après traitement par le procédé biologique	84
Figure 38 : Photos de la prolifération des moisissures à la fin de l'incubation	86
Figure 39 : Cinq souches isolées après 15 jours du traitement biologique	87
Figure 40 : Suivi de l'évolution de la demande chimique en oxygène (DCO) par différents systèmes	88
Figure 41 : Suivi de la concentration du carbone organique total (COT) par différent systèmes	90
Figure 42 : Diagramme d'élimination du COT.....	92
Figure 43 : Efficacité du traitement biologique pour le traitement des lixiviats	93
Figure 44 : Evolution de l'état moyen d'oxydation.....	95
Figure 45 : Evolution de l'indice de couleur.....	96

Liste Des Tableaux

Synthèse Bibliographique

Tableau 1 : Potentiel d'oxydation pour différents oxydants dans l'eau en milieu acide	17
Tableau 2 : Classification des lixiviats	26

Matériel et méthodes

Tableau 3 : Méthodes d'analyse pour chaque paramètre	46
Tableau 4 : Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates	52
Tableau 5 : Facteur de conversion de la DBO ₅ en fonction du volume de prise	54

Résultats et discussion

Tableau 6 : Paramètres <i>in situ</i> des lixiviats du CET de Batna	67
Tableau 7 : Caractéristiques physico-chimiques du lixiviat du CET de Batna	71
Tableau 8 : Dénombrement des bactéries isolées du lixiviat	80

Table des matières

Remerciements

Dédicaces

Liste des abréviations

Liste des Figures

Liste des Tableaux

Table des matières

Introduction générale 1

Synthèse Bibliographique

Chapitre 1 : Centres d'Enfouissement Technique 4

I.1. Définition..... 4

I.1.1. Centre d'enfouissement technique de la ville de Batna 4

I.2. Types des CET 5

I.2.1. CET de Classe I 5

I.2.2. CET de Classe II 6

I.2.3. CET de Classe III 6

I.3. Composition des déchets traités des CET 6

I.3.1. Composition physico-chimique des déchets ménagers de Batna 7

I.3.2. Gestion des déchets ménagers dans la ville de Batna 7

I.4. Mécanismes de dégradation des déchets 8

I.5. Classification et caractéristiques des déchets des CET 9

I.6. Présentation géologique des sites du CET 11

I.7. Rôle de CET 12

I.8. Effet des CET sur l'environnement 12

Chapitre II : Procédés d'oxydation avancée (P.O.A) 15

II.1. Introduction 15

II.2. Les radicaux hydroxyles OH..... 16

II.3. Les différents procédés d'oxydation avancée 18

II.3.1. Photolyse H_2O_2/UV 18

II.3.2. Procédé Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$)	19
II.3.3. Procédés Photo-Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)	21
Chapitre III : Lixiviats	22
III.1. Définition.....	22
III.2. Composition du lixiviat	22
III.3. Principaux groupes de polluants caractérisant le lixiviat	23
III.4. Type des lixiviats	24
III.4.1. Lixiviats jeunes (< 5 ans)	24
III.4.2. Lixiviats intermédiaires	24
III.4.3. Lixiviats stabilisés : vieux ou mature (> 10 ans).....	25
III.5. Paramètres de traitements physico-chimiques caractérisant les lixiviats	26
III.5. 1. Analyse du Carbone Organique Total (C.O.T)	26
III.5. 2. Demande Chimique en Oxygène (D.C.O)	27
III.5. 3. Demande Biochimique en Oxygène (D.B.O).....	27
III.5. 4. pH.....	28
III.5. 5. Température	28
III.5. 6. Conductivité	28
III.5. 7. Alcalinité	29
III.5. 8. Salinité.....	29
III.5. 9. Azote ammoniacal NH_4^+	29
III.5. 10. Nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-).....	29
III.5. 11. Spectroscopie Infra Rouge à Transformée de Fourier (F.T.I.R)	30
III.6. Impact des lixiviats sur l'environnement.....	31
III.7. Procédés de Traitement des lixiviats	32
III.7.1. Procédés Abiotiques (Physico-chimiques).....	33
III.7.1.1. Photolyse directe par les rayonnements solaires (rayons UV)	33
III.7.1.2. Flottation.....	34
III.7.1.3. Coagulation-Floculation.....	34
III.7.1.4. Précipitation chimique	35
III.7.1.5. Adsorption	35
III.7.1.6. Méthodes membranaires.....	36
III.7.1.7. Procédés d'oxydation avancée	37

III.7.2. Procédés biotiques (biologiques)	37
III.7.2.1. Biodégradation par les bactéries	38
III.7.2.2. Phyco-remédiation (Symbiose entre bactéries et microalgues).....	39
III.7.3. Procédés hybrides (couplage de précédés biotiques et abiotiques).....	40

Matériel et méthodes

Partie I : l'état et l'organisation du site d'étude et les techniques d'échantillonnage	42
1. Description de la zone d'étude	42
1.1. Présentation du CET de Batna	43
2. Prélèvement des échantillons	45
3. Méthodes analytiques	45
Partie II : Caractérisation du lixiviat	47
1. Introduction	47
2. Paramètres physico-chimiques	47
2.1. Paramètres liés à la pollution azotée.....	47
2.1.1. Analyse de l'azote Kjeldahl (Méthode après minéralisation au sélénium)	47
2.1.2. Analyse de l'azote ammoniacal.....	50
2.1.3. Dosage des ions nitrites NO_2^- (méthode de Zambelli)	50
2.1.4. Dosage des ions nitrates NO_3^- (Méthode de salicylate de sodium).....	51
2.2. Paramètres globaux liés à la Matière Organique	53
2.2.1. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO_5)	53
2.2.2. Mesure de la demande chimique en oxygène (DCO).....	54
2.2.3. Mesure du carbone organique total (COT).....	56
2.2.4. Mesures d'absorbances (Spectre à évolution UV-Visible)	57
3. Isolement et repiquage des souches bactériennes	59
3.1. Dénombrement des microorganismes présent dans les lixiviats	59
3.2. Purification des microorganismes présents dans les lixiviats	60
4. Conclusion partielle.....	60
Partie III : Traitement des lixiviats	61
1. Introduction	61
2. Procédés physicochimiques (abiotiques)	61

2.1.	Procédé Fenton	61
2.1.1.	Dosage du Fer	62
2.1.2.	Spectroscopie UV-Visible	63
2.1.3.	Mesure de la DCO	63
2.1.4.	Analyse du COT	63
2.2.	Procède PhotoFenton	63
2.2.1.	Dosage du fer	64
2.2.3.	Mesure de la DCO	64
2.2.4.	Analyse du COT	65
3.	Procédés biologiques (biotiques)	65
3.1.	Biodégradation microbologique couplée aux procédés physicochimiques	65
3.2.	Spectroscopie UV-Visible	66
3.3.	Mesure de la DCO	66
3.4.	Analyse du COT	66
4.	Conclusion partielle	66

Résultats et discussion

1.	Paramètres <i>in situ</i>	67
2.	Paramètres physico-chimiques déterminés au laboratoire	68
2.1.	Teneur en azote Kjeldahl et ammoniacal	68
2.2.	Teneur en nitrates et nitrites	69
2.3.	Teneurs en DBO ₅ et DCO	69
2.4.	Rapport DBO ₅ / DCO	70
2.5.	Teneur en carbone organique total (COT)	70
2.6.	Evolution spectrale	72
3.	Dégradation de la matière organique contenue dans le lixiviat	73
3.1.	Procédés physicochimiques (abiotiques)	73
3.1.1.	Traitement des lixiviats par le Procédé Fenton (système 1) et PhotoFenton (système 2)	73
3.1.1.1.	Evaluation de la demande chimique en oxygène	74
3.1.1.2.	Analyse du COT après traitement du lixiviat par les deux systèmes	75

3.1.1.3. Dosage du catalyseur (fer) après traitement du lixiviat par le système Fenton et PhotoFenton.....	76
3.1.1.4. Efficacité du traitement photocatalytique sur l'élimination de la charge microbienne et la matière organique présente dans le lixiviat	77
3.2. Procédés biologiques (biotiques).....	79
3.2.1. Dénombrement des bactéries contenues dans les lixiviats	80
3.2.2. Isolement et repiquage des souches bactériennes avant traitement biologique ..	80
3.2.3. Suivi de l'évolution de la biomasse	84
3.2.4. Isolement et repiquage des souches bactériennes après traitement biologique ..	86
3.2.5. Suivi de l'évolution de la DCO	88
3.2.6. Suivi de la minéralisation par analyse du COT.....	90
3.2.6.1. Taux d'élimination du COT (Taux de minéralisation).....	91
3.2.7. Efficacité du traitement biologique sur l'élimination de la matière organique contenue dans le lixiviat.....	93
3.2.8. Etat d'oxydation moyen (AOS).....	94
3.2.9. Indice de couleur du lixiviat (CN).....	96
3.3. Efficacité de la combinaison des procédés physicochimiques et biologiques pour la dégradation des composés organiques	97

Conclusion Générale.....	98
---------------------------------	-----------

Références Bibliographiques

Annexes

Résumés

Face à la croissance exponentielle de la production des déchets de tous genres, les problèmes liés aux nuisances environnementales sont de plus en plus ressentis (**Maoui et al., 2011**). Au cours des dernières années, les préoccupations concernant les dangers potentiels des pollutions pour l'équilibre écologique et la santé publique ont suscité une inquiétude alarmante. La qualité de l'eau est devenue un enjeu capital et une préoccupation majeure pour les autorités publiques et les organisations nationales ou internationales. Les déversements brutaux et massifs de résidus toxiques dans les écosystèmes naturels ont entraîné de nombreux risques pour l'équilibre des milieux naturels récepteurs, ainsi que pour l'homme, en tant que producteur de ces déchets et initiateur de ce déséquilibre majeur (**Khalifaoui, 2017**).

La mise en décharge est un processus ancien qui reste la méthode d'élimination des déchets la plus courante dans de nombreux pays du monde car elle est logistiquement et techniquement simple et relativement peu coûteuse par rapport aux autres options de traitement tel que : l'incinération, le compostage etc (**Tahiri et al., 2014; Dogaris et al., 2020**). La gestion environnementale des déchets solides municipaux est parmi les problèmes les plus cruciaux, à l'heure actuelle, qui pèse lourdement sur le développement des villes. La situation est encore plus alarmante dans les pays en voie de développement (**Bennama et al., 2011**). La gestion des déchets rencontre de nombreuses difficultés techniques, économiques, méthodologiques et organisationnelles. En Algérie l'enfouissement des déchets ménagers et assimilés est la méthode la plus privilégiée (**Kehila et al., 2011**). La technicité de cette activité a fortement progressé depuis la promulgation de la loi 01-19-2001 relative à la gestion des déchets. Ainsi, on est passé de la décharge sauvage pratiquée depuis longtemps, à la décharge contrôlée et puis, au centre d'enfouissement technique (CET) (**Aliouche et al., 2017**).

Au sein des masses de déchets, se passent des processus de dégradation liés à des réactions biologiques et physico-chimiques. La percolation des eaux météoriques au travers les déchets génère un effluent liquide, le lixiviat, communément appelé "jus des décharges". Les lixiviats constituent un grand vecteur de la charge polluante et entrent dans la même catégorie que les eaux usées communales et industrielles fortement polluées (**Josse et al., 2016**), ils ont fait l'objet de plusieurs études (**Abbas et al., 2009; Amor et al., 2015; Bove et al., 2015; Dia et al., 2016; Sruthi et al., 2018; Teng et al., 2021; Wijekoon et al., 2022**). Ces effluents de percolation de décharges sont chargés bactériologiquement et surtout chimiquement de substances minérales (y compris des métaux lourds) et organiques (acides gras volatils, substances humiques) qui, au-delà des sols, risquent de contaminer les eaux de

surfaces et les eaux souterraines (Thonart *et al.*, 1998). Cet effluent constitue une réelle et permanente menace à l'environnement et la santé humaine, en raison de leur nature complexe et hétérogène contenant de nombreuses composées réfractaires susceptibles de nuire gravement à l'environnement. La présence de polluants organiques dans le lixiviat constitue un problème majeur, car leur infiltration dans les eaux souterraines peut entraîner de nombreux risques sur la biodiversité.

Par conséquent, il est légitime de se poser la question, d'une part, sur le rendement et la durée de vie des membranes à osmose inversé utilisés dans les procédés physiques de traitement des lixiviats, et d'autre part et surtout, sur le coût de ces membranes qui devient de plus en plus lourd pour l'économie de l'état Algérien. Ainsi, il est crucial de mettre en place des traitements efficaces pour pouvoir décomposer les matières organiques réfractaires présents dans le lixiviat, afin de réduire sa ténacité par le biais d'un prétraitement d'oxydation avancée suivi d'un traitement biologique. Ces procédés hybrides semblent être la solution adéquate, offrant la possibilité de dégrader et d'éliminer les polluants organiques au maximum dans le but d'alléger la charge polluante traversant la membrane à osmose inversé et allonger ainsi leur durée de vie. L'efficacité du traitement par les procédés hybrides a été confirmée par de nombreux travaux (Henry, 1999; Koçak *et al.*, 2013; Kalčíková *et al.*, 2015). En raison de l'existence des matières récalcitrantes organiques dans le lixiviat, les procédés d'oxydation avancée sont principalement appliqués au lixiviat traité biologiquement pendant de nombreuses années, les méthodes biologiques et physicochimiques ont été considérées comme les approches les plus appropriées pour améliorer la biodégradabilité de différentes eaux usées récalcitrantes, y compris les lixiviats des décharges. Les traitements biologiques se sont avérés efficaces pour traiter les percolâts immatures, tandis que les traitements physicochimiques ont été utilisés pour les lixiviats matures, contenant davantage de composés réfractaires. En combinant ces deux approches, il est possible d'améliorer l'efficacité du traitement (Vilar *et al.*, 2011; Vedrenne *et al.*, 2012; Haouari & Yahiaoui, 2018). Ces procédés ont prouvé leur efficacité, en raison de la formation *in situ* de radicaux hydroxyles très réactifs. Ces derniers réagissent instantanément avec la plupart des composés organiques pour décomposer ces polluants réfractaires présents dans l'effluent (Zaviska *et al.*, 2009). Par la suite, l'utilisation des Procédés biotiques permettant d'achever la dégradation de cette matière organique persistante afin de se conformer aux normes internationales. L'objectif de notre étude est d'évaluer la qualité du lixiviat généré par le CET de Batna, par la détermination des caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques et d'étudier le

processus d'élimination des polluants organiques. Les analyses menées sur les lixiviats bruts puis traités sont primordiales pour comparer les performances des différents procédés d'oxydation avancée notamment le système Fenton et Photo-Fenton combinés au procédé biologique en utilisant les bactéries et les micro-algues, dans le cadre de la dépollution des percolâts afin de démontrer leur efficacité sur l'élimination de cette charge organique présents dans cet effluent.

Ce manuscrit est structuré en cinq parties qui ont constitué l'ossature de ce travail

Dans la première partie, nous introduirons le contexte et la problématique liée à l'élimination des polluants organiques présents dans le lixiviats. En se basant sur les différentes approches et les recherches clés qui ont contribué à notre compréhension actuelle du sujet. Nous énoncerons la principale question de recherche à laquelle nous chercherons à répondre.

La deuxième partie est consacrée à l'étude bibliographique. Nous examinerons les travaux antérieurs dans trois chapitres distincts.

- ✓ Dans le premier chapitre, on a donné un aperçu sur les centres d'enfouissement technique notamment celui de la ville de Batna.
- ✓ Le deuxième chapitre a porté sur les différents procédés d'oxydation avancée (P.O.A) en particulier le système Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) et Photo-Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$).
- ✓ Le troisième chapitre a été consacré à l'étude des principaux groupes de polluants caractérisant les lixiviats et au traitement de cet effluent par différents POA combinés avec un traitement biologique.

Dans la troisième partie, nous détaillerons les démarches expérimentales, nous décrivons le matériel nécessaire, la collecte des échantillons, les réactifs employés ainsi que les méthodes analytiques utilisées.

La quatrième partie expose l'ensemble des résultats trouvés. Nous interprétons les données de manière approfondie pour étayer nos conclusions.

Enfin, nous tirerons des conclusions basées sur les résultats obtenus et répondrons à la question de recherche initiale. Nous discuterons également des recommandations pour de futures recherches dans ce domaine.

Chapitre 1 : Centres d'Enfouissement Technique

I.1. Définition

Les centres d'enfouissement technique ont été introduits récemment pour éviter la connotation péjorative de décharges, ISD (installation de stockage des déchets ou ISDMA (installation de stockage de déchets ménagers et assimilés). Ils sont destinés à accueillir les déchets ultimes (qui ne sont plus utilisables), après toutes les opérations de tri, de recyclage ou de valorisation énergétique afin de minimiser le volume des déchets. Ces derniers sont enfouis dans des casiers étanches où les déchets sont compactés et recouverts pour un temps illimité (**Mansouri-Reguig, 2020**). Les CET sont définis comme un site d'élimination des déchets. L'enfouissement est donc une opération de stockage en sous-sol dans des casiers. Le principe général de l'enfouissement est de stocker des déchets, en éliminant leur contact direct avec le sol et de récupérer en dessous et les côtés les lixiviats et en dessus le Biogaz (**Chihaoui, 2017**). En règle générale, le CET est réalisé pour une population de 100 000 habitants et plus. La durée de vie d'un centre d'enfouissement technique est d'au moins 30 ans. Il est donc impératif de disposer de la surface de terrain nécessaire et de planifier l'exploitation du site sur la durée de vie minimale citée (**Mansouri-Reguig, 2020**). La figure 1 représente les différentes techniques de gestion des déchets ménagers.

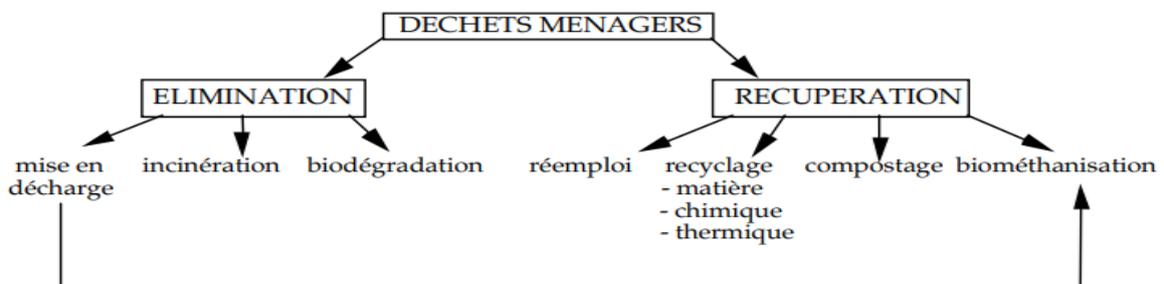


Figure 1 : Techniques de gestion des déchets ménagers (**Thonart et al., 1998**)

I.1.1. Centre d'enfouissement technique de la ville de Batna

Le CET de Batna a été inauguré en Novembre 2007, à El Biar, commune d'Oued Chaâba. Sa superficie est de 25 hectares. Il se situe à 9 km au sud-ouest de la ville de Batna. La durée d'utilisation du CET est estimée à 25 ans (**Mebarki, 2018**). Sur les huit casiers programmés, deux ont déjà été construits, d'une capacité de 220 000 m³, avec une estimation de durée d'exploitation de 6 ans pour chaque casier (**Sefouhi et al., 2010a**). Le premier casier a atteint le point de saturation juste après deux ans d'exploitation; car il comble un taux de déchets inexorablement plus élevé (**Sefouhi et al., 2014**). Depuis l'ouverture de la décharge de

la ville de Batna (20 juin 2006) la masse annuelle est de 914.10^5 Kg. A la fermeture de la décharge (fin 2013) les déchets accumulés sont estimés à 64.10^7 Kg (Mebarki *et al.*, 2015).

Depuis son mis en service, ce CET n'était pas géré dans les règles de l'art. Il conviendrait de mieux maîtriser les entrées (déchets, eaux), les sorties (lixiviats, biogaz, envois), les impacts sur l'environnement (eaux de surface et eaux souterraines, migration des polluants organiques et minéraux dans le sol, émissions atmosphériques de polluants et de gaz à effet de serre). Les déchets ménagers sont déversés dans un casier puis compactés. Les lixiviats sont récupérés dans une lagune et ensuite réinjectés dans les casiers. Le biogaz du CET de Batna est collecté, mais il est ensuite rejeté dans l'atmosphère, sans traitement, ce qui constitue une source de pollution (Sefouhi *et al.*, 2010a). Actuellement, ce centre est conçu pour stocker les déchets sans nuire à la pollution de l'environnement. Il reçoit 400 tonnes par jour de déchets urbains, assimilés et hospitaliers qui sont directement incinérés. C'est le seul centre au niveau national qui reçoit ce type de déchets, à son entrée se trouve une bascule permettant aux camions d'enfouissement de quantifier les déchets dans le temps car il est équipé d'un système de contrôle radioactif. Ce centre est muni des dernières techniques de recyclage, de collecte et de traitement des déchets. Récemment il a été également équipée d'un centre de tri et d'une déchetterie industrielle qui sont également opérationnels sur cette décharge technique (Louiza & Zeroual, 2020).

I.2.Types des CET

Selon la nature des déchets admis, les CET sont répartis en trois classes (Mohammedi, 2016) :

I.2.1. CET de Classe I :

Ces décharges sont habilitées à recevoir certains déchets industriels spéciaux (Amara *et al.*, 2021) :

- Les déchets industriels spéciaux de catégories A qui sont : les résidus de l'incinération; les résidus de la sidérurgie : poussières, boues d'usinage; les résidus de forages; les déchets minéraux de traitement chimique : sels métalliques, sels minéraux, oxydes métallique.
- Les déchets de catégories B qui sont : les résidus de traitement d'effluents industriels et d'eaux industrielles, de déchets ou de sols pollués, les résidus de peinture, les résidus de recyclage d'accumulateurs et de batteries.

I.2.2. CET de Classe II

Les déchets admissibles dans ces décharges sont les déchets ménagers et assimilés, les déblais et gravats, les déchets commerciaux, artisanaux et industriels banals assimilables aux ordures ménagères, les déchets d'origine agricole qui ne présentent pas de danger pour la santé humaine et l'environnement etc (**Amara et al., 2021**).

I.2.3. CET de Classe III

Pour les déchets inertes qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique lors de leur mise en décharge. Ils proviennent de l'exploitation des mines, des travaux de démolition ou de construction, et ils ne sont pas contaminés par des substances susceptibles de nuire à la santé et à l'environnement. Les principales sources de ces déchets sont notamment les déchets de chantiers et de travaux publics. Ils sont composés essentiellement de gravats, décombres, déblais, bois, acier, plâtres etc (**Djemaci, 2012**).

I.3. Composition des déchets traités des CET

Les déchets urbains sont constitués principalement des déchets ménagers hétérogènes, ils comprennent aussi des déchets de commerce et de bâtiments publics. Leur composition est très variable suivant la région, le climat, les habitudes des populations, le caractère de l'agglomération (zone urbaine, ou rurale, zone industrielle ou commerciale etc), le niveau de vie des habitants, et le type de collecte. La connaissance de la composition des ordures ménagères a une importance primordiale notamment pour le développement de la valorisation (**Martin, 2006**).

Dans les villes des pays en voie de développement, la composition du flux des déchets urbains reste dominée par les déchets organiques d'origine alimentaire qui représente environ 54% en moyenne de la quantité globale. La figure 2 représente la composition des déchets solides produits en Algérie, selon l'Agence Nationale des Déchets AND 2019 (**Mansouri-Reguig, 2020**). En Algérie, un protocole de caractérisation des flux et de la composition des déchets urbains existe, NETCOM (Etablissement de Nettoyement et de collecte des Ordures Ménagères). Il renseigne sur la composition des déchets par catégorie et sous-catégorie, sur le tri (taille de maille du tri granulométrique), sur l'échantillonnage, sur la connaissance du gisement d'ordures ménagères dans son intégrité et de la composition physico-chimique des ordures ménagères (**Guettioui & Ould-Rouis, 2013**).



Figure 2 : Composition des déchets en Algérie en 2019 (Mansouri-Reguig, 2020)

I.3.1. Composition physico-chimique des déchets ménagers de Batna

L'accroissement de la population de la ville de Batna s'est accompagné d'un accroissement des consommations et, en corollaire, d'un fort accroissement de la production de déchets (Sefouhi *et al.*, 2010a). La figure 3 représente la composition des ordures ménagères de la ville de Batna en 2009.

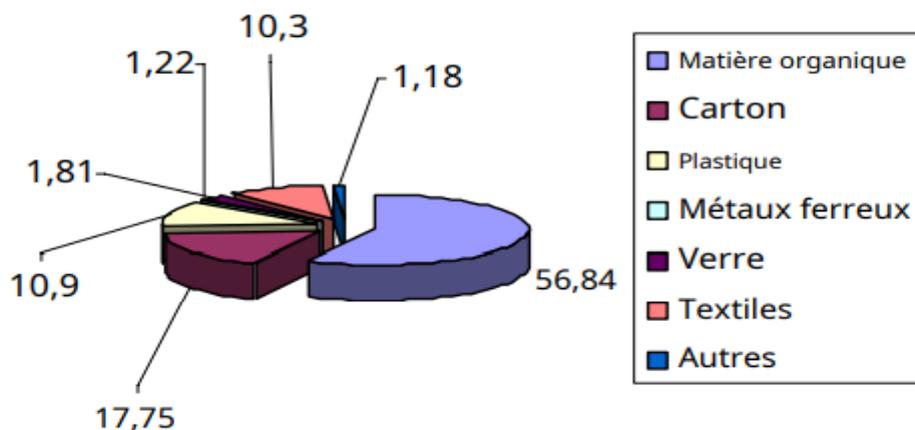


Figure 3 : Composition des ordures ménagères de la ville de Batna (2009) (Sefouhi *et al.*, 2010b)

I.3.2. Gestion des déchets ménagers dans la ville de Batna

A Batna, le problème de la gestion des ordures ménagères constitue un problème sérieux, même après la construction d'un CET (Sefouhi *et al.*, 2010b). Celui-ci comporte beaucoup d'insuffisances : pas de tri de déchets, pas de traitement du biogaz ni véritablement des lixiviats. Pour instaurer une gestion intégrée des déchets ménagers dans la ville de Batna,

il apparaît nécessaire d'optimiser le système de collecte, de procéder au tri des déchets, d'autant plus que le mode de vie actuel se traduit par une évolution dans la composition des déchets ménagers, avec la multiplication des emballages, qui constituent un véritable gisement de matières premières non exploité. La gestion des déchets ménagers est une co-responsabilité entre les différents acteurs (producteurs et consommateurs) et il est important d'apprendre à produire et consommer autrement pour créer un modèle de développement conforme aux principes du développement durable (Sefouhi *et al.*, 2010a). La gestion inadéquate des déchets solides dans la plupart des villes des pays en développement entraîne des problèmes qui nuisent à la santé humaine et animale et entraînent finalement des pertes économiques, environnementales et biologiques (Sefouhi *et al.*, 2014).

I.4. Mécanismes de dégradation des déchets

Lorsque les déchets sont enfouis dans une décharge, une série complexe de réactions biologiques et chimiques se produit au fur et à mesure que les déchets se décomposent (Kjeldsen *et al.*, 2002). Il existe cinq phases caractéristiques de l'évolution d'une décharge (figure 4) (Sillet *et al.*, 2001) :

➤ Phase 1 : Hydrolyse et dégradation aérobie

Cette phase débute spontanément après le dépôt des déchets et consiste en une consommation rapide de l'oxygène présent dans les pores des déchets par les bactéries aérobies, qui dégradent la matière organique en CO₂, H₂O et résidus organiques partiellement dégradés, en produisant une température pouvant atteindre 60 °C (Grisey, 2013).

➤ Phase 2 : Acidogenèse

La décharge entre progressivement en dégradation anaérobie. Les produits solubilisés au cours de l'étape précédente (sucres, acides aminés...) sont dégradés en alcools et en acides gras volatils. Le pH chute, ce qui provoque une solubilisation accrue des minéraux contenus dans les déchets (Sillet *et al.*, 2001). Cette phase représente le passage progressif des conditions aérobies aux conditions anaérobies (Guesmia & Amine, 2020).

➤ Phase 3 : Acétogenèse

Les bactéries acétogènes convertissent les sous-produits en acétate, hydrogène et dioxyde de carbone, qui sont les précurseurs directs du méthane. Cette phase s'accompagne d'une augmentation du pH jusqu'à la neutralité suite au développement de bactéries anaérobies

strictes qui rééquilibrent les concentrations en AGV et CO₂ (Grisey, 2013).

➤ Phase 4 : Méthanogénèse

Par biotransformation, l'acide acétique, l'acide formique, le méthanol, le dihydrogène et le CO₂ sont transformés en méthane (Godfred, 2017).

➤ Phase 5 : Maturation (Oxydation)

La maturation de la matière organique récalcitrante conduit à la formation d'acides fulviques et humiques, précurseurs en milieu naturel de l'humus (molécules très résistantes à la biodégradation) (Rouez, 2008).

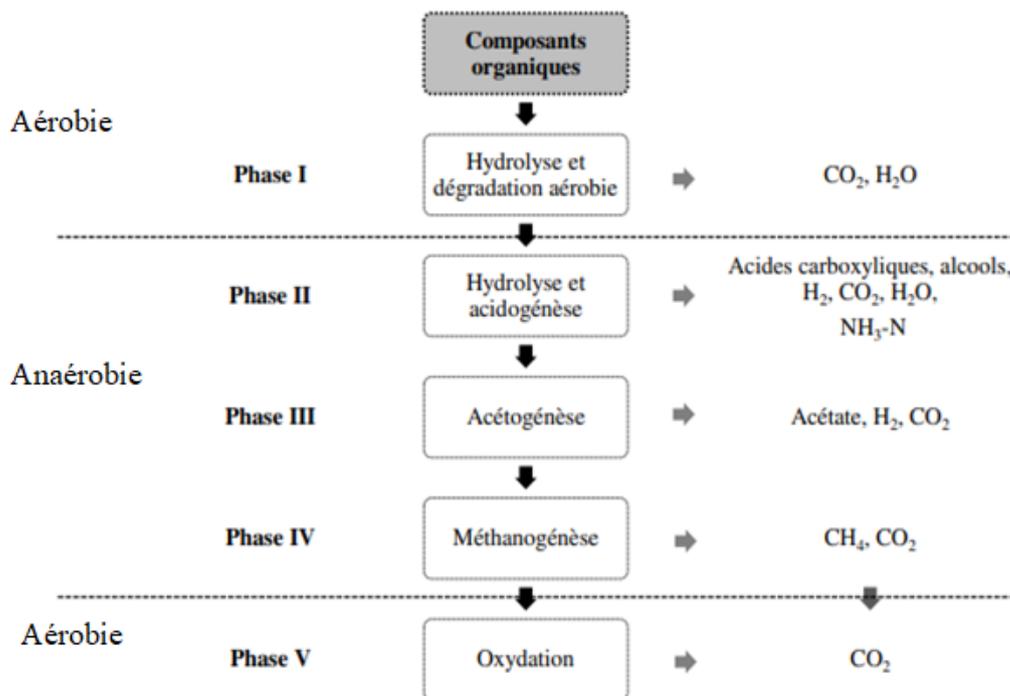


Figure 4 : Les cinq phases de dégradation des déchets en ISDND (Grisey, 2013)

I.5. Classification et caractéristiques des déchets des CET

Les déchets peuvent être classés selon leur nature et leur origine :

➤ **Selon leur nature :** Il existe trois catégories (Belghali & Dries, 2017) :

- Déchets solides : ordures ménagères, emballages, gravats etc.

- Déchets liquides : huiles usagés, peintures, rejet de lavage etc.
- Déchets gazeux : biogaz, fumées d'incinération etc.

➤ **Selon leur origine** : il sont regroupés en quatre classes (**Bourenane & Mimouni, 2020**) :

- **Classe I : Les déchets ménagers et assimilés (DMA)**

Ils sont définis comme étant tous les déchets issus des ménages (résidus alimentaires, matières organiques, etc) ainsi que les déchets similaires provenant des activités industrielles, commerciales, artisanales et autres qui, par leur nature et leur composition, sont assimilables aux déchets ménagers lorsqu'ils ne présentent pas de caractère polluant ou dangereux (Exemples : papier, verre, plastiques, textiles, carton, bois etc) (**Ould Ali, 2018**).

- **Classe II : Les déchets agricoles**

L'activité agricole peut générer trois types de déchets : des résidus de l'industrie agroalimentaire, des déchets de cultures et des déjections animales de l'élevage (**Boutaleb & Touaher, 2019**).

- **Classe III : Les déchets industriels**

Ils sont classés en trois catégories en fonction de leur nature plus ou moins dangereuse pour l'environnement et la santé (**Moustafa, 2021**) :

- **Déchets industriels banals (DIB)** : sont constitués de déchets non dangereux (**Moustafa, 2021**), qui sont assimilables aux ordures ménagères et relevant du même type de traitement : il s'agit principalement d'emballages usagés, et de déchet d'activités industrielle comme les ferrailles, métaux non ferreux, papiers-cartons, verre, textiles, bois, plastiques etc (**Belghali & Dries, 2017**).
- **Déchets industriels spéciaux (DIS)** : Ce type de déchets comprenant des substances toxiques qui nécessitent une collecte et un traitement particulier comme les mâchefers, les aérosols, produits de jardinage, produits de bricolage (**Bennadir & Fentiz, 2013**).
- **Déchets inertes** : Sans odeurs, non fermentescibles, non toxiques, ils ne présentent pas de risque pour l'homme et l'environnement (**Bouras & Boudehir, 2016**), tel que les déchets provenant de travaux d'extraction, d'exploitation minière, de construction etc (**Kehila et al., 2009**).

- **Classe IV : Les déchets hospitaliers et déchets d'activités de soins (DAS) :**

Les déchets en provenance des hôpitaux, cliniques, établissement de soins, laboratoires et services vétérinaires. Ces établissements produisent des déchets domestiques et des déchets divers ne présentant pas de risques, mais ils génèrent aussi des déchets à risque : objet coupant et tranchant, piles et batteries, films radiologiques, emballages, textiles, cultures biologiques de laboratoire, déchets anatomiques et cadavres d'animaux de laboratoire, objet contenant du sang ou des solvants (**Bourenane & Mimouni, 2020**).

I.6. Présentation géologique des sites du CET

Le décret exécutif n°04-410 du 14 décembre 2004 du Journal Officiel de la République Algérienne n° 81, fixe les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions de leur admission au niveau de ces installations, le choix du site d'implantation d'un CET doit répondre aux exigences suivantes (**Mansouri-Reguig, 2020**) :

- L'installation doit être distante d'au moins 200 m de toute zone habitée.
- Le contexte géologique et hydrogéologique du site doit être favorable.
- Il doit garantir la protection des ressources en eau.

La construction d'un CET nécessite une assez grande superficie de l'ordre de 40 ha en moyenne qui doit être clôturée et aménagée avec des pistes internes (**Djemaci & Zaïd-Chertouk, 2011**). L'aménagement d'un site nécessite l'acquisition de données dans les domaines suivants : conformité avec les plans d'élimination, écologie, hydrologie, urbanisme, hydrogéologie locale, topographie et données économiques. Les déchets sont étalés en fine couche à l'intérieur et à l'extérieur de l'alvéole fermée. Ils sont aplatis, compactés et recouverts périodiquement de terre ou d'autres produits inertes et limite l'intrusion d'eau dans la litière, et génère des gaz (**Guettioui & Ould-Rouis, 2013**). L'enfouissement technique est fondé sur l'abandon du mode traditionnel d'élimination (les décharges sauvages). Il nécessite : une prospection de sites potentiels du CET, choix du site et une étude d'impact. Il doit répondre à des exigences environnementales. Quant aux casiers, ils doivent être aménagés d'une géo-membrane pour limiter l'infiltration des lixiviats, ainsi que des moyens de la récupérer. En plus de récupération des biogaz (**Djemaci, 2018**). Au fond de décharge, la géo-membrane joue le rôle de barrière étanche et favorise le drainage des lixiviats. Les géo-membrane en

PEHD (polyéthylène haute densité) sont chimiquement résistantes aux lixiviats, aux acides, aux produits pétroliers, aux bases et aux solutions salines, et résistantes aux rayons UV. Le casier est aménagé d'une couche d'argile d'environ 0,5 m d'épaisseur, sur laquelle se trouve des géo-membranes d'environ 1,5 mm d'épaisseur puis le géotextile non tissé aiguilleté en polypropylène et à la fin le gravier, comme le montre la Figure 5 (Bouras & Boudehir, 2016).

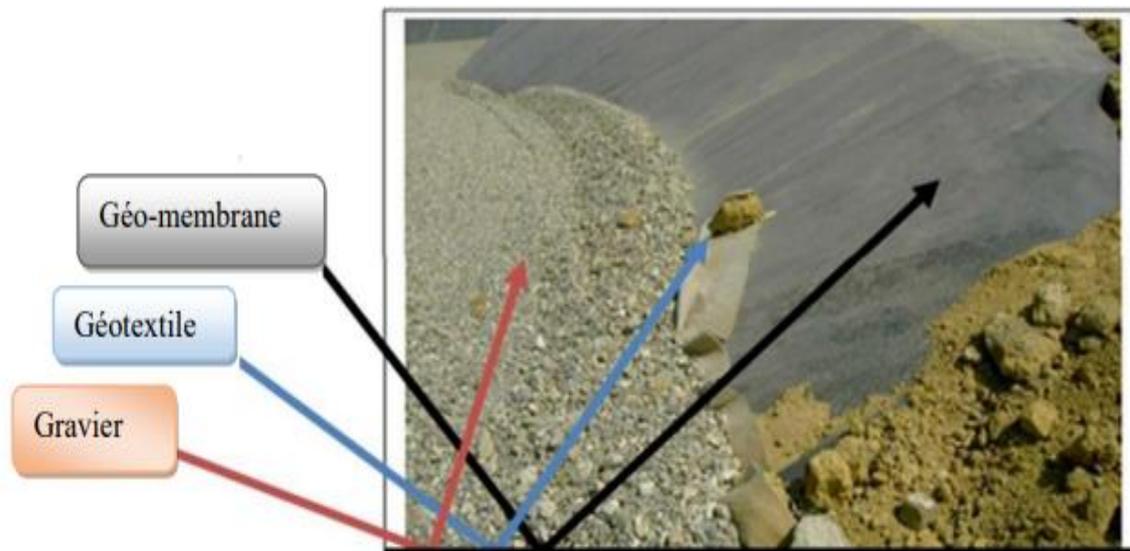


Figure 5 : Géo-membrane, géotextile et gravier (Bouras & Boudehir, 2016)

I.7. Rôle de CET

Le CET, à travers ses composantes techniques, a le potentiel de réduire la pollution générée par les déchets, les impacts sur le sol (dépôt de déchets), l'eau (par infiltration et ruissellement et l'air par le biogaz et la poussière des déchets volants en réduisant les risques de pollution, non seulement de l'environnement mais aussi des êtres humains, en raison du risque de contamination et de toxicité des polluants transmis dans le milieu naturel (Chograni, 2017). Aussi, il Maintient la qualité des paysages, et valorise les déchets (Bouras & Boudehir, 2016).

I.8. Effet des CET sur l'environnement

D'après (Chihaoui, 2017) Les impacts des Centres d'enfouissement technique sur l'environnement peuvent provoquer cinq incidences s'ils sont mal gérés :

1. Les incidences sur le sol :

L'implantation du site, et les aménagements qui l'accompagnent (déboisement,

excavation) peuvent provoquer : une modification des biotopes (impact sur les maillons de la chaîne alimentaire), une modification paysagère due à la modification du relief du sol et de son couvert végétal suite aux travaux de réhabilitation et une modification du relief du sol ou la suppression du couvert végétal (suite à l'augmentation du ruissellement des eaux pluviales) peut engendrer une érosion du sol des terrains environnants (**Chihaoui, 2017**).

2. Les incidences sur les eaux :

Elles peuvent être à l'origine des maladies à transmission hydrique (cholera, typhoïde etc). Les rejets contaminent les eaux souterraines, source d'approvisionnement en eau potable, par l'infiltration des lixiviats lors du lessivage des dépôts des déchets par les eaux des pluies (**Amara et al., 2021**). La pollution de la nappe phréatique est causée par ruptures, perforations accidentelles et attaques chimiques de la bâche de protection sous-jacente, et sa mise en contact avec les lixiviats. Cette géo-membrane est plutôt supposée garantir une imperméabilité absolue avec le sous-sol. Elle est réalisée préférentiellement dans un matériau tel que le PEHD, PVC (polychlorure de vinyle) et EPDM (éthylène-propylène diène monomère) et autres substituts tels que polyéthylènes chlorés ou chlorosulfurés (**Belghali & Dries, 2017**).

3. La pollution par le biogaz :

Le biogaz est un mélange composé essentiellement du méthane et du dioxyde de carbone (CO_2 et CH_4) en proportions variables (**Ngô & Régent, 2008**). D'autres produits minoritaires sont également présents ; tels que l'azote, l'oxygène, l'hydrogène, l'ammoniaque, monoxyde de carbone et d'autres composés en traces et des composés sulfurés comme : le sulfure d'hydrogène, les mercaptans (**Doucet, 2022**). La présence de méthane impose une vigilance particulière. En effet, ce gaz est inflammable et peut être à l'origine d'incendies et d'explosions. Il contribue significativement à l'effet de serre (pollution atmosphérique) (**Lamraoui, 2015**). Le biogaz affecte les yeux et les voies respiratoires, le cœur, le foie, et le système nerveux central. Certaines atteintes sont également accompagnées de cancers, d'affaiblissement du système immunitaire, et des malformations congénitales (**Chihaoui, 2017**). Car la pollution olfactive engendre des odeurs fortes, putrides, irritantes ou irrespirables générées par les fuites de biogaz et aussi par leur combustion, avec des pics intolérables associés au vent, à la température, ou à certaines conditions saisonnières (**Belghali & Dries, 2017**).

