

Université MUSTAPHA Stambouli

Mascara



جامعة مصطفى اسطمبولي

معسكر

Faculté des Sciences et de la Technologie

Département de Génie des Procédés

Laboratoire de Génie des Procédés et de Chimie des Solutions (LGPCS)

# THESE DE DOCTORAT

Spécialité : Génie des Procédés et Environnement

Intitulée :

Combinaison des procédés biologiques et chimiques pour la réduction de la charge polluante des lixiviats issus du CET de Mascara

Présentée par : M. CHAHMI GHEIDENE Abdelkader

Le ...18/07/2024....

Devant le jury :

Président	BOUDJELAL Mokhtar	MCA	Université de Mascara
Examineur	BALLIL Ali	Pr.	Université USTO d'Oran
Examineur	REGUIG BENDOUKHA Abdelkarim	Pr.	Université de Mascara
Examineur	LADJALI Samir	MCA	Université de Mascara
Rapporteur	ZEHRAF Abdelhafid	Pr.	Université de Mascara
Co-Rapporteur	MESKKINE Souad	MCA	Université de Mascara

Année Universitaire : 2023-2024

## AVANT-PROPOS

Il me semble très difficile d'exprimer sur ces pages ma gratitude à toutes les personnes qui ont participé au bon déroulement et à l'aboutissement de mon travail de thèse. Voici une petite liste de ces personnes en sachant qu'il en existe d'autres qui restent cachés derrière chaque mot de ce manuscrit.

Je tiens à adresser mes remerciements d'abord à Monsieur **ZEHRAF Abdelhafid**, professeur à l'université de Mascara pour avoir encadré cette thèse en me laissant une grande liberté et beaucoup d'autonomie. Je le remercie également pour sa disponibilité, la pertinence de ses remarques, la confiance qu'il m'a toujours témoignée et pour sa rigueur notamment lors de la rédaction de cette thèse. Merci enfin pour tout ce qu'il m'a apporté sur le plan des relations humaines, tant professionnelles que personnelles. Qu'il trouve ici ma profonde gratitude.

Je remercie également M<sup>me</sup> **MESKKINE Souad**, Maître de Conférences (MCA) à l'Université de Mascara, d'avoir accepté la responsabilité de Co-encadrer ce travail de thèse.

Mes remerciements s'adressent également à Monsieur **BOUDJELAL Mokhtar**, Maître de Conférences (MCA) à l'Université Mascara, d'avoir accepté de présider le présent jury, qu'il soit assuré de ma profonde reconnaissance. Je suis très sensible à l'honneur que m'ont fait Messieurs **BELLIL Ali**, Professeur à l'Université Mohamed-Boudiaf (USTO) – Oran, **REGUIG BENDOUKHA Abdelkarim**, Professeur à l'université de Mascara et **LADJALI Samir**, Maître de conférences (MCA) à l'université de Mascara, d'avoir accepté de juger cette thèse et pour l'intérêt qu'ils ont porté à mon travail.

Je voudrais exprimer ma plus sincère gratitude au professeur **LAOUI Tahar** pour son aide et son soutien inestimable durant mon stage au sein de l'Université de Sharjah aux Émirats Arabes Unis. Votre encadrement et votre bienveillance ont été des éléments déterminants de mon apprentissage, et je vous en suis infiniment reconnaissant.

Je remercie également Pr. **SEDDIK Tayeb**, Dr. **BAGHDAD BENABED Fatma**, Dr. **SOUFAL Fatima Zohra** et Dr. **ELHACHEMI Kenza** pour leur soutien, leur convivialité, et les échanges stimulants que nous avons eus.

Enfin, une grande part de mes remerciements va à mes parents pour leur soutien précieux et surtout, pour la patience qui m'ont témoignée au cours de mon travail.

## Résumé

Les lixiviats représentent un défi important dans la gestion des déchets solides, car ils contiennent des composés organiques et inorganiques nocifs qui peuvent polluer les ressources en eau, d'où la nécessité de les traiter avant leur rejet. Les effluents étudiés dans le présent travail sont les lixiviats issus de la décharge EL Keurt (Mascara-Algérie), qui ne dispose pas d'un système approprié de traitement.

Nous avons élaboré une approche de traitement hybride, qui combine un réacteur biologique séquentiel (SBR) jumelé à un processus chimique (coagulation-floculation), pour la réduction de la charge polluante, en tenant compte des paramètres : DCO, la turbidité et les MES. Le dispositif expérimental comprenait un réacteur discontinu à température ambiante et à un pH compris entre 7,7 et 8,7, avec un système de surveillance Arduino pour une plus grande précision. Le SBR a fonctionné en continu sur un cycle de 24 heures, avec un temps de rétention hydraulique (HRT) fixé à 5 jours et des temps de rétention des boues (SRT) variables de 5, 10 et 15 jours. Le sulfate d'aluminium ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ), le chlorure ferrique ( $\text{FeCl}_3$ ) et la chaux ( $\text{CaO}$ ) ont été évalués pour le processus de coagulation-floculation.

Le processus SBR a présenté une efficacité d'élimination de 40 % pour la DCO, 31 % pour la turbidité et 47 % pour les MES. Le traitement subséquent (coagulation-floculation) a atteint des rendements d'élimination de 87 % pour la DCO et 86 % pour la turbidité, à une dose optimisée de 10 g/L ( $\text{FeCl}_3$ ). En outre, l'ajout de 0,25 g/L de  $\text{CaO}$  a significativement amélioré l'efficacité d'élimination à 94,14 % pour la DCO, 98,22 % pour la turbidité, 99,78 % pour les MES, 95,74 % pour le Fer, 73 % pour le Ba, 44,3 % pour le Cr et 84,58 % pour l'Al.

**Mots-clés :** boues activées, coagulation-floculation, lixiviat de décharge, réacteur discontinu de séquençage (SBR).

**Abstract**

Leachates represent a major challenge in solid waste management, as they contain harmful organic and inorganic compounds that can pollute water resources, hence the need to treat them before discharge. The effluents studied in the present work are leachates from the EL Keurt landfill (Mascara-Algeria), which lacks an appropriate treatment system.

We developed a hybrid treatment approach, combining a sequential biological reactor (SBR) with a chemical process (coagulation-flocculation), for the reduction of the pollutant load, taking into account the parameters: COD, turbidity and TSS. The experimental set-up included a batch reactor at ambient temperature and pH between 7.7 and 8.7, with an Arduino monitoring system for greater precision. The SBR operated continuously on a 24-hour cycle, with a hydraulic retention time (HRT) set at 5 days and variable sludge retention times (SRT) of 5, 10 and 15 days. Aluminum sulfate ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ), ferric chloride ( $\text{FeCl}_3$ ) and lime ( $\text{CaO}$ ) were evaluated for the coagulation-flocculation process.

The SBR process showed removal efficiencies of 40% for COD, 31% for turbidity and 47% for TSS. The subsequent treatment (coagulation-flocculation) achieved removal efficiencies of 87% for COD and 86% for turbidity, at an optimized dose of 10 g/L ( $\text{FeCl}_3$ ). In addition, the addition of 0.25 g/L  $\text{CaO}$  significantly improved removal efficiency to 94.14% for COD, 98.22% for turbidity, 99.78% for TSS, 95.74% for Iron, 73% for Ba, 44.3% for Cr and 84.58% for Al.

**Key words:** Landfill leachate, sequencing batch reactor (SBR), coagulation-flocculation, activated sludge.

## ملخص

تمثل المواد المرتشحة تحدياً كبيراً في إدارة النفايات الصلبة، حيث أنها تحتوي على مركبات عضوية وغير عضوية ضارة يمكن أن تلوث الموارد المائية، ومن ثم الحاجة إلى معالجتها قبل تصريفها. إن النفايات السائلة التي تمت دراستها في هذا العمل هي نفايات مرتشحة من مكب نفايات الكورت (معسكر - الجزائر)، والذي لا يحتوي على نظام معالجة مناسب.

لقد طورنا نهج معالجة هجين يجمع بين مفاعل بيولوجي متسلسل (SBR) مع عملية كيميائية (التخثر والتلبد) لتقليل حمل الملوثات، مع مراعاة المعايير التالية: COD، التعكر و TSS. اشتمل الإعداد التجريبي على مفاعل دفعي في درجة حرارة محيطية ودرجة حموضة تتراوح بين 7.7 و 8.7، مع نظام مراقبة Arduino لمزيد من الدقة. تم تشغيل مفاعل SBR بشكل مستمر على مدار 24 ساعة، مع زمن احتباس هيدروليكي ثابت (HRT) لمدة 5 أيام وأزمنة احتباس حمأة متغيرة (SRT) لمدة 5 و 10 و 15 يوماً. تم تقييم كبريتات الألومنيوم  $(Al_2(SO_4)_3)$  وكلوريد الحديد  $(FeCl_3)$  والجير  $(CaO)$  لعملية التخثر والتلبد.

أظهرت عملية المعالجة بمحلول SBR كفاءة إزالة بنسبة 40% من ثاني أكسيد الكربون COD، و 31% من التعكر و 47% من المواد العالقة. وحققنا المعالجة اللاحقة (التخثر-التلبد) كفاءة إزالة بلغت 87% من COD و 86% من التعكر، بجرعة مثلى قدرها 10 جم/لتر  $(FeCl_3)$ . وبالإضافة إلى ذلك، أدت إضافة 0.25 جم/لتر من أكسيد الكالسيوم إلى تحسين كفاءة الإزالة بشكل كبير إلى 94.14% من COD، و 98.22% من التعكر، و 99.78% من المواد العالقة في المياه الجوفية و 95.74% من الحديد، و 73% من البوا و 44.3% من الكروم و 84.58% من الألومنيوم.

**الكلمات الرئيسية:** المادة المرتشحة من مدافن النفايات، مفاعل الدفوعات المتتابعة (SBR)، التخثر والتلبد، الحمأة المنشطة..

**Table des matières**

AVANT-PROPOS

Résumé

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des photos

Liste des tableaux

Introduction ..... 1

**CHAPITRE I : ETUDE BIBLIOGRAPHIE**

I. 1. Problématique de la gestion durable de l'eau ..... 8

I. 2. Centres d'enfouissement techniques ..... 9

I. 2. 1. Types des centres d'enfouissement techniques ..... 9

□ I. 2. 1. 1. CET de Classe I ..... 9

□ I. 2. 1. 2. CET de Classe II ..... 10

□ I. 2. 1. 3. CET de Classe III ..... 10

I. 3. Composition des déchets urbains ..... 10

I. 4. Lixiviats de décharge ..... 11

I. 4. 1. Phénomène de lixiviation ..... 11

I. 4. 2. Lixiviats de décharge ..... 11

I. 4. 3. Formation des lixiviateurs ..... 12

I. 4. 5. Facteurs de formation des lixiviateurs ..... 13

I. 4. 6. Composition ..... 14

I. 4. 7. Quelques nuisances contenues dans les lixiviateurs de décharge ..... 16

□ I. 4. 7. 1. Eléments traces métalliques ..... 16

□ I. 4. 7. 2. Polluants organiques persistants ..... 16

□ I. 4. 7. 3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques ..... 17

□ I. 4. 7. 4. Polychlorobiphényles ..... 18

□ I. 4. 7. 5. Phtalates ..... 18

□ I. 4. 7. 6. Phénols et ses dérivés ..... 19

□ I. 4. 7. 7. Résidus de médicaments ..... 19

I. 4. 8. Types de lixiviateurs ..... 20

□ I. 4. 8. 1. Lixiviat Jeune (< 5 ans) ..... 20

□ I. 4. 8. 2. Lixiviat Intermédiaire (entre 5 et 10ans) ..... 20

□ I. 4. 8. 3. Lixiviat Stabilisé (> 10 ans) ..... 20

I. 4. 9. Estimation des quantités des lixiviats .....	22
I. 4. 10. Conditions influençant la dégradation de la matière organique dans le lixiviat .....	24
□ I. 4. 10. 1. Evolution du pH .....	24
□ I. 4. 10. 2. Température .....	25
□ I. 4. 10. 3. Humidité.....	25
□ I. 4. 10. 4. Rapport DBO <sub>5</sub> /DCO.....	25
□ I. 4. 10. 5. Carbone organique dissous (COD) .....	26
□ I. 4. 10. 6. Nutriments .....	26
□ I. 4. 10. 7. Oxygène .....	26
□ I. 4. 10. 8. L'indice SUVA .....	27
I. 5. Impact des lixiviats sur l'environnement.....	27
I. 5. 1. Pollution atmosphérique.....	27
□ I. 5. 1. 1. Odeurs nauséabondes .....	27
□ I. 5. 1. 2. Effet sur la végétation .....	28
I. 5. 2. Pollution hydrique .....	28
□ I. 5. 2. 1. Propagation de la pollution dans la nappe.....	29
I. 5. 3. Santé humaine .....	29
I. 5. 4. Effets sur la faune et la flore .....	30
I. 6. Traitement des lixiviats de la décharge.....	31
I. 6. 1. Traitements biologiques .....	31
□ I. 6. 1. 1. Traitements biologiques aérobies.....	32
□ I. 6. 1. 2. Traitements biologiques anaérobies .....	39
I. 6. 2. Traitements physico-chimiques .....	40
I. 7. Combinaison des traitements .....	52

## CHAPITRE II : MATERIELS ET METHODES

II. Matériels et Méthodes .....	72
II. 1. Prélèvement et Conservation .....	72
II. 1. 2. Matériels et méthodes de caractérisation physico-chimiques du lixiviat.....	74
□ Température.....	74
□ Potentiel d'Hydrogène (pH).....	74
□ Matières en suspension (MES) .....	75
□ Turbidité .....	77
□ Conductivité électrique (CE).....	78
□ Concentration en oxygène dissous .....	79

□	Demande biochimique en oxygène (DBO <sub>5</sub> ) .....	79
□	Demande chimique en oxygène (DCO).....	81
□	Dosage des métaux lourds .....	84
□	Volume Décanté pendant 30 min (V <sub>D30</sub> ) .....	85
□	L'indice de Mohlman .....	86
II. 3.	Méthodes de traitement des lixiviats .....	86
□	A / Traitement biologique « SBR » .....	86
□	Dispositif expérimentale.....	87
□	B. Traitement chimique « Processus de coagulation- floculation » .....	90
□	C. Traitement physiques « Filtration sur sable » .....	92

### CHAPITRE III : PRESENTATION DU CET

III. 1.	Situation géographique .....	98
III.2	Management de projet .....	100
□	Choix du site.....	100
□	Géomorphologie géologie et hydrogéologique régionale et locale .....	101
III.3	Structure de sécurité (surveillance et intervention) .....	101
III.4	Synthèse des différents facteurs influençant la gestion d'un CET .....	101
III.5	Les activités au niveau du CET d'El keurt .....	103
III.6	Etapas de traitement des déchets dans les CET .....	106
□	Tri des déchets .....	106
□	Recyclage.....	106
III. 6. 1.	Traitements des déchets ménagers dans le CET de Mascara .....	107
□	Les déchets recyclables et recouvrables .....	109
III. 7.	Importance de la qualité des déchets et de l'Intérêt du recyclage dans le CET .....	111
□	Performance à long terme du CET .....	111
□	Coûts d'exploitation .....	111
□	Impact sur l'environnement et la santé .....	111
III. 8.	Intérêt du recyclage pour éviter les mélanges de déchets.....	111
□	Séparation des matériaux recyclables.....	111
□	Réduction de la production de biogaz .....	112
□	Préservation des ressources et réduction des coûts .....	112
III. 9.	Lixiviat et Biogaz .....	112



III. 10. Règles générales en matière d'hygiène et sécurité ..... 113

CHAPITRE IV : RESULTATS ET INTERPRETATIONS

IV. 1. Résultats et Interprétations des lixiviats bruts..... 118

IV.1. 1. Caractérisations des lixiviats issus du CET d'El Keurt (Mascara) ..... 118

- 1-La couleur et l'odeur ..... 118
- 2-Température ..... 119
- 3-Potentiel d'Hydrogène..... 119
- 4-Demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>)..... 120
- 5-Demande chimique en oxygène (DCO) ..... 121
- 6-Matière en suspension (MES) ..... 122
- 7-Nitrites ..... 123
- 8-Les chlorures ..... 124
- 9-La charge métallique ..... 125

IV. 2. Résultats et Interprétations des analyses des lixiviats après traitement ..... 129

- IV. 2. 1. Caractéristiques des échantillons avant le traitement combiné ..... 129
- IV. 2. 2. Résultats utilisant le procédé biologique (SBR)..... 130

Evolution de la DCO, la Turbidité et les MES en fonction du temps de rétention des boues (SRT). ..... 130

- IV. 2. 3. Résultats utilisant le SBR avec le procédé de coagulation - floculation... 133

  - A. Avec du Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ..... 133
  - B. Avec du FeCl<sub>3</sub> ..... 135

- IV. 2. 4. Effet de la combinaison des procédés sur la charge métallique ..... 142

Conclusion ..... 153

Annexe ..... 154

**Liste des abréviations**

- AF : Acides Fulviques
- AH : Acides Humiques
- Ard : Arduino
- BA : Boues Activée
- BF : Bio filtration
- BRM : Bio Réacteur à Membranes
- CET : Centre d'Enfouissement Technique
- CFC : Chlorofluorocarbure
- COD : Carbone Organique Dissous
- COT : Carbone Organique Total
- DBO<sub>5</sub> : Demande Biologique en Oxygène (5 jours)
- DCO : Demande Chimique en Oxygène
- DMA : Déchets Ménagers et Assimilés
- HRT : Temps de Rétention Hydraulique (Taux de Séjour)
- Hu : Humidité
- MES : Matière en Suspension
- MO : Matière Organique
- NF : Nanofiltration
- NTU: Unité Turbidité Néphélométrie
- OI : Osmose Inverse
- ONA : Office National d'Assainissement

- OM : Ordures Ménagères
- PCB : Polychlorobiphényle
- PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur
- PCS : Pouvoir Calorifique Supérieur
- PEHD : Polyéthylène Haut Densité
- pH : Potentiel d'Hydrogène
- POA : Procédés d'Oxydation Avancée
- PROGDEM : Programme de Gestion Intégrée des Déchets Ménagers
- PVC : Polychlorure de Vinyle
- SBR : Réacteur Biologique Séquentiel
- SRT : Temps de Rétention des Boues (Âge des Boues)
- SUVA : Spécifique Ultraviolet Absorbance
- UF : Ultrafiltration
- UV : Ultraviolet

**Liste des figures**

Figure I.01 : Les mécanismes de la genèse des lixiviats ..... 14

Figure I.02 : Schéma du bilan hydrique de la décharge ..... 23

Figure I.03 : Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe ..... 36

Figure I.04 : Schéma de principe du procédé de traitement biologique a boue activée ..... 38

Figure I.05 : Configuration du réacteur en fonction de la composition de l'effluent. .... 38

Figure I.06 : La coagulation floculation ..... 42

Figure I.07 : Potentiel électrique de particules colloïdales ..... 43

Figure II.01 : Etapes d'un cycle de traitement en procédé biologique ..... 89

Figure II.02 : Pilote hybride SBR + coagulation floculation + filtration ..... 94

Figure III.1, 2 : Position géographique du CET El Keurt (Mascara) – Algérie ..... 99

Figure III. 03 : Composition et proportions des déchets dans la décharge d'Elkeurt. .... 102

Figure IV.01 : Evolution du pH ..... 121

Figure IV.02 : Evolution du DBO<sub>5</sub> ..... 122

Figure IV.03 : Evolution du DCO ..... 123

Figure IV.04 : Evolution du MES ..... 124

Figure IV.05 : Evolution du Nitrites ..... 125

Figure IV.06 : Evolution du Chlore ..... 126

Figure IV.07 : Evolution du Fer ..... 128

Figure IV.08 : Evolution du Zinc ..... 129

Figure IV.09 : Evolution du Chrome ..... 130

Figure IV.10 : Evolution du Mercure ..... 130

Figure IV 11 : Variation du DCO au cours du traitement SRT : (a) 5 Jours, (b) 10 Jours et (c) 15 Jours ..... 132

Figure IV.12 : Efficacité de l'élimination des MES et de la turbidité pendant le traitement SRT : 5 jours, 10 jours et 15 jours ..... 134

Figure IV.13 : Effet du pH initial sur la DCO, la turbidité et la masse des boues en utilisant Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ..... 135

Figure IV.14 : Effet du pH initial sur la DCO, la turbidité et la masse des boues en utilisant le coagulant FeCl<sub>3</sub>. ..... 135

Figure IV.15 : Effet du dosage initial de coagulant sur la DCO, la turbidité et la masse des boues en utilisant Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> ..... 135

Figure IV.16 : Effet du dosage initial de coagulant sur la DCO, la turbidité et la masse des boues en utilisant le coagulant $\text{FeCl}_3$ .....	136
Figure IV.17 : Effet du dosage de CaO sur : DCO, turbidité et masse des boues.....	139
Figure IV.18 : Effet de traitement combiné sur les traces métalliques. ....	145

## **Liste des photos**

Photo I.01 : Lixiviats de décharge .....	12
Photo I.02 : Pollution des eaux par la percolât des décharges .....	28
Photo I.03 : Rejets des lixiviats à travers le milieu extérieur .....	30
Photo I.04 : Lagunage aéré des lixiviats .....	33
Photo I.05 : Jar test au niveau de laboratoire LGPCS .....	45
Photo I.06 : Station de traitement Osmose inverse .....	52
Photo II.01 : Photos d'échantillonnage et de casier de stockage des lixiviats de la décharge de Mascara. ....	72
Photo II.02 : Carte de la ville de Mascara, image satellite de la décharge de Mascara et photos des bassins de stockage des lixiviats de la décharge. ....	73
Photo II.03 : pH-mètre .....	75
Photo II.04 : Etuve .....	77
Photo II.05 : Filtration sous-vide .....	77
Photo II.06 : Turbidimètre .....	78
Photo II.07 : Conductimètre .....	78
Photo II.08 : Réacteur DCO .....	84
Photo II.09 : UV-Visible .....	84
Photo II.10. Dispositif expérimentale du SBR avec moniteur Arduino .....	88
Photo II.11. Adaptation des boues activées .....	89
Photo II.12 Jar Test .....	91
Photo II.14 : Pilote de traitement hybride (biologique + chimique) .....	93
Photo III.01 : Centre d'Enfouissement Technique C.E.T d'El Keurt de Mascara .....	98
Photo III.02 : Couche d'argile .....	104
Photo III.03 : Revêtement en plastique .....	104
Photo III.04 : Pont bascule .....	104
Photo III.05 : Tracteurs sur pneus .....	105
Photo III.06 : Bulle-dozer à chenilles .....	105
Photo III.07 : Balayeuse .....	105
Photo III.08 : Compacteur pied de mouton .....	105

Photo III.09 : Camion-Citerne.....	106
Photo III.10 : Tri des déchets dans le CET de Mascara .....	107
Photo III.11 : Etapes N°1 : Quantification du carton .....	110
Photo III.12 : Etapes N°2 : Pressage descente .....	110
Photo III.13 : Etapes N°3 : Ejection du carton .....	110
Photo III.14 : Etapes N°4 : Chargement du carton.....	110
Photo III.15 : Etapes N°5 : Transférer le carton à l’usine pour le recyclage. ....	110
Photo III.16 : Bleu de travail .....	114
Photo III.17 : Les gants .....	114
Photo III.18 : Combinaison anti froid .....	114
Photo III.19 : Chaussures de sécurité .....	114
Photo III.20 : Les bottes .....	114
Photo III.21 : Coquilles anti bruit .....	114
Photo III.22 : Tenue spéciales de Centre d’Enfouissement Technique d’El Keurt-Mascara (C.E.T) .....	115
Photo IV.01 : Lixiviats après traitement biologique SBR : (a) 5 Jours, (b) 10 Jours et, (c) 15 Jours. ....	134
Photo IV.02 : Effet de l’utilisation d’ $Al_2(SO_4)_3$ .....	137
Photo IV.03 : Effet de l'utilisation du coagulant $FeCl_3$ .....	137
Photo IV.04 : Effet visuel du dosage de CaO sur : DCO, turbidité et masse des boues. ....	139
Photo IV.05 : Effet du traitement hybride sur les lixiviats.....	141
Photo IV.06 : Effet de traitement par SBR + CF + filtration. ....	141

**Liste des tableaux**

Tableau I.01 : Polluants retrouvés dans les lixiviats des centres d'enfouissement .....	15
Tableau I.02 : Caractéristiques principales des différents types de lixiviats selon l'âge de la décharge .....	21
Tableau I.03 : Composition des lixiviats issus des CET .....	21
Tableau I.04 : Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps .....	25
Tableau I.05 : Classification des lixiviats et traitement proposés .....	31
Tableau I.06 : Dérivés des sels d'aluminium et de fer .....	46
Tableau I.07: Efficacité de certains traitements uniques et combinés .....	53
Tableau I.08 : Avantages et inconvénients des différents procédés .....	54
Tableau II.01 : Plage de mesure DBO <sub>5</sub> .....	80
Tableau III.01 : Quantité des déchets produit et récupérée dans les communes de Mascara	102
Tableau III.02 : Composition des déchets ménagers .....	108
Tableau IV.01. Résultats des analyses physico-chimiques du lixiviat du CET de Mascara .	119
Tableau IV.02 : Paramètres du lixiviat brut collectés pour le traitement .....	131
Tableau IV.03 : Efficacité d'élimination SBR et coagulation-floculation .....	139
Tableau IV.04 : Comparaison l'élimination du DCO de différents procédés hybrides de traitement des lixiviats .....	142
Tableau IV.05 : Concentrations de la pollution métalliques en amont et aval des traitements combinés .....	144



# ***INTRODUCTION***

## **Introduction**

La gestion des déchets solides (DS) est un problème majeur au niveau mondial, en raison de l'augmentation de la production de déchets due à la croissance démographique, économique et aux modes de vie. Cette production annuelle de déchets devrait augmenter de 70% d'ici 2050 [1-4]. En Algérie, ce problème est aggravé par la concentration de la population sur les zones côtières, l'insuffisance des infrastructures existantes, et le manque de gestion rationnelle des déchets. Pour cela le gouvernement algérien a mis en place un plan national d'actions pour l'environnement et le développement durable. L'objectif de ce plan est d'engager le pays dans des investissements pour un développement écologiquement durable. Dans ce cadre, deux programmes d'actions ont été lancés : le programme national de gestion intégrée des déchets ménagers appelé PROGDEM, et le programme national de gestion des déchets spéciaux appelé PNAGDES [5].

La ville de Mascara est confrontée à un important enjeu écologique lié aux DS, la décharge d'El Keurt réalisé dans le cadre du programme de coopération technique algéro-belge conçu pour recevoir les déchets ménagers et assimilés de 25 communes, totalisant une capacité journalière moyenne de 250 tonnes. Elle compte 768 301 habitants ce centre a une superficie de 46 hectares, est identifiée comme la principale zone de dépôt pour ces déchets dans la région. Cette décharge génère des effluents liquides contaminés riches en matières organiques et minérales. Le processus de dégradation des déchets par des réactions physiques, chimiques et biologiques dans les décharges génère des lixiviats et de bio gaz [6], qui sont considérés comme les sous-produits les plus menaçants de la mise en décharge [7]. En moyenne, une tonne de déchets solides dans une décharge produit 0,2 m<sup>3</sup> de lixiviat [8]. La production de lixiviat dans la décharge d'El Keurt s'avère égale à 29 200 m<sup>3</sup> /an, soit l'équivalent de 38 L/ habitant/an [9].

Les lixiviats de décharge proviennent principalement des précipitations naturelles, du ruissellement des eaux de surface vers le bas, de l'eau contenue dans les déchets solides, de l'eau générée par les micro-organismes [10].

Ces jus de décharge sont des liquides sombres et complexes constitués de plusieurs composés organiques et inorganiques toxiques, y compris des micro-organismes [11, 12]. Parmi les classes spécifiques de polluants les plus courantes dans les lixiviats figurent les composés organiques dissous, les ions traces, les composés organiques xénobiotiques, l'ammoniac et les bactéries coliformes [13]. En outre, les lixiviats créent certaines conditions défavorables,

notamment en libérant des composés organiques poly chlorés, des métaux lourds et des contaminants émergents dans l'environnement [14], Le caractère chimique des lixiviats est difficile à prévoir et peut varier considérablement d'un site à l'autre et au sein d'un même site en raison des variations de la composition et de la teneur en humidité des déchets, ainsi que des facteurs saisonniers tels que la température et les précipitations [15].

Parmi les caractéristiques les plus importantes à prendre en compte pour classer les lixiviats sont : le pH, la conductivité, la teneur en azote ammoniacal, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO<sub>5</sub>) et la biodégradabilité, exprimée par le rapport DBO<sub>5</sub> /DCO. Ces percolats peuvent être classés en trois catégories : lixiviats provenant d'une décharge de moins de cinq ans sont appelés jeunes qui présentent généralement un rapport DBO<sub>5</sub> /DCO élevé et un pH acide. Les décharges âgées de cinq à dix ans sont souvent connues pour produire des lixiviats d'âge moyen avec un rapport DBO<sub>5</sub> /DCO compris entre 0,5 et 0,1 et un pH légèrement basique. Les décharges de plus de dix ans sont connues pour produire des lixiviats stabilisés dont le rapport DBO<sub>5</sub> /COD est <0,1 [16, 17].

Les lessivats peuvent avoir des effets nocifs sur la santé publique et l'environnement [18, 19]. Ces effets incluent la pollution des eaux souterraines, de l'air, la perturbation de la faune et de la flore, les risques pour les travailleurs de la décharge et les impacts sur la qualité de vie des personnes vivant à proximité. Par conséquent, le traitement des lixiviats a été toujours un sujet d'intérêt considérable doit être traité correctement pour éviter tout impact nuisible afin de minimiser les risques pour la santé et l'environnement [2].

En général, l'approche systématique du filière de traitement du lixiviat peut être complexe en raison de la grande variabilité des caractéristiques et des méthodes de sélection basées sur les propriétés du lixiviat [7].

La plupart des procédés développés pour le traitement de l'eau et des eaux usées ont été adaptés au traitement des lixiviats de décharges, notamment : Méthodes physiques telles que le stripping à l'air, l'adsorption, la filtration sur membrane [20-23], chimiques comme : coagulation-floculation, précipitation chimique, méthodes d'oxydation chimique et électrochimique [20, 24-26], biologiques comme les boues granulaires aérobies, le bioréacteur anaérobie et le réacteur discontinu séquentiel, les systèmes de bioréacteurs aérobies et anaérobies simultanés [27-29].

Les traitements physico-chimiques combinés : électrocoagulation/filtration, coagulation-floculation/adsorption et filtration/adsorption [30-32], méthodes combinées physico-chimiques et biologiques : oxydation biologique aérobie/fenton, coagulation-floculation/SBR, stripping à l'air/procédés aérobie et anaérobie [33-35] .

La combinaison de procédés physico-chimiques s'est avérée être une bonne alternative pour le traitement de ce type d'effluents[36]. Dans des études précédentes relatives au traitement des lixiviats de décharge par l'intégration de processus biologiques avec des processus de coagulation/floculation : le réacteur batch séquentiel suivi par la coagulation a atteint une efficacité d'élimination de 84,89%, 94,25%, 91,82% et 85,81% pour la DCO, NH<sub>3</sub>-N, MES et la couleur respectivement [37],le stripping à l'air suivi d'une coagulation/ultrafiltration a obtenu une efficacité la combinaison de la coagulation et de l'UF a augmenté le rapport DBO/DCO de 0,049 à 0,423, et d'élimination de la DBO finale, la DCO, le NH<sub>3</sub>-N et la couleur du lixiviat étaient respectivement de 1 023 mg/L, 2 845 mg/L, 145 mg/L et 2 056 mg/L,un processus de traitement combiné de stripping à l'air + Fenton + réacteur séquentiel discontinu (SBR) + coagulation ont été obtenus un taux d'élimination de L'acide humique, l'acide fulvique, DCO était respectivement de 97,1 %, 95,8 % et 97,9 % [38].

L'objectif principal de la présente étude était d'évaluer l'efficacité du pilote hybride d'une combinaison de traitement biologique par boue activée dans un bioréacteur SBR et la coagulation-floculation suivi d'une filtration sur sable. Nous visons à étudier l'effet de divers paramètres tels que le pH, le type de coagulant et la dose de flocculant sur la clarification du lixiviat, cherchant à optimiser le processus pour une élimination des polluants (organiques et métalliques) la plus efficace et à améliorer le rendement du traitement du lixiviat. La réalisation de la recherche à l'échelle pilote fournit des informations réalistes et applicables, allant au-delà des conditions de laboratoire.

Le processus hybride pourrait surpasser les méthodes conventionnelles, la mise en œuvre à l'échelle pilote abordant les défis de la scalabilité et opérationnels, informant les conceptions de systèmes à grande échelle et offrant de nouvelles perspectives sur les combinaisons efficaces de traitements chimiques et biologiques. L'incorporation de la technologie Arduino introduit l'automatisation pour le contrôle de l'aération et la surveillance en temps réel de paramètres tels que le pH, la température et l'oxygène dissous, améliorant la précision et la fiabilité. Cette technologie assure des conditions optimales, améliorant l'efficacité du traitement et réduisant potentiellement les coûts.

Dans le but de préserver la qualité des plans d'eau avoisinants un site d'enfouissement, il est nécessaire de collecter et de traiter convenablement les lixiviats issus de la décharge. Cependant, vu la nature complexe de ces lixiviats et les normes strictes de rejets auxquelles ils sont assujettis, leur traitement constitue un défi majeur pour les exploitants des sites d'enfouissement. Fort de ce constat, nous proposons à travers cette présente étude de recherche une approche de combinaison technologique qui mettra en synergie les procédés physico-chimique et biologiques pour un traitement efficace des lixiviats. Ce manuscrit est composé de quatre chapitres et qui se résume comme suit :

- ✚ Chapitre I : Approche bibliographique et généralité sur les lixiviats issus des décharges : ces caractérisations, origines, les différentes filières de traitement et ces impacts sur l'environnement.
  
- ✚ Chapitre II : Il est dédié aux matériels de caractérisation physico-chimique des lixiviats avant et après traitement. Aussi, dans ce chapitre nous présentons les méthodes de la chaîne de traitement.
  
- ✚ Chapitre III : Un aperçu général du site : centre d'enfouissement technique classe II de la wilaya de Mascara "El Keurt" et ces activités.
  
- ✚ Chapitre IV : Les résultats de caractérisation et de traitement avec leurs interprétations ont été discutés.

Et enfin, le manuscrite est sanctionné par une conclusion et des perspectives.

## Références Bibliographiques

- [1] S. Kaza, L. Yao, At a Glance: A Global Picture of Solid Waste Management, in: *What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*, pp. 17-38.
- [2] J. Tejera, D. Hermosilla, A. Gasco, C. Negro, A. Blanco, Combining Coagulation and Electrocoagulation with UVA-LED Photo-Fenton to Improve the Efficiency and Reduce the Cost of Mature Landfill Leachate Treatment, *Molecules*, 26 (2021).
- [3] Z. Bourechech, F. Abdelmalek, M.R. Ghezzar, A. Addou, Treatment of leachate from municipal solid waste of Mostaganem district in Algeria: Decision support for advising a process treatment, *Waste Manag Res*, 36 (2018) 68-78.
- [4] E.B. Oumaima, A.F. Cano, J.A.A. Aviles, T. Fechtali, Characterization of Leachate from Different Landfills Sites of Morocco and Spain: A Comparative Study, *European Scientific Journal ESJ*, 15 (2019).
- [5] C.V. Reddy, D.S. Rao, A.S. Kalamdhad, Combined treatment of high-strength fresh leachate from municipal solid waste landfill using coagulation-flocculation and fixed bed upflow anaerobic filter, *Journal of Water Process Engineering*, 46 (2022).
- [6] S.S. Kumar, N.R. Bishnoi, Coagulation of landfill leachate by FeCl<sub>3</sub>: process optimization using Box–Behnken design (RSM), *Applied Water Science*, 7 (2015) 1943-1953.
- [7] A.C. Gheidene, A. Zehhaf, S. Messekine, F.Z. Soufal, T. Laoui, Advanced leachate treatment at Mascara landfill (Algeria): A hybrid pilot approach with activated sludge and ferric chloride, *Desalination and Water Treatment*, 319 (2024) 100544.
- [8] D. Yu, Y. Pei, Z. Ji, X. He, Z. Yao, A review on the landfill leachate treatment technologies and application prospects of three-dimensional electrode technology, *Chemosphere*, 291 (2022) 132895.
- [9] D. Baderna, F. Caloni, E. Benfenati, Investigating landfill leachate toxicity in vitro: A review of cell models and endpoints, *Environment International*, 122 (2019) 21-30.
- [10] C. Teng, K. Zhou, C. Peng, W. Chen, Characterization and treatment of landfill leachate: A review, *Water research*, 203 (2021) 117525.
- [11] A.M. Costa, R.G.d.S.M. Alfaia, J.C. Campos, Landfill leachate treatment in Brazil – An overview, *Journal of Environmental Management*, 232 (2019) 110-116.
- [12] V.R. Propp, A.O. De Silva, C. Spencer, S.J. Brown, S.D. Catingan, J.E. Smith, J.W. Roy, Organic contaminants of emerging concern in leachate of historic municipal landfills, *Environmental Pollution*, 276 (2021) 116474.
- [13] C. Teng, K. Zhou, C. Peng, W. Chen, Characterization and treatment of landfill leachate: A review, *Water Res*, 203 (2021) 117525.
- [14] S. Renou, J.G. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan, P. Moulin, Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *J Hazard Mater*, 150 (2008) 468-493.
- [15] M. Verma, S. Chakraborty, R.N. Kumar, Evaluation of coagulation–flocculation process as pretreatment option for landfill leachate using alum, ferric chloride and polyacrylamide grafted gum ghatti, in: *The 30th International Conference on Solid Waste Technology and Management*, Widener University, Chester, PA, 2015, pp. 19013-19013.
- [16] M.C. Nika, K. Ntaiou, K. Elytis, V.S. Thomaidi, G. Gatidou, O.I. Kalantzi, N.S. Thomaidis, A.S. Stasinakis, Wide-scope target analysis of emerging contaminants in landfill leachates and risk assessment using Risk Quotient methodology, *Journal of Hazardous Materials*, 394 (2020) 122493.
- [17] S.A. Siddiqi, A. Al-Mamun, M.S. Baawain, A. Sana, A critical review of the recently developed laboratory-scale municipal solid waste landfill leachate treatment technologies, *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 52 (2022) 102011.
- [18] A. Amokrane, C. Comel, J. Veron, Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation, *Water research*, 31 (1997) 2775-2782.

- [19] J. Bohdziewicz, M. Bodzek, J. Górka, Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate, *Process Biochemistry*, 36 (2001) 641-646.
- [20] B. Morawe, D.S. Ramteke, A. Vogelpohl, Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate, *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 34 (1995) 299-303.
- [21] D. Trebouet, J. Schlumpf, P. Jaouen, F. Quemeneur, Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes, *Water Research*, 35 (2001) 2935-2942.
- [22] W.-Y. Ahn, M.-S. Kang, S.-K. Yim, K.-H. Choi, Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process, *Desalination*, 149 (2002) 109-114.
- [23] L.-C. Chiang, J.-E. Chang, C.-T. Chung, Electrochemical oxidation combined with physical–chemical pretreatment processes for the treatment of refractory landfill leachate, *Environmental Engineering Science*, 18 (2001) 369-379.
- [24] S. Marttinen, R. Kettunen, K. Sormunen, R. Soimasuo, J. Rintala, Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates, *Chemosphere*, 46 (2002) 851-858.
- [25] P.S.G.d.S. VE, S.R.S.L. de, S.E.S.S.G. da, C.V.S. TF, P.V. VJ, B.D.S. A, Landfill leachate biological treatment: perspective for the aerobic granular sludge technology, *Environ Sci Pollut Res Int*, 29 (2022) 45150-45170.
- [26] M.I. Tayari, <Study on biological landfill leachate treatment using Spiral Symmetry Stream.pdf>, (2020).
- [27] Z. Yang, S. Zhou, The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system, *Chemosphere*, 72 (2008) 1751-1756.
- [28] J. Li, L. Zhao, L. Qin, X. Tian, A. Wang, Y. Zhou, L. Meng, Y. Chen, Removal of refractory organics in nanofiltration concentrates of municipal solid waste leachate treatment plants by combined Fenton oxidative-coagulation with photo–Fenton processes, *Chemosphere*, 146 (2016) 442-449.
- [29] I. El Mrabet, M. Nawdali, S. Rafqah, H. Valdés, M. Benzina, H. Zaitan, Low-cost biomass for the treatment of landfill leachate from Fez City: application of a combined coagulation–adsorption process, *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 5 (2020) 1-14.
- [30] R.B. Galvão, A.A. da Silva Moretti, F. Fernandes, E.K. Kuroda, Post-treatment of stabilized landfill leachate by upflow gravel filtration and granular activated carbon adsorption, *Environmental Technology*, 42 (2021) 4179-4188.
- [31] D. Klauson, A. Kivi, E. Kattel, K. Klein, M. Viisimaa, J. Bolobajev, S. Velling, A. Goi, T. Tenno, M. Trapido, Combined processes for wastewater purification: treatment of a typical landfill leachate with a combination of chemical and biological oxidation processes, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 90 (2015) 1527-1536.
- [32] H. EL FADEL, M. MERZOUKI, M. BENLEMLIH, Innovative process for treatment of leachates from controlled public discharge of Fes city in Morocco, (2021).
- [33] Y. Smaoui, J. Bouzid, S. Sayadi, Combination of air stripping and biological processes for landfill leachate treatment, (2020).
- [34] F. Rohers, R.L. Dalsasso, W.C. Nadaleti, M.S. Matias, A.B. de Castilhos Junior, Physical-chemical pre-treatment of sanitary landfill raw leachate by direct ascending filtration, *Chemosphere*, 285 (2021) 131362.
- [35] Z.J. Yong, M.J. Bashir, C.A. Ng, S. Sethupathi, J.-W. Lim, A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation, *Journal of environmental management*, 205 (2018) 244-252.
- [36] Z. Liu, W. Wu, P. Shi, J. Guo, J. Cheng, Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation, *Waste Management*, 41 (2015) 111-118.

***CHAPITRE I : ETUDE  
BIBLIOGRAPHIQUE***



## I. 1. Problématique de la gestion durable de l'eau

La gestion durable de l'eau est devenue une préoccupation majeure dans le contexte actuel de changement climatique et de croissance démographique rapide. L'eau est une ressource essentielle pour la vie sur Terre et son accès équitable est crucial pour le développement socio-économique des nations. Cependant, cette ressource précieuse est confrontée à de nombreuses menaces potentielles qui compromettent sa disponibilité et sa qualité.

L'une des principales menaces pour la gestion durable de l'eau est la surexploitation des ressources en eau douce. La croissance démographique et l'urbanisation entraînent une demande croissante en eau pour l'agriculture, l'industrie et les besoins domestiques. Cette pression excessive sur les réserves d'eau souterraine et de surface entraîne une diminution de la quantité d'eau disponible, ce qui peut entraîner des pénuries d'eau dans certaines régions [1].

