

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة أمحمد بوقرة بومرداس
Université M'hamed Bougara de Boumerdès



Faculté des Sciences - Département de Chimie

Domaine : Science de la matière

Filière : Chimie

Spécialité : chimie de l'environnement

Mémoire de projet de fin d'études en vue de l'obtention du Diplôme de Master

Présenté et soutenue par

Mr. Chergui Yasser
Mr. Mohamed Said Hcene

(Licencié en Chimie Analytique)

09 Spetembre 2021

Thème

***Evolution des paramètres physico-chimiques du lixiviat traité par couplage
précipitation / traitement biologique sur boues activées***

DJELID Malia	Maitre assistante A	FS-UMBB	Président
ATEK Dalila	Maitre de conférences B	FS-UMBB	Promoteur
BAKALEM Amel	Maitre assistante A	FS-UMBB	Examineur

Dédicace

Je dédie ce travail à

Ma mère, qui a œuvré pour ma réussite, de par son amour, son soutien, tous les sacrifices consentis et ses précieux conseils, pour tout son assistance et sa présence dans ma vie, reçois à travers ce travail aussi modeste soit-il, l'expression de mes sentiments et de mon éternelle gratitude.

Mon père, qui peut être fier de trouver ici le résultat de longues années de sacrifices et de privations pour m'aider à avancer dans la vie.

Puisse Dieu faire en sorte que ce travail porte son fruit A mes très chers frères

*Mohamed Saïd
Hocine et Rayane.*

À mes amis qui m'ont soutenu : Yasser, Ahmed et Rabah.

Hcene



Dédicace

Je dédie ce modeste travail:

*A ma très chère mère pour son amour qui
n'ajamais cessé de prier pour moi, pour ses
encouragements, ses orientations et son soutien
durant tout le long de mes études.*

*A mon très cher père, pour ses
encouragements, surtout pour son sacrifice afin que
rien n'entrave le déroulement de mes études.*

A mes très chers frères: ISSAM, ABDOU

A ma merveilleuse sœur Manar

*A tous ceux qui contribues de près ou de loin
à la réalisation de ce travail.*

*A mes amies spécialement HCENE,
AHMED, RABEH,*

YASSER

Remerciements

La présente étude a été réalisée au niveau du laboratoire de la pédagogie du département de chimie à la faculté de science sous la direction de Mme ATEK DALILA.

On tient avant tout à remercier Dieu tout puissant de nous avoir donné la force et la volonté pour achever ce modeste travail.

Nos remerciements vont également à Madame **ATEK Dalila** d'avoir accepté de nous encadrer, pour son aide, son encouragement et son soutien tout au long de la réalisation de ce travail, et aussi pour sa grande patience.

Nos vifs remerciements sont destinés également à **Mme, DJELID Malia** qui a fait le privilège de présider notre jury.

Nous tenons à remercier **Mme BAKALEM Amel** d'avoir accepté de faire partie de notre jury.

On remercie toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail en particulier le personnel du CET et celui de l'ONA et sans oublier la contribution précieuse des techniciens du laboratoire de traitement des eaux du département de génie des procédés de la FSI.

A la fin nous tenons à remercier également tous les enseignants et le personnel techniques et administratif de l'UMBB et en particulier ceux du Département de chimie et tous les étudiants de la promotion 2021/2022.

Remerciements

Listes d'abréviation :

AGV : Acide gras volatile.

AND : Agence Nationale des Déchets.

CDS : centre de stockage.

CET : Centre d'Enfouissement Technique.

DBO : Demande biologique en oxygène.

DBO₅ : Demande biologique en oxygène pendant 5 jours.

DCO : Demande chimique en oxygène.

MES : Matière en suspension.

MVS : Matière volatile en suspension.

MMS : Matière minérale sèche.

MO : Matière Organique.

OMS : Organisation mondial de la santé.

ONA : Office National d'Assainissement

pH : Potentiel d'hydrogène.

T : Température.

UV : Ultraviolet.

µm : micro mètre.

PC : physico-chimique.

IM : Indice de Mohlman.

SBR : Sequencing batch reactors.

PAC : Charbon actif poudre.

GAC : Charbon actif granulaire.

GAA : Alumine activée granulaire.

Listes d'abréviation :

POA : Procédé d'oxydation avancée.

MF : Microfiltration.

EH : Equivalent habitant.

Liste des figures

Figure I.1 : Différents traitements possibles pour l'élimination des déchets.....	7
Figure 1.2 : Les diverses étapes de la dégradation biologiques.....	9
Figure 1.3 : Principales composantes du bilan hydrique dans une décharge.....	12
Figure 2.1 : Les différents procédés de traitement de lixiviat.....	16
Figure 3.1 : Traitement avec un réacteur biologique séquentiel (RBS).....	33
Figure 1.1. : Extrait de la carte topographique de la commune de corso.....	41
Figure 1.2. : Centre de tri du CET de Corso.....	43
Figure 1.3 : Le Casier du CET de corso.....	44
Figure 1.4 : Casier en service.....	44
Figure 1.5 : Pui de captage du biogaz.....	45
Figure 1.6 : Bassin de décantation.....	46
Figure 1.7 : Station de traitement des eaux usées générées sur le site du CET.....	47
Figure 2.1 précipitation du lixiviat par la chaux (essai de prétraitement).....	51
Figure 2.2 : Dispositif du Bassin du traitement biologique (SBR).....	52
Figure 3.2 : Variation du taux d'abattement de la DCO en fonction de différentes masses de chaque agent précipitant.....	57
Figure 3.3 : Evolution du taux d'abattement de la turbidité en fonction de la masse des trois agents précipitants.....	58
Figure 3.4 : Influence du couplage sur l'évolution de la [DCO] en fonction du temps en jours.....	60
Figure 3.5 : Influence du couplage sur l'évolution de la Turbidité, [MES], [MVS] en fonction du temps en jours.....	61
Figure 3.6 : Influence du couplage sur l'évolution du pH et de la conductivité en fonction du temps en jours.....	62
Figure 3.7 : L'évolution de la cinétique d'abattement des ions NO ₃ ⁻ et NO ₂ ⁻ par couplage (précipitation / SBR).....	63
Figure 3.8 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur la DCO.....	64
Figure 3.9 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur la Conductivité.....	64

Liste des figures

Figure 3.10 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur Nitrite et Nitrate.....	65
Figure 3.11 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur la turbidité.....	66
Figure 3.12 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur les MES.....	67
Figure 3.13 histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur les MVS.....	67
Figure 3.14 influence du couplage (précipitation/ traitement biologique SBR) sur la couleur du lixiviat étudié.....	69
Figure 3.15 : Taux d'abattement de la DCO pendant les différents procédés du traitement.....	70

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Différent type de déchet provenant des agglomérations.....	3
Tableau 1.2 : Les différentes catégories de déchets suivant leur origine.....	5
Tableau 1.3: Quelques exemples de production de déchets par pays et par habitant..	6
Tableau 1.4 : Production de la quantité des déchets urbains par taille d'agglomération.....	7
Tableau 1.5 : Classement des lixiviats selon l'âge de la décharge.....	10
Tableau 1.6 : Valeurs limites des paramètres de rejets des effluents liquides industriels selon les normes algériennes.....	11
Tableau 1.7 : Les différents types de polluants présents dans le lixiviat et leurs compositions.....	13
Tableau II.2.4.6 : classification des procédés d'oxydations avancées.....	24
Tableau 3.1 : la différence de l'efficacité de certains traitements physicochimiques uniques et lorsqu'ils sont combinés avec d'autres.....	38
Tableau 2.1: Méthodes d'analyse physico-chimique.....	49
Tableau 2.2 : Matériel et produits utilisés pour effectuer le traitement physicochimiques et biologique du lixiviat étudié.....	50
Tableau 3.1: Teneurs des différent paramètres caractérisant de lixiviat du Bassin du CET de Corso avant traitement comparativement avec les normes de rejets.....	52
Tableau 3.2 : Biodégradabilité et stabilité des déchets en fonction du rapport DBO5/DCO.....	55
Tableau 3.2 : Caractérisation de la boue activée.....	56
Tableau 3.3 : Résultats de la caractérisation du lixiviat avant et après traitement par précipitation.....	59
Tableau 3.4 : Résultats de la caractérisation du lixiviat avant et après traitement par précipitation et après traitement biologique (SBR).....	68

Dédidace

Remerciements

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction generale 1

CHAPITRE I: Déchets et lixiviats

1.1. Introduction..... 3

1.2. Gestion des déchets 3

1. 2.1. Définition 3

1. 2.2 .Classification des déchets4

1. 2.2.1.Classification selon leur nature 4

1.2.2.2.Classification selon le mode de traitement et d'élimination 4

1. 2.2.3.Classification selon leur comportement et leur effet sur l'environnement 4

1. 2.2.4 Classification selon leur origine 4

1.3 Déchet ménagers et assimilés 5

1.3.1 Définitions des déchets ménagers 5

1.3.2 Définitions des déchets assimilable aux déchets ménagers 5

1.3.3 Production et évolution des déchets ménagers 6

1.3.3.1 La variabilité des quantités générées 6

1.3.3.2 Mesure de production des déchets ménagers 6

1.3.4.Quantité des déchets urbains produit en Algérie 6

I.4. Déférents méthodes d'élimination et du traitement des déchets 7

I.4.1 Stockage (centre d'enfouissement technique CET)..... 8

1.5. Gestion des émissions liquides (les lixiviats)	8
1.5.1. Définition de lixiviat	8
1.5.2. Production de lixiviat	8
1.5.3. Mécanisme de production de lixiviat	8
1.3.1. Mécanisme physico-chimique.....	9
1.5.4. Composition de lixiviat	9
1.5.6. Type de lixiviat	10
15.7. Quantification des lixiviats.....	11
1.5.8. Types des polluants présents dans les lixiviats	13
1.6. Impact des lixiviats sur l'environnement	13
1.7. Impact d'une décharge sur l'environnement	14
1.8. Conclusion	15
Chapitre 2 : Procédés physicochimiques de traitement de lixiviat	
2.1. Introduction.....	16
2.2. Différents procédés de traitement de lixiviat	16
2.3. Procédés biologiques	16
2.4. Procédés physicochimiques	17
2.4.1. Coagulation-floculation	17
2.4.2. Flottation	17
2.4.3. Filtration sur charbon actif	17
2.4.4 Procédés membranaires	18
2.4.4.1 Ultrafiltration.....	18
2.4.4.2 Nano filtration	18
2.4.4.3 Microfiltration	18
2.4.4.4 Résines échangeuse d'ions.....	19
2.4.4.5 Osmose inverse	19

2.4.6.Traitement par Oxydation.....	19
2.4.6.1.Traietmet chimique classique.....	19
2.4.6.2. Les procédés d'oxydation avancées.....	20
Chapitre 3 : Traitement biologique	
3.1. Introduction	26
3.2 Définition d'une eau usée	26
3.2.1.Origine d'une eau usée	26
3.2.1.1.Les eaux usées domestique	26
3.2.1.2.Les eaux usées industrielles	26
3.3.1.3.Les eaux agricoles	27
3.3.1.4Les eaux pluviales	27
3.4. Pourquoi traiter les lixiviats de CET par vois biologique	27
3.5. Procédés biologique	28
3.5.1 Les paramètres influençant procédés biologiques	28
3.5.1.1 La température	28
3.5.1.2 Le potentiel d'hydrogène (pH)	28
3.5.1.2 La turbidité	28
3.5.1.4 Les matières en suspensions (MES).....	28
3.5.1.5 Les matières volailles en suspensions (MVS)	29
3.5.1.6 Les matières minérales (MMS)	29
3.5.1.7 La conductivité électrique (CE)	29
3.5.1.8 La demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	29
3.5.1.9 La demande chimique en oxygène (DCO).....	30
3.5.1.10La biodégradabilité	30
3.5.1.11'équivalent habitant (EH).....	30
3.6 Principe de l'épuration biologique	31

3.7 Traitement biologique.....	31
3.7.1 Lagunage	31
3.7.1.1 Lagunage naturel (aérobie)	31
3.7.1.2 Lagunage aéré	31
3.7.1.3 Lagunage anaérobie	32
3.7.2 Boue activé	32
3.7.2.1 Description du procédés d'épuration à boue activée	34
3.7.2.2 Les microorganismes intervenant dans le procédé	34
3.7.2.2.1 Les microflores des boues activées	34
3.7.2.2.2 La microfaune des boues activées	35
3.7.2.3Le foisonnement des boues activées	36
3.7.3Mise en œuvre du traitement biologique	36
3.7.3.1 Traitement en discontinu	36
3.7.3.2 Traitement en contenue	37
3.7.4.Traitement dans un réacteur biologique séquentiel (SBR)	39
3.7.3.3 Généralité	39
3.8 Conclusion	39

Partie expérimentale

Chapitre 1 : CET de Corso

1.1.2. Situation géographique	40
1.1.3. Hydrographie	40
1.1.4. Topographie.....	41
1.1.5. Géologie	41
1.1.6. Nature du sol	41
1.2. Condition climatique	42
1.2.1 Vent et siroco	42
1.2.2 Pluviométrie	42

1.2.3. Température	42
1.2.4. Centre de tri	42
1.3. Aménagement du casier et digue au niveau de CET de Corso	44
1.3.1. Réseau de captage du biogaz	44
1.3.2. Réseau de drainage de lixiviat	45
1.3.3. Bassin de stockage de lixiviat	45
1.4. Station de traitement des lixiviats du site	46
1.5. Les lixiviats exclus	47
Chapitre 2: Matériel et méthode	
2.1 Introduction	48
2.2 Echantillonnage	48
2.3 Caractérisation du lixiviat et de la boue	48
2.4 Procédé de traitement par couplage	50
2.4.1 Traitement physicochimique	50
2.4.2 Traitement biologique par (SBR)	51
Chapitre 3 : Résultat et discussion	
3.1. La caractérisation	52
3.1.1. Le lixiviat	52
3.1.2 Paramètres physique	53
3.1.3. La boue	56
3.2 Traitement physicochimique par précipitation du lixiviat	57
3.2.1. Effet de la variation de la masse sur le taux d'abattement de la DCO	57
3.2.2 Effet de la variation de la masse sur le taux d'abattement de la turbidité	57
3.2.3 Evolution des paramètres physico-chimiques avant et après traitement par précipitation	59
3.3. Couplage du système du traitement chimique avec le traitement Biologique par SBR	60
3.3.1 Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution de la DCO	60
3.3.2 Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution de la Turbidité, MES et MVS	61
3.3.3 Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution de la conductivité et le pH	62

3.3.4	Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution des ions nitrites et nitrates.....	63
3.3.5	Taux d'abattement de traitement par couplage sur la DCO	63
3.3.6	Taux d'abattement de traitement par couplage sur la Conductivité.....	64
3.3.7	Taux d'abattement du traitement par couplage sur Nitrite [NO ₂ ⁻] et Nitrate [NO ₃ ⁻].....	65
3.3.8	Taux d'abattement du traitement par couplage sur la turbidité.....	66
3.3.9	Taux d'abattement du traitement par couplage sur les MES.....	66
3.3.10	Taux d'abattement du traitement par couplage sur les MVS.....	67
3.4	Evolution des paramètres physico-chimiques après traitement biologique (SBR).....	68
	Conclusion générale	
	Référence bibliographique.....	
	Annexe.....	

3.3	Couplage du système du traitement chimique avec le traitement Biologique par SBR.....	72
3.3.1	Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution de la DCO.....	74
3.3.2	Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution de la Turbidité, MES et MVS..	75
3.3.3	Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution de la conductivité et le pH.....	76
3.3.4	Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution des ions nitrites et nitrates.....	77
3.3.5	Application à l'adsorption du lixiviat à la sortie du SBR	78
3.3.6	Taux d'abattement de traitement par couplage sur la Conductivité.....	80
3.3.7	Taux d'abattement du traitement par couplage sur Nitrite [NO ₂ ⁻] et Nitrate [NO ₃ ⁻].....	81
3.3.8	Taux d'abattement du traitement par couplage sur la turbidité.....	82
3.3.9	Taux d'abattement du traitement par couplage sur les MES.....	83
3.3.10	Taux d'abattement du traitement par couplage sur les MVS.....	84
3.4	Evolution des paramètres physico-chimiques après traitement biologique (SBR).....	86
	Conclusion générale	
	Référence bibliographique.....	
	Annexe.....	