4. La pollution par lixiviats:

La percolation des eaux météoriques au travers les déchets génère un effluent liquide, le lixiviats, communément appelé "jus des décharges" qui constitue un grand vecteur de la charge polluante et entre dans la même catégorie que les eaux usées communales et industrielles fortement polluées (**Wage et al., 2020**). Des fuites de lixiviats chargés en polluants et substances toxiques peuvent donc se produire dans l'environnement autour du site de la décharge, mettant en danger les végétaux, les animaux qui les ingèrent et, au sommet de la chaîne alimentaire, l'homme, qui est le plus touché lorsque la décharge se situe à proximité d'une nappe phréatique alimentant la population en eau potable (**Mohammedi, 2016**).

5. La multiplication des prédateurs:

La prolifération d'espèces animales opportunistes, telles que les mouettes, goélands, corbeaux, insectes etc, qui sont attirées par la nourriture et la chaleur de fermentation du sol (35°C à 80°C). Ils apportent des déjections pouvant provoquer des risques d'épidémies et d'épizooties dans les villages avoisinants, ils détruisent les plantations environnantes à tout moment du cycle agricole. Aussi, Les rongeurs de décharges sont porteurs de maladies transmissibles à l'homme (**Amara et al., 2021**).

Chapitre II : Procédés d'oxydation avancée (P.O.A)

II.1.Introduction

Les procédés d'oxydation avancée (POA) se présentent aujourd'hui comme une alternative aux méthodes classiques devenues inefficaces pour éliminer des polluants organiques persistants (Belhadj, 2011). Ils sont définis comme étant des procédés de traitement des eaux opérant à température et pression ambiantes (Trabelsi, 2011), Il s'agit des procédés qui produisent *in situ* un oxydant très puissant : le radical hydroxyle $\cdot\text{OH}$ (Oturan *et al.*, 2004), qui est capable d'oxyder un nombre suffisant de sels, d'acides minéraux et de composés organiques (Kamal *et al.*, 2022). Elles visent la minéralisation des contaminants organiques en anhydride carbonique CO_2 , eau H_2O et éléments inorganiques (Saidi, 2013).

Les POA jouent un rôle majeur, du fait de leur fort potentiel d'oxydation et leur faible sélectivité vis-à-vis des composés organiques. Ces procédés d'oxydation sont parfaitement adaptés aux lixiviats stabilisés car ils permettent d'oxyder les substances organiques à leur plus haut degré d'oxydation stable (Renou *et al.*, 2008), Ce traitement oxydant diffère des autres procédés puisque les composés cibles sont dégradés plutôt que concentrés ou transférés dans une phase différente (Kernani, 2010). Autre aspect des opportunités d'application des POA : seules les émissions avec des valeurs de DCO inférieures à 5 g/l peuvent être traitées avec ces technologies, car des valeurs de DCO élevées nécessitent une grande consommation de réactifs. C'est pourquoi les eaux usées à forte masse polluante peuvent être traitées plus efficacement par oxydation humide ou incinération (figure 6) (Chergui Bouafia & Alloune, 2007).

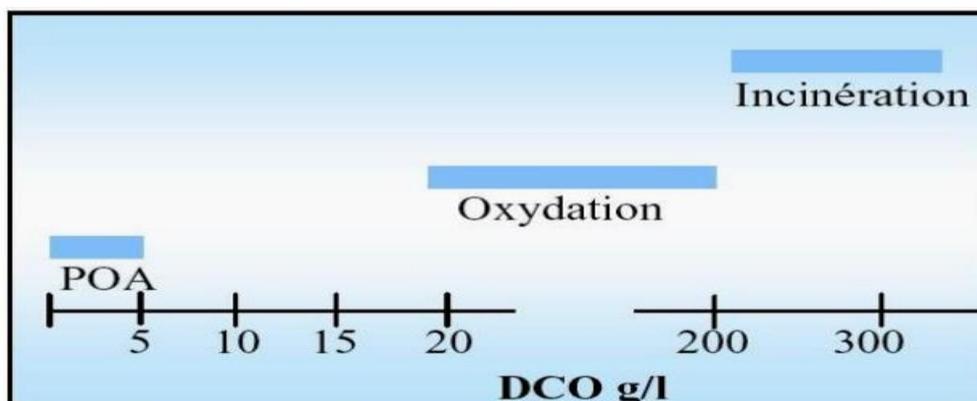


Figure 6 : Désignation des technologies de traitement des eaux usées selon leurs teneurs en DCO (Chergui Bouafia & Alloune, 2007)

De nombreuses études à l'échelle du laboratoire ont clairement démontré l'efficacité du POA pour le traitement de divers effluents. Cependant, le développement de ces procédés dans le traitement de l'eau reste encore limité en raison des coûts d'investissement et d'exploitation associés (lampes UV), des solutions et des stratégies telles que le développement de procédés hybrides et le couplage avec des traitements biologiques conventionnels sont proposées pour surmonter certaines limites du POA et faciliter son introduction dans le secteur du traitement de l'eau et des déchets (**Zaviska et al., 2009**). Ces procédés peuvent être utilisés en tant que pré ou post-traitement à un procédé biologique. L'application de l'irradiation solaire réduit les coûts, mais cela n'est possible que pour les réactions de catalyse homogène et hétérogène utilisant des ions de fer (**Chebli, 2012**).

La protection de l'environnement est devenue un enjeu économique et politique important. L'eau apparaît alors comme l'un des éléments clés des données environnementales.

De plus, l'épuration des eaux usées et l'épuration des réserves d'eau potable est encore aujourd'hui une préoccupation importante (**Kefkaf & Yahiaoui, 2020**).

II.2. Les radicaux hydroxyles OH

Ces intermédiaires oxydants appelés aussi les radicaux libres $\cdot\text{OH}$ (**Kefkaf & Yahiaoui, 2020**). Ils ont un pouvoir oxydant supérieur aux agents oxydants traditionnels tels que Cl_2 , ClO_2 ou O_3 (**Chergui Bouafia & Alloune, 2007**). Ils sont responsables de l'oxydation de composés organiques avec des constantes de vitesses habituellement de l'ordre 10^6 à 10^9 $\text{L mol}^{-1}\text{s}^{-1}$. Ils peuvent réagir avec l'oxygène moléculaire formant ainsi des radicaux peroxyde, initialisant ainsi une série de réactions de dégradation oxydative qui peut conduire à la minéralisation complète des composés organiques (**Belhadj, 2011**). La Figure 7 présente les caractéristiques du radical hydroxyle.

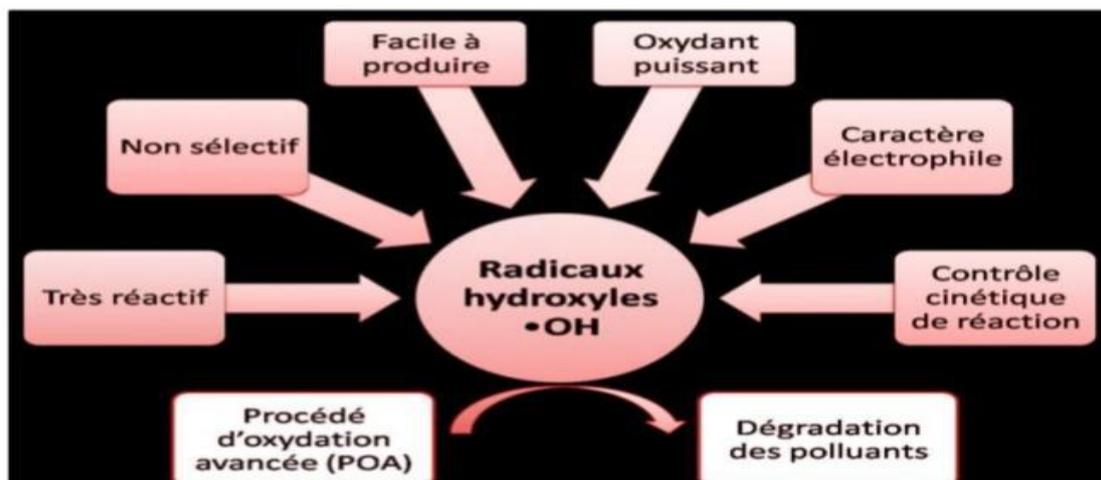


Figure 7: Caractéristiques du radical hydroxyle $\cdot\text{OH}$ (Kefkaf & Yahiaoui, 2020)

Les radicaux libres sont capables de réagir rapidement et de manière non sélective sur la plupart des composés organiques, réputés difficilement oxydables par voie biologique ou par des traitements chimiques conventionnels. Le $\cdot\text{OH}$ (Tableau 1) est une molécule composée d'un atome d'oxygène et d'hydrogène possédant un électron non apparié (électron célibataire) sur son orbital externe. Ils ont un caractère fortement polaire. Il s'agit d'espèces hautement réactives caractérisées par une demi-vie de l'ordre de 10^{-9} s (Zaviska *et al.*, 2009).

Tableau 1 : Potentiel d'oxydation pour différents oxydants dans l'eau en milieu acide (Zazou, 2015)

Oxydant	Potentiel d'oxydation (V/ESH)
$\cdot\text{OH}$ (Radical hydroxyle)	2,8
O_3 (Ozone)	2,07
H_2O_2 (Peroxyde d'hydrogène)	1,77
$\cdot\text{HO}_2$ (Hydroperoxyde)	1,70
MnO_4^- (Ion permanganate)	1,67
ClO_2 (Dioxyde de chlore)	1,50
Cl_2 (Chlore)	1,36
O_2 (Oxygène)	1,23

ESH : Électrode Standard à Hydrogène

Les radicaux $\cdot\text{OH}$ ont été choisis par beaucoup de chercheurs puisqu'ils répondent à un ensemble de critères d'exigences : ils ne doivent pas être corrosifs pour l'équipement, non toxiques, n'induisent pas de pollution secondaire, relativement simples à manipuler et plus rentables (Chebli, 2012).

II.3. Les différents procédés d'oxydation avancée

Les procédés d'oxydation avancée présentent un intérêt particulier dans le traitement des lixiviats de décharge car ce sont les procédures les plus prometteuses pour dégrader les composés récalcitrants (Kow *et al.*, 2016). Ils ont été proposés ces dernières années comme une alternative efficace pour la minéralisation des matières organiques dans les lixiviats des décharges (Wiszniewski *et al.*, 2006).

Les POA incluent plusieurs procédés (Kefkaf & Yahiaoui, 2020) :

- **Procédés d'oxydation chimiques** : impliquant les réactifs suivant : Réactif de Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe(II)}$) ; Peroxonation ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$) etc.
- **Des procédés photochimiques** : on distingue deux phases :
 - a) phase homogène : Photolyse direct (UV seul) ; Photolyse de H_2O_2 ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$) ; Photolyse de l'ozone (O_3/UV) ; Photo-Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}/\text{UV}$).
 - b) En phase hétérogène : Photocatalyse hétérogène (TiO_2/UV).
- **Des procédés électrochimiques** : ce procédé se divise en deux types
 - a) Directs : Oxydation anodique
 - b) Indirects : électro-Fenton
- **Des procédés électriques** : on trouve : Sono-lyse, faisceau d'électron etc. Plusieurs paramètres peuvent influencer l'efficacité de ces procédés par exemple : la concentration en oxydant, l'intensité de la lumière UV, le pH, la température etc.

II.3.1. Photolyse $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$

C'est un processus photochimique indirect (Trabelsi, 2011), il est effectué en irradiant la solution de polluants contenant H_2O_2 par UV avec des longueurs d'onde inférieures à 280 nm. La vitesse de photolyse de H_2O_2 aqueuse est en fonction du pH, elle augmente lorsque des conditions plus alcalines sont utilisées (Chebli, 2012). Les radiations lumineuses de longueurs d'onde comprises entre 200 et 400 nm, provoquent la rupture homolytique de la liaison O-O de H_2O_2 et conduit à la formation de radicaux hydroxyles (Tarkwa, 2019).

L'irradiation notamment UV_{254} nm peut dégrader certains composés photolysables, mais présente une faible capacité de minéralisation et par conséquent, une forte probabilité de

formation de sous-produits ou composés intermédiaires. Une voie d'amélioration de l'efficacité de ce procédé consiste en l'ajout de peroxyde d'hydrogène dans le milieu. En effet, il se produit alors une photolyse du H₂O₂ (**Belhadj, 2011**). Les procédés H₂O₂/UV permettent la dégradation de composés organiques en milieu aqueux et en particulier de micropolluants organiques et réfractaires. Les entités radicalaires mises en jeu lors de ces procédés d'oxydation sont les radicaux hydroxyles (**Guíttonneau et al., 1990**). La photolyse directe du H₂O₂ se produit par l'absorption de radiation électromagnétique (réactions 1 et 2). Le rendement de production des OH est situé à environ 50 %, dû à l'effet de recombinaison selon la réaction 2. Les OH formés par la réaction (1) vont réagir avec l'eau oxygénée selon un mécanisme radicalaire en chaîne (réactions 3 et 4) (**Morin-Crini & Crini, 2020**) :



Pour accroître la capacité de génération des OH, il est recommandé d'utiliser des lampes UV avec un maximum d'émission à des valeurs λ . Le procédé H₂O₂/UV a été efficacement appliqué au traitement des eaux phénoliques. Plus récemment, ce système a été étudié pour l'élimination de principes actifs médicamenteux comme les antibiotiques et les anti-inflammatoires (**Morin-Crini & Crini, 2020**).

II.3.2. Procédé Fenton (Fe²⁺/H₂O₂)

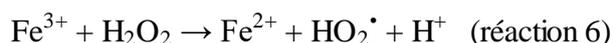
La réaction de Fenton a été découverte en 1894, par Fenton, il a montré que le fer ferreux favorisait fortement l'oxydation de l'acide maléique par le peroxyde d'hydrogène en milieu acide. La combinaison de H₂O₂ et de Fe²⁺ nommé "réactif de Fenton", était un oxydant efficace pour une grande variété de substrat organique (**Chebli, 2012**).

Le principal avantage de la méthode de Fenton est l'usage du fer, qui est un élément non toxique, ainsi que du peroxyde d'hydrogène qui est facile à manipuler. Néanmoins, la réaction de Fenton ne peut pas minéraliser complètement les polluants organiques, seulement moins de 50% du carbone organique peut être converti en CO₂. En outre, le plus grand inconvénient de la réaction de Fenton est la production de boues due aux molécules de fer et de polluants

(Chacón *et al.*, 2006). Le mécanisme de Fenton est basé sur la formation du radical hydroxyle via la réaction (Brillas *et al.*, 2009) :



Le fer ferrique formé peut ensuite réagir avec le peroxyde d'hydrogène pour régénérer le fer ferreux (Brillas *et al.*, 2009) :



De nombreux travaux sur les procédés Fenton ont montré qu'un pH proche de 3 semble être le meilleur pour une dégradation optimale des polluants organiques (Trabelsi, 2011).

L'oxydation de Fenton, assistée ou non par photolyse, consiste à faire réagir du peroxyde d'hydrogène avec du sulfate de fer (FeSO_4), en milieu acide, pour générer des radicaux libres $\cdot\text{OH}$, l'utilisation du réactif de Fenton permet de s'attaquer à de nombreuses molécules organiques présentes dans les lixiviats. Ce procédé permet d'abattre 72-89 % des molécules ayant un poids moléculaire supérieur à $500 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$ et 43 % pour des poids inférieurs (Renou *et al.*, 2008). En général, la méthode de Fenton comprend quatre étapes principales (figure 8) : ajustement du pH, oxydation, neutralisation et coagulation/sédimentation. Le défaut majeur du procédé Fenton traditionnel est la nécessité, pour être efficace, d'un intervalle de pH compris entre 2 et 4, avec un optimum de pH 2,8. En revanche, à un pH entre 3 et 4, le fer (Fe^{2+} et Fe^{3+}) est susceptible de précipiter et de former de l'hydroxyde de fer, entraînant de mauvaises performances catalytiques. Contrairement aux autres POA, le procédé Fenton produit dans certains cas des résidus métalliques qu'il faut éliminer (hydroxyde de fer), représentant du surcoût (Zaviska, 2011).

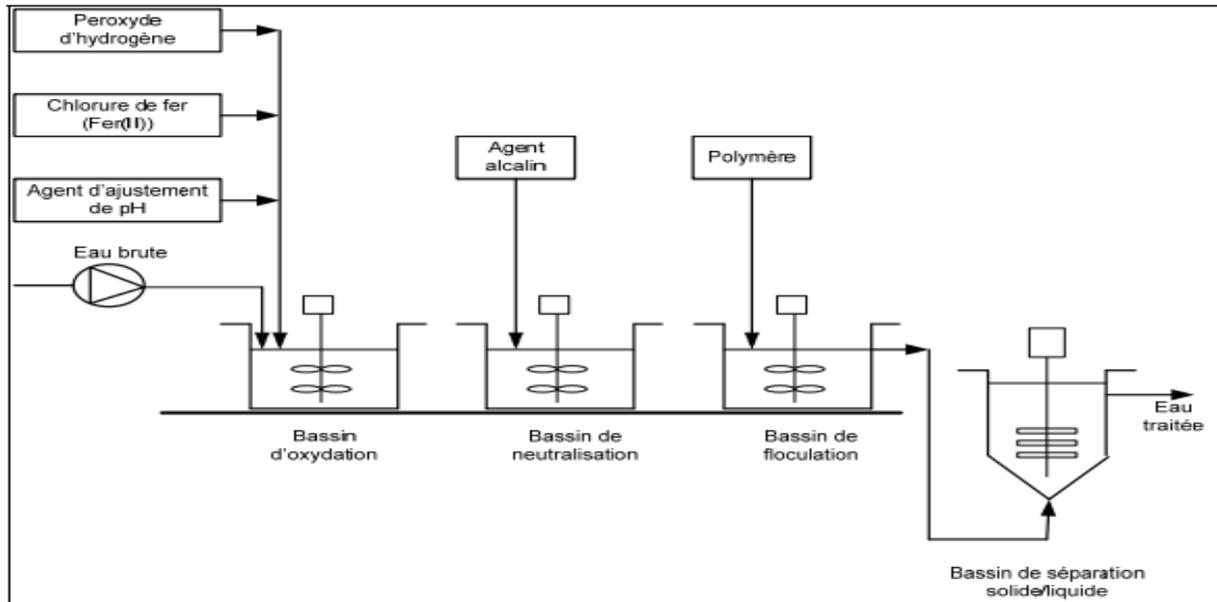


Figure 8 : Traitement d'effluent par le procédé Fenton (Zaviska, 2011)

II.3.3. Procédés Photo-Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$)

Le Photo-Fenton, extension du processus de Fenton, car il atteint des rendements de réaction élevée avec des coûts de traitement faible, surtout en raison de la possibilité d'une utilisation plus efficace de la lumière solaire comme source de photons. Dans ce processus, les promoteurs de radicaux hydroxyles sont Fe^{2+} et le peroxyde d'hydrogène H_2O_2 . Le pH est un paramètre important qui influe sur l'efficacité du processus Photo-Fenton (Chebli, 2012). La combinaison de la réaction de Fenton avec une photolyse a été appliquée sur des lixiviats (Renou *et al.*, 2008). Ce procédé peut utiliser les UVA ($\lambda = 315\text{-}400$ nm), UVB ($\lambda = 285\text{-}315$ nm), et UVC ($\lambda < 285$ nm) comme source d'énergie. L'intensité et la longueur d'onde de la radiation ont une grande importance dans la destruction des polluants organiques. L'inconvénient de ce procédé est son coût très élevé à cause de l'utilisation d'une lumière artificielle. Des études récentes ont montré qu'il est possible d'utiliser les rayons solaires comme source d'énergie ($\lambda > 300$ nm) (Trabelsi, 2011).

Le couplage du procédé Fenton à une source d'irradiation augmente significativement la production de radicaux libres et augmente la vitesse de décomposition des polluants organiques (Kefkaf & Yahiaoui, 2020). Le procédé Photo-Fenton est un POA hybride qui utilise une source d'irradiation, généralement un rayonnement UV, pour augmenter le taux de radicaux libres en stimulant la réduction du Fe^{3+} en Fe^{2+} (réaction 7). Lors de ce procédé, l'irradiation possède une double fonctionnalité. Cela photolyse non seulement le peroxyde d'hydrogène pour générer deux radicaux hydroxyle, mais aussi augmente l'activité catalytique du fer (Zaviska *et al.*, 2009) : $\text{Fe}^{3+} + \text{H}_2\text{O} + h\nu \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{H}^+ + \text{OH}^\bullet$ (réaction 7).

Chapitre III : Lixiviats

III.1. Définition

Suivant les conditions de porosité, la composition et l'épaisseur du tas de déchets, les eaux de pluie ainsi que l'humidité contenue dans les déchets traversent ces derniers avec une vitesse et un débit variable. Cet écoulement favorise la biodégradation des matières organiques fermentescibles et charge les eaux de microorganismes, de substances organiques et minérales. C'est ce « jus de déchet » que l'on appelle lixiviat (**Ould Ali, 2018**), ou percolât, elle vient de l'adjectif latin *lixivius*, qui signifie «issus de décharges, jus de lessive». C'est le liquide résiduel qui provient de la percolation de l'eau à travers un matériau. Cette définition est très proche de celle adoptée par la législation européenne qui définit le lixiviat comme « tout liquide percolant à travers un dépôt d'ordures et contenu dans la décharge ou émis par celle-ci» (**Laceb & Meziani, 2013**). Au niveau des décharges, les lixiviats percolent à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension (**Khalfallah et al., 2019**). Ces effluents pollués doivent être traités pour éviter des impacts environnementaux (**Benyoucef et al., 2015**).

La genèse du lixiviat est donc la conséquence de l'infiltration dans la masse de déchets d'eaux de pluie, d'eaux de ruissellement, d'eaux souterraines (dans le cas où les déchets sont enfouis sous la nappe phréatique) (**Berthe, 2006**).

III.2. Composition du lixiviat

La composition des lixiviats dépend de nombreux facteurs, notamment la nature des déchets, les conditions météorologiques, l'humidité, l'âge du lixiviat, la géométrie et de la gestion du site (**Sillet et al., 2001; El Fadel et al., 2002; El Bada et al., 2010; Dogaris et al., 2020**). Il existe d'autres paramètres influençant la composition du lixiviat tel que le degré de décomposition des déchets, leur température, le taux d'infiltration de l'eau dans les déchets (**Laceb & Meziani, 2013**). Les lixiviats contiennent de fortes concentrations de matière organique (biodégradable et bioréfractaire), de composés inorganiques (métaux, azote et chlorures d'ammonium) et de xénobiotiques tels que les phtalates, les composés aromatiques, les phénols, les pesticides et les composés chlorés (**Kulikowska & Klimiuk, 2008; Kalčíková et al., 2015**). Au début de la percolation les eaux de pluie sont chargées en acides gras volatils (AGV) qui constituent 95% de leur carbone organique total, conférant à ce jeune percolât un pH acide qui permet de solubiliser les métaux présents dans les déchets. Avec le

temps, une digestion anaérobie par les microorganismes permet de métaboliser ces AGV pour produire essentiellement des gaz (CO_2 et CH_4) et des molécules stabilisées (acides humiques et acides fulviques) (Ould Ali, 2018). Ces effluents se chargent en DCO de manière importante, en azote réduit avec une forte proportion d'azote ammoniacal. Les percolâts peuvent contenir certains microorganismes mésophiles pathogènes, en particulier *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa* et *Staphylococcus aureus* (Sillet et al., 2001).

Le rapport DBO/DCO donne une approche du degré de biodégradabilité des lixiviats. Si celui-ci est très faible (0.05 à 0.2), cela signifie qu'ils seront plus difficiles à traiter. Pour les décharges jeunes, ce rapport est de l'ordre de 0.5. Des valeurs entre 0.4 à 0.5 indiquent que la matière organique est facilement biodégradable (Lokbani & Bensouna, 2017).

III.3. Principaux groupes de polluants caractérisant le lixiviat

Il existe six types de polluants présents dans les lixiviats :

❖ Acides gras

Ils se répartissent en grandes familles selon le nombre de double liaisons éthyléniques qu'ils possèdent : les acides gras saturés (aucune double liaison) ramifiés ou non, monoinsaturés (une seule double liaison) et polyinsaturés (au moins deux doubles liaisons) (Smaoui & Bouzid, 2019).

❖ Composés ligno-cellulosiques

Les composés ligno-cellulosiques (cellulose, hémicellulose et lignine) retrouvés en décharge sont principalement dus aux 12 % de déchets verts (bois, herbe, feuilles) et aux 25% de papiers, cartons et journaux entreposés (Godfred, 2017).

❖ Composés associés aux matières plastiques

Les matières plastiques se définissent comme le mélange d'un polymère (ou résine) et de divers additifs donnant un produit fini. Les déchets ménagers se composent d'environ 11% (poids humide) de matières plastiques particulièrement réfractaires à la dégradation en décharge. Les plastifiants et les stabilisants sont les principaux composés ajoutés aux résines pour leur conférer diverses propriétés chimiques, physiques et mécaniques. Ces additifs peuvent donc être présents aussi dans les eaux naturelles. Les lixiviats de décharges peuvent également capter ces composés en lessivant les déchets (Trabelsi, 2011).

❖ **Les phénols**

Les phénols sont principalement utilisés en tant qu'intermédiaires dans l'industrie des matières plastiques. Pour la fabrication de plastifiants, de dissolvants, d'isolants et des produits cosmétiques. Ils ont été identifiés dans plusieurs lixiviats (Smaoui & Bouzid, 2019).

❖ **Les pesticides**

Les pesticides sont utilisés en quantité considérable depuis plus d'un demi-siècle par l'agriculture intensive. On retrouve des résidus de pesticides partout même dans les lixiviats comme le lindane, le bentazone, le 2,6- dichlorobenzamide, l'atrazine etc (Trabelsi, 2011).

❖ **Les métaux lourds**

Plusieurs métaux lourds ont été identifiés dans les lixiviats à de faibles concentrations comme le Mg, Fe, As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Ni et le Zn. Ils migrent pendant plusieurs années dans les décharges. Cette capacité de migration peut être améliorée par la formation de complexes très stables avec la matière organique ainsi que la matière colloïdale existante dans les lixiviats (Trabelsi, 2011).

III.4. Type des lixiviats

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, trois types de lixiviats (tableau 2) ont été distingués (Mansouri-Reguig, 2020) :

III.4.1. Lixiviats jeunes (< 5 ans)

Ces lixiviats se caractérisent par une charge organique élevée relativement biodégradable (seuil de biodégradabilité $DBO_5/DCO > 0,3$) et constituée principalement d'acides gras volatils. Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à 2 g.L^{-1}) du fait de leur pH relativement bas ($< 6,5$) (Godfred, 2017). Le rapport DBO_5/DCO est important, en raison de la présence des microorganismes. La DCO dépasse souvent les $20\ 000 \text{ mg/L}$ et peut même atteindre des valeurs extravagantes (jusqu'à $80\ 000 \text{ mg/L}$), les acides carboxyliques représentent environ 80% de la charge organique. Ainsi, un traitement biologique est fortement recommandé pour ce genre d'effluent (Labadi & Saadoudi, 2019).

III.4.2. 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. De ce fait, le pH est voisin de la neutralité et la charge en métaux devient négligeable (Trabelsi, 2011). C'est une phase de transition entre le lixiviat jeune et le lixiviat stabilisé. La charge organique est nettement plus faible que celle du jeune (entre 3 000 et 15 000 mg/L). Le rapport DBO₅/DCO avoisine les 0,2. Ce genre de lixiviat est faiblement biodégradable et c'est plutôt les procédés physico-chimiques qui sont préconisés pour son traitement (Labadi & Saadoudi, 2019).

III.4.3. Lixiviats stabilisés : vieux ou mature (> 10 ans)

Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement de substances humiques de hauts poids moléculaire (la DCO est inférieur à 2000 mg L⁻¹) qui sont réfractaires à la biodégradation (DBO₅/DCO < 0,1). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge (Trabelsi, 2011). Leur pH est légèrement basique (7,5 à 8,5), les acides carboxyliques et les métaux n'existent presque pas dans ces eaux. Ce type de lixiviat est généralement traité par le système de lagunage naturel (Lokbani & Bensoua, 2017). Les lixiviats matures sont, par rapport aux jeunes, moins pollués en raison de la décomposition déjà accomplie des composés organiques et de la précipitation des éléments solubles existant dans la décharge. Cependant, le lixiviat mature contient encore un certain nombre de composés toxiques et bioréfractaires et des concentrations élevées d'azote et de chlorures d'ammonium (Kalčíková *et al.*, 2015).

Tableau 2 : Classification des lixiviats (Baig *et al.*, 1999)

Type de lixiviat	Jeune	Intermédiaire	Stabilisé
Age des lixiviats	< 5 ans	5 - 10 ans	> 10 ans
pH	< 6,5	7	> 7,5
DCO (g.L ⁻¹)	> 20	3 – 15	< 2
DBO ₅ /DCO (Biodégradabilité)	> 0,3	0,1 - 0,3	< 0,1
COT/DCO	0,3	-	0,4
Matières organiques (% AGV)	70 - 90 % AGV	20 - 30 % AGV	SHF
Azote	100 - 2000 mg.L ⁻¹	-	-
Métaux (g.L ⁻¹)	2	< 2	< 2
AGV : Acides Gras Volatils SHF : Substances humiques et fulviques et substances de haut poids moléculaire			

III.5. Paramètres de traitements physico-chimiques caractérisant les lixiviats

III.5. 1. Analyse du Carbone Organique Total (C.O.T)

Le carbone organique total est un paramètre global permettant d'estimer l'efficacité de la minéralisation. En effet, cette mesure donne lieu à la connaissance de la quantité de carbone (mg de carbone par litre de solution) présente sous forme organique dans une solution aqueuse. Pour un composé du type C_xH_yO_z, le COT de la solution se calcule selon l'équation :

$$\text{COT} = x M_C [C_xH_yO_z]$$

La masse molaire M_C est en g mol⁻¹, [C_xH_yO_z] la concentration en mmol L⁻¹ et le COT est donné en mg de carbone par litre. Lorsque le COT diminue au cours de l'électrolyse, du dioxyde de carbone est produit à partir des composés organiques (**Hammami, 2008**).

Le COT est un paramètre indicateur de la quantité de polluant organique dans un échantillon. Il est mesuré à l'aide d'un analyseur (COT mètre). Il s'agit d'un appareil équipé d'un détecteur infrarouge (**Tarkwa, 2019**).

La détermination du COT revêt une grande importance dans la compréhension des rôles géochimiques, environnementaux et écologiques de la matière organique en milieu aqueux. Le carbone organique est susceptible d'être oxydé par les procédés chimiques ou biologiques. Le dosage du COT est adapté dans le cas où une partie de ce carbone échappe à ses mesures

chimiques ou biologiques. La valeur du COT détermine les composés difficilement oxydables chimiquement et non biodégradables qui sont d'une grande importance pour l'évaluation de la pollution de l'eau et des effluents. Pour déterminer la teneur en carbone total, les molécules organiques doivent être converties en CO₂ (une forme moléculaire susceptible d'être mesurée quantitativement) (Amarouche & Sadi, 2015).

III.5. 2. Demande Chimique en Oxygène (D.C.O)

C'est la quantité d'oxygène nécessaire à l'oxydation de l'ensemble des matières minérales et organiques biodégradables ou non, présent dans un milieu. La DCO est obtenu à l'aide d'un agent oxydant puissant comme le dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇). La valeur de la DCO est toujours plus élevée que celle de la DBO₅, car de nombreuses substances organiques peuvent être oxydées chimiquement mais ne peuvent s'oxyder biologiquement (Belahmadi, 2011). La DCO est exprimée en mg O₂/L de solution. C'est une mesure de la presque totalité des matières organiques (95 % à 100 %) contenues dans un échantillon d'eau (Oturán *et al.*, 2004). La valeur du rapport DCO/DBO indique le coefficient de biodégradabilité d'un effluent, et permet de définir son origine (Metahri, 2012).

III.5. 3. Demande Biochimique en Oxygène (D.B.O)

Elle consiste à mesurer la quantité totale de l'oxygène consommé, par des processus biochimiques, au cours de l'oxydation des matières organiques dans un échantillon donné. La DBO a été standardisée en DBO₅, mesurée au bout de 5 jours, considérée comme une période significatif du processus global de biodégradation qui prend des semaines. Elles sont souvent utilisées pour vérifier le caractère biodégradable d'un composé et permettent aussi d'avoir indirectement une idée de la contamination organique globale d'un effluent (Belahmadi, 2011). Elle est exprimée en mg O₂/L de solution (Oturán *et al.*, 2004). La DBO₅ est la quantité d'oxygène consommée par les bactéries, à 20°C à l'obscurité et pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablementensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique d'une fraction de matière organique carbonée. Ce paramètre mesure la quantité d'O₂ nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation par voie aérobie. Elle se résume à la réaction chimique suivante (Metahri, 2012) :

Substrat + microorganisme + O₂ → CO₂ + H₂O + énergie + biomasse.

III.5. 4. pH

Le pH (potentiel Hydrogène) mesure la concentration des ions H^+ d'une solution aqueuse, Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14 (**Buck et al., 2002; Ghazali & Zaid, 2013**). Le pH peut avoir des influences remarquables sur la dégradation des déchets. En effet, l'acidité du massif peut influencer l'activité des micro-organismes et les processus chimiques dans le massif des déchets. Les conditions acides au début de la phase anaérobie augmentent la solubilité des constituants chimiques et diminuent le volume des déchets (**Moustafa, 2021**). L'influence du pH se fait également ressentir par le rôle qu'il exerce sur les autres éléments comme les ions des métaux dont il peut diminuer ou augmenter leur mobilité en solution biodisponible et donc leur toxicité. Le pH joue un rôle important dans l'épuration d'un effluent et le développement bactérien. La nitrification optimale ne se fait qu'à des valeurs de pH comprises entre 7,5 et 9 (**Metahri, 2012**).

III.5. 5. Température

La température est un facteur qui détermine la nature des populations microbiennes actives pendant la dégradation des déchets et contrôle de ce fait les vitesses des cinétiques biochimiques. Suivant le niveau thermique atteint par le milieu, trois types de populations bactériennes ont été répertoriées : les psychrophiles ($T < 20^{\circ}C$), les mésophiles ($20^{\circ}C < T < 44^{\circ}C$), les thermophiles ($T > 44^{\circ}C$) (**Aran, 2001**). La température de lixiviat influence directement sur sa masse volumique et ainsi sur sa viscosité (**Guesmia & Amine, 2020**).

III.5. 6. Conductivité

La conductivité électrique (CE) est une mesure de la capacité d'une solution à laisser passer le courant électrique à une température donnée, généralement $25^{\circ}C$. La CE est directement liée à la salinité. Les nitrates, le potassium, le magnésium, le calcium, le sodium et les sulfates représentent des ions qui influencent la conductivité électrique (**Sall, 2014**). La mesure de la conductivité apporte une information globale sur la quantité d'espèces chargées présentes dans les lixiviats. Elle constitue un paramètre intéressant à suivre pour évaluer la charge minérale présente dans un effluent (**Berthe, 2006**). La température et la viscosité influent également la conductivité car la mobilité des ions augmente avec l'augmentation de la température et diminue avec celle de la viscosité. Plus une solution contient de sel, d'acide ou de base, plus sa conductivité est élevée.

La conductivité électrique de lixiviat s'exprime généralement en micro-siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (Labadi & Saadoudi, 2019).

III.5. 7. Alcalinité

L'alcalinité d'une eau est sa capacité à neutraliser un acide fort à un pH donné. Elle est principalement due aux ions carbonates, bicarbonates et hydroxydes et peut également être influencée par les ions borates, phosphates ou silicates (Henry, 1999). Il faut connaître l'alcalinité de la solution pour pouvoir déterminer d'une part la quantité d'acide nécessaire pour faire baisser le pH d'une solution jusqu'à un pH donné et d'autre part la variation du pH d'une solution pour une petite addition d'acide ou de base. Elle dérive de l'équation de neutralité électrique de la solution (Bourrie, 1976) :

$$\Sigma \text{équivalents cations} = \Sigma \text{équivalents anions}$$

III.5. 8. Salinité

La salinité est la quantité de sels secs dissous dans l'eau (Bouchar, 2010). Au niveau des décharges, en s'infiltrant en profondeur, les lixiviats concourent à la charge des sols en polluants organiques et minéraux et contribuent directement à l'augmentation de leur salinité (El Kharmouz et al., 2013).

III.5. 9. Azote ammoniacal NH_4^+

L'azote ammoniacal constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. C'est un gaz soluble dans l'eau. Cet élément chimique est le principal agent réducteur dans les lixiviats de décharge (Kouassi et al., 2014). Il a été identifié non seulement comme un polluant majeur à long terme, mais aussi comme cause principale de toxicité aiguë. Les lixiviat plus stable sont généralement caractérisés par une forte concentration de $\text{NH}_3\text{-N}$ (3 000 à 5 000 mg/L). L'azote qui s'infiltré d'une décharge peut contaminer les nappes phréatiques (Kurniawan et al., 2006b).

III.5. 10. Nitrates (NO_3^-) et nitrites (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. La concentration maximale admise par l'OMS (en 1980) est de 50 mg/L (Kouassi et al., 2014).

Les nitrites proviennent, soit d'une réduction des nitrates, soit d'une oxydation incomplète des ions ammonium (Guesmia & Amine, 2020).

III.5. 11. Spectroscopie Infra Rouge à Transformée de Fourier (F.T.I.R)

La spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier est une technique qui a été rapportée dans la littérature scientifique pour mieux comprendre et analyser davantage l'étendue de la décomposition des déchets par exemple : les déchets enfouis, les biosolides et le compost (Bolyard *et al.*, 2019).

La spectroscopie FTIR est un outil analytique utile pour les chercheurs en chimie organique et en biochimie. Il peut identifier des matériaux inconnus et déterminer la qualité et le nombre de composants dans un échantillon. L'avantage de cette technique analytique est qu'elle peut être utilisée pour l'analyse des échantillons dans différents états tels que des liquides, des solides et des gaz. Cette méthode se caractérise par une préparation rapide et facile des échantillons et un temps d'analyse court et ne nécessite pas une grande quantité d'échantillons (Shaikh & Agrawal, 2014; Tkachenko & Niedzielski, 2022). Seules de petites quantités de matériel (microgrammes à nanogrammes) sont nécessaires. Ces techniques spectroscopiques vibrationnelles sont relativement simples, reproductibles, En outre, elles fournissent également des informations au niveau moléculaire permettant l'étude des groupes fonctionnels, des types de liaison et des conformations moléculaires. Les bandes spectrales dans les spectres vibrationnels sont spécifiques à la molécule et fournissent des informations directes sur la composition biochimique (Movasaghi *et al.*, 2008). Ce qui rend la spectroscopie FTIR encore plus attrayante, c'est le fait que les informations spectrales peuvent également être exploitées à des fins de typage des souches, ce qui est particulièrement important pour les analyses épidémiologiques et certaines applications technologiques. Ainsi, ces dernières années, La spectroscopie FTIR est de plus en plus utilisée pour le typage et la classification des micro-organismes au niveau de l'espèce (Wenning & Scherer, 2013). Cette technique repose sur sa capacité à synthétiser de manière fiable des composés de référence de structure chimique connue ou à obtenir leur spectre à partir d'une bibliothèque. Cette approche est raisonnablement simple dans le cas des molécules organiques, car de grandes bibliothèques spectrales de logiciels commerciaux sont disponibles (Peak, 2013). Un spectre infrarouge représente une empreinte digitale d'un échantillon avec des pics d'absorption qui correspondent à la fréquence de vibrations entre les liaisons des atomes constituant le matériau. L'interaction de la lumière infrarouge avec la matière détermine également la taille

des pics du spectre et donne une indication directe de la quantité de matière présente (analyse quantitative) (Shaikh & Agrawal, 2014).

III.6. Impact des lixiviats sur l'environnement

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 et du biogaz 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 (Lokbani & Bensouna, 2017). Ce qui soulève de graves problèmes environnementaux, ces composants peuvent contaminer l'eau potable et sont néfastes pour la flore et la faune microbienne (Dogaris et al., 2020). Ils peuvent provoquer des perturbations physiques et chimiques des milieux récepteurs qui se traduisent par une détérioration de la qualité des sols. Ces dysfonctionnements peuvent aussi se traduire par une prolifération de microorganismes autotrophes qu'ils soient procaryotes ou eucaryotes (micro algues) en raison d'une forte concentration en éléments biogènes des rejets, ce qui engendre le phénomène d'eutrophisation des eaux de surfaces comme les lacs et d'autres réservoirs (Moustafa, 2021).

Sur les sites de décharges on rencontre essentiellement trois types de pollution : pollution par les matières organiques ou minérales, pollution par les métaux lourds et pollution par les microorganismes (Kehila et al., 2007) :

❖ Pollution par les matières organiques et minérales

La composition des lixiviats reflète l'état des déchets à un certain moment de leur dégradation. La fraction minérale des lixiviats est essentiellement constituée de chlorures, sulfates, bicarbonates, potassium, sodium et ammonium. La matière organique peut se retrouver dans les eaux de surface et souterraines quand les conditions minimales d'enfouissement de déchets ne sont pas respectées. Cependant, dans certaines décharges la mise en place des géomembranes est soumise à l'agressivité chimique des lixiviats. Une éventuelle fuite dans ces membranes peut occasionner la contamination de la nappe (Kehila et al., 2007).