Parallèlement à la surexploitation, la pollution de l'eau est une menace majeure pour sa qualité. Les activités industrielles, agricoles et domestiques génèrent des polluants tels que les produits chimiques, les métaux lourds et les nutriments, qui contaminent les sources d'eau et compromettent leur potabilité. La pollution de l'eau non seulement affecte la santé humaine, mais elle nuit également à la biodiversité aquatique et aux écosystèmes associés.

Le changement climatique aggrave encore ces menaces en modifiant les schémas de précipitations, en augmentant les sécheresses et les inondations, et en altérant les cycles hydrologiques. Ces impacts climatiques exacerbent les stress hydriques déjà présents et rendent la gestion durable de l'eau encore plus complexe.

En outre, les conflits liés à l'eau sont une réalité dans de nombreuses régions du monde, où les rivalités entre pays, régions ou groupes ethniques pour l'accès et le contrôle des ressources en eau peuvent entraîner des tensions géopolitiques et des conflits armés.

Face à ces défis, la gestion durable de l'eau nécessite une approche holistique et intégrée. Cela implique d'adopter des pratiques de conservation de l'eau, telles que la réutilisation des eaux usées, l'amélioration de l'efficacité de l'irrigation et la protection des bassins versants. De plus, des politiques de gestion des ressources en eau doivent être élaborées et mises en œuvre pour promouvoir une utilisation équitable et durable de l'eau, en tenant compte des besoins des populations locales, de l'environnement et des générations futures [1].

Pour une bonne gestion durable de l'eau, nous nous sommes intéressés à la gestion des lixiviats, qui sont des liquides issus de la décomposition des déchets dans les décharges, est essentielle pour éviter la pollution des sols et des eaux souterraines. Pour ce faire, nous nous joindrons à la présentation ci-dessous des CET.

En conclusion, la gestion durable de l'eau est essentielle pour assurer la sécurité hydrique et le bien-être des sociétés humaines. En identifiant et en abordant les menaces potentielles telles que la surexploitation, la pollution, le changement climatique et les conflits, nous pouvons préserver cette ressource vitale pour les générations à venir.

## **I. 2. Centres d'enfouissement techniques**

Les CET ont été introduits récemment pour éviter la connotation péjorative de décharges, 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 [2, 3]. Ils 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 [4].

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 [2].

### **I. 2. 1. Types des centres d'enfouissement techniques**

Selon la nature des déchets admis, les CET sont répartis en trois classes [5]:

#### **✚ I. 2. 1. 1. CET de Classe I**

Ces décharges sont habilitées à recevoir certains déchets industriels spéciaux [6]:

- 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 [3].

#### I. 2. 1. 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. [6].

#### I. 2. 1. 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. [7].

### **I. 3. Composition des déchets urbains**

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 [8].

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. selon l'Agence Nationale des Déchets AND 2019 [2].

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 [3, 9].

#### **I. 4. Lixiviat de décharge**

Les centres d'enfouissement techniques (CET), jouent un rôle crucial dans la gestion des déchets solides en fournissant une solution pour l'élimination sécurisée des déchets non recyclables. Toutefois, en dépit des mesures de sécurité rigoureuses mises en place, ces installations posent des risques potentiels de pollution, en particulier pour les eaux souterraines et de surface. Il est essentiel de comprendre le fonctionnement de ces centres et les mécanismes par lesquels ils peuvent devenir des sources de contamination, afin de mieux gérer et atténuer ces risques environnementaux.

##### **I. 4. 1. Phénomène de lixiviation**

Le phénomène de lixiviation est le processus au cours duquel l'eau s'infiltré dans un site de stockage et se charge de matières dangereuses comme les métaux lourds. L'eau finissant dans la nappe phréatique par ruissellement. Le phénomène est très présent dans toutes les anciennes décharges ménagères et industrielles où les déchets n'ont pas été stockés dans un environnement imperméable ou avec un processus de traitement du ruissellement [10, 11] . La lixiviation définis aussi « la migration des substances solubles, et le lessivage correspond à la migration des particules en suspension »[12].

##### **I. 4. 2. Définition**

Le lixiviat (ou percolât) appelés aussi " jus de décharge" ou "lessivât" vient de l'adjectif latin *lixivius*, qui signifie : « jus de lessive, eau qui sert à laver ». Sont les eaux qui passe au travers des déchets et qui se mélangent avec des bactéries et des substances chimiques (matières minérales et organiques)[13]. L'arrêté du 15 février 2016 relatif aux installations de stockage de

déchets non dangereux définit le lixiviat comme « tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en installation de stockage et s'écoulant d'un casier ou contenu dans celui-ci »[14]. Ces percolats sont en grande partie formés des eaux d'infiltration pluviales ou celles de fonte de neige [15].

Le lixiviat est un effluent liquide qui provient de la percolation de l'eau à travers les déchets, que ce soit les eaux météoriques et/ou l'eau contenant dans les déchets [16]. Un lixiviat est généré lorsque la teneur en humidité dépasse la valeur maximale de rétention qui est définie comme la valeur maximale de liquide que peut être retenue par un milieu poreux sans générer de percolat [17, 18]. Les lixiviats sont extrêmement chargés en matières en suspension et en composants solubles provenant des déchets et des sous-produits de la dégradation des déchets [19, 20]



*Photo I.01 : Lixiviats de décharge [21]*

#### **I. 4. 3. Formation des lixiviats**

Afin de comprendre la problématique sur les polluants liés aux lixiviats et leurs modes de traitement, il est judicieux de faire un état des lieux sur l'origine de formation de ces derniers ainsi que leur caractérisation et les méthodes de traitement disponibles [23].

La genèse des lixiviats s'effectue selon des mécanismes biologique et physico-chimique complexes simultanément aérobies et anaérobies. En effet, au cours de l'exploitation du centre de stockage, les opérations de remplissage et de fermeture des alvéoles induisent la mise en place des conditions physico-chimiques nécessaires aux métabolismes aérobies et anaérobies de la biodégradation.

La formation du lixiviat étant la conséquence de l'infiltration non uniforme et intermittente dans la masse de déchets d'eau de pluie, d'eau de ruissellement mais également de la présence d'humidité dans les déchets au moment de leur enfouissement [24, 25]. Ce percolât est donc un effluent complexe caractéristique de la décharge dont il est issu [26].

#### **I. 4. 5. Facteurs de formation des lixiviats**

Les facteurs affectant le mécanisme, le type et la teneur du lixiviat sont classés en 3 catégories [20, 27-30]:

##### **➤ I. 4. 5. 1. Climat et l'hydrogéologie**

La quantité de lixiviat susceptible d'être produite dépend des conditions climatiques et géologiques du site [31, 32]. Plusieurs travaux trouvés dans la littérature ont montré une parfaite corrélation entre les variations climatiques, la quantité et la qualité de ces lixiviats [33-36]. Ainsi, il y a une plus forte production de lixiviat lors des saisons pluviales et lors des fontes de neige. Lors de l'enfouissement des déchets, ces derniers vont subir un processus de dégradation à long terme. Les déchets seront soumis à la fois à des processus physiques, chimiques et biologiques.

##### **➤ I. 4. 5. 2. Gestion du site**

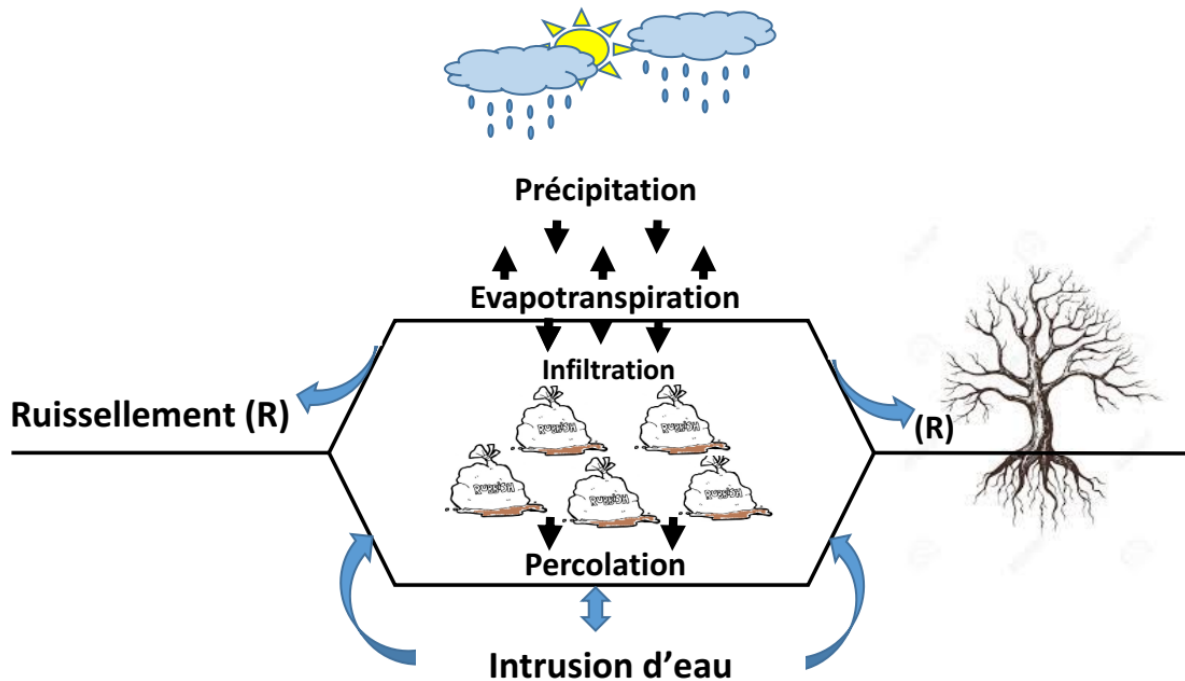
La transformation des déchets à l'intérieur des cellules va influencer fortement la qualité des lixiviats. La taille des déchets déchiquetés, le degré de compactage, la nature même des déchets, l'hydrologie et l'âge du site d'enfouissement ainsi que le climat sont des facteurs clés dans la production et les caractéristiques physico-chimiques des lixiviats [11, 37].

##### **➤ I. 4. 5. 3. Type et la qualité des déchets**

L'humidité contenue dans les déchets ainsi que les eaux de filtration vont initier l'hydrolyse des matières complexes, constituants les déchets. L'eau infiltrée va aussi contribuer à la lixiviation de composés chimiques [37, 38].

Le pH de ces eaux va être ainsi déterminant spécifiquement pour la présence des formes ioniques plus ou moins toxiques notamment des métaux lourds comme le zinc, le mercure, le plomb et bien d'autres.

Les micro-organismes vont contribuer à la transformation de ces déchets. L'action des microorganismes reste la plus importante vis-à-vis de l'action physique ou chimique. Trois niveaux d'actions biologiques sont observés à cet effet [39].



*Figure I.01 : Les mécanismes de la genèse des lixiviats [20, 40, 41].*

#### I. 4. 6. Composition

La composition qualitative et quantitative du lixiviat est fortement liée aux mécanismes physico- chimiques et biologiques se déroulant dans la décharge. Elle varie beaucoup d'une décharge à une autre [42]. Elle dépend des pluies, de la couverture de la décharge, de la topographie du site, du taux de compactage, de la teneur en eau des déchets ou capacité au champ, du mode de comblement et de la température [12, 25, 43, 44].

Les formations chimiques et biochimiques des lixiviats sont non seulement très diverses mais aussi variables dans le temps et dans l'espace. Il est généralement connu que les lixiviats issus de déchets non dangereux contiennent plusieurs polluants majeurs classés en quatre groupes [12, 31, 45]:

- **Groupe 1:** contient des composants organiques dissous (COT, acides gras volatils (AGV), composés réfractaires tels que les acides humiques et fulviques) [46].

- **Groupe 2:** comporte des macro-composants inorganiques tels que le Ca, Mg, Na, K,  $\text{NH}_4^+$ , Fe, Mn,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  et les ions  $\text{HCO}_3^-$  [46]. ainsi que d'autres composés tels que les borates, les sulfites...
- **Groupe 3 :** renferme les éléments traces métalliques (ETM) comme le Cd, Cr, Cu, Pb, Ni et le Zn [47]. sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) ou organiques (macromolécules de type humique et fulvique)[31].
- **Groupe 4 :** renferme les composés organiques xénobiotiques qui incluent les HAP, les Me-HAP, les PCB, les phtalates, les résidus de médicaments, les bisphénols et bien d'autres [48-50]. D'autres éléments traces peuvent être présents en très faibles quantités dans les lixiviats, à savoir le B, l'As, le Se, la Be, le Li, le Hg et le Co [45].

Parallèlement les microorganismes pathogènes des lixiviats sont considérés comme l'un des polluants majeurs du lixiviat, tels que *E.coli*, *coliformes thermo tolérant*, *Salmonella* et *Shigella* [51] et plus de 200 familles de composés organiques ont pu être identifiées au cours des nombreuses études menées sur la caractérisation des lixiviats des décharges [31, 42].

**Tableau I.01 : Polluants retrouvés dans les lixiviats des centres d'enfouissement [52]**

Groupe de polluants dans le lixiviat	Substances
Matière organique	Acides, alcools, aldéhydes et autres exprimés en DCO (demande chimique en oxygène), DBO (demande biologique en oxygène), COD (carbone organique dissous) et les acides gras volatils comprenant les acides humiques et fulviques.
Matière inorganique	Sulfate, chlore, ammoniacque, calcium, magnésium, sodium, potassium, fer et manganèse.  Les métaux lourds : plomb, nickel, cuivre, cadmium, chrome et zinc
Matière xénobiotique	Hydrocarbures aromatiques, phénols (BPA), les dérivés aliphatiques chlorés, les pesticides, les PCB, les dioxines, les HAP, etc.



## I. 4. 7. Quelques nuisances contenant dans les lixiviats de décharge

### I. 4. 7. 1. Eléments traces métallique

On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à  $5 \text{ g/cm}^3$  ou parfois  $4 \text{ g/cm}^3$  [53]. La pollution par les métaux lourds peut être d'origine naturelle ou anthropique. La croûte terrestre constitue la principale source naturelle de la contamination par les éléments traces métalliques [54]. D'autres sources moins importantes comme le cycle biogéochimique, lessivage et éruption volcanique [55]. En parallèle les principales origines anthropiques des ETM sont l'activité industrielle (déchets et émission industrielle) [56], l'activité d'agriculture (compost, engrais phosphatés, pesticides) [57, 58] et les activités urbaines (rejet de gaz des véhicules, déchets, eaux usées) [56, 59].

En plus, certaines décharges contiennent des éléments dangereux comme les appareils électrique et électronique (téléphone, ordinateurs, imprimante...), batteries, caoutchouc et peinture. Ces éléments renferme des ETM comme Cd, Pb, Zn, Cu et Cr [20], il engendre facilement une contamination du milieu. Dans un site pollué par les déchets, on passe d'une pollution ponctuelle à une pollution diffuse progressivement car les déchets renferment une grande variété des polluants et à des concentrations très élevées. Une fois ces polluants entre en contact avec les différents compartiments de l'environnement (air, eau, et sol) on atteint le niveau de pollution diffuse à partir de site pollué [60, 61].

Les ETM sont généralement très toxiques même à l'état des traces. Selon l'Agence de Protection de l'Environnement (U.S. EPA) et le centre international de recherche sur le cancer (CIRC), les ETM (Arsenic, cadmium, chrome, plomb et mercure) sont classés comme probablement cancérigènes pour l'homme [62, 63]. En plus certains métaux trace comme le Cuivre, le Plomb, le Manganèse et le Mercure affectent le système neurologique [64-66], reproductive [67], gastro-intestinal [66] et cardiovasculaire de l'homme [20, 66].

### I. 4. 7. 2. Polluants organique persistants

Les polluants organiques persistants (POPs) sont de substances organiques complexes sous différentes formes. Ils diffèrent de nombreuses substances chimiques par leur persistance, toxicité, effet sauterelle et par leur bioaccumulation dans les organismes [68].

Les POPs sont émis par différentes sources mais la source principale est soit la production de produits chimiques soit la production non intentionnelle par combustion du bois et lors des incinérations d'ordures ménagères. Ils peuvent être transportés par bioaccumulation au niveau des organismes aquatiques et terrestres et se bio accumulent au niveau des aliments [69]. Ils sont des molécules lipophiles, et leur direction préférentielle sera l'adsorption sur les matrices solides plus ce que dans les phases aqueuses de l'environnement. Ils résistent, à des degrés divers, à la dégradation photolytique, biologique et chimique [70].

Chez les êtres vivants, ces polluants organiques persistants vont s'accumuler de préférentiel dans les tissus adipeux, Les POPs regroupent plusieurs familles chimiques et qui se différencient par ces caractères physicochimiques qui contrôlent l'évolution dans l'environnement comme le temps de demie vie, le coefficient de partage octanol/eau ( $K_{oc}$ ), le facteur de bioconcentration (BCF) et bien d'autres [70-72] . Leur introduction dans le milieu environnemental se fait soit par diffusion (lessivage du sol, retombées atmosphérique) ou soit par voie ponctuelle (rejet industrielle et municipale). L'accumulation des POPs dans l'organisme peut se faire par 3 processus : la bioconcentration, la bioaccumulation, et la bioamplification. La bioconcentration est l'accumulation des polluants dans l'organisme à partir de l'eau uniquement mais la bioaccumulation est l'accumulation des polluants dans l'organisme en comptant toutes les voies d'accumulation (eau, alimentation, inhalation, et contact par la peau). La bioamplification reflète la tendance des polluants de se concentrer par déplacement d'une chaîne alimentaire à une autre [73].

#### I. 4. 7. 3. Hydrocarbures aromatiques polycycliques

Les HAP sont des composés organiques constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène dont la structure des molécules comprend au moins deux noyaux aromatiques condensés. Selon leur nombre de cycles benzéniques, ces composés sont classés en HAP "légers" ( $\leq 3$  cycles) et HAP "lourds" ( $\geq 4$  cycles). En général, les HAP sont considérés comme des molécules apolaires, hydrophobes, et peu solubles dans l'eau. Leur caractère hydrophobe augmente avec le nombre de cycles aromatiques, alors que leur solubilité diminue.

Ces composés peuvent être d'origine naturel comme les éruptions volcaniques, la combustion des biomasses et les fuites de réservoirs naturels de pétrole[74-76] .Ils peuvent être générés également par des activités anthropiques issue de la combustion des dérivés du pétrole, du charbon, du gaz naturel ou encore d'ordures ménagères [77]. Trois sources principales

peuvent être considérées pour les HAP [78, 79] . La source pyrolytique est la plus importante, provient de la combustion incomplète de la matière organique à haute température.

Les HAP de source pétrogénique sont générés par la maturation de la matière organique soumise à un gradient géothermique naturel (pétrole et charbon). Une troisième source dite diagénétique, qui est minoritaire, correspond à la diagenèse précoce [79]. Les HAP ont été détectés dans tous les compartiments environnementaux (air, eau, sols et sédiments). Des études récentes montrent aussi sa présence chez les êtres vivants [80-83]. Les HAP sont répertoriés comme polluants organiques persistants (POP) dans la convention de Stockholm [84]. Aussi que, comme polluants prioritaires par l'États-Unis de l'agence de protection de l'environnement (US EPA), en raison de leur toxicité, mutagénicité et carcinogénicité [85].

#### I. 4. 7. 4. Polychlorobiphényles

Les PCB sont des composés chimiques industriellement synthétisés, ils sont produits par chloration des biphényles PCB sont enregistrés, et désignés par PCB suivit d'un nombre correspond à leur structure [86]. Ils sont distingués entre eux par le nombre et la position de l'atome chlore sur la molécule de diphényle. Ce caractère précise ensuite leurs propriétés principales et leurs activités biologiques. Ils sont caractérisés par leur stabilité chimique, thermique et par leur capacité diélectrique élevée. Ils sont utilisés comme électrohydraulique dans les condensateurs et transformateurs, les liquides de refroidissement et les additifs dans les peintures. Bien que, leur fabrication et utilisation est limitée depuis longtemps, des teneurs en PCB ont été détectées dans plusieurs compartiments de l'environnement (air, eau, et sol), ainsi que chez les êtres vivants [81, 82].

Les décharges municipales sont responsables de l'entrée d'un énorme pourcentage de PCB dans les compartiments marins [81]. Ils sont considérés comme polluants organiques persistants (POP) dans la convention de Stockholm [84], et comme polluants prioritaires par l'États-Unis de l'agence de protection de l'environnement (US EPA), en raison de leur toxicité, mutagénicité et carcinogénicité [85].

#### I. 4. 7. 5. Phtalates

Le phtalate, ou ester de phtalate, est produit en faisant réagir l'anhydride phtalique avec un alcool approprié généralement de 6 à 13 atomes de carbone. C'est un groupe de produits

chimiques largement utilisés dans la fabrication de plastiques, comme plastifiants pour améliorer la flexibilité du chlorure de polyvinyle [87]. Ils entrent aussi dans la fabrication d'une grande gamme de produits comme les fibres, les lubrifiants, les produits cosmétiques et pharmaceutiques [88]. Ils sont libérés dans l'environnement soit d'une façon directe ou indirecte lors de fabrication, utilisation et rejet [89, 90]. Ils sont détectés dans les différents compartiments de l'environnement tels que les sources d'eau [91], dans les sols et sédiments [86], dans l'air et dans les lixiviats de décharge ainsi que dans le fumier et le compost des déchets solides [92]. Ils sont classés comme perturbateurs endocriniens [93], et son attitude dans l'environnement attire l'attention due à son effet sur l'écosystème et la santé humaine où il affecte la fertilité masculine, le système respiratoire, provoque des irritations des yeux, et aussi ils ont un caractère cancérigène [94, 95].

#### I. 4. 7. 6. Phénols et ses dérivés

Les bisphénols et les alkylphénols sont les dérivés du phénol les plus utilisés sur l'échelle industrielle. Le bisphénol est utilisé dans la production de plastique de type polycarbonates, de résines époxy, de papiers thermiques et dans les boîtes de conserve. Il entre également dans la composition des produits électroniques, de l'industrie automobile, des lunettes et des lentilles de contact. Sa présence dans l'environnement provient des eaux résiduaires et des flux d'air rejetés au cours du processus de fabrication, et se percole du plastique sous des conditions thermiques ou acides [90]. De nombreuses études montrent sa présence dans les eaux, les sédiments, le fumier, le compost, les effluents et les percolats de décharge [81, 92].

L'alkyl phénol, est un composé chimique non-halogéné qui entre dans l'industrie des détergents, de textile, et des papiers. Ce surfactant est également utilisé dans d'autres secteurs comme le traitement des charbons et des boissons, préparation des peintures et des pesticides, dans la transformation des aliments et dans le recyclage du papier. Ils sont principalement rejetés dans l'environnement à partir de l'industrie de papier, de textile, du cuir, mais aussi lors du nettoyage de milieu industriel [96]. Ils sont classés comme des perturbateurs endocriniens [97] et ils sont également considérés comme des polluants prioritaires [85].

#### I. 4. 7. 7. Résidus de médicaments

Une grande quantité de médicaments est produite chaque année, dont environ 50 % ne sont pas utilisés. Parmi eux les hormones de synthèse qui entrent dans la composition d'une large

gamme de produit pharmaceutique comme les contraceptifs oraux. Les résidus pharmaceutiques pénètrent dans l'environnement via les effluents industriels et hospitaliers et par l'élimination inappropriée des médicaments non utilisés [98].

La pollution du milieu naturel par les résidus pharmaceutiques provoque des effets néfastes sur l'homme et les animaux, ils sont reportés comme de perturbateur endocrinien. Ils provoquant chez certains animaux des malformations des organes génitaux, maturation précoce des femelles et une diminution de la fertilité [95]. En plus, ils provoquent des malformations génitales, des cancers testiculaires, une baisse de la fertilité masculine et une maturation précoce chez les filles. Ils affectent aussi le système immunitaire qui se manifeste par des allergies, des inflammations et des maladies auto-immune [99].

#### **I. 4. 8. Types de lixiviats**

##### **✚ I. 4. 8. 1. Lixiviat Jeune (< 5 ans)**

Il est caractérisé par un pH acide de l'ordre de 6. Le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO est important, du fait de la présence des microorganismes. La DCO dépasse souvent les 20 000 mg/l et peut même atteindre des valeurs extravagantes (jusqu'à 80 000 mg/l), les acides carboxyliques représentent environ 80% de la charge organique. Ainsi, un traitement biologique est fortement recommandé pour ce genre d'effluent [11, 14, 15, 25].

##### **✚ I. 4. 8. 2. Lixiviat Intermédiaire (entre 5 et 10ans)**

C'est une phase de transition entre le lixiviat jeune et le lixiviat stabilisé. Le pH s'approche généralement de la neutralité et la charge organique est nettement plus faible que celle du jeune (entre 3 000 et 15 000 mg/l). Le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO avoisine les 0,2. Le pourcentage en acides carboxyliques est faible (20 à 30%). Ce genre de lixiviat est faiblement biodégradable et c'est plutôt les procédés physico-chimiques qui sont préconisés pour son traitement [14, 25, 100].

##### **✚ I. 4. 8. 3. Lixiviat Stabilisé (> 10 ans)**

Ou appelé aussi le lixiviat vieux. La DCO ne dépasse pas les 2 000 mg/l et le pH est légèrement basique (7,5 à 8,5), les acides carboxyliques et les métaux n'existent presque pas

dans ces eaux, mais la teneur des composés à haut poids moléculaire est importante [11, 14, 15].

**Tableau I.02 : Caractéristiques principales des différents types de lixiviats selon l'âge de la décharge [11, 31, 101, 102].**

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
<b>Age de la décharge</b>	< à 5 ans	5 à 10 ans	> 10 ans
<b>pH</b>	< 7	= 7	> 7
<b>DCO (g O<sub>2</sub>/l)</b>	> 20	3 à 15	< 2
<b>Biodégradabilité (DBO<sub>5</sub>/DCO)</b>	Moyenne, > 0.3	Assez faible, 0.1 à 0.3	Très faible, < 0.1
<b>Concentration en acides organiques</b>	Forte > 80 % du DCO	Moyenne, 20 à 30 % du DCO	Nulle
<b>Charge organique</b>	Prédominance des acides gras volatils	Réduction des acides gras volatils	Prédominance des macromolécules

**Tableau I.03 : Composition des lixiviats issus des CET[103].**

	CET	DCO	DBO <sub>5</sub>	DBO <sub>5</sub> /DCO	pH	MES	NTK	N-NH <sub>3</sub>	Référence
J	Canada	13800	9660	0,70	5.8	-	212	42	[104]
J	Chine, Hong Kong	15700	4200	0,27	7.7	-	-	2260	[105]
J	Chine, Hong Kong	17000	7300	0,43	7,0-	> 5000	3200	3000	[106]
J	Chine, Continentale	1900-	3700-	0,36 à	7.4 à	-	-	630-	[107]
J	Grèce	70900	26.800	0,38	6.2	950	3400	3100	[108]
J	Italie	19900	4000	0,20	8	-	-	3917	[109]
J	Italie	10540	2300	0,22	8.2	1666	-	5210	[110]
J	Corée du Sud	24400	10800	0,44	7.3	2400	1766	1682	[111]
J	Turquie	16200-	10800-	De0,	7,3-	-	-	1120-	[112]
J	Turquie	20000-35000-	11000-20000-	55 à 0.5-0.6	7.8 5,6 à	2630-	2.370	2500 2020	[113]

J	Turquie	10750-	6380-	0,52 à	7,7-	1013-	-	1946-	[114]
J	Canada	3210-	-	-	6,9 à	-	-	-	[115]
AM	Chine	5800	430	0,07	7.6	-	-	-	[116]
AM	Chine, Hong Kong	7439	1436	0,19	8.22	784	-	-	[117]
AM	Allemagne	3180	1060	0,33	-	-	1.135	884	[118]
AM	Allemagne	4000	800	0,20	-	-	-	800	[119]
AM	Grèce	5350	1050	0,20	7.9	480	1100	940	[108]
AM	Italie	5050	1270	0,25	8.38	-	1.670	1330	[35]
AM	Italie	3840	1200	0,31	8	-	-	-	[120]
AM	Pologne	1180	331	0,28	8	-	-	743	[121]
AM	Taiwan	6500	500	0,08	8.1	-	-	5500	[122]
AM	Turquie	9500	-	-	8.15	-	1450	1270	[123]
V	Brésil	3460	150	0,04	8.2	-	-	800	[124]
V	Estonie	2170	800	0,37	11,5	-	-	-	[125]
V	Finlande	556	62	0,11	-	-	192	159	[126]
V	Finlande	340-920	84	50,09 à 0,25	7,1-	-	-	330-560	[127]
V	France	500	7.1	0,01	7.5	130	540	430	[128]
V	France	100	3	0,03	7.7	13-	5-960	0.2	[129]
V	France	1930	-	-	7	-	-	295	[130]
V	Malaisie	1533-	48-105	0,03-	7.5 à	159-	-	-	[131]
V	Corée du Sud	1409	62	0,04	8,57	404	141	1.522	[132]
V	Turquie	10.000	-	-	8.6	1600	1680	1.590	[133]

- J : jeune
- AM : l'âge moyen
- V : vieux,
- Concentrations en mg/L

#### I. 4. 9. Estimation des quantités des lixiviats

Les modèles les plus courants et les plus fiables à mettre en œuvre afin d'estimer les volumes de lixiviats formés et récupérés en fond de décharge sont basés sur des bilans hydriques généraux tels que les modèles « Water Balance Method » (WBD) ou l'« Hydrologic Evaluation of Landfill Performance » (HELP). Ils reposent sur l'équation de conservation suivante[38]:

$$\text{Percolation} = (\text{Infiltration} - \text{Evaporation} - \text{Ruissellement}) + (\text{Infiltration d'eau souterraine} - \text{Rétention})$$

L'évaluation des volumes de lixiviats produits peut être obtenue en faisant un bilan hydrique en tenant compte des conditions naturelles et du mode d'exploitation [31], Ce bilan met en jeu les entrées et les sorties de l'eau dans cette décharge, comme le montre l'équation utilisée par Matejka et Rink, Leclerc et Bonneau et Navarro[134]. Et comme l'indique le schéma suivant (Figure I.02) :

$$P + ED + R1 = I + E + R2 + ETR$$

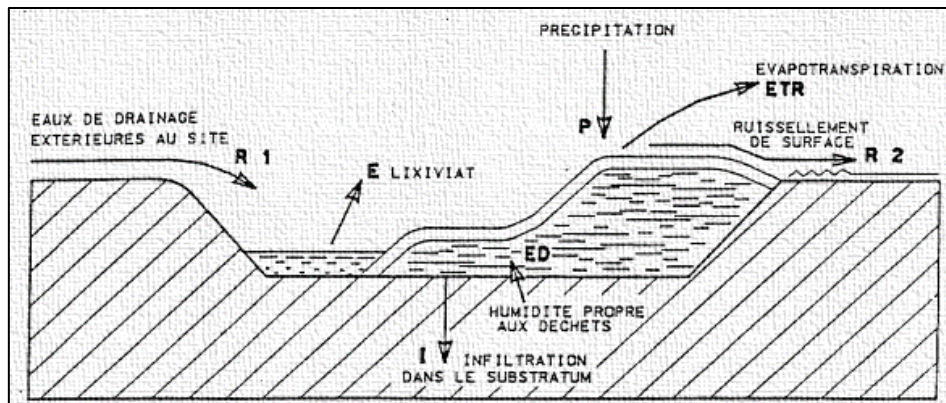


Figure I.02 : Schéma du bilan hydrique de la décharge [25, 135-138].

Le volume de lixiviats susceptible d'être collecté au niveau de la décharge est donné par l'équation suivante [134]:

$$E = (P - ETR) + ED + R1 - I - R2$$

**Avec :**

**P** : Précipitations

**ETR** : Eau réelle transpirée et évaporée directement ou en raison d'élévation de la température due à l'évolution biologique

**P – ETR** (m<sup>3</sup>/an) : Pluie efficace.

**ED** : Eau apportée par les déchets

**R<sub>1</sub>** : Eaux de ruissellement : eaux de surface de l'extérieur du site vers l'intérieur.

**I** : Eau d'infiltration dans le sol

**E** : Lixiviats Produits

**R<sub>2</sub>** : Eau de ruissellement de l'intérieur de la décharge vers l'extérieur, donnée par l'équation suivante :



$$R_2 = k * (A * P) / 1000$$

**Avec :**

**A** : aire arrosée

**P** : pluviométrie

**K** : coefficient de percolation des eaux pluviales

Le volume final des lixiviats susceptible d'être collecté est :

$$E = (P - ETP) + ED - R_2$$

Cette approche très conceptuelle ne rend pas totalement compte de la complexité des phénomènes réels mais fournit des indications sur la sensibilité des systèmes à travers l'analyse paramétrique. Elle permet de prévoir l'évolution du système dans le temps à partir de modèles calés sur les observations de terrain [31].

#### **I. 4. 10. Conditions influençant la dégradation de la matière organique dans le lixiviat**

Les différents indicateurs chimiques utilisés peuvent être mesurés sur le lixiviat lui-même ou sur des lixiviats issus de tests de lixiviation. En plus du pH et de la concentration en acides gras volatils (AGV) qui constitue de bons indicateurs de dégradation, d'autres paramètres peuvent être utilisés [26].

##### **✚ I. 4. 10. 1. Evolution du pH**

Le pH a un rôle important dans le développement des microorganismes et par conséquent, la production du biogaz. Ainsi une acidification poussée du milieu, peut inhiber complètement la phase acétogène, ce qui implique une grande activité des microorganismes intervenant dans la phase acidogène. La tendance à l'acidification du milieu est due à la formation et l'accumulation en quantité importante d'acides gras volatils, lors de la phase acidogène. Son évolution est une fonction linéaire du temps pour une courte période de vie de la décharge, essentiellement durant l'utilisation des AGV (Tableau I.04) [26].

**Tableau I.04: Evolution du pH des lixiviats en fonction du temps [26]**

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

#### I. 4. 10. 2. Température

L'activité enzymatique des bactéries dépend étroitement de la température. Ainsi au-dessous de 5 °C, il y a presque un arrêt total de l'activité bactérienne, et au-dessus de 65 °C les enzymes sont détruites par la chaleur. A basse température, l'activité biologique sera plus lente qu'aux températures plus élevées [18].

#### I. 4. 10. 3. Humidité

Un taux d'humidité trop important conduit à une hydrolyse excessive des déchets, se traduisant par une accumulation trop importante d'acides gras volatils qui font baisser le pH et inhibent la méthanogénèse. Ces acides gras volatils restent alors dans le lixiviat et leur taux élevé peut atteindre une charge encore plus importante lorsque le contact entre l'eau et les déchets est intime et le temps de contact est long [18].

#### I. 4. 10. 4. Rapport DBO<sub>5</sub>/DCO

Le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO permet d'estimer la biodégradabilité de la matière organique. Ce ratio est généralement corrélé à l'âge des lixiviats et donc au degré d'avancement de la stabilisation du massif. Une diminution de ce rapport et donc de la biodégradabilité est observée avec l'âge du déchet [18, 139, 140].

- ✓ Si Le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO : Moyenne, > 0.3 Lixiviats jeunes.
- ✓ Si Le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO : Assez faible, 0.1 à 0.3 Lixiviats intermédiaires.
- ✓ Si Le rapport DBO<sub>5</sub>/DCO : Très faible, < 0.1 Lixiviats stabilisés[101, 141].

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

#### I. 4. 10. 5. Carbone organique dissous (COD)

Le carbone organique dissous correspond à la fraction inférieure à 0,45  $\mu\text{m}$ . Il peut être utilisé pour caractériser le carbone dissous disponible pour la biodégradation dans le lixiviat et pour estimer l'impact potentiel des déchets sur l'environnement. C'est le paramètre indicateur du degré de stabilisation le plus adapté pour le compost [18].

C'est en effet le paramètre le plus facilement actif dans le compost étant donné que le carbone organique extrait de déchets frais est constitué de sucres, hémicellulose, substances phénoliques, acides aminés, peptides ou d'autres substances facilement biodégradables[18].

#### I. 4. 10. 6. Nutriments

Les proportions réactives en carbone, azote et phosphore du milieu influent directement sur les processus de dégradation aérobie et anaérobie et donc sur la production du gaz. Ainsi, si le rapport C/N est trop grand ( $C/N > 35$ ), la décomposition est lente par déficience en azote, par contre, si le rapport C/N est faible ( $C/N < 5$ ) l'azote est libéré sous forme d'ammoniac. Le pourcentage de méthane est élevé et la production de gaz est maximale si C/N est égal à environ 30 [18].

Une déficience du phosphore empêche le développement des bactéries et inhibe la fermentation. Très peu de phosphore est retrouvé dans les lixiviats, car il précipite facilement avec les ions métalliques multivalents, en formant des précipités stables et insolubles[18].

#### I. 4. 10. 7. Oxygène

La quantité d'oxygène disponible dans les pores du massif détermine le type de dégradation, aérobie ou anaérobie. La décomposition aérobie, qui intervient en présence d'oxygène durant une courte période suivant le dépôt, peut perdurer en cas de diffusion d'air à travers la dernière couche de déchets ou la couverture finale. Généralement, seul le premier

mètre du massif de déchets est en conditions aérobies en raison de la consommation rapide de l'oxygène par les bactéries aérobies [41].

#### I. 4. 10. 8. L'indice SUVA

L'indice SUVA traduit l'absorbance UV spécifique correspondant au rapport de l'absorbance UV à 254 nm sur le COD. Cet indice est caractéristique de l'aromaticité et du caractère hydrophobe des molécules organiques. Il augmente avec l'aromaticité et le poids moléculaire des molécules [142, 143].

### I. 5. Impact des lixiviats sur l'environnement

L'eau s'y infiltre et produit des lixiviats chargés en substances organiques ou minérales qui engendrent une pollution essentiellement de type organique et métallique en relation avec la biodégradation naturelle des déchets confinés et avec leurs composants anthropiques qui libèrent de nombreuses substances toxiques dans le milieu naturel [31].

#### I. 5. 1. Pollution atmosphérique

La combustion incontrôlée et incomplète de déchets solides peut provoquer le dégagement dans l'atmosphère de polluants indésirables (particules solides, dioxyde de soufre, oxydes d'azote, hydrocarbures et autres gaz délétères) qui risquent d'avoir des effets nocifs sur la santé de ceux qui les inhalent [144].

De ce point de vue, la principale source de pollution de l'air est la combustion provoquée, accidentelle ou spontanée de dépôts de déchets à l'air libre, qui donne naissance à de grandes quantités de fumées [145].

#### I. 5. 1. 1. Odeurs nauséabondes

La fermentation entraîne la production en faible quantité de gaz malodorants, tels que l'hydrogène sulfuré ( $H_2S$ ), les mercaptans, les vinyles et les amines organiques. Ces gaz généralement beaucoup plus denses que l'air, sont véhiculés hors de la décharge par le méthane gaz plus léger, et peuvent être transportés sur de longues distances [146].

### ✚ I. 5. 1. 2. Effet sur la végétation

Il arrive que le mélange gazeux s'exhale à la périphérie de la décharge. Dans ce cas, il entraîne une altération de la végétation existante dans la zone avoisinante. Le même mélange gazeux peut également nuire au reverdissement d'une décharge après exploitation (asphyxie des racines) [147].

Plus rarement, les gaz peuvent avoir un effet néfaste sur la végétation sous-jacente au niveau des exutoires du sol (fissure de couverture, par exemple). Sauf très grand site, ces impacts sont rarement constatés en dehors de l'emprise du site [144].

### I. 5. 2. Pollution hydrique

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



*Photo I.02 : Pollution des eaux par la percolât des décharges[148].*

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

de magnésium) plus ou moins hydratés. Elles dépendent aussi des propriétés physico-chimiques des argiles et de leur comportement au cours du temps, du comportement des produits organiques et leurs interférences avec les matières argileuses et enfin du comportement des métaux lourds [149].

### I. 5. 2. 1. Propagation de la pollution dans la nappe

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

Dans cette zone, il est difficile d'estimer la vitesse de propagation de l'eau car de nombreux paramètres interviennent comme la dilution dans la nappe, la propagation différentielle dans les strates les plus perméables et les variations d'anisotropie (variation des propriétés des sols selon la direction considéré) et de densité des sols [150].

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

### I. 5. 3. Santé humaine

Le plus grand risque lié à la production de lixiviat est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie [150].

En cas de consommation d'eau polluée par les lixiviats, les risques encourus sont de graves intoxications pouvant entraîner des maladies irréversibles et la mort. Signalons également que la pollution des réserves d'eau potable par des micro-organismes pathogènes peut provoquer des épidémies [151].

Plusieurs maladies hydriques sont causées par la consommation des eaux contaminées par les lixiviats qui contiennent des microorganismes pathogènes. Durant la dernière décennie, les problèmes relatifs à l'eau sont devenus de plus en plus vastes, avec l'émergence de nouvelles maladies infectieuses et la réémergence d'autres qui sont déjà connues, (salmonelle, choléra, shigellose) [42, 151].

On notera certains effets toxiques par le cadmium, le plomb, les hydrocarbures, les phénols etc. mais aussi des maladies à transmission hydriques en cas de contamination des eaux potables : le choléra, la dysenterie, le typhoïde ...etc [151, 152].

#### I. 5. 4. Effets sur la faune et la flore

On citera ici quelques exemples sur l'effet toxiques de certains éléments présents dans le lixiviat :

- Le chrome : à un effet inhibiteur sur la photosynthèse des plantes aquatiques
- Le sulfite de fer : acidifie le sol et provoque une disparition graduelle de certaines espèces et de plantes douces.
- Le fer colmate mécaniquement les branchies de poissons et les détériore par érosion... etc.

Au-delà de ces considérations, les lixiviats doivent être traités comme des substances extrêmement dangereuses [11]. Il est nécessaire d'en organiser la collecte et le traitement afin de limiter au maximum les conséquences sur l'environnement et la santé publique [152].



*Photo I.03 : Rejets des lixiviats à travers le milieu extérieur[153].*

## I. 6. Traitement des lixiviats de la décharge

Les lixiviats ne peuvent être rejetés en milieu naturel que s'ils respectent les normes de rejets admissibles, donc il faut les traiter. La plupart des techniques utilisées pour traiter les lixiviats de décharges sont des adaptations des techniques de traitement des eaux usées qui peuvent être divisées en deux principales catégories : les traitements biologiques pour les effluents jeunes et biodégradables (lagunage, aération, etc.) et les traitements physico-chimiques pour les effluents vieux et peu ou pas biodégradables (coagulation - floculation, oxydation, précipitation, Adsorption et filtration, etc.).