Introduction Générale :

L'utilisation inconsidérée des ressources et l'élimination des déchets dans l'environnement contribuent à la dégradation du milieu. Cette dégradation a des implications sur la santé humaine, l'économie, la production alimentaire, le tourisme, la faune et la flore [1].

Nous verrons notre qualité de vie s'améliorer que si nous donnons à l'environnement, tous ceux que nous partageons, les soins qui lui sont dus, c'est-à-dire en exploitant les ressources de façon judicieuse et rationnelle en évitant le gaspillage inutile [2].

La protection de l'environnement est devenue un enjeu économique et politique majeur, les domaines de l'environnement et du développement durable d'une façon générale étant : la conservation de la nature, la prévention, la réduction ou la suppression des risques qui menacent les ressources naturelles. Les civilisations anciennes qui se sont succédées ont développé des techniques diverses de conservation des eaux et du sol. Celles qui ont donné leurs preuves, continuent jusqu'à présent à être utilisées.

Il s'agit essentiellement des systèmes de collecte des eaux, de la protection du sol et de la gestion des déchets, notamment des décharges et le traitement des ordures. Pour cela le stockage en Centre de Stockage de Déchets (CSD) est devenu, sous l'impulsion des réglementations destinées à protéger l'environnement. C'est une technologie très sophistiquée et ces techniques de gestion ont beaucoup progressé. Ainsi, un effort de recherche important est en cours pour étudier l'évolution du comportement des déchets stockés [3].

L'enfouissement technique reste un mode important d'élimination des déchets susceptible de permettre non seulement une gestion efficace des déchets mais aussi le traitement après drainage et récupération des deux effluents (les biogaz et les lixiviats). Devant cette situation l'Algérie a adopté en 2001 un programme spécial de gestion des déchets consistant à éradiquer les décharges sauvages et à mettre en place des Centres d'Enfouissement Techniques (CET) qui sont censés à garantir une mise en décharge saine des déchets et à minimiser les impacts négatifs sur l'environnement [4].

A ce jour plus d'une centaine de CET ont été réalisés et équipés de moyens modernes de mise en décharge (bull, pied à mouton, etc.). En effet, quel que soit son mode d'exploitation, une décharge peut être à l'origine de plusieurs sources de nuisance environnementale telles que : émission d'odeur, de bruit, de poussière,

Introduction Générale :

production de biogaz et surtout de lixiviats. Ce dernier représente la fraction importante de sa pollution. Contrairement aux biogaz, qui est dispersé dans l'atmosphère. Les lixiviats, de par leurs natures liquides, sont une source concentrée de polluants. Cet état de fait, montre la nécessité de leur traitement avant leur rejet dans l'environnement. Dans ce cadre précis, les boues activées ont bénéficié d'un intérêt accru du fait de leur aptitude à adsorber et fixer les polluants. Ces boues activées ont été identifiées comme étant des boues présentant une forte aptitude à piéger par adsorption et échange ionique les métaux lourds et dégrader les matières organiques [5].

Notre but étant de réduire la charge polluante existant dans notre lixiviat. Afin d'atteindre notre objectif des expériences ont été réalisées pour optimiser l'efficacité de notre boue activée.

A partir de toutes ces constatations, des travaux d'analyses et de recherches ont été effectués au sein du laboratoire de pédagogie de département de chimie, pour remédier à cette problématique, où plusieurs traitement de lixiviat issu du CET de corso (couplage traitement physicochimique – traitement biologique) ont été réalisés.

Pour cela, ce mémoire sera structuré comme suit :

La première partie est consacrée à une revue bibliographique qui comporte la synthèse des notions relatives aux déchets et lixiviat, Traitement physico-chimique et biologique.

La seconde partie du travail est débutée par une description du CET, lieu du prélèvement du lixiviat ensuite une description de la méthodologie est appliquée pour l'élaboration des installations des procédés de traitement en évoquant bien sûr le matériel et les réactifs suivi enfin des résultats et discussion.

A la fin, en guise de conclusion, une évaluation globale du travail réalisé a été élaborée et certains des nombreux points en suspensions ont été soulevés. A partir de cette constatation, quelques propositions et perspectives pour la poursuite de la recherche dans ce domaine ont été mis en relief.

1.1. Introduction

La question des déchets a commencé à se poser de manière aigue avec le développement urbain. Le volume de déchets s'amplifie de façon préoccupante, leur caractère hétérogène rend difficile la généralisation d'une filière de traitement, connaître leur composition et leurs caractéristiques permettra le choix d'une filière de traitement la mieux adaptée et la plus pérenne possible.

1.2. Gestion des déchets

1.2.1. Définition

Selon l'article 3 de la loi 01- 19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, définit un déchet comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation toute substance, ou produit tout bien meuble dont le propriétaire se défait, projette de se défaire de l'éliminer» [6].

Les déchets solides urbains s'étendent aux déchets domestiques à ceux qui leurs sont assimilables par la nature et le volume, il s'agit notamment :

Tableau 1.1 : Différent type de déchet provenant des agglomérations [7]

Type	Définition
Déchets ménagers et assimilés	Ce sont des déchets issus des ménages ainsi que les déchets similaires résultant des activités commerciales, artisanales qui, par leur nature et composition, sont assimilables aux déchets ménagers.
Déchets encombrants	En raison de leurs caractères volumineux, ce type des déchets issus des ménages ne peuvent être collectés dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés.
Déchets .dangereux	Ce sont des déchets issus des activités industrielles, agricoles et toutes autres activités qui, en raison de leur nature et de la composition des matières qu'ils contiennent qui sont susceptibles de nuire à la santé publique et / ou à l'environnement – ne peuvent être collectés, transportés et traités dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés.
Déchets des hôpitaux	Déchets hygiéniques contre l'infection, préparation pharmaceutiques, déchets issus des chambres des malades, des salles des soins et des laboratoires.

1.2.2 Classification des déchets

1.2.2.1. Selon leur nature

Le guide des techniques communales pour la gestion des déchets ménagers et assimilés du ministère d'aménagement du territoire et environnement (2003), présente une classification des déchets selon leur nature physique en trois catégories :

- **Déchets solides** : Ordures ménagères, emballages, gravats,...etc.
- **Déchets liquides** : Huiles usagés, peintures, rejet de lavage,...etc.
- **Déchets gazeux** : Biogaz, fumées d'incinération, ...etc.

1.2.2.2. Selon le mode de traitement et d'élimination

Les déchets classés suivant le mode de traitement et d'élimination sont regroupés en trois catégories : [8]

- **Déchets inertes** : Sont des déchets qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique importante ; ne se décomposent pas, ne brûlent pas, dont l'effet sur l'environnement est négligeable (terre, sables, gravats, ...etc.)
- **Déchets banals** : Sont des déchets assimilables aux ordures ménagères qui sont issus de commerce, de l'artisanat et de l'industrie (papier, carton, plastique, bois,...etc.).
- **Déchets spéciaux** : Ces déchets peuvent représenter un danger direct ou indirect pour l'homme et ou l'environnement qui nécessite un traitement spécifique, parmi ces déchets, on distingue (les carcasses des voiture, des vieux pneus, huile usagée...etc.).

1.2.2.3. Selon leur comportement et leur effet sur l'environnement

On peut distinguer les catégories suivantes : [9]

- **Les déchets inertes** : Pouvant être différenciés suivant leur caractère plus ou moins encombrant, des débris plus ou moins volumineux jusqu'aux carcasses d'automobiles, chars, avions, bus,...etc.
- **Les déchets fermentescibles ou biodégradables** : Débris des matières organiques animales et végétales provenant des agglomérations, marchés, abattoirs, leur potentiel fermentescible étant en milieu aérobie ou anaérobie.
- **Les déchets toxiques** : Ce sont des résidus de l'industrie, des laboratoires et hôpitaux, et de tout autre source qui générerait des déchets à effet toxique direct ou indirect pour l'environnement et la santé publique par exemple : flacons de médicaments, seringues, piles et autres gadgets électroniques ...etc.)

1.2.2.4. Selon leur origine

Connaitre l'origine des déchets va nous permettre de localiser le producteur et donc connaître les types de collecte et de traitement qui y sont associés. Le tableau I.2 résume l'origine de différentes catégories de déchets.

Tableau 1.2 : Les différentes catégories de déchets suivant leur origine [8]

Origine des déchets urbains ou municipaux	-Déchets ménagers - Déchets assimilés - Autre déchets municipaux
Origine des déchets industriels	-Déchets industriels banals : assimilables aux ordures ménagères (plastique, papier, carton...etc.) - Déchets industriels spéciaux (à caractère dangereux) - Déchets inertes (stables, terre,...etc.)
Origine des déchets agricoles	-Déchets agricoles organiques phytosanitaires (plastiques) - Déchets agroalimentaires (laits, graisses, confitures, résidus de farine ... etc.) - Déchets des cultures (grains, feuilles mortes,...etc.)

1.3 Déchets ménagers et assimilés

1.3.1. Définition des déchets ménagers

Les déchets ménagers sont définis comme étant une réunion de résidus hétérogènes dans lesquels on trouve : [10]

- Les détritiques de toutes natures générés par les ménages tels que : déchets de nourriture ou de préparation des repas, balayures, journaux et papiers divers, emballages métalliques, verres, papiers, plastiques, chiffons et autres résidus textiles, ... etc.
- Les crottins, fumiers, feuilles mortes, bois, résidus de nettoyage et du balayage de la voirie, des cimetières, parcs, etc.
- Les résidus des collectivités telles que les cantines, écoles, casernes,...etc.

1.3.2. Définition des déchets assimilable aux déchets ménagers

Un certain nombre de déchets, en raison de leur nature et de leur volume, peuvent être considérés comme des déchets ménagers et traités comme tels. Parmi ces déchets on cite : [10]

- Les déchets des bureaux, commerces, administrations, déchets des cours et jardins.
- Certains déchets industriels banals à condition qu'ils puissent être stockés dans des récipients appropriés à la collecte des ordures ménagères.
- Les déchets produits par de petits établissements artisanaux ou industriels, pourront entrer dans cette catégorie : petites industries du bois, panneaux, papiers cartons, imprimeries, artisanat, textiles, petites industries agro-alimentaires (conserveries, ... etc.).
- Les déchets des marchés dont le caractère est essentiellement alimentaire (fruits et légumes, boucherie, poissonnerie) ou non exclusivement alimentaire (emballages).

1.3.3. Production et évolution des déchets ménagers

1.3.3.1. La variabilité des quantités générées [10].

La quantité produite par la collectivité est variable en fonction de plusieurs éléments. Elle dépend essentiellement de

- Niveau de vie de la population,
- La saison,
- Mode de vie des habitants,
- Mouvement des populations pendant la période des vacances, les fins de semaines et les jours fériés,
- Climat (température, vent, pluies, ...etc.).

1.3.3.2. Mesure de la production des déchets ménagers

La quantité des déchets ménagers produite peut être exprimée en poids ou en volume, seul le poids constitue une donnée précise et facilement mesurable.

On mesure alors les quantités des déchets ménagers en **Kg /habitant /jour ou par année**, voici quelques exemples de production (kg /hab. /j) résumés dans le tableau I.3.

Tableau 1.3: Quelques exemples de production de déchets par pays et par habitant [10].

Zones de production	Production (kg /hab. /j)
Pays hautement industrialisés (France, USA, Chine...)	1,1-1,2
Pays moins avancés	0,35
France (moyenne nationale)	1
Zone urbaine de France	0,8-1
Zone rurale de France	0,6-0,8
Logement ou hôtel (France)	0,6-0,8
Campings (France)	0,3-0,5
Passage (France)	0,1-0,2
Algérie	0,9

On conclue de ce tableau que l'évolution de la production est essentiellement liée à deux facteurs :

- L'évolution démographique
- L'évaluation quantitative par habitant

1.3.4. Quantité des déchets urbains produits en Algérie

La connaissance de la production d'ordures ménagères est essentielle dans la planification d'un système de gestion. La quantité produite par collectivité est variable en fonction de plusieurs éléments. Elle dépend essentiellement, du niveau de vie de la population, de la saison, du mode de vie des habitants, du mouvement des populations pendant la période des vacances, les fins de semaines, les jours fériés, et du climat. [6]

Des études au niveau local ont permis l'évaluation de la production de la quantité des déchets urbains en fonction de l'importance des diverses agglomérations en 1994 [71] ainsi que la quantité journalière générée par habitant au niveau de la wilaya d'étude (Biskra), les résultats présentés dans le tableau I.2 ci-dessous montre une évaluation significative.

Tableau 1.4 : Production de la quantité des déchets urbains par taille d'agglomération. [71].

Taille de l'agglomération	Production (kg/hab./j)
< à 300.000 habitants (totalisant 4.281.597 habitants)	0.5
300.000 < taille < 600.000 habitants (totalisant 8.058.073 habitants)	0.6
> à 600.000 habitants (totalisants 6.617.916 habitants)	0.7

[71] précisait que les taux ci-dessus devront être majorés, suite à une enquête menée en 1995, de 0,15 kg/habitant/jour pour tenir compte de la quantité de déchets industriels non ou peu toxiques qui sont déposés directement en décharges publiques.

1.4. Différentes méthodes d'élimination et du traitement des déchets

Le traitement des ordures ménagères constitue un aspect de la gestion des déchets en particulier et de la préservation de l'environnement en général.

En considérant la décharge contrôlée comme un mode de traitement à part entière, on distingue trois grands types de traitement selon le schéma ci-dessous :

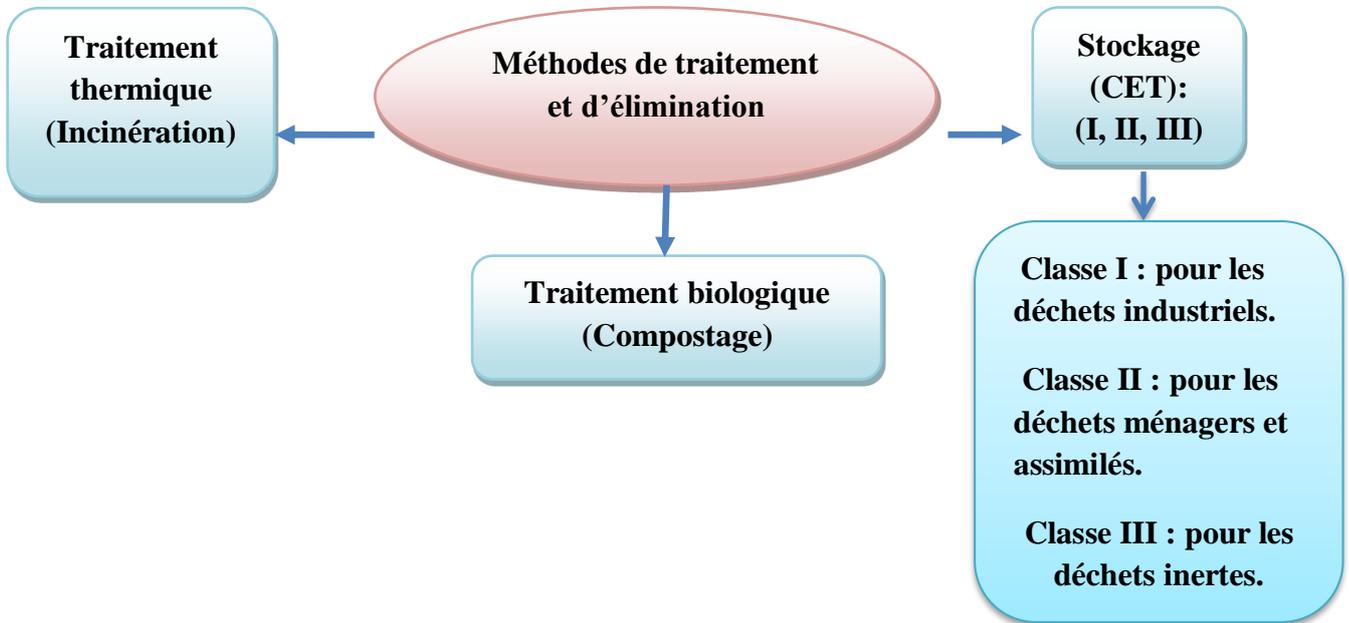


Figure I.1 : Différents traitements possibles pour l'élimination des déchets [11]

1.4.1. Stockage (centre d'enfouissement technique)

La solution technique retenue par notre pays pour le traitement des déchets ménagers et assimilés est l'enfouissement. Aucune station d'incinération des déchets ménagers n'existe pour l'instant en Algérie [14].