❖ **Pollution par les métaux lourds**

La migration des métaux lourds dans les sols (à partir de décharge des déchets 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 etc (Mohammedi, 2016).

❖ **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 de d'autres qui sont déjà connues : choléra, shigellose (Mohammedi, 2016). On retrouve également dans les jus de décharges *Escherichia coli* et des *Streptocoques* dont les quantités sont d'environ 10^6 à 10^7 dans 100 mL (Kernani, 2010).

III.7. Procédés de Traitement des lixiviats

Les lixiviats sont des effluents complexes dont le traitement nécessite une expertise particulière. Même si les procédés potentiellement applicables dérivent pour la plupart 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 (Bouchet, 2014). Ces effluents contiennent de grandes quantités de matières organiques et inorganiques et ils doivent impérativement être traités avant d'être rejetés dans l'environnement. En raison des exigences croissantes des normes de rejet et de la stabilisation des lixiviats au fil du temps, des nouvelles techniques ont fait leur apparition dans ce domaine telles que les procédés membranaires, les procédés physico-chimique (abiotiques) et les procédés biologiques (biotiques) (El Bada *et al.*, 2010). Le traitement des lixiviats vise à réduire la concentration des polluants à des valeurs seuils imposés par la réglementation (René, 2009).

Les méthodes conventionnelles de traitement des lixiviats, telles que la coagulation, la floculation et la décantation, sont souvent coûteuses en terme de dépenses initiales en équipement de l'usine, de besoins énergétiques et d'utilisation fréquente de produits chimiques supplémentaires. D'autres méthodes telles que l'osmose inverse, l'adsorption de charbon actif ne fait que transférer la pollution et ne résout pas le problème environnemental (Wiszniowski

et al., 2006).

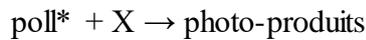
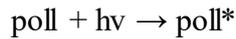
III.7.1. Procédés Abiotiques (Physico-chimiques)

Les techniques de traitement physico-chimiques les plus couramment rencontrées pour le traitement des lixiviats sont la coagulation/floculation, la précipitation chimique et l'adsorption. Ils sont souvent utilisés comme système de prétraitement ou associés à d'autres procédés comme les procédés biologiques. On retrouve l'intérêt de ces techniques quand il s'agit de traiter des lixiviats qui présentent une grande fraction de composés non-biodégradables (cas des lixiviats matures) (**Dia, 2017**).

III.7.1.1. Photolyse directe par les rayonnements solaires (rayons UV)

Le rayonnement solaire désigne la lumière qui provient du soleil et atteint la Terre. Cette lumière représente une partie du spectre électromagnétique qui comprend la lumière infrarouge, visible et ultraviolette (**Beldjilali, 2022**). Les sources de rayonnement ultraviolet (UV) se rapportent à la radiation électromagnétique dans la gamme de longueurs d'onde qui se situe entre 200 et 400 nanomètre (Figure 9) (**Kernani, 2010**). Le rayonnement qui nous parvient du soleil est émis par sa surface extérieure dont la température est d'environ 5800 K. A une telle température, 40% de l'énergie est émise dans le domaine visible, c'est-à-dire dans une gamme de longueur d'onde allant de 0,4 μm (violet bleu) à 0,8 μm (rouge) (**Belhadj, 2011**).

La photolyse directe consiste en l'irradiation de la matrice par une intensité lumineuse de longueur d'onde choisie, afin que l'énergie des photons puisse être absorbée dans le milieu, en particulier par les contaminants à dégrader. En effet, en raison de leur propriété à absorber la lumière UV, de nombreuses molécules sont, soit directement détruites par photolyse, soit activées par les photons. La vitesse de la photodégradation des composés organiques dépend principalement de l'intensité de la lumière absorbée, du coefficient d'extinction molaire à la longueur d'onde d'excitation, et du rendement quantique de la réaction. Les rayonnements UV sont capable de dégrader par photolyse les composés organiques qui absorbent à des longueurs d'onde inférieures à 350 nm (**Belhadj, 2011**) . Les réactions photochimiques directes sont initiées par absorption de la lumière ultraviolette (UV) ou visible par le polluant organique (poll). Bien que le mécanisme photochimique s'avère complexe dans les eaux naturelles et dépend du type de substrat ; il peut être schématisé par les principales étapes suivantes (**Oturan et al., 2004**) :



Avec $h\nu$: photon ; poll^* : polluant dans un état électronique excité ; X : solvant, polluant ou autre(s) molécule(s) présente(s) dans la solution. Les photo-produits peuvent être ensuite totalement ou partiellement minéralisés par des réactions d'oxydation (**Tarkwa, 2019**).

L'élimination de la DCO peut atteindre 60 % dans des conditions optimales, mais certains obstacles restent à franchir comme la couleur noire des lixiviats qui rend difficile la pénétration de la lumière dans le système réactionnel, ou encore les sels minéraux et le pH qui peuvent influencer les performances (**Renou et al., 2008**).

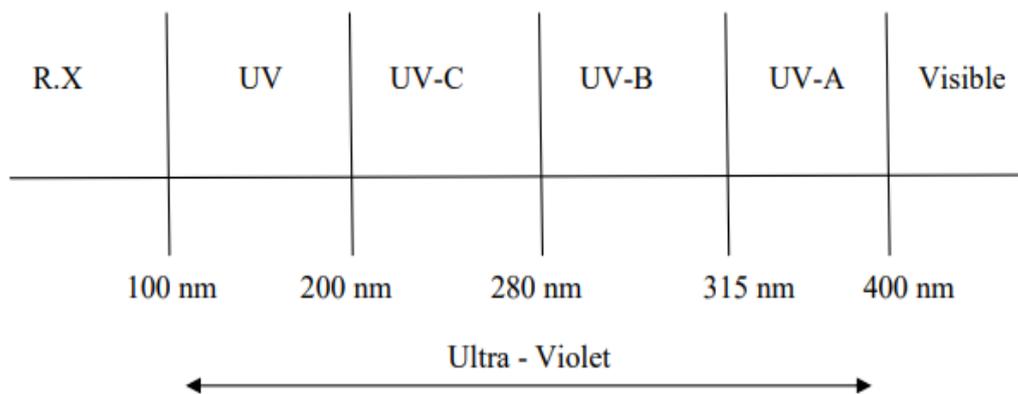


Figure 9 : Spectre des rayons UV (**Belhadj, 2011**)

III.7.1.2. Flottation

La flottation est utilisée depuis plusieurs années, elle est basée sur l'élimination des colloïdes, des ions, des macromolécules, des micro-organismes et des fibres (**Rubio et al., 2002**). Cependant, jusqu'à ce jour, très peu d'études ont été consacrées à l'application de la flottation pour le traitement des lixiviats. Récemment, une étude a montré l'utilisation d'une colonne de flottation comme une étape de post-traitement pour éliminer l'acide humique résiduel (composé non biodégradable) des lixiviats de décharges. Sous les conditions optimales, près de 60% d'acide humique a été éliminé (**Zouboulis et al., 2003**).

III.7.1.3. Coagulation-Floculation

La coagulation et la floculation est une technique relativement simple qui peut être

utilisée avec succès dans le traitement des lixiviats d'anciennes décharges (Silva *et al.*, 2004; Kalčíková *et al.*, 2015). Elle est largement utilisée comme un prétraitement avant l'osmose inverse ou avant les procédés biologiques ou encore comme la dernière étape de traitement afin d'éliminer la matière organique bio-récalcitrante. Le sulfate d'aluminium, le sulfate ferreux, le chlorure ferrique et le chloro-sulfate ferrique ont été couramment utilisés comme coagulants (Amokrane *et al.*, 1997). Le but principal de la coagulation est de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération (Ben Cherif, 2022). Ce procédé présente certains inconvénients comme la production d'une grande quantité de boues et une augmentation de la concentration de l'aluminium ou du fer dans la phase liquide (Silva *et al.*, 2004).

III.7.1.4. Précipitation chimique

La précipitation est utilisée comme étape de prétraitement, pour l'élimination des métaux lourds et de l'azote ammoniacal et des à partir des lixiviats (Ozturk *et al.*, 2003; Teng *et al.*, 2021). Elle consiste à ajouter aux lixiviats un réactif destiné à faire précipiter certains composés indésirables. Les précipitants les plus utilisés sont : la chaux Ca(OH)_2 qui permet de précipiter les métaux sous forme d'hydroxydes, et un mélange de chlorure de magnésium avec le di-sodium hydrogénophosphate pour précipiter l'ammonium sous forme de struvite (phosphate ammoniaco-magnésien) (Renou *et al.*, 2008). La précipitation chimique a été largement appliquée pour le traitement des lixiviats de décharge en raison de sa grande capacité, de sa simplicité et de ses faibles coûts économiques. Cependant, cette technique présente certains inconvénients limitant son application tel que : l'exigence de grands volumes de précipitants, la génération de quantités excessives de boues, la sensibilité du processus au pH et une faible efficacité d'élimination de la DCO (Teng *et al.*, 2021).

III.7.1.5. Adsorption

L'adsorption est considérée comme l'un des approches les plus efficaces pour éliminer la matière organique et l'azote ammoniacal dans les lixiviat de décharges. Le charbon actif est l'absorbant le plus couramment utilisé. Ce procédé est généralement combiné à d'autres méthodes physico-chimiques telles que la coagulation et les procédés Fenton, en tant qu'étape de prétraitement ou de post-traitement atteignant un taux d'élimination de DCO de 80 % dans des conditions optimales. Les principaux inconvénients de l'adsorption comprennent la nécessité d'une régénération du charbon actif et des niveaux élevés de consommation d'adsorbant (Teng *et al.*, 2021).

III.7.1.6. Méthodes membranaires

Les procédés membranaires consistent à séparer deux solutions de concentrations différentes par une membrane semi-perméable. Dans ce processus, une pression est ajoutée à la solution la plus concentrée, forçant l'eau à s'écouler de la concentration la plus élevée à la concentration la plus faible. L'osmose inverse et la nanofiltration sont des procédés membranaires appliqués dans le traitement des lixiviats de décharges. L'efficacité de ces procédés peut atteindre 98 à 99 % (**Wiszniowski et al., 2006**). Ces technologies membranaires nécessitent un contrôle efficace de l'encrassement de la membrane qui est souvent associé à l'accumulation de substances sur la surface ou dans la structure des pores de la membrane. Un large spectre de constituants peut contribuer au colmatage des membranes à titre d'exemple : les substances organiques et inorganiques dissoutes et les particules colloïdales (**Trebouet et al., 2001**). Selon la taille des pores des matériaux membranaires, les procédés membranaires peuvent être divisés en quatre types : la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse (**Anqi et al., 2020**).

➤ L'osmose inverse

L'osmose inverse est l'une des méthodes les plus efficaces dans le traitement des jus de décharge (**Ushikoshi et al., 2002; Peng, 2017**). C'est un traitement physico-chimique alternatif pour le lixiviat stabilisé, avec un taux du rejet de 98 à 99% pour les contaminants organiques et inorganiques. Ce procédé peut être utilisée pour le déplacement des métaux lourds, des matériaux en suspension colloïdale et des solides dissous du lixiviat de décharge (**Ben Cherif, 2022**). Il permet de produire une eau traitée « perméat » et une eau concentrée « concentrat ». Cependant les performances des procédés membranaires sont limitées, notamment par la génération d'un concentrat fortement chargé en matières polluantes et particulièrement en matières en suspension et par le colmatage important des membranes (**Benradi et al., 2013**). L'osmose inverse est chère en raison des coûts de pré- et post-traitement et d'une forte consommation d'énergie (**Trebouet et al., 2001**).

➤ La nanofiltration

La nanofiltration a montré ses preuves dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats. Elle utilise des membranes en polymère moléculaire (**Ben Cherif, 2022**). Les membranes de nanofiltration ont une structure plus serrée et sont donc capables d'éliminer de molécules organiques ayant des poids

moléculaires inférieur à 300Da (**Trebouet et al., 2001**). Ce procédé peut éliminer près de 60 à 70 % de la DCO et 50 % de l'ammoniac (**Anqi et al., 2020**). Il produit des perméats de haute qualité et fonctionne à basse pression par rapport à l'osmose inverse, ce qui réduit les coûts d'exploitation (**Chaudhari & Murthy, 2010**).

III.7.1.7. Procédés d'oxydation avancée

Les procédés d'oxydation avancés ont été proposés ces dernières années comme une alternative efficace pour la minéralisation des matières organiques récalcitrantes dans le lixiviat des décharges. L'objectif principal des POA est d'améliorer l'efficacité de l'oxydation chimique en augmentant la génération de radicaux hydroxyles. Ces processus comprennent à la fois (**Wiszniewski et al., 2006**) :

- Des méthodes non-photochimiques générant des radicaux hydroxyles sans énergie lumineuse (Procédé Fenton $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$, ozonation O_3 , $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$, $\text{O}_3/\text{catalyseur}$).
- Des méthodes photochimiques (Procédé Photo-Fenton $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, photolyse $\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, O_3/UV , $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, Photocatalyse UV/TiO_2).

III.7.2. Procédés biotiques (biologiques)

Les techniques de traitement des lixiviats sont très diverses, les procédés biologiques sont les plus couramment utilisées pour les lixiviats de déchets ménagers, surtout pour les décharges jeunes en cours d'exploitation (**Benyoucef et al., 2021**). Ces méthodes sont peu coûteuses et efficaces en terme de nitrification/dénitrification (**Auger, 2021**).

Le traitement par voie biologique est au cœur de la filière traditionnelle de traitement des lixiviats car il permet une élimination simultanée de la pollution organique et azotée. La biodégradation est réalisée par des micro-organismes qui dégradent les composés organiques soit sous forme de CO_2 , avec production de boues, sous des conditions aérobies, soit sous forme de biogaz (CO_2 et CH_4) sous des conditions anaérobies. Ce type de traitement est surtout applicable et efficace sur des lixiviats jeunes et non stabilisés : ceux-ci ayant leur charge organique principalement constituée d'acides carboxyliques parfaitement, biodégradables. En revanche, dans le cas de lixiviats stabilisés, la présence majeure de composés réfractaires tend à limiter l'efficacité de la biodégradation (**Renou et al., 2008**). Les procédés biologiques peuvent être divisés en deux grands groupes: aérobie (compostage) et anaérobie (fermentation), selon qu'il y ait ou pas présence d'oxygène (**Münnich et al., 2006; Renou et al., 2008**). Les micro-organismes assimilent la matière organique des eaux polluées qui, leur

sert de substrat de croissance. L'ensemble de la pollution avec les microorganismes vivants forme la liqueur mixte ou boue biologique contenue dans des bassins de traitement biologique. En règle générale, l'élimination complète de la pollution organique de ces bassins se déroule en conditions aérées par des souches aérobies strictes ou facultatives. Plusieurs procédés existent à ce stade du traitement biologique (**Metahri, 2012**). On rencontre dans la littérature, différentes technologies biologiques appliquées au traitement des lixiviats : lagunage, boue activée, lit bactérien, bio-disque, bioréacteur à membrane (MBR), réacteur biologique séquentiel (SBR) etc (**Dia, 2017**).

III.7.2.1. Biodégradation par les bactéries

Une très grande diversité de microorganismes préexistants dans les déchets (principalement des bactéries) consomme l'oxygène gazeux pour minéraliser la matière organique en CO₂ et H₂O. Comme peu de microorganismes sont capables de minéraliser complètement la matière organique, les sous-produits organiques peuvent être consommés directement par d'autres microorganismes ou subsister pour un temps plus ou moins long dans les déchets (**Lornage, 2006**).

La biodégradation est la capacité de certains micro-organismes à transformer le polluant en substrat (source de carbone et d'énergie) (**Nouri & Haddioui, 2016**). Les microbes coopèrent pour éliminer l'azote, biodégrader les matières organiques, éliminer la toxicité des composés xénobiotiques et produire de l'énergie (**Zhang et al., 2016**). Les molécules organiques, les plus complexes, résistent à la biodégradation, et sont les précurseurs des substances humiques (cellulose, lignine). Grâce à l'action biochimique des exo-enzymes, ces molécules se condensent pour donner de nouvelles molécules plus stables (les acides fulviques). Leur polymérisation avec des constituants membranaires des bactéries après leurs morts servent de précurseurs aux substances humiques, moins biodégradables (**Kernani, 2010**). Le procédé biologique est fondé sur le métabolisme microbien, dans lequel les micro-organismes jouent un rôle important dans l'épuration du fait de leur vitesse de multiplication, leur richesse en enzymes et leur grande possibilité d'adaptation aux variations continues de la pollution (**El Fadel et al., 2012**). La digestion anaérobie est un processus biologique qui stabilise les boues. Ce traitement amène la population microbienne à convertir la matière organique en eau, CO₂ et CH₄. Cette transformation se déroule en quatre étapes, chacune impliquant des populations spécifiques : bactéries hydrolytiques, acidogènes, acétogènes et méthanogènes (**Lachassagne, 2014**). Ce mécanisme est principalement utilisé à

des fins de récupération d'énergie pour produire du biogaz. Ce procédé peut être réalisé dans des conditions mésophiles (35°C) ou thermophiles (55°C), car on sait que les conditions thermophiles permettent une meilleure hygiénisation et donc une meilleure destruction des pathogènes (**Berthe, 2006**).

III.7.2.2. Phyco-remédiation (Symbiose entre bactéries et microalgues)

Les études sur les interactions entre bactéries et microalgues inspirent également des applications, qui peuvent avoir un intérêt économique et écologique. L'importante contribution des bactéries et des microalgues marines dans les cycles biogéochimiques mondiaux est largement reconnue et permet de dire qu'ils constituent des acteurs clés du fonctionnement des écosystèmes océaniques avec aussi un fort impact sur l'environnement terrestre (**Crem, 2016**).

Les microalgues en tant que microorganismes phototrophes ont une grande capacité de fixation du carbone ils sont capable de convertir l'énergie solaire, le carbone inorganique et les nutriments en énergie chimique stockée dans leur biomasse (**Zhao et al., 2014**). Ils peuvent se développer dans différentes conditions selon les sources d'énergie et de carbone utilisés. Leur croissance peut être influencée par un certain nombre de facteurs biotiques et abiotiques. Les facteurs biotiques comprennent la présence d'agents pathogènes tels que les bactéries, les champignons, les virus et la compétition avec d'autres microalgues, tandis que les facteurs abiotiques comprennent l'intensité lumineuse, la température, le pH, la salinité, le CO₂ dissous et la présence de composés toxiques (**Bouchentouf & Abdarrahmane, 2021**). Les microalgues ont démontré un potentiel de détoxification des polluants organiques et inorganiques. La biodégradation microalgale des contaminants implique la transformation de composés complexes en molécules plus simples par dégradation métabolique catalytique. La plupart de ces contaminants pénètrent dans les cours d'eau par des voies anthropiques, notamment le rejet direct de flux d'eaux usées municipales, le lixiviat de décharge ou le rejet de déchets industriels. La biodégradation fournit l'une des technologies les plus prometteuses pour l'assainissement des contaminants préoccupants car elle peut transformer le contaminant en composés moins toxiques plutôt que d'agir comme un biofiltre (**Sutherland & Ralph, 2019**). Il a déjà été signalé que des microalgues se développaient dans les lixiviats de décharges, généralement après un prétraitement ou une dilution des lixiviats, mais principalement dans des expériences à petite échelle, tandis que quelques espèces d'algues ont été explorées pour le traitement biologique des effluents dans des étangs extérieurs à plus

grande échelle (Dogaris *et al.*, 2020).

Les bactéries peuvent dégrader plusieurs composés azotés en des formes facilement assimilables par les microalgues. De plus, les bactéries fournissent des vitamines et des facteurs de croissance organiques qui améliorent la croissance des microalgues. Les sidérophores de certaines bactéries peuvent favoriser la croissance des microalgues dans les environnements de culture carencés en fer. En retour, les microalgues produisent l'O₂ pendant la photosynthèse qui est consommée par les bactéries en tant qu'accepteur d'électrons pour décomposer la matière organique complexe, et la gaine extracellulaire des microalgues fournit du carbone organique pour la croissance bactérienne (Nair *et al.*, 2019).

L'application multi-échelle des interactions multitrophiques des floccs microalgaux-bactériens dans la phycoremédiation durable pourront être réutilisés dans les traitements ultérieurs, ce qui évitera tout rejet de biomasse. L'intégration de ce système dans le processus de traitement des eaux usées représente donc une approche économique et écologique. Enfin, ils explorent actuellement comment étendre la combinaison de méthodes de piégeage avec des interactions symbiotiques algues-bactéries comme alternative à la bioremédiation en recyclant l'effluent (Beji, 2018). L'exploitation du potentiel des algues dans le traitement des lixiviats des décharges est l'une de ces nouvelles approches qui suscite actuellement de l'intérêt. Les algues sont une ressource renouvelable prometteuse pour la production de biocarburants et de bioproduits. Les algues se développent dans les lixiviats, et jouent des rôles écologiques importants grâce à la photosynthèse. L'espèce *Chlorella* et les genres *Chlamydomonas*, *Scenedesmus*, et *Oscillatoria* ont été isolés des lixiviats de décharge et pourraient être des candidats potentiels pour le traitement biologique des percolâts. Des consortiums algues-bactéries ont également été étudiés pour voir l'effet synergique des algues et des bactéries sur l'élimination des composés organiques toxiques et des métaux lourds présents dans les effluents (Dogaris *et al.*, 2020).

III.7.3. Procédés hybrides (couplage de précédés biotiques et abiotiques)

Le traitement des lixiviats seul ne suffit pas; il requiert donc une combinaison de traitement biologique (biotique) et physico-chimique (abiotique) (Henry, 1999). De nombreux procédés de traitement sont généralement appliqués en combinaison pour atteindre les limites de rejet dans le traitement des lixiviats (Ateş & Argun, 2021). Un couplage de différents bioessais s'est avérée être un élément indispensable d'une évaluation fiable de l'efficacité du traitement pour réduire les composants organiques et inorganiques toxiques

présents dans les lixiviats des décharges (**Kalčíková et al., 2015**).

Les unités du traitement biologiques peuvent exiger le support d'une technique complémentaire et efficace pour améliorer l'efficacité entière du traitement. Dans ce cadre, les procédés d'oxydation avancés constituent généralement un complément indispensable aux traitements biologiques. Ceux-ci permettent d'éliminer la DCO et d'améliorer la biodégradabilité du lixiviat (**Kernani, 2010**). À la diversité des composés présents au sein des lixiviats répondent une diversité de procédés et de techniques particulières qui s'associent et se combinent pour arriver au résultat souhaité (**Bouchet, 2014**).

Partie I : l'état et l'organisation du site d'étude et les techniques d'échantillonnage

1. Description de la zone d'étude

La wilaya de Batna, capitale des Aurès, est située au nord-est de l'Algérie (figure 10) à environ 425 Km au Sud de la capitale Alger et à 113 km au sud-ouest de Constantine. Elle couvre une superficie de 12.038,76 km². Cette région est caractérisée par un climat semi-aride. En hiver, les températures descendent en dessous de 0°C. En été, la température peut atteindre 45°C. La ville de Batna a connu une croissance rapide qui s'est accompagnée de concentrations de populations et d'une augmentation de la production de déchets ménagers, y compris en ratio par habitant (Sefouhi *et al.*, 2010b).

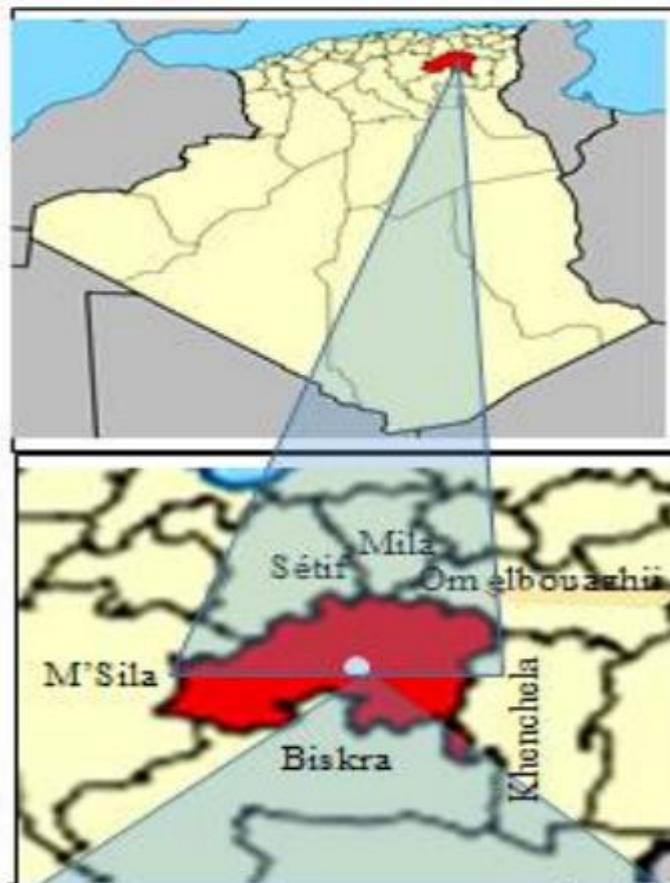


Figure 10 : Localisation géographique de la wilaya de Batna (Louiza & Zeroual, 2020)

La gestion des déchets solides municipaux de la ville de Batna, correspond actuellement à un plan linéaire : production, collecte, transport et élimination dans un centre d'enfouissement technique, qui présentera un niveau élevé de contamination de l'air, du sol et de l'eau par émission de méthane gaz à haut débit et production de lixiviat (Sefouhi *et al.*, 2010b).

1.1. Présentation du CET de Batna

Le centre d'enfouissement technique de la wilaya de Batna est situé dans la commune d'oued Chaâba sur un site de carrière abandonné à 9km au sud-ouest de la ville. Il s'étend sur une superficie de 25 hectares, environ 13 hectares de terres présentent une végétation clairsemée. Sa durée d'utilisation est estimée à 25 ans. Parmi les 8 casiers programmés, deux ont déjà été construits, un casier en surcharge et un deuxième casier en cours de construction d'une capacité de 220 000 m³ dont l'un est déjà fermé (figure 13), avec une estimation de durée d'exploitation de 6 ans pour chaque casier (**Sefouhi et al., 2010a**). Les lixiviats sont stockés dans deux bassins de récupération étanches en géomembrane (figure 12). Ce CET dispose une station de traitement de lixiviat par osmose inverse. Cette station est équipée d'un système de prétraitement par filtration et d'un bassin d'homogénéisation. De plus, un autre bassin est utilisé pour stocker le concentrât issu du processus de traitement.

Il reçoit 400 tonnes par jour de déchets urbains, assimilés et hospitaliers qui sont directement incinérés. C'est le seul centre au niveau national qui reçoit ce type de déchets. À son entrée se trouve une bascule permettant aux camions d'enfouissement de quantifier les déchets dans le temps car il est équipé d'un système de contrôle radioactif. Ce centre est équipé des dernières techniques de recyclage, de collecte et de traitement des déchets. Il est également équipé depuis peu d'un centre de tri (figure 11) et d'une déchetterie industrielle qui sont également opérationnels sur ce centre technique. La population de la commune de Batna produit environ 40 tonnes de déchets urbains par jour (**Louiza & Zeroual, 2020**). Selon les statistiques de l'Agence Nationale des Déchets (AND), la quantité de déchets produits par la wilaya de Batna en 2010 est estimé à 47 715 tonnes par an, cette quantité a augmenté en raison de l'accroissement démographique, du développement économique et de l'évolution des modes de vie (**Sefouhi et al., 2010a**).



Figure 11 : Limites du centre d'enfouissement de Batna : 1- bloc administratif, 2- bloc de tri, 3-lixiviats étangs, 4-casiers à déchets, 5-extension (Louiza & Zeroual, 2020)



Figure 12 : Bassins de stockage des lixiviats de la ville de Batna (Photo personnelle)



Figure 13 : Localisation géographique des casiers du centre d'enfouissement technique de la wilaya de Batna (**Google Map**)

2. Prélèvement des échantillons

Les prélèvements des échantillons de lixiviats ont été réalisés en Mars 2023. Les échantillons destinés aux analyses physicochimiques sont récupérées dans bouteilles cylindriques en plastique de 5 L préalablement rincées avec de l'eau distillée et trois fois avec le lixiviat. Alors que celles destinés à l'analyse microbiologique sont prélevés dans des tubes stérilisés de 50 mL. Les échantillons prélevés sont ensuite transportés au laboratoire dans une glacière maintenue à une température de 4°C.

3. Méthodes analytiques

Les méthodes d'analyse utilisées sont indiquées dans le Tableau 3.

Tableau 3 : Méthodes d'analyse pour chaque paramètre

Paramètres	Méthodes
pH, température, conductivité, salinité, et l'oxygène dissous	Mesure <i>in situ</i> avec un appareil multi-paramètres
Azote Kjeldahl	Titrimétrie
Nitrite, Nitrate et D _o	Spectrophotométrie
DBO ₅	DBO mètre
DCO	DCO mètre

Partie II : Caractérisation du lixiviat

1. Introduction

Dans cette partie, notre attention s'est portée sur l'étude des caractéristiques physico-chimiques de notre échantillon. L'objectif était de comprendre sa composition et de déterminer les taux de chaque constituant afin d'obtenir une vue d'ensemble sur l'échantillon. Ces informations nous permettront par la suite de réaliser des comparaisons pertinentes.

2. Paramètres physico-chimiques

Les paramètres *in situ* comme le pH, la température, la conductivité, la salinité, TDS et l'oxygène dissous, ont été mesurés directement sur le terrain à l'aide d'un appareil portable multi-paramètres (modèle HANNA HI 9829) (figure 14).



Figure 14 : pH mètre (Photo personnelle)

2.1. Paramètres liés à la pollution azotée

2.1.1. Analyse de l'azote Kjeldahl (Méthode après minéralisation au sélénium)

➤ Principe

D'après la norme ISO 5663-1984 (F), cette méthode se base sur la minéralisation de l'échantillon pour former du sulfate d'ammonium, libération et distillation de l'ammoniac puis dosage par titrimétrie selon les étapes suivantes :

- Transformation des composés de l'azote dosables par la méthode en sulfate d'ammonium par minéralisation de l'échantillon avec de l'acide sulfurique contenant une concentration élevée de sulfate de potassium destiné à élever le point d'ébullition du mélange, et en présence de sélénium comme catalyseur.
- Libération de l'ammoniac du sulfate d'ammonium par ajout d'une base, suivi d'une distillation dans une solution d'acide borique et un indicateur coloré (Tashiro).
- Dosage de l'ion ammonium du distillat par titrimétrie avec de l'acide titré

L'azote Kjeldahl correspond à la somme de l'azote organique et ammoniacal contenu dans l'échantillon après minéralisation en milieu acide (Rodier *et al.*, 2009).

➤ **Mode opératoire**

Trois répétitions ont été réalisées suivant ces étapes :

Minéralisation

- Introduire 25 mL d'échantillon dans un matras Kjeldahl (Pour le blanc : introduire 25 ml d'eau distillée au lieu de l'échantillon).
- Ajouter 5 g de catalyseur en pastille (sélénium).
- Ajouter 10 mL d'acide sulfurique.
- Ajouter 50 mL d'hydroxyde de sodium à 50%.
- Placer dans le minéralisateur (modèle FOSS Tecator TM) (figure 15) à 420 °C pendant 5 heures.

Distillation

- Placer le matras Kjeldahl sur le distillateur (modèle BUCHI K-355) (figure 16).
- Pour recueillir le distillat, on placera à la sortie de l'appareillage un erlenmeyer de 250 ml contenant 50 mL d'acide borique à 2%.
- Laisser pendant environ 6 minutes.

Dosage

- Dans l'erlenmeyer qui a recueilli le distillat, ajouter 2 à 3 gouttes de l'indicateur coloré Tashiro.
- Titrer avec la solution titrée d'acide chlorhydrique à 0,2 mol/L.



Figure 15 : Minéralisateur (Photo personnelle)



Figure 16 : Distillateur (Photo personnelle)

➤ **Méthode de calcul**

La concentration en azote Kjeldahl est exprimée en milligrammes par litre. Elle est donnée par la formule :

$$\frac{V_1 - V_2}{V_0} \times C \times 14.01 \times 1000$$

V₀ est le volume, en millilitres, de la prise d'essai.

V₁ est le volume, en millilitres, de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisé pour le titrage.

V₂ est le volume, en millilitres, de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisée pour le titrage du blanc.

C : la concentration exacte, en moles par litre, de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisée pour le titrage.

14,01 est la masse atomique relative de l'azote.

2.1.2. Analyse de l'azote ammoniacal

L'azote ammoniacal est dosé selon le même principe de l'azote Kjeldahl, sans effectuer l'étape de minéralisation.

2.1.3. Dosage des ions nitrites NO₂⁻ (méthode de Zambelli)

➤ Principe

Suivant la norme NF T90 013, l'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique, en présence d'ions ammonium et de phénol, forme avec les ions NO₂⁻ un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites. Le dosage spectrophotométrique se fait à une longueur d'onde de 435 nm.

➤ Réactifs

- Ammoniaque pure (d=0,925)
- Réactif de Zambelli :
 - Acide chlorhydrique pur (d=1.19) V= 260mL
 - Acide sulfanilique 5 g
 - Phénol cristallisé 7.5 g
 - Chlorure d'ammonium 135 g
 - Eau distillée 625 mL

➤ **Mode opératoire**

- **Préparation du réactif de Zambelli**

Introduire dans une fiole jaugée d'un litre l'acide chlorhydrique et l'eau distillée puis y dissoudre l'acide sulfanilique et le phénol en chauffant légèrement dans un bain marie. Après la dissolution complète, ajouter le chlorure d'ammonium et agiter jusqu'à la dissolution. Après refroidissement, ajuster le volume de la solution à 1 litre avec de l'eau distillée.

- **Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrites**

- Solution mère étalon de NO_2^- à 0,25 g/L.
 - Nitrites de sodium 0,25 g/L.
 - Eau distillée 1000 mL.
- Solution fille étalon de NO_2^- à 0,0023 g/L.

Pour établir la courbe d'étalonnage, on prépare des dilutions à partir d'une solution mère étalon de 0,25 g/L en nitrites. Trois répétitions ont été réalisées, en versant des solutions à volumes différents de la solution étalon NO_2^- et on ajuste, par de l'eau distillée, ces volumes dans des fioles de 50 mL puis on mélange le contenu rigoureusement. On rajoute 2 mL de réactif de Zambelli. Attendre 10 minutes et rajouter 2 mL de l'ammoniaque pure. Après avoir effectué l'essai à blanc on fixe la longueur d'onde et on mesure pour chaque solution étalon son absorbance à 435 nm. La courbe d'étalonnage (annexe 2) est ensuite tracée à partir de ces mesures.

Le calcul de la concentration en NO_2^- se fait grâce à l'équation de la courbe d'étalonnage :

$\text{Abs} = 57,262 \times [\text{NO}_2^-]$, le coefficient de détermination R^2 est 0,9922.

➤ **Dosage de l'échantillon**

Prélever 50 ml d'échantillon à analyser, ajouter 2 ml de réactif de Zambelli. Agiter et laisser reposer 10 minutes ensuite introduire 2 ml d'ammoniaque pure, effectuer la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 435nm.

2.1.4. Dosage des ions nitrates NO_3^- (Méthode de salicylate de sodium)

➤ **Principe**

Conformément à la norme ISO 7890-3 1988 Modifiée, en présence du salicylate de sodium, les nitrates réagissent et donnent du para-nitro-salicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

➤ **Réactifs**

- Solution de salicylate de 0,5% à renouveler chaque 24 heures
- Acide sulfurique concentré (d=1,84)
- Solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate de sodium et de potassium
 - Hydroxyde de sodium 400 g
 - Tartrate de sodium et de potassium 60 g
 - Eau distillée 1000 mL

Faire dissoudre les sels dans l'eau et laisser refroidir, compléter à 1000 ml et conserver dans un flacon en polyéthylène.

- Solution mère étalon d'azote nitrique à 0,1 g.L⁻¹
 - Nitrate de potassium anhydre 0,722 g
 - Eau distillée 1000 mL
- Solution fille étalon d'azote nitrique à 0,005 g.L⁻¹

Amener 50 ml de la solution mère à 1000 mL avec de l'eau distillée.

➤ **Mode opératoire**

- **Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates**

Dans une série de cristallisoirs de 60 mL, introduire successivement (Tableau 4) :

Tableau 4 : Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates

N°	Témoin	1	2	3	4
Solution fille étalon (mL)	0	1	2	5	10
Eau distillée (mL)	10	9	8	5	0
Solution de Salicylates de Sodium (mL)	1	1	1	1	1
[NO ₃ ⁻] (mg.L ⁻¹)	0	0.5	1	2.5	5

Evaporer à sec dans une étuve porté à 75-80 °C (ne pas surchauffer, ni chauffer trop longtemps). Laisser refroidir, humidifier la matière sèche avec 2 mL d'acide sulfurique concentré, laisser reposer pendant 10 minutes, puis ajouter 15 mL d'eau bidistillée et 15 mL de la solution hydroxyde de sodium et de tartrate de sodium et de potassium qui développe une coloration jaune. Effectuer la lecture d'absorbance au spectromètre à une longueur d'onde de 420 nm et construire la courbe d'étalonnage (annexe 3).

Le calcul de la concentration en NO₃⁻ se fait grâce à l'équation de la courbe d'étalonnage :

$Abs = 62,81 \times [NO_3^-]$, le coefficient de détermination R^2 est 0,9742.

➤ **Dosage de l'échantillon**

Introduire 10 ml de l'échantillon à analyser dans une capsule de 60 mL, ajouter 1 mL de salicylate de sodium, puis poursuivre le même dosage que celui de la courbe d'étalonnage. Préparer de la même façon un témoin avec 10 mL de l'eau bidistillée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 420 nm.

2.2. Paramètres globaux liés à la Matière Organique

2.2.1. Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène (DBO₅) est définie comme la concentration en masse d'oxygène dissous, consommée par les microorganismes pour l'oxydation par voie biochimique des matières organiques contenues dans l'échantillon, après incubation durant 5 jours, à 20 °C et dans l'obscurité. La détermination de la DBO est influencée par la nature et la quantité de microorganismes présents dans l'échantillon. Elle se résume à la réaction chimique suivante (Rodier *et al.*, 2009) :



L'OxiTop utilisé est de marque Box WTW (OxiTop IS 12) (figure 17).



Figure 17 : OxiTop (Photo personnelle)

➤ **Mode opératoire**

- Choisir la gamme de mesure de la DBO (voir tableau 5).

Tableau 5 : Facteur de conversion de la DBO₅ en fonction du volume de prise

Intervalle de mesure (mg/L)	Volume de l'échantillon (mL)	Facteur
0-40	432	1
0-80	365	2
0-200	250	5
0-400	164	10
0-800	97	20
0-2000	43.5	50

- Rincer trois flacons DBO avec l'eau distillée.
- Mesurer le volume désiré (Prendre 18.25 mL du lixiviat et 346.75 mL de l'eau distillée).
- Introduire l'agitateur magnétique dans chaque bouteille.
- Mettre 3 à 4 pastilles d'hydroxyde de potassium dans chaque bouchon intérieur noir (le NaOH capte le CO₂ dégagé).
- Appuyer sur les deux boutons de l'OxiTop en même temps jusqu'à l'apparition du zéro.
- Placer les OxiTop sur la bouteille et fermer hermétiquement.
- Mettre sur le système d'agitation à 20°C dans le DBO mètre pendant 5 jours.
- Après 5 jours, faire la lecture.
- Multiplier la valeur lue par le facteur de conversion correspondant.

2.2.2. Mesure de la demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité nécessaire d'oxygène à consommer par les matières existant dans l'échantillon. Cette mesure correspond à une estimation des matières oxydables, quelle que soit leur origine organique ou minérale. Elle se base sur l'oxydation de l'échantillon par le dichromate de potassium K₂Cr₂O₇ en présence d'acide sulfurique, de sulfate d'argent (catalyseur) et de sulfate de mercure (**Rodier et al., 2009**). La DCO constitue l'une des principales méthodes de détermination de la pollution organique globale d'une eau résiduaire ou naturelle **AFNOR T90-101**.

➤ **Réactifs**

- H₂SO₄ concentré (d = 1,83) contenant Ag₂SO₄ (6,6 g.L⁻¹)
- HgSO₄ purifié en poudre
- K₂Cr₂O₇ 8,33.10⁻³ mol.L⁻¹ (2,4518 g.L⁻¹)

➤ **Protocole opératoire (Méthode 5 - 150 mg.l⁻¹)**

- Dans trois tubes introduire successivement :
 - 3 mL de la solution acide
 - 0,1 g de sulfate de mercure
 - 2 mL d'échantillon dilué 500 fois (ou d'eau distillée pour le blanc)
 - 1 mL de dichromate de potassium 8,33.10⁻³ mol.L⁻¹.
- Après fermeture hermétique et homogénéisation, les tubes sont placés dans un bloc chauffant de marque WTW (CR 2200) (figure 18) pendant 2 heures à 148 °C. laisser refroidir pendant environ 1 heure.
- La mesure de la DCO est effectuée sur un spectrophotomètre (à double faisceau) à une longueur d'onde de 440 nm (Le dosage final de l'oxydant résiduel se fait par mesure de l'absorbance, par rapport à l'eau distillée, du mélange réactionnel refroidi à T = 20 °C).
- La valeur de la DCO (mg/l) = [K₂Cr₂O₇]_{initiale} - [K₂Cr₂O₇]_{résiduelle}

La DCO se détermine à partir d'une droite d'étalonnage par le calcul de la différence entre la valeur du blanc et celle de l'échantillon, Qui représente la quantité d'oxydant utilisée (**Thomas & Mazas, 1986**).