Ces différents traitements sont souvent complémentaires. L'utilisation des traitements physico-chimiques peut intervenir soit pour compléter un traitement biologique, soit pour épurer un lixiviat peu biodégradable [26, 154]. (Tableau I.05)

**Tableau I.05: Classification des lixiviats et traitement proposés[26]**

<b>Lixiviats Jeunes</b>	<b>Lixiviats intermédiaires</b>	<b>Lixiviats stabilisés</b>
PH < 6,5  Charge organique élevée dont 70 à 90 % dus aux AGV  DBO/DCO > 0,3	6,5 < PH < 7,5  charge organique peu élevée dont 10 à 30 % dus aux AGV  0,3 > DBO/DCO > 0,1	PH > 7,5  Pas d'AGV  DBO/DCO < 0,1
<b>Traitement proposé</b>  (prétraitement) aération prolongée (traitements biologiques) coagulation-floculation	<b>Traitement proposé</b>  (Prétraitement) aération prolongée  coagulation - floculation	<b>Traitement proposé</b>  Traitement physico-chimique  coagulation-floculation traitement de finition charbon-actif

### I. 6. 1. Traitements biologiques

Le traitement biologique des effluents liquides est le procédé qui permet la dégradation des polluants grâce à l'action de micro-organismes, Parmi ces organismes, on trouve généralement des bactéries, des algues, des champignons et des protozoaires. Cette microflore, peut s'adapter à divers types de polluants qu'elle consomme sous forme de nourriture (substrats) afin d'éliminer la pollution organique sous forme finement colloïdale ou en solution.



Ce processus existe spontanément dans les milieux naturels tels que les eaux superficielles suffisamment aérées [155].

Il est ainsi possible d'utiliser systématiquement cette microflore dans un processus contrôlé pour réaliser l'épuration des eaux résiduaires. Le principe de ce processus est de provoquer en présence ou non d'oxygène une prolifération plus ou moins contrôlée de micro-organismes capables de dégrader les matières organiques apportées par l'effluent. Il s'agit en fait d'un véritable transfert d'une forme non accessible de la pollution (matières colloïdales et dissoutes) en une forme manipulable (suspension de microorganismes)[155].

### I. 6. 1. 1. Traitements biologiques aérobies

Les traitements aérobies nécessitent un dispositif d'aération qui a une double action : fournir l'oxygène nécessaire au métabolisme de la biomasse et assurer un brassage correct du bassin permettant la mise en suspension de biomasse. On peut rencontrer plusieurs types de traitements aérobies [156].

#### Lagunage naturel

Il s'agit d'un procédé rustique qui fait appel à une épuration naturelle des effluents. Elle se caractérise par une succession de lagunes de surfaces importantes et par une élimination de l'ammoniaque par nitrification (transformation de l'azote ammoniacal en nitrates en 60 à 70 jours) [157].



#### Lagunage aéré

Le lagunage aéré est le procédé le plus répandu. Il est composé de deux lagunes. D'une part, une lagune d'aération qui permet d'éliminer la charge biodégradable carbonée et azotée. L'insufflation d'air permet d'y apporter de l'oxygène dissous. La nitrification y est souvent le facteur limitant, d'où un temps de séjour de 30 à 50 jours. D'autre part, une seconde lagune permet la décantation des particules en suspension et favorise le développement des bactéries anaérobies, responsables de la dénitrification (transformation des nitrates en Azote gazeux) [158].



*Photo I.04: Lagunage aéré des lixiviats [159, 160]*

### **Boues activées**

Ce procédé comporte essentiellement de la mise en contact des effluents liquide à épurer avec une masse biologique (formée au cours du traitement par les bactéries et autres micro-organismes), laquelle est maintenue en suspension par l'agitation provoquée soit par l'aération (processus aérobie), soit par des agitateurs mécaniques, soit par les deux à la fois.

Le processus de dégradation de la matière organique se déroule en trois étapes [157] :

- Adsorption des molécules sur les floccs biologiques.
- Dégradation par oxydation des molécules, entraînant la synthèse de nouveaux microorganismes, donc accroissement de la biomasse.
- Oxydation d'une partie des floccs biologiques ou des matériaux de réserve des microorganismes [161].

Ils sont en fait une intensification de ce qui se passe dans le milieu naturel. La différence provient d'une plus grande concentration en micro-organismes et, par conséquent, d'une demande volumique en oxygène plus importante.

Actuellement, la recherche de rendements d'épuration plus élevés liée à la fréquente nécessité d'éliminer l'azote, ainsi que l'exploitation relativement délicate des systèmes à forte charge, renouvellent l'intérêt des traitements à faible charge [162].

## Principe de traitement à boues activées

Le principe du procédé à boues activées repose sur le constat suivant : un effluent, dans lequel on insuffle de l'air, est le lieu du développement progressif d'une flore bactérienne et cela au détriment des matières organiques polluantes appelées substrat. Après avoir détaillé les processus bactériens mis en jeu, nous présenterons la chaîne de traitement ainsi que les caractéristiques de fonctionnement [163].

## Boues activées à l'échelle microscopique

La faune et la flore bactérienne, appelées encore biomasse, représentent l'ensemble des êtres vivants, animaux et végétaux, qui sont présents dans le milieu considéré. Les bactéries sont les actrices principales du traitement mais les autres formes biologiques gravitant autour d'elles (protozoaires, métazoaires,...) sont indispensables au bon équilibre de l'écosystème.

Les espèces varient suivant le type de station de traitement et sont caractéristiques du fonctionnement d'une station [164, 165]. Entre toutes ces espèces se créent alors des relations de compétition, certaines vont se développer plus facilement au détriment d'autres qui resteront minoritaires ou tendront à disparaître.

Les propriétés acides ou basiques du milieu peuvent en particulier donner lieu à des développements préférentiels. Chaque type de bactérie est caractérisé par un pH « optimal » qui conviendra le mieux à sa croissance et à son développement. Il existe par conséquent des limites inférieure et supérieure de pH au-delà desquelles la bactérie ne peut pas se développer. Pour le traitement de la majorité des effluents, un pH neutre doit être maintenu.

Les bactéries utilisées dans les procédés à boues activées sont classées en deux catégories :

- les bactéries hétérotrophes pouvant se développer en milieu aéré (aérobie) ou non aéré (anoxique) : elles utilisent du carbone organique comme substrat et, selon leur type et le milieu considéré, peuvent dégrader la matière carbonée ou les nitrates-nitrites.

- les bactéries autotrophes ne se développant qu'en milieu aéré (aérobie) : elles utilisent du carbone minéral (CO<sub>2</sub>) comme substrat, elles ne dégradent pas les matières carbonées mais permettent d'éliminer les composés azotés [163].

### **Eléments nécessaires au développement des micro-organismes**

Le terme « substrat » désigne les substances constituant la nourriture nécessaire au développement des micro-organismes, les composés organiques à dégrader représentant la majorité de ces substances. Si le substrat n'est pas sous une forme directement assimilable par la bactérie, il sera hydrolysé à l'extérieur de la cellule bactérienne par des exoenzymes.

L'azote ammoniacal et les phosphates sont utilisés en tant que nutriments car ils entrent dans la composition des composés cellulaires (protéines, membrane cellulaire, ADN). L'oxygène dissous est également indispensable au développement des bactéries aérobies. Suivant la composition de l'effluent à traiter, il sera nécessaire de rajouter l'un ou plusieurs de ces composants afin de favoriser le métabolisme des bactéries. C'est le cas des effluents papetiers particulièrement pauvres en matières azotées contrairement aux effluents urbains [163].

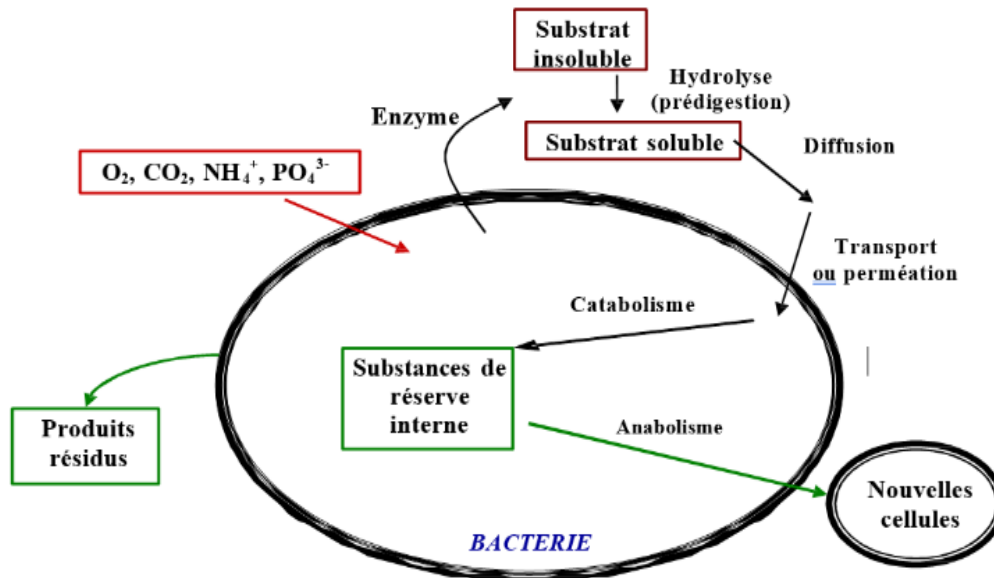
### **Processus métaboliques**

La connaissance de ces processus métaboliques est essentielle car elle permet d'expliquer les phénomènes observés d'un point de vue macroscopique. Le métabolisme de la cellule bactérienne se divise en trois processus :

- le catabolisme correspondant au processus de fragmentation des substances nutritives en éléments plus simples (pyruvate). Il représente l'ensemble des réactions d'oxydation et de dégradation enzymatique. C'est une activité exothermique qui libère l'énergie qui servira à la croissance cellulaire et à l'entretien de la cellule.
- l'anabolisme représentant l'ensemble des réactions de synthèse des constituants cellulaires. C'est une activité endothermique qui utilise l'énergie libérée par les

processus de catabolisme pour développer la croissance cellulaire et la division cellulaire [163].

- la respiration endogène représentant l'étape d'oxydation des composés cellulaires. Leur dissociation en produits résidus (matières carbonée, azotée) permet de satisfaire les besoins des cellules vivantes en cas de carence en substrat.



*Figure I.03: Métabolisme d'une bactérie hétérotrophe ou autotrophe[163].*

Cinq réactions principales sont répertoriées :

- 1 - **Hydrolyse des chaînes complexes de matière organique biodégradable** : série de réactions enzymatiques extra-cellulaires appliquées aux substances absorbées (matières organiques colloïdales et azote organique particulaire) et qui ont lieu à la surface des micro-organismes. Les molécules organiques complexes sont converties en molécules plus simples qui peuvent pénétrer dans la cellule par perméation ou transport [163].
- 2 - **Oxydation de la matière organique biodégradable** (croissance des bactéries hétérotrophes en phase aérobie) : une partie des matières absorbées par les micro-organismes est utilisée pour fournir l'énergie nécessaire afin d'accomplir leur fonction biologique.

- 3 - **Ammonification** : première étape de la dégradation des déchets azotés organiques. L'azote organique est converti en ammoniacque ( $\text{NH}_4^+$  et  $\text{NH}_3$ ) par réaction chimique, cette réaction chimique est complète en milieu boues activées
- 4 - **Nitrification** (croissance des bactéries autotrophes en phase aérobie) : en environnement aérobie, les bactéries autotrophes *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* transforment l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) en présence d'oxygène pour se développer et produire des nitrites ( $\text{NO}_2^-$ ) puis des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ).
- 5 - **Dénitrification** (croissance de bactéries hétérotrophes en phase anoxique) : en environnement anoxique, certaines bactéries hétérotrophes consomment les nitrates, à la place de l'oxygène, et le carbone pour se développer et produire de l'azote gazeux ( $\text{N}_2$ ) [163].
- 6 - **Mort cellulaire** : une fraction des produits de mortalité est biodégradable (matière organique colloïdale ou azote organique particulaire) et entre alors dans la boucle de dégradation des composés, l'autre partie représente les résidus endogènes inertes.

#### **Fonctionnement du procédé à boues activées**

Le procédé de traitement est dit « à boues activées » car l'ensemble des conditions favorables à une activité maximale des bactéries est mis en œuvre : un apport en oxygène suffisant, un apport en nutriment si l'effluent ne contient pas tous les composés nécessaires au développement des bactéries, une agitation permanente afin de favoriser le contact entre bactéries et pollution, une concentration élevée en bactérie pour augmenter l'efficacité du traitement. La chaîne de traitement est composée d'un bioréacteur, d'un clarificateur et d'une boucle de recyclage des boues (*Figure 1.08*).

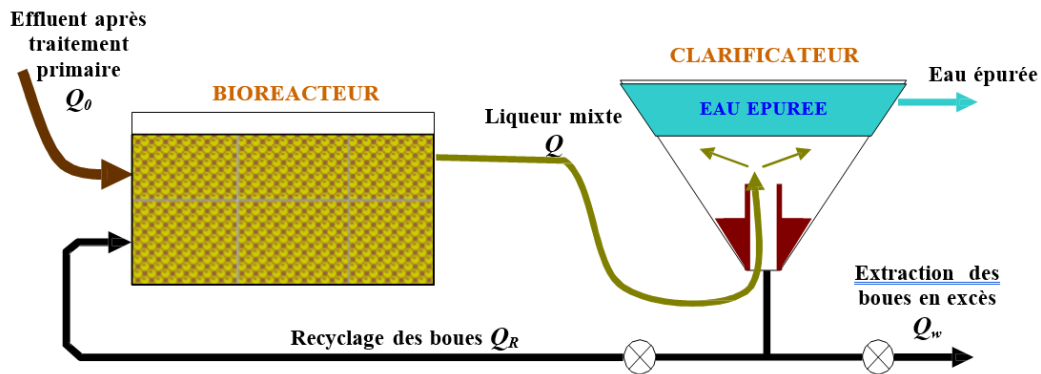


Figure I.04 : Schéma de principe du procédé de traitement biologique à boue activée [163].

**Bioréacteur**

Le mélange, appelé "liqueur mixte", se compose d'une phase solide (micro-organismes, débris organiques, matières minérales) et d'une phase liquide contenant les matières dissoutes. Pour éliminer la matière azotée, le réacteur biologique peut être séparé en deux zones distinctes aérobie et anoxique (Figure I.05). Dans la majorité des cas, la zone anoxique est placée en amont de la zone aérobie, juste à l'entrée de l'effluent dans le réacteur, pour que les bactéries aient suffisamment de matière organique biodégradable pour effectuer la réaction de dénitrification. Le recyclage de la liqueur mixte de la zone aérobie vers la zone anoxique permet l'élimination des polluants azotés oxydés. Pour n'éliminer que la matière organique (cas de l'effluent papetier), seule une zone aérobie est nécessaire (Figure I.05).

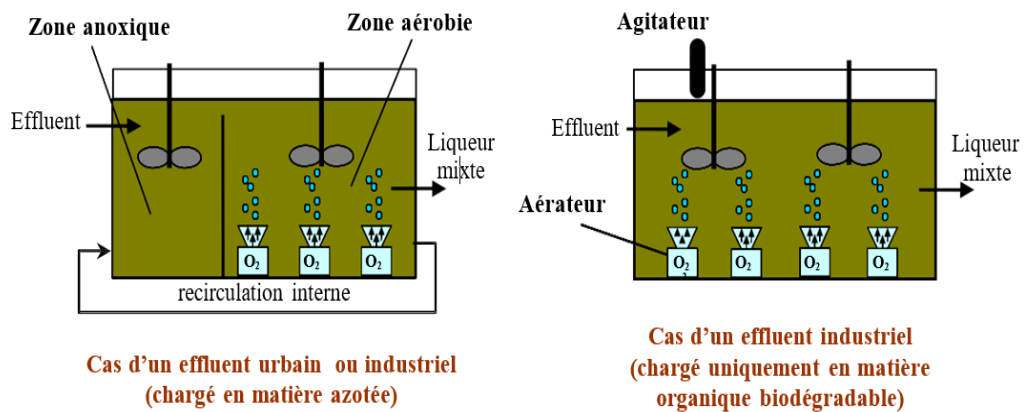


Figure I.05 : Configuration du réacteur en fonction de la composition de l'effluent [163].

## Clarificateur

En sortie de réacteur, nous obtenons une liqueur mixte composée de boues flocculées et d'eau épurée prête à être rejetée en milieu naturel. Elles sont séparées au sein du clarificateur qui a une fonction de séparation de phase et une fonction d'épaississement afin de ramener la boue la plus concentrée possible dans le réacteur biologique. Du fait de l'absence d'oxygène, le temps de passage des boues doit être le plus faible possible pour éviter qu'elles ne se trouvent en phase anaérobie. Ceci aurait pour conséquence l'apparition d'odeurs ainsi qu'une détérioration de la qualité mécanique de la boue perturbant tant le traitement biologique de l'eau que le traitement ultérieur des boues [163].

## Recyclage des boues

La croissance de la biomasse au sein du bioréacteur n'est pas suffisante pour compenser la perte engendrée par le débit de sortie de la liqueur mixte. Pour conserver une concentration en biomasse constante dans le réacteur, une partie des boues du clarificateur est recyclée vers le réacteur. Des purges ont également lieu afin d'extraire la quantité de boues en excès dans le procédé. Les taux de recyclage et de purge permettent également de maîtriser l'âge des boues, temps au bout duquel la biomasse est entièrement renouvelée. Ce temps caractérise la forme physiologique de la biomasse dans le réacteur mais aussi la composition de celle-ci. Prenons l'exemple du traitement de la matière azotée : les bactéries autotrophes responsables de la réaction de nitrification ne seront présentes que si l'âge des boues est supérieur à 6 jours (pour une liqueur mixte à 20 °C), leur temps de duplication étant de 4 jours [163].

### I. 6. 1. 2. Traitements biologiques anaérobies

Les traitements anaérobies entraînent une production de méthane et peuvent aussi provoquer quelques nuisances olfactives (production d'H<sub>2</sub>S par réduction du soufre) ils sont de deux types :



### **Lagunage anaérobie**

Il est caractérisé par l'absence d'oxygène dans le milieu, et des temps de séjours très longs (>50 jours), les bassins étant relativement profonds, la lumière n'atteint pas le fond de la lagune, il se crée des conditions anaérobies au fond de l'ouvrage qui se généralisent à l'ensemble de la lagune, ce qui favorise la dégradation des matières organiques [161].

### **Digestion anaérobie**

La digestion est un processus qui s'accomplit à l'abri de l'oxygène, et au cours duquel les matières organiques sont dégradées en acide carbonique et en méthane. Le processus se déroule généralement en digesteurs chauffés (autour de 35°C) remplis ou non de matériaux supports [158].

## **I. 6. 2. Traitements physico-chimiques**

Les traitements physico-chimiques constituent généralement un complément indispensable aux traitements biologiques. Ceux-ci permettent d'éliminer la pollution carbonée résiduelle non biodégradable : DCO dure ( DCO ultime), de piéger les métaux et de retenir les sels dissous [158].

### **Décantation**

La décantation est un procédé de séparation solide-liquide. Elle consiste à l'élimination des particules en suspension dont la densité est supérieure à celle du liquide, (processus physique de séparation sous l'action de la pesanteur).

On utilise le terme de décantation lorsque l'on désire obtenir la clarification de l'effluent brute, si l'on veut obtenir une boue concentrée, on parle de sédimentation qui a pour but d'éliminer les matières en suspension de la fraction liquide, en utilisant la seule force de gravité.

Le décanteur a un rôle de protection du traitement aval (évite le colmatage des ouvrages) mais il joue également un rôle d'épurateur, essentiellement sur MES.

Cette technique permet d'éliminer, pour une vitesse ascensionnelle de 1,2 m/h, 40 à 60 % de MES, soit 40% de MO, 10 à 30 % des virus, 50 à 90 % des helminthes et moins de 50 % des kystes de protozoaires et entraîne également avec elle une partie des micropolluants, ainsi qu'un abattement de la DBO<sub>5</sub> et DCO de 30 à 35 %, et traite très peu de pollution sur l'Azote et le Phosphore [166].

### Précipitation chimique

Compte tenu de sa capacité, sa simplicité et son coût peu élevé, la précipitation chimique est un procédé très conseillé dans le traitement des eaux polluées telles que les lixiviats, car elle permet de réduire la masse non biodégradable (DCO), de l'azote et des métaux lourds [158].

La précipitation chimique consiste à transformer les ions dissous dans l'eau en solides insolubles en utilisant des précipitants chimiques, généralement des hydroxydes, MAP (Mg/NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> Magnésium, Ammonium, Phosphate) ou de la chaux, en fonction de ce qu'on cherche à éliminer [26].

Généralement avec de la chaux, son objectif principal est d'entraîner par précipitation une élimination des métaux sous forme d'hydroxydes métalliques et d'éliminer les matières en suspension. Les métaux concernés sont : Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn et Zn [167].

L'action de la chaux sur les lixiviats se traduit par :

- ✓ Une production de boues.
- ✓ Une réduction de la charge organique soluble.
- ✓ Un dégagement d'ammoniac.
- ✓ Une atténuation significative de la couleur et de la turbidité.

Dans le cas où la précipitation chimique n'est qu'un prétraitement pour éliminer les métaux avant une épuration biologique, il faudra neutraliser l'effluent avant l'étape biologique [158].

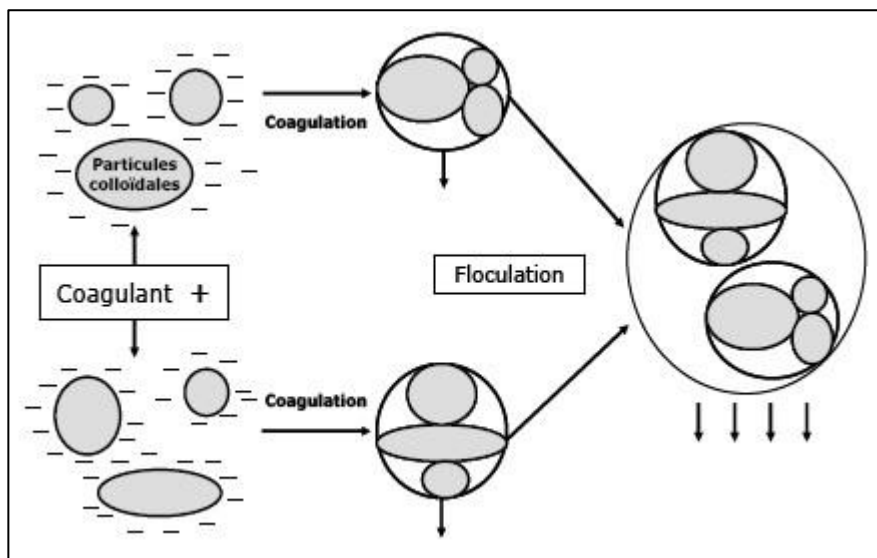
## ✚ Coagulation-Floculation

### ✚ Principe

L'opération de coagulation-floculation a pour but la croissance des particules qui sont essentiellement colloïdales par déstabilisation des particules en suspension puis formation de floccs par absorption et agrégation. Les floccs ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite [168]

La coagulation et la floculation sont les processus qui permettent l'élimination des colloïdes. La coagulation consiste à les déstabiliser. Il s'agit de neutraliser leurs charges électrostatiques de répulsion pour permettre leur rencontre. La floculation rend compte de leur agglomération en agrégats éliminés par décantation et/ou filtration [170].

Le principe de la coagulation est présenté dans la Figure I.06 suivante.[170]



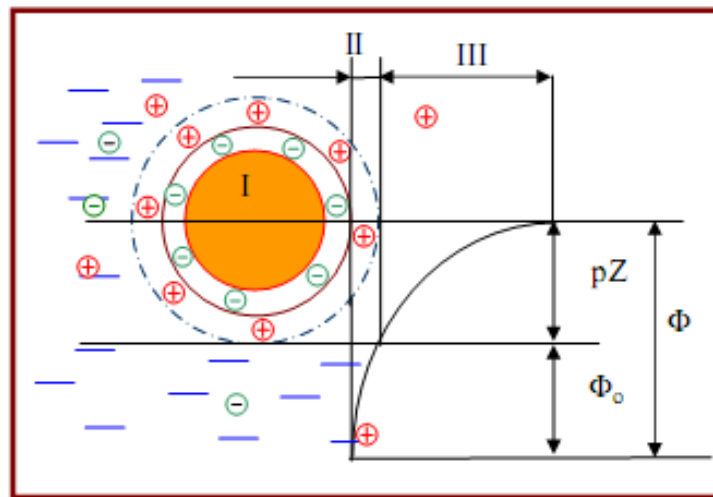
*Figure I.06 : La coagulation floculation [170].*

### ✚ Théorie de la double couche

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Diverses théories expliquent ce phénomène [168, 171]

- ❖ Théorie de Helmholtz : une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée).

- ❖ Théorie de Gouy-Chapman : la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde, la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse).
- ❖ Théorie de Stern : qui combine les deux théories précédentes et considère la formation d'une double couche : la première formée d'ions du liquide mais adhérente au colloïde, la seconde diffuse dans le liquide environnant. Comme illustré sur la figure I.07 (courbe 3), le potentiel subit une première chute significative dans la couche fixée, puis diminue plus lentement à mesure que la distance augmente jusqu'à son annulation au point A (point isoélectrique). La figure suivante montre les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales [168].



*Figure I.07: Potentiel électrique de particules colloïdales [168]*

**I** : Particule colloïdale.

**II** : Couche adhérente de Stern.

**III** : Couche diffuse de Gouy-Chapman.

**Φ** : Potentiel total à l'interface.

**Φ<sub>0</sub>** : Potentiel différentiel dans la couche adsorbée.

**Pz** : Potentiel Zéta [172].

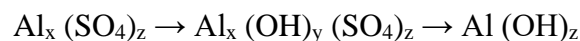
Un colloïde se caractérise par deux potentiels

- Potentiel thermodynamique ou potentiel de Nernst
- Potentiel zêta ou potentiel électrocinétique [168].

### Coagulation

Les particules colloïdales en solution sont « naturellement » chargées négativement. Ainsi, elles tendent à se repousser mutuellement et restent en suspension. On dit qu'il y a stabilisation des particules dans la solution. La coagulation consiste dans la déstabilisation des particules en suspension par la neutralisation de leurs charges négatives. On utilise, pour ce faire, des réactifs chimiques nommés coagulants. Le procédé nécessite une agitation importante. Les coagulants sont des produits capables de neutraliser les charges des colloïdes présents dans les effluents [168].

La mise en solution se déroule en deux étapes. Le cas du sulfate d'aluminium est très significatif. Les réactions peuvent être représentées de la façon suivante :



*Etape 1*

*Etape 2*

- L'étape 1 est une phase d'hydrolyse. Des intermédiaires poly chargés positifs se forment, cette étape dépend de la température et nécessite un pH compatible avec l'existence de ces intermédiaires polys chargés.

- L'étape 2 permet la formation du précipité  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Elle dépend de l'agitation du milieu. Ce précipité est l'élément qui assure le pontage et la coalescence entre les colloïdes déstabilisés : c'est la forme floculant [168].



*Photo I.05 : Jar test au niveau de laboratoire LGPCS*

### **Choix du coagulant**

Le choix du coagulant pour le traitement doit tenir compte de son efficacité et de son coût. Le type de coagulant et la dose ont une influence sure :

- ✓ La bonne ou la mauvaise qualité de lixiviat clarifiée.
- ✓ Le bon ou le mauvais fonctionnement de la floculation et de la filtration.
- ✓ Le coût d'exploitation.

Tout coagulant présente successivement les deux formes actives coagulantes et floculante. Le maintien de cette dernière dépend du pH du milieu. Cette notion de pH permet de définir les zones optimales de coagulation-floculation.

Le choix du coagulant peut varier avec la température et la saison. Le sulfate d'aluminium, par exemple, est un coagulant utilisé pour une température supérieure à 10-12 °C. On peut rappeler également que plus un coagulant a de charges positives, plus son efficacité est grande [168].

### **Coagulants utilisés**

L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les coagulants les plus efficaces sont des sels de métaux, à bases d'aluminium ou de fer. Ils sont cités dans le Tableau I.06.

**Tableau I.06 : Dérivés des sels d'aluminium et de fer [168]**

Sels d'aluminium	Formule chimique	Sels de fer	Formule chimique
Sulfate d'aluminium (alun)	$Al_2(SO_4)_3$	Chlorure ferrique	$FeCl_3$
Chlorure d'aluminium	$AlCl_3$	Sulfate ferrique	$Fe_2(SO_4)_3$
Aluminate de sodium	$NaAlO_2$	Sulfate ferreux	$FeSO_4$

## ✚ Paramètres influençant le bon fonctionnement du procédé de coagulation

### ✚ L'influence de la température

La température joue un rôle important. En effet, une température basse, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau, crée une série de difficultés dans le déroulement du processus : la coagulation et la décantation du floc sont ralenties et la plage du pH optimal diminue. Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons. Une baisse de la température ralentit la cinétique des réactions chimiques. L'équation d'Arrhénius décrit bien l'effet de la température sur les constantes cinétiques. Une baisse de température se traduit par une réduction de la constante de vitesse  $k$  [168]:

$$K = Ae^{-E_a / RT}$$

Où :

A : constante de réaction propre aux produits concernés [168].

$E_a$  : énergie d'activation

R : constante des gaz parfaits.

T : température

### ✚ Effets du pH

Le pH est un des paramètres qui affecte beaucoup plus la coagulation-floculation. Son contrôle est donc conseillé. Selon les caractéristiques d'une eau, il existe un pH optimal permettant la meilleure coagulation. Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant utilisé est minimale, ce qui donne une meilleure précipitation. Le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation lorsque la température de l'eau est faible [168].

Plusieurs recherches ont montré que la plage du pH optimal varie avec la température de l'eau. Pour l'alun, le pH optimal augmente d'environ 0.6-0.8 unités lorsque la température de l'eau passe de 20°C à 4°C, alors que pour le chlorure ferrique, l'augmentation du pH optimal est d'environ 0,4 unité. Une diminution de température cause une diminution du produit ionique de l'eau [168].

### **Influence de la dose de coagulant**

La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. Une dose de coagulant excessive entraîne une augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'influence traitée insuffisante.

A l'heure actuelle, il n'existe pas de modèle de connaissance simple qui permet de déterminer le taux de coagulant en fonction des différentes variables affectant le procédé. La détermination du taux de coagulant est effectuée par analyse au laboratoire à l'aide d'un essai expérimental appelé « Jar-test » (Figure I.05).

Cet essai consiste à mettre des doses croissantes de coagulant dans des récipients contenant le même échantillon. Après quelques instants. La dose optimale est donc déterminée en fonction de certains paramètres [168].

### **Influence de la turbidité (concentration des particules colloïdales)**

La turbidité est, elle aussi, un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant. Quand la turbidité de lixiviat est trop faible, on peut augmenter la concentration en particules par addition d'argiles. Enfin, pour grossir et alourdir le floc, on ajoute un adjuvant de floculation [173].

### **Floculation**

Après avoir été déstabilisées par le coagulant, les particules colloïdales s'agglomèrent lorsqu'elles entrent en contact. C'est la floculation. Le floc ainsi formé, peut décanter, flotter ou filtrer (coagulation sur filtre), suivant le procédé de rétention choisi.

La floculation est le phénomène de formation de floes de taille plus importante. On utilise, pour ce faire, des coagulants ou adjuvants de floculation. Contrairement à l'étape de coagulation, la floculation nécessite une agitation lente. Les flocculants ou adjuvants de floculation sont, dans leur grande majorité, des polymères de poids moléculaire très élevé. Ils peuvent être de nature minérale, organique naturelle ou organique de synthèse [168].



### Paramètres influençant le bon fonctionnement du procédé de floculation

Comme pour la coagulation, il existe un certain nombre de paramètres à prendre en compte pour le bon fonctionnement de ce procédé. Le mélange doit être suffisamment lent afin d'assurer le contact entre les floccs engendrés par la coagulation. En effet, si l'intensité du mélange dépasse une certaine limite, les floccs risquent de se briser. Il faut également un temps de séjour minimal pour que la floculation ait lieu. La durée du mélange se situe entre 10 et 60 minutes. Les temps d'injection du coagulant et du flocculant sont en général espacés de 1 à 3 minutes, cette durée étant fonction de la température de lixiviat [173].

### Principaux objectifs de la coagulation floculation

Les principaux objectifs de la coagulation dans le traitement sont [170] :

- Réduire la turbidité : Norme maximale de 5 NTU pour les eaux désinfectées selon l'OMS et les normes algériennes.
- Réduire la couleur : Norme maximale de 15 unités Hazen (UH) selon l'OMS et les normes algériennes.
- Assurer une désinfection efficace : Dépend de la réduction de la turbidité et du maintien d'un pH optimal.
- Obtenir un flocc de bonne qualité : Flocc résistant et décantable, avec un dosage adéquat pour éviter la surproduction de boues et l'encrassement des filtres.
- Maintenir un pH final optimal : pH proche de la valeur d'équilibre pour éviter que l'eau soit agressive ou corrosive.
- Réduire la teneur en carbone organique total (COT) et éliminer les précurseurs de THM: Traitement efficace des micropolluants organiques et substances humiques pour prévenir la formation de trihalométhanes lors de la chloration.
- Assurer l'efficacité à basse température : La baisse de température augmente la turbidité de l'effluent et nécessite une gestion appropriée du dosage de coagulant pour éviter l'augmentation du métal résiduel.

Ces objectifs garantissent une eau potable de haute qualité, conforme aux normes de sécurité et de santé.

### **Oxydation par ozonation**

C'est un traitement chimique par oxydation. L'utilisation de réactifs chimiques oxydants pour le traitement des eaux a visé au départ la stérilisation de l'eau, ou, plus exactement, la destruction des germes pathogènes.

L'ozone a l'avantage de permettre des actions complémentaires dans la destruction d'un grand nombre de micropolluants, dans l'amélioration des odeurs et dans la destruction des couleurs. L'ozonation est généralement utilisée comme traitement d'appoint, car malgré son efficacité (jusqu'à un 90% de réduction pour la DCO), ce procédé encore récent reste très onéreux [174].

### **Fenton Chimique**

Le procédé de Fenton est basé sur des réactions d'oxydation avancée avec de l'eau oxygénée en présence d'un catalyseur ferreux générant ainsi des radicaux hydroxyles. Son utilisation est préconisée quand on a à faire à des molécules récalcitrantes, c'est-à-dire à des particules non biodégradables, tel que les déchets sanitaire des hôpitaux (les hormones, les antibiotiques...), les déchets d'industrie biologiques (les enzymes, certaines protéines...), les lixiviats des décharges... [26].

### **Adsorption sur charbon actif**

Permet de traiter les métaux, les ions et minimiser la DCO. Lors du passage de l'effluent à travers le charbon qu'il se présente sous forme de granulé ou de poudre, les molécules vont s'adsorber dans les nombreuses porosités du charbon.

Son efficacité se mesure par sa capacité d'adsorption : masse de polluant adsorbé par unité de masse de charbon actif. La capacité d'adsorption d'un charbon dépend de sa porosité, des pores actifs qu'il contient et aussi de la nature des produits à adsorber. Le charbon doit être renouvelé ou lavé régulièrement, lorsque sa surface d'absorption est pleine. Ce procédé est onéreux, il sera donc réservé à des traitements de finition [158].

### Résine échangeuse d'ions

Permet d'échanger les ions indésirables par une quantité équivalente d'autres ions de même charge électrique. La résine va fixer l'ion indésirable et relâchera dans la solution un ion « inoffensif » comme  $H^+$ . Les échangeurs d'ions se présentent sous forme de résine en poudre ou en billes conditionnées dans des grandes bouteilles. De la même manière que le charbon actif, il faut renouveler les résines régulièrement [175].

### Traitements thermiques

Le principe des traitements thermiques est de concentrer la pollution dans une phase solide ou liquide. Les principaux procédés disponibles sont l'évaporation naturelle accélérée qui permet d'évaporer à pression ambiante l'effluent en augmentant la surface d'échange et sa température. Il est peu courant d'avoir recours à ce type de procédé pour le traitement des lixiviats [175].

L'évapo-concentration, permet de séparer les polluants du lixiviat brut en les concentrant dans la phase liquide alors que l'effluent épuré est évacué sous forme gazeuse. En général, le traitement s'effectue à très basse pression (moins de 0,1 bar) pour favoriser l'évaporation, les vapeurs sont collectées puis condensées et les concentrât restent au fond de l'évapo-concentrateur [175].

Il existe de nombreux systèmes d'optimisation énergétique comme la récupération de la chaleur lors de la condensation de l'effluent ou l'échange de chaleur avec les moteurs fonctionnant au biogaz.

### Procédés de séparation par membranes

Les procédés de séparation par membranes sont essentiels dans le traitement des lixiviats, l'ultrafiltration par membranes a pour effet d'éliminer les matières en suspensions et d'abattre la charge biologique sans toutefois éliminer les micropolluants. Cette technique généralement est utilisée dans les bioréacteurs à membrane, car elle permet de clarifier l'eau en retenant la biomasse [158].

D'autre part l'osmose inverse est un système de purification de l'eau contenant des matières en solution par un système de filtrage très fin qui ne laisse passer que les molécules d'eau.

Ce procédé utilise une membrane semi-perméable afin de séparer les solides dissous, la matière organique, les virus et bactéries de l'eau. Le procédé est dit "inverse" car il nécessite une pression suffisante (de l'ordre de 30 à 80 bars), selon la concentration en sels de l'effluent, pour forcer l'eau pure à passer à travers la membrane [11].

Du fait de ses propriétés uniques entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse, la Nanofiltration a trouvé sa place dans la réduction des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds présents dans les lixiviats de décharge.

Ce procédé permet de déplacer des particules de poids moléculaires allant jusqu'à 300 g/mol grâce à des interactions électrostatiques entre les ions dissous et les membranes, elle a donc pour principe la séparation de composés dissous dans l'eau en fonction des ions mono ou bivalents.

Plusieurs études montrent que ce procédé de Nanofiltration réduit la DCO de 89%, l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) de 72%, et une élimination de 99% en  $\text{Cr}^{3+}$  et  $\text{Cu}^{2+}$  pour des concentrations initiales respectives de 0.69 mg/l et 0,23 mg/l [11].



*Photo I.06: Station de traitement Osmose inverse [159].*

### **I. 7. Combinaison des traitements**

Les lixiviats de décharges sont très difficiles à traiter en raison de leur hétérogénéité et de leur composition changeante d'une saison à l'autre et d'une région à l'autre. C'est pourquoi un seul traitement peut être insuffisant pour dépolluer efficacement ces eaux. Il est donc nécessaire de combiner deux ou plusieurs traitements pour obtenir de meilleurs résultats en matière de dépollution

Le tableau I.07 résume la différence de l'efficacité de certains traitements physico-chimiques appliqués individuellement et lorsqu'ils sont combinés. Il existe de nombreuses techniques de traitement applicables aux lixiviats de décharge, mais chacune d'elles est adaptée à un type de percolât.

De nombreuses études ont montré que les différentes techniques de traitement des lixiviats se complètent et possèdent chacune leur propre efficacité. L'élaboration d'une méthodologie de diagnostic permet de déterminer la méthode de traitement la plus appropriée pour un lixiviat donné et de prévoir l'efficacité de chaque étape du traitement.

Cette méthodologie a été appliquée à une trentaine de lixiviats différents. La synthèse des résultats confirme la classification des percolât en trois familles principales pour lesquelles a été définie une filière de traitement (Tableau I.07) [103].

Diverses méthodes, y compris des processus physiques (purification de l'air, adsorption et filtration sur membrane), chimiques (coagulation-floculation, précipitation et oxydation chimique et électrochimique) et biologiques (boues granulaires aérobies, bioréacteurs anaérobies et réacteurs discontinus de séquençage (SBR)), ont été explorées [176-178].

En outre, des techniques de traitement hybrides impliquant des méthodes physicochimiques et biologiques ont été évaluées, notamment la filtration/adsorption [179], coagulation-floculation/adsorption [180], coagulation-floculation avec biofiltre [181], oxydation biologique aérobie/Fenton [182], bioréacteur à membrane par activation de l'acide peracétique par micro-ondes [183], et des combinaisons innovantes telles que l'épuration de l'air en combinaison avec des processus aérobies et anaérobies [184], combinaison de la coagulation, de la floculation, de l'oxydation avancée et de l'aération prolongée [185], SBR et technologie des membranes [186].

**Tableau I.07: Efficacité de certains traitements uniques et combinés [187].**

Traitement unique	Résultat	Traitements combinés	Résultats
<b>Coagulation</b>	- 43% de DCO	+ oxydation par le H <sub>2</sub> O <sub>2</sub>	- 73% de DCO
		+ ozonation	- 78% de DCO
		+ ozonation + stripping ammonium	- 48% de DCO - 100% de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
		+ nanofiltration	- 80% de DCO
		+ photo oxydation (UV)	- 64% de DCO
<b>Osmose inverse</b>	96 % de DCO	+boue activée	- 99% de DCO
		+ évaporation	- 88% de DCO
<b>Nanofiltration</b>	>65% de DCO	+ coagulation	- 80% de DCO
		+ adsorption sur charbon actif	- 97% de DCO
		+ adsorption sur charbon actif	- 99% de DCO
		+ozonation	
<b>Ultrafiltration</b>	-	+ adsorption	- 97% de DCO
<b>Adsorption sur charbon actif</b>	-	+ nitrification	- 55% de DCO - 93% de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
		+ précipitation (chaux) + traitement aérobie	- 92% de DCO

Le tableau I.08 résume tous les procédés de traitement des lixiviats ainsi que leurs avantages et inconvénients

**Tableau I.08 : Avantages et inconvénients des différents procédés [103, 188]**

	Procédés	Avantages	Inconvénients	Sous-produits
<b>Procédés biologiques</b>	<b>Lagunage aéré</b>	Elimination de la DBO <sub>5</sub> et de l'azote.	Dénitrification difficile, Encombrement important.	Boues biologiques en excès.
	<b>Boues activées</b>	Elimination de la DBO <sub>5</sub> et de l'azote global.	Consommation énergétique pour l'apport de l'oxygène.	Boues biologiques en excès.
	<b>Bioréacteur à membranes</b>	Elimination de la DBO <sub>5</sub> , azote, DCO résiduelle, MES, bactéries, virus. Faible encombrement.	Consommation énergétique.	Boues biologiques en excès.
	<b>Cultures fixée</b>	Elimination de la DBO <sub>5</sub> et de l'azote. Faible consommation énergétique.	Faible rendement épuratoire.	
<b>Procédés physico-chimiques</b>	<b>Coagulation- floculation</b>	Débit de traitement. Réduction de 40 à 50 % de la DCO dure. Agglomération des MES.	Production importante de boues (20 % du volume traité).	Boues
	<b>Précipitation</b>	Précipitation des métaux, diminution des MES, élimination d'une partie de la matière organique.	Production de boues d'hydroxydes métalliques.	Boues
	<b>Filtration sur charbon actif</b>	Elimination de la DCO résiduelle, réduction des organo-halogénés et de la couleur.	Renouvellement des absorbeurs.	
	<b>Ozonation (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> ET/OU UV)</b>	Elimination de la DCO, décoloration et augmentation du caractère biodégradable.	Sensibles aux variations de charges. Consommation énergétique.	
<b>Procédés thermiques et membranaire</b>	<b>Evaporateur</b>	Concentration maximale de la pollution. Utilisation de biogaz.	Dissipation partielle à l'atmosphère. Dépend de la qualité et de la quantité du biogaz.	Concentrât
	<b>Evapo-condensateur</b>	Concentration maximale de la pollution et condensation des vapeurs. Utilisation du biogaz	Dépend de la qualité et de la quantité du biogaz.	Concentrât
	<b>Sécheur iso-flash</b>	Elimination de la charge polluante du lixiviat. Utilisation du biogaz	Consommation énergétique.	Extrait sec pulvérulent.
	<b>Nanofiltration</b>	Rétention de la DCO dure, des sels et des métaux.	Coût parfois très élevé. Dépendance à un «tiers traiteur».	Rétentats de nanofiltration.