L'option pour la mise en décharge ou enfouissement est motivée par :

- La qualité des déchets ménagers algériens qui défavorise l'incinération (grande humidité, faible rapport carbone /azote, faible PCI...etc.).
- Le cout élevé d'un centre d'incinération par rapport à un centre d'enfouissement [14].

1.5. Gestion des lixiviats

1.5.1. Définition de lixiviat

Le lixiviat est défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement des substances minérales et organiques. Ce « **jus de décharge** » résulte donc de la solubilisation des composés lors de la percolation non uniforme et intermittente de l'eau à travers la masse des déchets. La formation du lixiviat est la conséquence de l'infiltration dans la masse des déchets d'eaux de pluie, mais elle est aussi due en plus faible partie, à la présence d'humidité dans les déchets au moment de leur enfouissement. Ce **percolât** est donc un effluent complexe caractéristique de la décharge dont il est issu [15].

1.5. 2. Production de lixiviat

Les lixiviats sont produits lorsque la teneur en humidité dépasse la valeur maximale de rétention ; qui est définie comme la valeur maximale que peut retenir un liquide dans un milieu poreux sans produire de percola. Ce processus dépend de plusieurs facteurs :

- Facteurs climatiques et hydrogéologiques : les pluies, la neige, l'intrusion des eaux souterraines ;
- Qualité des déchets : l'âge, la perméabilité, la teneur initiale en humidité, la taille des particules ;
- L'exploitation et la gestion du site : compactage, végétation, couverture, recirculation, irrigation ;
- Mécanismes internes : décomposition des matières organiques, formation de biogaz et de la chaleur. [15].

1.5.3. Mécanisme de production de lixiviat

Les mécanismes de production des lixiviats sont très complexes, ils sont de natures biologiques et physico-chimiques. Les processus biologiques aérobies et anaérobies jouent un rôle prépondérant dans la genèse des lixiviats. En effet, les déchets enfouis servent de substrats aux micro-organismes (bactéries, levures, champignons) responsables de la dégradation de la fraction organique fermentescible. Les effets de cette activité microbiologique peuvent être multiples, directs ou indirects selon les conditions physico-chimiques secondaires (dissolution-précipitation). En retour, ces mécanismes biologiques se trouvent sous la dépendance des paramètres physico-chimiques du milieu.

La figure suivante illustre les différentes étapes de la dégradation biologiques [16-19].

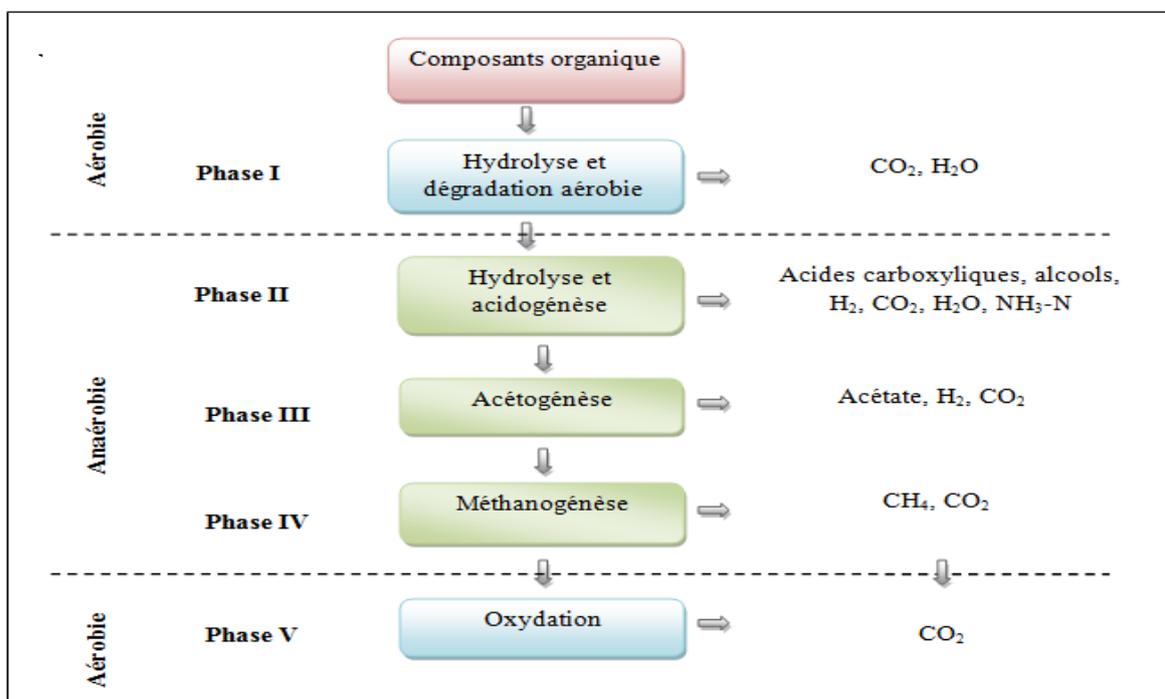


Figure 1.2 : Les diverses étapes de la dégradation biologiques [16-19]

1.5.3.1. Mécanismes physico-chimiques

Les principaux mécanismes sont :

- La dissolution : le degré de broyage ou l'état de division des déchets modifie leur surface spécifique.
- La solubilisation (milieu acide) ou la précipitation (sulfates, carbonates) selon les principaux paramètres du milieu (pH, potentiel d'oxydoréduction, capacité tampon, présence d'agents complexant et d'espèces co-précipitables) [20].

1.5.4. Composition de lixiviat

Il est généralement reconnu que les lixiviats issus de déchets non dangereux contiennent plusieurs polluants majeurs classés en quatre groupes : [21]

- Matières organiques dissoutes (DCO, COT, CH₄, acides gras volatils (AGV), composés réfractaires tels que les acides humiques et fulviques).
- Les micropolluants organiques (hydrocarbures, composés aromatiques...).
- Les composés minéraux majeurs sous forme ionique (Ca⁺², Mg⁺², Na⁺, K⁺, NH₄⁺, Fe⁺², HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄⁻²...) ainsi que d'autres composés tels que les borates, les sulfites.
- Les cations des métaux lourds à l'état de traces, sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux (HCO₃⁻, Cl⁻, SO₄⁻²) ou organiques (macromolécules de type humiques et fulviques).

1.5.6. Types de lixiviat

Bien que la composition des lixiviats varie fortement pendant les différentes phases successives de dégradation déjà citées, trois types de lixiviat peuvent être identifiés en fonction de leur âge.

Tableau1.5 : Classement des lixiviats selon l'âge de la décharge [22]

Caractéristiques	Lixiviat jeunes	Lixiviat intermédiaires	Lixiviat stabilisé
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> à 10 ans
pH	< 7	= 7	> 7
DCO (g O₂.L⁻¹)	> 20	3 à 15	< 2
Biodégradabilité (DBO5 / DCO)	Moyenne > 0.3	Assez faible 0.1 à 0.3	Très faible < 0.1
Concentrations en acides organiques	Forte > 80% du DCO	Moyenne 20 à 30% du COD	Nulle
Charge organique	Prédominance des Acides gras volatils (AGV) 80%	Réduction des acides gras volatils (5 à 30%) + acides humiques et fulviques	Prédominance des Macromolécules
Profil en GLC (chromatographie liquide sur gel)	Raré des composés de haut poids moléculaire (PM)	Mélange de composés organique de PM >500 Da et de faible PM	Prédominance Composés organiques de PM Elevés (>5000 Da)
Métaux lourds	< 2.000 mg .L ⁻¹		< 50mg .L ⁻¹

Tableau 1.6 : Valeurs limites des paramètres de rejets des effluents liquides industriels selon les normes algériennes [23]

N°	Paramètres	Unité	Valeurs limites	Tolérances aux valeurs limites anciennes installations
1	Température	°C	30	30
2	pH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Phosphore total	"	10	15
5	DCO	"	120	130
6	DBO ₅	"	35	40
8	Cadmium	"	0,2	0,25
9	Cuivre total	"	0,5	1
10	Mercuré total	"	0,01	0,05
11	Plomb total	"	0,5	0,75
12	Chrome Total	"	0,5	0,75
13	Nitrate	"	/	/
14	Nickel total	"	0,5	0,75
15	Zinc total	"	3	5
16	Indice de phénols	"	0,3	0,5

1.5.7. Quantification des lixiviats

L'établissement du bilan d'eau d'une décharge est une opération très complexe. En effet, le nombre et la variété des facteurs qui influencent le bilan, et en particulier la quantité d'eau de percolation, rendent très délicate toute sommation. Les facteurs qui ont une influence notable sur le volume des lixiviats sont : [24]

- Les conditions d'exploitation : prétraitement, compactage procédure d'enfouissement, sécurisation du casier, couverture finale.
- L'âge des déchets et leur stade de dégradation.
- La nature des déchets (teneur en eau, structure : granulométrie-densité-porosité, température, acidité).
- Les conditions environnementales : les paramètres climatiques.

Le bilan hydrique

La méthode utilisée afin de calculer le bilan des entrées et des sorties d'eau dans un centre d'enfouissement technique (CET) est celle du bilan hydrique. En général huit

composantes du bilan hydrique (entrées et sortie d'eau) peuvent être définies en se basant sur l'équation suivante : [25]

$$E = P + ED - I - ETR + R_{\text{ext}} - R_{\text{int}} \pm \Delta ED \quad (\text{II.1})$$

- **E** : Quantité d'effluents pouvant être produite, en m^3 ;
- **Pluviométrie (P)** : Les pluviométries moyennes et annuelles servent d'une part au dimensionnement des ouvrages (casiers, bassins) mais aussi permettent d'observer leur influence sur l'exploitation du site, en m^3 ;
- **Eau des déchets (ED)** : Les déchets enfouis peuvent être plus ou moins humides. Dans le cas des ordures ménagères mélangées aux déchets artisanaux et commerciaux la teneur en eau est estimée à 40 % en masse, en m^3 ;
- **Infiltration (I)** : Une infiltration peut se produire dans le fond du site, en m^3 ;
- **Ruissellement (R_{int})** : Le ruissellement de l'intérieur vers l'extérieur du site est supposé en principe négligeable en raison de la barrière périphérique délimitant les casiers d'exploitation, en m^3 ;
- **Ruissellement (R_{ext})** : Le ruissellement de l'extérieur vers l'intérieur du site peut survenir si les fossés censés les capter sont inefficaces, en m^3 ;
- **ΔED** : La teneur en eau des déchets peut varier en raison de la pluviométrie reçue sur l'alvéole d'exploitation. Les déchets sont en effet susceptibles, en fonction de leur nature, d'absorber une certaine quantité d'eau, en m^3 ;
- **Évapotranspiration réelle (ETR)** : Les dernières approches pour les calculs de bilan hydrique de centres en cours d'exploitation estiment que l'évapotranspiration issue du massif de déchets est limitée et peut souvent être considérée comme nulle en m^3 .

La figure 1.3, illustre l'ensemble des principales composantes du bilan hydrique dans une décharge.

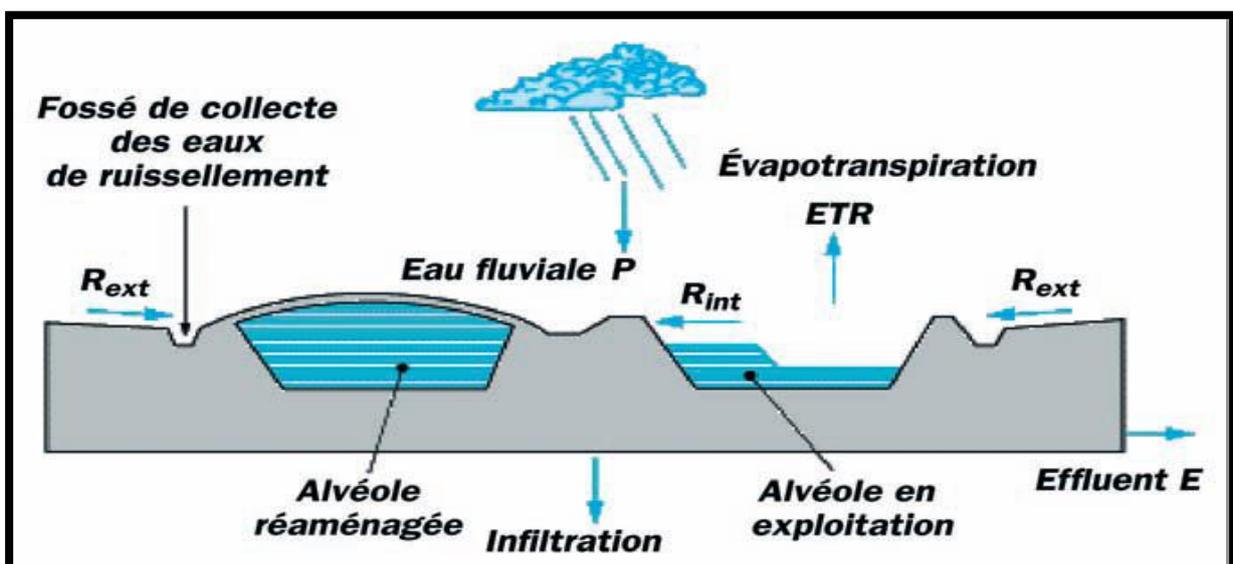


Figure 1.3 : Principales composantes du bilan hydrique dans une décharge [25]

1.5.8. Types des polluants présents dans les lixiviats [26]

Les lixiviats sont connus par leur toxicité due à la présence de plusieurs éléments de pollution.

Le tableau II.2 récapitule justement les différents types de polluants présents dans les lixiviats.

Tableau1.7 : Les différents types de polluants présents dans le lixiviat et leurs compositions [26]

Types des polluants	Composition
Acides gras	Les acides gras sont d'importants constituants du monde animal et végétal. Ils se répartissent selon le nombre de double liaison éthylénique et polyinsaturée.
Composés associés aux matières plastiques et plastifiants	Les matières plastiques se définissent comme le mélange d'un polymère et des divers additifs. Les déchets ménagers se composent d'environ 11% de matières plastiques.
Les pesticides	On retrouve des résidus de pesticides partout même dans les lixiviats comme le lindane, le bentazone, l'atrazine.
Composés ligno-cellulosiques	Les composés ligno-cellulosiques retrouvés en décharge sont principalement dus aux 12 % de déchets verts (bois, herbes, feuilles) et aux 25% de papiers, cartons et journaux entreposés.
Métaux lourds	Plusieurs métaux lourds ont été identifiés dans les lixiviats à de faibles concentrations comme (Cr, Zn, Ni, Hg, Pb...etc.).
Phénols	Les phénols sont également utilisés dans une moindre mesure en tant que composant dans les cosmétiques et les médicaments. Les phénols ont été identifiés dans plusieurs lixiviats.

1.6. Impact des lixiviats sur l'environnement

- **Pollution par les métaux lourds**

La migration des métaux lourds dans les sols et l'infiltration vers les eaux, met en jeu un grand nombre de phénomènes : solubilisation à pH acide, complexation par la matière organique de type humique, précipitation à pH basique, rétention de MES sur des particules des sols, adsorption des ions ou des molécules à la surface des grains de matrice poreuse, phénomène d'échange d'ions ...etc. [27]

- **Pollution par les microorganismes**

L'effectif bactérien dans le lixiviat brut oscille entre $0,04 \times 10^6$ et $0,34 \times 10^6$ bactéries ml^{-1} et la biomasse bactérienne varie entre 8,78 et 77,51 μg Carbone L^{-1} .