Figure 18 : Bloc chauffant (Photo personnelle)

2.2.3. Mesure du carbone organique total (COT)

Le carbone organique total est constitué d'une grande diversité de matières organiques. Une filtration des échantillons (sur une membrane filtrante de 0,45 μm) permet d'éliminer la fraction non dissoute et d'analyser spécifiquement le carbone organique dissous. Le carbone organique ne représentant le plus souvent qu'une faible concentration par rapport aux teneurs en carbone inorganique. Le principe de la mesure du COT repose sur l'oxydation des composés carbonés contenus dans les eaux en les transformant en dioxyde de carbone (CO_2) qui est ensuite dosé à l'aide d'un analyseur infrarouge. Toutes les formes minérales du carbone est éliminé par dégazage en milieu acide (Rodier *et al.*, 2009).

Les teneurs en COT ont été mesurées grâce à un analyseur du carbone organique total de marque TELEDYNE TEKMAR (figure 19). Les calibrations ont été effectuées par des solutions standards d'hydrogénophthalate de potassium. L'échantillon de lixiviat est préalablement filtré à l'aide d'un filtre seringue de 0,45 μm et dilué 100 fois.



Figure 19 : Analyseur du carbone organique total (Photo personnelle)

➤ **Mode opératoire**

- Les flacons et les bouchons sont mis dans l'acide nitrique à 0.5% pendant une nuit puis rincer avec l'eau purifié 5 fois afin d'éliminer toute trace de carbone.
- Préparer l'acide en mettant dans un flacon 18 mL d' H_3PO_4 et 49 mL de l'eau pure, mélanger et fermer hermétiquement puis placer le flacon dans l'appareil. Filtrer l'échantillon à l'aide d'un filtre seringue de $0,45 \mu m$, et diluer jusqu'à 100 fois.
- Après acidification de l'échantillon par l'acide phosphorique H_3PO_4 , le carbone minéral est éliminé sous forme de CO_2 qui est détecté par infrarouge. Chaque mesure est effectuée automatiquement par l'appareil pour être analysé et le résultat retenu est la moyenne des deux meilleures valeurs (les plus proches) obtenues. La valeur du COT est exprimée en ppm (ou mg/L). Multiplier le résultat par le facteur de dilution.

2.2.4. Mesures d'absorbances (Spectre à évolution UV-Visible)

Les mesures d'absorbances ont été réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible (modèle HELIOS ZETA) (figure 20) à double faisceau. L'absorption de la lumière UV-VIS par les molécules se produit, grâce à la transition électronique entre différents niveaux d'énergie. Les cuves en quartz utilisées ont un trajet optique de 1 cm. Les mesures de l'absorbance sont effectuées entre 200 et 600 nm. Ces longueurs d'onde sont usuellement choisies pour le dosage de la matière organique, parce qu'elles représentent les longueurs

d'onde d'absorption des noyaux aromatiques. La longueur d'onde à 254 nm est caractéristique des composés polyphénols (Chin *et al.*, 1994), elle correspond au maximum d'absorbance de la plupart des polluants cycliques.

L'analyse spectrophotométrique est fondée sur l'absorption des radiations lumineuses par la matière dans la plage spectrale s'étendant entre 200 et 800 nm, désignée par l'UV-Visible. La détermination de l'absorbance est effectuée par dosage spectrophotométrique dans le domaine Visible, en se basant sur la loi de Beer-Lambert (Trabelsi, 2014) :

$$A = \epsilon \cdot L \cdot C$$

Avec : A: Absorbance, ϵ : Coefficient d'extinction molaire en $L \cdot mol^{-1} \cdot cm^{-1}$, L : épaisseur de la cellule optique en cm, c : la concentration en mol/L.

Ce paramètre nous renseigne sur la dégradation de la matière organique présente dans le lixiviat. Pour obtenir le spectre UV-Vis, la solution est soumise à un rayonnement avec des longueurs d'onde dans la gamme 200-400 nm (gamme UV) et 400-800 nm (gamme visible). Pour chaque longueur d'onde, l'absorbance est mesurée pour tracer la courbe de l'absorbance en fonction des longueurs d'onde.



Figure 20 : Spectrophotomètre (Photo personnelle)

3. Isolement et repiquage des souches bactériennes

3.1. Dénombrement des microorganismes présent dans les lixiviats

À partir de la solution mère, des dilutions décimales sont réalisées en allant jusqu'à la dilution 10^{-7} pour réduire la charge microbienne et obtenir des colonies dénombrables lors de la lecture. Le dénombrement des bactéries s'effectue sur gélose nutritive (GN) ordinaire (annexe 1), permettant aux microorganismes non exigeants de se développer. Les deux premières dilutions sont ensemencées sur le milieu solide BBM (voir annexe 1), pour le développement des microalgues et à partir de la troisième dilution l'ensemencement est réalisé sur le milieu GN.

Deux boîtes de gélose nutritive sont ensemencées en surface par 0,1mL pour chaque dilution. Ensuite les boîtes de Pétri ensemencées sont mises dans l'étuve (figure 21) à 30°C pendant 48 heures afin de favoriser la croissance bactérienne. L'incubation des microalgues se fait dans une enceinte de phyto-cultures (figure 22) à 25°C (avec un cycle de 12 heures à l'obscurité et 12 heures en UV) pendant 15 jours. Les colonies ont été dénombrées à l'aide d'un compteur colonie de marque BIOBLOCK (figure 23). La charge microbienne est calculée en appliquant la formule suivante :

$$N = \frac{\Sigma c}{V(n1 + 0.1 n2)} \times \frac{1}{d}$$

Dans laquelle : C : Somme des colonies des boîtes comptées ; V : Volume de l'inoculum ; n1 : Nombre de boîtes comptées à la plus faible dilution ; n2 : Nombre de boîtes comptées à la plus forte dilution ; d : Dilution correspondant à la dilution la plus faible.



Figure 21 : Etuve (Photo personnelle)



Figure 22 : Boîtes de Pétri incubés dans une enceinte de phyto-cultures (Photo personnelle)



Figure 23 : Compteur colonie (Photo personnelle)

3.2. Purification des microorganismes présents dans les lixiviats

L'isolement des bactéries a été réalisé à partir des cultures de dénombrement sur la GN, puis ils sont incubés à 30 °C pendant 48 heures, chaque colonie est repiquée trois fois pour assurer une meilleure purification. Cette étape est cruciale pour une identification moléculaire ultérieure.

4. Conclusion partielle

L'objectif de cette partie est d'étudier notre échantillon d'un point de vue analytique afin de mieux comprendre son traitement ultérieur. Nous cherchons à obtenir des informations préliminaires sur la nature de l'échantillon, par exemple s'il s'agit d'un échantillon récemment formé ou s'il date de plusieurs années. Ces informations nous aideront à mieux cerner la nature de notre échantillon avant de procéder à d'autres analyses plus approfondies, cela nous permettra d'orienter notre approche et de prendre des décisions éclairées sur le traitement souhaité.

Partie III : Traitement des lixiviats

1. Introduction

En raison de la forte pollution présente dans les lixiviats, le traitement biologique n'a généralement pas été une option. C'est la raison pour laquelle d'autres méthodes de prétraitement doivent être envisagées. Les procédés d'oxydation avancés sont largement applicables, dans lesquels des radicaux hydroxyles extrêmement réactifs et non sélectifs sont générés pour la destruction de la matière organique en solution. En conséquence de la destruction des substances organiques, la toxicité est généralement réduite et la biodégradabilité est améliorée (Gotvajn *et al.*, 2009).

2. Procédés physicochimiques (abiotiques)

Les POA sont basés sur des processus physico-chimiques capables de produire des changements profonds dans la structure chimique des polluants et sont définis en tant que processus impliquant la génération et l'utilisation in situ des agents hautement oxydants, principalement des radicaux hydroxyles. Ce radical possède des propriétés inhérentes qui lui permettent d'attaquer les polluants organiques dans l'effluent pour obtenir une minéralisation complète en CO₂, l'eau et les acides minéraux tels que les acides sulfurique, chlorhydrique et nitrique (Chacón *et al.*, 2006).

2.1. Procédé Fenton

Dans un premier temps, le lixiviats à traiter d'un volume de 25 mL a été diluée 10 fois et introduit dans un bécher en verre de 250 ml et deux autres erlenmeyers de 250 mL fermés avec le coton cardé et recouverts avec l'aluminium. Le pH a été ajusté à 3.15 par addition d'acide chlorhydrique HCL (1 M). Une masse de 1.9 g de sulfate ferreux FeSO₄ a ensuite été ajoutée au mélange, suivi de l'ajout de 7.66 mL de la solution oxydante de peroxyde d'hydrogène H₂O₂ (0.3 M) tout en agitant le mélange à l'aide d'une plaque magnétique pour déclencher la réaction de Fenton. Cet instant a été considéré comme étant le point de départ (t₀) de la réaction. Le rapport de [H₂O₂] / [Fe²⁺] est égale à 6.

Le mélange réactionnel a été réalisé à l'obscurité sans exposition aux rayonnements pendant toute la durée de l'essai expérimental. Ensuite, 24 mL du mélange a été prélevé et 200 µL d'NaOH (35 %) a été introduite immédiatement chaque une demi-heure pendant les 120 min suivantes pour ajuster le pH à environ 10 dans le but de stopper la réaction afin d'étudier le phénomène de dégradation. Les échantillons ont été centrifugés à 5630 rpm

pendant 10 min dans une centrifugeuse (modèle sigma 1-6P) (Figure 24) afin d'éliminer les matières en suspension et d'obtenir le surnageant pour effectuer les différentes analyses de la DCO, COT et de l'UV-Visible de 200 à 600nm.



Figure 24 : Centrifugeuse (Photo personnelle)

2.1.1. Dosage du Fer

Dans le but de doser les ions Fe^{2+} lors de l'irradiation, une méthode de dosage complexométrique a été utilisée. Cette méthode est basée sur la formation d'un complexe stable de coloration rouge-orangé entre le 1,10-phénanthroline et les ions Fe^{2+} .

➤ Réactifs

- Solution de 1,10-phénanthroline (1 g/L)

Une quantité de 0.1g de 1,10-phénanthroline a été dissoute dans 1000 mL d'eau ultra pure à température ambiante et maintenue à l'abri de la lumière. La solution a été agitée jusqu'à dissolution complète.

- Solution tampon d'acétate de sodium (pH = 4,5)

La solution tampon a été préparée dans une fiole de 1000 mL par mélange de 600 mL d'une solution 1N d'acétate de sodium, 360 mL d'acide sulfurique (1N) et complétée jusqu'au trait de jauge avec de l'eau.

➤ Mode opératoire

Les solutions à doser ont été préparées dans des fioles de 5 mL. Des volumes de 3 mL de l'échantillon, 1 mL de tampon d'acétate (pH= 4,5) et 1 mL de 1,10-phénanthroline (1g/L) ont été introduits. Le mélange est conservé à l'obscurité pendant une heure. L'absorbance est ensuite mesurée à 510 nm (Belahlou & Nouar, 2019).

➤ **Méthode de calcul**

La concentration en ions Fe^{2+} d'une solution peut être déterminée par la mesure de son absorbance après réalisation d'une courbe d'étalonnage, tout en appliquant l'équation. Le coefficient d'extinction molaire ϵ à 510 nm est de 11180 L/mol.cm. La courbe d'étalonnage du Fe(II) (annexe 4).

$$[\text{Fe}^{2+}] = \frac{(A \text{ mesurée} - A \text{ blanc}) \times 5}{3 l \epsilon 510}$$

A : Absorbance

l : Trajet optique (l = 1cm)

2.1.2. Spectroscopie UV-Visible

Le spectre d'absorption à évolution UV-Visible des différents prélèvements a été déterminé par balayage de 200 à 600 nm. Les échantillons prélevés au cours du traitement ont été centrifugés à 5630 rpm pendant 10 min puis dilués trois fois.

2.1.3. Mesure de la DCO

La demande chimique en oxygène a été déterminée à l'aide d'un bloc chauffant à 148°C pendant 2 heures. Les échantillons ont été centrifugés à 5630 rpm pendant 10 minutes et dilués 50, 100 et 1000 fois.

2.1.4. Analyse du COT

La concentration en carbone organique total a été mesurée trois fois. Les échantillons ont été centrifugés à 5630 rpm pendant 10 minutes et dilués dix fois avec de l'eau ultra pure et filtrés en utilisant des filtres seringues de porosité de 0,45 μm . Le résultat obtenu représente la moyenne des meilleures valeurs. La valeur du COT est exprimée en ppm (ou mg/l) et multipliée par le facteur de dilution.

2.2. Procède PhotoFenton

Le procédé PhotoFenton s'appuie sur la réaction de Fenton entre l'oxydant H_2O_2 et le catalyseur Fe^{2+} couplée à l'irradiation UV/ visible qui va accélérer la vitesse de formation des radicaux HO^\bullet (photolyse de H_2O_2) et stimuler la réduction du fer ferrique en fer ferreux. Le pH du milieu a été fixé à 3 comme étant la valeur optimale donnant le meilleur rendement de minéralisation (Salah, 2010). Ce procédé a été étudié pour examiner la performance de ce système sur la dégradation de la matière organique présent dans le lixiviat. Des mesures de L'intensité lumineuse ont été effectuées à l'aide d'un radiomètre (modèle UVP) (figure 25)

dans trois longueurs d'ondes 254 nm, 310 nm et 365 nm. Les mesures de rayonnements ont été multipliés par le calibrage 20 mW/cm² (Annexe 5).

Les essais du système PhotoFenton ont été réalisés de la même façon que celui du système Fenton, en exposant le mélange réactionnel aux rayons solaires pendant toute la durée de l'essai expérimental. L'échantillonnage a été effectué toutes les 30 minutes pendant une durée de 120 min pour pouvoir étudier le phénomène de dégradation grâce aux rayonnements solaires par les différentes techniques analytiques mentionnées précédemment DCO, COT et de l'UV-Visible de 200 à 600nm.



Figure 25 : Radiomètre (Photo personnelle)

2.2.1. Dosage du fer

Le dosage du fer se fait de la même manière que celui du système Fenton, suivant la méthode de dosage complexométrique.

2.2.2. Spectroscopie UV-Visible

Les différents échantillons prélevés au cours du traitement par le système PhotoFenton ont été centrifugés à 5630 rpm pendant 10 min ensuite dilués deux fois et analysés par balayage à des longueurs d'ondes allant de 200 à 600 nm.

2.2.3. Mesure de la DCO

La détermination de la demande chimique en oxygène a été réalisée en utilisant un bloc chauffant maintenu à une température de 148°C pendant une période de 2 heures. Les échantillons ont été centrifugés à 5630 rpm pendant 10 minutes, puis dilués 50 fois.

L'absorbance a été mesurée par spectrophotométrie UV-visible à une longueur d'onde de 440nm

2.2.4. Analyse du COT

L'analyseur du carbone effectue la mesure 3 fois et le résultat retenu représente la moyenne des meilleures valeurs les plus proches.

3. Procédés biologiques (biotiques)

3.1. Biodégradation microbiologique couplée aux procédés physicochimiques

Le but consiste à étudier l'efficacité d'une combinaison entre les deux types de traitement (biologique et physicochimique par le système Fenton et PhotoFenton) par mesure de la demande chimique en oxygène, le carbone organique total et l'absorbance UV-Visible.

La biodégradabilité du lixiviat traité a été réalisée au moyen de deux types d'essais ; des essais ont été menés pour estimer les améliorations de la biodégradabilité de la matière organique après un traitement du lixiviat à l'obscurité, et d'autres essais pour évaluer les améliorations de la biodégradabilité après le traitement PhotoFenton. Après avoir stoppé la réaction par l' NaOH les échantillons ont été centrifugés à 9000 rpm pendant une durée de 20 minutes. Ensuite, 1.85 ml d'acide chlorhydrique a été introduit afin de réajuster le pH du milieu. Les quatre erlenmeyers traitée par le système Fenton et PhotoFenton sont inoculés comme suit :

Erlenmeyer 1 traité par le système Fenton est inoculé avec 5 % d'une suspension d'un consortium constitué de 11 souches bactériennes isolées à partir du lixiviat de Batna.

Erlenmeyer 2 traité par le système Fenton est inoculé avec 3 % d'une suspension de microalgues et 5 % d'une suspension d'un consortium constitué de 11 souches bactériennes isolées à partir du lixiviat de Batna.

Erlenmeyer 3 traité par le système PhotoFenton est inoculé avec 5 % d'une suspension d'un consortium constitué de 11 souches bactériennes isolées à partir du lixiviat de Batna.

Erlenmeyer 4 traité par le système PhotoFenton est inoculé avec 3 % d'une suspension de microalgues et 5 % d'une suspension d'un consortium constitué de 11 souches bactériennes isolées à partir du lixiviat de Batna.

Les cultures bactériennes ont été placées dans un incubateur agitateur pendant 15 jours à une température de 30°C. L'incubation des microalgues se fait dans une enceinte de phyto-cultures

à 30 °C avec un cycle de 12 heures à l'obscurité et 12 heures en UV pendant 15 jours. Les prélèvements se feront chaque trois jour.

La charge microbienne, la DCO et le COT sont mesurées pendant 15 jours pour suivre la dégradation de la matière organique présent dans le lixiviat.

Après 15 jours du traitement biologique nous avonsensemencé quatre boites de Pétri à partir des quatre erlenmeyers pour observer les bactéries qui ont poursuivi la dégradation des polluants organiques du lixiviat.

3.2. Spectroscopie UV-Visible

À chaque prélèvement une mesure de l'absorbance est effectuée à 625 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV-VIS pendant 15 jours. L'augmentation de la biomasse microbienne indique une dégradation de la matière organique contenu dans l'échantillon.

3.3. Mesure de la DCO

La demande chimique en oxygène a été déterminée à l'aide d'un bloc chauffant à 148°C pendant 2 heures. Les échantillons ont été centrifugés à 11000 rpm pendant 15 minutes et dilués 1000 fois.

3.4. Analyse du COT

Le carbone organique total est un indicateur de la pollution organique dans un échantillon. Nous avons mesuré le COT pour suivre la minéralisation pendant 15 jours. A chaque prélèvement les échantillons sont centrifugés à 11000 rpm pendant 15 minutes et filtrés avec des filtres seringues puis dilué 10 fois avec de l'eau ultra pure.

4. Conclusion partielle

L'objectif de cette partie est d'évaluer l'efficacité de deux types de traitements, à la fois un traitement biologique combiné avec le traitement physicochimique, afin d'estimer la dégradation de la matière organique contenue dans l'échantillon.

1. Paramètres *in situ*

La prise des mesures *in situ* de diverses caractéristiques nous aiderons à mieux appréhender la nature de notre échantillon, cela nous permettra de déterminer s'il s'agit d'un lixiviat jeune, intermédiaire ou mature.

Les valeurs des différents paramètres mesurés sont représentées dans le Tableau 6 :

Tableau 6 : Paramètres *in situ* des lixiviats du CET de Batna

Paramètres	pH	T (°C)	Conductivité (ms/cm)	TDS (g/L)	Salinité (ppm)	O ₂ dissous (%)
Valeurs	8.26	22	38.3	25.6	21.7	0.1

TDS : total des solides dissous

La couleur du lixiviat constitue le premier indicateur de pollution (Mehdi *et al.*, 2007), les lixiviats analysés présentent une couleur noirâtre et une forte odeur fécaloïde indiquant l'influence des déchets sur sa qualité.

Le lixiviat du CET de Batna est caractérisé par un potentiel en hydrogène alcalin, Ce caractère basique reflète l'état avancé de dégradation des déchets. D'après Idlahcen *et al.*, (2014), plus le potentiel en hydrogène est basique plus les lixiviats sont vieux. Le pH obtenu pourrait être liée à une faible concentration des acides organiques volatiles.

La température dépend de l'ensoleillement, c'est un facteur important qui révèle les réactions physico-chimiques et biologiques (Derwich *et al.*, 2010). La température mesurée du lixiviat étudié est favorable au développement des microorganismes mésophiles. La température d'un écosystème est un facteur important car elle contrôle presque toutes les réactions physiques, chimiques et biologiques (Wage *et al.*, 2020).

La conductivité électrique est un paramètre intéressant pour évaluer la quantité des espèces chargées présentes dans le lixiviat. Elle renseigne sur la minéralisation d'un effluent (Berthe, 2006). La conductivité joue également un rôle important dans la validation des analyses physico-chimiques de l'eau. De plus, les variations de la conductivité tout comme la température permet de mettre en évidence des pollutions (Zedam & Laraba, 2020). Les lixiviats étudiés ont une conductivité élevée à celle enregistrée dans le percolât généré par le CET d'Ouled Fayet oscillant entre 28.4 mS/cm et 29.5 mS/cm (Kehila *et al.*, 2007), Cela indique une forte minéralisation de lixiviat du CET de Batna.

La mesure de la salinité apporte une information globale sur la masse de sels dissous dans une eau, l'unité de mesure utilisée est ppm ou mg/L. La mesure de la conductivité et la salinité constitue une bonne indication du degré de minéralisation d'une eau, elles sont liées à la quantité de substances dissoutes dans l'eau.

Le TDS correspond à la mesure de la concentration totale des solides dissous présents dans un échantillon. La valeur mesurée dans notre étude est supérieures à celles enregistrées dans le percolât du CET d'El Jadida au Maroc 12.82 g/L (**Chofqi et al., 2007**). Les niveaux élevés de TDS pourraient refléter l'augmentation de la minéralisation du lixiviat, d'où la modification de ses paramètres, tels que la conductivité et la salinité (**Vadillo et al., 1999**).

L'oxygène dissous est un paramètre indicateur par excellence de la qualité d'une eau et du suivi de son autoépuration (**Derwich et al., 2008**). C'est une mesure de la concentration du dioxygène dissous dans l'eau et il est exprimé en mg/L ou en pourcentage de saturation. Il participe à la majorité des processus chimiques et biologiques en milieu aquatique (**Derwich et al., 2010**). Une eau est dite polluée si elle a une teneur en oxygène dissous inférieur à 3 mg/L (**Asnoue, 2017**). En effet, l'oxygène est fortement sollicité pour la dégradation de la matière organique et l'oxydation des minéraux présents dans l'effluent. Les faibles teneurs d'oxygène dissous dans les lixiviats indiquent que le phénomène d'anaérobiose est prédominant au niveau des bassins de lixiviat (**Kouassi et al., 2014**). Ce déficit en oxygène dissous reflète la présence d'une forte charge organique polluante, induisant ainsi une importante activité catabolique nécessitant la consommation et l'épuisement de l'O₂ dans le lixiviat. Cela nous permet d'en déduire que les lixiviats du CET de Batna sont très pollués.

2. Paramètres physico-chimiques déterminés au laboratoire

Les lixiviats sont comparables aux rejets industriels contenant à la fois des substances contaminantes organiques et inorganiques.

2.1. Teneur en azote Kjeldahl et ammoniacal

Le lixiviat étudié est très riche en azote Kjeldahl avec une teneur moyenne de 1266,504 mg/L ($\pm 59,3$). Cette valeur est très élevée comparativement à la valeur limite de rejets d'effluents liquides industriels 30 mg/l (Annexe 6).

L'azote ammoniacal est l'un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif (**Kouassi et al., 2014**). Il constitue le produit de la réduction finale des substances organiques azotées et de la matière inorganique dans les eaux et les sols. Il provient de la

réduction et la biodégradation des déchets. Cet élément existe en faible proportion inférieure à 0,1 mg/L d'azote ammoniacal dans les eaux naturelles. Dans les eaux superficielles, il provient de la matière organique azotée, et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère. Il constitue ainsi un bon indicateur de la pollution des cours d'eau par les effluents urbains (**Derwich et al., 2010**). Cet élément chimique est le principal agent réducteur dans les lixiviats et il constitue à long terme un polluant important (**Christensen et al., 2001**). La concentration en azote ammoniacal est de l'ordre de 1098,38 mg/L c'est une faible proportion par rapport à l'azote total.

2.2. Teneur en nitrates et nitrites

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote (**Wage et al., 2020**). La teneur moyenne en nitrate déterminée de notre échantillon est 1255.108 mg/L, elle est largement supérieure à la valeur limite recommandée par la norme algérienne et celle admise par l'OMS (1980) qui est 50 mg/L. Cette importante teneur en nitrates peut être due à une forte dénitrification par une minéralisation de l'azote ammoniacal en nitrates par l'intermédiaire de bactéries dénitrifiantes (**Abbou et al., 2014**).

Les résultats des analyses de la concentration des nitrites contenus dans le lixiviat du CET de Batna ont montré qu'il s'agit de percolâts pauvres en nitrites avoisinant une concentration de 0,49g/L.

2.3. Teneurs en DBO₅ et DCO

La DBO₅ est un indicateur de la pollution organique d'un effluent. La valeur moyenne relevée dans notre étude est d'environ 1483,333 mg d'O₂/L. Cette valeur est beaucoup plus importante que la valeur standard exigée par la norme Algérienne du rejet d'effluents liquides industriels qui est de l'ordre de 35 mg d'O₂/L, dépassant ainsi la norme nigérienne de rejet (200 mgO₂/L), d'où la nécessité de traiter ce rejet avant son renvoi dans la nature.

Quant à la demande chimique en oxygène (DCO), elle représente la majeure partie des composés organiques et des sels minéraux oxydables (**Ngaram, 2011**). La valeur enregistrée pour les lixiviats étudiés est de 99790,244 mg.L⁻¹. Cette valeur dépasse largement les normes Algériennes relatives aux rejets d'effluents industriels (120 mg.L⁻¹) et de même pour les eaux superficielles (30 mg.L⁻¹) (annexe 7). Cela témoigne la présence d'une quantité importante de matières organiques et inorganiques oxydables ce qui augmente la consommation d'oxygène, d'où la nécessité de traiter ce rejet avant son renvoi dans l'environnement.

2.4. Rapport DBO₅ / DCO

Le rapport DBO₅/DCO est un bon indicateur de la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent et donne une indication sur la maturité du lixiviat (**Kurniawan et al., 2006a; Bennama et al., 2011**). Il permet également de caractériser l'état de décomposition des déchets et renseigne sur la nature des transformations biochimiques prévalant dans les massifs des déchets (**Wage et al., 2020**). Les valeurs du rapport DBO₅/DCO orientent le choix du traitement vers une filière biologique pour les lixiviats jeunes et vers des solutions physico-chimiques pour les percolâts dont l'exploitation est ancienne. Il est donc nécessaire de prévoir une chaîne de traitement évolutive (**Sillet et al., 2001**).

Le lixiviat présente un rapport DBO₅/DCO égal à 0,015. La faible valeur de ce rapport est surtout liée au fait que le lixiviat est dans un stade avancé de dégradation. Des travaux trouvés dans la littérature (**Bennama et al., 2011**) ont révélé des valeurs similaires.

Ce genre de lixiviat est faiblement biodégradable et c'est plutôt les procédés physico-chimiques qui sont préconisés pour le traitement de cet effluent. Cela implique que les lixiviats de centre d'enfouissement de Batna sont stabilisés.

2.5. Teneur en carbone organique total (COT)

Le carbone organique total (COT) correspond à la quantité de carbone liée à la matière organique présente, il englobe à la fois les composés organiques dissous et ceux en suspension. Son analyse permet de surveiller le processus de minéralisation lors des réactions de dégradation oxydative. La mesure du COT permet d'identifier les composés chimiquement difficiles à oxyder et non biodégradables, qui revêtent une grande importance dans l'évaluation de la pollution de l'eau et des effluents (**Yahia, 2022**).

La valeur du carbone organique total enregistrée pour les lixiviats bruts étudiés est de l'ordre de 22400 ppm. Cette teneur est beaucoup plus importante que les valeurs obtenus par **Masson et al., (2019)**, les teneurs du COT pour les eaux usées sont comprises entre 6,25mg/L et 25,1mg/L.

Le tableau 7 résume les différents paramètres physico-chimiques caractérisant le lixiviat généré par le CET de Batna.

Tableau 7 : Caractéristiques physico-chimiques du lixiviat du CET de Batna

Paramètres	Valeurs	Norme algérienne des rejets d'effluents liquides industriels
pH	8,26	6,5 - 8,5
T (°C)	22	30
Conductivité (ms/cm)	38,3	/
Solides dissous totaux TDS (g/L)	25,6	/
Salinité (ppm)	21,7	/
O₂ dissous (%)	0,1	/
Azote total Nt (mg/L)	1266,504	30
Azote ammoniacal NH₄⁺ (mg/L)	1098,384	/
Nitrite (g/L)	0,49	/
Nitrate (g/L)	1,25	/
DBO₅ (mgO₂/L)	1483,333	35
DCO (mgO₂/L)	99790,244	120
DBO₅/DCO	0,015	/
COT (ppm)	22400	/

En dehors de l'évolution de différentes paramètres, la composition du lixiviat est influencée par la nature des déchets enfouis, la présence ou l'absence de la matière organique fermentescible, les conditions climatiques et le mode d'exploitation du site (**Khattabi et al., 2001**).

Les teneurs de différents paramètres déterminés après analyses sont très importantes; elles sont supérieures aux normes admises, indiquant la nécessité de traiter cet effluent avant son rejet dans la nature.

2.6. Evolution spectrale

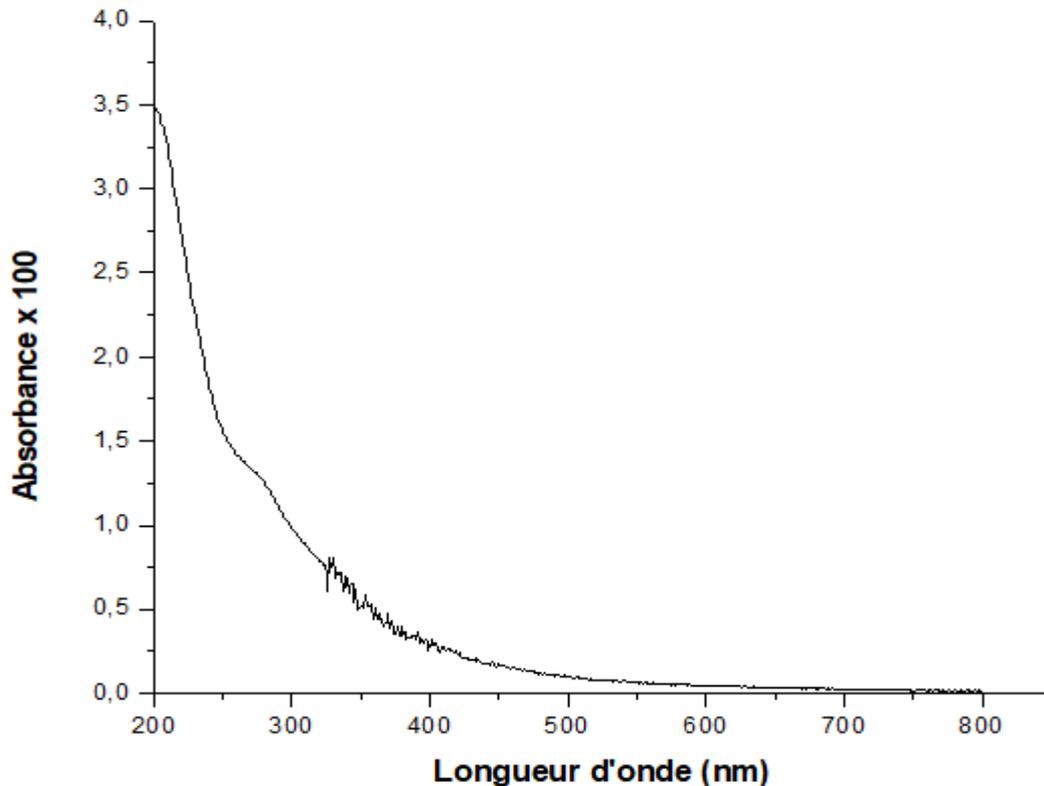


Figure 26 : Spectre à évolution UV-VIS du lixiviat brut

La figure 26 représente le spectre d'absorption du lixiviat brut obtenu à un pH (8) et en milieu dilué 100 fois. Ce spectre montre l'existence d'une bande localisée à une longueur d'onde de 254 nm, qui est caractéristique des composés polyphénols et elle correspond à la longueur d'onde d'absorption des noyaux aromatiques (Chin *et al.*, 1994).

Le spectre d'absorbance peut être divisé en deux parties : une partie dans le domaine de l'ultraviolet qui détecte principalement la présence de composés organiques au sein de l'échantillon, et une autre partie dans le domaine du visible (Eyrignoux, 2013). Le graphique précédent illustre l'analyse spectrale de l'absorbance en fonction des longueurs d'onde, en effectuant un balayage de 200 à 800 nm. On observe une diminution de l'absorbance d'une valeur de 3,5 à une valeur presque nulle en se rapprochant du domaine visible. Nous pouvons en conclure que notre échantillon présente une absorption remarquable dans le domaine UV. Ces résultats nous indiquent que le lixiviat étudié contient une quantité élevée en matière organique, car à une longueur d'onde de 254 nm, là où les polluants organiques absorbent fortement cette charge. L'application de l'absorption à cette longueur d'onde a été appliquée

dans de nombreuses stations d'épuration pour la mesure de la pollution organique dans les effluents (Stumwöhre *et al.*, 2003).

3. Dégradation de la matière organique contenue dans le lixiviat

3.1. Procédés physicochimiques (abiotiques)

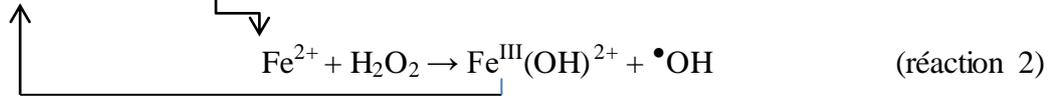
Les procédés Fenton et Photo-Fenton se sont révélés être la méthode la plus puissante, énergétiquement efficace, rentable et la moins fastidieuse pour le traitement des composés récalcitrants, lorsqu'ils sont couplés avec des méthodes conventionnelles ou biologiques. Ces processus ne nécessitent pas d'équipement sophistiqué ou de réactifs coûteux et sont écologique en raison de leur approche relativement plus simple, de l'utilisation de produits chimiques moins dangereux, de sorte qu'une moindre concentration de ces produits chimiques est nécessaire (Ameta *et al.*, 2018).

3.1.1. Traitement des lixiviats par le Procédé Fenton (système 1) et PhotoFenton (système 2)

Le traitement chimique par le réactif de Fenton est une technique qui consiste à initier des réactions de décomposition du peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) par des sels métalliques (en particulier des métaux de transition) en vue de générer des espèces radicalaires très réactives vis-à-vis des polluants organiques (Lin & Lo, 1997). En se référant à la littérature Goel *et al.*, en 2003 ont étudié l'efficacité du réactif de Fenton (H_2O_2/Fe^{2+}) pour la dégradation du naphthalène présent dans les eaux brutes destinées à la consommation humaine. D'autres études ont également montré l'efficacité du procédé Fenton dans de multiples applications (Kuo, 1992 ; Li *et al.*, 1997) ; Par exemple, le réactif de Fenton a été utilisé pour la décoloration d'effluents provenant d'industries de teinture pour la destruction de composés organiques toxiques tels que le 2,4,6-trinitrotoluène.

Le procédé Photo-Fenton est un procédé d'oxydation avancée en phase homogène. Il est basé sur la catalyse photochimique de la réaction de Fenton. Ce procédé consiste à produire les radicaux hydroxyles par irradiation UV d'une solution contenant le polluant organique, en présence du réactif de Fenton (H_2O_2 et Fe^{2+}). L'irradiation UV du système Fenton favorise la photorégénération de Fe^{3+} en Fe^{2+} . En outre, à $pH = 3$, le Fe^{3+} se trouve en grande partie sous la forme $Fe(OH)^{2+}$ (Skoumal *et al.*, 2009). Ce complexe absorbe nettement mieux la lumière UV (290-400 nm) que le Fe^{3+} ce qui permet son excitation photochimique dans ce domaine de longueur d'onde (réaction 1). Ainsi, l'irradiation UV du système $Fe^{3+}/H_2O_2/UV$ permet de générer *in situ* le Fe^{2+} , qui réagit ensuite avec le peroxyde

d'hydrogène via la réaction de Fenton pour produire les radicaux hydroxyles, régénérant ainsi le Fe^{3+} dans le milieu (réaction 2) (Trabelsi, 2011) :



Au cours de ce procédé, l'irradiation joue un double rôle. Elle permet la décomposition du peroxyde d'hydrogène par photolyse, donnant ainsi naissance à deux radicaux hydroxyles, tout en augmentant l'activité catalytique du fer (Zaviska *et al.*, 2009).

3.1.1.1. Evaluation de la demande chimique en oxygène

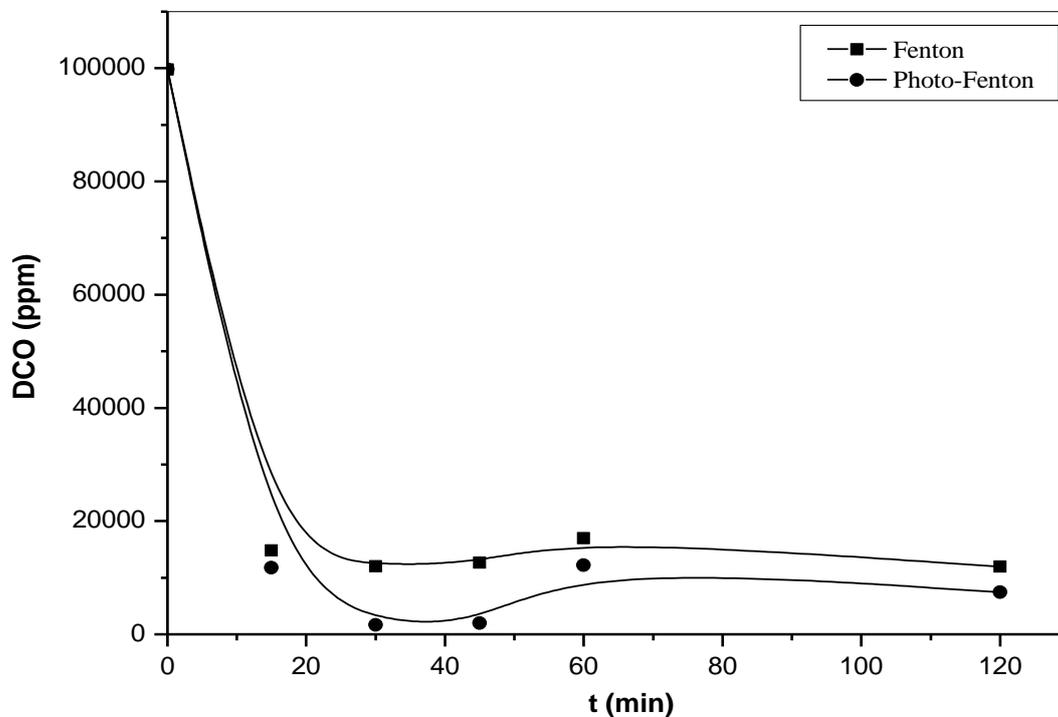


Figure 27 : Suivi de la concentration de la DCO après traitement chimique du lixiviat par deux systèmes (Fenton et PhotoFenton)

D'après la figure 27, les courbes représentent les variations des concentrations de la demande chimique en oxygène en fonction du temps, après traitement chimique par le système Fenton et PhotoFenton. A t_0 la valeur de la DCO est très élevée témoignant de la forte présence de la matière organique dans cet échantillon.

À travers ce graphique, on observe que les deux courbes suivent une allure similaire pour les deux traitements, à la fois pour le procédé Fenton et le procédé Photo-Fenton. Cependant, l'allure de la courbe du procédé Photo-Fenton est plus significative en terme de

décomposition des matières organiques au sein de l'échantillon, démontrant une diminution remarquable par rapport à celle obtenue par le procédé Fenton. Cela indique une décomposition plus efficace de la matière organique présente dans le lixiviat en utilisant le procédé Photo-Fenton, conduisant ainsi à une oxydation plus importante des composés organiques émergents présents dans le lixiviat. Par conséquent, Ces observations nous conduisent à conclure que la matière organique, lors de sa dégradation, consomme rapidement l'oxygène dissous dans l'effluent de manière plus significative avec le procédé Photo-Fenton comparativement au procédé Fenton. Cela se traduit par une oxydation plus efficace des substances organiques et minérales présentes dans le lixiviat au cours du procédé Photo-Fenton.

3.1.1.2. Analyse du COT après traitement du lixiviat par les deux systèmes

L'évolution du COT durant la minéralisation de lixiviat est représentée sur la figure 28.