	<b>Osmose inverse</b>	Rétention de la DCO dure, des sels, des métaux et des nitrates.		Rétentats d'osmose (saumures).
<b>Autres</b>	<b>Traitement en station d'épuration externe</b>	Pas d'investissement sur site.		

Les lixiviats, en raison de leur nature liquide et de leur composition, constituent une source concentrée de polluants, avec un risque majeur de contamination de la nappe phréatique.

Ce chapitre montre que chaque procédé est efficace pour traiter un type spécifique de pollution des lixiviats de décharges. Par exemple, la coagulation-floculation permet d'éliminer les matières en suspension, l'adsorption sur charbon actif est très efficace pour réduire la couleur et la turbidité, et la nanofiltration diminue la concentration des métaux lourds. Bien que tous ces traitements soient efficaces à des degrés divers, l'hétérogénéité de la composition des lixiviats de décharges exige une combinaison de plusieurs procédés. Les principaux facteurs influençant le choix d'un traitement sont son efficacité, son coût et la facilité de sa mise en œuvre.



**Références Bibliographiques :**

- [1] E. Belle, Évolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydrobiologique et hydrogéologique. Site d'étude: décharge d'Étueffont (Territoire de Belfort–France), in, Université de Franche-Comté, 2008.
- [2] N. Mansouri-Reguig, R. Assabaa, Impacts de l'implantation d'un centre d'enfouissement technique sur l'environnement immédiat, in, Université Frères Mentouri-Constantine 1, 2020.
- [3] Doukhali Hadjer, Kaid Kasbah, Kamila Mey, Etude d'élimination des polluants organiques des lixiviats des centres d'enfouissement technique par des procédés biotiques et abiotiques, in: Sciences de la Nature et de la Vie, Université de Frère Mentouti Constantine 1, 2023.
- [4] G. Chihaoui, Les centres d'enfouissement technique pour la protection de l'environnement en Algérie, in: Revue de droit public algérien et comparé, 2017, pp. 32-45.
- [5] D. Mohammedi, Les risques de la pollution du milieu naturel par les lixiviats des décharges contrôlées: cas du centre d'enfouissement technique de Tlemcen, Technologie de traitement des eaux. Mémoire de master Université Aboubakr Belkaïd Tlemcen Faculté de Technologie 103pages, (2016).
- [6] S. Amara, Hamama, C., & Tedjini, C, Impact de l'enfouissement des déchets solides urbains sur l'environnement, Centre d'enfouissement technique d'Oued Allenda, in: Biodiversité et Environnement, Université Echahid Hamma Lakhdar, 2021.
- [7] B. Djemaci, La gestion des déchets municipaux en Algérie: Analyse prospective et éléments d'efficacité, in, Université de Rouen, 2012.
- [8] O. Youb, expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les ped: contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites, in, Ecole nationale polytechnique d'Oran-Maurice Audin.
- [9] I. Guettioui, & Ould-Rouis, I. , Etude Géotechnique d'un CET (centre d'enfouissement technique), in, Université Yahia Fares de Medea, 2013.
- [10] N. Laceb, H. Meziani, Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et leurs traitements par adsorption sur Hydroxyapatite, in, 2013.
- [11] M.L.N.M.M. Hassina, Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet, in, Tizi-Ouzou, 2013.
- [12] H. KHATTABI, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de

traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France), in, 2002.

[13] B.Y.e.K. Nasereddine, Etude de l'efficacité du chitosane/ bentonite comme adjuvants de coagulation-floculation pour le traitement des lixiviats de la décharge de Saida, in, 2014.

[14] Z. BOURECHECH, Etude et traitement des lixiviats issus des déchets ménagers, in, 2018.

[15] A.E. Hassni, perturbateurs endocriniens dans une station de traitement biologique de lixiviat d'un site d'enfouissement sanitaire : cas du bisphénol-a, in, Sherbrooke (Québec) Canada, Avril 2016.

[16] O.O. Ali, Impact des décharges à ciel ouvert sur la qualité environnementale de l'Oued Cheliff (Algérie), in, Université de Perpignan; Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem ..., 2018.

[17] M. El-Fadel, E. Bou-Zeid, W. Chahine, B. Alayli, Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content, *Waste management*, 22 (2002) 269-282.

[18] B. Céline, Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés, in, , 2006.

[19] S. Renou, S. Poulain, J. Gagnaire De Cadarache, B. Marrot, P. Moulin, Lixiviat de centre de stockage: déchet généré par des déchets, *L'eau, l'industrie, les nuisances*, (2008) 37-43.

[20] A. Moustafa, Caractérisation chimique (minérale et organique) des lixiviats issus de la décharge des déchets à Tripoli-Liban, in, Université de Lille, 2021.

[21] Joruba, istockphoto.com, in.

[22] A. Sigma, Leachate: efficient solutions for the environment. Proposed SIGMA technologies for leachate treatment., in, 2021.

[23] A.E. Hassni, perturbateurs endocriniens dans une station de traitement biologique de lixiviat d'un site d'enfouissement sanitaire : cas du bisphénol-a, in, université de sherbrooke, 2016.

[24] A. PARODI, Impact de nouveaux modes de gestion sur l'accélération de la dégradation de déchets ménagers : approche multiparamétrique et multi-échelle., in, 10 décembre 2010.

[25] B. Ghania, Essais de traitabilité des lixiviats issus du centre d'enfouissement Techniques de Hamici, in, 2016.

[26] M. Yacine, Caractérisation et Traitement des lixiviats de centre d'enfouissement technique d'ouled fayet in, UMMTO, ouled fayet, 2012.

- [27] F. Pohland, J. Deryien, S. Ghosh, Leachate and gas quality changes during landfill stabilization of municipal refuse, in: *Aerobic Digestion, Proceedings of the third International Symposium*, Boston, 1983, pp. 185-202.
- [28] R.A. Statom, G. Thyne, J.E. McCray, Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA, *Environmental Geology*, 45 (2004) 982-991.
- [29] K.-U. Heyer, R. Stegmann, Landfill systems, sanitary landfilling of solid wastes, and long-term problems with leachate, *Environmental Biotechnology*, 10 (2005).
- [30] S. Renou, J. Givaudan, S. Poulain, F. Dirassouyan, P. Moulin, Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of hazardous materials*, 150 (2008) 468-493.
- [31] S. Trabelsi, Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir", in, 2012.
- [32] E. Grisey, 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), in, 2015.
- [33] P.H. Chen, Assessment of leachates from sanitary landfills: Impact of age, rainfall, and treatment, *Environment international*, 22 (1996) 225-237.
- [34] H.-j. Fan, H.-Y. Shu, H.-S. Yang, W.-C. Chen, Characteristics of landfill leachates in central Taiwan, *Science of the total environment*, 361 (2006) 25-37.
- [35] D. Frascari, F. Bronzini, G. Giordano, G. Tedioli, M. Nocentini, Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill, *Chemosphere*, 54 (2004) 335-343.
- [36] H. Khattabi, L. Aleya, J. Mania, Lagunage naturel de lixiviat de décharge, *Revue des Sciences de l'Eau*, 15 (2002) 411-419.
- [37] J. Lema, R. Mendez, R. Blazquez, Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review, *Water, air, and soil pollution*, 40 (1988) 223-250.
- [38] C. Aran, 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, in, 09 mars 2001.
- [39] E.A. McBean, R. Frank A, F. Grahame J, *Solid waste landfill engineering and design*, Englewood Cliffs, 1995.
- [40] G. Farquhar, Leachate: production and characterization, *Canadian journal of civil engineering*, 16 (1989) 317-325.

- [41] G. Elise, 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), in, Université de Franche-Comté, France, 2013.
- [42] B.M. Elghazali, Impact de la pollution d'un centre d'enfouissement technique (CET) sur la nappe Cas du CET de Soumaâ (W .Blida), in, 2013.
- [43] M.-H.S.W. Lawrence K. Wang, Yung-Tse Hung, Hamidi Abdul Aziz, Solid Waste Engineering and Management, in, 2021.
- [44] O. Dia, combinaison des procédés de biofiltration et d'électrocoagulation pour le traitement des lixiviats des sites d'enfouissement sanitaires, in, 2017.
- [45] T.H. Christensen, P. Kjeldsen, P.L. Bjerg, D.L. Jensen, J.B. Christensen, A. Baun, H.-J. Albrechtsen, G. Heron, Biogeochemistry of landfill leachate plumes, *Applied geochemistry*, 16 (2001) 659-718.
- [46] R.M. Toklo, R.G. Josse, N. Topanou, A.F. Togbe, P. Dossou-Yovo, B. Coulomb, Caractérisation physico-chimique des lixiviats d'une décharge: cas du lieu d'enfouissement sanitaire de Ouèssè-Ouidah (sud Bénin)/[Physico-chemical characterization of the leachates of a discharge: case of sanitary burying place of Ouèssè-Ouidah (South of Benin)], *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 13 (2015) 921.
- [47] P. Xaypanya, J. Takemura, C. Chiemchaisri, H. Seingheng, M.A.N. Tanchuling, Characterization of landfill leachates and sediments in major cities of indochina peninsular countries—heavy metal partitioning in municipal solid waste leachate, *Environments*, 5 (2018) 65.
- [48] Q. Sui, W. Zhao, X. Cao, S. Lu, Z. Qiu, X. Gu, G. Yu, Pharmaceuticals and personal care products in the leachates from a typical landfill reservoir of municipal solid waste in Shanghai, China: Occurrence and removal by a full-scale membrane bioreactor, *Journal of hazardous materials*, 323 (2017) 99-108.
- [49] B.O. Clarke, T. Anumol, M. Barlaz, S.A. Snyder, Investigating landfill leachate as a source of trace organic pollutants, *Chemosphere*, 127 (2015) 269-275.
- [50] C. Gallen, D. Drage, G. Eaglesham, S. Grant, M. Bowman, J. Mueller, Australia-wide assessment of perfluoroalkyl substances (PFASs) in landfill leachates, *Journal of hazardous materials*, 331 (2017) 132-141.
- [51] A. El Kadiri, A. Bencheban, N. Ahmian, M. Ouldcheaib, E. BAKKALI, J. Isaad, H.C. Dekkaki, Z. Hassani, Physicochemical and Bacteriological Characterization of a Leachate of a Controlled Discharge, *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, (2015) 77-84.

- [52] A.H. Lee, H. Nikraz, Y.T. Hung, Influence of waste age on landfill leachate quality, *International Journal of Environmental Science and Development*, 1 (2010) 347.
- [53] G. Mahy, J.-P. Bizoux, Stratégies de conservation de la diversité végétale des sites métallifères: les enseignements de l'écologie des populations de *Viola calaminaria*, *Parcs et Réserves*, 66 (2011).
- [54] E. Uluturhan, A. Kontas, E. Can, Sediment concentrations of heavy metals in the Homa Lagoon (Eastern Aegean Sea): assessment of contamination and ecological risks, *Marine pollution bulletin*, 62 (2011) 1989-1997.
- [55] T.M.D. Huynh, Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ver de terre/microflore tellurique, in, Paris Est, 2009.
- [56] W.M. Wang Meie, L.R. Liu Rui, C.W. Chen WeiPing, P.C. Peng Chi, B. Markert, Effects of urbanization on heavy metal accumulation in surface soils, Beijing, (2018).
- [57] D. Naghipour, S.D. Ashrafi, K. Taghavi, Data of heavy metals in soil and groundwater at Kiwi gardens of Amlash in Guilan Province, Iran, *Data in brief*, 18 (2018) 1556-1561.
- [58] J. Marrugo-Negrete, J. Pinedo-Hernández, S. Díez, Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia, *Environmental research*, 154 (2017) 380-388.
- [59] C. Pagotto, N. Remy, M. Legret, P. Le Cloirec, Heavy metal pollution of road dust and roadside soil near a major rural highway, *Environmental technology*, 22 (2001) 307-319.
- [60] M.-C. Affholder, P. Prudent, V. Masotti, B. Coulomb, J. Rabier, B. Nguyen-The, I. Laffont-Schwob, Transfer of metals and metalloids from soil to shoots in wild rosemary (*Rosmarinus officinalis* L.) growing on a former lead smelter site: Human exposure risk, *Science of the total environment*, 454 (2013) 219-229.
- [61] E. Testiati, J. Parinet, C. Massiani, I. Laffont-Schwob, J. Rabier, H.-R. Pfeifer, V. Lenoble, V. Masotti, P. Prudent, Trace metal and metalloid contamination levels in soils and in two native plant species of a former industrial site: evaluation of the phytostabilization potential, *Journal of Hazardous Materials*, 248 (2013) 131-141.
- [62] N. Loprieno, International Agency for Research on Cancer (IARC) monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to man: "relevance of data on mutagenicity", *Mutation research*, 31 (1975) 210.
- [63] T.-K.L. Bui, L.C. Do-Hong, T.-S. Dao, T.C. Hoang, Copper toxicity and the influence of water quality of Dongnai River and Mekong River waters on copper

- bioavailability and toxicity to three tropical species, *Chemosphere*, 144 (2016) 872-878.
- [64] F. Edition, Guidelines for drinking-water quality, WHO chronicle, 38 (2011) 104-108.
- [65] A. Edet, O.E. Offiong, Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo-Odukpani area, Lower Cross River Basin (southeastern Nigeria), *GeoJournal*, 57 (2002) 295-304.
- [66] S. Agarwal, T. Zaman, E. Murat Tuzcu, S.R. Kapadia, Heavy metals and cardiovascular disease: results from the National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) 1999-2006, *Angiology*, 62 (2011) 422-429.
- [67] P. Apostoli, P. Kiss, S. Porru, J.P. Bonde, M. Vanhoorne, Male reproductive toxicity of lead in animals and humans. ASCLEPIOS Study Group, *Occupational and environmental medicine*, 55 (1998) 364-374.
- [68] K.C. Jones, P. De Voogt, Persistent organic pollutants (POPs): state of the science, *Environmental pollution*, 100 (1999) 209-221.
- [69] K. Kovner, Persistent organic pollutants: a global issue, a global response, US Environmental Protection Agency (EPA), December, (2009).
- [70] A.H. Neilson, Organic chemicals in the aquatic environment: distribution, persistence, and toxicity, CRC Press, 2018.
- [71] M. Kravitz, S. Kroner, R. Boethling, Bioaccumulation testing and interpretation for the purpose of sediment quality assessment: status and needs, Report no: EPA-823-R-00-001, United States Environmental Protection Agency (EPA). Washington, (2000).
- [72] S. Yan, Q. Zhou, J. Gao, Methodology for derivation of water quality criteria for protecting aquatic environment and future development, *Critical reviews in environmental science and technology*, 42 (2012) 2471-2503.
- [73] P. Baumard, H. Budzinski, P. Garrigues, Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean Sea, *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 17 (1998) 765-776.
- [74] D.J. Freeman, F.C. Cattell, Woodburning as a source of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons, *Environmental Science & Technology*, 24 (1990) 1581-1585.
- [75] V. Hoyau, J. Laffrezo, P. Garrigues, M. Clain, P. Masclet, Deposition of aerosols in polar regions-contamination of the ice sheet by polycyclic aromatic hydrocarbons, *Polycyclic Aromatic Compounds*, 8 (1996) 35-44.
- [76] D. Vione, S. Barra, G. De Gennaro, M. De Rienzo, S. Gilardoni, M.G. Perrone, L. Pozzoli, Polycyclic aromatic hydrocarbons in the atmosphere:

monitoring, sources, sinks and fate. II: Sinks and fate, *Annali di Chimica: Journal of Analytical, Environmental and Cultural Heritage Chemistry*, 94 (2004) 257-268.

[77] J.-L. Besombes, A. Maître, O. Patissier, N. Marchand, N. Chevron, M. Stoklov, P. Masclet, Particulate PAHs observed in the surrounding of a municipal incinerator, *Atmospheric Environment*, 35 (2001) 6093-6104.

[78] J.M. Neff, Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment, *Biol. Conserv.:(United Kingdom)*, 18 (1980).

[79] A. McElroy, J. Farrington, J. Teal, Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment, *Metabolism of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment*. CRC Press, Inc., Boca Raton Florida. 1989. p 1-39, 14 fig, 9 tab, 159 ref. NOAA Contract 83-ABD-00012., (1989).

[80] J. Ifemeje, S. Udedi, C. Lukong, A. Okechukwu, C. Egbuna, Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in soils from municipal solid waste landfill, *British Journal of Applied Science & Technology*, 4 (2014) 5058.

[81] B. Gade, M. Layh, H. Westermann, N. Amsonait, Determination of organic parameters in waste and leachates from the hazardous waste landfill of Raindorf; Germany, *Waste management & research*, 14 (1996) 553-569.

[82] D. Merhaby, S. Rabodonirina, S. Net, B. Ouddane, J. Halwani, Overview of sediments pollution by PAHs and PCBs in mediterranean basin: Transport, fate, occurrence, and distribution, *Marine Pollution Bulletin*, 149 (2019) 110646.

[83] H. Amine, J. Halwani, E. Gomez, F. Merhabi, Etude de la contamination en hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sediments et les eaux au nord liban: rivieres, zones de transition et sites portuaires, *Lebanese Science Journal*, 19 (2018) 343.

[84] S. Convention, All POPs listed in the Stockholm Convention, in, *Stockholm Convention Web site*, 2019.

[85] U. Epa, Priority pollutant list, *Federal Register*, 44 (1979) 69514-69517.

[86] K. Ballschmiter, M. Zell, Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography: Composition of technical Aroclor-and Clophen-PCB mixtures, *Fresenius' Zeitschrift für analytische Chemie*, 302 (1980) 20-31.

[87] D.B. Barr, P.N. Breyse, R. Chapin, M. Marcus, NTP-CERHR expert panel update on the reproductive and developmental toxicity of di (2-ethylhexyl) phthalate, *Reprod Toxicol*, 22 (2006) 291-399.

[88] W. Peijnenburg, *Phthalates*, (2008).

- [89] D. Cadogan, M. Papez, A. Poppe, D. Pugh, J. Scheubel, An assessment of the release, occurrence and possible effects of plasticizers in the environment, *Progress in Rubber and Plastics Technology*, 10 (1994) 1-19.
- [90] J. Michałowicz, W. Duda, Phenols--Sources and Toxicity, *Polish Journal of Environmental Studies*, 16 (2007).
- [91] S. Net, D. Dumoulin, R. El-Osmani, S. Rabodonirina, B. Ouddane, Case study of PAHs, Me-PAHs, PCBs, phthalates and pesticides contamination in the Somme River water, France, *International Journal of Environmental Research*, 8 (2014) 1159-1170.
- [92] C.B. Crawford, B. Quinn, The interactions of microplastics and chemical pollutants, *Microplastic pollutants*, (2017) 131-157.
- [93] M. Matsumoto, M. Hirata-Koizumi, M. Ema, Potential adverse effects of phthalic acid esters on human health: a review of recent studies on reproduction, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 50 (2008) 37-49.
- [94] S. Net, R. Sempéré, A. Delmont, A. Paluselli, B. Ouddane, Occurrence, fate, behavior and ecotoxicological state of phthalates in different environmental matrices, *Environmental Science & Technology*, 49 (2015) 4019-4035.
- [95] S. Net, A. Delmont, R. Sempéré, A. Paluselli, B. Ouddane, Reliable quantification of phthalates in environmental matrices (air, water, sludge, sediment and soil): a review, *Science of the Total Environment*, 515 (2015) 162-180.
- [96] D. Berryman, C. Deblois, M. O'Shea, F. Houde, Suivi des nonylphénols éthoxylés dans l'eau brute et l'eau traitée de onze stations de traitement d'eau potable au Québec, Ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 2003.
- [97] S.K. Shukla, N. Mangwani, T.S. Rao, S. Das, Biofilm-mediated bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons, in: *Microbial biodegradation and bioremediation*, Elsevier, 2014, pp. 203-232.
- [98] M. De Champlain, R. Van Coillie, Effets des hormones stéroïdes sexuelles non traitées dans les effluents municipaux, in, Université de Sherbrooke., 2011.
- [99] L.N. Vandenberg, T. Colborn, T.B. Hayes, J.J. Heindel, D.R. Jacobs Jr, D.-H. Lee, T. Shioda, A.M. Soto, F.S. vom Saal, W.V. Welshons, Hormones and endocrine-disrupting chemicals: low-dose effects and nonmonotonic dose responses, *Endocrine reviews*, 33 (2012) 378-455.
- [100] Dunod, *L'Analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer* (Relié) 2005.



- [101] N. Millot, Les lixiviats de décharge contrôlée: -caractérisation analytique: -étude des filières de traitement, in, Lyon, INSA, 1986.
- [102] F. Ramade, Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau: biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales, Ediscience international, 1998.
- [103] F. Boumechhour, Etude des lixiviats générés par les déchets urbains, in, Alger, Ecole Nationale Polytechnique, 2015.
- [104] J. Henry, D. Prasad, H. Young, Removal of organics from leachates by anaerobic filter, *Water Research*, 21 (1987) 1395-1399.
- [105] I.W. Lau, P. Wang, S.S. Chiu, H.H. Fang, Photoassisted Fenton oxidation of refractory organics in UASB-pretreated leachate, *Journal of Environmental Sciences*, 14 (2002) 388-392.
- [106] I.M.-C. Lo, Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills, *Environment International*, 22 (1996) 433-442.
- [107] P. Wang, I.W. Lau, H.H. Fang, D. Zhou, Landfill leachate treatment with combined UASB and Fenton coagulation, *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 35 (2000) 1981-1988.
- [108] A. Tatsi, A. Zouboulis, K. Matis, P. Samaras, Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates, *Chemosphere*, 53 (2003) 737-744.
- [109] L. Di Palma, P. Ferrantelli, C. Merli, E. Petrucci, Treatment of industrial landfill leachate by means of evaporation and reverse osmosis, *Waste management*, 22 (2002) 951-955.
- [110] A. Lopez, M. Pagano, A. Volpe, A.C. Di Pinto, Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate, *Chemosphere*, 54 (2004) 1005-1010.
- [111] J.-h. Im, H.-j. Woo, M.-w. Choi, K.-b. Han, C.-w. Kim, Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system, *Water research*, 35 (2001) 2403-2410.
- [112] H. Timur, I. Öztürk, Anaerobic sequencing batch reactor treatment of landfill leachate, *Water Research*, 33 (1999) 3225-3230.
- [113] I. Ozturk, M. Altinbas, I. Koyuncu, O. Arıkan, C. Gomec-Yangın, Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates, *Waste management*, 23 (2003) 441-446.
- [114] F. Ceçen, O. Aktas, Co-tratamiento aeróbico de lixiviados de vertedero con aguas residuales domésticas, *Environmental Engineering Science*, 21 (2004) 303-312.

- [115] K. Kennedy, E. Lentz, Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors, *Water Research*, 34 (2000) 3640-3656.
- [116] Z.-P. Wang, Z. Zhang, Y.-J. Lin, N.-S. Deng, T. Tao, K. Zhuo, Landfill leachate treatment by a coagulation–photooxidation process, *Journal of hazardous materials*, 95 (2002) 153-159.
- [117] X. Li, Q. Zhao, Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment, *Chemosphere*, 44 (2001) 37-43.
- [118] G. Baumgarten, C. Seyfried, Experiences and new developments in biological pretreatment and physical posttreatment of landfill leachate, *Water Science and Technology*, 34 (1996) 445-453.
- [119] L. Van Dijk, G. Roncken, Membrane bioreactors for wastewater treatment: the state of the art and new developments, *Water Science and Technology*, 35 (1997) 35-41.
- [120] A. Chianese, R. Ranauro, N. Verdone, Treatment of landfill leachate by reverse osmosis, *Water Research*, 33 (1999) 647-652.
- [121] J. Bohdziewicz, M. Bodzek, J. Górska, Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate, *Process Biochemistry*, 36 (2001) 641-646.
- [122] J.J. Wu, C.-C. Wu, H.-W. Ma, C.-C. Chang, Treatment of landfill leachate by ozone-based advanced oxidation processes, *Chemosphere*, 54 (2004) 997-1003.
- [123] F. Kargi, M.Y. Pamukoglu, Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation, *Enzyme and microbial technology*, 33 (2003) 588-595.
- [124] A. Silva, M. Dezotti, G. Sant’Anna Jr, Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate, *Chemosphere*, 55 (2004) 207-214.
- [125] K. Orupold, T. Tenno, T. Henrysson, Biological lagooning of phenols-containing oil shale ash heaps leachate, *Water Research*, 34 (2000) 4389-4396.
- [126] T.H. Hoilijoki, R.H. Kettunen, J.A. Rintala, Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature, *Water Research*, 34 (2000) 1435-1446.
- [127] S. Marttinen, R. Kettunen, K. Sormunen, R. Soimasuo, J. Rintala, Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates, *Chemosphere*, 46 (2002) 851-858.

- [128] D. Trebouet, J. Schlumpf, P. Jaouen, J. Maleriat, F. Quemeneur, Effect of operating conditions on the nanofiltration of landfill leachates: pilot-scale studies, *Environmental technology*, 20 (1999) 587-596.
- [129] K. Tabet, P. Moulin, J. Vilomet, A. Amberto, F. Charbit, Purification of landfill leachate with membrane processes: preliminary studies for an industrial plant, *Separation Science and Technology*, 37 (2002) 1041-1063.
- [130] R. Gourdon, C. Comel, P. Vermande, J. Veron, Fractionation of the organic matter of a landfill leachate before and after aerobic or anaerobic biological treatment, *Water Research*, 23 (1989) 167-173.
- [131] H.A. Aziz, M.S. Yusoff, M.N. Adlan, N.H. Adnan, S. Alias, Physico-chemical removal of iron from semi-aerobic landfill leachate by limestone filter, *Waste management*, 24 (2004) 353-358.
- [132] S.P. Cho, S.C. Hong, S.-I. Hong, Photocatalytic degradation of the landfill leachate containing refractory matters and nitrogen compounds, *Applied Catalysis B: Environmental*, 39 (2002) 125-133.
- [133] A. Uygur, F. Kargı, Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor, *Journal of environmental management*, 71 (2004) 9-14.
- [134] B.A. Lekehal Hicham, Lixiviats Issus De La Décharge Publique De La Ville De Meknès: Calcul Et Résultat Du Bilan Hydrique, *European Scientific Journal*, 12 (2016) 250.
- [135] DIASTRATA, in.
- [136] N. Millot, Les lixiviats de décharges contrôlées caractérisation analytique et étude des filières de traitements., in, Lyon : INSA Lyon., 1986.
- [137] H. Lekehal, A. Bouchelta, B. Benzougagh, T. Boukhari, Lixiviats Issus De La Decharge Publique De La Ville De Meknes: Caracterisation Et Impact Sur Les Eaux De L'oued Boufekrane, *European Scientific Journal*, 14 (2018) 18577881.
- [138] B.A. Ph, Lixiviats Issus De La Decharge Publique De La Ville De Meknes: Caracterisation Et Impact Sur Les Eaux De L'oued Boufekrane.
- [139] E.C. Baettker, C. Kozak, H.G. Knapik, M.M. Aisse, Applicability of conventional and non-conventional parameters for municipal landfill leachate characterization, *Chemosphere*, 251 (2020) 126414.
- [140] S.R. Qasim, W. Chiang, G. Zhu, R. Miller, Effect of biodegradable carbon on biological phosphorus removal, *Journal of Environmental Engineering*, 122 (1996) 875-878.

- [141] J. Pacey, D. Augenstein, R. Morck, D. Reinhart, R. Yazdani, The bioreactor landfill-an innovation in solid waste management, MSW management, 1 (1999) 53-60.
- [142] J.L. Weishaar, G.R. Aiken, B.A. Bergamaschi, M.S. Fram, R. Fujii, K. Mopper, Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon, Environmental science & technology, 37 (2003) 4702-4708.
- [143] J. Labanowski, Matière organique naturelle et anthropique: vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation, in, Limoges, 2004.
- [144] B. Fatima, Étude des lixiviats générés par les déchets urbains : Caractérisation de la charge polluante et application de traitements par procédés classiques et procédés d'oxydation avancée, in, 2015.
- [145] O.M.S, Réduction, traitement et élimination des déchets in, Geneve, 1991.
- [146] A.R.N.E.D, Caractérisation des déchets industriels, Cahiers technique de la direction de la prévention des pollutions», N0 8, 2ème édition, in, 1981.
- [147] A.R.N.E.D, la décharge contrôle des résidus urbains, Cahiers technique de la direction de la prévention des pollutions», , in, 1981.
- [148] G.W. Tech, Principes de décodage du traitement des eaux usées, in, 2023.
- [149] B. M, Contribution a l'étude des interactions dans le système déchets-sol-eau, in, 1993.
- [150] GILL.FRIANT, Les décharges contrôlées des résidus urbains, risque de pollution des EAUX, in, 1983.
- [151] T. MD, Mise au point du fonctionnement d'un réacteur pilote à anode en lit fluidise, in, Moncton, 1999.
- [152] L. Ridha, TRAITEMENT DU LIXIVIAT DE LA DECHARGE D'OULED FAYET PAR LA BENTONITE ALGERIENNE, in, 2008.
- [153] MG, Lixiviat dans les rivières, Legambiente : « Toujours rien sur la remise en état et les délais. Il doit être retiré immédiatement", in.
- [154] H. m'hamed, traitement du lixiviat par procédés électrochimiques in, 2010.
- [155] L. AZZOUZ, Traitement des lixiviats de la décharge d'Oued Smar par couplage POA/Bioréacteur, in, Ecole Nationale Polytechnique, 2011.
- [156] E. Grisey, 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), in, france, 2013.
- [157] G. D., Optimization of electrocoagulation of pistachio processing wastewaters using the, in, 2014.

- [158] L. Ridha, TRAITEMENT DU LIXIVIAT DE LA DECHARGE, in, 2008-2009.
- [159] g. ALS, Test des lixiviats pour la mobilité, in, 2024.
- [160] fuchswater, Lagunage aéré avec aérateurs FUCHS in, 2024.
- [161] L. RIDHA, Modélisation et optimisation de la dépollution des lixiviats, in, Ouled Fayet, 2018.
- [162] tom, technique de l'eau in, 1989.
- [163] C. Bassompierre, Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers: de la conception d'un pilote à la validation de modèles, in, Institut National Polytechnique de Grenoble-INPG, 2007.
- [164] R. Pujol, A. Vachon, M. Guy, Guide technique sur le foisonnement des boues activées, (1990).
- [165] J.-P. Canler, É. Cotteux, P. Duchène, J.-M. Perret, Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées, (2011).
- [166] Tabouchante.A, Traitement des lixiviats du C.E.T d'Ouled Fayet par la combinaison des Procédés : boues activée et oxydation Fenton», , in, 2009.
- [167] K.A. Daneshvar. N, Djafarzadeh. N., «The use of artificial neural networks (ANN), in, 2006.
- [168] B. LAKHDARI, Effet de la coagulation-floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz, (2011).
- [169] Z. Adamczyk, Particle adsorption and deposition: role of electrostatic interactions, *Advances in Colloid and Interface Science*, 100 (2003) 267-347.
- [170] N. MAKHLOUFI, Modélisation des paramètres physico-chimiques de la coagulation floculation pour les eaux potables, (2011).
- [171] J. Buffle, K.J. Wilkinson, S. Stoll, M. Filella, J. Zhang, A generalized description of aquatic colloidal interactions: the three-colloidal component approach, *Environmental Science & Technology*, 32 (1998) 2887-2899.
- [172] T.G. Van de Ven, *Colloidal hydrodynamics*, (No Title), (1989).
- [173] B.Y.K. Nasereddine, Etude de l'efficacité du chitosane/ bentonite comme, in, Saida, 2014.
- [174] d.d.e.d.l.W. d'Alger, Scéma directeur de collecte et de traitement des déchets solide de 57 commuenes de la wilaya Alger in, 2007.
- [175] A.R.N.E.D, Caractérisation des déchets industriels, Cahiers technique de la direction de la prévention des pollutions in, 1981.
- [176] V.E. PSG da Silva, S.L. de S. Rollemberg, S.G. da S. e Santos, T.F. CV Silva, V.J. P. Vilar, A. B. dos Santos, Landfill leachate biological treatment:

perspective for the aerobic granular sludge technology, *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (2022) 45150-45170.

[177] I.T. Mwizerwa, X. Chen, B. Hu, I. Muhammed, Enhanced Landfill Leachate Treatment using Spiral Symmetry Stream Anaerobic Bioreactor and Sequential Batch Reactor, *Journal of Environmental Accounting and Management*, 9 (2021) 159-171.

[178] Z. Yang, S. Zhou, The biological treatment of landfill leachate using a simultaneous aerobic and anaerobic (SAA) bio-reactor system, *Chemosphere*, 72 (2008) 1751-1756.

[179] R.B. Galvão, A.A. da Silva Moretti, F. Fernandes, E.K. Kuroda, Post-treatment of stabilized landfill leachate by upflow gravel filtration and granular activated carbon adsorption, *Environmental Technology*, 42 (2021) 4179-4188.

[180] I. El Mrabet, M. Nawdali, S. Rafqah, H. Valdés, M. Benzina, H. Zaitan, Low-cost biomass for the treatment of landfill leachate from Fez City: application of a combined coagulation–adsorption process, *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 5 (2020).

[181] R. Ratnawati, S. Sugito, S.F.U. Khoiriyah, Treatment for Landfill Leachate Utilize Coagulation-Flocculation Combined with Biofilter, *Jurnal Teknologi Lingkungan*, 25 (2024) 094-101.

[182] J. Li, L. Zhao, L. Qin, X. Tian, A. Wang, Y. Zhou, L. Meng, Y. Chen, Removal of refractory organics in nanofiltration concentrates of municipal solid waste leachate treatment plants by combined Fenton oxidative-coagulation with photo–Fenton processes, *Chemosphere*, 146 (2016) 442-449.

[183] J. Tang, Y. Chen, X. Zhang, A. Zhang, Removal of refractory organic matter from membrane bioreactor-treated landfill leachate effluent by microwave activation of peracetic acid, *Journal of Water Process Engineering*, 59 (2024) 104948.

[184] Y. Smaoui, J. Bouzid, S. Sayadi, Combination of air stripping and biological processes for landfill leachate treatment, (2020).

[185] M.A. Zazouli, Z. Yousefi, E. Babanezhad, R.A. Mohammadpour, A. Ala, Landfill leachate treatment using a combined method of coagulation, flocculation, advanced oxidation, and extended aeration, *Environmental Health Engineering And Management Journal*, (2024) 0-0.

[186] A.A. Salim, Z.B. Mohammed, M.Y. Fattah, Treatment the leachate of a landfill using physical and biological processes, in: *AIP Conference Proceedings*, AIP Publishing, 2024.

[187] T.A. Kurniawan, W.-h. Lo, G.Y. Chan, Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, *Journal of hazardous materials*, 129 (2006) 80-100.

[188] H. Billard, Centres de stockage des déchets: Conception, *Techniques de l'ingénieur. Environnement*, 2 (2001) G2101. 2101-G2101. 2116.

***CHAPITRE II :***  
***MATERIELS***  
***ET***  
***METHODES***



## II. Matériels et Méthodes

Dans ce chapitre, nous décrivons le dispositif expérimental et la méthodologie adoptée pour chaque méthode de traitement, ainsi que les produits chimiques utilisés.

La caractérisation du lixiviat nous a permis de connaître les valeurs du pH, de la demande chimique en oxygène (DCO), de la demande biologique en oxygène (DBO<sub>5</sub>), ainsi que la concentration de certains ions (nitrates, nitrites, chlorures, ions ferreux, les métaux lourds...). Pour cela un certain nombre de méthode d'analyse ont été employées dont nous allons présenter le principe.

### II. 1. Prélèvement et Conservation

Les lixiviats s'écoulent par gravité à travers un tuyau en PEHD (Ø 32 mm) et sont collectés dans des flacons en polyéthylène tenus au frais pendant le transport et sont ensuite stockés au réfrigérateur à 4°C, de manière à limiter toute activité biologique [1]. Des analyses physico-chimiques globales ont été effectuées sur place à l'aide de kits d'analyse rapide, tels que : Température, pH, conductivité et l'oxygène dissous.

Les autres caractérisations ont été effectuées au sein des laboratoires de l'université de Mascara et au laboratoire de l'Office National de l'Assainissement (ONA).

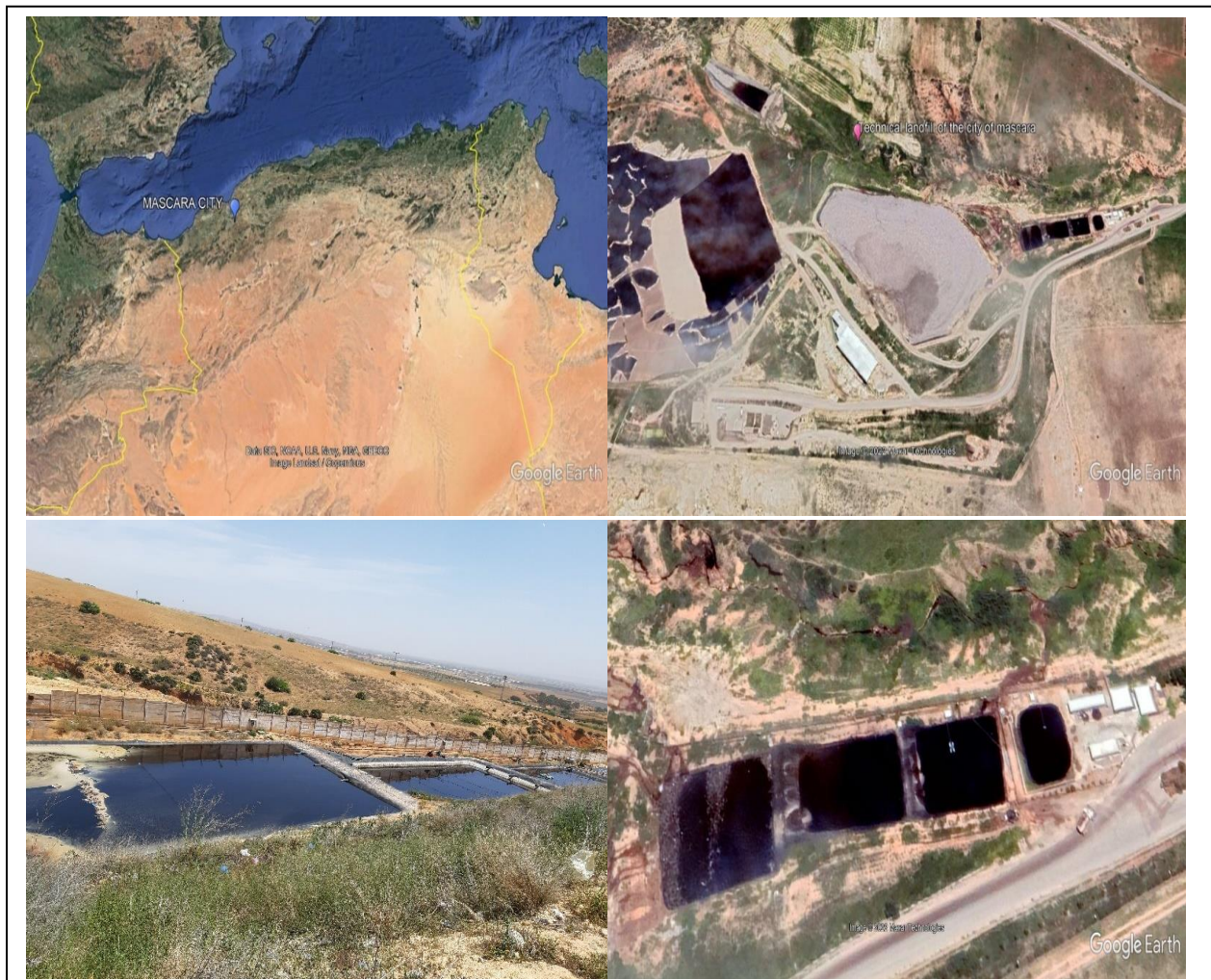


*Photo II.01 : Photos d'échantillonnage et de casier de stockage des lixiviats de la décharge de Mascara.*

### II. 1. 1. Origine des lixiviats et de boues activées

Pour les besoins de notre étude, nous avons effectué plusieurs prélèvements de lixiviats issus de CET de Mascara (El Keurt) situé à 10 km au sud-ouest chef-lieu de la ville de Mascara en Algérie (Fig. 1), il est inscrit dans un quadrilatère dont les coordonnées géographiques sont : X (259,50-260,33) et Y (232,00-332,87) durant des périodes ensoleillées, Ce qui minimise toute dilution par des eaux de pluie et tout phénomène de lessivage qui augmenterait les teneurs des éléments facilement mobilisables. Les échantillons de lixiviat ont été prélevés à une température ambiante variant entre 22 et 25 °C [1]. Les échantillons de lixiviat collecté a été stocké dans des bouteilles en verre opaques de 5 L.

Les boues activées ont été prélevées du bassin d'aération de la station d'épuration des eaux usées -Mascara (village Nowari Hamou), elles sont caractérisées par un MES=4.08 (g/l) et un MVS=54%.



*Photo II.02 : Carte de la ville de Mascara, image satellite de la décharge de Mascara et photos des bassins de stockage des lixiviats de la décharge.*

Il est nécessaire à prendre un kit multi paramètres de test pour faire des analyses physico-chimiques in situ : Température, pH, conductivité et l'oxygène dissous. Par ailleurs, les paramètres globaux sont réalisés dès la réception des lixiviats, au niveau du laboratoire de la faculté : Turbidité, MES, DCO, DBO<sub>5</sub>, ...

L'étude de la matière organique est quant à elle effectuée le plus rapidement possible de manière à limiter une éventuelle évolution des effluents. En effet, le lixiviat provient d'un milieu anaérobie mais n'est ni conservé ni traité dans ces conditions, il n'est donc pas exclu que de légères transformations de la matière organique se produisent durant la phase de transport ou de stockage [1].

## II. 1. 2. Matériels et méthodes de caractérisation physico-chimiques du lixiviat

Les lixiviats des centres d'enfouissement technique sont de compositions diverses, selon les saisons, la pluviométrie, la nature des déchets, de ce fait leurs caractéristiques biologiques et chimiques seront différentes. Les normes de rejet des eaux usées fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique, qui sont exprimés en mg/l ou en ppm [2].