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) [28].

- **Pollution par les matières organiques et minérales**

La composition des lixiviats est une photographie de l'état des déchets à un certain moment de leur dégradation. En étudiant plusieurs sites, on définit les fourchettes de fluctuations de la composition physico-chimique des lixiviats d'ordures ménagères. La fraction minérale des lixiviats est essentiellement constituée des chlorures, sulfates, bicarbonates, potassium, sodium, et ammonium. La partie organique est liée fortement à l'âge des déchets. Ce fort taux de matière organique peut se retrouver dans les eaux de surface et souterraines quand les conditions minimales d'enfouissement de déchets ne sont pas respectées. Et c'est malheureusement le cas dans les pays en développement. Cependant même si dans certaine décharge, on assiste à la mise en place des géo membranes, la durée de vie de ces matériaux soumis à l'agressivité chimique des lixiviats est mal connue et la possible présence de fuites peut occasionner la contamination de la nappe [29].

1.7. Impact d'une décharge sur l'environnement

Les déchets sont susceptibles d'apporter certaines nuisances à cause des réactions biologiques et chimiques entre les différents constituants des déchets en présence de l'air générant ainsi des dangers de plusieurs ordres. On peut citer : [30]

- **Pollution chimique**

Les produits indésirables dans les eaux de lessivage sont la premier source de ce type de pollution ; la nappe d'eau souterraine et le sol sont susceptibles d'être pollués principalement par les ions Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Cl^- , Fe^{2+} ou Mn^{2+} , résultant de la dégradation des résidus urbains.

Par contre les métaux hautement toxiques et les hydrocarbures sont habituellement rares ou absents, Si on ne met en décharge que les ordures ménagères proprement dites ou les déchets assimilables aux ordures ménagères. Généralement, cette pollution aboutit à des teneurs élevés en matières organiques et à une forte teneur en azote ammoniacal, en sulfates et en divers minéraux.

- **Pollutions bactériologique**

Les micro-organismes qui se développent dans la décharge et qui peuvent être entraîné par l'infiltration du lixiviats causant ce type de pollution.

Cette pollution à l'inverse de la précédente est limitée du fait de la lenteur de propagation des micro-organismes et de leur survie relativement courte.

- **Pollution atmosphérique**

Cette pollution résulte du dégagement de gaz (méthane et gaz carbonique) et d'autres vapeurs nauséabondes suite à la décomposition d'acide organique produit lors de la dégradation des matières organiques par voie anaérobie.

1.8. Conclusion

L'enfouissement des déchets en Algérie demeure une filière d'élimination très économique dans la gestion globale des déchets, mais il n'a pas été jusque-là pratiqué en éliminant tous les problèmes qu'il pouvait engendrer.

Le centre d'enfouissement technique est resté un moyen simple pour se débarrasser les ordures ménagères et limiter les nuisances qui pourraient en résulter.

Le lixiviat en particulier constitue un vecteur essentiel de pollution, et doit faire l'objet d'une surveillance particulière.

2.1. Introduction

Les lixiviats chargés de polluants doivent donc être traités avant d'être rejetés dans le milieu naturel. Plusieurs types de traitement sont actuellement employés. Mais chacun d'eux est adaptée à un type de percolât. Plusieurs études ont confirmées que :

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

2.2. Différents procédés de traitement de lixiviat

Le choix de filière de traitement dépend de la nature des lixiviats. Autant il est possible d'estimer le volume de lixiviat en effectuant un bilan hydrique, autant la composition reste difficile à prévoir. On ne peut donc pas définir de traitement type, par contre il est possible de prévoir des traitements selon l'âge des déchets, il faudra réaliser des tests de traitabilité pour s'assurer des possibilités de traitement envisagé. Celui-ci devra être évolutif au cours du temps, afin de prendre en compte le changement des caractéristiques du lixiviat.

La figure 2.1 montre les différents procédés de traitement de lixiviat [31]

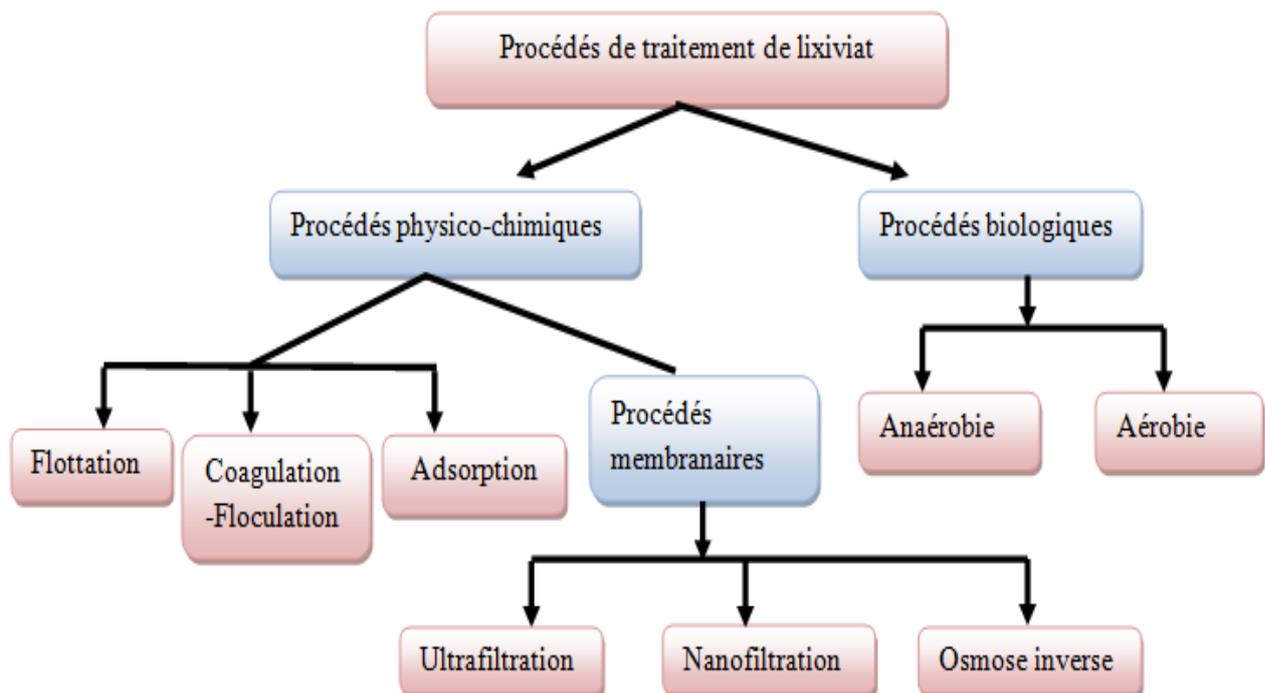


Figure 2.1 : Les différents procédés de traitement de lixiviat

2.3. Procédés biologiques

Ils sont sans doute les plus simples à mettre en œuvre et les plus économiques quant à leur coût d'exploitation. Ils peuvent être soit aérobies, soit anaérobies.

Le chapitre trois sera consacré pour ce type de procédé.

2.4. Procédés 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, de piéger les métaux et de retenir les sels dissous (électrolyse, l'osmose inverse, l'échange d'ions, coagulation-floculation) [32].

Les principaux traitements sont les techniques membranaires telles que l'osmose inverse, la nanofiltration. Toutefois, la flottation, la coagulation-floculation et l'adsorption restent des techniques employées.

2.4.1. Coagulation-floculation

Les procédés de coagulation et de floculation facilitent l'élimination de MES et colloïdales. Celle-ci est réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide liquide: décantation, flottation ou filtration [33].

La floculation-coagulation a été utilisée pour le déplacement des composés organiques non biodégradables et des métaux lourds du lixiviat de décharge. Le procédé de coagulation déstabilise les particules colloïdales par l'addition d'un coagulant. Pour augmenter la dimension particulaire, la coagulation est habituellement suivie de la floculation des particules instables. Cette technique facilite le déplacement des solides en suspension et des particules colloïdales d'une solution. L'approche générale pour cette technique inclut l'ajustement de pH et comporte l'addition des sels de ferriques et d'aluminium comme coagulant pour surmonter les forces répulsives entre les particules [34].

Ce procédé présente toutefois certains inconvénients :

- La production d'une grande quantité de boues ;
- La diminution de la concentration de l'aluminium ou du fer dans la phase liquide ;

2.4.2. Flottation

La flottation a été largement utilisée, elle est basée sur l'élimination des colloïdes, des ions, des macromolécules, des micro-organismes et des fibres. Cependant, jusqu'à ce jour, très peu d'études ont été employées à l'application de la flottation pour le traitement des lixiviats.

En effet, une colonne de flottation a été utilisée comme une étape de post-traitement pour éliminer l'acide humique résiduel (composé non biodégradable) des lixiviats de décharge. Sous les conditions optimales, près de 60% d'acide humique a été éliminé [35].

2.4.3. Filtration sur charbon actif

L'adsorption est la méthode la plus généralement appliquée pour le déplacement des composés organiques récalcitrant du lixiviat de décharge. Fondamentalement, l'adsorption est un procédé de transfert de masse par lequel une substance est transférée à partir de la phase liquide à la surface d'un solide, et devient limitée par des interactions physiques et/ou chimiques. En raison de ses propriétés physiques inhérentes, grande superficie, structure microporeuse, capacité élevée d'adsorption et réactivité de surface, l'adsorption utilisant le charbon actif granulaire (GAC) ou le charbon actif par poudre (PAC) avait suscité une attention considérable pour le déplacement des polluants organiques et inorganiques de l'eau usagée souillée. Le traitement du lixiviat de décharge en utilisant une adsorption séparée de GAC, une alumine activée granulaire (GAA) et/ou un chlorure ferrique (FC) a été également

effectué. Parmi les trois adsorbants étudiés, GAC s'est avéré l'adsorbant le plus efficace pour le déplacement des métaux lourds (Cd(II), de Cu(II), de Cr(III), de Mn(II), de Pb(II) et de Zn(II)). Environ 80 –96% métaux lourds avec une première concentration de 184 mg/l pouvaient être enlevés à une gamme de pH de 6 –7,7 avec 2 g/l de GAC. [33]

L'adsorption, généralement sur charbon actif en poudre ou en grains, permet d'éliminer de 50 à 90 % de la DCO et de l'azote suivants les types de lixiviats.

Le charbon actif en grain en combinaison avec le prétraitement biologique est une technologie très répandue dans le traitement des lixiviats. Ils sont intéressants dans le cas de lixiviats stabilisés car ils permettent d'obtenir une minéralisation complète [35].

Les principaux inconvénients de ce procédé sont :

- La nécessité de régénérer fréquemment les colonnes ;
- La forte consommation de charbon actif.

2.4.4. Procédés membranaires

2.4.4.1. Ultrafiltration

L'ultrafiltration utilise des membranes microporeuses dont les diamètres de pores sont compris entre 1 et 100 nm. De telles membranes laissent passer les petites molécules (eau, sels) et arrêtent les molécules de masses molaires élevées (polymères, protéines, colloïdes).

Pour cette raison, cette technique est utilisée pour l'élimination de macro-solutés présents dans les effluents ou dans l'eau à usage domestique, industriel (électronique) ou médical.

Les membranes d'ultrafiltration, de structure plus lâche (asymétrique ou composite), ne permettent plus de rejeter que les solutés les plus grossiers (macromolécules) et a fortiori tous éléments particuliers tels que les virus et bactéries. Elles sont communément caractérisées par leur "point de coupure": taille de la protéine de plus faible masse molaire rejetée par la membrane. On trouve ainsi des membranes industrielles à point de coupure allant de $2 \cdot 10^5$ à 10^6 daltons [33].

2.4.4.2. Nanofiltration

En raison de ses propriétés uniques entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse, la nanofiltration a montré ses preuves dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats [36]. Elle permet la séparation de composants ayant une taille en solution voisine de celle du nanomètre (soit 10 Å) d'où son nom. Les sels monovalents et les composés organiques de masse molaire inférieure à 250 g/mol ne sont pas retenus par ce type de membranes. [36].

Les sels ionisés multivalents (calcium, magnésium, aluminium, sulfates...) et les composés organiques non ionisés de masse molaire supérieure à environ 250 g/mol sont fortement retenus. Les taux habituels de rétention du sel sont compris entre 80 et 85 % [36].

2.4.4.3. Microfiltration (M.F.)

Ces membranes n'altèrent plus du tout la composition de la solution; seuls les matières en suspension, colloïdes, bactéries ...sont rejetés (filtrés). Dans ce cas, les phénomènes décrits ci-dessus comme conséquence du rejet des solutés (pression osmotique - concentration de polarisation) disparaissent et l'on retrouve à leur place les phénomènes de filtration sur milieux poreux peu épais: colmatage par accumulation d'un gâteau, ou colmatage interne aux pores [33].

2.4.4.4. Résines échangeuses d'ions

Un échangeur d'ions est un solide insoluble (des macromolécules portant des groupements ionisables) qui, au contact d'une solution ionique, peut échanger les ions qu'il contient avec d'autres ions de même signe présents dans la solution.

On les utilise sous forme de grain très fin. Pour accélérer les échanges et atteindre l'état d'équilibre en un temps aussi court que possible, par présentation d'une surface maximum de contact avec la solution ; Actuellement, on réalise des échangeurs d'ions organiques grâce à la stabilité de certains polymères synthétiques face au caractère acide, basique, oxydant ou réducteur de nombreuses solutions ioniques. Les caractéristiques parfaitement reproductibles de ces échangeurs d'ions artificiels ont permis de connaître avec précision le phénomène d'échange et de développer de nombreuses applications [33].

2.4.4.5. Osmose inverse

L'osmose inverse reste la seule technique membranaire actuellement envisageable. C'est l'une des méthodes les plus prometteuses dans le traitement des lixiviats [37]. Plusieurs études montrent l'efficacité de ce procédé dans l'élimination des contaminants présents dans les lixiviats, les taux d'abattement de la DCO et des métaux lourds atteignent les 98 et 99% [38].

2.4.6. Traitement par oxydation

Ils sont généralement employés lorsque les processus biologiques ont peu d'efficacité.

L'oxydation chimique est le procédé le plus efficace pour le traitement de polluants organiques présents à l'état de traces. L'oxydation chimique a pour objectif, la minéralisation des transformations en produits moins nocifs. L'oxydation chimique peut être divisée en deux classes [46]

- les traitements chimiques classiques,
- les procédés d'oxydation avancée.

2.4.6.1. Le traitement chimique classique

Le traitement chimique classique consiste à ajouter un réactif oxydant en solution afin d'obtenir l'oxydation des polluants organiques. Parmi les réactifs les plus utilisés on peut citer [46]

- le chlore : oxydant puissant et peu coûteux, il présente l'inconvénient d'être peu sélectif, il produit habituellement des sous-produits organochlorés cancérigènes (chloramines)
- le permanganate de potassium : c'est un oxydant qui fonctionne correctement dans une grande gamme de pH. Il $Q_p \ll Q_c$ et $Q_p \perp Q_0$ et il ajoute du manganèse à l'eau traitée.
- l'oxygène : c'est un oxydant doux qui nécessite de gros investissements dans les installations. Son faible coût d'exploitation fait de lui un réactif attrayant.
- le peroxyde d'hydrogène : c'est un oxydant qui est utilisé dans de nombreux procédés. Il peut être utilisé directement ou avec un catalyseur. Cependant sans catalyseur il ne permet pas la dégradation de certains composés organiques.

- l'ozone : c'est un oxydant puissant qui présente l'avantage, comme le peroxyde d'hydrogène et l'oxygène, de ne pas introduire d'éléments supplémentaires dans le milieu.

En revanche il s'agit d'un gaz instable qui doit par conséquent être produit sur site. A pH basique, il peut produire des radicaux hydroxyles et donc être considéré comme un procédé d'oxydation avancée.