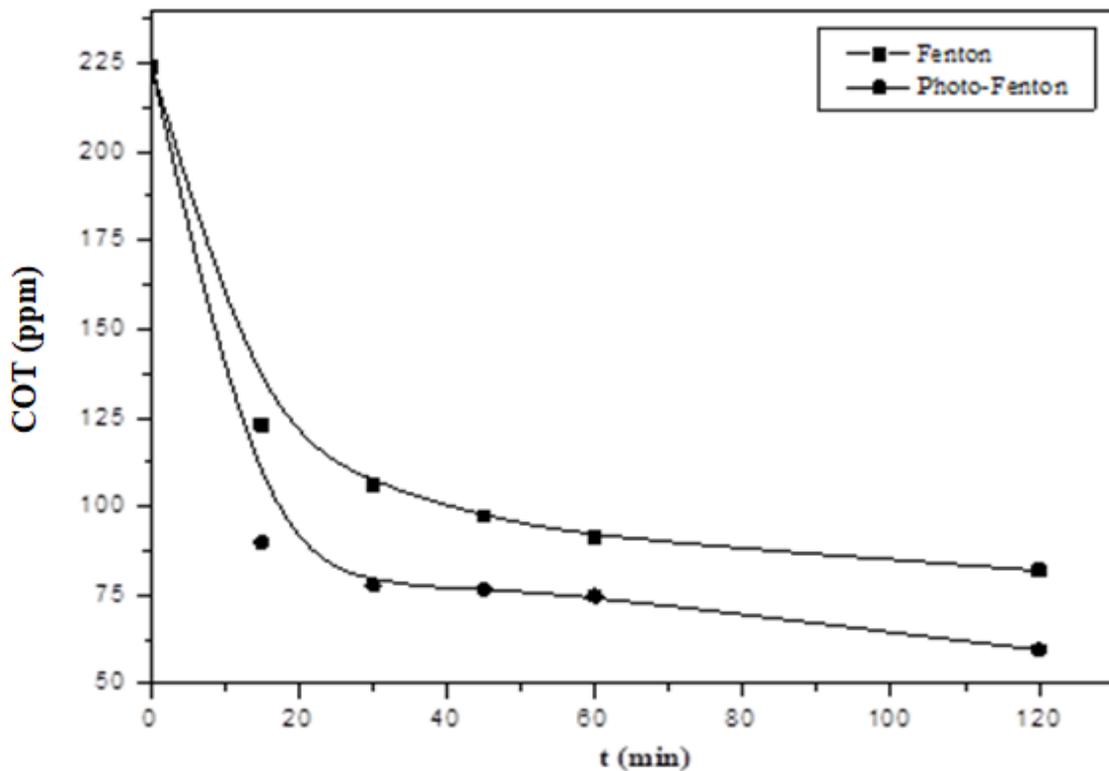


Figure 28 : Suivi de la concentration du carbone organique total (COT) après traitement du lixiviat par deux systèmes

La figure 28 montre l'évolution du COT au cours de la minéralisation du lixiviat en fonction du temps. A partir de cette figure, on remarque que le COT diminue de manière exponentielle, en effet, la minéralisation de lixiviat est plus efficace en utilisant le système PhotoFenton. Il

est apparent d'après ce graphique, que les deux courbes suivent une allure similaire. Cependant, la courbe du procédé Photo-Fenton présente une évolution plus significative que celle du procédé Fenton. Cela indique une décomposition plus efficace de la matière organique présente dans le lixiviat grâce au procédé Photo-Fenton, conduisant ainsi à une oxydation plus importante des composés organiques. Il a été démontré qu'à de fortes intensités lumineuses, le radical hydroxyle ($\bullet\text{OH}$) possédant un pouvoir oxydant très élevé, est produit en quantité plus importante par rapport à celui produit par le système Fenton.

Par conséquent, à mesure que la concentration de carbone organique total diminue, la quantité de matière organique diminue également, Cela est corrélé avec les résultats obtenus par le procédé Photo-Fenton, confirmant ainsi une dégradation satisfaisante de la matière organique.

3.1.1.3. Dosage du catalyseur (fer) après traitement du lixiviat par le système Fenton et PhotoFenton

L'introduction d'ions ferreux au sein de la solution permet de réagir avec le peroxyde d'hydrogène et de produire une quantité supplémentaire de radical hydroxyle, un oxydant non sélectif et très puissant, selon la réaction de Fenton (Grymonpré *et al.*, 2001) :



La figure 29 montre le dosage du fer après traitement du lixiviat par le système Fenton et PhotoFenton.

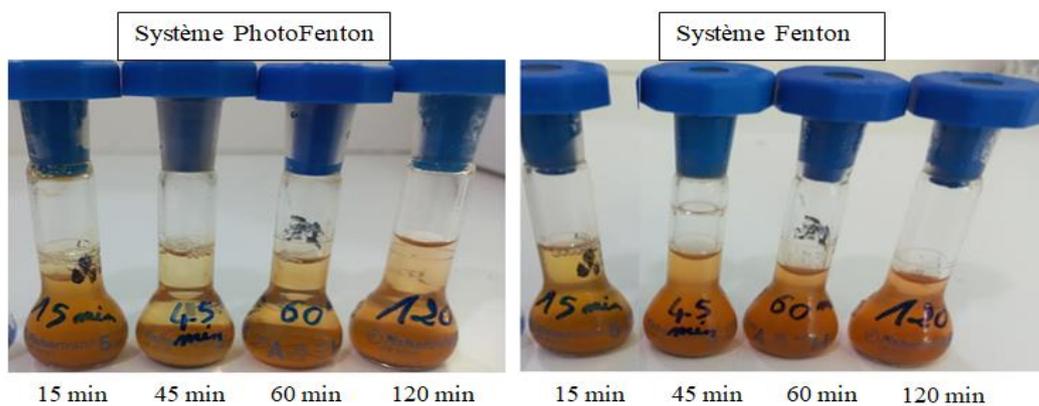


Figure 29 : Photos du dosage du fer après traitement physico-chimique du lixiviat

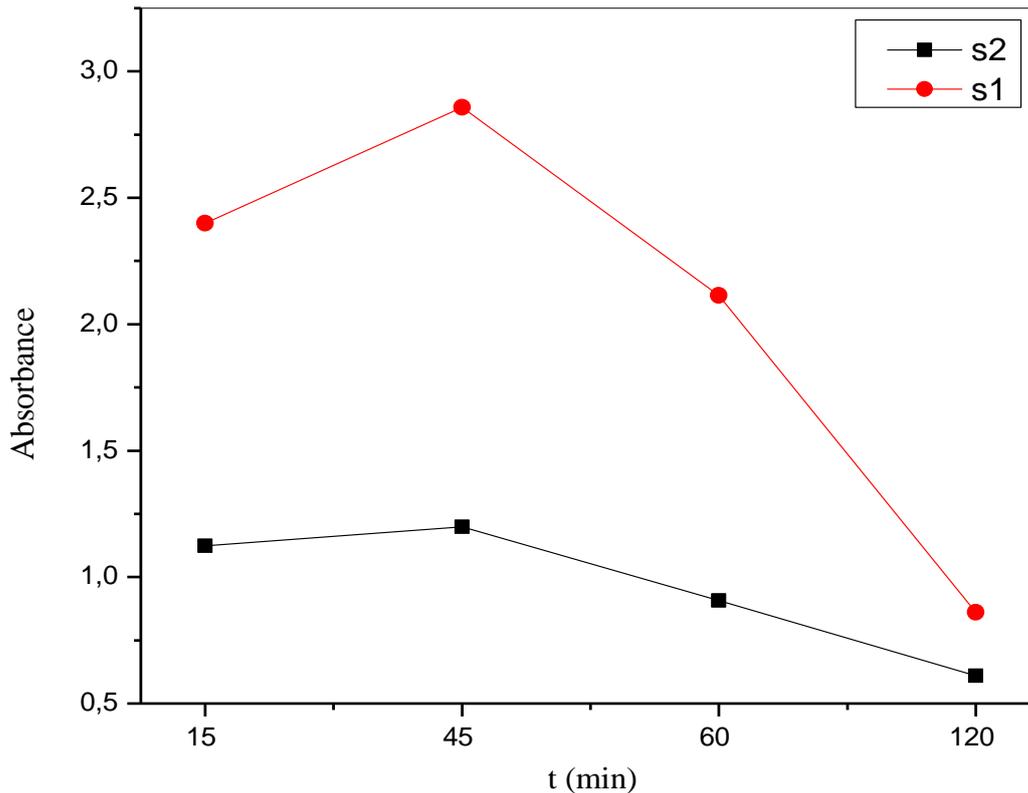


Figure 30 : Dosage du fer après traitement du lixiviat par le système Fenton (S1) et PhotoFenton (S2)

La comparaison des allures des graphiques (figure 30) montre une similitude entre ces deux systèmes. Au début du traitement, l'absorbance augmente de manière plus remarquable avec le système PhotoFenton comparativement au premier système Fenton, ça peut être expliqué par la photolyse de l' H_2O_2 grâce aux rayonnements solaires et la production excessive des radicaux hydroxyles dans le milieu, ces derniers réagissent avec les ions du fer pour dégrader les polluants organiques du lixiviat. Après 45 min, on observe une diminution de l'absorbance pour les deux systèmes Fenton et PhotoFenton, cela est due à l'épuisement de la quantité du peroxyde d'hydrogène et du fer dans le milieu.

3.1.1.4. Efficacité du traitement photocatalytique sur l'élimination de la charge microbienne et la matière organique présente dans le lixiviat

Après 72 heures d'incubation, aucune colonie n'a été dénombrée sur le milieu GN (Figure 32). Cela permis d'évaluer l'efficacité de la Photocatalyse homogène sur l'élimination des microorganismes présents dans le lixiviat, cette caractéristique a déjà été montrée dans des travaux antérieurs. La figure 31 montre les isolats bactériens avant traitement chimique.

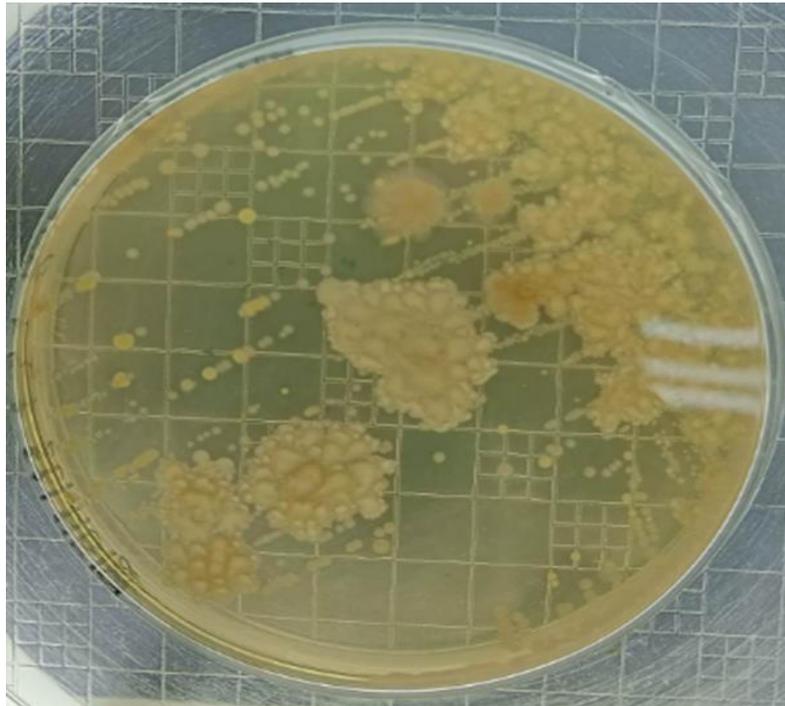
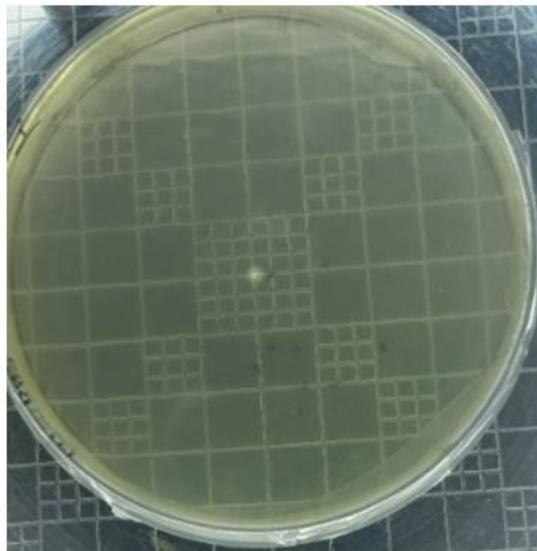
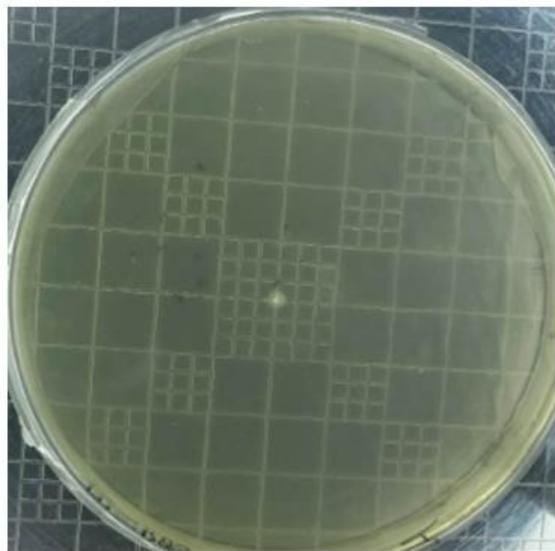


Figure 31 : Bactéries isolées à partir du lixiviat du CET de Batna avant traitement chimique



Après traitement Fenton



Après traitement PhotoFenton

Figure 32 : Efficacité du traitement chimique sur l'élimination de la charge microbienne du lixiviat

La figure 33 montre l'efficacité du système Photocatalytique pour le traitement des lixiviats.

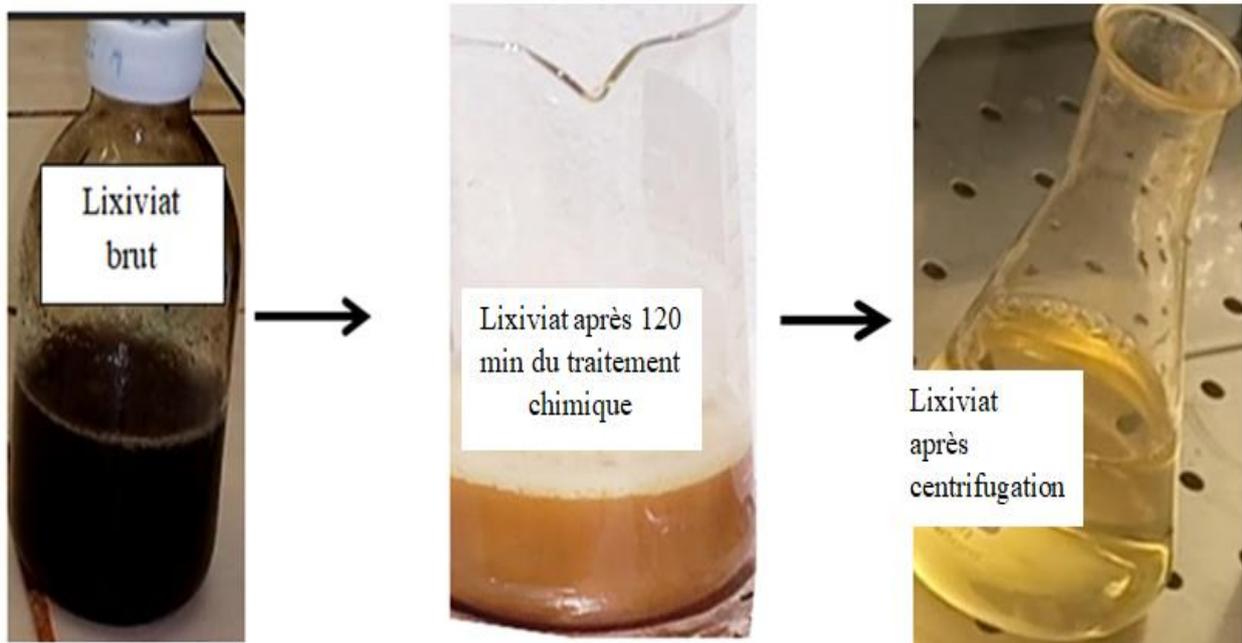


Figure 33 : Efficacité du Système PhotoFenton pour le traitement des lixiviats

Les procédés d'oxydation avancée sont efficaces pour dégrader les polluants en raison de la formation *in situ* de radicaux très réactifs, principalement les radicaux hydroxyles. Ces derniers ont une durée de vie très courte, inférieure à une fraction de microseconde. Ils peuvent réagir instantanément avec la plupart des composés organiques par des réactions d'addition et d'abstraction d'hydrogène pour décomposer les polluants organiques réfractaires présents dans l'effluent (Zaviska *et al.*, 2009).

3.2. Procédés biologiques (biotiques)

Le traitement biologique des lixiviats se base sur l'activité microbienne pour l'élimination de la fraction organique biodégradable et de l'azote ammoniacal (Benguït, 2019). Pendant de nombreuses années, les méthodes biologiques et physicochimiques ont été considérées comme les approches les plus appropriées pour dépolluer les effluents, tels que les lixiviats. Les traitements biologiques se sont avérés efficaces pour traiter les lixiviats immatures, tandis que les traitements physicochimiques ont été utilisés pour les lixiviats plus matures, contenant davantage de composés réfractaires. En combinant ces deux approches, il est possible d'améliorer l'efficacité du traitement (Haouari & Yahiaoui, 2018).

3.2.1. Dénombrement des bactéries contenues dans les lixiviats

Le tableau 8 représente le dénombrement des souches bactériennes après 72 heures d'incubation.

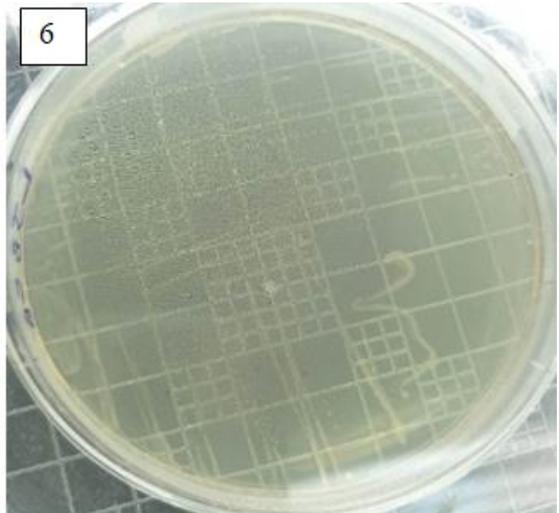
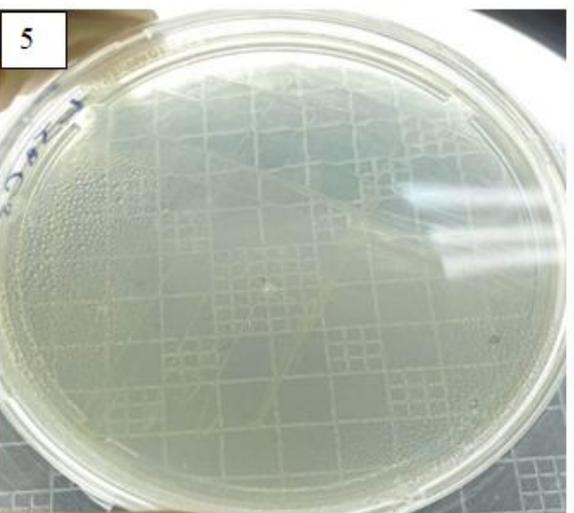
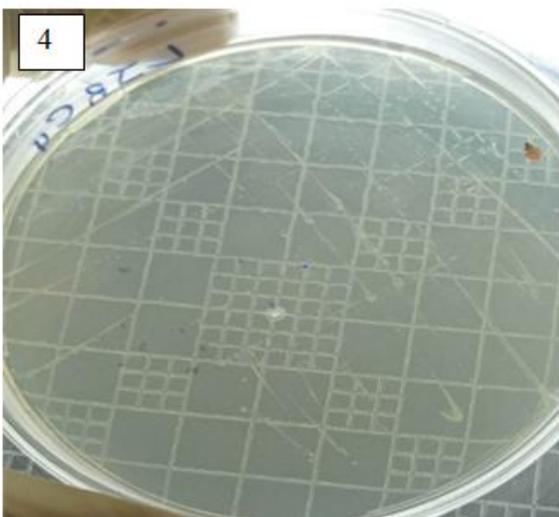
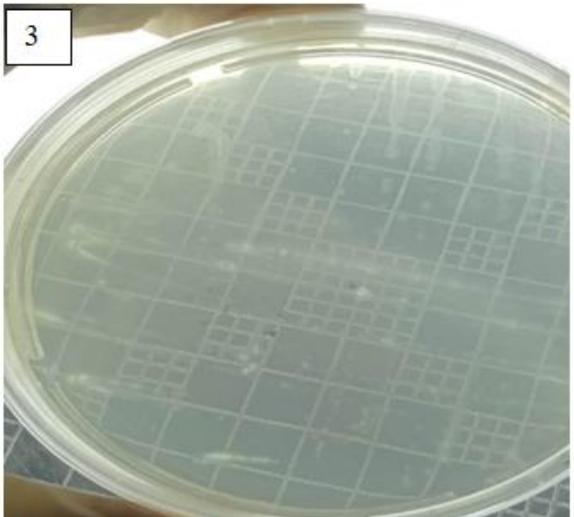
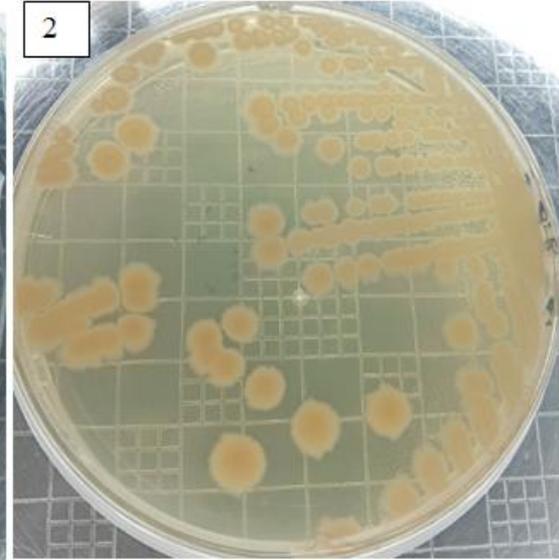
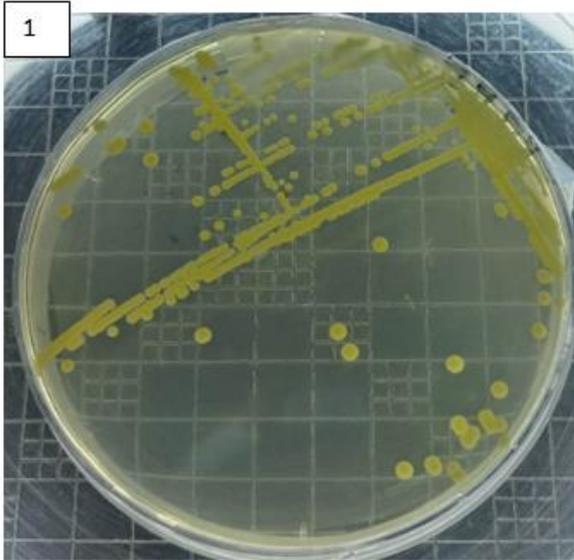
Tableau 8 : Dénombrement des bactéries isolées du lixiviat

Dilution	10^{-3}	10^{-4}	10^{-5}	10^{-6}	10^{-7}
Boîte 1	144	20	2	2	0
Boîte 2	135	27	3	0	0

Le dénombrement des bactéries du lixiviat brut montre une valeur de $14,82.10^5$ UFC/mL, D'une part, cette valeur est élevée comparativement à 3.10^5 UFC/mL retrouvée par **Belle et al.,(2008)**, et d'autre part se trouve inférieure à celle obtenue sur le CET de la ville de Fès au Maroc $6,89.10^7$ UFC/mL des germes totaux (**Ez Zoubi et al., 2010**), d'où une contamination bactériologique bien marquée.

3.2.2. Isolement et repiquage des souches bactériennes avant traitement biologique

A partir des caractéristiques macroscopiques des souches isolés à partir du lixiviat du CET de Batna on a pu distinguer onze souches bactériennes, les résultats du repiquage de ces isolats bactériennes avant traitement biologique sont représentés dans la figure 34.



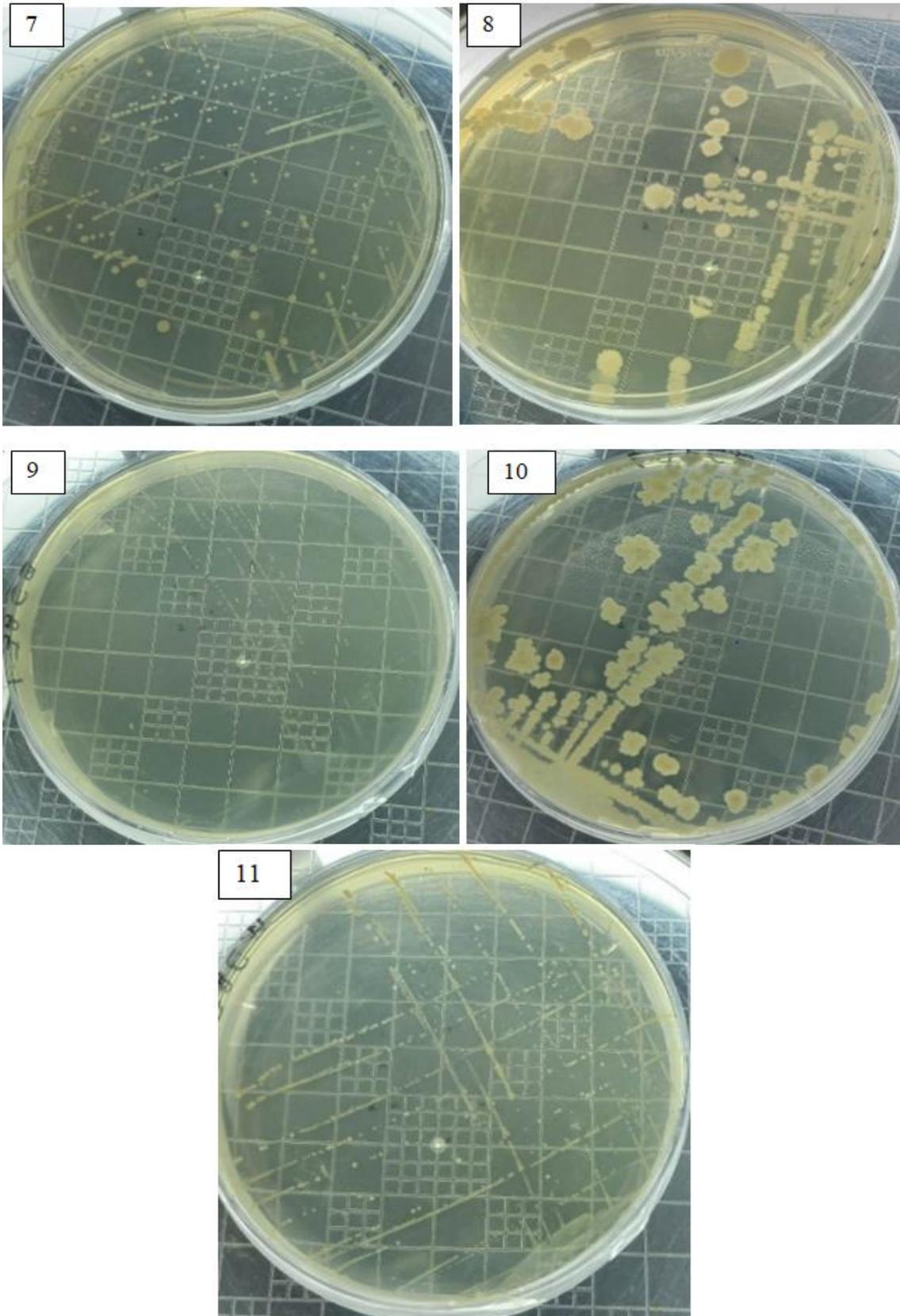


Figure 34 : Photos du repiquage des onze souches bactériennes

La figure 35 représente l'isolement des microalgues sur le milieu de culture BBM.



Figure 35 : Isolement des microalgues sur le milieu BBM

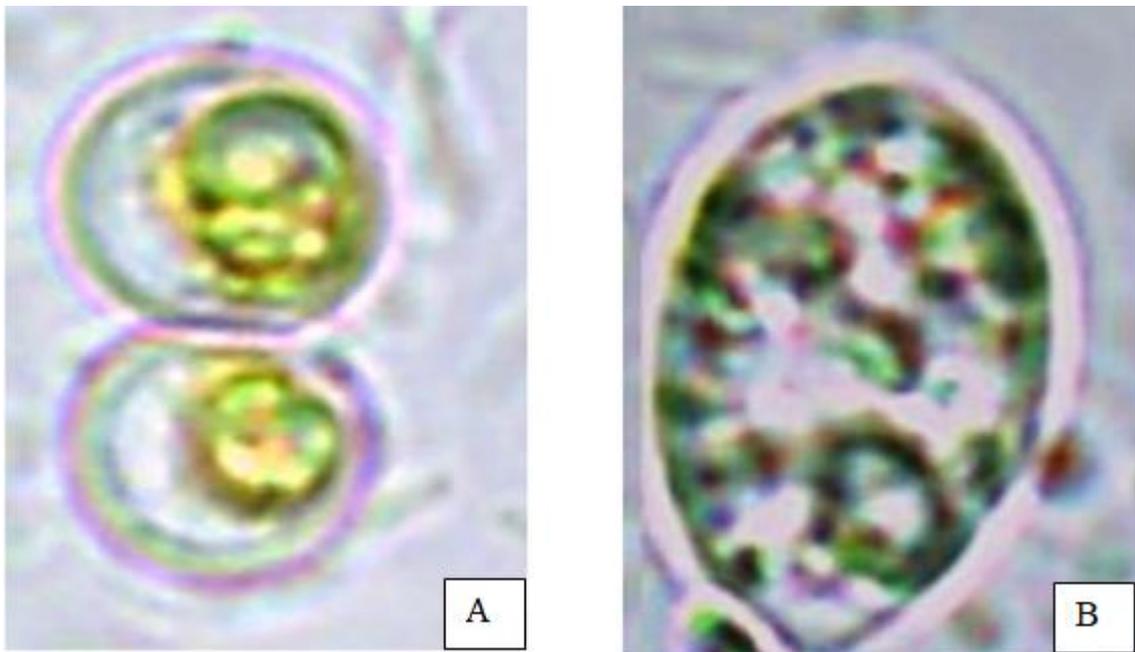


Figure 36 : Aspect microscopique des deux espèces de microalgues (x700)

Selon l'aspect microscopique des micro-algues (figure 36) et d'après la littérature (Benson, 2002) : l'espèce A ressemblerait au genre *Chlorella* et l'espèce B est similaire au genre *Anacystis*.

3.2.3. Suivi de l'évolution de la biomasse

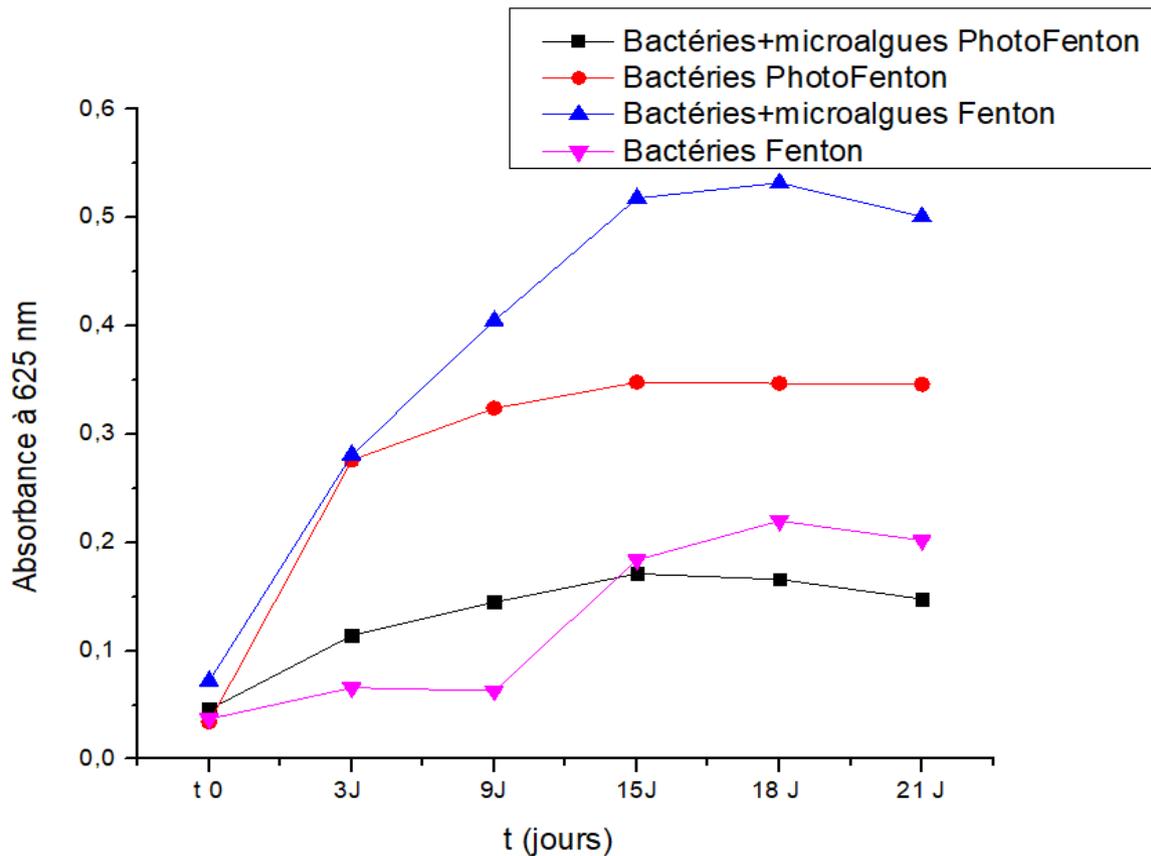


Figure 37 : Evolution de la courbe de croissance des bactéries + microalgues et des bactéries après traitement par le procédé biologique

La figure 37 montre l'évolution de la courbe de croissance des microorganismes au cours du traitement biologique en fonction du temps. Les profils des courbes de croissance sont très semblables. Au début du traitement biologique, une phase d'adaptation des microorganismes à leur milieu est nécessaire afin de réduire le temps du traitement. Cependant, cette phase est absente pour les trois systèmes : bactéries + microalgues Photo-Fenton, bactéries Photo-Fenton et bactéries + microalgues Fenton. Cette phase dépend de l'âge des bactéries et de la composition du milieu.

En estimant l'évolution de la courbe de croissance bactérienne qui élucide la biodégradation du lixiviat préalablement traité par le procédé Fenton (système 1) suivi d'un traitement biologique par les bactéries, au début on observe une lente phase de latence, où les bactéries s'adaptent à leur nouvel environnement sans croissance significative, Cela se traduit par une faible mesure d'absorbance, suivi d'une phase de croissance exponentielle, la courbe montre une augmentation aux alentours du neuvième jour ; Les cellules se divisent rapidement et leurs nombre double. Cela permet d'en déduire qu'il y a une biodégradation de

la matière organique restante du traitement chimique qui a été réalisé en obscurité. L'épuisement des nutriments et l'accumulation de déchets toxiques dans le milieu mène à une phase de déclin de la population bactérienne.

La courbe de croissance bactérienne montrant la biodégradation du lixiviat préalablement traité par le procédé Photo-Fenton (système2) démontre une augmentation rapide et exponentielle de la population bactérienne comparativement à la courbe des bactéries préalablement traitées par le procédé Fenton (système1). Cela peut être expliqué par la présence d'un effet antagoniste entre les bactéries et les champignons pour le système 1, étant donné que le lixiviat contenait initialement des spores. Cette hypothèse a été confirmée par l'observation d'une croissance notable des moisissures (figure 38) sur le milieu PDA (voir annexe 8). Les résultats obtenus dans une étude sur l'antagonisme entre les bactéries et les champignons ont soutenu cette hypothèse (Mille-Lindblom *et al.*, 2006). et prouvent que les champignons sont également capables de dégrader les polluants organique en les transformant en molécules de moins en moins polluantes (Mougin *et al.*, 1996). Selon Matejczyk *et al.*, (2011) les analyses microbiologiques des lixiviats ont rapporté leurs contaminations par des bactéries aérobies, psychrophiles et mésophiles, des coliformes, des bactéries sporifères et des champignons filamenteux. Ils peuvent pratiquement dégrader tous les composés organiques naturels, grâce à la production d'enzymes, telles que les amylases, lipases et protéases (Dussault, 2017). En plus de la sécrétion d'enzymes extracellulaires, le mycélium fongique sert à piéger les xénobiotiques devenant les substrats des systèmes enzymatiques intracellulaires (Pointing, 2001). Le *Phanerochaete chrysosporium* est l'espèce modèle utilisée en mycoremédiation, la faible spécificité de ses enzymes lui permet de dégrader un large éventail de polluants organiques, incluant les colorants et polymères synthétiques (Cornu, 2012).

Après avoir analysé l'évolution de la courbe présentant la biodégradation du lixiviat par le biais d'une symbiose entre bactéries et micro-algues, et précédemment traité par le procédé Fenton (système 1). On constate une phase exponentielle très remarquable vers le quinzième jour, ceci peut s'expliquer par le fait que le processus physicochimique a été maintenu en obscurité et une partie importante de la matière organique n'était pas complètement dégradé laissant ainsi un effet synergique de symbiose entre bactérie et micro-algues pour continuer à dégrader la matière organique. Vers le quinzième jour, la courbe atteint un plateau indiquant que le taux de division cellulaire est équilibré par le taux de

mortalité cellulaire. A la fin du cycle cellulaire aucune décomposition de la matière organique ne se produit.

La courbe révélant la biodégradation du lixiviat précédemment traité par le procédé Photo-Fenton, (système 2), suivi d'un traitement biologique à travers une symbiose entre les bactéries et les micro-algues. Une phase exponentielle s'étale jusqu'au quinzième jour, cela peut être due au fait que le processus physico-chimique a été réalisé face au rayonnement solaires, laissant une faible partie de la matière organique qui n'a pas été complètement dégradée. Cela laisse place à un effet synergique de symbiose entre les bactéries et les micro-algues pour décomposer les polluants organiques restants après le traitement chimique. Lorsque les nutriments commencent à s'épuiser la phase de déclin s'installe, marquant la fin de la dégradation de la matière organique. Cette phase peut être attribuée à des conditions environnementales moins propices à la survie et à la croissance des bactéries.

Ces différentes phases peuvent être influencées par des facteurs tels que la disponibilité en oxygène, la compétition entre les micro-organismes et l'épuisement des nutriments, ainsi que les conditions du milieu.

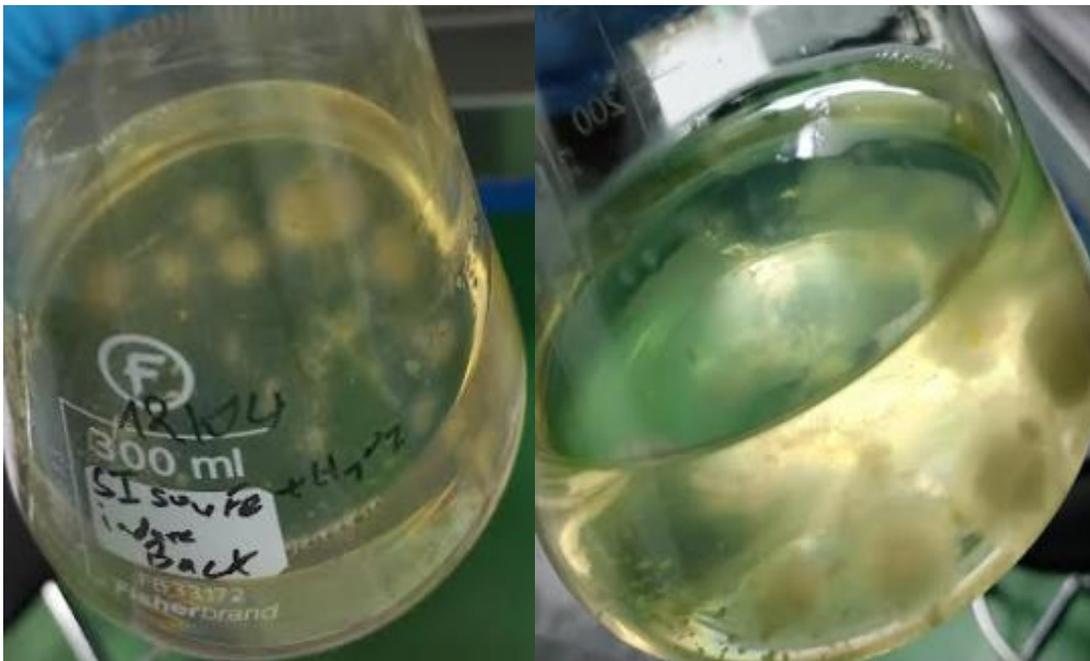


Figure 38 : Photos de la prolifération des moisissures à la fin de l'incubation

3.2.4. Isolement et repiquage des souches bactériennes après traitement biologique

La figure 39 représente les cinq souches obtenues qui ont pu résister et prouver leur efficacité dans le traitement du lixiviat après quinze jours du traitement hybride, ce qui confirme leur

résistance par rapport aux autres souches préalablement purifiées avant traitement. Ces résultats indiquent que ces souches n'ont pas été altérées par les conditions du milieu, ce qui prouve leur capacité à dégrader la matière organique.