### **Température**

La température est un facteur écologique important des milieux aqueux. Son élévation peut perturber fortement la vie aquatique (pollution thermique). Elle joue un rôle important dans la nitrification et la dénitrification biologique. La nitrification est optimale pour des températures variant de 28 à 32°C par contre, elle est fortement diminuée pour des températures de 12 à 15°C et elle s'arrête pour des températures inférieures à 5°C .

La mesure de la température a été effectuée par l'utilisation d'une sonde thermométrique Pocket pro (Hach) qui est trempée soigneusement dans la prise d'essai. La lecture est faite après stabilisation du thermomètre.

### **Potentiel d'Hydrogène (pH)**

Les organismes sont très sensibles aux variations du pH, et un développement correct de la faune et de la flore aquatique n'est possible que si sa valeur est comprise entre 6 et 9. 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.

La mesure du potentiel d'hydrogène (pH) se fait par la méthode NF T 90-008 [3], consiste à mesurer la différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence plongeant dans une même solution. Le pH-mètre sensION (Hach) est doté d'une électrode en platine.



*Photo II.03 : pH-mètre*

Le protocole est le suivant :

- Allumer le pH-mètre et rincer plusieurs fois l'électrode avec de l'eau distillée.
- Prendre environ 100 ml de lixiviat à analyser dans un bécher.
- Plonger ensuite l'électrode dans le bécher et agiter doucement.
- Laisser stabiliser un moment, puis noter la valeur finale du pH.

L'appareil donne la valeur du pH correspondant.

### **Matières en suspension (MES)**

Elles représentent, la fraction constituée par l'ensemble des particules, organiques (MVS) ou minérales (MMS), non dissoutes de la pollution,  $MES = 30\% MMS + 70\% MVS$  [5].

Elles constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel.

- Les matières volatiles en suspension (MVS)

Elles représentent la fraction organique de MES et sont obtenues par calcination de ces MES à 525°C pendant 2 heures. La différence de poids entre les MES à 105°C et les MES à 525°C donne la « perte au feu » et correspond à la teneur en MVS en (mg/l) d'une eau.

- Les matières minérales en suspension (MMS)

Elles représentent le résultat d'une évaporation totale de l'eau, c'est-à-dire son « extrait sec » constitué à la fois par les matières en suspension et les matières solubles telles que les chlorures, les phosphates, etc.

Les MES est mesurée selon la méthode (NFT 90-105). L'eau est filtrée et le poids de matières retenues par le filtre est déterminé par pesée différentielle, selon le mode opératoire suivant[4] :

- Mettre les membranes filtrantes dans une étuve à 105°C pendant 20 min.
- Laisser refroidir dans le dessiccateur.
- Ensuite les peser soit  $M_1$  : poids des membranes avant filtration.
- Placer les membranes dans la rampe à filtration et faire passer 200 ml d'eau à analyser à travers.
- Rendre les membranes à l'étuve (à 105°C) afin de les sécher pendant 20 min.
- Les laisser refroidir au dessiccateur puis les peser une 2<sup>ème</sup> fois.

Soit  $M_2$  = poids des membranes après filtration.

La teneur en matière en suspension est exprimée selon la relation suivante :

$$\text{MES (mg/l)} = (M_2 - M_1) 10^3 / V$$

On réalise deux essais pour le même échantillon :

Si l'écart entre les deux valeurs est supérieur à 5%, on réalise un troisième essai et on prend la moyenne des deux valeurs les plus proches. Si l'écart entre les deux valeurs est inférieur à 5%, on prend la moyenne des valeurs obtenues.



*Photo II.04 : Etuve*



*Photo II.05 : Filtration sous-vide*

### Turbidité

La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, elle est de loin le paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans lixiviat (débris organique, argile, Organismes microscopique). Cependant une turbidité forte peut permettre à des microorganismes de se fixer sur des particules en suspension. Elle est déterminée par la méthode néphélométrique. Elle se mesure sur le terrain à l'aide d'un turbidimètre..

#### ➤ Matériels

- 01 turbidimètre
- 01 bêcher de capacité 50 ml.
- Solution d'étalonnage : 1, 10, 100 et 1000 NTU.

#### ➤ Mode Opérateur

- Etalonner l'appareil à l'aide de la solution d'étalonnage.
- Remplir une cuvette de mesure propre avec l'échantillon, bien homogénéiser et effectuer rapidement la mesure après avoir bien essuyé les parois et le fond de la cuve[5].

La lecture est donnée par le turbidimètre.



*Photo II.06 : Turbidimètre*

### Conductivité électrique (CE)

La conductivité est la propriété que possède une eau à favoriser le passage d'un courant électrique. Elle fournit une indication précise sur la teneur en sels dissous (salinité de l'eau). La conductivité s'exprime en "micro Siemens par centimètre" et elle est l'inverse de la résistivité qui s'exprime en "ohm par centimètre". Elle permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau.

La détermination se fait selon NF EN 27888 /Norme ISO 7888 [6]directement à l'aide d'un conductimètre HACH HQ430d. Nous avons procédé comme suit :

- Allumer le conductimètre et rincer plusieurs fois la sonde du conductimètre avec de l'eau distillée.
- Prendre une quantité suffisante d'eau à analyser dans un bécher.
- Mettre l'électrode dans le bécher, laisser stabiliser puis noter la valeur de la conductivité.



*Photo II.07 : Conductimètre*

### Concentration en oxygène dissous

L'oxygène dissous est un facteur écologique essentiel car sa présence (milieu aérobie) permet la respiration des êtres vivants aquatiques. Il consiste à mesurer la quantité d'oxygène dissous présente dans l'échantillon d'eau à analyser selon la méthode EN 25813 / EN 25814.

Le protocole est le suivant.

- Ouvrir le flacon contenant l'eau à analyser en prenant soin de ne pas l'agiter afin d'éviter une éventuelle aération de l'échantillon.
- Mettre la sonde de l'oxymètre HQ 430d dans le flacon.
- Appuyer sur Mesure et attendre le bip sonore indiquant la fin de la mesure.
- Lire le résultat sur l'écran de l'oxymètre.

Les résultats sont exprimés en mg d'oxygène par litre (mg/l).

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

La demande biochimique en oxygène (DBO) est une expression pour indiquer la quantité d'oxygène qui est utilisée pour la destruction de matières organiques décomposables par des processus biochimiques.

Ce paramètre est exprimé en milligramme d'oxygène nécessaire pendant cinq jours (DBO<sub>5</sub>) pour dégrader la matière organique contenue dans un litre d'eau.

Nous opterons pour l'utilisation d'un système de mesure OxiTop pour la raison que ce système est plus pratique, rapide et donne des résultats représentatifs.

- Instruments et produits nécessaires
  - Système de mesure OxiTop.
  - Système d'agitation à induction.
  - Armoire thermostatique à (T = 20 °C),
  - Flacons bruns et fiole jaugée.
  - Godets en caoutchouc.
  - Extracteurs magnétiques et barreaux aimantés.



- Pastilles de soude (NaOH).
- Sélection du volume d'échantillon
- Estimer la valeur de la DBO<sub>5</sub> à 80% de la valeur de la DCO.
- Déterminer la plage de mesure correspondante dans le tableau.

**Tableau II.01 : La plage de mesure DBO<sub>5</sub>[6].**

Volume d'échantillon (ml)	Portée de mesure (mg/l)	Facteur
432	0-40	1
365	0-80	2
250	0-200	5
164	0-400	10
97	0-800	20
43.5	0-2000	50
22.7	0-4000	100

- Mode opératoire
- Introduire le volume V correspondant à la gamme d'estimation de la DBO<sub>5</sub> par rapport à la DCO du même échantillon dans un flacon brun en verre contenant un barreau magnétique
- Placer un godet en caoutchouc contenant deux pastilles de soude (NaOH) servant à absorber le CO<sub>2</sub> produit lors de la consommation de l'oxygène (les pastilles ne doivent jamais être en contact avec l'échantillon)
- Visser l'OxiTop directement sur le flacon
- Lancer la mesure en appuyant sur S et M simultanément (deux secondes) jusqu'à ce que l'afficheur indique 00
- Maintenir, dans une armoire thermostatique, le flacon de mesure avec l'OxiTop à 20 °C pendant 5 jours. Après que la température de mesure soit atteinte (au maximum après 1 heure), l'OxiTop lance automatiquement la mesure de la consommation de l'oxygène

- L'échantillon est agité en continu pendant 5 jours. L'OxiTop mémorise automatiquement une valeur toutes les 24 heures sur 5 jours. Pour connaître la valeur courante, il faut appuyer sur la touche M[7].
- Expression des résultats

La  $DBO_5$  s'exprime en  $mg\ O_2/L$  et s'obtient par la multiplication de la valeur affichée par l'OxiTop après 5 jours d'incubation à  $20^\circ C$  par le facteur correspondant au volume échantillonné qui est donné par la gamme d'estimation dans le tableau [6].

### Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO permet d'apprécier la concentration en matières organique ou minérale, dissoute ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale. Ainsi, par la mesure de la DCO, on pourra évaluer la charge polluante d'une eau usée en matières organiques avant et après un traitement physique, chimique ou biologique[8].

#### ➤ Principe

La détermination de la DCO se fait essentiellement par oxydation avec le dichromate de potassium «  $K_2Cr_2O_7$  » en milieu acide dans une solution portée à ébullition à reflux pendant 2 heures en présence d'ions  $Ag^{7+}$  comme catalyseurs d'oxydation et d'ions Hg permettant de complexer les ions chlorures[9].

L'oxygène consommé en  $mg/L$  est calculé après détermination de l'excès de dichromate de potassium par titration avec du sulfate de fer ferreux et d'ammonium (sel de Mohr).

L'oxygène consommé en  $mg/L$  est calculé après détermination de l'excès de dichromate de potassium par titration avec du sulfate de fer ferreux et d'ammonium (sel de Mohr).

#### ➤ Matériel nécessaire

- Un réacteur pour le chauffage à  $105^\circ C$  ECO6,
- les équipements nécessaires sont les suivantes

- Pipette graduée double trait,
- Matras à goulot large,
- Ballons gradués,
- Burette,
- Cylindres gradués.

➤ Réactifs

- Solution de dichromate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$ ) à 0,04 mol/L et contenant du sulfate de mercure (II),
- Solution d'acide sulfurique,
- Solution sulfate d'argent,
- Solution sulfate de fer ferreux et d'ammonium (sel de Mohr)  $[(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O]$  à 0,12 mol/L,
- Solution indicateur Féroïen.

➤ Préparation des solutions

Solution de dichromate de potassium ( $K_2Cr_2O_7$ ) à 0,040 mol/l contenant du sulfate de mercure (II) :

- Dissoudre 80 g de sulfate de mercure dans 800 ml d'eau déminéralisée,
- Ajouter avec précaution 100 ml d'acide sulfurique ( $H_2SO_2$ ) concentré ( $n = 1,84$ ),
- Laisser refroidir et ajouter 11,767 g de dichromate de potassium préalablement séché à 105 °C pendant 2 h.
- Transvaser dans une fiole jaugée d'un litre et compléter au volume avec de l'eau distillée.

➤ Solution d'acide sulfurique et sulfate d'argent :

- Ajouter 10 g de sulfate d'argent ( $Ag_2SO_4$ ) à 40 ml d'eau distillée
- Mélanger avec 960 ml d'acide sulfurique ( $H_2SO_2$ ) concentré ( $n = 1,84$ )
- Agiter et laisser refroidir.
- Laisser reposer 1 à 2 jours.

➤ Solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium (sel de Mohr)  $[(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O]$  0,12 mol/l :

- Dissoudre 47 g de sulfate de fer (II) et d'ammonium dans de l'eau déminéralisée (24.4g de d'ammonium 13.9 g de sulfate de fer).
- Ajouter 20 ml d'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>2</sub>) concentré ( $\bar{n} = 1,84$ ),
- Laisser refroidir et diluer à 1000 ml.

➤ Solution d'indicateur coloré (Ferroïne)

- Dissoudre 0,7 g de sulfate de fer (II) dans de l'eau distillée.
- Ajouter 1,50 g de phénanthroline-1,10 monohydraté.
- Diluer à 100 ml.

➤ Mode d'opérateur

✓ Digestion de l'échantillon

- Transvaser 10 ml de l'échantillon pour l'analyse (diluer si nécessaire) dans le tube de l'appareil, ajouter 5 ml de solution de dichromate de potassium
- Ajouter avec précaution 15 ml d'acide sulfurique et sulfate d'argent et raccorder immédiatement le tube au réfrigérant.
- Répéter les deux étapes précédentes pour tous les échantillons à analyser mais aussi pour deux échantillons à blanc (10 ml d'eau distillée).
- Amener le mélange réactionnel à l'ébullition pendant 120 minutes à 150°C.
- Rincer les réfrigérants à l'eau distillée et refroidir les tubes.

✓ Titrage de l'échantillon

- Transvaser le contenu de chaque éprouvette en matras à goulot large, rincer avec l'eau distillé 3 ou 4 fois.
- Ajouter 5 ou 6 gouttes de l'indicateur coloré Féroïen.
- Après le refroidissement titrer avec une solution de sulfate de fer ferreux et ammonium jusqu'au moment où la couleur de la solution change de vert bleu à orangé.

➤ Expression des résultats

La DCO exprimé en mg d'O<sub>2</sub>/L est donnée par la formule suivante [10]:

$$DCO = 8000 * C_{Fe} * (V_T - V_E) / E$$

Avec :

- $C_{Fe}$  : Concentration de la solution de sel Mohr déterminée par étalonnage, soit dans le cas présent 0,12 mol/L.
- $E$  : Volume de la prise d'essai en ml.
- $V_T$  : Volume en ml de la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium titré pour l'essai à blanc.
- $V_E$  : Volume en ml de la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium titré pour l'échantillon.
- 8000 : Masse molaire en mg/L de  $1/2 O_2$ [10].



*Photo II.08 : Réacteur DCO*



*Photo II.09 : UV-Visible*

### Dosage des métaux lourds

Les niveaux de Cd, de Cu et de Pb sont déterminés par ICP-MS (inductively Coupled Plasma- Mass Spectrometry). Cette technique permet une analyse multi-éléments rapide et précise d'échantillons en solution. Elle possède des limites de détection très basses, varient selon les éléments et les matrices.

### Principe de fonctionnement de l'ICP-MS

L'analyse des échantillons par ICP-MS est divisée en quatre étapes :

- Introduction-nébulisation
- Ionisation
- Séparation en masse et charge
- Détection.

Une pompe périlstatique permet l'introduction de l'échantillon dans une chambre de vaporisation où le nébuliseur le transforme en un aérosol liquide composé de microgouttelettes de quelques  $\mu\text{m}$  à l'aide d'argon[11].

L'aérosol ainsi formé est envoyé dans une torche à plasma d'argon ( $15 \text{ l}\cdot\text{min}^{-1}$ ) à très haute température (entre  $6000$  et  $10.000 \text{ }^\circ\text{C}$ ), suffisante pour vaporiser, dissocier, atomiser et ioniser complètement la plupart des éléments. La partie détection s'effectue grâce à un multiplicateur d'électron à dynodes discrètes. Les ions aspirés dans les ouvertures de deux cônes en Nickel pur, sont focalisés par un système de lentilles électrostatiques vers le quadripôle. Le spectromètre de masse quadripolaire les sépare sous l'influence de 4 barreaux soumis à des variations de potentiels selon leur rapport masse/charge [12].

Un analyseur multicanaux enregistre les signaux électriques produits. Le signal se traduit en nombre de coups (nombre d'impulsions), une interface informatique assure le transfert des données afin qu'elles soient traitées. Les nombres de coups sont convertis en concentrations grâce à l'utilisation de deux types de calibrations : externe (solutions étalons) et interne. Les étalons internes utilisés pour corriger la dérive instrumentale sont le bismuth et l'indium [12].

### ➤ Indices biologiques

#### ✚ Volume Décanté pendant 30 min ( $V_{D30}$ )

Le  $V_{D30}$  est mesuré à l'aide d'un cône d'Imhoff, cette valeur exprime le volume de boue activée décantée pendant 30 min sous l'unique effet de la gravité.

Ce test permet d'évaluer la qualité de la boue (sa concentration, son état de minéralisation ou son aspect filamenteux etc.). Une boue activée de bonne qualité à un  $V_{D30}$  inférieur ou égal à  $250 \text{ ml/l}$ . Si la valeur de  $V_{D30}$  est inférieure à  $50 \text{ ml/l}$ , on peut conclure que l'aspect de la boue est granuleux, induisant la formation des dépôts. Si cet indice est supérieur à  $250 \text{ ml/l}$ , on assiste au développement des boues filamenteuses.

### ➤ Matériel utilisé

- Cônes Imhoff.
- Flacon de prélèvement de l'échantillon.

➤ Mode opératoire

- Prélever les échantillons » dans des flacons d'un litre.
- On verse l'échantillon dans les cônes de mesures Imhoff.
- On laisse la boue décantée pendant 30 min.
- Après 30 minutes on lit la valeur du volume de boue décanté.

 **L'indice de Mohlman**

L'indice de Mohlman nous permet de contrôler la qualité de boue activée maintenue dans les bassins d'aérations ainsi que la qualité de décantabilité au niveau du clarificateur. Cet indice est exprimé en mg/l et calculé à partir de  $VD_{30}$  et MES des bassins selon la relation suivante [13] :

$$IM = VD_{30} / MES \text{ (ml/g)}$$

Avec :

- $VD_{30}$  : volume de boue décanté pendant 30 minutes.
- MES : Matière en suspension du bassin.

Selon la valeur de l'Indice de Mohlman on peut distinguer trois catégories de décantabilité :

- ✓ Si :  $IM < 50 \text{ ml.g}^{-1}$  : Mauvaise décantation.
- ✓ Si :  $50 < IM < 150 \text{ ml.g}^{-1}$  : Bonne décantation.
- ✓ Si :  $IM > 150 \text{ ml.g}^{-1}$  : Phénomène de building (Foisonnement des bactéries filamenteuses) [14].

### II. 3. Méthodes de traitement des lixiviats

 **A / Traitement biologique « SBR »**

Traitement aérobie à culture libre (boue activée prévenant de la STEP du d'El-Kouayer Mascara) Le traitement par voie biologique des eaux résiduaires ainsi que les lixiviats de la

décharge permettent de réaliser l'élimination de composés organiques biodégradables et de l'azote ammoniacal (l'azote nitrique) et même du phosphore.

Le traitement s'effectue dans un Réacteur Biologique séquentiel (SBR) ou l'on met en contact des microorganismes épurateurs et l'eau à épurer après une période de cultivation et adaptation des microorganismes.

### **Dispositif expérimentale**

#### ➤ **Configuration et fonctionnement du SBR**

Le bioréacteur à l'échelle du laboratoire a été une cylindre fabriqué en verre avec un volume total de 15 L et un volume utile de 13 L relié à une pompe avec filtre (VENUSAQUA-7002F) d'alimentation en lixiviat, une pompe (XILONG-XL780) pour l'élimination des boues en excès, un compresseur d'air d'aquarium (RS-348A) pour fournir l'oxygène nécessaire à l'aération de la biomasse par un diffuseur à fines bulles installé au fond du SBR, à la sortie du SBR pour la décantation du liqueur mixte a été prévue à 4,5 cm du fond du réacteur, afin d'éviter la perte de biomasse.

Trois sondes sont immergées dans le réacteur pour mesurer en continu la conductivité, le pH et la teneur en oxygène dissous. Ces sondes étant adaptées par un kit moniteur Bluno (Arduino + Bluetooth) connecté à l'ordinateur portable ou au smartphone (application Arduino basic kit) pour une consultation à distance. Les expériences ont été réalisées à température ambiante et sans modification du pH.



Le bioréacteur (SBR) est équipé d'un agitateur à palettes permettant l'homogénéisation de la liqueur mixte pendant l'aération jusqu'à 60 rpm, évitant ainsi les dépôts sur les parois du réacteur sans provoquer de cisaillement qui endommagerait les micro-organismes et réduirait leur efficacité.



*Photo II.10. Dispositif expérimentale du SBR avec moniteur Arduino*

### ➤ **Cultivation des microorganismes pour le démarrage du SBR**

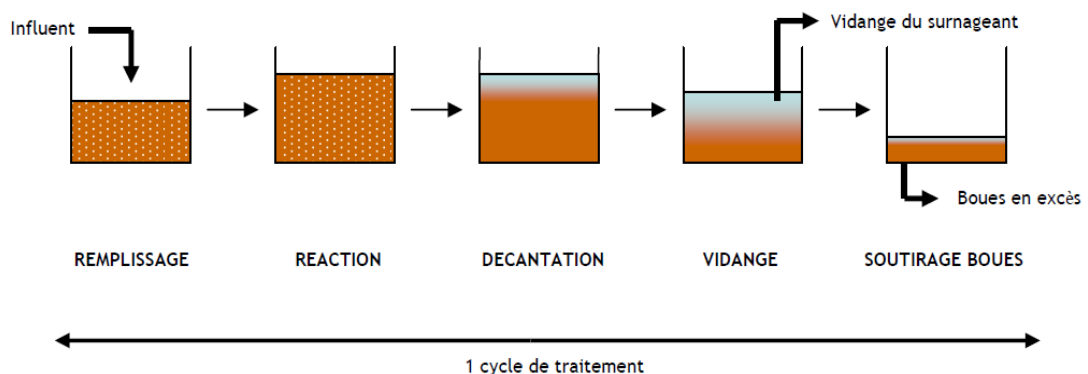
Afin de maintenir ces microorganismes vivants et une culture dense et de permettre de s'adapter aux nouvelles conditions de fonctionnement. Nous avons procédé un mélange contient boue activée et lixiviats à traiter d'une dilution de  $(V_{BA}/V_T) = 40 \%$ , sous agitation (50 rpm) et aération permanente.

Après deux jours le surnageant a été récupéré après 4.5 h de sédimentation puis en remplis par l'eaux usée provient de la STEP, l'ensemble du processus a été considéré comme un cycle qui a été répété plusieurs fois pour la cultivation des microorganismes aux lixiviats après 4 cycles une fois que le MLSS est resté stable avec des concentrations de boues de MLSS = 5,2 g/L. Le SBR a été démarré (en ajoutant du solution glucosée (5 g/l), L'urée comme source d'azote et  $K_2HPO_4$  comme source de phosphore).



*Photo II.11. Adaptation de la boue activée*

Les lixiviats ont été introduites dans le réservoir d'alimentation, puis 8 L ont été pompés dans le bassin d'aération et inoculés avec 5L des boues activées pré-adaptée aux lixiviats. Le SBR été opéré à température ambiante et sans ajustement du pH (7,7-8,7). Le système fonctionné de manière cyclique : chaque cycle journalier était divisé en 15 min de phase de remplissage, 20 h de phase de réaction (était divisée en une phase aérobie (nitrification) de 15 heures et une phase anoxique (dénitrification) de 5 heures), 3.5 h de phase de décantation) le réacteur est mis au repos pour favoriser la séparation de la boue et de l'effluent traité et 15 min de phase de soutirage, Le SBR a fonctionné avec des temps de rétention hydraulique (HRT) de 5 jours et des temps de rétention des boues (SRT) variables de 5, 10 et 15 jours.



*Figure II.01 : Etapes d'un cycle de traitement en procédé biologique [15].*

Pendant les phases de remplissage et de réaction, le mélange mécanique a été assuré par agitation pour maintenir l'homogénéisation. Pendant la période d'aération, l'OD a été contrôlée (2 jusqu'à 4 mgO<sub>2</sub>/l), Pendant la phase anoxique, l'aération a été arrêtée dans le SBR afin d'obtenir des conditions favorables à la dénitrification. À la fin de cette période l'agitateur a été arrêté et la boue a été laissée à décantée afin d'obtenir des conditions favorables à la nitrification et dénitrification et pour une meilleure efficacité de traitement.

Pour le contrôler, un volume de boue est purgé quotidiennement selon la formule suivante :

$$IM = VD_{30} / MLSS \text{ (l'indice volume de boue ou de Mohlman (IM)) [16, 17].}$$

VD<sub>30</sub>: Volume des boues décantées après 30 minutes par litre de liqueur mixte.

MLSS : Concentration des matières en suspension dans le bassin d'aération.

Après un mois de traitement biologique complet, le surnageant (lixiviat traité) a été pompée et soumis à un deuxième traitement combiné.

### B. Traitement chimique « coagulation- floculation »

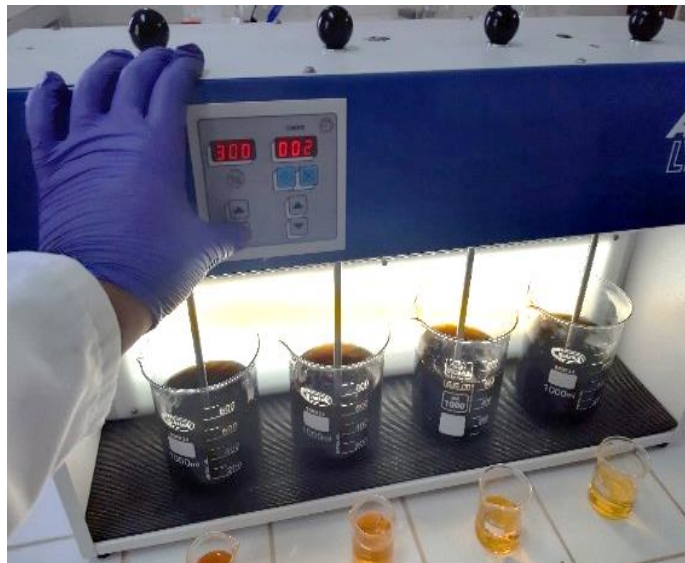
La coagulation de lixiviats de décharge prétraités à l'aide de sulfate d'alumine Al<sub>2</sub> (SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> et de chlorure ferrique FeCl<sub>3</sub> a été réalisée dans des béchers de 1 L avec 500 ml de lixiviats de décharge dans un appareil de jar test en pot (floculateur FP4, aqualytic) à température ambiante. Les expériences ont été menées en mode batch pour étudier l'influence de la valeur du pH et du dosage du coagulant sur la coagulation qui maximise l'élimination de la turbidité, de la DCO et de minimise la masse de boue du lixiviat.

Initialement, les expériences ont été menées en faisant varier le pH dans la plage de 4,5-7,5 tout en maintenant la concentration de coagulant à 12 g/l avec de l'alun et du chlorure ferrique. Après l'optimisation du pH, le dosage du coagulant a été optimisé en faisant varier les doses de Al<sub>2</sub> (SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub> et FeCl<sub>3</sub> à 4, 8, 12, 16 ,20 et 24 g/L [18].

Le mélange a été agité pendant une période de 10 min à 200 rpm, puis à 50 rpm pendant 30 min. Après cela, la boue a été laissée à décanter pendant 60 min afin d'atteindre un volume stable selon les travaux de Z. Chaouki *et al* [18-21]. Après la coagulation, l'effluent clarifié a

été traité avec de la chaux pour la floculation, en utilisant des dosages variant de 0,06 à 0,75 g/L. Cette étape était essentielle pour maximiser l'efficacité du traitement. Cette étape était essentielle pour maximiser l'efficacité du traitement, l'efficacité d'élimination du processus étant ensuite calculée à l'aide d'une formule spécifique pour quantifier son efficacité.

Par la suite, le surnageant et la boue ont été collectés pour les mesures physico-chimiques. Les valeurs de pH des échantillons de lixiviat ont été ajustées par l'ajout de solutions de HCl et/ou de NaOH.



*Photo II.12 : Jar Test*

Le pH optimal et la concentration de coagulant et floculant ont été déterminés sur la base de la turbidité, de la DCO, de la masse de boue produite et de l'aspect visuel du surnageant.

L'efficacité d'élimination % a été calculée en utilisant l'équation (1).

$$\text{Rendement de l'élimination \%} = ((C_i - C_f) * 100) / C_i \quad (1)$$

Où :  $C_i$  et  $C_f$  sont respectivement la concentration initiale et la concentration finale du paramètre étudié

La coagulation –floculation permet une agglomération d'une masse importante qu'elle va par la suite flottée à la surface du surnageant ou décanter au fond du bécher. Il est nécessaire d'appliquer un procédé physique pour les enlever. Dans notre travail on a réalisé la technique de la filtration plus précisément filtration sur sable.

### C. Traitement Physique « Filtration sur sable »

C'est un procédé physique disposé généralement après la décantation ou la flottation.

Le filtre à sable était l'étape finale du traitement dans notre travail. Après la coagulation-floculation, de nombreuses particules en suspension restaient dans nos effluents. Il agit comme un piège pour retenir ces particules [18].

Cette technique permet de retenir les particules invisibles et les matières en suspension qui n'ont pas été piégées lors des étapes précédentes ou qui ont été formées lors de la coagulation-floculation. Elle est réalisée sur matériaux classiques (sable) ou sur membranes.

La filtration à sable s'effectue le plus souvent sur une couche de sable (lit de sable) qui retient les particules et laisse passer l'eau filtrée. Et sera d'autant plus efficace que les grains seront fins

L'usage d'une couche de sable très fin, permet un écoulement plus lent pour favoriser le développement d'un biofilm (voile d'algues ou de bactéries) à la surface du sable. L'activité épuratrice de ce bio film permet la dégradation de la matière organique. Autrement dire le filtre peut jouer un double rôle suivant les conditions d'exploitation : d'une part, il retient les matières en suspension par filtration et d'autre part, il constitue un support bactérien permettant un traitement biologique, c'est à dire une consommation des matières organiques et de l'ammoniac, ou du fer et du manganèse, par les bactéries qui sont développées sur le sable.

Notre lit filtrant est constitué d'un seul matériau (le sable), provenant d'une station de production d'eau potable de la ville de Mascara (Algérie). Il est principalement composé de silice.

Le dispositif de filtration consiste en un récipient cylindrique de 10 cm de diamètre et de 25 cm de hauteur, contenant une couche de sable de 8cm. Lixiviat traverse le filtre avec un très faible débit (5 ml/min).

Le filtre à sable nécessite un nettoyage périodique afin d'éliminer les matières retenues entre les grains qui ralentissent le passage de l'eau. La filtration sur lit de sable, efficace, simple et peu coûteuse.



*Photo II.13 : Pilote de traitement hybride (biologique + chimique)*



1. Bassin d'alimentation (lixiviats brute).
2. SBR.
3. Bassin de coagulation-floculation.
4. Filtre a sable.
5. Bassin d'accumulation lixiviats traitée.
6. Boue activée.
7. Kit moniteur Bluno.
8. Sondes (CE, pH, OD).
9. Afficheur.
10. PC.
11. Pompe d'alimentation.
12. Pompe d'extraction.
13. Compresseur d'air d'aquarium.
14. Agitateur du SBR.
15. Agitateur du coagulation-floculation.
16. Bouteille nutritive.
17. Élévateur.
18. Filtre.
19. Support.
20. Robinier.

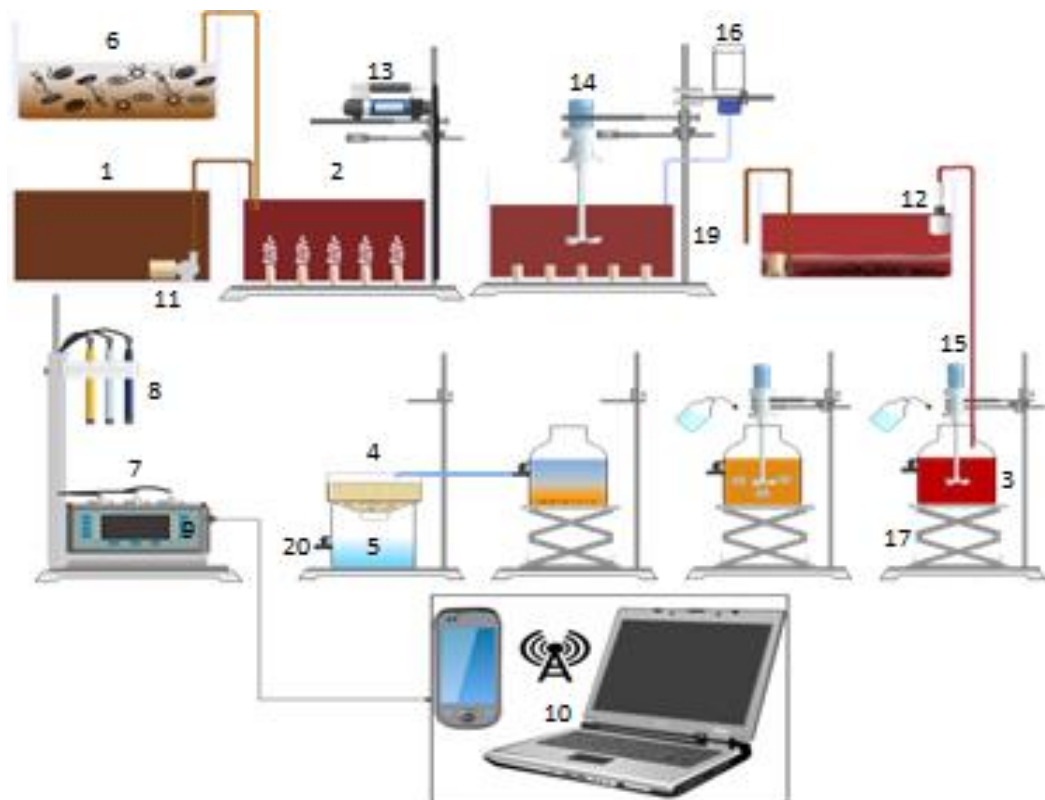


Figure II.02 : Pilote hybride SBR + coagulation floculation +filtration

**Références Bibliographiques :**

- [1] L. Ridha, TRAITEMENT DU LIXIVIAT DE LA DECHARGE, in, 2008- 2009.
- [2] M.L.N.M.M. Hassina, Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet, in, Tizi-Ouzou, 2013.
- [3] T. NF, 90-008 2001. Water Quality—Determination of pH; AFNOR: Paris, France, 2001, Google Scholar.
- [4] T. NF, T 90-105-2 (1997) Qualité de l'eau-Dosage des matières en suspension, Méthode par centrifugation.
- [5] N. ISO, 7027 (2000) Qualité de l'eau-détermination de la turbidité, AFNOR, Paris, France.
- [6] L. Baba, K. Djelouahi, Etude comparative de la détermination de la demande chimique en oxygène par différentes méthodes, in, UMMTO, 2017.
- [7] F. Berné, Traitement des eaux, Editions OPHRYS, 1991.
- [8] N. AFNOR, Qualité de l'eau. Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO), in, NF, 2001.
- [9] M. Aman, C. Lacina, C. Hogban, O. Jean-Marie, Détermination de la demande chimique en oxygène: méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium, in, Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec, Québec, 2016, pp. 1-12.
- [10] T. NF, T 90-101, 1988, Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO). In: AFNOR. Qualité de l'eau, recueil des normes française, 2 472-478.
- [11] N. Alsac, Dosage des métaux lourds (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et Hg) dans les sols par ICP-MS, in: Annales de Toxicologie Analytique, EDP Sciences, 2007, pp. 37-41.
- [12] T. Mouna, Etude physico-chimique et microbiologique des eaux usées et évaluation du traitement d'épuration, in, Guelma, 2014.
- [13] S. Mohammed, Traitement des eaux usées dans la ville de Mostaganem, état actuel et perspectives.
- [14] C. Bassompierre, Procédé à boues activées pour le traitement d'effluents papetiers: de la conception d'un pilote à la validation de modèles, in, Institut National Polytechnique de Grenoble-INPG, 2007.
- [15] B.B. Fatma, Elaboration d'une chaîne de traitement des lixiviats de décharge (Application : CET-Mascara), in, Université de Mascara , Département génie des procédés 2020.



- [16] A. Zalaghi, F. Lamchouri, M. Merzouki, H. Toufik, Traitement par le procédé SBR (Sequencing Batch Reactor) des lixiviats de la décharge publique non contrôlée de la ville de Taza (Maroc), *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 23 (2018) 299-309.
- [17] E.W. Rice, L. Bridgewater, A.P.H. Association, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, American public health association Washington, DC, 2012.
- [18] A.C. Gheidene, A. Zehhaf, S. Messekine, F.Z. Soufal, T. Laoui, Advanced leachate treatment at Mascara landfill (Algeria): A hybrid pilot approach with activated sludge and ferric chloride, *Desalination and Water Treatment*, 319 (2024) 100544.
- [19] Z. Chaouki, I. El Mrabet, F. Khalil, M. Ijjaali, S. Rafqah, S. Anouar, M. Nawdali, H. Valdés, H. Zaitan, Use of coagulation-flocculation process for the treatment of the landfill leachates of Casablanca city (Morocco), *J. Mater. Environ. Sci*, 8 (2017) 2781-2791.
- [20] Z. Chaouki, M. Hadri, M. Nawdali, M. Benzina, H. Zaitan, Treatment of a landfill leachate from Casablanca city by a coagulation-flocculation and adsorption process using a palm bark powder (PBP), *Scientific African*, 12 (2021).
- [21] Z. Chaouki, M. Hadri, M. Nawdali, M. Benzina, H. Zaitan, Treatment of a landfill leachate from Casablanca city by a coagulation-flocculation and adsorption process using a palm bark powder (PBP), *Scientific African*, 12 (2021) e00721.

***CHAPITRE III :***  
***PRESENTATION***

***DU***

***CET***

### III. Présentation du CET d'El Keurt (Mascara)

Le centre d'enfouissement technique El keurt est réalisé dans le cadre de programme de coopération technique Algéro-Belge ce situé de 10 Km sud-ouest chef-lieu de la wilaya de Mascara occupe d'une superficie de 46 hectares ,c'est un CET de classe deux qui reçoit des déchets ménagers et assimilées depuis janvier 2016 de 24 communes après le transferts de 4 communes le mois d'octobre 2016 vers la décharges contrôlés D'Oued Al Abtal [1].

Le CET El keurt est géré par l'établissement publique de gestion des centres d'enfouissement technique de la wilaya de Mascara vue l'arrêté N°702 Du 11 Février 2016 par la wilaya de Mascara[1, 2].

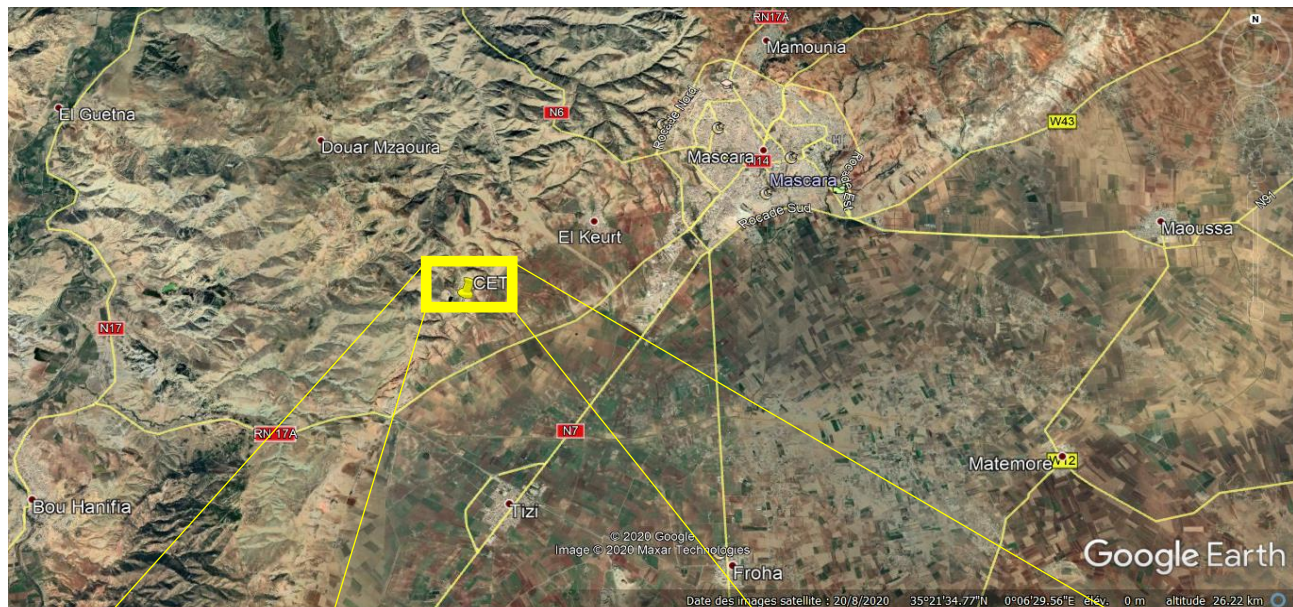


*Photo III.1 : Centre d'Enfouissement Technique C.E.T d'El Keurt de Mascara[1]*

#### III. 1. Situation géographique

Le projet du CET de Mascara est situé dans la commune d'El Keurt, à environ à 400 mètres au Nord /Nord-Ouest du Marabout de Sidi Ben Abou. Il est inscrit dans un quadrilatère dont les coordonnées géographiques sont : X (259.50-260.33) et Y (232.00-332.87) [3].

Ce site retenu pour recevoir le projet du CET de la commune de Mascara est localisé à environ 9 Km au Sud-Ouest de l’agglomération de Mascara, à environ 4 Km de commune d’El Keurt ,à 6 Km à l’Ouest de Khaldia ,à 7 Km au Nord de Tizi et à 12 Km au Nord de Froha.



**Figure III.1,2 : Position géographique du CET El Keurt (Mascara) – Algérie[4].**

### III.2 Management de projet

Le projet de gestion des déchets à Mascara couvre une surface de 46 hectares et est situé sur le site d'Ouelad Bendaha El Keurt à Mascara. Ce projet concerne une population de 427 179 habitants et dessert 25 communes. Le maître d'ouvrage est le wali de la wilaya de Mascara, représenté par la direction de l'environnement. Le financement du projet provient de la coopération technique Algéro-Belge[5].

Les entreprises responsables de la réalisation du projet sont AMENHYD-Algérie. Le projet comprend plusieurs casiers de stockage des déchets :

- Casier N°1 a une capacité de 450 000 m<sup>3</sup> et est déjà réalisé et exploité.
- Casier N°2 a une capacité de 1 250 000 m<sup>3</sup> et est également réalisé.
- Casier N°3 a une capacité de 764 000 m<sup>3</sup>.
- Casier N°4 a une capacité de 1 670 000 m<sup>3</sup>.

La gestion et l'exploitation du site sont assurées par l'EPIC CET de Mascara. Pour ce faire, le projet est équipé de divers matériels, dont deux bulldozers, une pelle chargeuse, un rétro chargeur, deux camions de 15 à 17 tonnes, deux camions plateau de 2,5 tonnes et un camion à benne de 2,5 tonnes[6].

#### Choix du site

Le choix de l'emplacement pour un Centre d'Enfouissement Technique (CET) doit être minutieusement réfléchi en tenant compte de plusieurs facteurs cruciaux :

- ✓ La proximité et l'accessibilité pour le transport des déchets vers le CET, ainsi que les moyens d'accès disponibles.
- ✓ Les risques associés à la nature des terrains et à la géomorphologie locale, tels que les risques érosifs et la liquéfaction des sols en cas de tremblements de terre.
- ✓ Les contraintes potentielles sur le terrain existant en raison de l'apport de surcharge par les déchets, dépendant du type de CET envisagé.
- ✓ Les risques de contamination des eaux de ruissellement et des eaux souterraines, particulièrement en cas de fuites à travers la géomembrane et en raison de l'étanchéité passive comme les argiles.