2.4.6.2 .Les procédés d'oxydation avancée

Les procédés d'oxydation avancée (POA) ont été définis en tant que procédés ayant lieu à température et pression ambiante et produisant des radicaux très réactifs (en particulier les radicaux hydroxyles) permettant ainsi le traitement d'effluents aqueux.

Les nombreux procédés d'oxydation avancés ont en commun beaucoup de similitudes du fait de la participation des radicaux hydroxyles dans la plupart des mécanismes [47].

Comme les radicaux hydroxyles sont des espèces très réactives et instables, ils doivent être produits de façon continue au moyen de plusieurs réactions: chimiques, photochimiques, biologique ou électrochimiques. Une classification des principaux procédés de production de ces radicaux est donnée sur le tableau II.2.4.6.2

Tableau II.2.4.6.2 : classification des procédés d'oxydations avancées

H₂O₂ / Fe³⁺	Fenton
H₂O₂ / Fe²⁺ (Fe³⁺) UV	Photo-fenton (photo catalyse homogène)
TiO₂ / UV	Photo catalyse hétérogène
O₃ / UV	Oxydation UV
H₂O₂ / UV	Photochimie assistée
Nouvelles technologies	Electrochimie, irradiation sous vide et sono-chimie (ultrasons)

Dans les procédés d'oxydation avancée, on caractérise souvent la charge organique de l'effluent en mesurant la DCO (Demande Chimique en Oxygène). Habituellement les effluents aqueux dont la DCO est inférieure à 10 g/L peuvent être traités par des procédés d'oxydation avancée. Si la DCO de l'effluent à traiter est supérieure, il est généralement nécessaire d'augmenter la concentration en réactif, ce qui accroît considérablement le coût du procédé. Par conséquent, pour des DCO trop importantes (> 10 g/L) il est préférable d'utiliser le procédé d'oxydation en voie humide alors qu'au-delà de 200 g/L, l'incinération est le procédé préféré [48].

Chapitre 3 : Traitement Biologique.

3.1. Introduction

Les eaux usées sont des milieux extrêmement complexes, altérées par les activités anthropiques à la suite d'un usage domestique, industriel, artisanal, agricole ou autre. Elles sont considérées comme polluées et doivent être donc traitées avant toute réutilisation ou injection dans les milieux naturels récepteurs [49].

La dépollution des eaux usées urbaines nécessite une succession d'étapes faisant appel à des traitements physiques, physico-chimiques et biologiques. En dehors des plus gros déchets présents dans les eaux usées, l'épuration doit permettre, au minimum, d'éliminer la majeure partie de la pollution carbonée.

Certains procédés permettent la Co-élimination de l'azote et même du phosphore [50].

Une grande majorité de ces polluants est transférée de la phase liquide vers une phase concentrée boueuse.

3.2. Définition d'une eau usée

La pollution de l'eau s'entend comme, une modification défavorable ou nocive des propriétés physico-chimiques et biologiques, produite directement ou indirectement par les activités humaines, les rendant impropres à l'utilisation normale établit. Les eaux usées sont toutes les eaux des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement, elles englobent également les eaux de pluies et leur charge polluante, engendrant au milieu récepteur, toutes sortes de pollution et de nuisance [49].

3.2.1. Origine des eaux usées

Suivant l'origine et la qualité des substances polluantes, on distingue quatre catégories d'eaux usées [51].

3.2.1.1. Les eaux usées domestiques

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont constituées essentiellement d'excréments humains, des eaux ménagères de vaisselle chargées de détergents, de graisses appelées eaux grises et de toilette chargées de matières organiques azotées, phosphatées et de germes fécaux appelées eaux noires.

3.2.1.2. Les eaux usées industrielles

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques, azotées ou phosphorées, elles sont chargées en différentes substances chimiques organiques et métalliques. Selon leur origine industrielle elles peuvent également contenir :

- Des graisses (industries agroalimentaires, équarrissage) ;
- Des hydrocarbures (raffineries) ;
- Des métaux (traitements de surface, métallurgie) ;

- Des acides, des bases et divers produits chimiques (industries chimiques divers, tanneries) ;
- De l'eau chaude (circuit de refroidissement des centrales thermiques) ;
- Des matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs).

Avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte, les eaux usées industrielles doivent faire l'objet d'un traitement. Elles ne sont mélangées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des stations d'épurations.

3.3.1.3. Les eaux agricoles

L'agriculture est une source de pollution des eaux non négligeable car elle apporte les engrais et les pesticides. Elle est la cause essentielle des pollutions diffuses. Les eaux agricoles issues de terres cultivées chargés d'engrais nitrates et phosphates, sous une forme ionique ou en quantité telle, qu'ils ne seraient pas finalement retenus par le sol et assimilés par les plantes, conduisent par ruissellement à un enrichissement en matières azotées ou phosphatées des nappes les plus superficielles et des eaux des cours d'eau ou des retenues.

3.3.1.4. Les eaux pluviales

Les eaux de pluie ruissellent dans les rues où sont accumulés polluants atmosphériques, poussières, débris, suies de combustion et hydrocarbures rejetés par les véhicules. Les eaux de pluies, collectées normalement à la fois avec les eaux usées puis déversées dans la canalisation d'assainissement et acheminées vers une station d'épuration, sont souvent drainées directement dans les rivières entraînant ainsi une pollution intense du milieu aquatique.

3.4. Pourquoi traiter les lixiviats de CET par voie biologique

Cette question se pose, a priori, surtout dans le cas de CET de classe 1, recevant des déchets industriels. On pourrait s'attendre à collecter des lixiviats fortement chargés en métaux ou en anions solubles (chlorures, sulfates,....)

Pourquoi les lixiviats peuvent-ils être traités par voie biologique ?

Pour deux raisons : [52].

- La teneur en métaux des lixiviats est relativement faible et ne constitue pas un facteur inhibiteur des microorganismes intervenant dans l'épuration biologique ; cela est sans doute dû au fait que les analyses initiales et les contrôles d'entrée sur les CET sont efficaces et rigoureux.

- D'autre part, il n'a jamais été mis en évidence d'inhibiteur de l'activité biologique, ni par analyse, ni par observation d'un arrêt inexplicable de l'activité biologique.

3.5. Procédés Biologiques

La complexité des lixiviats rend leur traitement très spécifique. Pour arriver à les traiter avec des qualités de rejet satisfaisantes, des techniques poussées ont été mises en place. L'idéal pour ce genre d'effluent serait un traitement par voie biologique de type intensif mais cela dépend du type des lixiviats (jeune, intermédiaire, stabilisé), donc de leur biodégradabilité car l'activité bactérienne est limitée dans ce genre de forte pollution. Ces traitements biologiques, couplés à des traitements de finition, comme la filtration sur charbon actif, ont fait leurs preuves et sont économiques [53].

3.5.1. Les paramètres influençant les procédés biologiques

Les normes de rejet des eaux usées (lixiviat), fixent des indicateurs de qualité physico-chimique et biologique. Ce potentiel de pollution généralement exprimés en mg/l, est quantifié et apprécié par une série d'analyses. Certains de ces paramètres sont indicateurs de modifications que cette eau sera susceptible d'apporter aux milieux naturels récepteurs. Pour les eaux usées domestiques, industrielles et les effluents naturels, on peut retenir les analyses suivantes [51].

3.5.1.1. La 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 [49].

3.5.1.2. Le 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. L'influence du pH se fait également ressentir par le rôle qu'il exerce sur les autres éléments comme les ions des métaux dont il peut diminuer ou augmenter leur mobilité en solution bio-disponible et donc leur toxicité. Le pH joue un rôle important dans l'épuration d'un effluent et le développement bactérien. La nitrification optimale ne se fait qu'à des valeurs de pH comprises entre 7,5 et 9.

3.5.1.3. La 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 les eaux usées. Elle varie suivant les matières en suspension (MES) présentes dans l'eau [51].

3.5.1.4. Les matières en suspension (MES)

Elles représentent, la fraction constituée par l'ensemble des particules, organiques (MVS) ou minérales (MMS), non dissoutes de la pollution. Elles

constituent un paramètre important qui marque bien le degré de pollution d'un effluent urbain ou même industriel. Les MES s'expriment par la relation suivante :

$$\text{MES} = 30\% \text{ MMS} + 70\% \text{ MVS} \quad [51].$$

3.5.1.5. Les matières volatiles en suspension (MVS)

Elles représentent la fraction organique des 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 ; [51].

3.5.1.6. Les matières minérales (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.

L'abondance des matières minérales en suspension dans l'eau augmente la turbidité, réduit la luminosité et par ce fait abaisse la productivité d'un cours d'eau, entraînant ainsi une chute en oxygène dissous et freinant les phénomènes photosynthétiques qui contribuent à la réaération de l'eau. Ce phénomène peut être accéléré par la présence d'une forte proportion de matières organiques consommatrices d'oxygène [54].

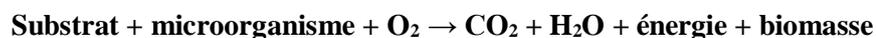
3.5.1.7. La conductivité électrique (CE)

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. La mesure de la conductivité permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau [55]. Sa mesure est utile car au-delà de la valeur limite de la salinité correspondant à une conductivité de 2500 $\mu\text{SM}/\text{cm}$, la prolifération de microorganismes peut être réduite d'où une baisse du rendement épuratoire.

3.5.1.8. La demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ comme étant la quantité d'oxygène consommée par les bactéries, à 20°C à l'obscurité et pendant 5 jours d'incubation d'un échantillon préalablement ensemencé, temps qui assure l'oxydation biologique d'une fraction de matière organique carbonée. Ce paramètre mesure la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation par voie aérobie.

Pour la mesurer, on prend comme référence la quantité d'oxygène consommée au bout de 5 jours ; c'est la DBO₅. Elle se résume à la réaction chimique suivante : [51].



3.5.1.9. La demande chimique en oxygène (DCO)

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est la mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation chimique de toute la matière organique biodégradable ou non contenue dans les eaux à l'aide du bichromate de potassium à 150°C. Elle est exprimée en mg O₂/l. La valeur du rapport DCO/DBO indique le coefficient de biodégradabilité d'un effluent, il permet aussi de définir son origine [56]. Généralement la valeur de la DCO est :

DCO = 1.5 à 2 fois DBO Pour les eaux usées urbaines ;

DCO = 1 à 10 fois DBO Pour tout l'ensemble des eaux résiduaires ;

DCO > 2.5 fois DBO Pour les eaux usées industrielles.

La relation empirique de la matière organique (MO) en fonction de la DBO₅ et la DCO est donnée par l'équation suivante : [51].

$$\text{MO} = (2 \text{ DBO}_5 + \text{DCO}) / 3$$

3.5.1.10. La biodégradabilité

La biodégradabilité traduit l'aptitude d'un effluent à être décomposé ou oxydé par les micro-organismes qui interviennent dans le processus d'épuration biologique des eaux. La biodégradabilité est exprimée par un coefficient K, tel que, **K=DCO /DBO5**

Si $k < 1,5$: cela signifie que les matières oxydables sont constituées en grande partie de matières fortement biodégradables.

Si $1,5 < K < 2,5$: cela signifie que les matières oxydables sont moyennement biodégradables.

Si $2,5 < K < 3$: les matières oxydables sont peu biodégradables.

Si un coefficient K très élevé traduit la présence dans l'eau d'éléments inhibiteur de la croissance bactérienne, tels que, les sels métalliques, les détergents, les phénols, les hydrocarbures ... etc. La valeur du coefficient K détermine le choix de la filière de traitement à adopter, si l'effluent est biodégradable on applique un traitement biologique, sinon on applique un traitement physico-chimique.

$K > 3$: les matières oxydables sont non biodégradables.

3.5.1.11. L'équivalent habitant (EH)

Un équivalent habitant, correspond à la pollution quotidienne de l'eau que génère un individu. En fonction des dotations journalières en eau, chacun est sensé utiliser une quantité d'eau par jour. La quantité de pollution journalière produite par un individu est estimée à 57 g de matières oxydables (MO), 90 g de matières en suspension (MES), 15 g de matières azotées (MA), et 4 g de matières phosphorées (MP). Enfin, la concentration des germes est généralement de l'ordre de 1 à 10 milliards de germes pour 100 ml. [54].

3.6. Principe de l'épuration biologique

Certains paramètres sont communs à tous les lixiviats quel que soit le stade d'évolution des déchets (concentrations hautes en chlorure, sodium, potassium et forte alcalinité). La teneur élevée en sels correspond à la solubilisation de cations et d'anions présents dans les déchets ;

L'alcalinité traduit, quant à elle, la dégradation du carbone organique ainsi que la dissolution des matières minérales. D'autres paramètres (matière organique, azote organique, matières en suspension, Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+}) dépendent de la phase d'évolution de la décharge et leurs concentrations sont généralement plus élevées dans les premières phases. Ces paramètres traduisent la forte bioactivité de la masse de déchets et son passage aux conditions anaérobies strictes. Au cours du processus de stabilisation de la décharge, on observe [57].

- une augmentation du pH liée à l'évolution du milieu qui devient très réducteur (fin des phases d'Acidogénèse et d'Acétogénèse).
- une diminution de la charge en matière organique du lixiviat due à la fin de la phase de production d'acides gras volatils. Celle-ci devient plus stable et moins biodégradable, le rapport DBO5/DCO diminue et on constate une augmentation de la proportion des molécules de forte masse molaire, de type acides humiques et fulviques.

La genèse des lixiviats implique simultanément des processus aérobie et anaérobies, liés au mode d'exploitation de la décharge et à la nature des déchets enfouis. Ces mécanismes sont bien connus, en particulier dans le cas des centres d'enfouissements [58].

3.7. Traitement biologique

3.7.1. Lagunage

3.7.1.1. Lagunage naturel (aérobie)

Le rayonnement solaire est la source d'énergie qui permet la production de matière vivante par les chaînes alimentaires aquatiques (chaînes trophiques). L'épuration des effluents est réalisée essentiellement par des bactéries aérobie dont l'oxygénation est assurée par l'action chlorophyllienne de végétaux qui participent aussi à la synthèse directe de la matière organique [59].

3.7.1.2. Lagunage aéré

L'apport d'oxygène est essentiellement assuré de façon artificielle: aérateurs mécaniques flottants ou fixes, insufflation d'air. En l'absence d'un compartimentage bien délimité le réacteur biologique peut se rapprocher d'un système à mélange intégral. Les équilibres biologiques sont voisins de ceux du procédé classique par boues activées bien qu'un certain développement algal soit inévitable. La concentration en micro-organismes est faible et la décantation du floc bactérien très médiocre. Les lagunes aérées sont souvent suivies de vastes lagunes de décantation (éventuellement équipées de systèmes d'évacuation des boues) [59].

3.7.1.3. Lagunage anaérobie

Dans ces lagunes, le rendement d'épuration escompté dépend essentiellement du développement d'une fermentation méthanique. Il n'est, de ce fait, applicable que sur des effluents à forte concentration et, le plus souvent, à titre de prétraitement avant un deuxième stade d'épuration de type aérobie. Dans ceux-ci se développent des phénomènes de fermentation anaérobie avec minéralisation de la matière organique et dégagement de CO₂, CH₄ (et éventuellement H₂S). Ces dépôts sont particulièrement importants en l'absence de brassage et sur des effluents contenant beaucoup de matières en suspension décantables [59].

3.7.2. Boues activées**3.7.2.1. Description du procédé d'épuration à boues activées**

Le procédé d'épuration biologique à boues activées est un procédé très couramment utilisé. Selon FNDAE de 1995, il s'agit du procédé le plus fréquent pour les installations de moins de 2000 EH (Equivalent Habitat) : 46% en nombre et 69% en capacité correspondent à boues activées à aération prolongée. Pour les installations de plus de 2000 EH, on retrouve la même domination avec environ 65% des installations qui correspondent à une capacité de 75%. [59].