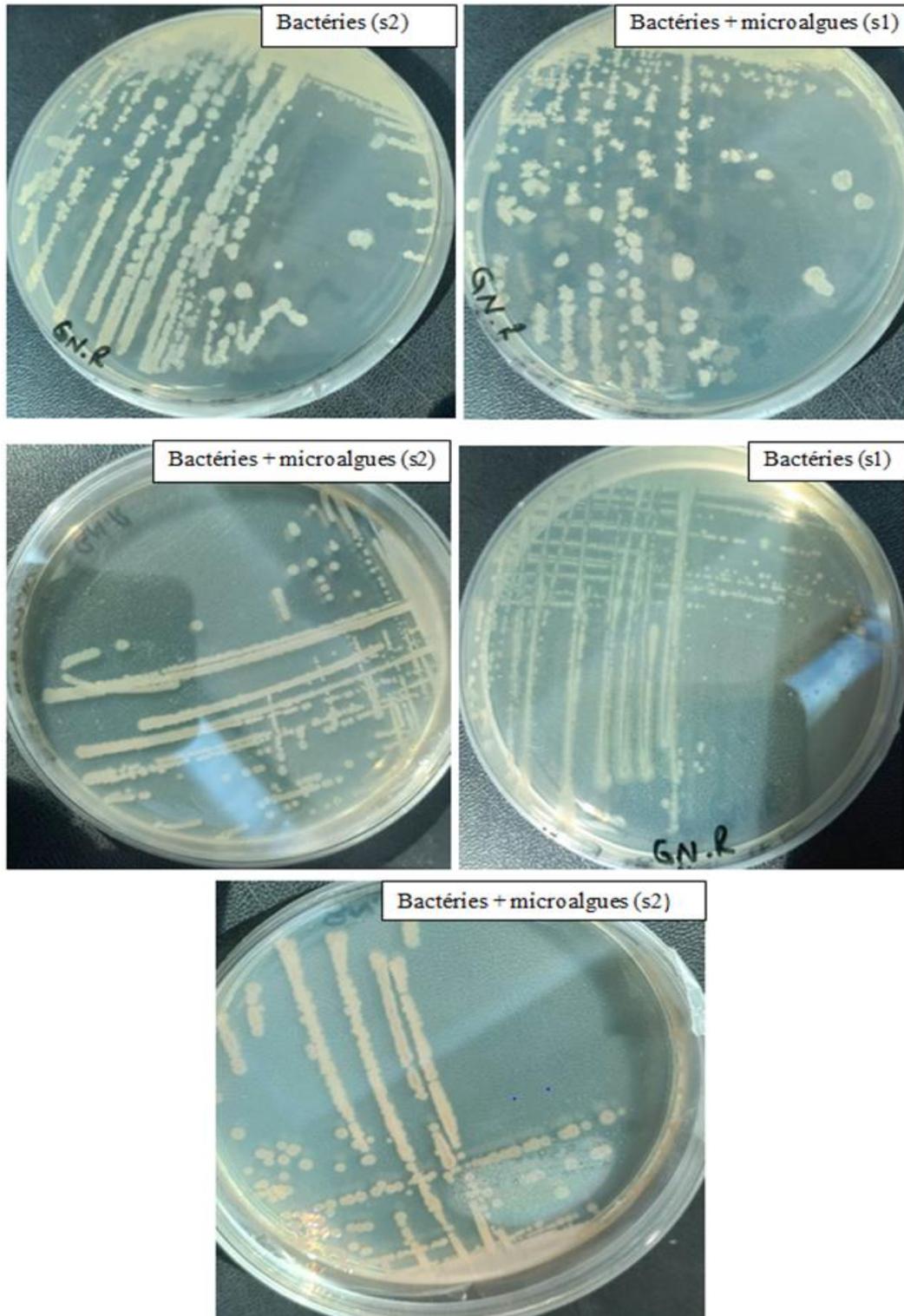


Figure 39 : Cinq souches isolées après 15 jours du traitement biologique

3.2.5. Suivi de l'évolution de la DCO

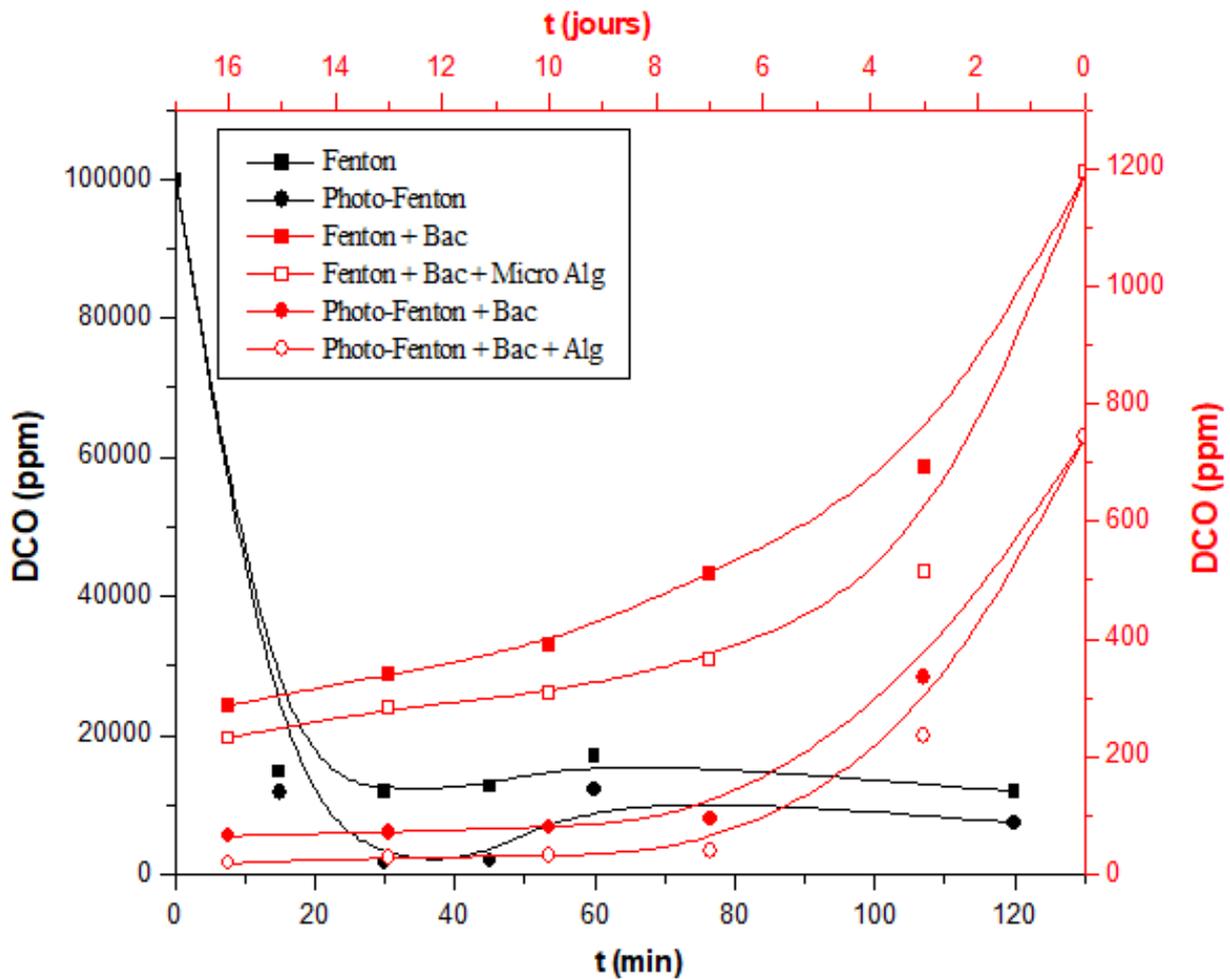


Figure 40 : Suivi de l'évolution de la demande chimique en oxygène (DCO) par différents systèmes

La figure 40 représente l'évolution des concentrations de la demande chimique en oxygène après traitement chimique et biologique en fonction de la durée du traitement.

Les résultats montrent une diminution notable des concentrations de la DCO du procédé Photo-Fenton comparativement au procédé Fenton arrivant à environ 11920 mg/L pour le procédé Fenton et 742 mg/L pour le procédé PhotoFenton, Ceci peut être expliqué par une production supplémentaire des radicaux $\cdot\text{OH}$ qui proviennent de la photolyse de l' H_2O_2 , cela témoigne l'efficacité du système Photo-Fenton pour le traitement du lixiviat. Les résultats de cette étude ont montré que le procédé Photo-Fenton est capable d'atteindre des niveaux élevés d'élimination de la DCO. Les valeurs obtenus de la DCO semblent d'être élevées par

rapport à celles rapportées par **Hu et al., (2011)** et **El Mrabet et al., (2018)**, mais elles sont en accord avec les conclusions de d'autres études (**Naumczyk et al., 2012**).

Selon des études menées par **Edelahi, (2004)**, le procédé Fenton a démontré un taux d'abattement maximum de la DCO atteignant 57,2%. Tandis que **Wang et al., (2003)** a signalé que l'efficacité d'élimination de la DCO la plus élevée en appliquant le procédé Photo-Fenton est de l'ordre de 78 %.

D'après les résultats du traitement biologique, on peut constater que les quatre courbes suivent une allure similaire, la concentration de la DCO dans la courbe qui représente le système PhotoFenton + bactéries et celui des bactéries + microalgues décroît progressivement en passant de 742 mg/L à environ 65 mg/L pour les bactéries et 20 mg/L pour les bactéries + les microalgues. Ce constat montre, d'une part, que la lumière UV est un paramètre clé dans les réactions photocatalytique, puisque elle permet la photolyse de l' H_2O_2 et par conséquent la génération des radicaux hydroxyles responsable en grande partie de la destruction des composés organiques, et d'autre part du pouvoir de la symbiose entre les bactéries et les microalgues pour continuer à dégrader la matière organique contenue dans le lixiviat.

La même tendance est obtenue pour les courbes correspondant au système Fenton + bactéries et celui des bactéries + microalgues avec des concentrations supérieures à celle obtenus par le système PhotoFenton arrivant jusqu'à 287 mg/L pour les bactéries et 232 mg/L pour les bactéries + les microalgues. Les concentrations élevées en DCO dans les lixiviats s'expliquent en grande partie par l'abondance de la matière organique dans l'échantillon qui sera dégradé plus efficacement par la symbiose entre les bactéries et les microalgues. Ces derniers fournissent l'oxygène aux bactéries pendant la photosynthèse. En retour, les bactéries dégradent la matière organique complexe ainsi que les composés azotés en des formes facilement assimilables par les microalgues et cela améliore la croissance des microalgues.

D'après les résultats de **Koçak et al., (2013)**, l'élimination de la demande chimique en oxygène pour le lixiviat traité biologiquement, était supérieure à 50 %.

A partir des résultats obtenus, on peut déduire que la combinaison entre le système photocatalytique avec le traitement biologique (bactéries + microalgues) améliore d'avantage l'efficacité du traitement.

3.2.6. Suivi de la minéralisation par analyse du COT

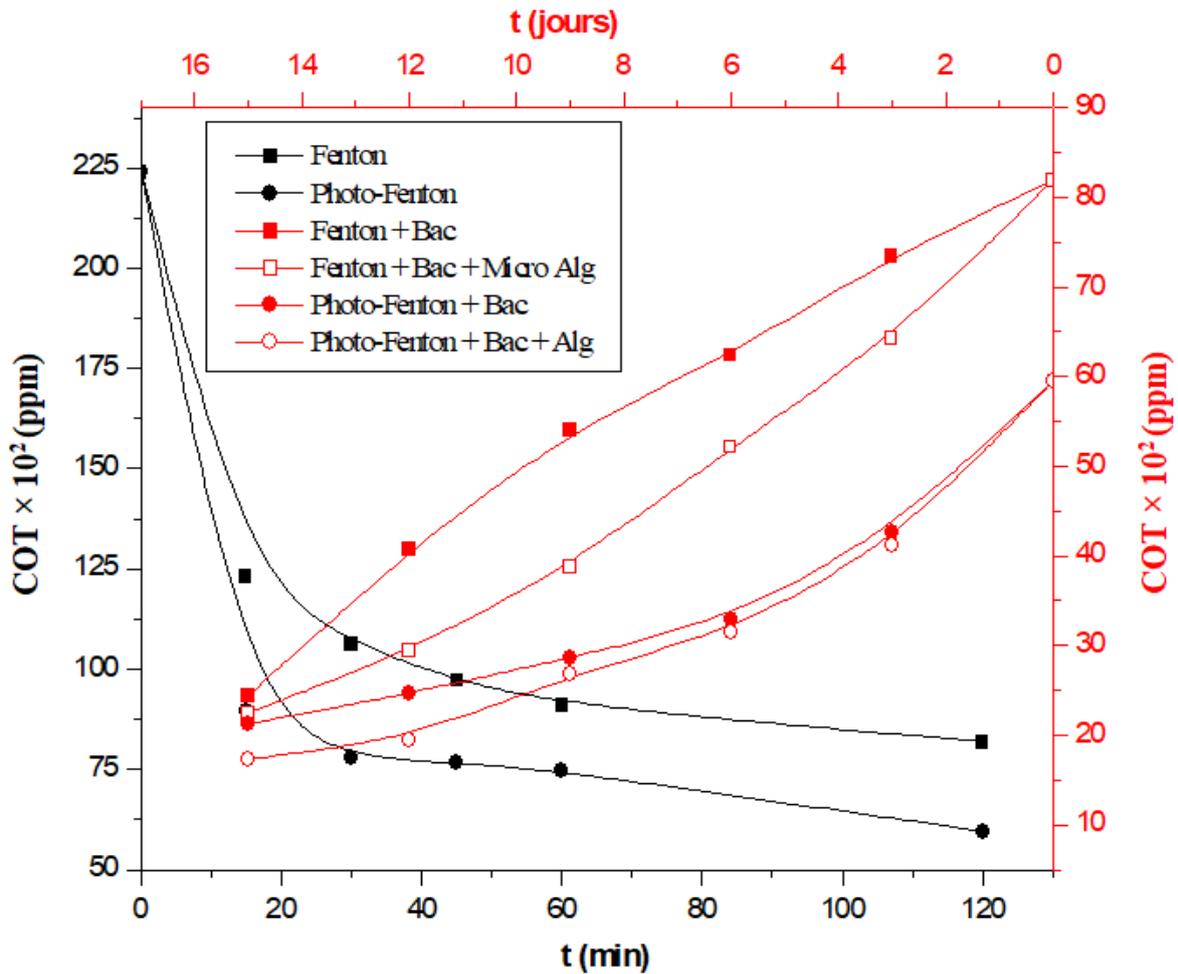


Figure 41 : Suivi de la concentration du carbone organique total (COT) par différent systèmes

Les résultats de l'étude de la minéralisation du lixiviat ont montré que le COT diminue exponentiellement au cours du traitement, la minéralisation étant beaucoup plus rapide au début du traitement qu'à la fin. La concentration en carbone organique total obtenu à la fin du traitement après 120 minutes est de 82×10^2 ppm pour le système Fenton et 60×10^2 ppm pour le système PhotoFenton. Le taux de dégradation le plus élevé a été obtenu par le procédé Photo-Fenton, puisque la combinaison des rayonnements UV et du peroxyde d'hydrogène avec le fer a amélioré l'oxydation des composés organiques par rapport au système Fenton. Ceci est en accord avec des travaux antérieurs (Benhamouda & Sehili, 2017).

Pour le traitement biologique la concentration en COT arrivent à une valeur de 17×10^2 ppm avec le système PhotoFenton + bactéries + microalgues. Ces résultats attestent de l'efficacité du procédé d'oxydation Photo-Fenton en raison de la décomposition plus efficace

de la matière organique présente dans le lixiviat grâce à la symbiose entre les bactéries et les microalgues.

3.2.6.1. Taux d'élimination du COT (Taux de minéralisation)

Le taux de minéralisation exprime le degré de conversion du polluant jusqu'au stade ultime d'oxydation : CO₂, H₂O et ions inorganiques. Ce paramètre renseigne sur la fraction de carbone transformé en CO₂ au cours de la réaction d'oxydation (Tarkwa, 2019). A cet effet, nous utilisons la relation suivante :

$$\% \text{ Minéralisation} = \frac{COT_0 - COT_f}{COT_0} \times 100$$

Où COT₀ et COT_f représentent respectivement le carbone organique total initial en (mg C/ L) et restant à la fin du traitement.

Le but de cette étude est de comparer les performances de deux procédés d'oxydation avancée (Fenton et PhotoFenton) couplés avec un traitement biologique en utilisant les bactéries et les microalgues pour le traitement du lixiviat du CET de Batna. La figure 42 regroupe l'ensemble des résultats trouvés.

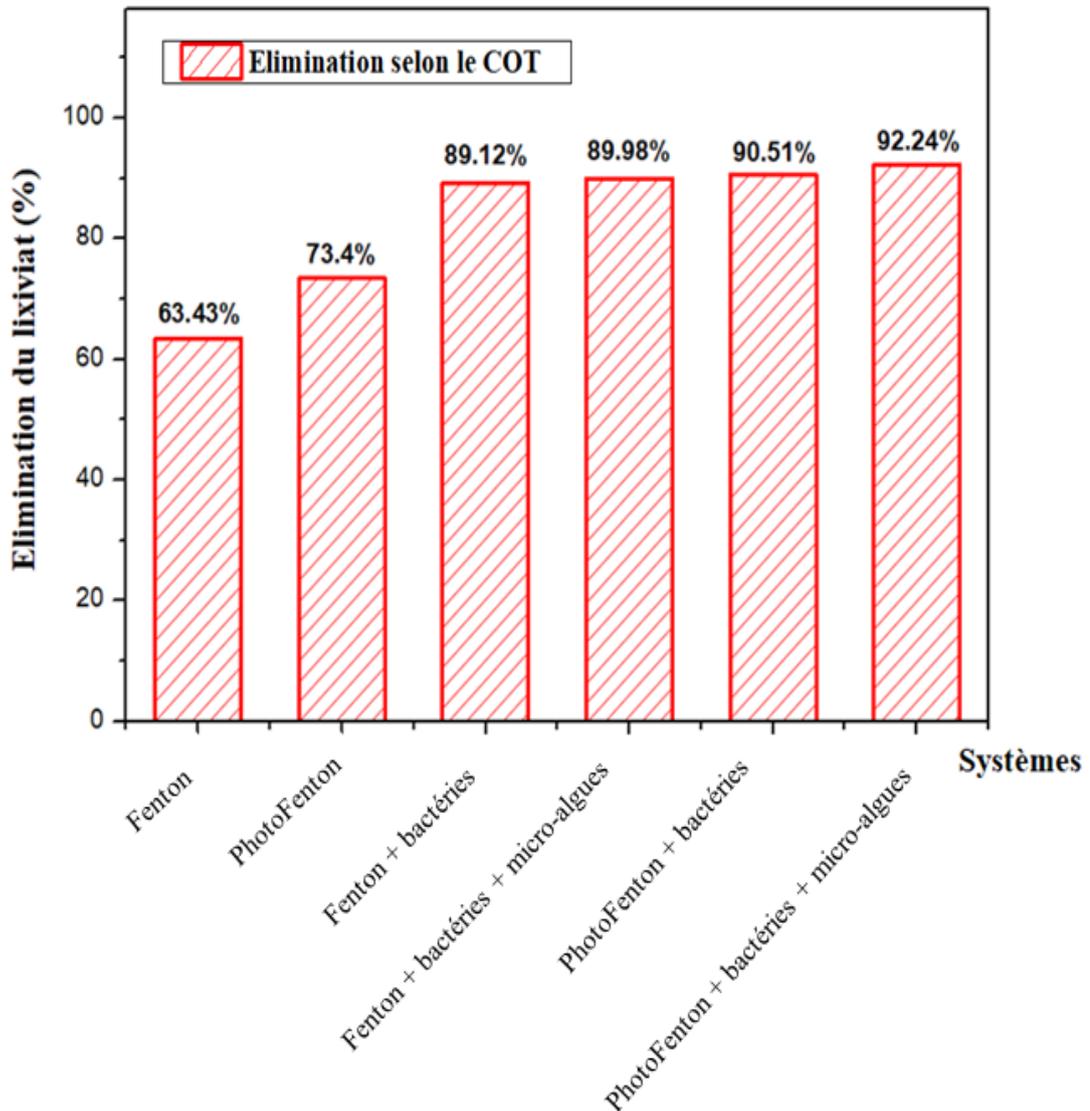


Figure 42 : Diagramme d'élimination du COT

L'histogramme montre l'effet individuel et combiné de deux systèmes avec les bactéries et les microalgues, influençant l'efficacité de l'élimination du COT (%) des lixiviats par le système Fenton et PhotoFenton. Les résultats ont montré une capacité d'élimination importante du COT avec une efficacité d'élimination de 92,24 %.

Le pourcentage d'élimination du COT pour le système Photo-Fenton confirme le rôle très positif de l'irradiation UV/vis sur la dégradation du COT : 73.4% de minéralisation obtenus contre 63.43% en Fenton classique. Les résultats obtenus par **De Morais & Zamora, (2005)** ont montré une efficacité d'élimination du COT qui peut arriver jusqu'à 89.9 % pour le procédé PhotoFenton. Ces résultats sont en accord avec celles rapportées par (S. Trabelsi, 2011). Les résultats de l'étude préliminaire menée par **Velichkova, (2014)** sur le procédé

Photo-Fenton confirme l'effet extrêmement positif de l'irradiation UV sur la dégradation du Carbone Organique Total. En effet, les résultats obtenus révèlent un taux de minéralisation de 98%, ce qui représente une amélioration significative par rapport aux 78% obtenus avec la méthode de Fenton classique. Ces résultats démontrent clairement les avantages de l'utilisation de l'irradiation UV dans le procédé Photo-Fenton pour la dégradation efficace du COT.

Il en ressort de cette figure que la minéralisation du lixiviat est quasi totale avec la combinaison du système PhotoFenton avec les bactéries et les microalgues qui permet d'atteindre un taux d'abattement de la matière organique relativement élevé avec un rendement de l'ordre de 92.24 %. Cela est dû à la production excessive de radicaux hydroxyles par rapport au procédé Fenton.

A partir de l'ensemble des résultats on peut déduire que le procédé Photo-Fenton couplé au traitement biologique (bactéries + microalgues) constitue une bonne alternative pour le traitement des lixiviats. Comparé à d'autres études similaires, un rendement égal à 92.24% est considéré comme une valeur acceptable pour que ce lixiviat puisse être rejeté dans le milieu naturel sans représenter un danger pour l'équilibre écologique de l'écosystème récepteur (El Fadel *et al.*, 2012).

3.2.7. Efficacité du traitement biologique sur l'élimination de la matière organique contenue dans le lixiviat

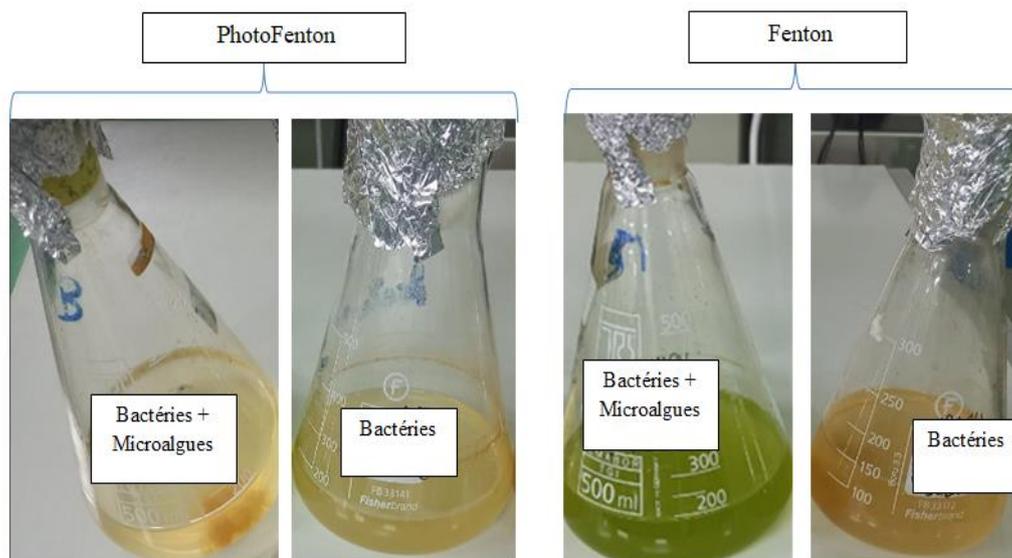


Figure 43 : Efficacité du traitement biologique pour le traitement des lixiviats

Après 15 jours du traitement biologique du lixiviat du CET de Batna, on observe une dominance des microalgues dans l'erenmeyer qui représente la combinaison du système Fenton avec les bactéries et les microalgues, révélé par la couleur verte (figure 43), ceci peut s'expliquer par la compétition des bactéries et des microalgues sur les nutriments du milieu.

Des études *in-vitro* ont montré que des microorganismes cultivés ensemble interagissent de façon multiple. Toutefois l'ampleur de ces interactions et leur incidence sur le processus de biodégradation en conditions naturelles est, évidemment, impossible à préciser (Poulicek, 1994). La croissance des micro-algues peut être influencée par un certain nombre de facteurs biotiques ainsi que des facteurs abiotiques (Yadav & Sen, 2017). Les facteurs biotiques comprennent la présence d'agents pathogènes tels que les bactéries, les champignons, les virus et la compétition avec d'autres micro- algues, tandis que les facteurs abiotiques comprennent l'intensité lumineuse, la température, le pH, la salinité, le CO₂ dissous et la présence de composés toxiques (Gonçalves *et al.*, 2017).

Les microalgues se coopèrent avec les bactéries pour dégrader les composés organiques; en fournissant l'oxygène nécessaire aux bactéries, pendant la photosynthèse pour éliminer la matière organique restante du traitement chimique.

On constate la formation d'un biofilm bactérien dans l'erenmeyer qui représente la combinaison du système PhotoFenton avec les bactéries et les microalgues, cet association s'établit entre les micro-organismes déjà présents conduisant à la formation de micro-colonies dont la différenciation mène à l'élaboration du biofilm. Cela reflétant une forte charge microbienne dans ce mélange.

3.2.8. Etat d'oxydation moyen (AOS)

L'AOS est un paramètre important et très utile pour estimer le degré d'oxydation des solutions mixtes et donne des informations indirectes sur sa probabilité de biodégradation, il a été calculé à l'aide de l'Equation 4 (Chemlal *et al.*, 2014) :

$$\text{AOS} = \frac{4(\text{TOC} - \text{DCO})}{\text{TOC}} \quad (\text{équation 4})$$

Où COT et DCO sont exprimés en mg de carbone par litre et en mg d'O₂ par litre, respectivement.

Ce paramètre pourrait être déterminant pour prendre une décision quant à l'application d'un traitement biologique (Scott & Ollis, 1995). Ce paramètre permet de connaître le taux

d'oxydation des molécules présentes dans un échantillon d'une manière globale (Chebli, 2012).

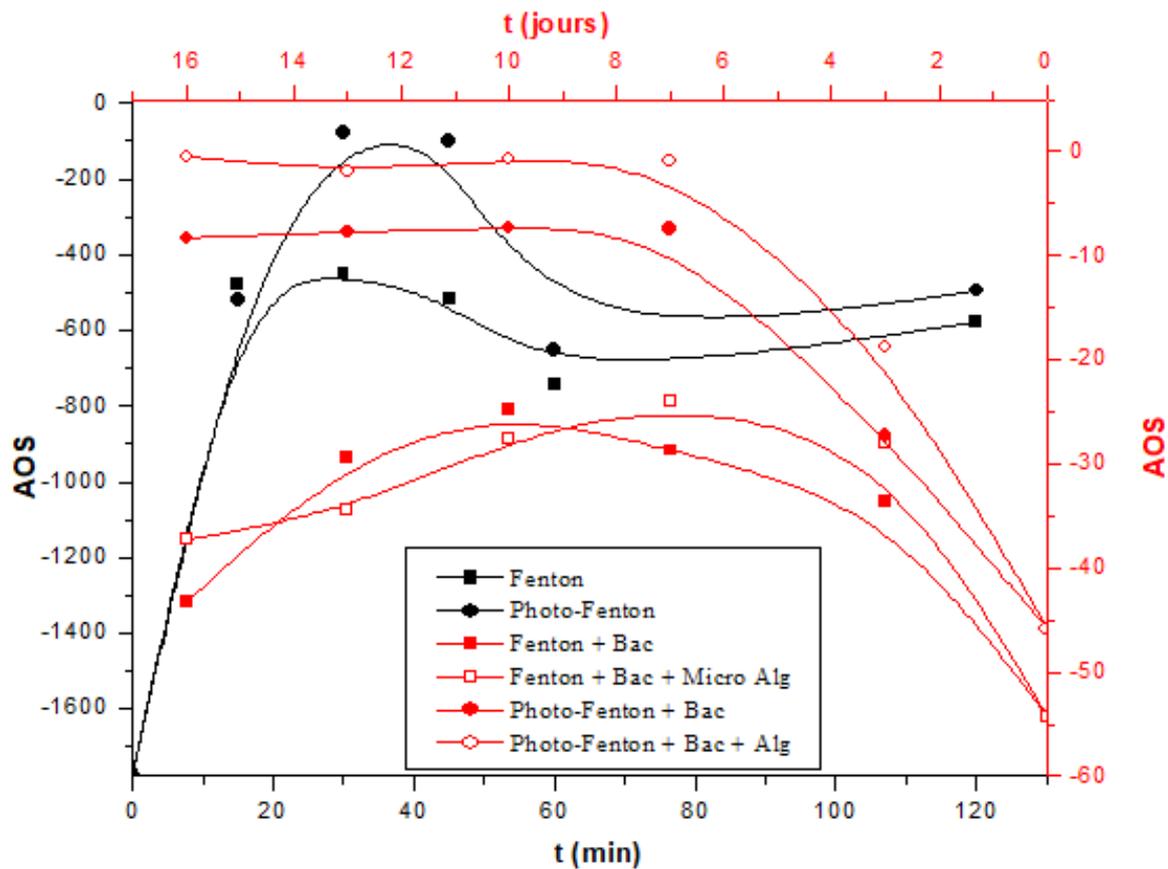


Figure 44 : Evolution de l'état moyen d'oxydation

La figure 44 montre l'évolution de l'état moyen d'oxydation en fonction du temps de traitement.

Les valeurs de l'AOS du système Fenton et Photo-Fenton ont considérablement augmenté de -1777 à -570 et -494 respectivement, après les processus de traitement. Les résultats obtenus sont représentatifs des composés organiques oxydés après traitement physico-chimique. Ces matières organiques oxydées montrent indirectement que le système PhotoFenton peut améliorer leur dégradabilité. C'est-à-dire que l'oxydation photochimique améliore l'élimination des matières organiques.

Pour le traitement biologique, on constate une augmentation rapide et significative de l'AOS au début du traitement qu'à la fin. Après que l'AOS atteigne un plateau, ses valeurs ne varient pas de manière significative. Les valeurs de l'AOS avec le système PhotoFenton + bactéries + microalgues montre une augmentation très importante de -45 à -0,5, suggérant que

la photo-oxydation combiné avec le traitement biologique en utilisant les bactéries et les microalgues améliore significativement la biodégradabilité comparativement aux autres systèmes de traitement.

3.2.9. Indice de couleur du lixiviat (CN)

Il s'appuie sur la mesure du coefficient d'absorption spectrale dans le domaine visible à trois longueurs d'onde différentes, comme indiqué par l'équation 5 (El Mrabet *et al.*, 2020) :

$$CN = \frac{Abs^2_{436} + Abs^2_{524} + Abs^2_{600}}{Abs_{436} + Abs_{524} + Abs_{600}} \quad (\text{équation 5})$$

Dans laquelle : Abs 436, Abs 524, Abs 600 sont les mesures d'absorbance correspondant aux longueurs d'onde 436, 524 et 600 nm respectivement.

Le lixiviat traité est soumis à un rayonnement avec des longueurs d'onde dans une gamme de 200 à 600 nm. Pour chaque longueur d'onde, l'absorbance est mesurée pour tracer les courbes de l'absorbance en fonction des longueurs d'onde après traitement chimique et biologique (voir annexe 9).

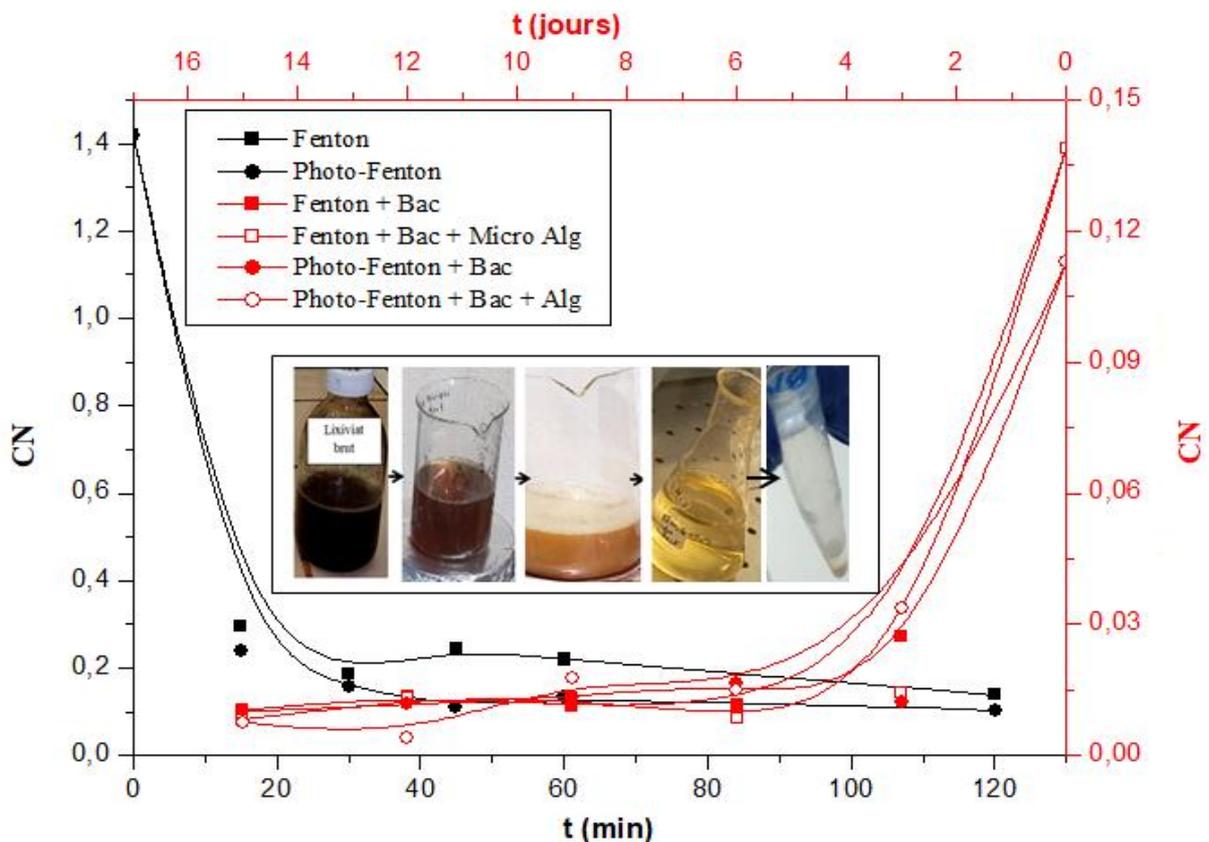


Figure 45 : Evolution de l'indice de couleur

D'après les résultats obtenus (figure 45), on remarque que l'indice de couleur (CN) du lixiviat montre une diminution rapide et significative pour les deux procédés (physico-chimique et biologique).

Pour le traitement chimique, les valeurs du CN du système Fenton et Photo-Fenton sont passées de 1,42 à 0,14 et 0,1 respectivement.

Au cours des six premiers jours du traitement hybride on observe une diminution notable des valeurs du CN. Au-delà de ce jour, une lente diminution est observée et la décoloration du lixiviat devient plus importante, où le CN atteint une valeur de 0.01. Cela peut être attribué à la dégradation des composés organiques contenues dans l'échantillon préalablement traité par le système Fenton et PhotoFenton, conduisant à une dégradation de couleur du lixiviat comme il est montré sur la figure 45.

3.3. Efficacité de la combinaison des procédés physicochimiques et biologiques pour la dégradation des composés organiques

Les polluants organiques et inorganiques présents dans les lixiviats des centres d'enfouissement technique entraînent de graves problèmes pour l'environnement lorsqu'ils sont directement déversés dans des masses d'eau sans traitement. En raison de l'existence de matières organiques récalcitrantes dans cet effluent, les procédés d'oxydation avancés sont appliqués avec succès au traitement du lixiviat (**Koçak et al., 2013**). Des travaux antérieurs confirment la pertinence du couplage des procédés d'oxydation avancée avec un traitement biologique pour l'élimination des composés organiques toxiques contenus dans les lixiviats (**Pulgarin et al., 1999; Adams & Kuzhikannil, 2000**).

Les procédés d'oxydation avancés ont été reconnus comme très efficaces pour améliorer la biodégradabilité de différentes eaux usées récalcitrantes, y compris les lixiviats (**Vilar et al., 2011; Vedrenne et al., 2012**).

En se basant sur les travaux menés dans la littérature et les résultats obtenus dans la présente étude, on peut conclure que la combinaison d'un prétraitement abiotique Fenton et Photo Fenton suivi d'un traitement biotique à travers une symbiose entre les bactéries et les microalgues s'est avéré efficace pour l'élimination d'un pourcentage très important des composés organiques présents dans le lixiviat étudié atteignant 99 % et 92.24% de la DCO et du COT respectivement.

En raison de la préoccupation croissante des rejets massifs de polluants organiques provenant des centres d'enfouissement, en particulier nous nous sommes intéressées au CET de la wilaya de Batna. Les déchets solides municipaux ont toujours été un problème écologique majeur. Les processus de dégradation et de transformation biochimique des déchets permettent la formation de lixiviats, véhiculant une importante charge minérale et organique. Cet effluent est caractérisé par une forte charge polluante en raison de leur nature hétérogène et considéré comme une menace à l'environnement et à la santé humaine. Il faut par ailleurs mentionner que peu d'études ont tenté d'évaluer la pollution de lixiviat notamment dans la wilaya de Batna.

L'objectif de cette étude était de réaliser une caractérisation physicochimique du lixiviat, afin de pouvoir entreprendre par la suite un traitement adéquat, c'est dans ce contexte que notre étude a été menée, Pour ce faire, nous avons opté pour un traitement hybride qui permettrait d'éliminer les polluants organiques présents dans cet effluent, aboutissant à une minéralisation de cette matière organique en réduisant sa toxicité. Par ailleurs, une comparaison des résultats de caractérisation du lixiviat avec les normes nationales et internationales a été effectuée et ce, afin d'évaluer le degré de pollution engendrée par ce CET. Cette approche nous permettrait ensuite de rejeter ces effluents traités dans l'environnement sans aucun risque en répondant aux normes de rejet les plus strictes.

Les résultats obtenus ont montré que cette matrice se caractérise par une forte charge polluante avec des concentrations élevées en azote total et les teneurs des polluants obtenues restent supérieures aux normes, il s'agit de lixiviat mature d'où la nécessité d'un prétraitement chimique suivi d'un traitement biologique. En effet, le procédé Photo-Fenton ($UV/Fe^{2+}/H_2O_2$) s'est avéré être un traitement efficace, combinant l'utilisation du fer comme catalyseur et du peroxyde d'hydrogène en présence de rayonnement UV, pour la réduction de la DCO dans le lixiviat par rapport au procédé classique Fenton étudiés (Fe^{2+}/H_2O_2).

En interprétant les résultats obtenus dans notre étude, nous pouvons conclure que ces procédés hybrides, en particulier le procédé Fenton/Photo-Fenton utilisé dans notre étude combiné avec un procédé biologique faisant intervenir des microorganismes, ont montré leurs capacités à dégrader efficacement la matière organique. Le procédé hybride (Photo-Fenton + bactéries + micro-algues) a prouvé sa capacité à atteindre des rendements élevés d'élimination de la demande chimique en oxygène 99.9% et 92.24% du carbone organique total. Il constitue

donc une bonne alternative pour le traitement des lixiviat pouvant aller jusqu'à la minéralisation complète.

Les concentrations de la DCO et du COT ont été remarquablement réduites, démontrant une bonne dégradation de la matière organique. Ces résultats confirment notre hypothèse initiale. Effectivement, les procédés hybrides utilisés dans notre étude ont démontré une efficacité remarquable dans l'élimination des composés organiques.

Ces résultats suggèrent qu'il serait préférable d'utiliser ces procédés hybrides à l'avenir afin de garantir une meilleure dégradation des polluants organiques tout en préservant les membranes à osmose inversée, utilisées dans les CET pour le traitement des lixiviat, et prolonger leur durée de vie. En optant pour cette approche, il serait possible d'améliorer les performances de traitement et de réduire davantage l'impact environnemental des substances toxiques présentes dans les lixiviats. En choisissant, ce procédé hybride, il sera possible d'obtenir de meilleurs résultats dans la dégradation des polluants organiques, contribuant ainsi à la préservation de l'environnement avec le moindre coût possible.

Comme Perspectives à nos travaux nous proposons :

- ✓ D'améliorer les conditions de cultures par exemple en terme de concentration, température, pH afin d'obtenir un meilleur rendement.
- ✓ L'optimisation du procédé du traitement hybride, il serait possible de parvenir à une amélioration de l'efficacité tout en minimisant le coût.
- ✓ De réaliser d'autres essais à l'échelle semi pilote (mini-station d'épuration), cela permettrait de tester de nouvelles méthodes ou technologies du traitement dans un environnement contrôlé avant de les mettre en œuvre à grande échelle.