Il est essentiel de prendre en compte ces éléments lors de la sélection d'un site pour assurer une gestion efficace et sécurisée des déchets, minimisant ainsi les impacts environnementaux et les risques pour la santé publique.

### Géomorphologie géologie et hydrogéologique régionale et locale

Pour assurer une protection efficace des sols en cas de fuites dans les étanchéités d'un Centre d'Enfouissement Technique (CET) :

Les sols rocheux sont généralement propices à une percolation rapide en cas de fuites d'étanchéité, ce qui peut entraîner une pollution rapide des nappes souterraines.

La géomorphologie joue un rôle crucial dans l'optimisation de la localisation et de l'exploitation d'un CET. Pour les CET de type contrôlé, protégés par des étanchéités passives comme les argiles, les sites présentant des pentes douces et principalement constitués d'argiles ou de limons sont généralement les plus adaptés. Ces conditions permettent de minimiser les risques de fuites et de préserver l'intégrité des barrières d'étanchéité.

En revanche, les sols instables comme les tourbes doivent être évités. Leur capacité à se déformer peut créer des contraintes inacceptables sur les étanchéités et perturber les systèmes de drainage, compromettant ainsi la sécurité et l'efficacité du CET.

Le choix judicieux du site en fonction de ces critères est crucial pour assurer une gestion durable des déchets tout en préservant la qualité des sols et des ressources en eau souterraine environnantes.

### **III.3 Structure de sécurité (surveillance et intervention)**

Fonctionne en système de rotation, et composée de trois équipes de 03 agents dont un chef de groupe qui travaille en nuit et de 03 agents qui travaillent en jours[1].

### **III.4 Synthèse des différents facteurs influençant la gestion d'un CET**

Les différents facteurs influençant la gestion d'un CET de Classe deux (Organique) sont :

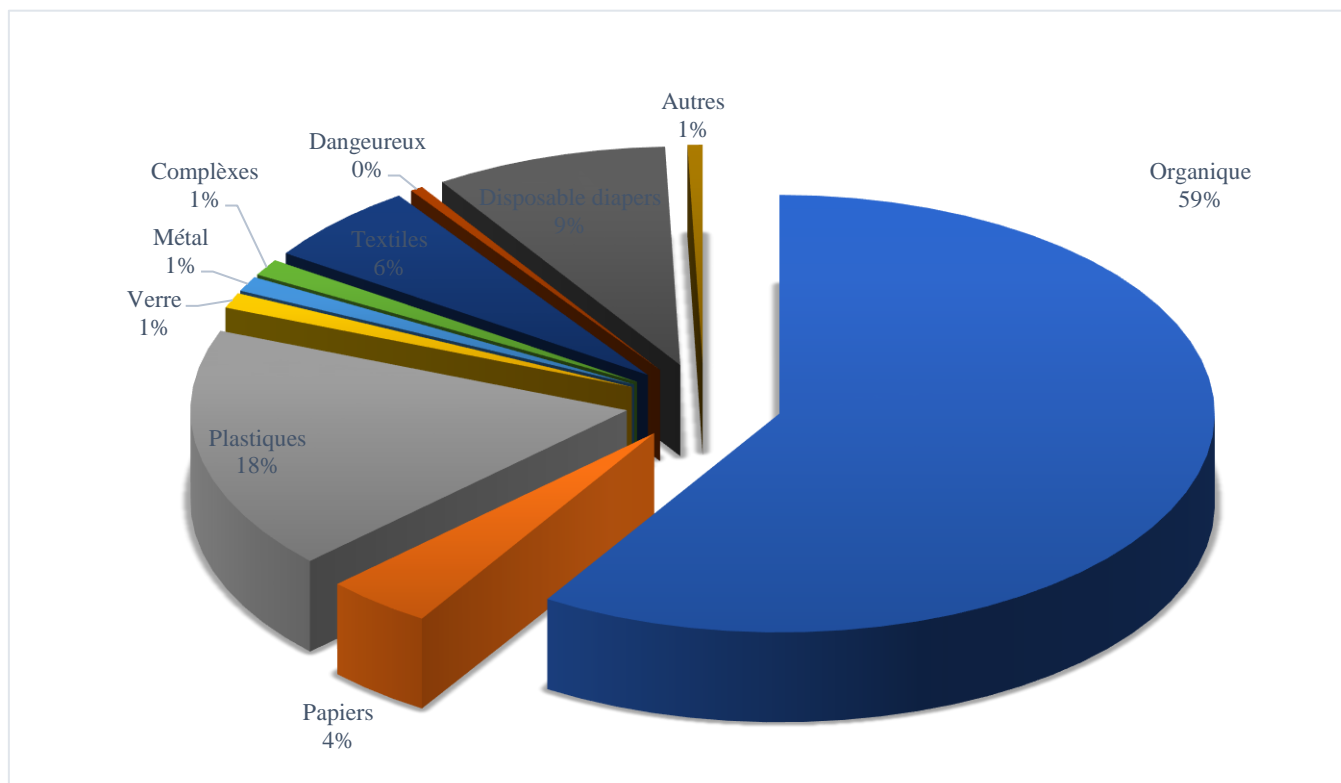
- Type des déchets stockés.
- Types de géologie et géomorphologique locale.

- Climat.
- Quantité des déchets à gérer.

Le CET reçoit les déchets de 25 communes avoisinante avec 250 tonnes/jour [1]:

**Tableau III.01 : Quantité des déchets produit et récupérée dans les communes de Mascara [7].**

L'année	Nbrs des communes	Qté annuelle Tonnes	Moyen tonne/jour	Qté des déchets récupérés Tonnes
2016	28	92051,69	252,20	134.69
2017	24	92607,5	253,72	272.58
2018	24	81207,37	222,49	249.66
2019	24	80452,17	220,42	247,15
2020	25	76815,32	210,45	313,2
2021	25	72114,75	197,57	287,75
2022	26	74253,82	203,44	289,51
2023	26	75325,82	206,37	271,64



**Figure III.03 : Composition et proportions des déchets dans la décharge d'Elkeurt.**

### III.5 Les activités au niveau du CET d'El keurt

Le CET d'El keurt de Mascara (lieu de stage) comprend plusieurs activités qui s'enchainent, les principales activités sont :

- Activités N°1 : chaque jour, le centre accueille des dizaines (10) de camions qui transportent des déchets et des ordures de tous genres qui sont collectés de différents sites proches du centre. Les camions portant les déchets se dirigent vers les fosses afin qu'ils y déchargent leurs déchets. Mesures de sécurités proposées : un homme fanion pour orienter et organiser l'opération de décharger[1].
- Activités N°2 : une fois les camions finissant la décharge, une opération de tri sélectif sera lancée qui a pour objet la récupération des matières récupérables telles que plastiques, carton, verre ... elle se fait manuellement par les ouvriers, les matières récupérées sont transportées vers un atelier pour les stocker. Un contrôle médical périodique (Vaccin) est fait sur les ouvriers [1, 6].
- Activités N°3 : dans les fosses ne restent que les déchets et les ordures non récupérables qui font objet d'un enfouissement. A cet effet les engins d type chargeurs, compacteurs commençant alternativement de compacter et froter les déchets. La vérification des engins (les portes de cabinet du contrôle médical périodique afin d'éviter l'aspiration des odeurs dangereuses, un contrôle médical périodique (vaccin) est faite sur les ouvriers [1].
- Activités N°4 : en finissent le compactage des déchets, une couche végétale sera implantée au-dessus des déchets bien compressés, sur cette couche on cultive des plantes en particulier le caroubier[5].
- Activités N°5 : à l'intérieur de chaque fosse existe deux raisons de drainage, le premier permet au gaz CH<sub>4</sub> de s'infiltrer alors que le second relié aux autres bassins, il pompe et conduit le lixiviat (le jus de déchets) pour qu'il s'écoule dans ces bassins dans lesquels on stock lixiviat (jus de déchets)[1, 7].
  - Mesure de protection environnementale proposée : le traitement du lixiviat
  - Etanchéisation de la bossé d'un casier : se fait sur le fond et cotés du casier soit par :





*Photo III.02 : Couche d'argile*



*Photo III.03 : Revêtement en plastique[1]*

1- Drain périphérique : un fossé entoure le casier pour assurer le drainage des eaux de pluie.

2- Voies de circulations intérieures :

- Clôture : le CET soit entourée d'un mur de 2 à 3 mètres de hauteur.
- Pont bascule : il est installé à l'entrée pour permettre de connaître le tonnage des déchets.



*Photo III.04 : Pont bascule*

- Air d'attente : pour aménager les véhicules arrivant sur le site d'un CET.
- Eclairage : l'éclairage est assuré soit par un groupe électrogène.
- Signalisation : à l'entrée de CET est placé un panneau de signalisation.
- Réseau de puits de contrôle : pour contrôler la qualité des eaux souterraines.

- Accès : l'entrée de CET est interdite à toute personne non autorisée.
- Bâtiment : un bâtiment administratif (figure II.1)  
Sanitaire avec des douches.  
Hangar pour les véhicules de services
- Equipement
  - Les installations de nettoyage mobile.
  - Les équipements de surveillance
  - Les équipements de lutte contre l'incendie.
  - Ligne téléphonique.
- En matériel d'exploitation [1]



*Photo III.05 : Tracteurs sur pneus*



*Photo III.06 : Bulle-dozer à chenilles*



*Photo III.07 Balayeuse*



*Photo III.08 : Compacteur pied de mouton[8][9]*



*Photo III.09 : Camion-Citerne*

### **III.6 Etapes de traitement des déchets dans les CET**

Le traitement des déchets englobe divers procédés physiques, thermiques, chimiques ou biologiques visant à modifier les caractéristiques des déchets. Ces processus ont pour objectif principal de réduire le volume des déchets, de diminuer leur potentiel de dangerosité, de faciliter leur manipulation ou de favoriser leur valorisation. Par exemple, le compostage est une méthode biologique qui transforme les déchets organiques en compost, utilisé ensuite comme amendement pour les sols. De même, la méthanisation est un processus biologique qui produit du biogaz à partir de la biomasse, tel que les déchets alimentaires.

#### **✚ Tri des déchets**

Le tri des déchets consiste à séparer les déchets mélangés en différentes catégories distinctes selon leur nature (papier, plastique, métal, verre, etc.). Ce processus prépare les déchets à être acheminés vers des filières de traitement spécifiques adaptées à chaque type de matériau. Le tri est essentiel pour optimiser le recyclage et la valorisation des déchets, car il permet de récupérer efficacement les matériaux recyclables et de réduire la quantité de déchets destinés à l'enfouissement ou à l'incinération.

#### **✚ Recyclage**

Le recyclage est le processus par lequel les matériaux récupérés à partir des déchets sont transformés en nouvelles matières premières ou réintégrés dans le cycle de production pour fabriquer de nouveaux produits. Il s'agit d'une étape cruciale dans la gestion durable des déchets, visant à réduire

la consommation de ressources naturelles, à limiter les déchets mis en décharge et à préserver l'environnement. Les matériaux couramment recyclés incluent le papier, le carton, le plastique, le verre et le métal [1, 9].

Le processus de recyclage commence par la collecte sélective des déchets recyclables, suivie du tri pour séparer les matériaux selon leur type. Ensuite, les matériaux triés sont traités et transformés en matières premières utilisables pour la fabrication de nouveaux produits. Cette boucle de recyclage contribue à créer une économie circulaire où les déchets sont transformés en ressources précieuses, réduisant ainsi l'empreinte écologique globale de la société.

En résumé, le traitement, le tri et le recyclage des déchets sont des étapes interconnectées visant à minimiser l'impact environnemental des déchets tout en valorisant les ressources récupérables pour une utilisation future.

### III. 6. 1. Traitements des déchets ménagers dans le CET de Mascara

Le Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Mascara traite les déchets par enfouissement dans des casiers spécifiques, chacun protégé par une géomembrane (protection active) posée sur une couche d'argile compactée (protection passive). Un réseau souterrain de drainage est mis en place pour la gestion des lixiviats, permettant ainsi de prévenir la contamination des sols et des nappes phréatiques.



*Photo III.10 : Tri des déchets dans le CET de Mascara*

Malgré l'absence d'un centre de tri officiel, le CET met en œuvre des méthodes alternatives pour la récupération des déchets recyclables. Cette récupération est effectuée directement dans les casiers par des chiffonniers, qui trient manuellement les matériaux recyclables. Par ailleurs, les déchets pré-triés sont orientés vers une aire de tri provisoire où ils sont revalorisés. Cette zone de tri temporaire est équipée pour permettre un tri plus organisé et efficace, facilitant ainsi la récupération des matériaux recyclables tels que le plastique, le papier, le verre et le métal.

Le CET est également en cours de développement pour améliorer ses capacités de gestion des déchets et intégrer de nouvelles technologies de tri et de recyclage. L'objectif est de réduire la quantité de déchets enfouis et d'augmenter le taux de recyclage, contribuant ainsi à une gestion plus durable des déchets dans la région de Mascara. En attendant l'achèvement de ces infrastructures, le CET continue d'optimiser ses opérations actuelles en collaboration avec les chiffonniers et d'autres acteurs locaux, tout en sensibilisant la population à l'importance du tri et du recyclage des déchets.

**Tableau III.02 : Composition des déchets ménagers[9].**

Matières	Mascara (%)
Organique	59,38
Papier et carton	4,03
Plastique	18,14
Verre	1,15
Métal	1,12
Complexes	1,24
Textiles et chaussures	5,97
Dangereux	0,48
Couches jetables	8,71
Autres	0,56

## Les déchets recyclables et recouvrables

### a) Plastique

Le plastique est une substance polymère composée principalement d'atomes de carbone, d'oxygène, d'hydrogène et parfois d'azote. Il existe une grande variété de plastiques, classés généralement en deux catégories principales : les thermoplastiques et les thermodurcissables.

**Thermoplastiques** : Ces plastiques deviennent mous et malléables sous l'effet de la chaleur et peuvent être solidifiés par refroidissement. Cela permet de les fondre et de les remodeler plusieurs fois sans altérer leurs propriétés fondamentales.

**a- Thermodurcissables** : À l'inverse, les thermodurcissables subissent une transformation chimique irréversible lors de leur formation. Une fois durcis, ils ne peuvent pas être fondus à nouveau. Cela les rend appropriés pour des applications où la stabilité dimensionnelle et la résistance thermique sont essentielles [1].

### b) Carton

Le carton est fabriqué à partir de fibres de bois, principalement de cellulose, qui sont biodégradables. Il se distingue du papier ordinaire par sa composition, son épaisseur et sa structure. Le carton est un matériau léger mais rigide, plus épais et plus résistant que le papier. Il est largement utilisé dans l'emballage et la fabrication de boîtes, offrant une protection accrue aux produits comparé au papier.

En résumé, le plastique et le carton sont des matériaux recyclables importants qui peuvent être récupérés et transformés en nouveaux produits. La gestion efficace de ces matériaux dans le cadre du recyclage contribue à réduire la dépendance aux matières premières vierges et à minimiser l'impact environnemental associé à leur production et à leur élimination.[5].

➤ Les étapes du carton



*Photo III.11 : Etapes N°1 Quantification du carton*



*Photo III.12 : Etapes N°2 Pressage descente*



*Photo III.13 : Etapes N°3: Ejection du carton*



*Photo III.14 : Etapes N°4: Chargement du carton*



*Photo III.15 : Etapes N°5 : Transférer le carton à l'usine pour le recyclage.*

### III. 7. Importance de la qualité des déchets et de l'Intérêt du recyclage dans le CET

La qualité des déchets entreposés est un facteur critique influençant la performance à long terme et les coûts d'exploitation d'un Centre d'Enfouissement Technique (CET). Un contrôle rigoureux de la qualité des déchets est essentiel pour plusieurs raisons clés :

#### Performance à long terme du CET

Des déchets de qualité inférieure, tels que ceux contenant des matériaux non adaptés à l'enfouissement, peuvent compromettre l'efficacité du processus d'enfouissement. Cela peut entraîner une augmentation des risques environnementaux et sanitaires, ainsi que des coûts supplémentaires pour la gestion des déchets.

#### Coûts d'exploitation

La gestion de déchets de qualité médiocre ou mal triés augmente les coûts d'exploitation du CET. Des déchets mal triés nécessitent plus de temps et de ressources pour leur traitement et leur disposition finale. Par exemple, les mélanges inappropriés peuvent entraîner une production accrue de biogaz, nécessitant des systèmes de captage et de traitement supplémentaires.

#### Impact sur l'environnement et la santé

Certains déchets, tels que ceux contenant des métaux lourds, peuvent contaminer les sols et les eaux souterraines par les lixiviats générés dans le CET. Le traitement de ces lixiviats pour en réduire la toxicité et l'impact environnemental devient une priorité, augmentant ainsi les coûts opérationnels du CET.

### III. 8. Intérêt du recyclage pour éviter les mélanges de déchets

Le recyclage joue un rôle crucial dans la gestion des déchets en prévenant les mélanges inappropriés qui peuvent nuire à l'efficacité et à la rentabilité d'un CET :

#### Séparation des matériaux recyclables

En encourageant le recyclage à la source, les matériaux recyclables tels que le plastique, le verre, le papier et le métal sont collectés séparément. Cela réduit la quantité de déchets non recyclables et améliore la qualité globale des déchets destinés à l'enfouissement.



### Réduction de la production de biogaz

Les matériaux organiques, lorsqu'ils sont mélangés avec d'autres déchets, peuvent générer davantage de biogaz dans le CET. Le recyclage des matières organiques réduit cette production de biogaz, minimisant ainsi les besoins en systèmes de captage et de gestion du biogaz.

### Préservation des ressources et réduction des coûts

Le recyclage permet de récupérer des matières premières précieuses à partir des déchets, réduisant ainsi la nécessité d'utiliser de nouvelles ressources naturelles. Cela contribue à une gestion plus efficace des ressources et à la réduction des coûts associés à l'approvisionnement en matières premières vierges.

En conclusion, la qualité des déchets entrants et la promotion du recyclage sont des éléments essentiels pour optimiser la performance d'un CET à long terme, réduire ses coûts d'exploitation et minimiser son impact environnemental. Un contrôle rigoureux des flux de déchets et une sensibilisation accrue à l'importance du recyclage sont donc nécessaires pour atteindre ces objectifs de manière efficace et durable.

## III. 9. Lixiviat et Biogaz

Le CET applique deux solutions pour la gestion lixiviat :

a) Le pompage du lixiviat des bassins au casier 2 qu'il n'est pas encore exploité et qui nous permet de stocker, aérer et vaporiser lixiviat .

b) Transférer lixiviat vers le réseau d'assainissement de la ville de Mascara (ONA) profitant de volume des eaux usé pour la dilution **(8 camions de 10m<sup>3</sup> environ 80 m<sup>3</sup> par jour).**

Le Biogaz produit par la fermentation de matières organiques en l'absence d'oxygène. C'est un gaz combustible composé essentiellement de méthane et de dioxyde de carbone Il peut être brûlé sur son lieu de production pour obtenir chaleur et électricité ou purifié pour obtenir du bio-méthane utilisable comme gaz naturel ou véhicule ou injectable sur le réseau de distribution de gaz naturel.

Le biogaz est capté sur le site de stockage par un réseau de drains horizontaux, répartis sur l'ensemble des casiers de l'installation de stockage et reliés à des puits verticaux. Il est ensuite valorisé

ou brûlé en torchère. Plus l'étanchéité des casiers est bonne, meilleur est le captage du biogaz et plus faibles sont les fuites ; moins de risques d'émanation d'odeurs et est de risque d'incendies.

Les caractéristiques du biogaz se résumer de la manière suivante :

- Combustible : le méthane est le principal combustible contenu dans le biogaz , dont le pouvoir calorifique est fonction de sa teneur.
- Odorant : le biogaz contient des élément malodorants présent sous forme de traces , comme les mercaptans ou le sulfure d'hydrogène.
- Explosif : lorsque la teneur en méthane est comprise entre 5 et 15% l'oxygène entre 15 et 20% avec un taux de dioxyde de carbone ne dépassant 25% .
- Corrosif : les composés soufrés additionnés à l'humidité rendent le biogaz corrosif.

### III. 10. Règles générales en matière d'hygiène et sécurité

#### a- Application des horaires de travail

Compatible avec les facultés des horaires psychophysique de l'être humain en pratiquant des pauses intégrées adaptées au système : Organisation du temps imparti au travail.

#### b- Préservation de l'ambiance de travail

Les locaux affectés au travail ainsi que leur contenus doivent être tenus dans un état constant et permanent de propreté et présenter les conditions d'hygiène et de sécurité nécessaire aux confort et à la santé des travailleurs.

- Prévenir les incendies éviter leurs survenance ou les combattre rapidement lorsqu'ils surviennent
- Assurer l'aération, la ventilation, l'éclairage, le chauffage, l'évacuation des eaux

#### Usées et des déchets

- Protéger les travailleurs lors de leurs déplacement
- L'existence obligation d'issus de secours (d'évacuation rapide)
- L'employeur doit mettre à la disposition du travailleur la tenue de travail en fonction de la nature d'activité et du risque professionnel :



*Photo III.16 : Bleu de travail*



*Photo III.17 : Les gants*



*Photo III.18 : Combinaison anti froid*



*Photo III.19 : Chaussures de sécurité :*



*Photo III.20 : Les bottes*



*Photo III.21 : Coquilles anti bruit*



*Photo III.22 : Tenue spéciales de Centre d'Enfouissement Technique d'El Keurt-Mascara (C.E.T)*

## Références Bibliographie

- [1] H.M.e.B. Chahinez, Traitement des déchets ménagers et assimilé au niveau de Centre d'Enfouissement Technique (CET) D'El keurt- Mascara, in, Mascara, 2016.
- [2] D.t.e. finabaciére, PROJET DE GESTION DES DECHETS MÉNAGERS ET ASSIMILÉS DU GROUPEMENT URBAIN DE MASCARA ET DES COMMUNES AVOISINANTES, in: ALG 05 016 11.
- [3] A.C. Gheidene, A. Zehhaf, S. Messekine, F.Z. Soufal, T. Laoui, Advanced leachate treatment at Mascara landfill (Algeria): A hybrid pilot approach with activated sludge and ferric chloride, *Desalination and Water Treatment*, 319 (2024) 100544.
- [4] G. Earth, Position CET de Mascara, in, 2024.
- [5] A.A. Abdelkader Gharbi Traitement des lixiviats issue du CET de Mascara par précipitation chimique in, Université de Mascara, 2020.
- [6] H.M. Bouhdjer Chahinez, Traitement des déchets ménagers et assimilé au niveau de Centre d'Enfouissement Technique (CET) D'El keurt- Mascara, in, Institut National Spécialisé de La formation professionnelle Bouleriel Djelloul à Mascara, 2019.
- [7] EPIC, Cahier de charge CET de Mascara, Implantation et réalisation, in, 2016.
- [8] Compacteur pied de moutan, in.
- [9] B.B. Fatma, Elaboration d'une chaine de traitement des lixivats de décharge application CET de Mascara., in, Université de Mascara, 2019.

***CHAPITRE IV :***  
***RESULTATS***  
***ET INTERPRETATIONS***

## IV. 1. Résultats et Interprétations des lixiviats bruts

Dans ce chapitre, nous avons présenté les résultats obtenus des lixiviats bruts avant tout traitement, en fournissant des tableaux, des graphiques et des statistiques descriptives pour illustrer nos travaux. Ensuite, nous suivrons l'évolution des paramètres cités après, de cet effluent, toujours avant le traitement. Cette double approche nous permettra de donner un sens aux données et de dégager des tendances significatives, afin de fournir une vue d'ensemble complète et nuancée.

### IV.1. 1. Caractérisations des lixiviats issus du CET d'El Keurt (Mascara)

Cette section du chapitre présente les résultats des analyses des lixiviats issus du CET de Mascara, effectuées entre 2021 et 2023. Les paramètres physico-chimiques et biologiques de pollution ont été déterminés, incluant la température (°C), le pH, les matières en suspension (MES), la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène sur 5 jours (DBO<sub>5</sub>) ainsi que certains métaux lourds tels que le zinc (Zn), le plomb (Pb) et le nickel (Ni). Cette évaluation vise à déterminer les charges organiques, minérales et azotées, ainsi que la biodégradabilité des lixiviats.

Les valeurs des paramètres de pollution regroupées dans le tableau IV.1 dépassent, pour certains, largement les normes de rejet fixées par le décret exécutif n° 36 du 21 juin 2009, définissant les valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels. Voir Annexe 02.

#### 1-La couleur et l'odeur

La couleur et l'odeur des lixiviats étudiés constituent le premier indicateur de pollution. Les lixiviats analysés présentent une couleur brunâtre et une odeur fétide indiquant l'influence des déchets sur la qualité des eaux.

Cette couleur est due essentiellement aux matières en solution et à la présence de sulfure de fer pigmentaire dont le pouvoir colorant est élevé [1], le composé résulte de la combinaison du fer dissous à partir des déchets métalliques de la décharge, et des sulfures proviennent

directement de la dégradation des matières organiques. D'autre part les composés humiques produits en phase méthanique contribuent aussi à la couleur des lixiviats [1-3].

D'autre part, la température joue un rôle très important dans l'augmentation de l'activité chimique et bactérienne et de l'évaporation des eaux [4].

Les lixiviats dégagent des odeurs désagréables rappelant celles des œufs pourris. Ces odeurs sont principalement attribuables à la présence d'ammoniac, au soufre qui engendre la formation de gaz  $H_2S$ , et à la décomposition de la matière organique dans l'effluent, se poursuivant par fermentation anaérobie [3, 5].

## 2-Température

Les lixiviats présentent une température moyenne de 25 °C, étant exposés à la température ambiante en raison du prélèvement en surface. Cette température favorise le développement des micro-organismes dans les lixiviats : colonies de microorganismes "mésophiles" qui se développent à une température comprise entre 20 et 40°C [6].

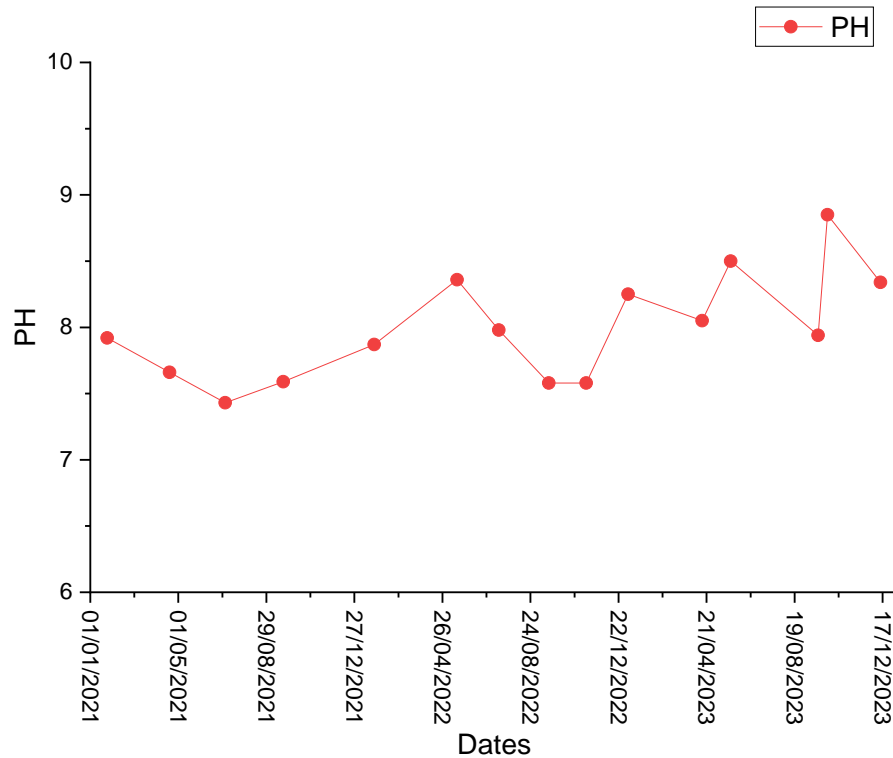
Selon nos résultats, une température plus élevée des lixiviats est associée à une augmentation du flux de matières organiques biodégradables ( $DBO_5$ ), avec des valeurs maximales de 1800 mg/l observées à 28 °C. Cette augmentation de la charge organique est liée à un développement maximal des bactéries, entraînant une diminution des teneurs en oxygène due à sa consommation par les décomposeurs [3]. Nous constatons que ces valeurs mesurées sont inférieures à la norme maximale de rejet qui est de 30 °C.

## 3-Potentiel d'Hydrogène

Dans l'étude des lixiviats, le pH est un indicateur qui permet de se situer dans les différentes étapes de dégradation des déchets [7]. Des pH inférieurs à 7 sont caractéristiques des premières phases de dégradation des déchets (phase acidogène) [8]. Le pH remonte au cours des phases suivantes et se stabilise autour de 7-8 durant la phase de méthanogénèse. Pendant cette phase, des bactéries spécifiques de la méthanogénèse tels que les Clostridiums dégradent les composés organiques volatils (AGV) et réduisent la force organique du lixiviat. La diminution de la concentration de composés organiques volatils cause une élévation du pH qui peut atteindre ou dépasser 7 [9].



De plus, une réaction de dénitrification, durant laquelle des protons sont consommés pour réduire les nitrates ou nitrites en azote moléculaire et/ou en oxyde d'azote gazeux, provoque également une augmentation du pH [10].



*Figure IV.1 : Evolution du pH*

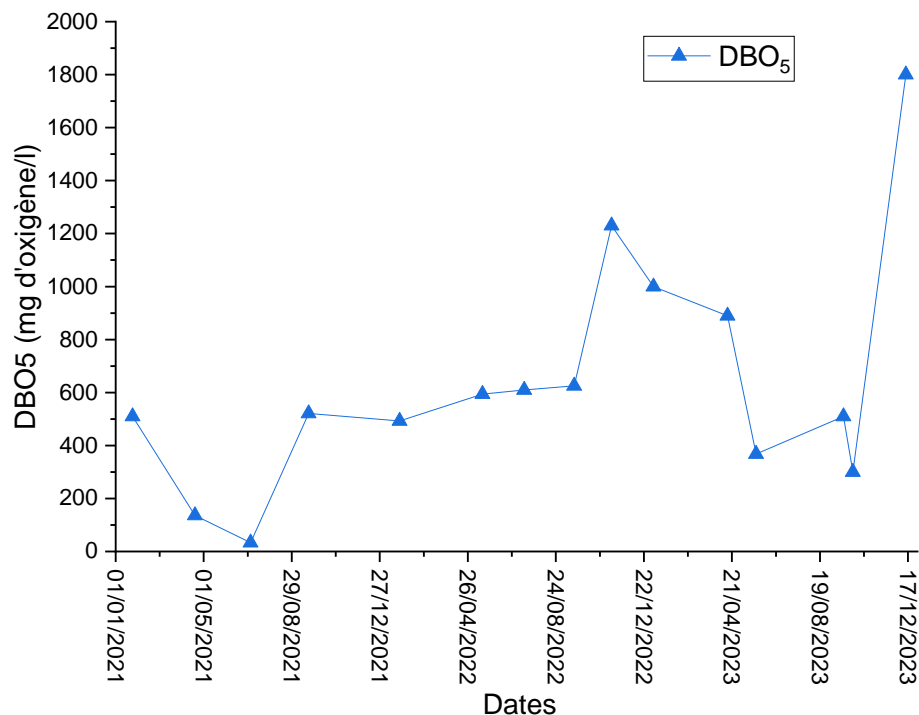
Les pH mesurés qui varient de 7,4 à 8,5 signifient que les lixiviats du CET de Mascara sont en stade avancé de dégradation. Ces pH se trouvent dans l'intervalle des normes de rejet en milieu naturel (6,5 et 8,5).

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

La DBO<sub>5</sub> est un indicateur de la pollution organique des eaux [11]. D'après le graphique ci-dessous, l'évolution et la fluctuation des résultats de la DBO<sub>5</sub> dans les lixiviats au cours de la période étudiée pourrait être interprétées à travers divers facteurs environnementaux et opérationnels. Initialement, lors des premières phases de dégradation des déchets, la DBO<sub>5</sub> tend à être élevée en raison de la présence d'acides organiques volatils facilement biodégradables, caractéristiques de la phase acidogène. Au fur et à mesure que la décomposition des déchets progresse vers la phase méthanogène, la DBO<sub>5</sub> a tendance à diminuer, car les composés organiques sont convertis en méthane et en dioxyde de carbone par des micro-organismes

méthanogènes. Les fluctuations de la  $DBO_5$  peuvent également être influencées par des variations de température, de pH, ainsi que par la composition spécifique des déchets présents dans la décharge. Les pratiques de gestion de la décharge, telles que l'aération et la gestion des eaux de pluie, jouent également un rôle déterminant dans la régulation des niveaux de  $DBO_5$ .

Par ailleurs, nous avons constaté que les valeurs obtenues sont élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 500 mg/l, ces valeurs montrent la présence d'une concentration importante en matière organique biodégradable [8].



*Figure IV.2 : Evolution du  $DBO_5$*

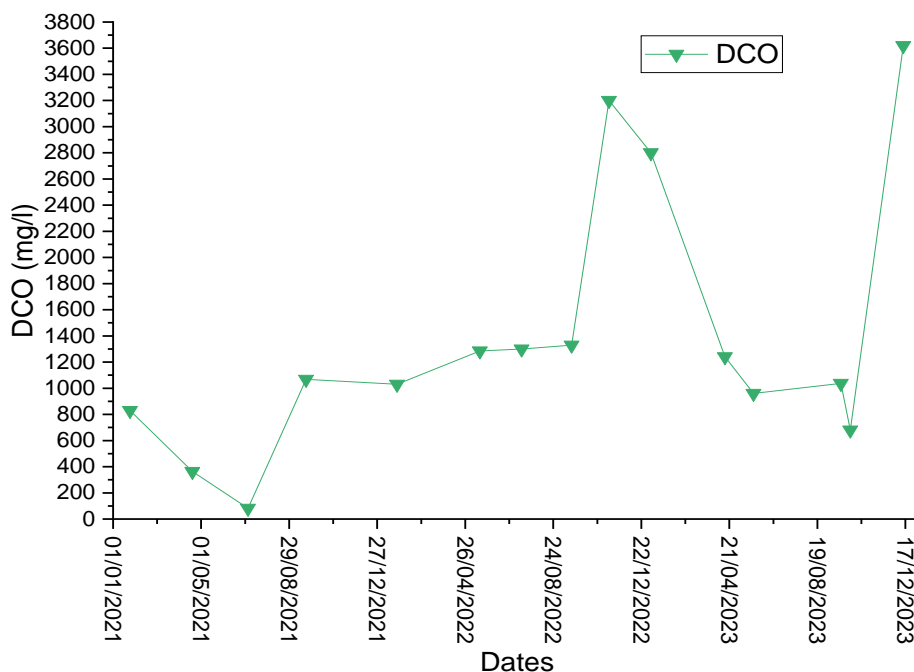
#### **5-Demande chimique en oxygène (DCO)**

La mesure de la demande chimique en oxygène (DCO) permet d'estimer la pollution d'un lixiviat. Ce paramètre représente la quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables chimiquement contenues dans l'eau, la matière organique relarguée dans les lixiviats est considérée comme un bon indicateur de l'état de dégradation des déchets car elle subit de multiples transformations au cours des différentes étapes de dégradation

Une recherche supplémentaire attribue la forte valeur de la DCO principalement à deux principales caractéristiques du site d'étude : le compactage élevé des déchets et la faible

perméabilité du sol argileux, qui entravent l'infiltration des eaux de pluie. De plus, le système de drainage des lixiviats, situé profondément à plus de 20 mètres sous la surface des déchets, dysfonctionne en raison d'une remontée d'eau ascendante, prolongeant ainsi le séjour des lixiviats dans la décharge. Ces conditions contribuent à la récupération de lixiviats à faible débit mais fortement chargés en polluants organiques [12].

Les valeurs de la DCO jugées élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 1000 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> [8], est due à la fraction organique dont la prédominance d'acides gras volatils dégradables[5, 11].



*Figure IV.3 : Evolution du DCO*

#### **6-Matière en suspension (MES)**

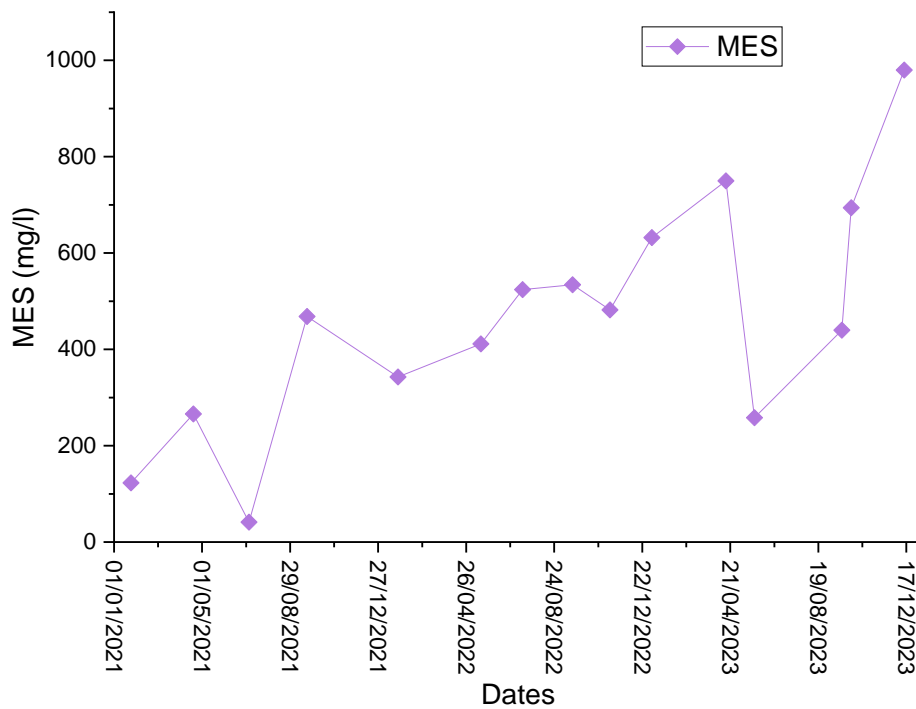
La détermination des matières en suspension complète l'analyse de la charge polluante présente dans les lixiviats au cours du temps et selon les différentes conditions [13].

Les lixiviats sont moyennement chargés en MES. Certaines valeurs sont très élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 600 mg. L<sup>-1</sup>

Il s'agit de la quantité de matière en suspension dans l'eau, d'origine organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ...), ou minérale

(sables, limons, argiles, ...), à ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus. Elles correspondent à la pollution solide [3, 14, 15].

En générale, la turbidité de lixiviats est causée par des particules de matière inorganique (particules de glaise et d'argile) alors que sa couleur est imputable à des particules de matière organique et d'hydroxyde de métal [15].



*Figure IV.4 : Evolution du MES*

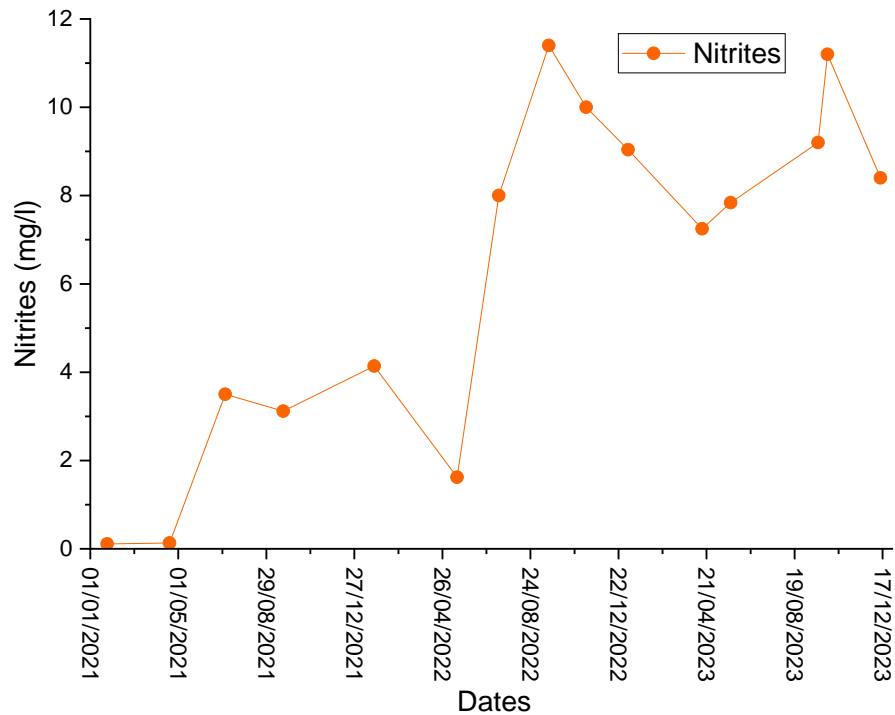
#### 7-Nitrites

Les résultats obtenus montrent des petites valeurs de nitrites. Ceci est attribué aux conditions anoxiques qui règnent à l'intérieur de la décharge et qui permettent une dégradation complète des nitrates en azote gazeux [16].

Les eaux usées en général contiennent très peu de nitrites [3]. Les nitrites constituent une étape importante dans la métabolisation des composés azotés, ils s'insèrent dans le cycle de l'azote entre les ions ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et les nitrates. Leur présence est due soit à l'oxydation bactérienne de l'ammoniaque, soit à la réduction des nitrates, ils ne représentent qu'un stade intermédiaire et sont facilement oxydés en nitrates [3]. Leur présence dans l'eau

brute ou lixiviât donc rare et en faible quantité, est d'ailleurs confirmée par les résultats des analyses obtenus.

Les valeurs obtenues sont nettement supérieures à la norme de rejet, qui est de 0.1 mg/l [8].