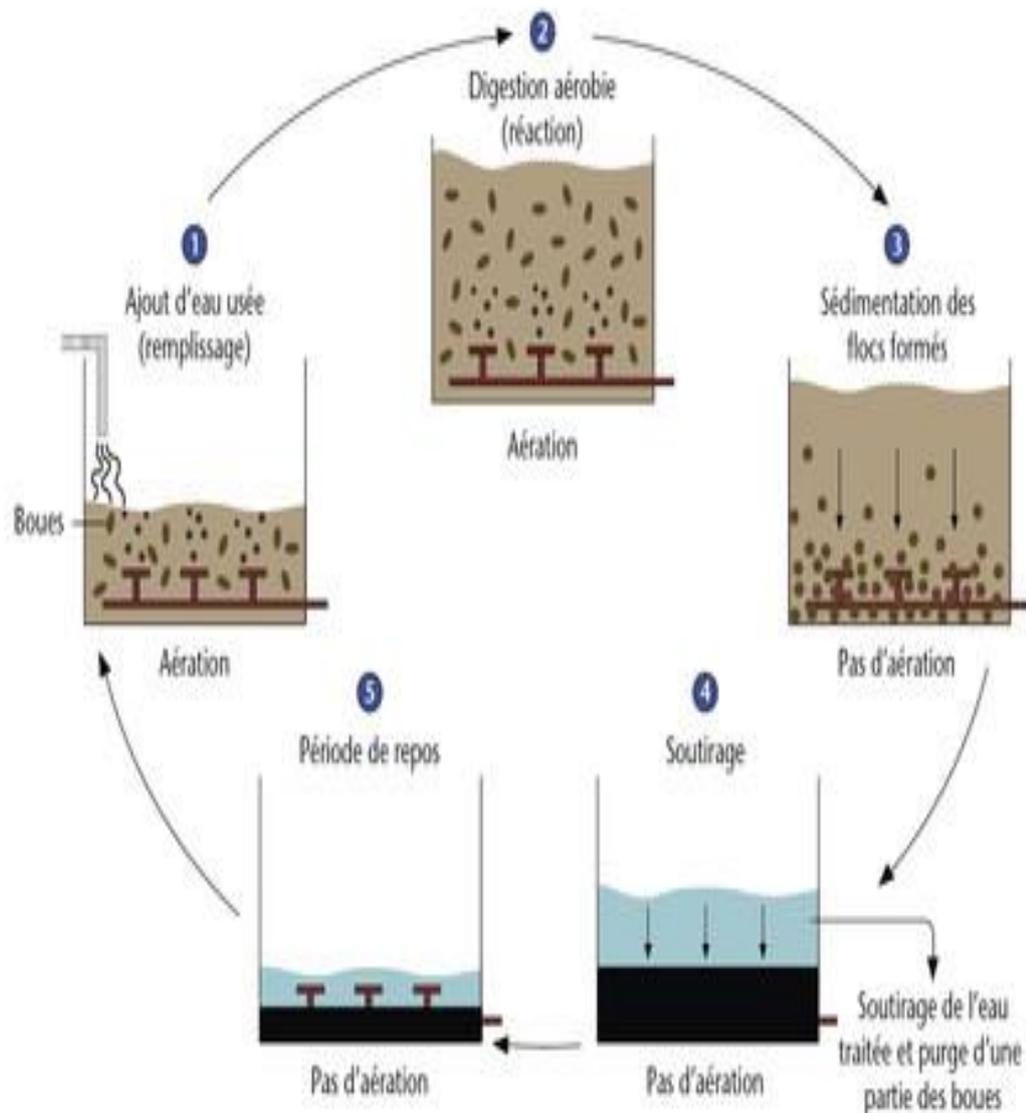


Figure3.1 : Traitement avec un réacteur biologique séquentiel (RBS) [55].

Un bassin à boues activées est un réacteur biologique, alimenté en continu par l'eau usée à traiter, dans lequel la biomasse est brassée et aérée en même temps que l'eau usée. Dans ce procédé les molécules biodégradables sont mises en contact avec des amas biologiques flocculés (floc) maintenus en suspension au sein du liquide à traiter, de façon à assurer un contact intime avec toutes les parties de l'effluent [55].

Le processus de dégradation des molécules est aérobie, donc la présence d'oxygène est nécessaire pour oxyder les matières organiques solubles et colloïdes en CO_2 et H_2O . Cet oxygène est apporté par un système d'aération installé à l'intérieur du réacteur biologique.

Après un temps de contact, le mélange floc + eau épurée, appelé « liqueur mixte », arrive dans un décanteur, ou clarificateur, destiné à séparer l'eau épurée des floes.

Les floccs, du fait de leur densité supérieure à celle de l'eau, sédimentent dans le fond de clarificateur pour former les boues. L'eau épurée sort à la surface du clarificateur, par surverse, et est, en règle générale, rejetée dans le milieu naturel.

La majeure partie des boues activées épaissies, au fond du décanteur, est renvoyée ou recirculée dans le bassin aéré pour y maintenir une concentration optimale en boues (concentration en MES nominale). L'excédent de boues est extrait du système de boues activées pour être envoyé en traitement des boues. [52].

Le processus de dégradation de la matière organique se déroule en trois étapes essentielles :

- adsorption par oxydation sur les floccs biologiques ;
- dégradation par oxydation des molécules, entraînant la synthèse de nouveaux microorganismes, donc accroissement de la biomasse ;
- oxydation et dégradation d'une partie des floccs biologique ou matériaux de réserve des microorganismes des floccs si l'apport en matière organique est trop faible : phénomène de respiration endogène. [52].

La boue activée est un liquide marron à gris contenant des particules floconneuses formées de microorganismes et des débris végétaux et minéraux.

L'étude des microorganismes présents ainsi que celle des relations qu'ils établissent entre eux permettent de comprendre les phénomènes d'épuration biologique [53].

3.7.2.2. Les microorganismes intervenant dans le procédé

Le procédé d'épuration par boues activées est la reproduction amplifiée du phénomène naturel d'autoépuration de l'eau. En effet, la microflore de l'eau intervient dans la dégradation naturelle de la matière organique et participe ainsi au recyclage des éléments chimiques (cycle du carbone, de l'azote, du phosphore...).

Dans les installations à boues activées, ne sont présents que des organismes de petite taille, essentiellement des bactéries, mais en forte densité ; on parle de procédé intensif. Dans le milieu naturel, les espèces participant à l'autoépuration sont beaucoup plus diversifiées avec des tailles plus hétérogènes [54].

Parmi les microorganismes des boues activées, par analogie avec les écosystèmes naturels, on distingue deux groupes distincts : la microflore et la microfaune. [55].

3.7.2.2.1. La microflore des boues activées

Elle correspond à l'ensemble des bactéries présentes dans la boue activée. Ces bactéries représentent le maillon essentiel du traitement car elles vont consommer les molécules organiques des eaux usées et permettre ainsi leur épuration. Grâce à cette activité, elles se multiplient et sont le point de départ d'une chaîne trophique, d'où le terme de microflore car la flore est l'élément de départ des écosystèmes naturels.

Ces bactéries peuvent se présenter sous différentes formes :

- bactérie libres, en général peu abondantes du fait de la prédation par d'autres microorganismes ;

- bactéries filamenteuses, présentes normalement en petite quantité mais qui peuvent proliférer dans certaines conditions et poser des problèmes de fonctionnement ;
- bactéries floculées qui s'agrègent pour donner des floccs qui décantent dans le clarificateur.

Les concentrations en microflore sont très élevées, de l'ordre de 10¹¹ à 10¹² bactéries par litre de boues activées. Malgré la diversité des espèces bactériennes susceptibles d'y être ensemencées, provenant des matières fécales mais aussi des eaux naturelles ou de l'air, les boues activées se révèlent être un milieu très sélectif et seulement une dizaine de souches bactériennes sont présentes à un instant donné au niveau d'une installation.

Des études ont montré que les bactéries intestinales se développent peu et survivent difficilement dans ce milieu. On retrouve des bactéries appartenant aux familles taxonomiques les plus classiques, avec majoritairement des bacilles Gram- sporulant :

Bacilles Gram- : 57%, dont 54% de Pseudomonas, Alcaligenes, Flavobacterium ;
- Cocci Gram+ : 23%, dont 82% de Microcoques ;
- Bacilles Gram+ : 20%, dont 57% de Kutahya.

La répartition interspécifique est très variable selon la boue activée, son âge, la composition biochimique et physicochimique de l'effluent.

3.7.2.2.2. La microfaune des boues activées

Elle est très importante en quantité, de l'ordre de 10⁶ à 10⁸ cellules par litre de boues activées.

Elle intervient comme prédateur des bactéries isolées et des cadavres de bactéries et, ainsi, participe à la clarification de l'effluent. Selon l'organisation cellulaire des microorganismes on distingue deux familles d'individus : les Protozoaires et les Métazoaires.

Les Protozoaires

Ce sont des organismes eucaryotes (qui peuvent même posséder plusieurs noyaux),

Unicellulaires, mobiles et de petite taille (de 1 à 500µm). Ils se nourrissent essentiellement de bactéries et de molécules organiques dissoutes mais présentent une très grande variété de types trophiques : certains se nourrissent de bactéries, certains d'algues, certains d'autres protozoaires et certains de plusieurs de ces organismes. Leur rôle principal est la clarification de l'effluent par prédation des bactéries libres de l'eau interstitielle.

Le nombre d'espèces actuellement identifiées est de l'ordre de 5000 pour les écosystèmes naturels et, « seulement », de 200 à 250 dans les boues activées. Dans une installation donnée, on recense en moyenne 55 à 7 espèces différentes.

L'embranchement des Protozoaires est ainsi divisé en sous-embranchement :

- Rhizoflagellés ; - Rhizopodes ; - Ciliés ; - Cninosporidies
- Sporozoaires.

Les Métazoaires

A la différence des protozoaires, les Métazoaires sont des organismes pluricellulaires, de taille supérieure à 100µm et pouvant aller jusqu'à 1mm. Leur organisation cellulaire est plus complexe que celle des microorganismes unicellulaires, avec une différenciation cellulaire pour former des tissus.

Leur temps de reproduction est également plus long, du fait de leur complexité, ce qui implique qu'ils ne sont présents que dans des installations avec des âges de boues élevés (station à faible charge ou aération prolongée). Dans les boues activées, on retrouve, de manière fréquente, essentiellement deux familles : les Rotifères et les Nématodes.

3.7.2.3. Le foisonnement des boues activées problèmes dus aux bactéries filamenteuses

De nombreuses espèces de bactéries filamenteuses existent normalement, à des concentrations faibles, dans les boues activées. Elles ne présentent une gêne pour l'exploitant que lorsque leur développement est excessif et qu'elles envahissent la culture. En effet, ces flocs filamenteux décantent difficilement et sont plutôt entraînés dans l'eau épurée, ce qui cause des départs de boues et altère la qualité de l'eau traitée.

Ce phénomène s'appelle le foisonnement des boues activées ou bulking. Il faut noter que ce n'est pas le seul phénomène responsable de départs de boues pour ces stations, ils peuvent être dus également à :

- des difficultés de floculation avec une croissance dispersée ;
- des problèmes liés à la densité des particules avec des dégagements gazeux, lors de fermentation ou de dénitrification par exemple

3.7.3. Mise en œuvre du traitement biologique

Trois types de procédés sont envisagés pour le traitement biologique des lixiviats de CET

- Traitement en discontinu.
- Traitement en continu.
- Traitement sur lits bactériens.

3.7.3.1. Traitement en discontinu

Un bassin rempli de lixiviatsensemencés avec des boues activées de station d'épuration urbaine et enrichis en acide phosphorique. Une ou plusieurs turbines flottantes apportent l'oxygène nécessaire à la fermentation aérobie.

Le chimiste du site suit quotidiennement l'évolution de la DCO. La courbe de cette évolution atteint un palier inférieur qui représente la DCO résiduelle au traitement biologique. A ce stade, le traitement est optimum.

Cette technique présente plusieurs inconvénients

- Arrêt du traitement en hiver, les bactéries n'étant plus actives d'où problème de stockage des lixiviats.
- Risque de multiplication des bassins de stockage, si les lixiviats ne sont pas traités quotidiennement et si le stock hivernal est mal géré.

- Rejet des eaux « en batch », c'est-à-dire par grandes quantités sur assez court laps de temps, ce qui est, a priori, plus préjudiciable au milieu récepteur que le rejet des mêmes volumes en continu.

Malgré son apparente simplicité, ce procédé demande un suivi quasi quotidien et beaucoup de sérieux dans la mise en œuvre pour que l'on obtienne des résultats satisfaisants.

3.7.3.2. Traitement en continu

Ce type de traitement permet un rejet en continu qui minimisera les risques de perturbations sur le milieu naturel.

Le bassin d'aération est subdivisé en plusieurs compartiments par des chicanes. L'aération est assurée par des diffuseurs d'air comprimé en fond de bassin, afin d'assurer un brassage maximum et d'éviter les zones mortes.

Bien entendu, un suivi très attentif de la concentration de la biomasse est nécessaire, celle-ci ne devant pas descendre en dessous d'une certaine valeur, ce qui entraînerait un arrêt du système.

Combinaisons de traitements

L'hétérogénéité, la composition changeante d'une saison à une autre et d'une région à une autre, font des lixiviats de décharges des eaux très difficiles à traiter, c'est pour cela qu'un traitement à lui seul peut être insuffisant, d'où le besoin de combiner deux ou plusieurs traitements afin de dépolluer au mieux ces eaux.

Le Tableau résume la différence de l'efficacité de certains traitements physicochimiques uniques et lorsqu'ils sont combinés avec d'autres [59].

Tableau3.1 : la différence de l'efficacité de certains traitements physicochimiques uniques et lorsqu'ils sont combinés avec d'autres [59].

Traitement unique	Résultat	Traitement combinés	Résultats
Coagulation	-43% de DCO	+ oxydation par le H ₂ O ₂	-73% de DCO
		+ ozonation	-78% de DCO
		+ ozonation stripping ammonium	-48% de DCO - 100% de NH ₄
		+ nano filtration	-80%de DCO
		Photo oxydation (UV)	-64% de DCO
Osmose inverse	96% de DCO	+ boue active	-99% de DCO
		+ UASB	-99% de DCO
		+ évaporation	-88% de DCO
Nano filtration	> 65% de DCO	+ coagulation	-80% de DCO
		+ adsorption sur charbon actif	-97% de DCO
		Adsorption sur charbon actif + ozonation	-99% de DCO
Ultrafiltration		+ adsorption	-97% de DCO
Adsorption sur charbon actif		+ nitrification	-55% de DCO -93% de NH ₄ ⁻
		+ BRM	-65% de DCO
		+ précipitation (chaux) + traitement aérobie	-92% de DCO
Ozonation		+ adsorption	-90% de DCO

3.7. 4. Traitement dans un Réacteur biologique Séquentiel (SBR) :

Les réacteurs biologiques séquentiels (RBS) sont plus connus sous le nom anglo-saxon de « sequencing batch reactors » (SBR). Le procédé correspond à un réacteur unique de type mélange intégral dans lequel se réalisent successivement l'aération puis la clarification d'où le nom de réacteur « séquentiel ». La décantation des boues s'opère lorsque l'aération est arrêtée et un dispositif de vidange est utilisé pour soutirer le surnageant. Les différentes étapes du traitement se réalisent lors d'intervalles de temps prédéfinis et programmables, l'ensemble des étapes constituant un cycle. [57].

Alimentation (eau brute ou décantée) et réaction (aération/brassage du réacteur)

Décantation (séparation des MES) ;

vidange (soutirage de l'eau traitée) puis repos (extraction des boues en excès).

La dernière étape de repos peut être supprimée en évacuant les boues en fin de période de vidange. Les durées indiquées sont données à titre indicatif en pourcentage du cycle total qui peut lui fluctuer entre 4 et 12 h, voire plus pour certaines ERI. Elles peuvent varier en fonction de la concentration de l'influent et du fait que l'on cherche l'élimination du carbone seulement ou l'élimination du carbone et de l'azote, voire du phosphore. [57].

Dans un tel système, avec un seul bassin, l'alimentation et la sortie de l'effluent sont discontinues. Pour que l'alimentation devienne continue, il faut rajouter un second bassin décalé d'un demi-cycle dans le cas de l'exemple choisi. En revanche, pour que la sortie soit continue, quatre bassins au moins sont nécessaires. [57].