- Abbas, A. A., Jingsong, G., Ping, L. Z., Ya, P. Y., & Al-Rekabi, W. S. (2009). Review on Landfill leachate treatments. *Journal of Applied Sciences Research*, 5(5), 534-545.
- Abbou, M. B., Fadil, F., & Haji, M. E. (2014). Évaluation de la qualité des cours d'eau de la ville de Taza utilisés dans l'irrigation des cultures maraîchères (Maroc). *Journal of Applied Biosciences*, 77, 6462-6473.
- Adams, C. D., & Kuzhikannil, J. J. (2000). Effects of UV/H₂O₂ preoxidation on the aerobic biodegradability of quaternary amine surfactants. *Water Research*, 34(2), 668-672.
- Aliouche, S., Kehila, Y., & Benkahoul, L. (2017). Modalités de sélection des sites d'enfouissement technique en Algérie et leur prise en charge par les instruments d'aménagement du territoire et d'urbanisme. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 10 p.
- Amara, S., Hamama, C., & Tedjini, C. (2021). *Impact de l'enfouissement des déchets solides urbains sur l'environnement*, Centre d'enfouissement technique d'Oued Allenda. Mémoire de Master : Biodiversité et Environnement : Université Echahid Hamma Lakhdar, 56 p.
- Amarouche, A., & Sadi, N. (2015). *Caractérisation et traitement des lixiviats issu de centre d'enfouissement technique de la ville de Bouira*. Mémoire de Master : Chimie Durable et Environnement. Bouira : Université Akli Mohand Oulhadj, 56 p.
- Ameta, R., Chohadia, A. K., Jain, A., & Punjabi, P. B. (2018). *Advanced oxidation processes for waste water treatment : Fenton and photo-Fenton processes*. Elsevier, 49-87.
- Amokrane, A., Comel, C., & Veron, J. (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Water research*, 31(11), 2775-2782.
- Amor, C., Torres-Sociás, E. D., Peres, J. A., Maldonado, M. I., Oller, I., Malato, S., & Lucas, M. S. (2015). Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined

- with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*, 286, 261-268.
- Anqi, T., Zhang, Z., Suhua, H., & Xia, L. (2020). Review on landfill leachate treatment methods. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 565(1), 12038.
- Aran, C. (2001). *Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage*. Thèse de doctorat : Sciences de la Terre et de l'Environnement Mécanique des Fluides : Institut National Polytechnique de Toulouse, 249 p.
- Asnour, M. (2017). *Optimisation de la gestion des déchets ménagers dans quelques villes de l'Ouest algérien*. Thèse de doctorat : Génie Analytique et Environnemental : Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem, 110 p.
- Ateş, H., & Argun, M. E. (2021). Advanced oxidation of landfill leachate: Removal of micropollutants and identification of by-products. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125326.
- Auger, C. (2021). *Comparaison des réponses de quatre espèces de saule à divers traitements d'inondation et de surfertilisation en azote*. Mémoire : Biologie végétale : Université de Montréal, 75 p.
- Baig, S., Coulomb, I., Courant, P., & Liechti, P. (1999). Treatment of landfill leachates : Lapeyrouse and Satrod case studies. *Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, 21(1), 1-22.
- Beji, O. (2018). *Traitement des eaux usées dans des bioréacteurs multitrophiques grâce à des floes de microalgues-bactéries valorisables en biogaz*. Thèse de doctorat : Génie des procédés et des Produits et des Molécules : Université de Carthage (Tunisie) et l'Université de Lorraine (France), 215 p.

- Belahlou, khalida, & Nouar, hayette. (2019). *Photodégradation d'un polluant organique par le system Fer-H2O2 en solution aqueuse en phase hétérogène*. Mémoire de Master : Chimie de l'environnement : Université des Frères Mentouri Constantine, 56 p.
- Belahmadi, M. S. O. (2011). *Etude de la biodégradation du 2,4-dichlorophénol par le microbiote des effluents d'entrée et de sortie de la station d'épuration des eaux usées d'ibn Ziad* .Mémoire de Master : Microbiologie appliquée et Biotechnologies Microbiennes : Université Mentouri Constantine, 84 p.
- Beldjilali, Z. (2022). *Etude de la photo-réduction d'un métal lourd sous la lumière visible et solaire par un nouveau semi-conducteur*. Mémoire de Master : Génie Chimique. Mostaganem : Université Abdelhamid Ibn Badis, 60 p.
- Belghali, N., & Dries, H. (2017). *Impact du centre d'enfouissement technique de Ras Bouira sur la diversité floristique*. Mémoire de Master : Sciences et Gestion de l'Environnement. Bouira : Université Akli Mohand Oulhadj, 47 p.
- Belhadj, H. (2011). *Dégradation photochimique du rose de Bengale (Colorant Xanthénique) par différents procédés d'oxydation avancée et sur des supports inorganiques chromophores en solution aqueuse*. Mémoire de Master : Chimie physique et analytique : Université Mentouri Constantine, 113 p.
- Belle, E., Genevois, V., Mudry, J., & Aleya, L. (2008). Distribution annuelle de bacteries indicatrices au niveau de la decharge d'ordures menageres d'etueffont (france). Annual distribution of bacterial indicators generated by the domestic wastes from the landfill of etueffont (france). *Environmental technology*, 29(2), 207-216.
- Ben Cherif, H. (2022). *Prétraitement de lixiviats du centre d'enfouissement technique de Bordj Bou Arreridj par coagulation-floculation*. Mémoire de Master : Gestion de Changement de l'Environnement en Méditerranée : Université de Mohamed El Bachir El-Ibrahimi Bordj Bou Arreridj, 62 p.

- Benguit, A. (2019). *Post-traitement des lixiviats de compostage et de site d'enfouissement sanitaire par voie électrolytique*. Mémoire de Master :Sciences de l'eau : Université du Québec, 112 p.
- Benhamouda, K., & Sehil, T. (2017). *Degradation photochimique des colorants cationiques sur des supports inorganiques chromophores en solution aqueuse*. Thèse de doctorat : Chimie Analytique et Environnement : Université des Frères Mentouri-Constantine 1, 184 p.
- Bennadir, S., & Fentiz, S. (2013). *La gestion des déchets ménagers : Cas d'étude du centre d'enfouissement technique de " Bamendil" Ouargla*. Mémoire de Master : Analyse et Contrôle de la Qualité. Ouargla : Université Kasdi Merbah, 66 p.
- Bennama, T., Younsi, A., & DEBAB, A. (2011). Evolution spatio-temporelle de la physico-chimie, microbiologie et écotoxicologie des lixiviats de la décharge publique d'el-kerma (Oran, Algérie). *Algerian Journal of Arid Environment "AJAE", 1(2), 22-31.*
- Benradi, F., El Yahyaoui, A., Bouhlassa, S., Nounah, A., Cherkaoui, E., & Ghrissi, F. (2013). Epaisseur des concentrats d'osmose inverse (Thickening of concentrates from reverse osmosis). *Journal of Materials and Environmental Science, 4(6), 832-839.*
- Benson, H. J. (2002). *Microbiological Applications : Laboratory Manual in General Microbiology*. Royaume-Uni : McGraw-Hill, 478 p.
- Benyoucef, F., Baati, S., Makan, A., & El Ghmari, A. (2021). Traitement par évaporation solaire de lixiviats de déchets ménagers au Maroc. *Environnement, Ingénierie & Développement, 1, 20-25.*
- Benyoucef, F., El Ghmari, A., & Ouatmane, A. (2015). Essai de traitement des lixiviats par UASB : Cas de la ville de Kasba Tadla. *Déchets Sciences et Techniques, 70, 3-10.*

- Berthe, C. (2006). *Etude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés*. Thèse de doctorat : chimie et microbiologie de l'eau. France : Université de Limoges, 188 p.
- Bold, H. C. (1949). Some cytological aspects of *Chlamydomonas-Chlamydogama*. *American Journal of Botany*, 10, 795-795.
- Bolyard, S. C., Reinhart, D. R., & Richardson, D. (2019). Conventional and fourier transform infrared characterization of waste and leachate during municipal solid waste stabilization. *Chemosphere*, 227, 34-42.
- Bouchar, F. (2010). Mesure de Salinité. *Ralisation d'un conductimètre*. *Tenum Toulouse*, 24 p.
- Bouchentouf, M., & Abdarrahmane, M. (2021). *Traitement des eaux usées par les microalgues*. Mémoire de Master : Génie chimique : Université Ahmed Draïa Adrar, 84 p.
- Bouchet, C. (2014). Traitement des lixiviats: Des effluents complexes qui nécessitent un traitement poussé. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*, 371.
- Bouras, A., & Boudehir, N. (2016). *Traitements physico-chimiques et biologiques des lixiviats de décharge*. Mémoire de Master : Chimie de l'environnement. Tizi-Ouzou : Université Mouloud Mammeri, 87 p.
- Bourenane, A., & Mimouni, H. (2020). *Du rejet des déchets ménagers au Centre d'Enfouissement Technique de Touggourt : Quel état des lieux?*. Mémoire de Master : Ecologie et Environnement. Ourgla : Université Kasdi Merbah, 96 p.
- Bourrie, G. (1976). Relations entre le pH, l'alcalinité, le pouvoir tampon et les équilibres de CO₂ dans les eaux nature. *Lettre de l'Association (AFES)*, 3, 145-159.

- Boutaleb, A., & Touaher, H. (2019). *Etat des lieux du Centre d'Enfouissement Technique Bamendil (Commune de Ouargla)*. Mémoire de Master : Ecologie Végétale et Environnement. Ourgla : Université Kasdi Merbah, 85 p.
- Bove, D., Merello, S., Frumento, D., Arni, S. A., Aliakbarian, B., & Converti, A. (2015). A Critical Review of Biological Processes and Technologies for Landfill Leachate Treatment. *Chemical Engineering & Technology*, 38(12), 2115-2126.
- Brillas, E., Sirés, I., & Oturan, M. A. (2009). Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry. *Chemical Reviews*, 109(12), 6570-6631.
- Buck, R., Rodinini, S., Covington, A., Baucke, F., Brett, C., Camoes, M., Milton, M., Mussini, T., Naumann, R., Pratt, K., Spitzer, P., & Wilson, G. (2002). Measurement of pH. Definition, Standards, and Procedures. *Pure and Applied Chemistry*, 74(11), 2169-2200.
- Chacón, J. M., Teresa Leal, Ma., Sánchez, M., & Bandala, E. R. (2006). Solar photocatalytic degradation of azo-dyes by photo-Fenton process. *Dyes and Pigments*, 69(3), 144-150.
- Chaudhari, L. B., & Murthy, Z. V. P. (2010). Treatment of landfill leachates by nanofiltration. *Journal of environmental management*, 91(5), 1209-1217.
- Chebli, D. (2012). *Traitement des eaux usées industrielles : Dégradation des colorants azoïques par un procédé intégré couplant un procédé d'oxydation avancée et un traitement biologique*. Thèse de doctorat : Génie Chimique : Université Ferhat Abbas, 191 p.
- Chemlal, R., Azzouz, L., Kernani, R., Abdi, N., Lounici, H., Grib, H., Mameri, N., & Drouiche, N. (2014). Combination of advanced oxidation and biological processes for the landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 73, 281-289.

- Chergui Bouafia, S., & Alloune, R. (2007). Procédé d'oxydation avancée pour le traitement des eaux usées: Principe et applications. *Rev. Energ. Renouvelables ICRESD-07 Tlemcen*, 163-170.
- Chihaoui, G. (2017). Les centres d'enfouissement technique pour la protection de l'environnement en Algérie. *Revue de droit public algérien et comparé*, 3(2), 32-45.
- Chin, Y.-P., Aiken, G., & O'Loughlin, E. (1994). Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environmental science & technology*, 28(11), 1853-1858.
- Chofqi, A., Younsi, A., Mania, J., Mudry, J., & Veron, A. (2007). Lixiviat de la décharge publique d'El Jadida (Maroc): Caractérisation et étude d'impact sur la nappe phréatique. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 4-10.
- Chograni, Y. (2017). *Gestion du CET II (Centre d'enfouissement Technique des déchets ménagers) de Hammame Boughrara et risque environnementaux*. Mémoire de Master : Pathologies des écosystèmes : Université de Tlemcen, 56 p.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., & Heron, G. (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7), 659-718.
- Cornu, P. (2012). *Les polychlorobiphényles: Enjeux environnementaux et sanitaires, et mycoremédiation* [Thèse de doctorat]. Thèse de doctorat de pharmacie, Grenoble. 101p.
- Crem, K. (2016). *Interactions entre microalgues et bactéries dans l'environnement marin*. Thèse de doctorat : Microbiologie Marine. Paris : Université Pierre et Marie Curie, 272 p.

- De Morais, J. L., & Zamora, P. P. (2005). Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of hazardous materials*, 123(1-3), 181-186.
- Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadki, O., & Belghity, D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, 8, 101-112.
- Derwich, E., Beziane, Z., Benaabidate, L., & Belghyti, D. (2008). Evaluation de la qualité des eaux de surface des Oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraîchère au Maroc. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, 7, 59-77.
- Dia, O. (2017). *Combinaison des procédés de biofiltration et d'électrocoagulation pour le traitement des lixiviats des sites d'enfouissement sanitaires*. Thèse de doctorat : Sciences de l'eau : Université du Québec, 377 p.
- Dia, O., Drogui, P., Dubé, R., & Buelna, G. (2016). Utilisation des procédés électrochimiques et leurs combinaisons avec les procédés biologiques pour le traitement des lixiviats de sites d'enfouissement sanitaires—Revue de littérature. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 29(1), 63-89.
- Djemaci, B. (2012). *La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments d'efficacité*. Thèse de doctorat : Sciences Economiques : Université de Rouen, 380 p.
- Djemaci, B. (2018). Application de l'analyse coûts-bénéfices élimination des déchets municipaux en Algérie. *International Journal of Economic Performance*, 01(01), 179-202.
- Djemaci, B., & Zaïd-Chertouk, M. A. (2011). La gestion intégrée des déchets solides en Algérie. Contraintes et limites de sa mise en oeuvre. *CIRIEC*, 4, 71 p.

- Dogaris, I., Ammar, E., & Philippidis, G. P. (2020). Prospects of integrating algae technologies into landfill leachate treatment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 36(3), 36-39.
- Doucet, J. (2022). *Traitement simultané des nitrates et du méthane des sites d'enfouissement à l'aide de bactéries méthanotrophes par biofiltration*. Mémoire : Génie des eaux : Université Laval, 120 p.
- Dussault, D. (2017). *Biodégradation par saprotrophes fongiques des matières résiduelles de textiles synthétiques : Enjeux environnementaux et économiques*. Thèse de doctorat : Sciences de l'environnement : Université du Québec, 141 p.
- Edelahi, M. C. (2004). *Contribution à l'étude de dégradation in situ des pesticides par procédés d'oxydation avancés faisant intervenir le fer. Application aux herbicides phénylurées*. Thèse de doctorat : Chimie : Université de Marne la Vallée, 174 p.
- El Bada, N., Assobhei, O., Kebbabi, A., Mhamdi, R., & Mountadar, M. (2010). Caractérisation et prétraitement du lixiviat de la décharge de la ville d'Azemmour. *Déchets Sciences et Techniques*, N°58, 36 p.
- El Fadel, H., Merzouki, M., Faouzi, M., Chaouch, M., & Benlemlih, M. (2012). Traitement biologique et chimique des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès au Maroc. *Techniques Sciences Méthodes*, 6, 39-51.
- El Fadel, M., BouZeid, E., Chahine, W., & Alayli, B. (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, 22(3), 269-282.
- El Kharmouz, M., Mohamed, S., Saadi, S., & Chafi, A. (2013). Evaluation de la phytotoxicité et du stress salin des sols de l'ancienne décharge publique de la ville d'Oujda : Bio-essais de laboratoire. *Les technologies de laboratoire*, 8(32), 63-70.

- El Mrabet, I., Benzina, M., Valdés, H., & Zaitan, H. (2020). Treatment of landfill leachates from Fez city (Morocco) using a sequence of aerobic and Fenton processes. *Scientific African*, 8, 9 p.
- El Mrabet, I., Kachabi, M., Nawdali, M., Harrach, A., Khalil, F., Ijjaali, M., Benzina, M., & Zaitan, H. (2018). Treatment of landfill leachate from Fez city (Morocco) using Fenton and photo-Fenton processes. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 161(1), 9 p.
- Eyrignoux, R. (2013). *Estimation des concentrations de polluants par spectrophotométrie UV/visible: Problèmes de calibration et d'adaptation aux évènements pluvieux*. Mémoire de Master : Ecologie et pollution : Lyon, 57 p.
- Ez Zoubi, Y., Merzouki, M., Bennani, L., El Ouali Lalami, A., & Benlemlih, M. (2010). Procédé pour la réduction de la charge polluante du lixiviat de la décharge contrôlée de la ville de Fès. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 58, 22-29.
- Ghazali, D., & Zaid, A. (2013). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama Jerri (région de Meknes –Maroc). *Larhyss Journal*, 12, 25-36.
- Godfred, A. (2017). *Traitement de lixiviat par voie biologique*. Mémoire de Master : Ingénierie et Gestion de l'Eau et de l'Assainissement : Université Abdelmalek Essaâdi, 70 p.
- Goel, R. K., Flora, J. R. V., & Ferry, J. (2003). Mechanisms for naphthalene removal during electrolytic aeration. *Water Research*, 37(4), 891-901.
- Gonçalves, A. L., Pires, J. C., & Simões, M. (2017). A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, 24, 403-415.

- Gotvajn, A. Ž., Zagorc-Končan, J., Derco, J., Almasiova, B., & Kassai, A. (2009). Oxidative pretreatment of fresh and mature landfill leachate. *Journal of Advanced Oxidation Technologies*, 12(1), 71-80.
- Grisey, E. (2013). *Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement-Site d'étude : L'ISDND d'Etueffont (Territoire de Belfort-France)*. Thèse de doctorat : Sciences de la terre et de l'environnement : Université de Franche-Comté, 209 p.
- Grymonpré, D. R., Sharma, A. K., Finney, W. C., & Locke, B. R. (2001). The role of Fenton's reaction in aqueous phase pulsed streamer corona reactors. *Chemical Engineering Journal*, 82(1), 189-207.
- Guesmia, B. S. E., & Amine, M. (2020). *Etude comparative de traitement de lixiviats par voie chimique et électrochimique*. Mémoire de Master : Chimie des Matériaux : Université Mohamed Boudiaf Msila, 72 p.
- Guettioui, I., & Ould-Rouis, I. (2013). *Etude Géotechnique d'un CET (centre d'enfouissement technique)*. Mémoire de Master : Géotechnique : Université Yahia Fares de Medea, 64 p.
- Guillonnet, S., De Laat, J., & Doré, M. (1990). Etude cinétique de la photodécomposition de l'ozone en solution aqueuse par irradiation UV [Agrave] 253.7 nm. *Environmental technology*, 11(5), 477-490.
- Hammami, S. (2008). *Étude de dégradation des colorants de textile par les procédés d'oxydation avancée. Application à la dépollution des rejets industriels*. Thèse de doctorat : Géomatériaux : Université Paris-Est et Tunis El Manar, 190 p.
- Haouari, anissa, & Yahiaoui, ilhem. (2018). *Traitement et purification des lixiviats d'ordures ménagères par le procédé d'oxydation avancée*. Mémoire de Master : Environnement : Université Yahia Fares de Medea, 103 p.

- Henry, Y. (1999). *Démonstration de faisabilité de la nitrification et de la dénitrification d'un lixiviat de lieu d'enfouissement sanitaire avec de la tourbe granulaire*. Mémoire : Génie Chimique : Université Montréal, 161 p.
- Hu, X., Wang, X., Ban, Y., & Ren, B. (2011). A comparative study of UV–Fenton, UV–H₂O₂ and Fenton reaction treatment of landfill leachate. *Environmental technology*, 32(9), 945-951.
- Idlahcen, A., Souabi, S., Taleb, A., Zahidi, K., & Bouezmarni, M. (2014). Evaluation of pollution generated by landfill leachate public of the city of mohammedia and its impact on the groundwater quality/evaluation de la pollution generee par les lixiviats de la decharge publique de la ville de mohammedia et son impact sur la qualite des eaux souterraines. *Scientific Study & Research. Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry*, 15(1), 35.
- Josse, R. G., Toklo, R. M., Dossou-Yovo, P., Fatombi, J. K., Senou, S. F., & Topanou, N. (2016). Corrélation entre les résultats physico-chimiques et microbiologiques des lixiviats du lieu d'enfouissement sanitaire (LES) de Ouèssè/Ouidah et ceux des eaux souterraines et superficielles du milieu. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(2), 875.
- Kalčíková, G., Zupančič, M., Levei, E. A., Miclean, M., Englande, A. J., & Žgajnar Gotvajn, A. (2015). Application of multiple toxicity tests in monitoring of landfill leachate treatment efficiency. *Environmental monitoring and assessment*, 187, 1-14.
- Kamal, A., Makhatova, A., Yergali, B., Baidullayeva, A., Satayeva, A., Kim, J., Inglezakis, V. J., Pouloupoulos, S. G., & Arkhangelsky, E. (2022). Biological treatment, advanced oxidation and membrane separation for landfill leachate treatment: A review. *Sustainability*, 14(21), 14427.

- Kefkaf, S., & Yahiaoui, K. (2020). *Valorisation des procédés d'oxydation avancées .Application du procédé photo-Fenton pour l'élimination des polluants émergents.* Mémoire de Master : Génie de l'Environnement. Blida : Université Saad Dahleb, 41 p.
- Kehila, Y., Aina, M., Mezouari, F., Matejka, G., & Mamma, D. (2007). Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les PED vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine. *Actes des JSIRAUF, Hanoi*, 6-9.
- Kehila, Y., Mezouari, F., & Matejka, G. (2009). Impact de l'enfouissement des déchets solides urbains en Algérie: Expertise de deux centres d'enfouissement technique (CET) à Alger et Biskra. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 29-38.
- Kehila, Y., MEZOUARI, F., & MATEJKA, G. (2011). Intérêt des matériaux geosynthétiques dans la conception des centres d'enfouissement technique (CET) en Algérie. *studia geotechnica et mechanica*, 33(3), 51-60.
- Kernani, R. (2010). *Traitement du lixiviat par procédé d'oxydation avancée (POA) avec TiO₂ comme catalyseur.* Mémoire de Magister : Gestion et Protection de l'Environnement : Ecole nationale polytechnique, 110 p.
- Khalfallah, W., Mehdi, M., Lounis, Z., & Talbi, Z. (2019). Traitement des lixiviats du Centre d'Enfouissement Technique de Hassi Bounif par l'utilisation de deux types d'adsorbants (Bentonite et Zéolithe LTA). *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 5(4), 1185-1196.
- Khalifaoui, A. (2017). *Etude expérimentale de l'élimination de polluants organiques et inorganiques par adsorption sur des matériaux naturels.* Thèse de doctorat : Génie des procédés : Université Mentouri de Constantine, 152 p.
- Khattabi, H., Aleyai, L., Lovy, C., & Mania, J. (2001). Évaluation de l'impact des lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères sur la qualité physico-chimique et

- bactériologique des eaux d'un ruisseau de Franche-Comté. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 24, 3.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297-336.
- Koçak, S., Güney, C., Argun, M. T., Tarkin, B., Kirtman, E. Ö., Akgül, D., & Mertoglu, B. (2013). Treatment of landfill leachate by advanced oxidation processes. *Marmara Fen Bilimleri Dergisi*, 25(2), 51-64.
- Kouassi, A. E., Ahoussi, K. E., Koffi, Y. B., Kouame, I. K., Soro, N., & Biemi, J. (2014). Caractérisation physico-chimique du lixiviat d'une décharge de l'Afrique de l'ouest: Cas de la décharge d'Akouedo (Abidjan-Côte d'Ivoire). *LARHYSS Journal*, 19, 63-74.
- Kow, S.-H., Fahmi, M. R., Abidin, C. Z. A., & Soon-An, O. (2016). Advanced oxidation processes: Process mechanisms, affecting parameters and landfill leachate treatment. *Water Environment Research*, 88(11), 2047-2058.
- Kulikowska, D., & Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(13), 5981-5985.
- Kuo, W. G. (1992). Decolorizing dye wastewater with Fenton's reagent. *Water Research*, 26(7), 881-886.
- Kurniawan, T. A., Lo, W., & Chan, G. Y. (2006a). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1), 80-100.
- Kurniawan, T. A., Lo, W., & Chan, G. Y. S. (2006). Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*, 125(1), 35-57.

- Labadi, N., & Saadoudi, M. (2019). *Contribution à l'étude de caractérisation des lixiviats du centre d'enfouissement technique d'El Oued (CET)*. Mémoire de Master : Biodiversité et environnement : Université d'Echahid Hamma Lakhdar. El-Oued, 90 p.
- Laceb, N., & Meziani, H. (2013). *Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et leurs traitements par adsorption sur Hydroxyapatite*. Mémoire de Master : Chimie de l'Environnement. Tizi-Ouzou : Université Mouloud Mammeri, 74 p.
- Lachassagne, D. (2014). *Devenir de micropolluants présents dans les boues d'épuration, du traitement à l'épandage agricole : Application aux micropolluants métalliques (Cd, Cu) et organiques (médicaments) issus du traitement biologique conventionnel d'effluents urbains ou hospitaliers*. Thèse de doctorat : Eau, Sol, Environnement : Université de Limoges, 269 p.
- Lamraoui, T. (2015). *Evaluation du mode de traitement des déchets au niveau du centre d'enfouissement technique de Oued Falli*. Mémoire de Master : Gestion des Déchets Solides : Université Mouloud Mammeri, 60 p.
- Leblond, P., Fischer, G., Francou, F.-X., Berger, F., Guérineau, M., & Decaris, B. (1996). The unstable region of *Streptomyces ambofaciens* includes 210 kb terminal inverted repeats flanking the extremities of the linear chromosomal DNA. *Molecular microbiology*, 19(2), 261-271.
- Li, Z. M., Shea, P. J., & Comfort, S. D. (1997). Fenton Oxidation of 2,4,6-Trinitrotoluene in Contaminated Soil Slurries. *Environmental Engineering Science*, 14(1), 55-66.
- Lin, S. H., & Lo, C. C. (1997). Fenton process for treatment of desizing wastewater. *Water research*, 31(8), 2050-2056.
- Lokbani, O., & Bensouna, M. (2017). *Les risques de la pollution du milieu naturel par les lixiviats des décharges contrôlées. Cas du centre d'enfouissement technique de*

- Maghnia*. Mémoire de Master : Technologies de Traitement des Eaux : Université Aboubakr Belkaïd, 88 p.
- Lornage, R. (2006). *Comparaison de trois filières de stockage d'ordures ménagères Etude du comportement des déchets en pilotes semi industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées*. Thèse de doctorat : Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain : Université Claude Bernard. Lyon, 266 p.
- Louiza, H., & Zeroual, A. (2020). Management and Valorization of Urban Solid Waste : Landfills of the Batna City Case. *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*, 15(5), 659-665.
- Mansouri-Reguig, N. (2020). *Impacts de l'implantation d'un centre d'enfouissement technique sur l'environnement immédiat : Exemple du cet d'El Haria*. Thèse de doctorat : Chimie de l'environnement. Constantine : Université des frères Mentouri Constantine1, 138 p.
- Maoui, A., Kherouf, M., & Derradji, F. (2011). Évolution de la pollution des eaux de l'Oued El Mellah (Djelfa région steppique de l'Algérie). *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, 7(3), 49-54.
- Martin, P. A. (2006). *Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED: contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et sa validation expérimentale sur sites*. Thèse de doctorat : Chimie et Microbiologie de l'Eau : Université de Limoges, 224 p.
- Masson, M., Guigues, N., Arhror, M., Raveau, S., Brosse, C., & Forquet, N. (2019). *Caractérisation de la matière organique d'eaux résiduaires et d'eaux de surface par les sondes spectrophotométriques UV-Visible*, 77 p.
- Matejczyk, M., Płaza, G. A., Nałęcz-Jawecki, G., Ulfing, K., & Markowska-Szczupak, A. (2011). Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical,

- microbiological and ecotoxicological testing of leachates. *Chemosphere*, 82(7), 1017-1023.
- Mebarki, B. (2018). *Etude technoéconomique de la conversion électrique du biogaz en Algérie. Cas du CET de Batna*. Thèse de doctorat : Energétique : Université de Batna 2 Mostefa Benboulaïd, 148 p.
- Mebarki, B., Adouane, B., Khaldi, F., Dehimi, S., & Haddad, D. (2015). Theoretical estimation of the production of biogas from the landfill of Batna city and its electrical conversion by a SOFC. *International Journal of Hydrogen Energy*, 40(39), 13799-13805.
- Mehdi, M. M., Belabbed, B. E., Djabri, L., Hani, A., & Laour, R. (2007). *Caractéristiques de la décharge publique de la ville de Tiaret et son impact sur la qualité des eaux souterraines*. 8, 93-99.
- Metahri, M. S. (2012). *Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes : Cas de la STEP est de la ville de Tizi Ouzou*. Thèse de doctorat : Génie des Procédés. Tizi Ouzou : Université Mouloud Mammeri, 148 p.
- Mille-Lindblom, C., Fischer, H., & J. Tranvik, L. (2006). Antagonism between bacteria and fungi: Substrate competition and a possible tradeoff between fungal growth and tolerance towards bacteria. *Oikos*, 113(2), 233-242.
- Mohammedi, D. (2016). *Les risques de la pollution du milieu naturel par les lixiviats des décharges contrôlées. Cas du centre d'enfouissement technique de Tlemcen*. Mémoire de Master : Technologie de Traitement des Eaux. Tlemcen : Université Aboubakr Belkaïd, 87 p.
- Morin Crini, N., & Crini, G. (2020). *Eaux industrielles contaminées : Réglementation, paramètres chimiques et biologiques & procédés d'épuration innovants : Procédés*

- d'oxydation avancée pour le traitement des eaux : Presses universitaires de Franche-Comté, 417-445.
- Mougin, C., Chaplain, V., Gaillardon, P., Sigoillot, J.-C., Laugero, C., & Asther, M. (1996). *Le traitement biologique des sols pollués par des composés organiques*. 28, 49-56.
- Moustafa, A. (2021). *Caractérisation chimique (minérale et organique) des lixiviats issus de la décharge des déchets à Tripoli-Liban*. Thèse de doctorat : Chimie organique, minérale, industrielle : Université de Lille, 128 p.
- Movasaghi, Z., Rehman, S., & ur Rehman, D. I. (2008). Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy of biological tissues. *Applied Spectroscopy Reviews*, 43(2), 134-179.
- Münnich, K., Mahler, C. F., & Fricke, K. (2006). Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil. *Waste management*, 26(2), 150-157.
- Nair, A. T., Senthilnathan, J., & Nagendra, S. S. (2019). Application of the phycoremediation process for tertiary treatment of landfill leachate and carbon dioxide mitigation. *Journal of Water Process Engineering*, 28, 322-330.
- Naumczyk, J., Prokurat, I., & Marcinowski, P. (2012). Landfill Leachates Treatment by H₂O₂/UV, O₃/H₂O₂, Modified Fenton, and Modified Photo-Fenton Methods, 9 p.
- Ngaram, N. (2011). *Contribution à l'étude analytique des polluants (en particulier de type métaux lourds) dans les eaux du fleuve Chari lors de sa traversée de la ville de N'Djamena*. Thèse de doctorat : Chimie : Université Claude Bernard-Lyon I; Université de N'Djaména, 164 p.
- Ngô, C., & Régent, A. (2008). *Déchets, effluents et pollution Impact sur l'environnement et la santé* : Les déchets. Paris. Dunod (2^{ème} édition), 178 p.
- Nouri, M., & Haddioui, A. (2016). Les techniques de dépollution des sols contaminés par les métaux lourds : Une revue (The remediation techniques of heavy metals contaminated soils: a review). *Maghrebien Journal of Pure and Applied Science*, 2(2), 2-58.

- Oturan, M. A., Oturan, N., & Aaron, J.-J. (2004). Traitement des micropolluants organiques dans l'eau par des procédés d'oxydation avancée. *Actualité Chimique*, 57-64.
- Ould Ali, O. (2018). *Impact des décharges à ciel ouvert sur la qualité environnementale de l'Oued Cheliff (Algérie)*. Thèse de doctorat : chimie: Université de Perpignan Via Domitia -Université de Mostaganem, 188 p.
- Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., & Gomec-Yangin, C. (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste management*, 23(5), 441-446.
- Peak, D. (2013). Fourier Transform Infrared Spectroscopic Methods of Soil Analysis. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier, 80-85.
- Peng, Y. (2017). Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S2567-S2574.
- Pointing, S. (2001). Feasibility of bioremediation by white-rot fungi. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1-2), 20-33.
- Poulicek, M. (1994). *Biodégradation des molécules organiques naturelles et artificielles en milieu marin*. Institut océanographique, 101 p.
- Pulgarin, C., Invernizzi, M., Parra, S., Sarria, V., Polania, R., & Péringier, P. (1999). Strategy for the coupling of photochemical and biological flow reactors useful in mineralization of biorecalcitrant industrial pollutants. *Catalysis Today*, 54(2), 341-352.
- René, M. (2009). *Le traitement des déchets : Les lixiviats*. Paris : Lavoisier. 678 p.
- Renou, S., Poulain, S., Moulin, P., & Gagnaire, J. (2008). Les filières classiques de traitement des lixiviats. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*, 311, 66-73.
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., & Brunet, R. (2009). *L'analyse de l'eau : Biodégradabilité des eaux usées*. Paris : (9ème Edition) Dunod, 1529 p.

- Rouez, M. (2008). *Dégradation anaérobie de déchets solides : Caractérisation, facteurs d'influence et modélisations*. Thèse de doctorat : Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 259 p.
- Rubio, J., Souza, M. L., & Smith, R. W. (2002). Overview of flotation as a wastewater treatment technique. *Minerals engineering*, 15(3), 139-155.
- Saidi, F. Z. (2013). *Élimination du bleu de méthylène par des procédés d'oxydation avancée*. Mémoire de Master : Chimie Inorganique et Environnement. Tlemcen : Université Abou Bakr Belkaid, 88 p.
- Salah, zakaria redouane. (2010). *Élimination d'un polluant organique par photo dégradation par des photo-inducteurs en phase homogène et hétérogène*. Mémoire de Magister : Chimie analytique et physique : Université Mentouri Constantine, 128 p.
- Sall, P. M. (2014). *Étude du compost et du lixiviat obtenus par cocompostage des résidus agroalimentaires à la ferme*. Mémoire : Biologie végétale : Université Laval, 111 p.
- Scott, J. P., & Ollis, D. F. (1995). Integration of chemical and biological oxidation processes for water treatment: Review and recommendations. *Environmental Progress*, 14(2), 88-103.
- Sefouhi, L., Kalla, M., & Aouragh, L. (2010a). Etude pour une gestion durable des déchets ménagers de la ville de Batna (Algérie). *Environnement, Ingénierie & Développement*, 11-15.
- Sefouhi, L., Kalla, M., & Aouragh, L. (2010b). Trends and problems of municipal solid waste management in Batna city and prospects for a sustainable development. *Int. J. of Sustainable Water & Environmental Systems*, 1(1), 15-20.
- Sefouhi, L., Kalla, M., & Bahmed, L. (2014). Assessment of different methods of treatment for an integrated municipal waste management for an Algerian city. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 25(4), 493-504.

- Shaikh, T. N., & Agrawal, S. A. (2014). Qualitative and quantitative characterization of textile material by Fourier transform infra-red. *IJRSET*, 3(1), 8502.
- Sillet, A. A., Royer, S., Coque, Y., Bourgois, J., & Thomas, O. (2001). Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. *Environnement, Ingénierie & Développement*, N°22-2ème Trimestre 2001, 11 p.
- Silva, A. C., Dezotti, M., & Sant'Anna, G. L. (2004). Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, 55(2), 207-214.
- Skoumal, M., Rodríguez, R. M., Cabot, P. L., Centellas, F., Garrido, J. A., Arias, C., & Brillas, E. (2009). Electro-Fenton, UVA photoelectro-Fenton and solar photoelectro-Fenton degradation of the drug ibuprofen in acid aqueous medium using platinum and boron-doped diamond anodes. *Electrochimica Acta*, 54(7), 2077-2085.
- Smaoui, Y., & Bouzid, J. (2019). Déchets du centre d'enfouissement technique de Sfax (Tunisie): Nature, composition et traitement. *Déchets Sciences et Techniques*, 82, 25-34.
- Sruthi, T., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018). Stabilized landfill leachate treatment using heterogeneous Fenton and electro-Fenton processes. *Chemosphere*, 210, 38-43.
- Stumwöhrer, K., Matsché, N., & Winkler, S. (2003). Influence of changes of the wastewater composition on the applicability of UV-absorption measurements at combined sewer overflows. *Water Science and Technology*, 47(2), 73-78.
- Sutherland, D. L., & Ralph, P. J. (2019). Microalgal bioremediation of emerging contaminants Opportunities and challenges. *Water Research*, 164, 114921 p.
- Tahiri, A., Destain, J., Thonart, P., & Druart, P. (2014). Valorisation et propriétés des substances humiques des lixiviats de décharge (Valorization and properties of landfill

- leachates humic substances). *Journal of Materials and Environmental Science*, 5, 2495-2498.
- Tarkwa, J. B. (2019). *Elimination des polluants organiques des effluents industriels aqueux par plasma non-thermique de type glidarc et le procédé photo-Fenton : Optimisation des procédés et mécanisme d'oxydation des polluants*. Thèse de doctorat : Sciences et techniques de l'environnement : Université Paris-Est et Université de Yaoundé I. 136 p.
- Teng, C., Zhou, K., Peng, C., & Chen, W. (2021). Characterization and treatment of landfill leachate : A review. *Water research*, 203, 117525.
- Thomas, O., & Mazas, N. (1986). La mesure de la demande chimique en oxygène dans les milieux faiblement pollués. *Analisis*, 14, 300-302.
- Thonart, P., Steyer, E., Drion, R., & Hilgsmann, S. (1998). La gestion biologique d'une décharge. *Tribune de l'eau*, 590, 17 p.
- Tkachenko, Y., & Niedzielski, P. (2022). FTIR as a Method for Qualitative Assessment of Solid Samples in Geochemical Research: A Review. *Molecules*, 27(24), 8846.
- Trabelsi, H. (2014). *Etude de la dégradabilité et de la toxicité des colorants par ozonation et photocatalyse*. Thèse de doctorat : Chimie : Université de Monastir Monastir, Tunisie, 143 p.
- Trabelsi, S. (2011). *Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : Application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir"*. Thèse de doctorat : sciences et technologies de l'environnement : Université Paris-Est, 210 p.
- Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., & Quemeneur, F. (2001). Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Research*, 35(12), 2935-2942.

- Ushikoshi, K., Kobayashi, T., Uematsu, K., Toji, A., Kojima, D., & Matsumoto, K. (2002). Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination*, 150(2), 121-129.
- Vadillo, I., Carrasco, F., Andreo, B., García De Torres, A., & Bosch, C. (1999). Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain). *Environmental Geology*, 37(4), 326-332.
- Vedrenne, M., Vasquez-Medrano, R., Prato-Garcia, D., Frontana-Uribe, B. A., & Ibanez, J. G. (2012). Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation-flocculation/photo Fenton treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 205-206, 208-215.
- Velichkova, F. A. (2014). *Vers un procédé Fenton hétérogène pour le traitement en continu d'eau polluée par des polluants pharmaceutiques*. Thèse de doctorat : Génie des Procédés et d'Environnement : Université de Toulouse, 220 p.
- Vilar, V. J., Rocha, E. M., Mota, F. S., Fonseca, A., Saraiva, I., & Boaventura, R. A. (2011). Treatment of a sanitary landfill leachate using combined solar photo-Fenton and biological immobilized biomass reactor at a pilot scale. *Water Research*, 45(8), 2647-2658.
- Wage, A. R. M., Zanguina, A., Yacouba, A. R. C., Ousmane, M. I. C., & Guero, Y. (2020). Évaluation de la pollution générée par le lixiviat du centre d'enfouissement public de Koubia, Niamey-Niger. *Afrique SCIENCE*, 17(3), 176-184.
- Wang, F., Smith, D. W., & El-Din, M. G. (2003). Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment—A review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(6), 413-427.
- Wenning, M., & Scherer, S. (2013). Identification of microorganisms by FTIR spectroscopy: Perspectives and limitations of the method. *Applied microbiology and biotechnology*, 97, 7111-7120.

- Wijekoon, P., Koliyabandara, P. A., Cooray, A. T., Lam, S. S., Athapattu, B. C. L., & Vithanage, M. (2022). Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126627.
- Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., & Weber, J. V. (2006). Landfill leachate treatment methods : A review. *Environmental Chemistry Letters*, 4(1), 51-61.
- Yadav, G., & Sen, R. (2017). Microalgal green refinery concept for biosequestration of carbon-dioxide vis-à-vis wastewater remediation and bioenergy production: Recent technological advances in climate research. *Journal of CO2 Utilization*, 17, 188-206.
- Yahia, Z. (2022). *Réduction de la charge polluante de la margine des huileries d'olives par procédé de photo d'oxydation avancée*. Thèse de doctorat : Physico-chimie des matériaux : Université M'hamed Bougara Bumerdes, 124 p.
- Zaviska, F. (2011). *Modélisation du traitement de micropolluants organiques par oxydation électrochimique*. Thèse de doctorat : Sciences de l'eau : Université du Québec, 367 p.
- Zaviska, F., Drogui, P., Mercier, G., & Blais, J.-F. (2009). Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels : Application à la dégradation des polluants réfractaires. *Revue des sciences de l'eau*, 22(4), 535-564.
- Zazou, H. (2015). *Dégradation de pesticides dans l'eau par les procédés d'oxydation avancée (POA)*. Thèse de doctorat : Sciences et Techniques de l'Environnement : Université Paris-Est et Université Ibn Zohr d'Agadir, 174 p.
- Zedam, A. S., & Laraba, Z. (2020). *Etude comparative des caractéristiques de lixiviat : Source de pollution et de contamination, dans quatre décharges*. Mémoire de Master : Chimie de l'Environnement : Université Mohamed Boudiaf Msila, 51 p.

- Zhang, D., Vahala, R., Wang, Y., & Smets, B. F. (2016). Microbes in biological processes for municipal landfill leachate treatment: Community, function and interaction. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 113, 88-96.
- Zhao, X., Zhou, Y., Huang, S., Qiu, D., Schideman, L., Chai, X., & Zhao, Y. (2014). Characterization of microalgae-bacteria consortium cultured in landfill leachate for carbon fixation and lipid production. *Bioresource Technology*, 156, 322-328.
- Zouboulis, A. I., Jun, W., & Katsoyiannis, I. A. (2003). Removal of humic acids by flotation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 231(1-3), 181-193.