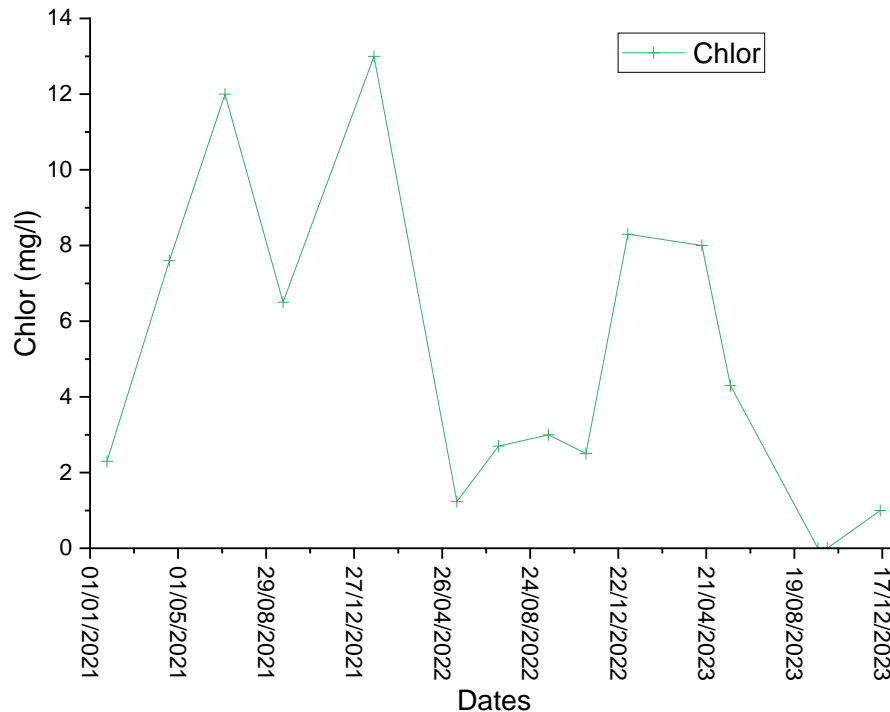


*Figure IV.5 : Evolution du Nitrites*

#### 8-Les chlorures

Le lixiviât véhicule des moyennes teneurs en chlorure, au voisinage de 13 mg/l cette concentration en chlorures du lixiviât semble augmenter au cours du temps. Cependant, ces ions sont souvent considérés comme des espèces conservatives et inertes et leurs teneurs ne dépendent généralement pas des différentes phases de dégradation des déchets. Le relargage de ces espèces est donc uniquement fonction du lessivage des déchets [17, 18]. L'ion chlorure est un élément très mobile, qui migre facilement vers les nappes sous-jacentes. Il n'est pas affecté par les phénomènes d'adsorption ou d'échange d'ions, et n'intervient pas dans les équilibres acido-basiques ou d'oxydoréduction [19].

L'évolution des chlorures met en évidence une pollution majeure durant la période hivernale, due à l'infiltration provoquée par un ruissellement de surface provenant de la décharge en période de forte pluie [19].



*Figure IV.6 : Evolution du Chlore*

### 9-La charge métallique

La concentration de métaux lourds dans le lixiviat dépend à la fois de la complexation par les matières organiques et du pH. La concentration en métaux lourds augmente aux faibles valeurs de pH et, inversement, baisse aux pH élevées [20]. Le caractère basique du lixiviat de Mascara pourrait, donc, justifier les faibles concentrations en éléments métalliques traces obtenues dans les lixiviats. Une grande partie des métaux lourds pourrait être adsorbée sur les sédiments. Prenons l'exemple du fer, du chrome, du zinc et du cadmium dont les concentrations varient significativement dans les échantillons analysés.

Les concentrations de fer dans les lixiviats bruts, variant de 3,5 mg/L à 7 mg/L, indiquent une source probable provenant de la dégradation de matériaux ferreux dans la décharge, ainsi que de la corrosion. Le fer peut être mobilisé par les conditions acides générées par les processus de biodégradation anaérobie, contribuant ainsi à sa présence accrue dans les lixiviats .

En ce qui concerne le chrome, avec des concentrations oscillant entre 0,16 mg/L et 2,88 mg/L, sa présence peut être liée à des résidus de produits industriels ou à des déchets contenant des composés chromés. Les variations observées peuvent être influencées par la solubilité du chrome sous différentes conditions de pH et de redox au sein de la décharge.

Quant au zinc, dont les concentrations vont de 0,11 mg/L à 4,4 mg/L, sa présence est souvent associée à des déchets métalliques et à des matériaux de construction. Les fluctuations peuvent résulter de la dissolution des métaux sous l'effet des conditions acides générées par la décomposition des déchets organiques, ainsi que de la météorisation des matériaux zincifères présents dans la décharge.

Enfin, le cadmium, présent dans les lixiviats avec des concentrations allant de 0,01 mg/L à 1,39 mg/L, est souvent d'origine anthropique et peut provenir de divers produits de consommation, de batteries usagées et de déchets industriels. Les variations observées reflètent les processus de lixiviation et de mobilité des métaux dans l'environnement anaérobie de la décharge [10, 27, 28].

Les teneurs en métaux mesurées dans les lixiviats sont cependant, faibles et dans la majorité présentent des concentrations très répandues dans la littérature [21-25]. Le métal qui présente les concentrations les plus élevées est le fer, suivi par les autres métaux en ordre décroissant :  $Zn > Pb > Cr > Cd > Cu$ . Le Cd et le Cu se trouvent en quantité très faibles.

Des estimations montre que plus de 99,9 % des métaux lourds sont encore piégés dans la décharge au bout de 30 ans [26]. De même, que 95 % des métaux restaient piégés au sein du massif de déchets au bout de 4 années [13].

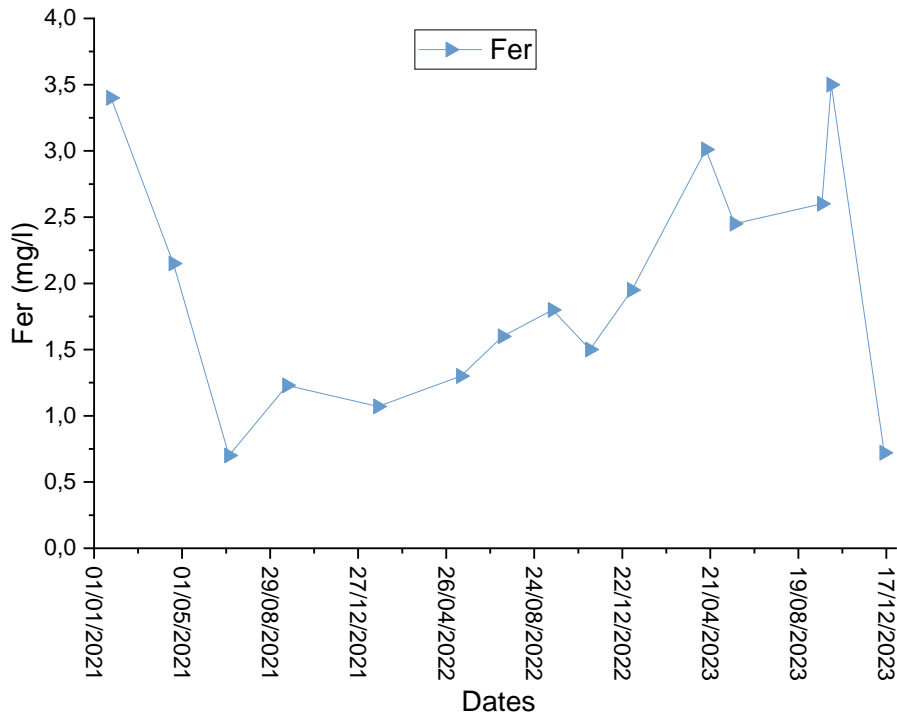


Figure IV.7 : Evolution du Fer

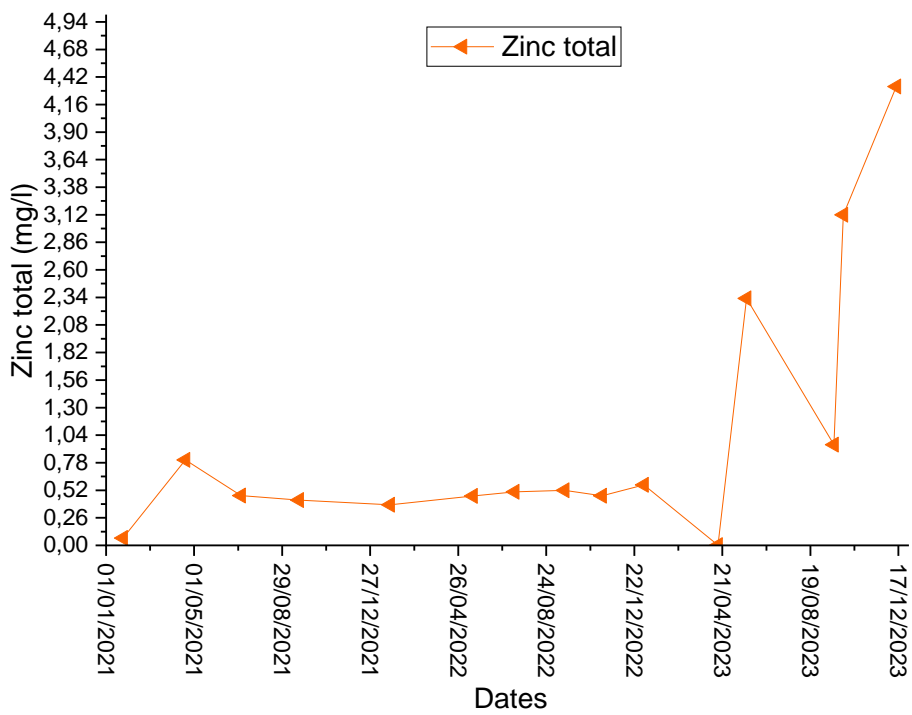


Figure IV.8 : Evolution du Zinc



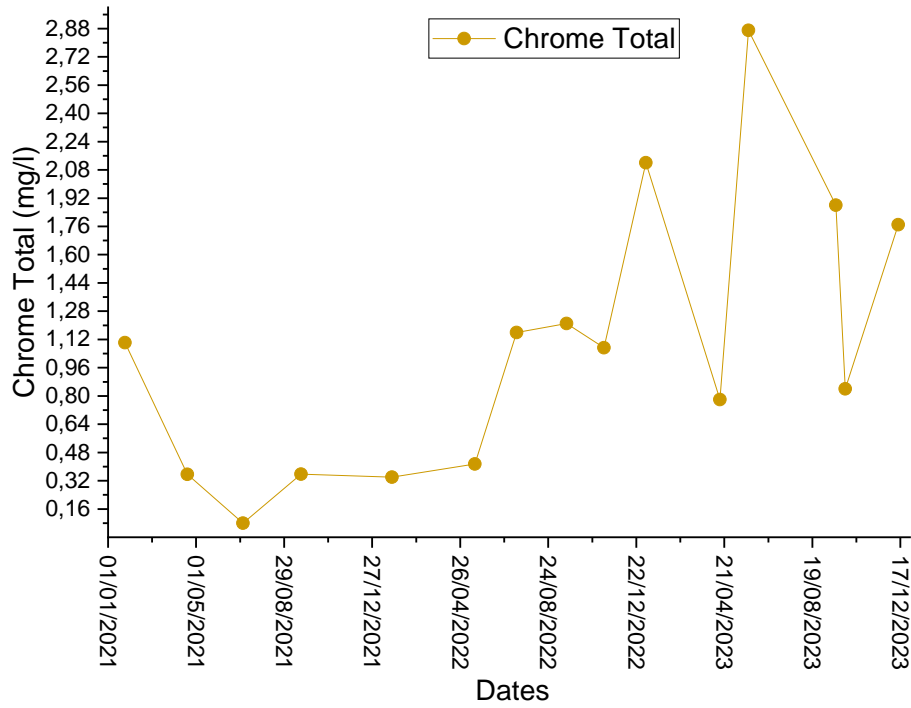


Figure IV.9 : Evolution du Chrome

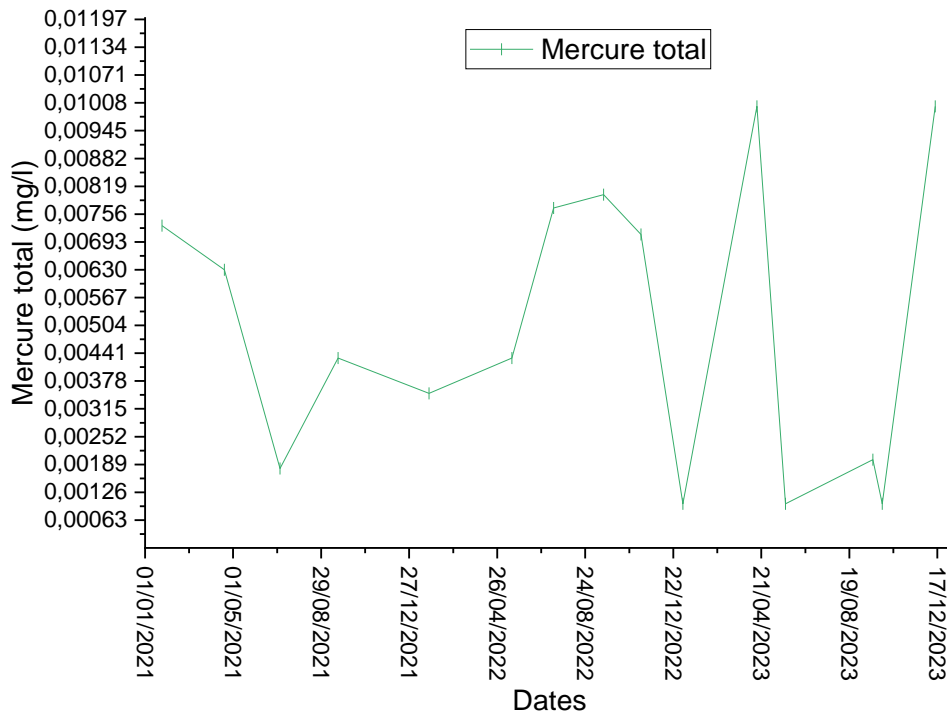


Figure IV.10 : Evolution du Mercure

## IV. 2. Résultats et Interprétations des analyses des lixiviats après traitement

Nous avons mené notre étude sur une période étendue de trois ans afin de recueillir une diversité de résultats significatifs. Pour ce travail spécifique, cependant, nous avons choisi de nous concentrer exclusivement sur la période allant du 1<sup>er</sup> mars 2023 au 4 avril 2023. Cette période plus restreinte a été délibérément sélectionnée pour approfondir nos analyses et traitement et saisir des données spécifiques qui contribuent de manière pertinente à nos objectifs de recherche.

### ✚ IV. 2. 1. Caractéristiques des échantillons avant le traitement combiné

Nous présenterons ci-dessous Caractéristiques des échantillons avant le traitement combiné, qu'est le SBR et la coagulation – floculation.

**Tableau IV.02 : Paramètres du lixiviat brut collectés pour le traitement**

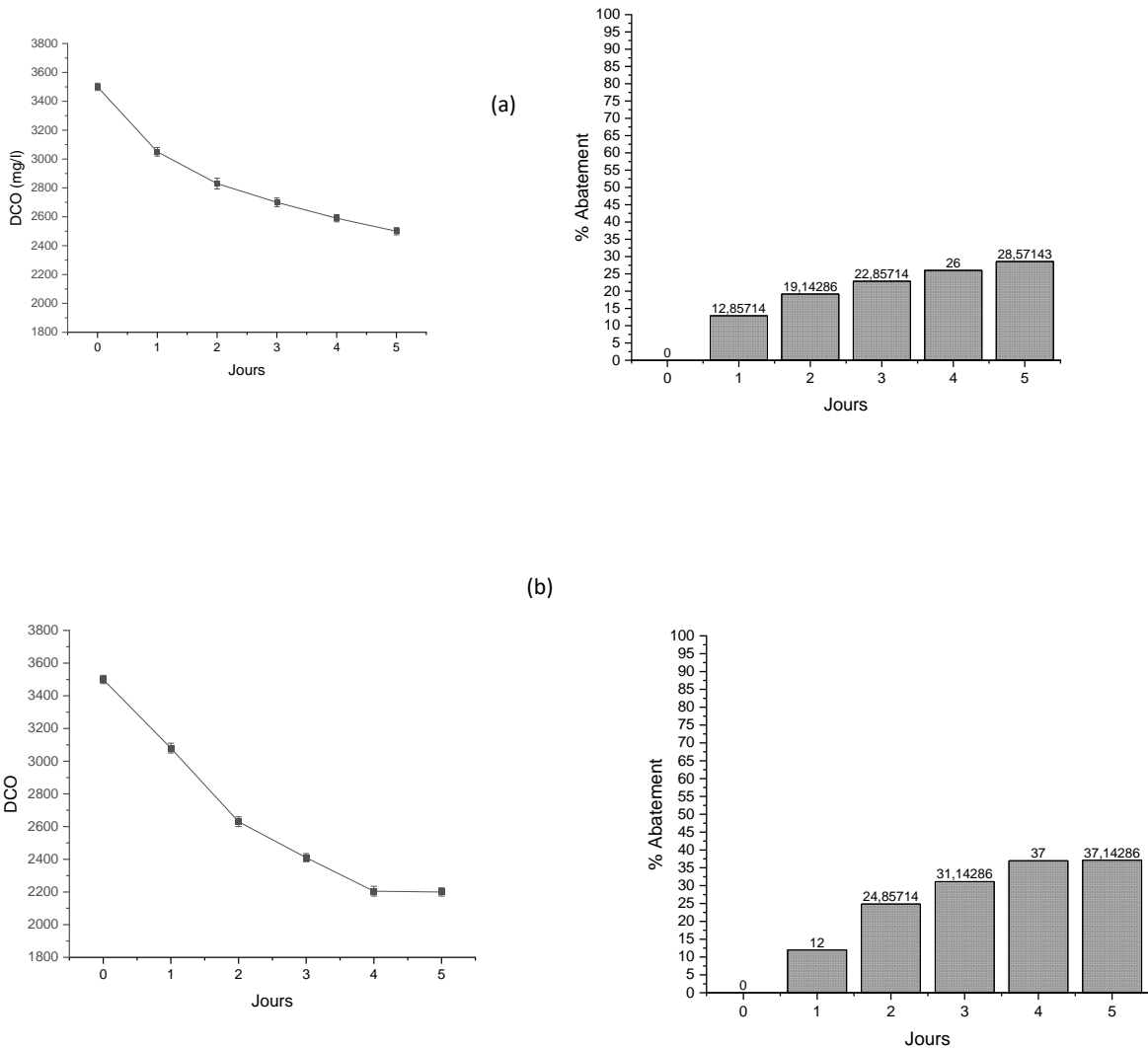
Paramètre	Unité	CET d'El Keurt
Température	C°	22.3
pH	-	8.7
Turbidité	NTU	254.4
Conductivité	mS /cm	34.7
MES	mg /L	450.12
Phosphore Totale	"	35
DCO	"	3500
DBO <sub>5</sub>	"	860
DBO <sub>5</sub> \ DCO	-	0.24

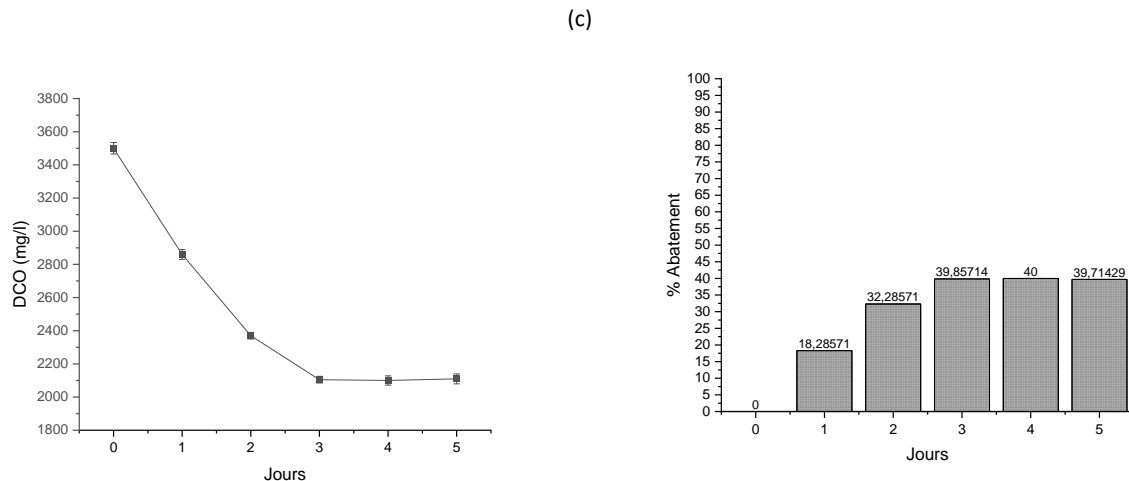
Le lixiviat étudié présentait une demande chimique en oxygène (DCO) élevée de 3 500 mg/L, contrastant avec une demande biochimique en oxygène (DBO) relativement faible de 860 mg/L. Ce rapport DBO<sub>5</sub>/DCO qui est de 0,24 suggère une biodégradabilité limitée, probablement due à une faible concentration d'acides gras volatils dans le lixiviat [29]. De plus,

des niveaux élevés de DCO ainsi qu'une turbidité mesurée à 254,4 NTU, indiquent un mélange complexe de composés organiques tels que les hydrocarbures aromatiques, les phénols, les acides carboxyliques et les acides fulviques [30]. L'analyse a également révélé un pH de 8,7 et une concentration de phosphore de 35 mg/L. La conductivité élevée mesurée à 34,7 mS/cm indique une présence significative de substances inorganiques dissoutes, contribuant à la coloration foncée du lixiviat.

**IV. 2. 2. Résultats utilisant le procédé biologique (SBR)**

**Evolution de la DCO, la Turbidité et les MES en fonction du temps de rétention des boues (SRT).**





**Figure IV. 11 : Variation du DCO au cours du traitement SRT : (a) 5 Jours, (b) 10 Jours et, (c) 15 Jours.**

En se concentrant sur les temps de rétention des boues (SRT) de 5, 10 et 15 jours. Les données montrent une tendance notable pour le vieillissement des boues activées qui accompagne une augmentation de l'efficacité de l'élimination de la DCO. Plus précisément, pour un SRT de 5 jours (a), l'élimination de la DCO était comprise entre 12,85 % et 28,5 %. Cette efficacité d'élimination s'est améliorée pour un SRT de 10 jours (b), passant de 12 % à 37,14 %, et a encore augmenté pour atteindre une fourchette de 18,28 % à 40 % pour un SRT de 15 jours (c) (figure IV. 11).

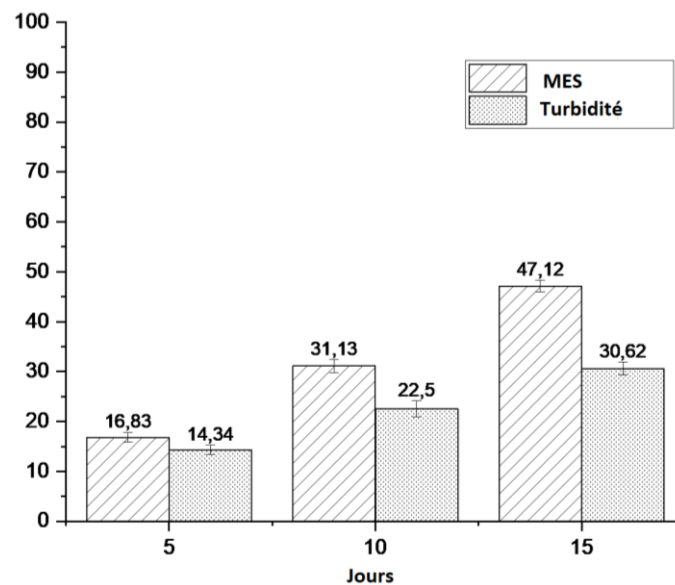
Au cours du traitement biologique, les niveaux de DCO ont diminué d'un niveau initial de 3500 mg/L à 2105 mg/L, ce qui représente une réduction globale de 40 %. Cette réduction pourrait être attribuée à la présence de substances réfractaires telles que les acides fulviques et les substances humiques, qui sont connues pour entraver la dégradation bactérienne [31-34].

Ces résultats sont en accord avec d'autres études sur les lixiviats matures, où l'utilisation de SBR avec 40 à 65 % de lixiviats et 35 à 60 % de boue activée a montré une réduction de la DCO de 14 % [35]. D'autres recherches ont également rapporté des taux d'élimination de la DCO de l'ordre de 30 à 40 % lors du traitement des lixiviats de décharge avec des SBR [36].

A savoir que les lixiviats jeunes, tendent à être moins toxiques en raison de leur composition relativement simple et de la présence de composés organiques plus facilement dégradables. Cependant, à mesure que les déchets se décomposent et que la décharge mûrit, les lixiviats matures deviennent généralement plus toxiques.

Cette toxicité accrue des lixiviats matures est attribuée à l'accumulation de polluants organiques persistants (COP), de métaux lourds, et d'autres contaminants potentiellement nocifs. Ces substances peuvent provenir de la dégradation des matériaux, des réactions chimiques complexes dans l'environnement anaérobie de la décharge, ainsi que de la lixiviation à long terme des déchets enfouis. L'utilisation exclusive de boues activées peut ne pas être complètement efficace pour éliminer la DCO [37-40].

En outre, l'allongement du temps de rétention des boues dans les SBR, combiné à la présence de composés organiques non biodégradables, a contribué aux taux d'élimination de la DCO observés [41, 42]. Des études ont également souligné qu'une aération prolongée, impliquant des concentrations élevées d'oxygène dissous ( $> 0,5$  mg/L) dans le réacteur, peut avoir un effet négatif sur le processus de dénitrification, entravant ainsi l'élimination de la DCO [43].



**Figure IV.12 : Efficacité de l'élimination de MES et de la turbidité pendant le traitement SRT : 5 jours, 10 jours et 15 jours.**

En outre, le traitement a également conduit à une réduction de 30,62 % de la turbidité et de 47,12 % de MES, comme le montre la figure IV.12.

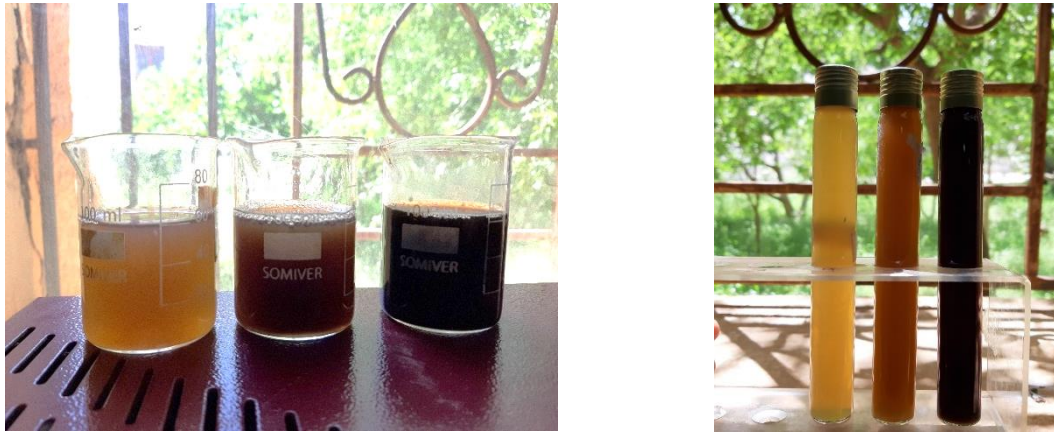


Photo IV.01 : Lixiviats après traitement biologique (SBR) : (a) 5 J, (b) 10 J et (c) 15 J.

#### IV. 2. 3. Résultats utilisant le procédé biologique combiné avec la coagulation - flocculation

Les figures et les photos montrent l'impact du pH initial et du dosage des deux coagulants sur l'efficacité de l'élimination de la DCO, de la turbidité et de la masse des boues produit.

##### A. Avec du $Al_2(SO_4)_3$

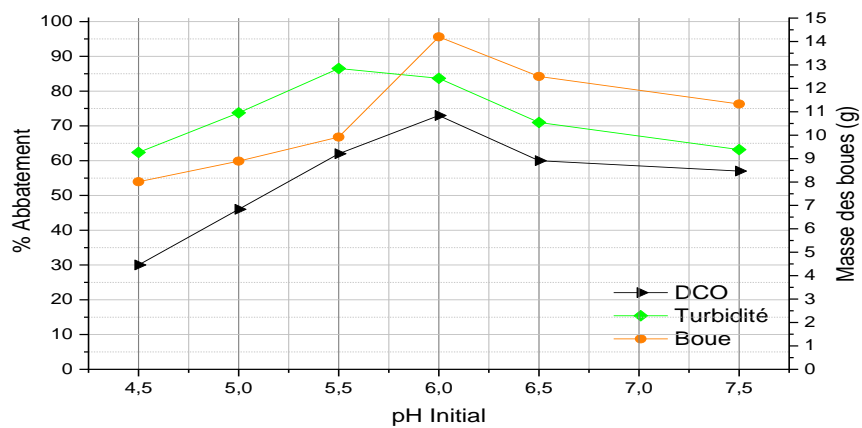
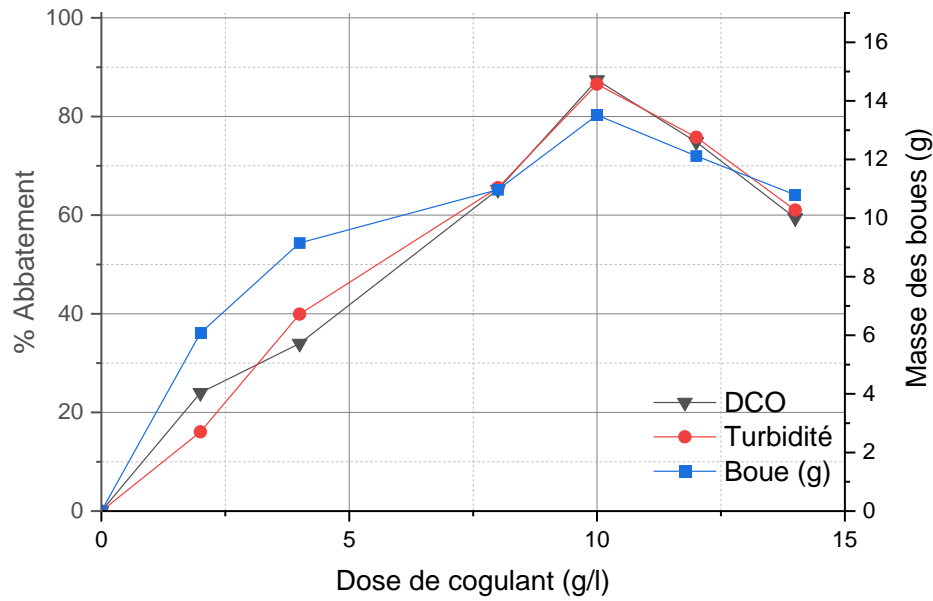


Figure IV.13 : Effet du pH initial sur la DCO, la turbidité et la masse des boues en utilisant  $Al_2(SO_4)_3$



**Figure IV.15 : Effet du dosage initial de coagulant sur la DCO, la turbidité et la masse des boues en utilisant  $Al_2(SO_4)_3$**

Les résultats de nos tests indiquent que l'utilisation de l'alun ( $Al_2(SO_4)_3$ ) comme coagulant présente une efficacité optimale à un pH d'environ 6 et à un dosage de 10 g/L. À ces conditions spécifiques, nous avons observé des réductions significatives de la demande chimique en oxygène et de la turbidité. La DCO a été réduite d'environ 84 %, ce qui correspond à une diminution de 336,8 mg/L, tandis que la turbidité a été réduite d'environ 82,9 %, équivalant à une baisse de 30,18 NTU. Ces résultats mettent en évidence l'efficacité de l'alun comme agent de coagulation dans notre processus de traitement, soulignant l'importance du pH et du dosage optimaux pour maximiser les performances de clarification de l'eau traitée.



Photo IV.02 : Effet visuel de l'utilisation de  $Al_2(SO_4)_3$

**B. Avec du  $FeCl_3$**

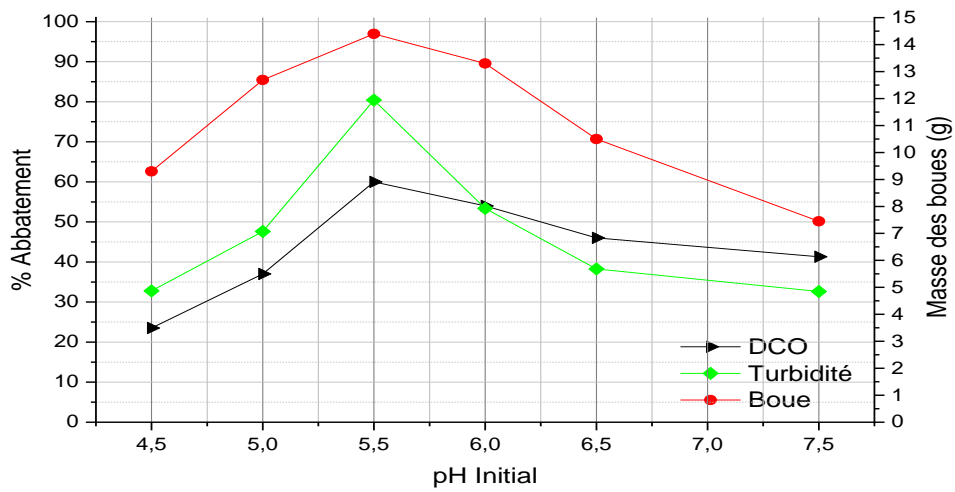
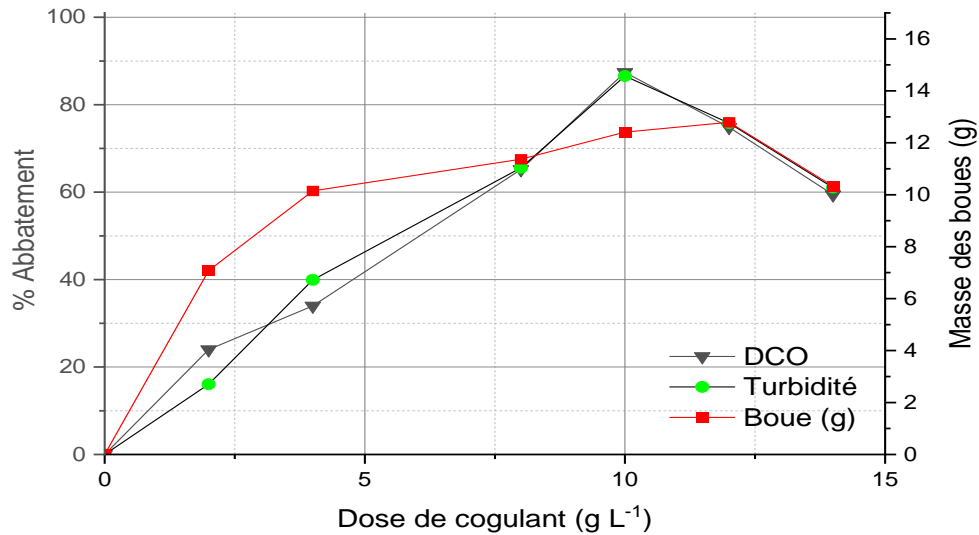


Figure IV.14 : Effet du pH initial sur la DCO, la turbidité et la masse des boues en utilisant le coagulant  $FeCl_3$





**Figure IV.16 : Effet du dosage initial de coagulant sur la DCO, la turbidité et la masse des boues en utilisant le coagulant  $FeCl_3$**

Dans nos tests comparatifs, l'utilisation du chlorure ferrique ( $FeCl_3$ ) comme coagulant a montré des performances supérieures par rapport à l'alun ( $Al_2(SO_4)_3$ ) dans le traitement des eaux. Le pH optimal pour le chlorure ferrique était légèrement plus acide, autour de 5,5, avec un dosage optimal de 10 g/L. À ces conditions spécifiques, nous avons observé des efficacités d'élimination significativement plus élevées : la demande chimique en oxygène (DCO) a été réduite d'environ 87,4 %, équivalent à une diminution de 265,23 mg/L, tandis que la turbidité a été réduite de 85,7 %, ce qui correspond à une diminution de 25,23 NTU.

Ces résultats démontrent que le chlorure ferrique était plus efficace que l'alun dans notre processus de traitement, en termes de réduction de la DCO et de la turbidité. La variation du pH optimal et du dosage nécessaire pour chaque coagulant souligne l'importance de choisir le coagulant approprié en fonction des conditions spécifiques de traitement de l'eau afin d'optimiser les performances de clarification.



*Photo IV.03 : Effet visuel de l'utilisation du coagulant  $FeCl_3$*

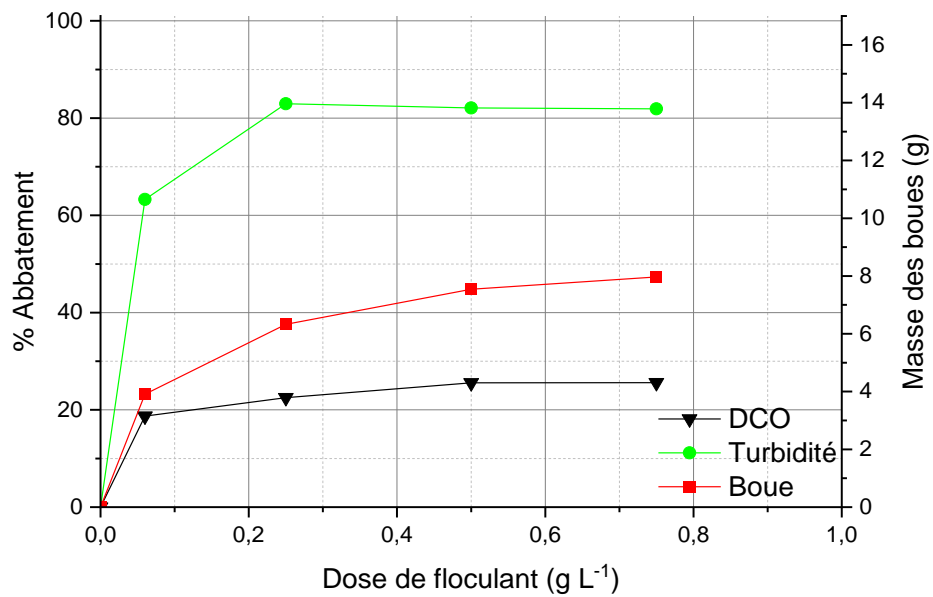
Cette observation s'aligne sur les résultats obtenus des études ultérieures qui ont rapporté que le chlorure ferrique est plus efficace à des niveaux de pH acides, tandis que l'alun montre une meilleure performance à un pH d'environ 6 [44, 45]. En outre, d'autres ont constaté que le chlorure de fer (III) était plus efficace que les autres coagulants qu'ils ont testés pour éliminer la DCO, les MES, la turbidité et la couleur des lixiviats [46].

Le rôle du pH dans l'influence de la performance d'élimination est attribué au comportement des espèces métalliques dans les réactions de coagulation, en particulier à des niveaux de pH inférieurs. Les coagulants ferriques, par exemple, ont tendance à être plus efficaces que ceux à base d'aluminium [47-49]. Dans des conditions acides, les ions ferriques subissent une hydrolyse, formant des cations polynucléaires comme  $Fe(OH)^{2+}$  et  $Fe_2(OH)_2^{4+}$ , ainsi que d'autres espèces chargées positivement. Ces espèces interagissent avec les colloïdes chargés négativement dans le lixiviat, les déstabilisant et les agréant.

D'autre part, à un pH de 6, l'alun se transforme en ions  $Al^{3+}$  et  $Al(OH)^{2+}$ , existant en équilibre avec la phase solide amorphe  $Al(OH)_3$ , conduisant à l'agrégation des particules du floc et à l'adsorption des particules colloïdales [50, 51].

Pour améliorer l'efficacité du traitement du LL, la chaux ( $CaO$ ) a été utilisée comme flocculant. La figure IV.17 met en évidence l'effet du dosage de  $CaO$  sur la DCO, la turbidité et l'élimination des couleurs. Les résultats ont montré que dans des conditions optimales de chlorure ferrique, l'ajout de 0,25 g/L de  $CaO$  a entraîné une augmentation significative de

l'efficacité d'élimination, atteignant 90,26 %, 99,58 % de la DCO et de la turbidité, respectivement.



*Figure IV.17 : Effet du dosage de CaO sur : DCO, turbidité et masse des boues.*



*Photo IV.04 : Effet visuel du dosage de CaO sur : DCO, turbidité et masse des boues.*

**Tableau IV.03 : Efficacité d'élimination de la combinaison SBR et coagulation-floculation**

	Lixiviat brut	Lixiviat traitée
DCO (mg/l)	3500	205
Turbidité (NTU)	254.4	4.51
MES (mg/l)	450.12	0.99

Comme l'indique le tableau IV.03, le traitement intégré avec le pilote SBR et coagulation-floculation a montré des efficacités d'élimination significatives, éliminant environ 98,22 % de la turbidité, 94,14 % de la DCO et 99,78 % de MES. Ces rendements d'élimination remarquables pourraient être attribués à l'élimination efficace des composés de poids moléculaire élevé [29, 52], qui constituent une proportion importante, représentant plus de 42 % de la DCO dans les lixiviats de décharge vieillis [52, 53].

En outre, la valeur de biodégradabilité relativement faible ( $DBO_5/DCO = 0,24$ ) indique fortement la présence de substances de poids moléculaire élevé qui sont résistantes à la dégradation biologique [54, 55]

La sélection de la coagulation-floculation comme processus de post-traitement était basée sur l'impact inhibiteur et dangereux potentiel de l'utilisation d' $Al_2(SO_4)_3$  et de  $FeCl_3$  comme coagulants sur les micro-organismes présents dans le système de boues activées, en particulier sur les stades de nitrification et de dénitrification [56].

Si la coagulation-floculation était effectuée avant le SBR, le pH du milieu traité par les coagulants pendant la coagulation deviendrait naturellement plus acide, ce qui nécessiterait de reconditionner le pH de l'effluent car le processus biologique est sensible au pH. Plusieurs chercheurs utilisent la sédimentation coagulante comme post-traitement d'un réacteur discontinu séquentiel [53], et leurs résultats ont indiqué la forte capacité du processus combiné à éliminer la DCO. En outre, dans le cadre du co-traitement des lixiviats de décharge, de plus des autres étudié l'efficacité de la coagulation combinée du SBR dans le traitement des lixiviats, indiquant que le SBR simple permettait une réduction de la DCO et de la couleur d'environ 50 % et 30 %, respectivement, tandis que la procédure hybride éliminait 84,89 % et 85,81 % de la DCO et de la couleur, respectivement [56]. Par conséquent, l'application de l'étape de coagulation du SBR a clairement un effet considérable sur l'élimination de la DCO.

De même, l'utilisation de l'énergie est un facteur important à prendre en compte. Alors que les techniques anaérobies [57] et les méthodes de phyto-rémediation [58] sont à la fois efficaces sur le plan énergétique et respectueuses de l'environnement, les traitements aérobies tels que l'BA sont à la fois coûteux sur le plan financier et environnemental en raison des systèmes d'aération (qui consomment 50 à 70 % de l'énergie utilisée par les stations d'épuration des eaux usées). Les soufflantes à faible consommation d'énergie, les diffuseurs de bulles fines/ultrafines et les capteurs d'oxygène sont des exemples de dispositifs d'aération à haut rendement qui peuvent améliorer l'efficacité énergétique [59, 60].

Enfin, la combinaison de la SBR et de la coagulation donne des résultats prometteurs en matière d'élimination de la DCO, de MES, de la turbidité et de la couleur, tout en tenant compte du type de boue activée, du type d'agent de coagulation, qui peut réduire le temps de traitement et rendre les eaux usées plus claires et plus translucides, ainsi que de la période de traitement, et du type de filtre à sable.