L'ensemble des concepts propres aux boues activées (charge volumique, charge massique, âge des boues) s'applique de la même manière aux RBS, même si les comportements biologique et hydraulique sont quelque peu différents.

À partir de ce principe de base, de nombreuses variantes du procédé ont été développées, toutes utilisant une vidange intermittente. Autrefois réservée aux stations de petite et moyenne capacité, la technique RBS s'applique maintenant à d'importantes agglomérations (supérieures à 1 million EH). [57].

3.8. Conclusion

On peut dire qu'à partir d'une eau usée (boues) et grâce aux procédés de traitements, il est possible d'obtenir toute une gamme d'eaux de qualités différentes. A chacune de ces qualités peut correspondre un usage particulier. Il est clair que les traitements qui existent peuvent réduire les concentrations des polluants sous toutes leurs formes, à des niveaux qui sont actuellement considérés comme non dangereux. [59].

Partie expérimental

1.1. Présentation du site d'étude

1.1.2. Situation géographique

Le CET de corso été réceptionné au mois de janvier 2014. Il est situé à environ 4.5 km au sud –ouest du chef –lieu de Boumerdés, à environ 1km à partir de RN05 qui relie Alger à l'Est du pays en traversant l'oued Corso .il se trouve dans la commune de Corso, à la limite gauche de l'Oued Corso [60].

Le site a une position centrale par rapport aux principaux centres générateurs de déchets de la Willaya de Boumerdés, à savoir Boumerdés, Ténia et Boudouaou. La distance séparant les habitants les plus proches du CET est de 500 m .Ces habitants ne faisant pas partie d'agglomération la plus du CET est celle de Ben merzouga éloignée de 2km environ.

La surface du site est de 35 à 40 hectares (ha) environs, et sa hauteur est de l'ordre de 20 à 25 mètres .La capacité d'enfouissement est estimée à 6.7 millions de tonnes.

En effet ,le site est doté de cinq (05) casiers .Seul le 1^{er} casier est aménagé pour le moment avec une capacité de 1.8 millions de m³ ,qui mené vers un bassin de décantation (lixiviats) , qui sera traiter à base d'acide sulfurique et autres composés pour contenir les odeurs et l'émanation de gaz toxiques .le bassin du lixiviats est acheminé vers une station d'épuration pour enfin se déverser dans l'Oued corso puis vers la plage (MER). En effet, les autres casiers ne sont pas aménagés pour le moment.

Les origines de déchets entrant dans le site (commune autorisées) sont wilaya de 300 Boumerdés et willaya d'Alger Est.

1.1.3. Hydrographie

L'étude de la condition topographique et géologique de cette commune a permis de relever le réseau hydrographique de cette région

Au nord, cette commune est bien définie par les Oueds Corso à l'Est et Oued Boudouaou à l'Ouest. Commune est bien définie par les Oueds orientés du sud au nord et rejoignent la mer après un court trajet suivant une direction Sud –Nord, perpendiculairement au rivage méditerranéen.

Les autres oueds ne sont en réalité que des ravins affluents de ces deux oueds particulièrement celui de corso, en suivant l'inclinaison générale de la topographie de cette commune vers le nord et le nord Est.

Notons aussi que la topographie de cette zone, particulièrement au nord, est responsable en grande partie de la difficulté des écoulements qui, par endroits, peuvent créer des phénomènes d'hydromorphie et d'engorgement des sols et la stagnation des eaux. Ceci relève, comme il a été mentionné ci –dessus, du fait que la topographie de ce secteur est dominée par les terrains plats à subhorizontaux appartenant à la plaine de la Mitidja.

1.1.4. Topographie

La topographie de cette commune est contrôlée par la morphologie de plaine, de plateaux et localement de reliefs à caractère collinaire c'est un secteur où les altitudes sont faibles, en moyenne elles varient généralement de 20 à 100 m.

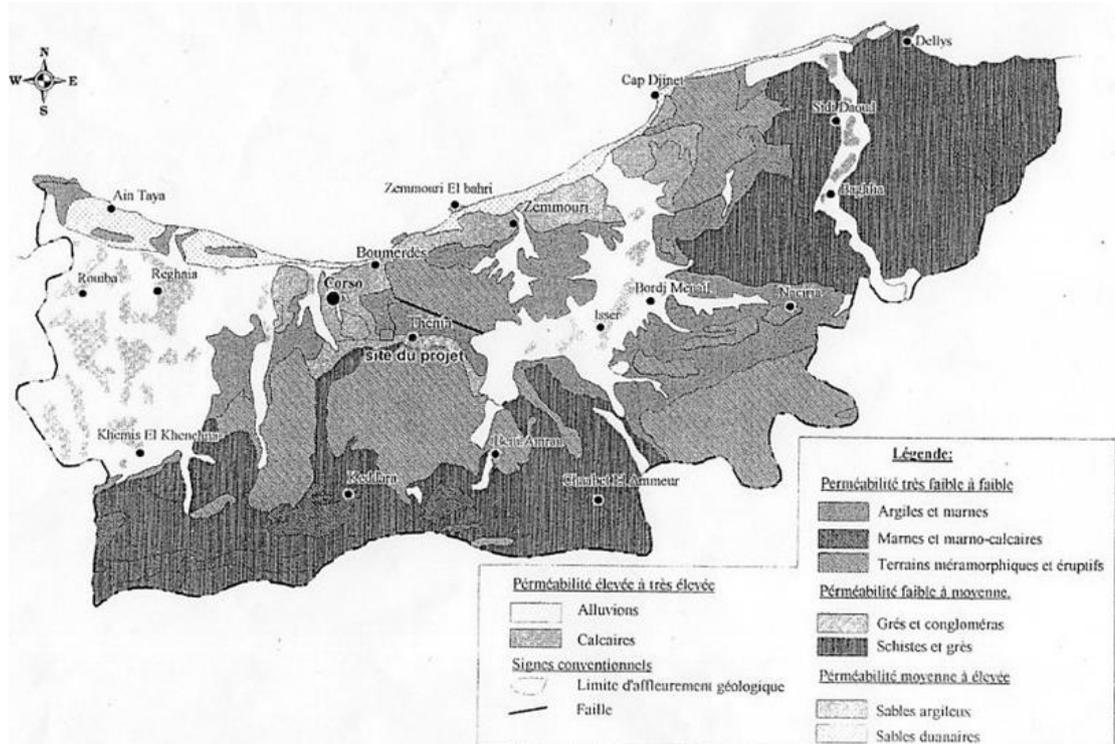


Figure 1.1. : Extrait de la carte topographique de la commune de corso [60]

1.1.5. Géologie

L'histoire géologique de cette commune se résume dans l'apparition des terrains néogènes et quaternaires, particulièrement au nord.

Au sud de la commune, les terrains deviennent progressivement plus anciens, mais en restant à la limite de l'âge mio-pliocène. Les terrains anti-néogènes n'affleurent qu'en dehors de cette commune au sud dans l'Atlas blidéen et à l'Est dans la région de Thénia. [60]

La carte géologique couvrant cette zone montre la prédominance de terrains argilo-détritiques quaternaires, à la fois marins et continentaux, qui surmontent des terrains plus anciens, soit pliocènes, argilo-marneux, soit marneux datant du Plus ancien. [60]

1.1.6. Nature du sol et du sous-sol

La zone d'étude est située sur le bourrelet côté Est d'Alger où les formations dominantes sont des argiles et marnes du miocène supérieur et du pliocène.

Les formations dans la région du site appartiennent au pliocène inférieur ou la plaisancier. [60]

(P1) et pliocène supérieur ou Artien (P2).

Les marnes et argiles bleues-grises imperméables du plaisancier (P1) formant l'essentiel du site, surmontées par les grès et sables perméables de l'Astien (P2).

Des sondages effectués confirment les informations concernant la géologie du site. En effet, ils montrent que le sous-sol est principalement constitué d'une couche de surface de limon et de sable limoneux, sous laquelle les marnes bleues-gris schisteuses sont en place. Cette couche marneuse à texture variable se poursuit jusqu'à 50 mètres de profondeur.

1.2 .Conditions climatiques

Les facteurs climatiques intervenant dans les processus de transformation (biodégradation) des matières organiques contenues dans les déchets ; sont les pluies, les températures et les vents.

1.2.1. Vent

Bien qu'il n'existe pas de données sur le vent à la station de Thénia comme de Rouiba, les directions privilégiées sont celles du Nord-Ouest – Sud Est et Nord Est – Sud-Ouest d'après l'étude d'impact. C'est un vent sec et chaud qui souffle du sud vers le nord et qui se manifeste en général entre Mai et Septembre. Le nombre de jours de Sirocco est de 25 par an.

C'est un vent sec et chaud qui souffle du sud vers le nord et qui se manifeste en générale entre Mai et Septembre.

1.2.2. Pluviométrie

Le climat de la zone d'étude est de type humide méditerranéen. Il pleut environ 800 mm dans la zone d'étude. La distribution mensuelle des précipitations est relativement régulière pendant 9 mois (de septembre à mai), alors qu'elle est à son seuil minimal en été. Le nombre de jour de pluie est de l'ordre de 90.

L'analyse des données pluviométriques des pluies saisonnières nous aide à tirer les enseignements suivants : en hiver on aura une augmentation du volume de lixiviats, d'où la nécessité d'activer le processus de son traitement.

En été on observe une diminution du volume de lixiviat, d'où l'obligation de maintenir l'humidité des déchets en procédant à des arrosages périodiques des déchets.

1.2.3. Température

Les mois les plus froids sont Décembre, Janvier et Février où les températures oscillent entre 6 et 8 °C. Les mois les plus chauds sont : Juillet, Août avec des températures de l'ordre de 30 à 34 °C.

1.2.4. Centre de tri

Un local est aménagé à l'entrée du CET. Ce local recevra les déchets qui y subiront un tri semi-automatique en vue de sélectionner les produits recyclables et acheminer les produits organiques, inertes et autres, vers les casiers.

Le centre de tri du CET de Corso est composé de trois unités de tri manuel, d'une capacité de 600 T/j environ, abritées dans deux locaux en structure métallique.

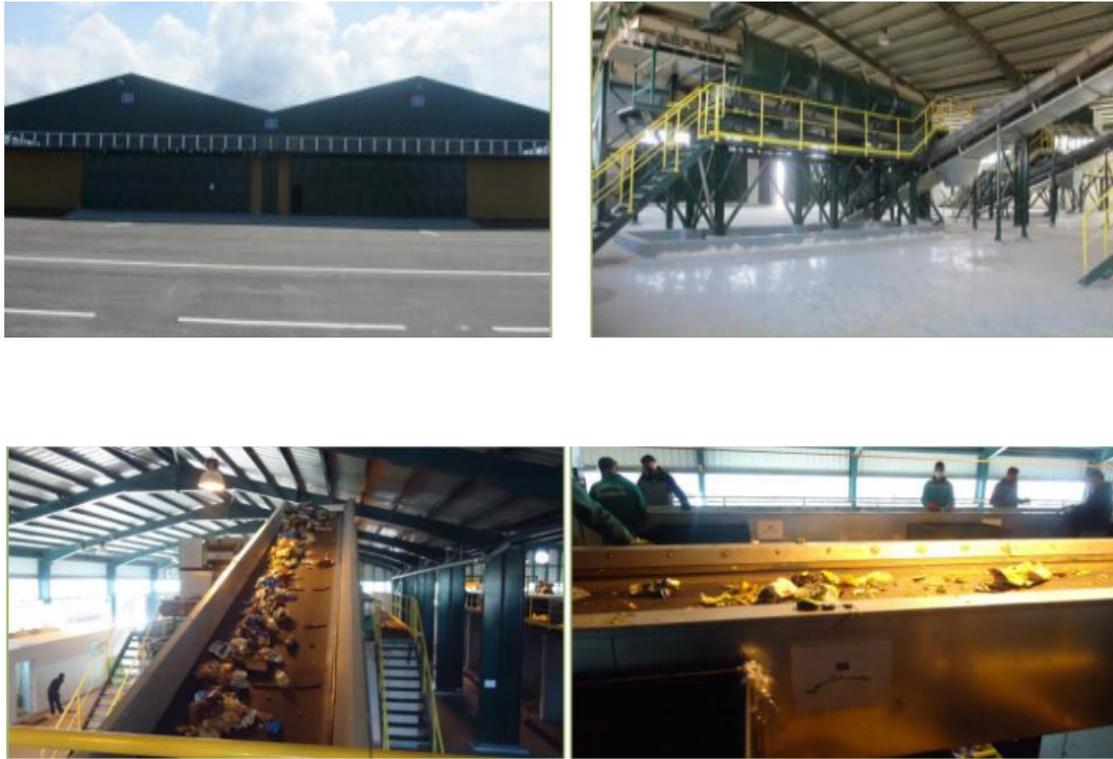


Figure 1.2. : Centre de tri du CET de Corso

1.3. Aménagement du casier et digues au niveau du CET de Corso Casiers

La capacité du casier du CET de Corso est estimée à 1.8 million de m³. Les déchets y sont déversés par couches successives d'épaisseur modérée, compactées au fur et à mesure par des engins spéciaux permettant un compactage poussé. Les regards pour le contrôle des lixiviats et les puits de dégazage sont rehaussés au fur et à mesure de la montée des déchets.



Figure 1.3 : Le Casier du CET de corso



Figure 1.4 : Casier en service

1.3.1 Réseau de captage du biogaz

Le captage et le traitement du biogaz sont impératifs tant pour la sécurité de la décharge en raison des risques d'explosion ou d'incendies par formation des poches de méthane que pour la protection de l'environnement en raison des fuites de biogaz dans l'atmosphère par diffusion verticale et horizontale à travers la masse des déchets, provenant ainsi des nuisances olfactives. De plus, les gaz en s'infiltrant dans le sol chassent l'oxygène qui alimente les plantes et empêchent celle-ci de se développer.

Pour le moment le biogaz au niveau du 1er casier du site de Corso n'est pas pris en charge, c'est-à-dire il n'est ni incinéré ni récupéré, il s'échappe dans l'air à travers des buses à l'intérieur des quelles est posé un tube en PVC perforé, qui permet de

collecter les biogaz produits par la biodégradation des déchets, et permettre leur évacuation du casier d'enfouissement.



Figure 1.5 : Pui de captage du biogaz.

1.3.2. Réseau de drainage des lixiviats

Afin de capter et éviter l'accumulation des eaux de lixiviations vers le bas des casiers, un réseau est installé au fond des cellules. Les conduites sont en PVC perforés de 25 cm de diamètre. Ces tubes sont disposés dans les fossés, ensuite recouverts de pierre concassée et d'un géotextile de filtration afin de minimiser les risques d'obstruction.

1.3.3. Bassin de stockage des lixiviats

Les eaux de percolation ou lixiviats produits dans le CET Corso doivent être accumulées dans un bassin de décantation. Pour l'instant il n'Ya qu'un seul bassin réalisé.



Figure 1.6 : Bassin de décantation

1.4. Station de traitement des lixiviats du site (Osmose Inverse (OI)).

L'**Osmose inverse** est un traitement physico-chimique alternatif pour le lixiviat stabilisé. Dans l'application d'OI, n'importe quel dissolvant qui contient des cations en métal est passé par une membrane de telle manière que les concentrations en métal soient réduites. Avec le taux de rejet 98- 99% pour les contaminants organiques et inorganiques, l'Osmose Inverse peut être utilisé pour le déplacement des métaux lourds, des matériaux de suspension colloïdale et des solides dissous du lixiviat de décharge. Elle utilise les propriétés de membranes semi-perméables à travers lesquelles l'eau migre, alors que tous les solutés sont rejetés, à l'exception de quelques molécules organiques très voisines de l'eau (faible masse molaire, polarité forte).

Les lixiviats du CET de Corso seront traités par la méthode membranaire (Osmose Inverse), celle-ci sera appliquée dès que les conditions nécessaires la permettent.