Annexe 1 : Composition des milieux de culture**❖ Le milieu GN**

Peptone	5g
Extrait de viande	1.5 g
Extrait de levure	1.5g
NaCl	5g
Agar	15g
Eau distillée	1L

pH=7.4 à 25°C

❖ Le milieu BBM (Bold, 1949)

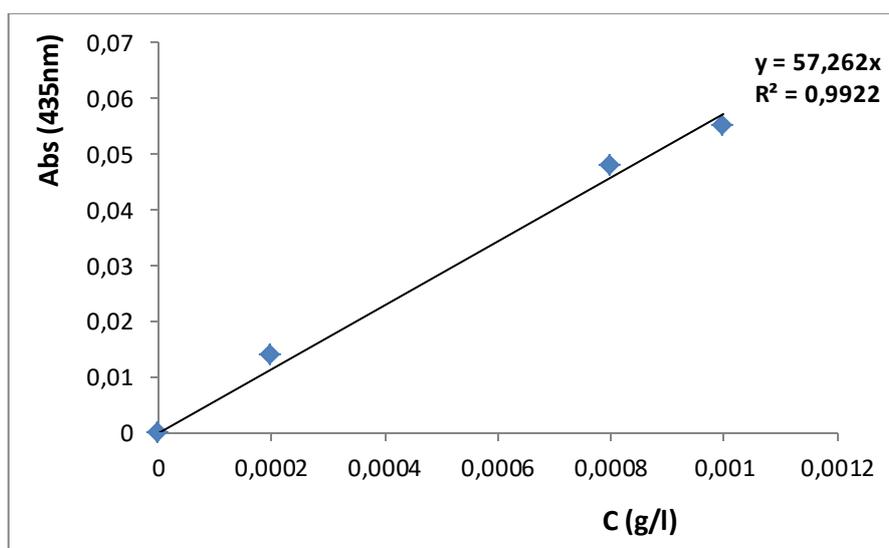
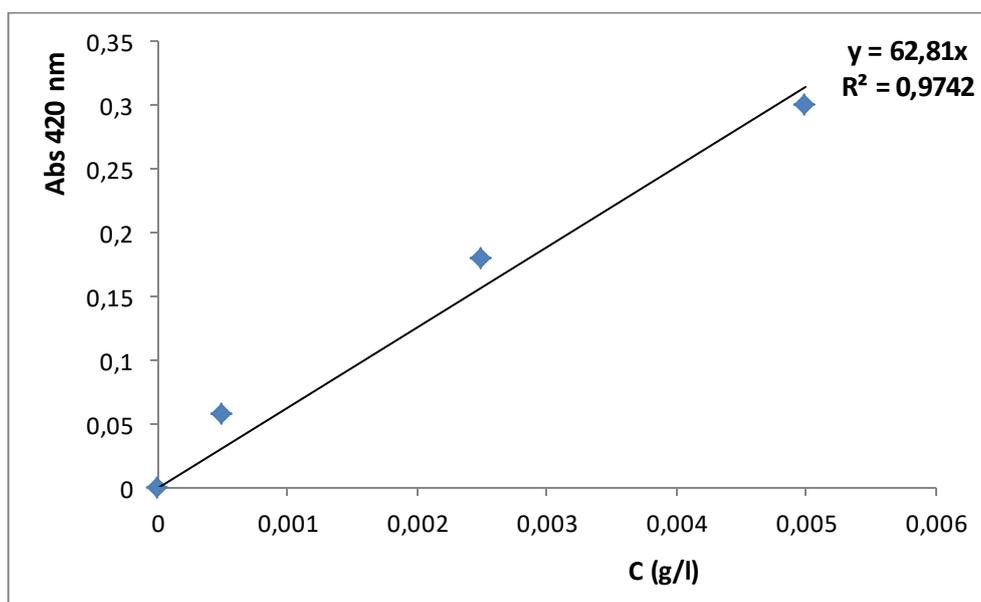
NaNO ₃	0.25 g
CaCl ₂ .2 H ₂ O	0.025 g
MgSO ₄ . 7 H ₂ O	0.075 g
K ₂ HPO ₄	0.075 g
KH ₂ PO ₄	0.175 g
NaCl	0.025 g
Agar	13 g
Solution EDTA	1 ml
Solution de fer acidifiée	1 ml
H ₃ BO ₃	1 ml
Solution de métaux traces	1 ml
Eau distillée	1 L
pH	6.6

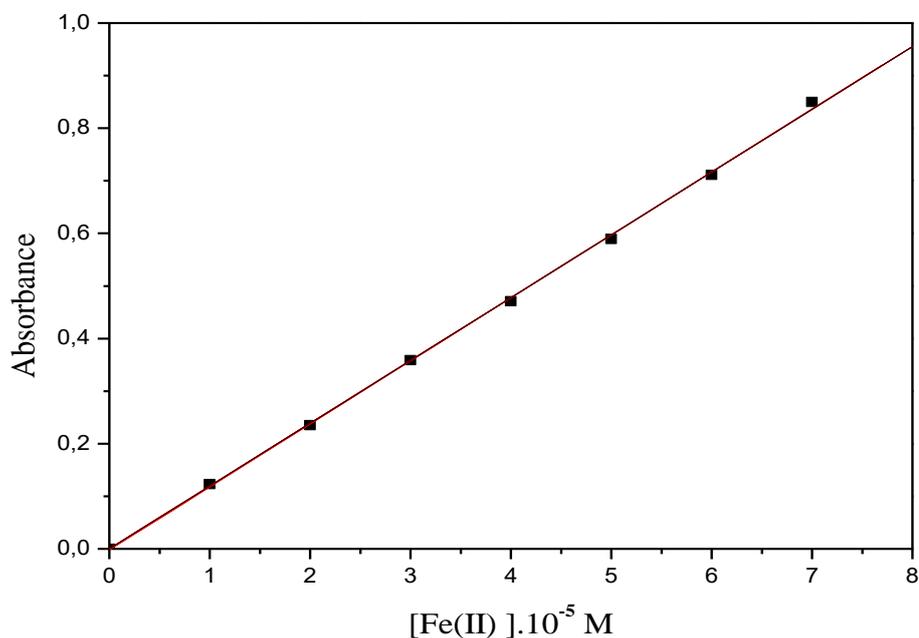
solution EDTA	
Composants	Quantité pour 10 ml
EDTA	0.5g
KOH	0.31g

solution de fer acidifiée	
Composants	Quantité pour 100 ml
FeSO ₄ .7H ₂ O	0.5g
H ₂ SO ₄	0.31g

solution de H₃BO₃	
Composants	Quantité pour 100 ml
H ₃ BO ₄	1.142g

solution de métaux traces	
Composants	Quantité pour 100 ml
ZnSO ₄ .7H ₂ O	0.882g
MnCl ₂ .4H ₂ O	0.144g
MoO ₃	0.071g
CuSO ₄ .5H ₂ O	0.157g
CO(NO ₃) ₂ .6H ₂ O	0.049g

Annexe 2 : Courbe d'étalonnage du NO₂⁻Courbe d'étalonnage de NO₂⁻ à 435 nm**Annexe 3 : Courbe d'étalonnage du NO₃⁻**Courbe d'étalonnage de NO₃⁻ à 420 nm

Annexe 4 : Courbe d'étalonnage du Fe(II)

Courbe d'étalonnage pour le dosage du Fe(II)

Annexe 5 : Mesure des intensités lumineuses en (mW/cm^2)

λ (nm)	254	310	365
15 min	2.8	27.4	34.4
30 min	2.8	26.2	39.2
45 min	2.8	28.4	43.2
60 min	3.4	29.6	43.6
120 min	3.2	28.6	44.2

Annexe 6 : Réglementation algérienne relative aux valeurs limites des Rejets d'effluent liquides industriels

24 Rabie El Aouel 1427 23 avril 2006		JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 26		5
<p>Art. 11. — Les opérations de contrôle, telles que définies ci-dessus, donnent lieu à la rédaction d'un procès-verbal établi à cet effet.</p> <p>Le procès-verbal comporte :</p> <ul style="list-style-type: none"> — les noms, prénoms et qualité des personnes ayant effectué le contrôle, — la désignation du ou des générateurs du rejet d'effluents liquides industriels et de la nature de leur activité, — la date, l'heure, l'emplacement et les circonstances de l'examen des lieux et des mesures faites sur place, — les constatations relatives à l'aspect, la couleur, l'odeur du rejet, l'état apparent de la faune et de la flore à proximité du lieu de rejet et les résultats des mesures et des analyses opérées sur place, 				
<p>— l'identification de chaque échantillon prélevé, accompagné de l'indication de l'emplacement, de l'heure et des circonstances de prélèvement,</p> <p>— le nom du ou des laboratoires destinataires de l'échantillon prélevé.</p>				
<p>Art. 12. — Les méthodes d'échantillonnage, de conservation et de manipulation des échantillons ainsi que les modalités d'analyses sont effectuées selon les normes algériennes en vigueur.</p>				
<p>Art. 13. — Toutes dispositions contraires au présent décret et notamment les dispositions du décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993, susvisé, sont abrogées.</p>				
<p>Art. 14. — Le présent décret sera publié au <i>Journal officiel</i> de la République algérienne démocratique et populaire.</p>				
<p>Fait à Alger, le 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006.</p> <p style="text-align: right;">Ahmed OUYAHIA.</p>				

ANNEXE I				
VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS				
N°	PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCES AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
1	Température	°C	30	30
2	PH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	"	30	40
5	Phosphore total	"	10	15
6	DCO	"	120	130
7	DBO5	"	35	40
8	Aluminium	"	3	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	"	0,005	0,01
10	Cyanures	"	0,1	0,15
11	Fluor et composés	"	15	20
12	Indice de phénols	"	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	"	10	15
14	Huiles et graisses	"	20	30
15	Cadmium	"	0,2	0,25
16	Cuivre total	"	0,5	1
17	Mercuré total	"	0,01	0,05
18	Plomb total	"	0,5	0,75
19	Chrome Total	"	0,5	0,75
20	Etain total	"	2	2,5
21	Manganèse	"	1	1,5
22	Nickel total	"	0,5	0,75
23	Zinc total	"	3	5
24	Fer	"	3	5
25	Composés organiques chlorés	"	5	7

PH : Potentiel d'hydrogène
 DBO₅ : Demande biologique en oxygène pour une période de cinq (5) jours
 DCO : Demande chimique en oxygène
 MES : Matière en suspension

Annexe 7 Réglementation algérienne relative aux valeurs limites des eaux superficielles et souterraines

Groupes de paramètres	Paramètres	Unité	Valeur maximale	
			Eaux superficielles	Eaux souterraines
Paramètres organoleptiques	Couleur	mg/l Echelle Pt	200	20
	Odeur (taux dilution à 25°)	—	20	3
Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux	Chlorures	mg/l Ci	600	500
	Concentration en ions hydrogène (pH)	Unité pH	≥ 6,5 et ≤ 9	≥ 6,5 et ≤ 9
	Conductivité	μS/cm à 20°C	2800	2800
	Demande biochimique en oxygène (DBO 5)	mg/l O2	7	< 3
	Demande chimique en oxygène (DCO)	mg/l O2	30	—
	Matières en suspension	mg/l	25	25
	Sulfates	mg/l SO4	400	400
	Taux de saturation en oxygène dissous	% O2	30	> 70
Température	°C	25	25	
	Ammonium	mg/l	4	0,5

ANNEXE (suite)

Groupes de paramètres	Paramètres	Unité	Valeur maximale	
			Eaux superficielles	Eaux souterraines
Paramètres chimiques	Baryum	mg/l	1	0,7
	Bore	mg/l	1	1
	Fer dissous	mg/l	1	0,3
	Fluor	mg/l	2	1,5
	Manganèse	mg/l	1	0,05
	Nitrates	mg/l NO3	50	50
	Phosphore	mg/l	10	5
	Arsenic	µg/l	100	10
	Cadmium	µg/l	5	5
	Chrome	µg/l	100	50
	Cuivre	Mg/l	2	0,05
	Cyanures	µg/l	100	50
	Mercuré	µg/l	10	6
	Plomb	µg/l	50	10
	Sélénium	µg/l	50	10
	Zinc	mg/l	5	5
	Hydrocarbures polycycliques aromatiques	µg/l	1	0,2
	Hydrocarbures dissous	µg/l	1000	10
	Phénols	µg/l	2	0,5
	Agents de surface	mg/l	0,5	0,2
Azote Kjeldhal	mg/l	3	1	
Pesticides	µg/l	1	0,5	
Paramètres microbiologiques	Escherichia coli	n/100ml	20.000	20
	Entérocoques	n/100ml	10.000	20
	Salmonelles	—	Absence dans 1000 ml	Absence dans 5000 ml

Annexe 8

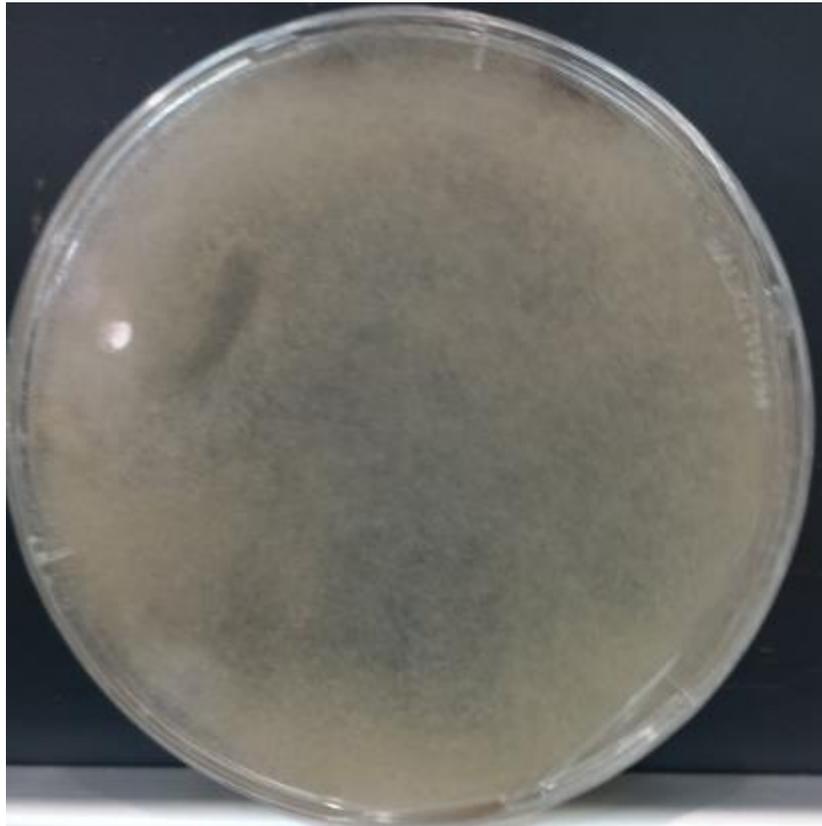
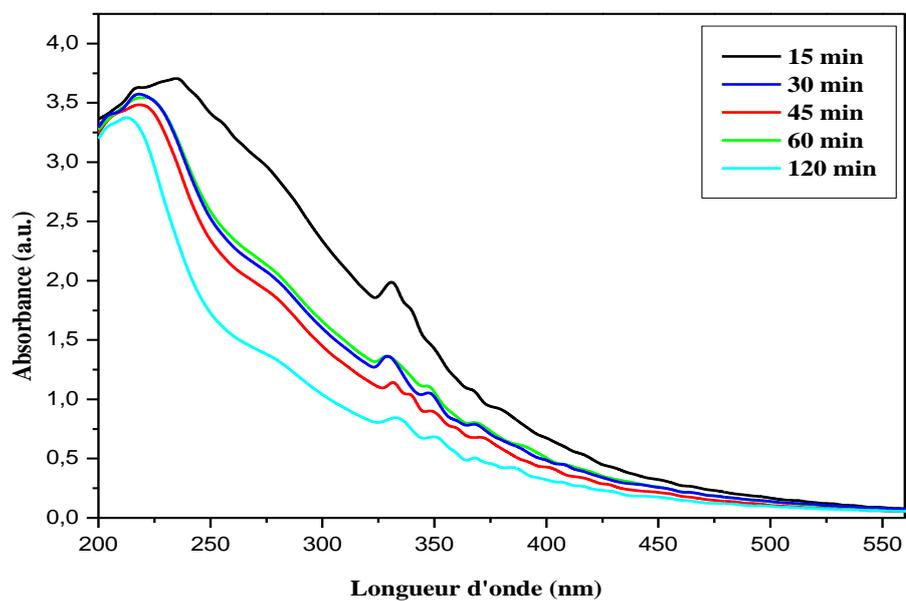
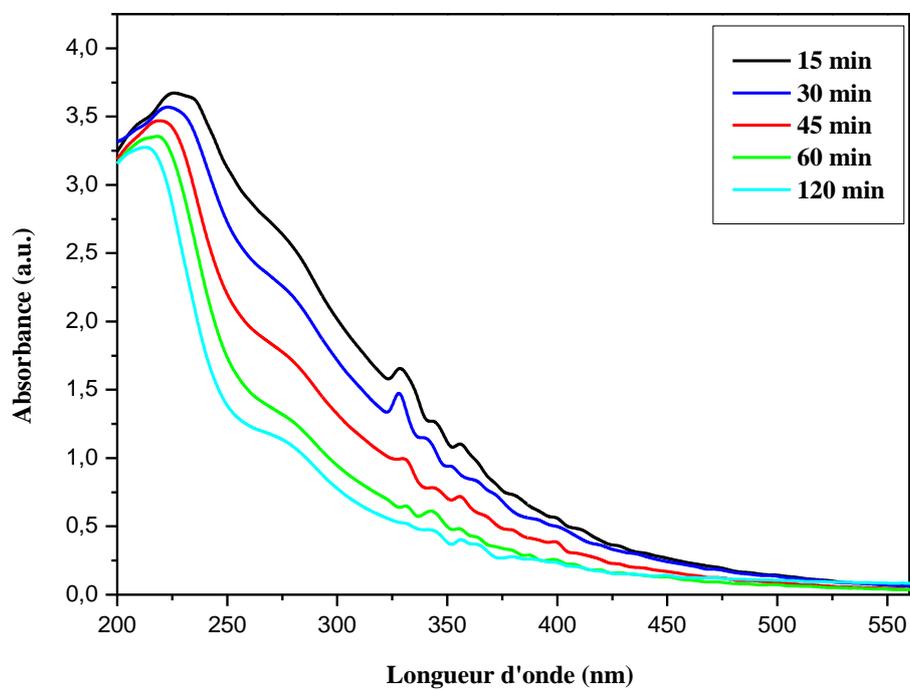


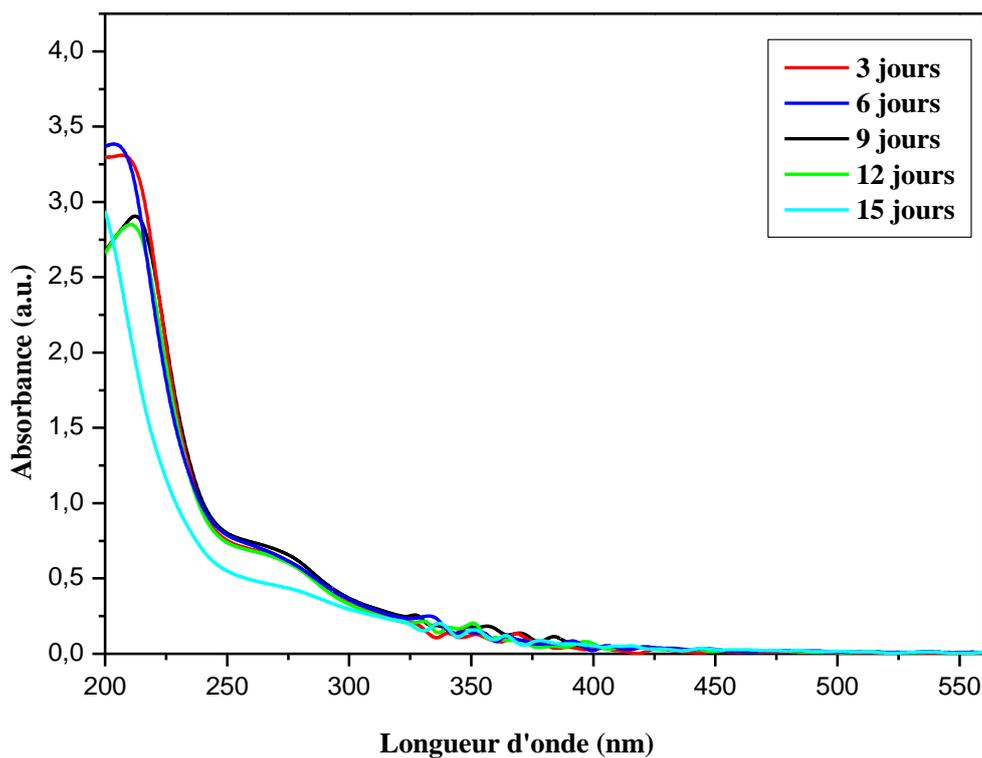
Photo des Moisissures sur le milieu PDA

Annexe 9 : Courbes des absorbances

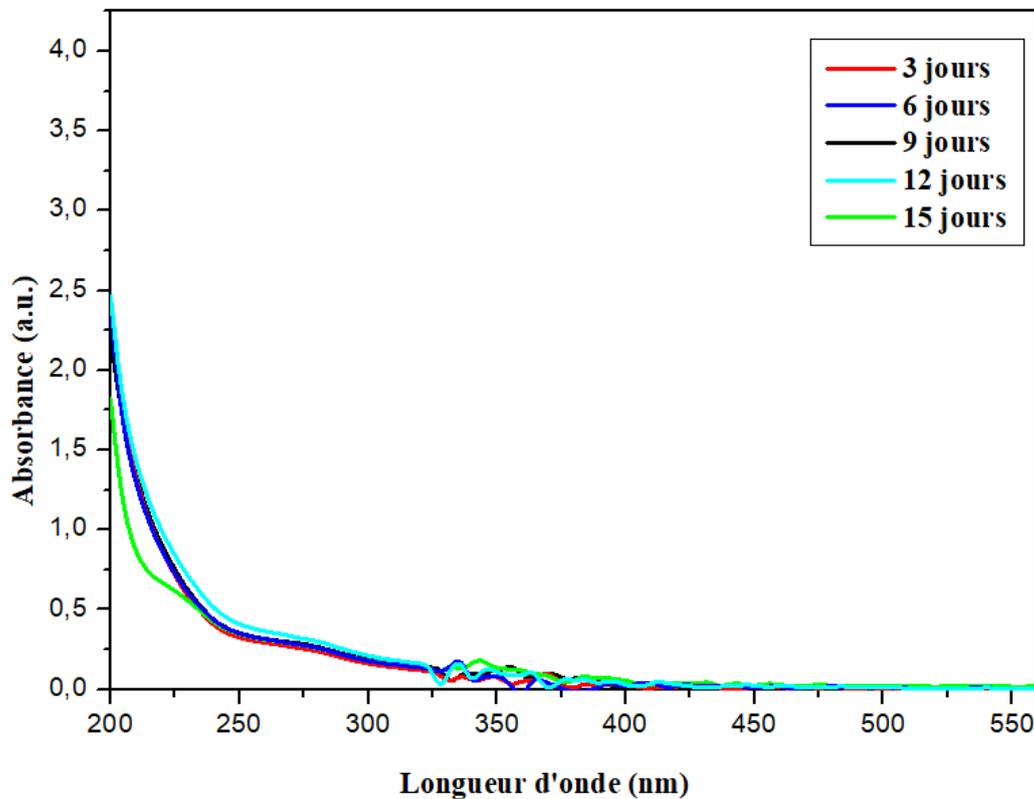
Evolution spectrale de la dégradation du Lixiviat par le procédé chimique Fenton



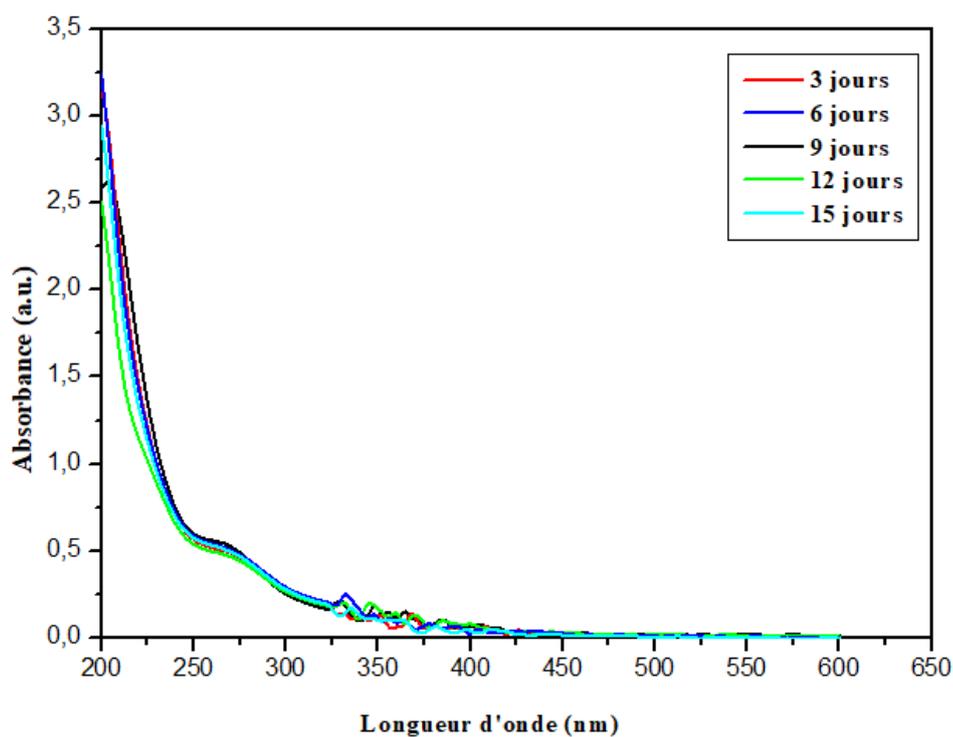
Evolution spectrale de la dégradation du Lixiviat par le procédé chimique Photo-Fenton



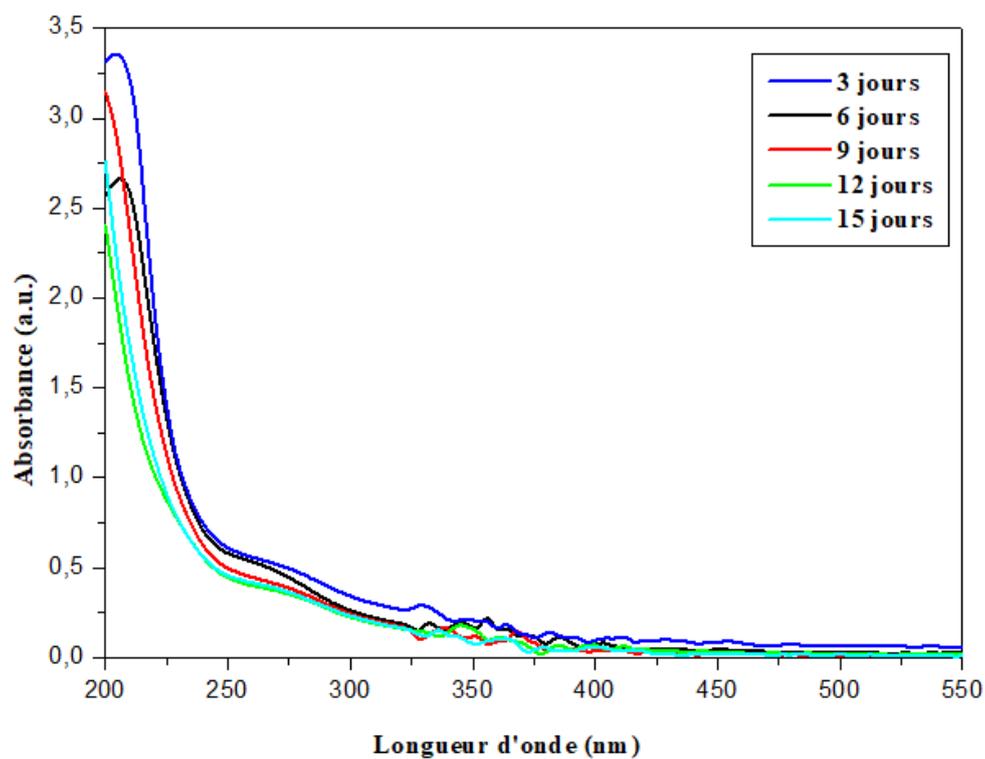
Evolution spectrale de la Biodégradation du Lixiviat par traitement biologique (Bactérie) après traitement par le procédé chimique Fenton



Evolution spectrale de la Biodégradation du Lixiviat par le système (Bactérie + Micro-Algues) après traitement par le procédé chimique Fenton



Evolution spectrale de la Biodégradation du Lixiviat par traitement biologique (Bactérie) après traitement par le procédé chimique Photo-Fenton



Evolution spectrale de la Biodégradation du Lixiviat par le système (Bactérie + Micro-Algues) après traitement par le procédé chimique Photo-Fenton

Annexe 10 : Extraction d'ADN bactérien

L'ADN total est extrait par la méthode décrite par **Leblond *et al.*, (1996)**.

❖ Préparation des solutions :

➤ **Tris-HCL 2M (pour 1000ml) :**

Tris base: 242g

H₂O UP: 1000ml

Le pH est ajusté à 8 avec du NaOH 2N

➤ **EDTA 0,5M (pour 1000ml) :**

EDTA : 146,1g

H₂O UP : 1000ml

Le pH est ajusté à 8 avec du NaOH 2N ensuite la solution est autoclave à 120°C pendant 15min.

➤ **SDS sodium dodecyl sulfate 10% (pour 100ml) :**

SDS : 10g

H₂O UP : 100ml

Le pH est ajusté à 7.2 avec du NaOH 2N ensuite la solution est autoclave à 120°C pendant 15min.

➤ **Lysozyme (pour 1ml):**

Lysozyme : 50mg

H₂O UP : 1ml

➤ **Protéinase K (pour 1ml):**

Protéinase K : 20mg

H₂O UP : 1ml

➤ **Acétate de potassium 3M (pour 10ml) :**

Acétate de potassium à 5M : 2,94g/6ml

Acide acétique : 1,15ml

H₂O UP : 2,85ml

❖ **Mode opératoire :**

- A partir de culture de 24h sur bouillon nutritif centrifugée, 1ml de Tris-Hcl à 10 mM est ajouté au culot ensuite centrifugé à 11000 rpm pendant 10 min à 4°C. Le surnagent est par la suite pipeté et 500µl de Tris-Hcl a 10 mM est ajouté au culot et vortexé.
- Ajouter 20 µl de lysozyme 50mg/ml au tube. Vortexer et incuber au bain sec à 37°C pendant 40 min.
- Ajouter 60 µl d'EDTA à 0,5M et 10 µl protéinase K 20mg/ml et incuber à 37°C pendant 10min.
- Ajouter 60 µl SDS 10% et incuber à 50°C pendant 40min.
- Ajouter 350 µl d'acétate de potassium 3M et placer au bain de glace pendant 10 min.
- Centrifuger à 12000rpm pendant 10min et récupérer le surnagent.
- Ajouter 1ml isopropanol au surnagent, récupéré et agiter, l'ADN précipité est observé.
- Centrifuger à 10000 rpm pendant 1min, récupérer le culot.
- Ajouter 1ml éthanol 70% au culot récupéré.
- Centrifuger à 10000 rpm pendant 1min, et récupérer le culot.
- Laisser ouvert les tubes à l'air libre pendant 30 min ensuite ajouter 50 µl d'eau ultra pur.
- Mesurer la concentration et la pureté de l'ADN génomique à l'aide d'un spectrophotomètre (nanodrop).
- Les échantillons ainsi récupérés sont congelés à -20°C.

La présente étude a pour objectif d'évaluer la qualité de lixiviat généré par le centre d'enfouissement technique de la ville de Batna, et de vérifier les performances des différents procédés d'oxydation avancée, en particulier le système Fenton et Photo-Fenton combinés avec un traitement biologique afin d'éliminer la matière organique récalcitrante contenue dans cet effluent, et de préserver les membranes à osmose inversée, utilisées pour le traitement de lixiviat.

Les moyennes des valeurs obtenues sont comparées avec les normes nationales et internationales de rejet. Les résultats des analyses physico-chimiques montrent que ces lixiviats présentent un caractère alcalin $\text{pH} = 8.26$ et une forte charge organique avec une faible teneur en oxygène. La pollution minérale est représentée par une conductivité élevée 38.3 mS/cm , une forte teneur en azote Kjeldahl $1266,504 \text{ mg/L}$ et $1098,384 \text{ mg/L}$ en azote ammoniacal. Les paramètres indicateurs de pollution mesurés donnent en moyenne: $\text{DBO}_5 = 1483,333 \text{ mg d'O}_2/\text{L}$, $\text{DCO} = 99790,244 \text{ mg d'O}_2/\text{L}$, $\text{COT} = 22400 \text{ mg C/L}$. Ces paramètres sont supérieurs aux normes algériennes admises. D'où la nécessité de traiter cet effluent avant de le déverser dans l'environnement. Une étude comparative a été réalisée pour estimer l'efficacité de deux procédés d'oxydation. Dans les conditions optimales de la réaction, le COT a donné des rendements d'élimination de 63.43% et 73.4% pour le procédé Fenton et Photo-Fenton respectivement. Les taux d'abattement de la DCO est 88% et 99.5% pour le procédé Fenton, et Photo-Fenton respectivement. Par ailleurs, le traitement hybride Photo-Fenton + bactéries + micro-algues a donné des rendements d'élimination de l'ordre de $92,24\%$ du COT, 99.9% pour la DCO, $-0,5$ de l'AOS et 0.01 du CN.

Les résultats obtenus au cours de cette étude ont montré qu'une approche hybride combinant le procédé Photo-Fenton et un traitement biologique semble être une alternative très efficace pour arriver à un traitement satisfaisant visant à exploiter les avantages de cette méthode en matière d'élimination des polluants organiques.

Mots clés : lixiviats, centre d'enfouissement technique, procédés d'oxydation avancée, système Fenton et Photo-Fenton, traitement biologique, polluants organiques.

The aim of this study is to evaluate the quality of leachate generated by the Batna landfill site, and to verify the performance of various advanced oxidation processes, in particular the Fenton and Photo-Fenton systems combined with biological treatment to eliminate the recalcitrant organic matter contained in this effluent, and to preserve reverse osmosis membranes used for leachate treatment.

The average values obtained are compared with national and international discharge standards. The results of physico-chemical analyses show that the leachate has an alkaline pH =8.26 and a high organic load with a low oxygen content. Mineral pollution is represented by high conductivity (38.3 mS/cm), high Kjeldahl nitrogen content (1266.504 mg/L) and ammoniacal nitrogen (1098.384 mg/L). The average pollution indicator parameters measured were: BOD₅ = 1483.333 mg O₂/L, COD = 99790.244 mg O₂/L, TOC = 22400 mg C/L. These parameters exceed Algerian standards. Hence, there is a necessity to treat this effluent before discharging it into the environment. A comparative study was carried out to estimate the efficiency of two oxidation processes. Under optimum reaction conditions, TOC removal efficiencies of 63.43% and 73.4% were achieved for the Fenton and Photo-Fenton processes respectively. COD removal rates estimated at 88% and 99.5% for the Fenton and Photo-Fenton processes respectively. In addition, the Photo-Fenton + bacteria + micro-algae hybrid treatment gave removal efficiencies of around 92.24% for TOC and 99.9% for COD; -0.5 for AOS and 0.01 for CN.

The results obtained during this study showed that a hybrid approach combining the Photo-Fenton process and biological treatment appears to be a highly effective alternative for achieving satisfactory treatment, which aimed at exploiting the advantages of this method in terms of organic pollutant removal.

Keywords: leachate, landfill, advanced oxidation processes, Fenton and Photo-Fenton systems, biological treatment, organic pollutants.

الغرض من هذه الدراسة هو تقييم جودة عصارة النفايات الناتجة عن مركز دفن النفايات في مدينة باتنة، والتحقق من أداء مختلف عمليات الأكسدة المتقدمة، على وجه الخصوص Fenton و Photo-Fenton المتبوعة مع العلاج البيولوجي لإزالة المواد العضوية المعقدة الموجودة في هذه النفايات السائلة، والحفاظ على أغشية الاسموز العكسي المستخدمة لعلاج عصارة النفايات.

مقارنة القيم المتوسطة المتحصل عليها بمعايير التصريف الوطنية والدولية. تظهر نتائج التحليلات الفيزيائية الكيميائية أن هذه العصارة لها درجة حموضة قلوية تعادل 8.26 وحمولة عضوية مرتفعة مع محتوى منخفض من الأكسجين. يتمثل التلوث المعدني في الناقلية العالية 38.3 مللي ثانية/سم، والمحتوى العالي من النيتروجين Kjeldahl 1266.504 ملغ/لتر و 1098.384 ملغ/لتر من نيتروجين الأمونيا. تعطي مؤشرات التلوث التي تم قياسها في المتوسط $DBO_5 = 22400$ ملغم من الكربون/لتر. هذه المعايير أعلى من المعايير الجزائرية المقبولة. ومن هنا تأتي الحاجة إلى معالجة هذا النفايات السائلة قبل تصريفها في البيئة. تمت دراسة لمقارنة كفاءة عمليتي أكسدة في ظل الظروف المثلى للتفاعل، أعطت COT كفاءة إزالة بنسبة 63.43% و 73.4% لعملية Fenton و عملية Photo-Fenton على التوالي. معدلات خفض COD بنسبة 88% و 99.5% لعمليات Fenton و Photo-Fenton على التوالي. بالإضافة إلى ذلك، أسفر العلاج الهجين + Photo-Fenton بكتيريا + الطحالب الدقيقة عن عائذات القضاء على 92.24% من COT و 99.9% DCO, -0.5 AOS و 0.01 CN.

أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها خلال هذه الدراسة أن النهج الهجين الذي يجمع بين Photo-Fenton والمعالجة البيولوجية أنه يبدو بديل فعال للغاية لتحقيق معالجة جد فعالة تهدف إلى استغلال مزايا هاته الطريقة بغرض إزالة الملوثات العضوية.

الكلمات الرئيسية: عصارة النفايات، مركز دفن النفايات، عمليات الأكسدة المتقدمة، أنظمة Fenton و Photo-Fenton، المعالجة البيولوجية، الملوثات العضوية.

Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Biologie Moléculaire des Microorganismes

Titre

Etude d'élimination des polluants organiques des lixiviats des centres d'enfouissement technique par des procédés biotiques et abiotique

Résumé

La présente étude a pour objectif d'évaluer la qualité de lixiviat généré par le centre d'enfouissement technique de la ville de Batna, et de vérifier les performances des différents procédés d'oxydation avancée en particulier le système Fenton et Photo-Fenton combinés avec un traitement biologique afin d'éliminer la matière organique récalcitrante contenue dans cet effluent, et de préserver les membranes à osmose inversée, utilisées pour le traitement de lixiviat.

Les moyennes des valeurs obtenues sont comparées avec les normes nationales et internationales de rejet. Les résultats des analyses physico-chimiques montrent que ce lixiviat présente un caractère alcalin $\text{pH} = 8.26$ et une forte charge organique avec une faible teneur en oxygène. La pollution minérale est représentée par une conductivité élevée 38.3 mS/cm , une forte teneur en azote Kjeldahl $1266,504 \text{ mg/L}$ et $1098,384 \text{ mg/L}$ en azote ammoniacal. Les paramètres indicateurs de pollution mesurés donnent en moyenne: $\text{DBO}_5 = 1483,333 \text{ mg d'O}_2/\text{L}$, $\text{DCO} = 99790,244 \text{ mg d'O}_2/\text{L}$, $\text{COT} = 22400 \text{ mg C/L}$. Ces paramètres sont supérieurs aux normes algériennes admises. D'où la nécessité de traiter cet effluent avant de le déverser dans l'environnement. Une étude comparative a été réalisée pour estimer l'efficacité de deux procédés d'oxydation. Dans les conditions optimales de la réaction, le COT a donné des rendements d'élimination de 63.43% et 73.4% pour le procédé Fenton et Photo-Fenton respectivement. Les taux d'abattement de la DCO est 88% et 99.5% pour le procédé Fenton, et Photo-Fenton respectivement. Par ailleurs, le traitement hybride Photo-Fenton + bactéries + micro-algues a donné des rendements d'élimination de l'ordre de $92,24\%$ du COT, 99.9% pour la DCO, $-0,5$ de l'AOS et 0.01 du CN.

Les résultats obtenus au cours de cette étude ont montré qu'une approche hybride combinant le procédé Photo-Fenton et un traitement biologique semble être une alternative très efficace pour arriver à un traitement satisfaisant visant à exploiter les avantages de cette méthode en matière d'élimination des polluants organiques.

Mots clés : lixiviat, centre d'enfouissement technique, procédés d'oxydation avancée, système Fenton et Photo-Fenton, traitement biologique, polluants organiques.

Membre du jury :

Présidente : SEKHRI ARAFA Nedjoudja (MCA - UFM, Constantine 1)

Encadrant : BELAHMADI Mohamed Seddik Oussama (MRB – C.R.Bt, Constantine)

Co-encadrante : BENCHIHEUB Meriem (MCB - UFM, Constantine 1)

Examinatrice : HARZALLAH Besma (MCA - UFM, Constantine 1)

Présentée par : DOUKALI Hadjer
KAID KASBAH Kamila Mey

Année universitaire : 2022 -2023