*Photo IV.05 : Effet du traitement hybride sur les lixiviats*



*Photo IV.06 : Effet de traitement par SBR + CF + filtration.*

Nous avons inclus une comparaison détaillée avec des études antérieures sous forme de tableau IV.04 afin de souligner la nouveauté et l'importance de nos résultats. Ce tableau fournit une comparaison claire et concise des principaux résultats et des explications plus détaillées de nos conclusions.

*Tableau IV.04 : Comparaison l'élimination du DCO de différents procédés hybrides de traitement des lixiviats*

Traitement hybride des lixiviats	Élimination de la DCO (%)	Références
SBR /Coagulation-floculation	<b><u>94.14</u></b>	<b><u>Étude actuelle</u></b>
SBR /Coagulation	84.89	[56]
Coagulation-Floculation /SBR	60	[41]
Coagulation / Fenton oxydation / Filtration biologique aérée	88	[61]
Air stripping / Fenton /SBR/ coagulation	93.3	[62]
Coagulation / stripping de l'ammoniac / adsorption sur charbon actif en granulés	99.3	[63]
Réacteur granulaire à filtre discontinu séquentiel (SBBGR) / Fenton	97	[64]

Coagulation, procédé biologique utilisant <i>Chlorella vulgaris</i>	92	[65]
Coagulation-floculation/ Acidification par hydrolyse/ Oxydation SBR et électro-Fenton	97.8	[66]
SBR/Coagulation/Fenton/filtre biologique aéré en amont	97.3	[67]
SBR / Coagulation / Oxydation Fenton / Filtration biologique aérée (BAF)	98.4	[68]
Stripping de l'ammoniac / Réaction de Fenton / MBBR	99	[69]
SBR/ Coagulation-Décantation processus	99	[53]

#### IV. 2. 4. Effet de la combinaison des procédés sur la charge métallique

Les oligo-éléments, y compris les métaux lourds, sont les polluants les plus critiques dans les lixiviats en raison de leur nature non biodégradable et de leur capacité à causer une toxicité même à de faibles concentrations, et il est également difficile de déterminer les concentrations exactes et le type d'oligo-éléments dans les lixiviats. Plusieurs études récentes ont montré que les lixiviats provenant de décharges jeunes et intermédiaires/anciennes contiennent des métaux traces à une concentration approximative de  $> 2$  mg/L et  $< 2$  mg/L, respectivement [21, 70-72].

D'autres métaux hautement toxiques, tels que Le plomb (Pb), le chrome (Cr), le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le nickel (Ni) coexistent également dans le lixiviat avec une concentration allant de  $\leq 0,002$  à  $\geq 0,3$  mg/L [73, 74]. En plus des métaux toxiques, d'autres polluants traces métalliques/non métalliques, tels que le fer (Fe), le zinc (Zn) et le chlorure (Cl<sup>-</sup>) sont présents dans le lixiviat à des concentrations variables, en particulier (50-2000 mg/L) dans les décharges moyennement anciennes et ( $<100$  mg/L) dans les décharges anciennes, respectivement [75]. Par conséquent, une compréhension approfondie de la composition qualitative et quantitative des polluants susmentionnés est importante pour sélectionner une technique de traitement des lixiviats appropriée en vue d'une élimination efficace des contaminants [76].

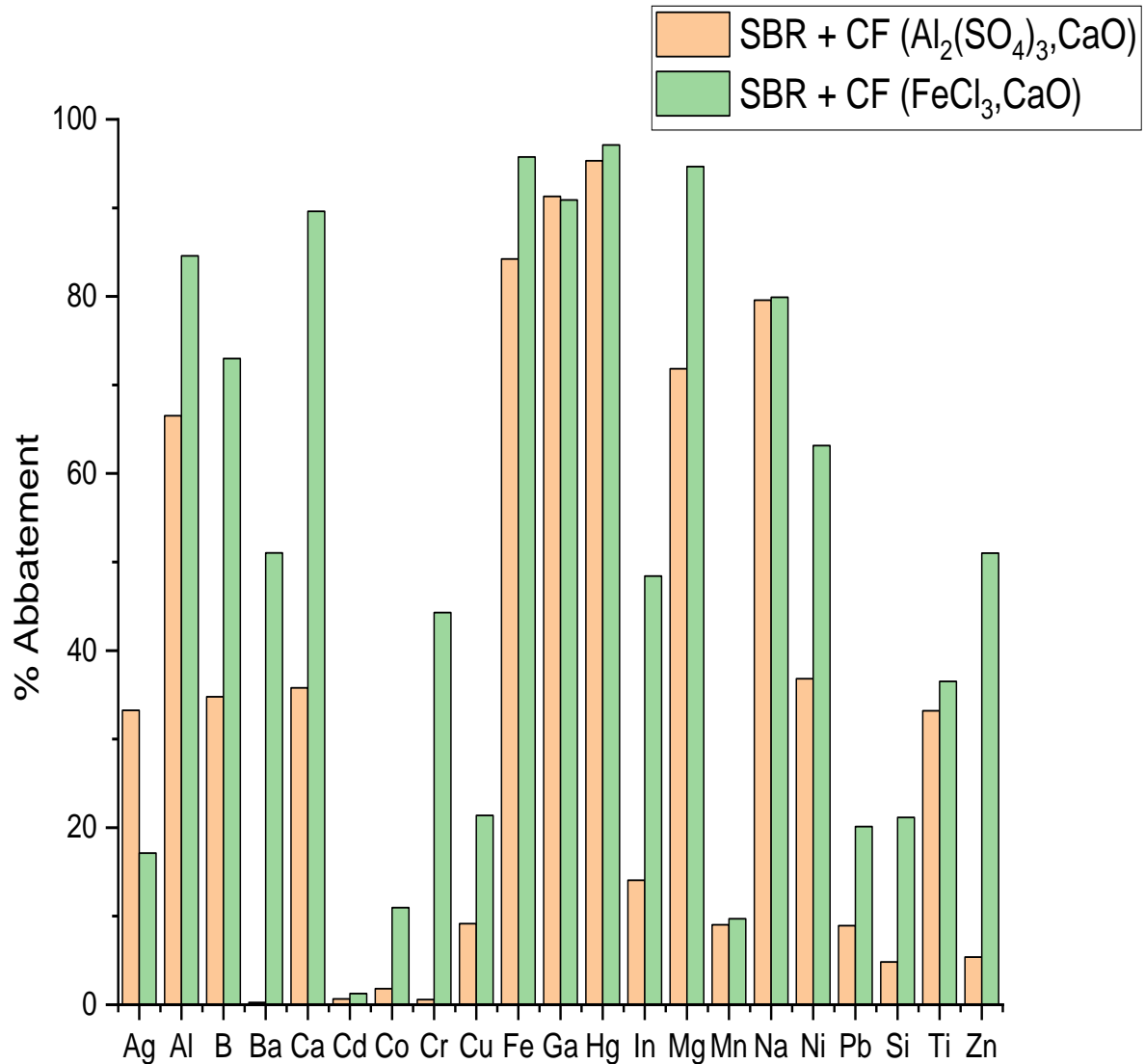
Dans le but d'améliorer le traitement avec le pilote, nous avons testé l'efficacité en termes de pollution métallique de la combinaison de la chaux d'une part avec le chlorure ferrique et d'autre part avec le Sulfate d'Alumine. On traite en premier lieu le lixiviat (traité biologiquement) par l'un des deux coagulants puis on récupère le surnageant et on le traite par la chaux. Ce double traitement a permis la réduction de la pollution métallique avec de grands pourcentages et a permis l'amélioration de l'aspect visuel [77].

Les résultats d'analyse des métaux lourds dans le lixiviat brut et traité respectivement par les deux coagulants sont illustrés sur le tableau IV.04. On note la présence dans le lixiviat sont présents en faible teneurs.

**Tableau IV.05 : Concentrations de la pollution métalliques en amont et aval des traitements combinés.**

	L B	LT SBR + CF ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, \text{CaO}$ )		LT SBR + CF( $\text{FeCl}_3, \text{CaO}$ )	
		Concentration (ppm)	% Abattement	Concentration (ppm)	% Abattement
Ag	0,005082	0,003392	33,25	0,004211	17,14
Al	0,10648	0,035643	66,53	0,016424	<b>84,58</b>
B	0,11058	0,072122	34,78	0,029859	<b>73,00</b>
Ba	0,025718	0,025654	0,25	0,012595	51,03
Ca	17,807	11,434	35,79	1,8508	<b>89,61</b>
Cd	0,055488	0,055129	0,65	0,054796	1,25
Co	0,091032	0,089382	1,81	0,081055	10,96
Cr	0,045928	0,045659	0,59	0,025584	<b>44,30</b>
Cu	0,009832	0,008933	9,14	0,007731	21,37
Fe	0,26177	0,041305	84,22	0,011156	<b>95,74</b>
Ga	0,22568	0,019655	91,29	0,020524	<b>90,91</b>
Hg	0,01225	0,000574	95,31	0,000354	<b>97,11</b>
In	0,042512	0,036533	14,06	0,021933	48,41
Mg	1,3235	0,37297	71,82	0,070625	<b>94,66</b>
Mn	0,02784	0,025323	9,04	0,025139	9,70
Na	61,17	12,498	79,57	12,296	<b>79,90</b>
Ni	0,029183	0,018441	36,81	0,010751	<b>63,16</b>
Pb	0,055062	0,050145	8,93	0,043977	20,13
Si	0,052155	0,049643	4,82	0,0411202	21,16





**Figure IV.18 : Effet de traitement combiné sur les traces métalliques.**

La figure IV.18 montre que l'effet de pilote est très apparent et permet une nette dépollution métallique dans les deux cas.

Les métaux lourds ont divers impacts sur la croissance et la fonction des micro-organismes en tant qu'oligo-éléments ou en tant qu'inhibiteurs [78]. Il existe plusieurs mécanismes par lesquels les métaux lourds sont capturés par les micro-organismes dans les eaux usées [56]. D'autres études qui ont utilisé un temps de rétention plus long (c'est-à-dire 30 mois) ont pu traiter 97 % de la DCO avec une réduction significative des métaux lourds (Fe, Mn et Zn) [79].

Les micro-organismes possèdent la capacité de concentrer les métaux lourds à des niveaux plus élevés à l'intérieur de leurs cellules que dans leur environnement. Cela peut se

faire soit par une absorption active, où les cellules dépensent de l'énergie pour transporter les métaux à l'intérieur, soit par une absorption passive, où les métaux se diffusent dans les cellules en suivant un gradient de concentration plus élevé dans l'environnement externe[80]. Certains micro-organismes, comme ceux qui composent les cellules du microbe de cuivre, montrent une forte capacité de biosorption vis-à-vis des ions métalliques[81].

Les traitements physico-chimiques tel que la coagulation floculation sont principalement appliqués pour éliminer une classe particulière de polluants, notamment les métaux lourds, les polychlorobiphényles et les composés organiques récalcitrants, tels que les acides humiques et fulviques [82].

Le traitement du lixiviat par combinaison de traitement biologique (SBR) avec coagulation floculation en utilisant les deux coagulants a montré que le pourcentage d'élimination des différents éléments métalliques varie d'un coagulant à l'autre. Ainsi, La chaux comme floculant présente des propriétés lui permettant de se lier à certains métaux avec une affinité plus ou moins grande[77]. Les éléments métalliques Co, Cu, In, Cr et Zn sont fortement éliminés par le chlorure ferrique que du sulfate d'aluminium. Selon les recherches, la coagulation à l'aide d'alun est une méthode couramment utilisée pour éliminer les métaux lourds par la formation d'un précipité d'hydroxyde à pH neutre [83, 84].

Ces niveaux opérationnels optimaux permettent, d'une part, d'avoir une bonne réduction de la pollution des lixiviats. Ces résultats nous autorisent à émettre des propositions pour les installations à venir :

- ✓ On pourrait en perspectives ajouter aux boues activées épuratrices spécifiques en lixiviat de la décharge. Celui-ci est riche en microorganismes et capable d'adsorber les traces totales des métaux lourds.
- ✓ Les métaux lourds pourraient être éliminés par phycoremédiation par ajout d'algues dans les bioréacteurs, les algues ont des propriétés hyperaccumulatrices des métaux.
- ✓ Les biotechnologies pourraient intervenir pour modifier génétiquement certaines souches de microorganismes autochtones afin de mieux adsorber les métaux lourds toxiques. Ces microorganismes génétiquement modifiés pourraient être ajoutés aux bioréacteurs à boues activées afin d'allier leurs fonctions épuratrices

En se basant sur les critères techniques, il est essentiel de sélectionner la technologie la plus adaptée pour le traitement du lixiviat, en tenant compte des concentrations de métaux lourds.

L'objectif est d'optimiser les aspects techniques, économiques et temporels lors de sa mise en œuvre. Cette approche permettra de réduire efficacement les niveaux de métaux dans les effluents liquides, en respectant les normes environnementales et sanitaires applicables, garantissant ainsi une réduction de la toxicité des métaux à des niveaux sûrs pour l'environnement.

## Références Bibliographie :

- [1] R. Lessoued, Optimisation de la dépollution de la matière organique par la méthode de plan d'expériences, in.
- [2] M. El-Fadel, M. Massoud, Emissions from landfills: A methodology comparative assessment, *Environmental technology*, 21 (2000) 965-978.
- [3] R. Lessoued, Traitement du lixiviat de la décharge d'Ouled Fayet par la bentonite algérienne, in, Alger, Ecole Nationale Polytechnique, 2009.
- [4] M. MEKAIKIA MOKHTARIA, B.E. BELABBED, L. DJABRI, A. HANI, R. LAOUR, Caractéristiques de la décharge publique de la ville de Tiaret et son impact sur la qualité des eaux souterraines, (2007).
- [5] G. Berkani, Essais de traitabilité des lixiviats issus du centre d'enfouissement techniques de Hamici, in, Faculté de Génie Mécanique et de Génie des Procédés, 2016.
- [6] K. Lewin, Leaching tests for waste compliance and characterisation: recent practical experiences, *Science of the total environment*, 178 (1996) 85-94.
- [7] F. Zahrani, Contribution à l'élaboration et validation d'un protocole d'audit destiné à comprendre les dysfonctionnements des centre de stockage des déchets (CSD) dans les pays en développement: application à deux CSD: Nkolfoulou (Cameroun) et Essaouira (Maroc), in, Lyon, INSA, 2006.
- [8] J.o.d.l.R. Algérienne, Valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels., in, 2009.
- [9] B. Jean Rodier, L'analyse de l'eau-9ème édition–Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer| Biblio-Sciences (Water analysis–9th edition–Natural water, waste water, sea water), in, Biblio-sciences, 2009.
- [10] C. Berthe, Étude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés, France: Thèse de doctorat, Université de Limoges, (2006).
- [11] A. Kouassi, K. Ahoussi, Y. Koffi, I. Kouame, N. Soro, J. Biemi, 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 P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, (2014).
- [12] M.h. Hariti, Traitement du lixiviat par procédés électrochimiques, in, Ecole Nationale Polytechnique 2010.
- [13] V. François, Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis: Etude de l'impact de la recirculation de lixiviats sur colonnes de déchets, in, Limoges, 2004.
- [14] B. Malika, Contribution à l'étude des interactions dans le système déchets-Sol-Eau, in, Alger, Ecole Nationale Polytechnique, 1993.
- [15] A. TABOUCOUNT, Traitement des lixiviats du C.E.T d'Ouled Fayet par la combinaison des Procédés : boues activées et oxydation Fenton, in: Génie de l'Environnement, ECOLE NATIONALE SUPERIEURE POLYTECHNIQUE, 2009.
- [16] Y. Henry, Démonstration de faisabilité de la nitrification et de la dénitrification d'un lixiviat de lieu d'enfouissement sanitaire avec de la tourbe granulaire, École Polytechnique de Montréal, 1999.
- [17] T.H. Christensen, P. Kjeldsen, P.L. Bjerg, D.L. Jensen, J.B. Christensen, A. Baun, H.-J. Albrechtsen, G. Heron, Biogeochemistry of landfill leachate plumes, *Applied geochemistry*, 16 (2001) 659-718.
- [18] Y. Medkour, Caractérisation et traitement des lixiviats du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet, in, Alger, Ecole Nationale Polytechnique, 2012.
- [19] T.W. Clarkson, E. Merian, Metals and their compounds in the environment: occurrence, analysis, and biological relevance, VCH, 1991.

- [20] S. Trabelsi, Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques: application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir", in, Université Paris-Est, 2011.
- [21] A. Tatsi, A. Zouboulis, A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece), *Advances in Environmental Research*, 6 (2002) 207-219.
- [22] H. Khattabi, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France), in, Besançon, 2002.
- [23] D.L. Baun, T.H. Christensen, Speciation of heavy metals in landfill leachate: a review, *Waste management & research*, 22 (2004) 3-23.
- [24] C. Gachet, Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage de Déchets Ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats, in, Lyon, INSA, 2005.
- [25] O. YOUB, EXPERTISES DES CENTRES D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUES DE DECHETS URBAINS DANS LES PED: CONTRIBUTIONS A L'ELABORATION D'UN GUIDE METHODOLOGIQUE ET A SA VALIDATION EXPERIMENTALE SUR SITES, in, Ecole nationale polytechnique d'Oran-Maurice Audin.
- [26] P. Baccini, G. Henseler, R. Figi, H. Belevi, Water and element balances of municipal solid waste landfills, *Waste management & research*, 5 (1987) 483-499.
- [27] F. Charnay, Compostage des déchets urbains dans les pays en développement: élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost, in, Limoges, 2005.
- [28] H. Farrah, W. Pickering, Influence of clay-solute interactions on aqueous heavy metal ion levels, *Water, Air, and Soil Pollution*, 8 (1977) 189-197.
- [29] J. Harmsen, Identification of organic compounds in leachate from a waste tip, *Water Research*, 17 (1983) 699-705.
- [30] Z. Liu, W. Wu, P. Shi, J. Guo, J. Cheng, Characterization of dissolved organic matter in landfill leachate during the combined treatment process of air stripping, Fenton, SBR and coagulation, *Waste Management*, 41 (2015) 111-118.
- [31] A.Ž. Gotvajn, A. Pavko, Perspectives on biological treatment of sanitary landfill leachate, *Wastewater Treatment Engineering*, 13 (2015) 31-39.
- [32] V. Kumar, N. Sharma, M. Umesh, P. Chakraborty, K. Kaur, L. Duhan, S. Sarojini, B. Thazeem, R. Pasrija, A.S. Vangnai, Micropollutants characteristics, fate, and sustainable removal technologies for landfill leachate: A technical perspective, *Journal of Water Process Engineering*, 53 (2023) 103649.
- [33] Y. Hu, Z. Gu, J. He, Q. Li, Novel strategy for controlling colloidal instability during the flocculation pretreatment of landfill leachate, *Chemosphere*, 287 (2022) 132051.
- [34] M.J. Bashir, S.S. AbuAmr, E.Y.W. Hui, N.C. Aun, H.A. Aziz, Optimization of ammoniacal nitrogen removal from mature landfill leachate via ultrasonication, *American-Eurasian Journal of Sustainable Agriculture*, (2015) 43-51.
- [35] Y. Ren, Evaluation of landfill leachate treatment using aerobic granular sludge and activated sludge processes, in, 2017.
- [36] A. Spagni, S. Marsili-Libelli, M. Lavagnolo, Optimisation of sanitary landfill leachate treatment in a sequencing batch reactor, *Water Science and Technology*, 58 (2008) 337-343.
- [37] E. Marañón, L. Castrillón, Y. Fernández-Nava, A. Fernández-Méndez, A. Fernández-Sánchez, Colour, turbidity and COD removal from old landfill leachate by coagulation-flocculation treatment, *Waste management & research*, 28 (2010) 731-737.
- [38] M. Peyravi, M. Jahanshahi, M. Alimoradi, E. Ganjian, Old landfill leachate treatment through multistage process: membrane adsorption bioreactor and nanofiltration, *Bioprocess and biosystems engineering*, 39 (2016) 1803-1816.

- [39] G.T. Müller, A. Giacobbo, E.A. dos Santos Chiamonte, M.A.S. Rodrigues, A. Meneguzzi, A.M. Bernardes, The effect of sanitary landfill leachate aging on the biological treatment and assessment of photoelectrooxidation as a pre-treatment process, *Waste management*, 36 (2015) 177-183.
- [40] M. Islam, Q. Xu, Q. Yuan, Advanced biological sequential treatment of mature landfill leachate using aerobic activated sludge SBR and fungal bioreactor, *J Environ Health Sci Eng*, 18 (2020) 285-295.
- [41] M. El-Fadel, F. Matar, J. Hashisho, Combined coagulation–flocculation and sequencing batch reactor with phosphorus adjustment for the treatment of high-strength landfill leachate: Experimental kinetics and chemical oxygen demand fractionation, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 63 (2013) 591-604.
- [42] A. Seid-Mohammadi, G. Asgari, M. Rafiee, M.T. Samadi, F. Nouri, M. Pirsahab, F. Asadi, Fate and inhibition of Bis (2-Ethylhexyl) phthalate in biophysical reactors for treating real landfill leachate, *Process Safety and Environmental Protection*, 160 (2022) 450-464.
- [43] G.Z. Breisha, J. Winter, Bio-removal of nitrogen from wastewaters-A review, *Journal of American Science*, 6 (2010) 508-528.
- [44] W. Li, T. Hua, Q. Zhou, S. Zhang, F. Li, Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption, *Desalination*, 264 (2010) 56-62.
- [45] E. Marañón, L. Castrillón, Y. Fernández-Nava, A. Fernández-Méndez, A. Fernández-Sánchez, Coagulation–flocculation as a pretreatment process at a landfill leachate nitrification–denitrification plant, *Journal of hazardous materials*, 156 (2008) 538-544.
- [46] H.A. Aziz, S. Alias, M.N. Adlan, A. Asaari, M.S. Zahari, Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes, *Bioresource technology*, 98 (2007) 218-220.
- [47] E. Diamadopoulos, Characterization and treatment of recirculation-stabilized leachate, *Water research*, 28 (1994) 2439-2445.
- [48] A. Amokrane, C. Comel, J. Veron, Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation, *Water research*, 31 (1997) 2775-2782.
- [49] A. Tatsi, A. Zouboulis, K. Matis, P. Samaras, Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates, *Chemosphere*, 53 (2003) 737-744.
- [50] Z. Luan, H. Tang, C. Yu, Dynamic transformation and stability of hydrolyzed alum and poly-aluminum in the coagulation and flocculation processes, *Acta Sci. Circums*, 17 (1997) 321-327.
- [51] R.N. Kumar, S. Sadaf, M. Verma, S. Chakraborty, S. Kumari, V. Polisetti, P. Kallem, J. Iqbal, F. Banat, Old Landfill Leachate and Municipal Wastewater Co-Treatment by Sequencing Batch Reactor Combined with Coagulation–Flocculation Using Novel Flocculant, *Sustainability*, 15 (2023) 8205.
- [52] J.L. De Morais, P.P. Zamora, Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates, *Journal of hazardous materials*, 123 (2005) 181-186.
- [53] I. Trabelsi, S. Salah, F. Ounaies, Coupling short-time sequencing batch reactor and coagulation–settling process for co-treatment of landfill leachate with raw municipal wastewater, *Arabian Journal of Geosciences*, 6 (2013) 2071-2079.
- [54] P. Kjeldsen, M.A. Barlaz, A.P. Rooker, A. Baun, A. Ledin, T.H. Christensen, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review, *Critical reviews in environmental science and technology*, 32 (2002) 297-336.
- [55] Á. Anglada, A.M. Urtiaga, I. Ortiz, Laboratory and pilot plant scale study on the electrochemical oxidation of landfill leachate, *Journal of hazardous materials*, 181 (2010) 729-735.

- [56] Z.J. Yong, M.J. Bashir, C.A. Ng, S. Sethupathi, J.-W. Lim, A sequential treatment of intermediate tropical landfill leachate using a sequencing batch reactor (SBR) and coagulation, *Journal of environmental management*, 205 (2018) 244-252.
- [57] F. Gamoń, M. Tomaszewski, A. Ziemińska-Buczyńska, Ecotoxicological study of landfill leachate treated in the ANAMMOX process, *Water Quality Research Journal*, 54 (2019) 230-241.
- [58] C.A. Madera-Parra, Treatment of landfill leachate by polyculture constructed wetlands planted with native plants, *Ingeniería y competitividad*, 18 (2016) 183-192.
- [59] A.G. Capodaglio, G. Olsson, Energy issues in sustainable urban wastewater management: Use, demand reduction and recovery in the urban water cycle, *Sustainability*, 12 (2019) 266.
- [60] S. Babaei, M.R. Sabour, S. Moftehari Anasori Movahed, Combined landfill leachate treatment methods: an overview, *Environmental Science and Pollution Research*, (2021) 1-14.
- [61] X. Wang, S. Chen, X. Gu, K. Wang, Pilot study on the advanced treatment of landfill leachate using a combined coagulation, fenton oxidation and biological aerated filter process, *Waste management*, 29 (2009) 1354-1358.
- [62] J.-S. Guo, A.A. Abbas, Y.-P. Chen, Z.-P. Liu, F. Fang, P. Chen, Treatment of landfill leachate using a combined stripping, Fenton, SBR, and coagulation process, *Journal of Hazardous Materials*, 178 (2010) 699-705.
- [63] M. Yalılı, K. Kestioglu, T. Yonar, Landfill leachate treatment by the combination of physicochemical methods with adsorption process, *Journal of biological and environmental sciences*, 1 (2007).
- [64] C. Di Iaconi, R. Ramadori, A. Lopez, Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate, *Biochemical Engineering Journal*, 31 (2006) 118-124.
- [65] S.-S. Kamala, L.-H. Tey, Y.-L. Sim, Combined chemical, physical and biological treatment using *Chlorella vulgaris* sp. on landfill leachate, in: *AIP Conference Proceedings*, AIP Publishing, 2018.
- [66] J. Zhang, X. Wu, D. Qiu, J. Mao, H. Zhang, Pilot-scale in situ treatment of landfill leachate using combined coagulation–flocculation, hydrolysis acidification, SBR and electro-Fenton oxidation, *Environmental technology*, 40 (2019) 2191-2200.
- [67] H.-s. Li, S.-q. Zhou, Y.-b. Sun, P. Feng, Advanced treatment of landfill leachate by a new combination process in a full-scale plant, *Journal of Hazardous Materials*, 172 (2009) 408-415.
- [68] Y. Wu, S. Zhou, X. Ye, D. Chen, K. Zheng, F. Qin, Transformation of pollutants in landfill leachate treated by a combined sequence batch reactor, coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter technology, *Process Safety and Environmental Protection*, 89 (2011) 112-120.
- [69] M. Nurisepehr, S. Jorfi, R.R. Kalantary, H. Akbari, R.D.C. Soltani, M. Samaei, Sequencing treatment of landfill leachate using ammonia stripping, Fenton oxidation and biological treatment, *Waste Management & Research*, 30 (2012) 883-887.
- [70] H. Alvarez-Vazquez, B. Jefferson, S.J. Judd, Membrane bioreactors vs conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review, *Journal of Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology*, 79 (2004) 1043-1049.
- [71] T.A. Kurniawan, G.Y. Chan, W.-H. Lo, S. Babel, Physico–chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals, *Chemical engineering journal*, 118 (2006) 83-98.
- [72] S.A. Siddiqi, A. Al-Mamun, M.S. Baawain, A. Sana, A critical review of the recently developed laboratory-scale municipal solid waste landfill leachate treatment technologies, *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 52 (2022) 102011.

- [73] B. Naveen, D.M. Mahapatra, T. Sitharam, P. Sivapullaiah, T. Ramachandra, Physico-chemical and biological characterization of urban municipal landfill leachate, *Environmental Pollution*, 220 (2017) 1-12.
- [74] A. Alver, L. Altaş, Characterization and electrocoagulative treatment of landfill leachates: A statistical approach, *Process safety and environmental protection*, 111 (2017) 102-111.
- [75] A.M. Costa, R.G.d.S.M. Alfaia, J.C. Campos, Landfill leachate treatment in Brazil—An overview, *Journal of environmental management*, 232 (2019) 110-116.
- [76] S.A. Siddiqi, A. Al-Mamun, A. Sana, M.S. Baawain, M.R. Choudhury, Characterization and pollution potential of leachate from urban landfills during dry and wet periods in arid regions, *Water Supply*, 22 (2022) 3462-3483.
- [77] F. Khalil, O. Bouaouine, H. Chtioui, S. Souabi, M. Aboulhassan, A. Ouammou, Traitement des lixiviats de décharge par coagulation-floculation (Treatment of Landfill Leachate by coagulation-flocculation), *J. Mater. Environmen. Sci*, 6 (2015) 1337-1342.
- [78] L. Zheng, H. Lin, Y. Dong, B. Li, Y. Lu, A promising approach for simultaneous removal of ammonia and multiple heavy metals from landfill leachate by carbonate precipitating bacterium, *Journal of Hazardous Materials*, 456 (2023) 131662.
- [79] H.D. Robinson, G. Grantham, The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: experience in Britain and Ireland, *Water research*, 22 (1988) 733-747.
- [80] D. Kosolapov, P. Kuschik, M. Vainshtein, A. Vatsourina, A. Wiessner, M. Kästner, R. Müller, Microbial processes of heavy metal removal from carbon-deficient effluents in constructed wetlands, *Engineering in Life Sciences*, 4 (2004) 403-411.
- [81] N. Ahalya, T. Ramachandra, R. Kanamadi, Biosorption of heavy metals, *Res. J. Chem. Environ*, 7 (2003) 71-79.
- [82] H. Luo, Y. Zeng, Y. Cheng, D. He, X. Pan, Recent advances in municipal landfill leachate: A review focusing on its characteristics, treatment, and toxicity assessment, *Science of the Total Environment*, 703 (2020) 135468.
- [83] F.M. Pang, S.P. Teng, T.T. Teng, A.M. Omar, Heavy metals removal by hydroxide precipitation and coagulation-flocculation methods from aqueous solutions, *Water Quality Research Journal*, 44 (2009) 174-182.
- [84] J. Koc-Jurczyk, L. Jurczyk, Efficiency of removal of heavy metals from municipal landfill leachate, *Journal of Elementology*, 12 (2007) 327-334.



## Conclusion

En résumé, cette étude a démontré de l'intégration d'un réacteur biologique séquentiel (SBR) avec des processus de coagulation/floculation utilisant du chlorure ferrique comme coagulant et de la chaux comme floculant est hautement efficace pour le traitement des lixiviats de la décharge d'El Keurt. Les résultats obtenus ont révélé des réductions substantielles et significatives des paramètres de pollution clés.

La turbidité des lixiviats a été réduite de manière spectaculaire de 98,22 %, atteignant seulement 4,51 NTU après traitement, ce qui témoigne de l'efficacité du processus de coagulation/floculation pour éliminer les particules en suspension. De plus, une réduction significative de 90,26 % de la DCO a été observée, avec une concentration diminuée à 205 mg/l après traitement, indiquant une forte capacité à dégrader les composés organiques présents. Les MES ont également été réduites de 99,78 % à 0,99 g/l, démontrant l'efficacité du traitement dans l'élimination des matières en suspension.

Les analyses chimiques ont confirmé des réductions notables pour d'autres contaminants tels que le fer (95,74 %), le baryum (73 %), le chrome (44,3 %) et l'aluminium (84,58 %), soulignant la capacité du traitement à éliminer divers polluants métalliques et organiques présents dans les lixiviats.

L'adaptabilité de cette méthode aux variations des caractéristiques des lixiviats, qui peuvent varier en composition selon les types de déchets déposés, en fait une solution robuste et efficace pour le traitement ces effluents. La combinaison de filières biologiques avec des techniques de traitement chimique permet non seulement une performance élevée en termes d'élimination des contaminants, mais également une approche durable et économiquement viable pour la gestion des eaux résiduaires.

En conclusion, l'approche hybride SBR/coagulation-floculation étudiée représente une avancée significative dans le domaine du traitement des lixiviats, offrant une réponse technologique efficace et durable aux défis environnementaux posés par les décharges et les installations de gestion des déchets. Ces résultats renforcent l'importance de développer et d'adopter des solutions innovantes pour assurer la protection de l'environnement et la durabilité des pratiques de traitement des déchets liquides à l'échelle mondiale.

À la lumière des résultats prometteurs obtenus dans cette étude, plusieurs perspectives futures peuvent être envisagées pour améliorer encore le traitement des lixiviats de la décharge d'El Keurt et pour étendre l'applicabilité de ce traitement hybride :

- ✓ Optimisation des paramètres de traitement : Continuer à ajuster les paramètres opérationnels tels que les doses de coagulant et de floculant, les temps de rétention et les conditions de traitement pour maximiser l'efficacité du processus.
- ✓ Étude de la stabilité et de la durabilité : Évaluer la stabilité à long terme et la durabilité du système de traitement hybride, notamment en étudiant les effets de charge fluctuante et les conditions climatiques variables sur les performances du traitement.
- ✓ Intégration avec d'autres technologies : Explorer l'intégration de cette approche avec d'autres technologies émergentes telles que les procédés d'oxydation avancés (POA) ou les membranes avancées pour améliorer davantage la qualité de l'effluent traité.
- ✓ Études de cycle de vie et économie circulaire : Réaliser des analyses de cycle de vie pour évaluer l'empreinte environnementale globale de l'approche de traitement des lixiviats et promouvoir une économie circulaire en récupérant les sous-produits valorisables du processus de traitement.
- ✓ Transfert de technologie et application à grande échelle : Faciliter le transfert de cette technologie vers d'autres sites de décharges similaires et promouvoir son adoption à grande échelle en partenariat avec les autorités locales et les acteurs de l'industrie.
- ✓ Recherche sur les nouveaux polluants : Continuer à surveiller et à étudier l'efficacité du traitement pour une gamme élargie de contaminants émergents et persistants présents dans les lixiviats de décharge.

Ces perspectives offrent un cadre pour le développement futur et l'amélioration continue des stratégies de traitement des lixiviats, visant à renforcer la durabilité environnementale et à répondre aux défis croissants de gestion des déchets à l'échelle mondiale.

## Annexe 01

**Tableau I.03 : Composition des lixiviats issus des CET[103].**

	CET	DCO	DBO <sub>5</sub>	DBO <sub>5</sub> /DCO	pH	MES	NTK	N-NH <sub>3</sub>	Référence
J	Canada	13800	9660	0,70	5.8	-	212	42	[104]
J	Chine, Hong Kong	15700	4200	0,27	7.7	-	-	2260	[105]
J	Chine, Hong Kong	17000	7300	0,43	7,0-	> 5000	3200	3000	[106]
J	Chine, Continentale	1900-	3700-	0,36 à	7.4 à	-	-	630-	[107]
J	Grèce	70900	26.800	0,38	6.2	950	3400	3100	[108]
J	Italie	19900	4000	0,20	8	-	-	3917	[109]
J	Italie	10540	2300	0,22	8.2	1666	-	5210	[110]
J	Corée du Sud	24400	10800	0,44	7.3	2400	1766	1682	[111]
J	Turquie	16200-	10800-	De0,	7,3-	-	-	1120-	[112]
J	Turquie	20000 35000-	11000 20000-	55 à 0.5-0.6	7.8 5,6 à	2630-	2.370	2500 2020	[113]
J	Turquie	10750-	6380-	0,52 à	7,7-	1013-	-	1946-	[114]
J	Canada	3210-	-	-	6,9 à	-	-	-	[115]
AM	Chine	5800	430	0,07	7.6	-	-	-	[116]
AM	Chine, Hong Kong	7439	1436	0,19	8.22	784	-	-	[117]
AM	Allemagne	3180	1060	0,33	-	-	1.135	884	[118]
AM	Allemagne	4000	800	0,20	-	-	-	800	[119]
AM	Grèce	5350	1050	0,20	7.9	480	1100	940	[108]
AM	Italie	5050	1270	0,25	8.38	-	1.670	1330	[35]
AM	Italie	3840	1200	0,31	8	-	-	-	[120]
AM	Pologne	1180	331	0,28	8	-	-	743	[121]
AM	Taiwan	6500	500	0,08	8.1	-	-	5500	[122]
AM	Turquie	9500	-	-	8.15	-	1450	1270	[123]
V	Brésil	3460	150	0,04	8.2	-	-	800	[124]
V	Estonie	2170	800	0,37	11,5	-	-	-	[125]
V	Finlande	556	62	0,11	-	-	192	159	[126]
V	Finlande	340-920	84	50,09 à 0,25	7,1-	-	-	330-560	[127]
V	France	500	7.1	0,01	7.5	130	540	430	[128]

V	France	100	3	0,03	7.7	13-	5-960	0.2	[129]
V	France	1930	-	-	7	-	-	295	[130]
V	Malaisie	1533-	48-105	0,03-	7.5 à	159-	-	-	[131]
V	Corée du Sud	1409	62	0,04	8,57	404	141	1.522	[132]
V	Turquie	10.000	-	-	8.6	1600	1680	1.590	[133]

- J : jeune
- AM : l'âge moyen
- V : vieux,
- Concentrations en mg/L

## Annexe 02

Tableau IV.1. Résultats des analyses physico-chimiques du lixiviat du CET de Mascara

paramètre	Unités	valeurs limites	24/01/2021	19/04/2021	04/07/2021	21/09/2021	23/01/2022	16/05/2022	12/07/2022	18/09/2022	08/11/2022	04/01/2023	15/04/2023	24/05/2023	20/09/2023	03/10/2023	14/12/2023
1	Température		27	27	28,3	31,7	20	22	22,6	24,5	23	22	28	26	26	23	28
2	PH		8,5	7,66	7,43	7,59	7,87	8,36	7,98	7,58	7,58	8,25	8,05	8,50	7,94	8,85	8,34
3	DBO5	mg d'oxygène e/l	510,00	136,00	33,00	521,00	493,00	594,00	610,00	625,00	1230,00	1000,00	890,00	368,00	510,00	300	1800
4	DCO	mg/l	830,00	364,00	82,00	1068,00	1030,00	1285,00	1300,00	1330,00	3200,00	2800,00	1240,00	960,00	1037,00	680	3620
5	MES	mg/l	123,00	266,00	41,50	468,50	342,78	411,40	524,23	534,12	481,80	632,00	750,00	258,00	440,00	694,00	980,00
6	Azote total	mg/l	176,00	45,68	17,80	334,00	286,00	341,92	398,11	400,53	368,62	166,00	120,00	512,00	120,00	80,00	271,00
7	Phosphore Total	mg/l	23,19	9,63	3,20	784,00	628,00	759,00	77,10	78,00	71,38	125,00	77,50	31,10	21,16	82,00	112,00
8	Aluminium	mg/l	5	0,57	0,66	2,30	1,64	2,00	2,46	3,46	2,27	5,45	4,20	4,25	3,75	4,73	4,50
9	Substances toxiques bioaccumulables	mg/l	/	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	/	/	0,00	0,001	0,004	0,030	0,001	0,001	0,002
10	Cyanures	mg/l	0,1	0,03	0,05	0,05	0,05	0,05	0,06	0,06	0,05	0,01	0,32	0,23	0,35	0,58	0,48
11	Fluor et composés	mg/l	4,3	0,22	0,80	1,09	1,03	1,26	1,45	1,52	1,34	1,31	1,00	1,25	1,02	1,011	2,990
12	Indice de phénols	mg/l	1	0,02	0,09	0,21	0,18	0,22	0,25	0,25	0,23	0,02	0,00	2,56	1,01	0,280	0,990
13	Hydrocarbures totaux	mg/l	3,40	19,20	6,34	11,86	10,67	13,01	14,50	15,00	13,42	8,50	11,13	14,40	10,90	10,000	4,640
14	Cadmium	mg/l	0,1	0,03	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03	0,09	0,42	0,23	0,00	0,02	0,00	0,03
15	Cuivre total	mg/l	1	0,97	0,10	0,07	0,05	0,06	0,96	0,12	0,09	0,03	1,39	0,01	0,00	0,00	0,03
16	Mercurie total	mg/l	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,001	0,010
17	Plomb	mg/l	0,5	0,06	0,72	0,09	0,07	0,08	0,12	0,13	0,12	0,01	0,53	0,50	0,20	0,00	3,60
18	Chrome Total	mg/l	2	1,10	0,36	0,36	0,34	0,42	1,16	1,21	1,07	2,12	0,78	2,87	1,88	0,84	1,77
19	Etain	mg/l	0,1	0,05	0,16	0,75	0,70	0,85	0,90	0,91	0,83	0,01	0,65	1,01	0,44	0,00	1,23
20	Manganèse	mg/l	/	0,44	0,05	0,08	0,06	0,07	53,00	150,30	122,00	116,00	155,52	93,16	86,00	126,000	174,120
21	Nickel total	mg/l	2	0,06	0,06	0,17	0,14	0,17	0,20	0,22	0,19	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09
22	Zinc total	mg/l	2	0,07	0,81	0,43	0,38	0,47	0,51	0,52	0,47	0,57	0,00	2,33	0,95	3,12	4,33
23	Fer	mg/l	1	3,40	2,15	1,23	1,07	1,30	1,60	1,80	1,50	1,95	3,01	2,45	2,60	3,50	0,72
24	Composés organiques chlorés	mg/l	2	/	0,12	0,53	0,47	0,48	0,25	8,60	13,00	11,00	8,00	4,30	7,60	0,001	0,001
25	Argent	mg/l	0,1	0,05	0,04	0,03	0,05	0,01	0,08	0,09	0,08	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
26	Arsenic	mg/l	0,1	0,01	0,00	0,00	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,01	0,00	0,02	0,01	0,00	0,03
27	Béryllium	mg/l	0,05	0,03	0,01	0,03	0,00	0,02	0,05	0,06	0,05	0,05	0,00	0,00	0,00	0,001	0,003
28	Chlor	mg/l	3	2,30	7,60	6,50	13,00	1,23	2,70	3,00	2,50	8,30	8,00	4,30	0,00	0,00	1,00
29	Chromate	mg/l	2	1,47	2,45	0,78	0,82	2,10	1,51	1,30	1,40	4,94	2,84	4,94	2,10	1,99	4,00
30	Cobalt	mg/l	2	0,33	0,27	0,31	0,01	0,21	0,35	0,02	0,06	0,44	0,00	0,10	0,02	0,00	0,21
31	Magnésium	mg/l	300	35,96	48,30	2,64	116,64	72,20	36,00	43,00	33,30	155,00	121,00	96,00	162,00	174,20	364,50
32	Sulfures	mg/l	1	1,29	1,72	0,95	1,02	1,08	1,31	1,43	1,21	0,85	0,07	0,10	0,01	0,00	0,64
33	Sulfates	mg/l	400	650,00	582,00	96,30	420,30	120,00	7,79	28,00	67,00	1404,00	1680,00	202,00	144,00	178,18	280,00
34	Nitrites	mg/l	0,1	0,11	0,13	3,12	4,14	1,62	8,00	11,40	10,00	9,04	7,25	7,84	9,20	11,20	8,40