Figure 1.7 : Station de traitement des eaux usées générées sur le site du CET

1.5. Les lixiviats exclus

Elle comprend:

- Un bassin d'aération dans lequel s'effectue la conversion de la pollution et la formation des floes de boues activées poussées jusqu'au degré de minéralisation.
- Un bassin de décantation (clarificateur) dans lequel s'effectue la décantation gravitaire des boues et la décharge de l'effluent traité.
- Un silo à boues pour recevoir et concentrer les boues en excès produites par la station d'épuration et qui permet son extraction pour être mise en décharge.
- Trappes de visites avec une échelle d'accès transportable et tous les accessoires nécessaires.

2.1. Introduction

L'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 régleme l'exploitation des CSDU et fixe les conditions de rejet des lixiviats vers le milieu naturel. Ces effluents liquides ne peuvent être rejetés dans le milieu naturel que s'ils respectent les valeurs fixées à l'article 36 de cet arrêté.

2.2. Echantillonnage

Le prélèvement d'un échantillon à étudier est une opération délicate, à laquelle le plus grand soin doit être apporté. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenue sans modification des caractéristiques physicochimiques et microbiologiques

Pour réaliser cette étude, une campagne d'échantillonnage du lixiviat et de la boue a été effectuée

Pour le cas du lixiviat, les prélèvements ont été effectués au niveau du bassin du centre d'enfouissement technique (CET) dans deux fus en polyéthylènes de capacité 5L chacun, sur le terrain et avant le remplissage, ces derniers sont lavés avec l'échantillon à prélever, les échantillons ont été conservés dans des glaciaires pendant le transport au laboratoire pour analyse de façon à respecter la température recommandée (4°C pour éviter et limiter toutes activité biologiques)

Concernant la boue, cette dernières a été prélevée au niveau du bassin de décantation de l'O.N.A (Office National d'Assainissement) de Boumerdés, dans un fus de 5L respectant les mêmes conditions de prélèvement et de transport suscitées.

2.3. Caractérisation du lixiviat et de la boue

Dans cette partie, nous nous sommes attachés à la caractérisation du lixiviat prélevé et de la boue activée à travers les paramètres globaux (T° , pH, DCO, DBO_5 , NO_2^- , NO_3^- , MES, MVS, Conductivité et Turbidité)

Chapitre 2 : Matériel et Méthode

Le tableau suivant indique les méthodes et matériels utilisés pour la réalisation des traitements physico-chimiques et biologiques.

Tableau 2.1: Méthodes d'analyse physico-chimique.

Paramètre	Principe de la méthode	Matériel	Référence
pH	Mesure directe avec pH-mètre.	Electrode de pH et plaque agitatrice.	NFT-90-008
Conductivité	Mesure directe avec Conductivité-mètre.	Electrode de conductivité-métré.	/
Turbidité	Mesure directe avec Turbidimètre.	Cuvette en verre et un Turbidimètre.	/
MES	Chauffage à 105° dans l'étuve pendant 24h.	Papier filtre et étuve	NFT-90-015
MVS	Calcination à 550° dans le four pendant 2h.	Creuset, papier filtre plus four.	/
NO₃⁻	Colorimétrie	Cuvette en plastique Spectrophotomètre UV-Vis.	ISO 6060-1989
NO₂⁻			ISO 6777-1984
DCO	Spectrophotomètre UV-Vis.	Cuvette en plastique Spectrophotomètre UV-Vis. Bloc chauffant	ISO 7890-3 et NFT 90-045
DBO₅	Manométrie	DBO mètre	NFT 90-103

Pour la réalisation de la partie expérimentale, on a eu recours au matériel et produit résumés au tableau ci-dessous.

Chapitre 2 : Matériel et Méthode

Tableau 2.2 : Matériel et produits utilisés pour effectuer le traitement physicochimiques et biologique du lixiviat étudié

Matériel:	Produits :
Plaque agitatrice. (Nahita)	CaCO ₃ . (Fluka chemika).
Erlenmeyer 1L.	NaOH. (Fluka chemika).
Fiole 1L.	Ca(OH) ₂ . (Fluka chemika).
Eprouvette	Lixiviat issu du bassin CET de Boumerdes.
Balance. (Pioneer ohaus)	Boue activée issu de l'ONA de Boumerdes
Béchers gradué 50ml, 100ml, 25ml	
Entonnoir Pt et Gd model.	Eau distillée.
Papier filtre.	Réactif diazotation pour NO ₂ ⁻ .
Barreaux magnétiques.	Réactif sulfonique pour NO ₃ ⁻ .
Pissette.	KNO ₃ (Reachim) pour NO ₃ ⁻ .
Spatule.	K ₂ Cr ₂ O ₇ (Reachim) pour la DCO. H ₂ SO ₄ (Reachim) pour la DCO.

2.4. Procédé du traitement par couplage

2.4.1. Traitement Physicochimique (précipitation)

La majorité des traitements physico-chimiques utilisés pour l'épuration des lixiviats interviennent en tant que prétraitement ou étape de finitions pour compléter la filière de traitement :

- **précipitation chimique**

Sur le même principe que celui de la coagulation-floculations, la précipitation consiste à ajouter aux lixiviats un réactif destiné à faire précipiter certains composés indésirables, pouvant être éliminés par décantation ou floculations. Dans notre cas, trois types d'agent précipitants ont été choisis à savoir la chaux Ca(OH)₂, la calcite CaCO₃ et en fin la soude NaOH, plusieurs doses de ces matériaux [3.6.10 g/l] ont été ajoutées au

Chapitre 2 : Matériel et Méthode

lixiviat dans le but de déterminer la dose optimale de ces derniers, la durée du traitement est estimée à 60mn.

L'effet de ces trois matériaux sur la charge organique et la turbidité des lixiviats est étudié

Le dispositif du traitement est donné par la figure 2.1

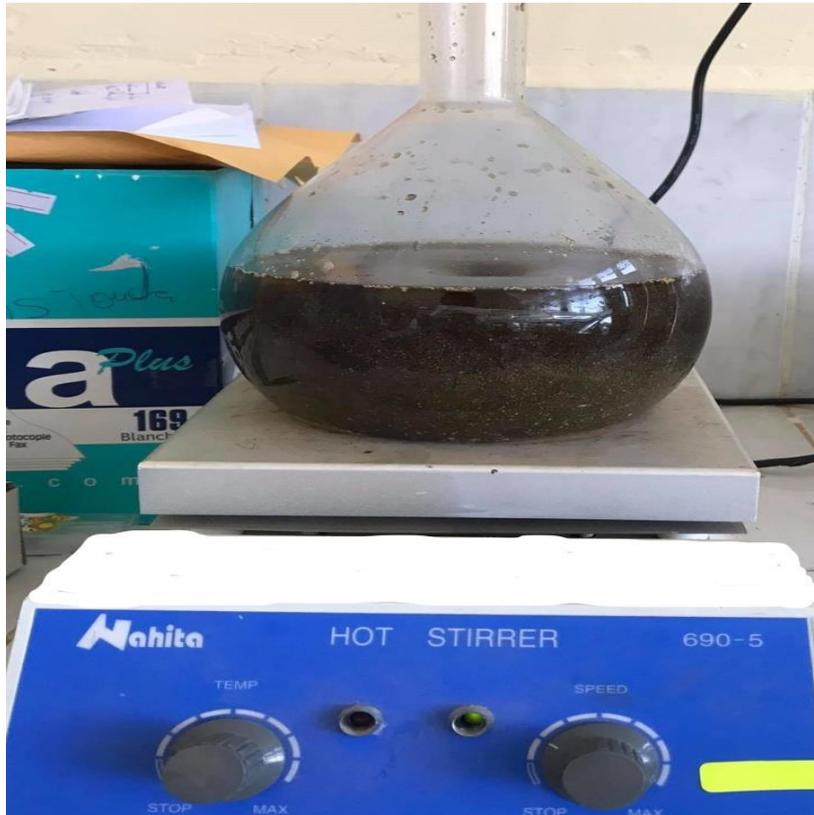


Figure 2.1 précipitation du lixiviat par la chaux (essai de prétraitement)

2.4.2. Traitement biologique par SBR (Sequencing Batch Reactor)

Le traitement biologique SBR est en mode discontinu et toutes les étapes du traitement ont lieu dans le même réacteur. Cette technique biologique est utilisée dans l'épuration des eaux usées, mais dans notre cas il s'agit du lixiviat, ce type de traitement représente une alternative efficace et relativement écologique (sans utilisation de produits chimiques), le principe de cette technique consiste à revaloriser le lixiviat en y introduisant un concentré de bactéries diverses.

Le réacteur dans ce traitement, contenant des boues activées est alimenté par l'effluent (lixiviat) une seule fois par jours. L'aération est réalisée pendant plusieurs heures durant lesquelles l'eau est épurée puis elle est arrêtée afin que les boues décantent.

Le surnageant est ensuite évacué et un nouveau volume d'effluent à traiter entre dans le réacteur. Lorsque la concentration des boues est très importante dans le réacteur une partie de cette dernière est soutirée.

Chapitre 2 : Matériel et Méthode

- **Composition du bioréacteur et conditions du traitement**

Notre bioréacteur a un volume de volume réactionnel de 3L, composé de la façon suivante : 500ml de boue, 250ml de lixiviat et 2250ml d'eau distillée, en respectant la formule qui donne la quantité de boue utilisé $V = 1/6V_{\text{Reacteur}}$

Le traitement se fait sous agitation continue et en présence d'O₂ à raison de 3mg/l à l'aide d'une pompe à air comme celle utilisée pour l'aquarium, Nous avons travaillé avec des boues de 15 jours

Les essais sont portés sur plusieurs jours (jusqu'à atteindre une valeur minimale de la DCO).

Les étapes à suivre dans cette partie biologique sont les suivantes :

- **Etape alimentation** : chaque jour, 250ml de lixiviat prétraité (précipitation) est ajouté au bioréacteur contenant la boue et l'eau distillé
- **Etape d'aération** : Le réacteur comportant les trois (3) litres du biolix est mis en agitation sous aération continue avec une concentration de l'oxygène dissous qui dépasse 3 mg/l pendant 21h.
- **Etape de décantation** Le biolix est laissé décanter trois (3) heures.
- **Etape d'évacuation** Le surnagent (250ml) est évacué pour analyse.

Le dispositif de la partie biologique est donné par la figure 2.2

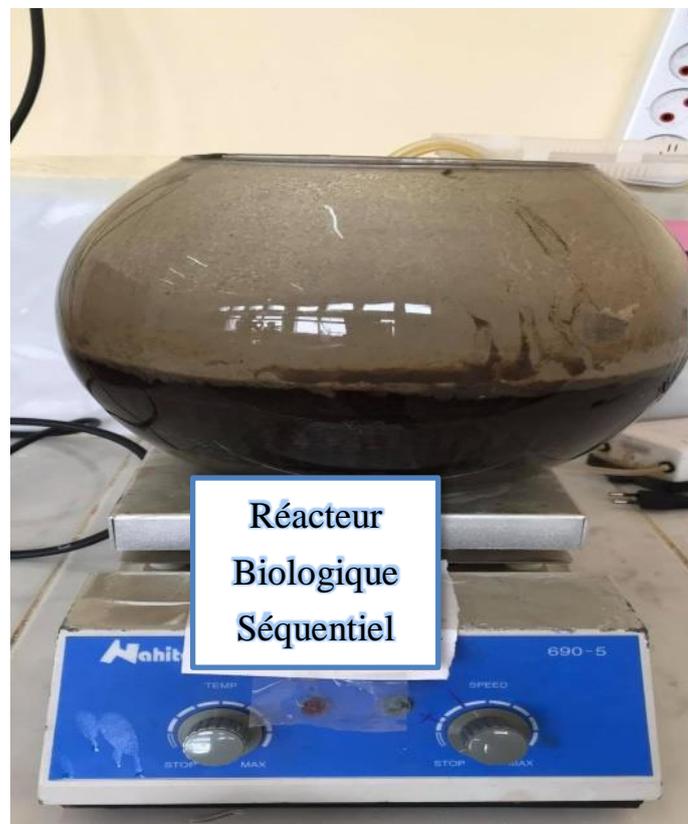


Figure 2.2 : Dispositif du traitement biologique (SBR).

3.1. La caractérisation

3.1.1. Le lixiviat

Les caractéristiques physico-chimiques du lixiviat brute étudié sont présentées dans le tableau 3.1.

Tableau 3.1: Teneurs des différent paramètres caractérisant de lixiviat du Bassin du CET de Corso avant traitement comparativement avec les normes de rejets.

		Le jour de prélèvement 30/05/2021	
Paramètres	Unité	Résultat	Normes [61]
pH	/	8.3	6.5-8.5
Odeur	/	Fécaloïde	/
Couleur	/	Noir foncé	/
Température	°C	18	30
Conductivité	ms/cm	34.5	2.8
Turbidité	NTU	690	50
MES	mg/l	1230	35
MVS	mg/l	1000	/
DCO	mg d'O ₂ /l	31250	120 (rejet naturel) 1000 (rejet dans une station)
DBO ₅	mg d'O ₂ /l	5240	35
DBO ₅ /DCO	/	0.168	/
NO ₃ ⁻	mg/l	0.114	50
NO ₂ ⁻	mg/l	2.739	50
Ni	mg/l	0.2	0.5
Pb	mg/l	0	0.5
Cr	mg/l	<0.2	0.25
Hg	mg/l	0	0.01
Zn	mg/l	0.3	3
Cd	mg/l	0	0.5

3.1.2. Paramètres physiques

- **Couleur et odeur**

Le lixiviat étudié arborai une couleur noire foncé au niveau du bassin qui est due essentiellement aux MES, ainsi qu'une odeur fécaloïde très prononcée qui est dues à la fermentation anaérobie des ordures qui génèrent un gaz (biogaz) contenant surtout du méthane (CH_4), du gaz carbonyle (CO_2), ainsi que la présence d'ammonium.

- **Température (°C)**

La température favorise le développement des micro-organismes dans les lixiviats, notre effluent présente une température de l'ordre de 18°C , proche de la température du milieu environnant, ce qui signifie que les réactions exothermiques sont moins présentes. Mais reste inférieure à la norme de rejet qui est de 30°C .

- **Turbidité**

La turbidité est inversement proportionnelle à la transparence de l'eau, c'est un paramètre de pollution indiquant la présence de la matière organique ou minérale sous forme colloïdale en suspension dans les eaux usées en général et dans le lixiviat en particulier.

Notre échantillon présente une forte turbidité de 690 NTU due à la forte présence des fines particules en suspensions.

- **Le potentiel d'hydrogène (pH)**

Le pH est un bon indicateur pour différencier la phase acidogènes ($\text{pH}<7$) et la phase méthanogènes ($\text{pH}>7$). En effet, lors de la fermentation acide, première phase de la décomposition anaérobie des déchets (phase acidogène), les percolât jeunes sont riches en composés organiques volatiles, au cours de cette phase, les valeurs de pH enregistrées sont généralement inférieures à 4. Au fur et à mesure du vieillissement de la décharge, le lixiviat s'appauvrit en composés organiques volatile, ceci va alors entrainer une montée du pH à 7 ou plus. Notre lixiviat présente un pH égal à 8.3 donc il est en période de méthanogènes, ce caractère basique provoque la précipitation de quelque métaux [62].

Selon la norme, la valeur du pH doit être comprise entre 6.5 et 8.5 dans tous les cas des rejets en milieu naturel.

- **Conductivité électrique (CE)**

La mesure de la conductivité apporte une information globale sur la quantité d'espèces chargées présentes dans les différents lixiviats. C'est un paramètre qui permet l'évaluation de la charge minérale polluante présente dans un effluent.

Nous avons abouti à une conductivité très élevée de l'ordre 34.5 ms/cm par rapport à la norme de rejets dans le milieu naturel qui est de 2.8 ms/cm , cette

Chapitre 3 : Résultats et discussions

valeur élevée peut être expliquée par un état de dégradation plus avancé ou une forte dilution dans le bassin.

- **Matière en suspension (MES)**

Ces produits peuvent être d'origine minérale (sables, limons, argiles, ...) ou organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ou fulviques). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus.

La détermination des matières en suspension, complète l'analyse de la charge polluante présente dans les lixiviats au cours du temps sous différentes conditions.

Le lixiviat de la décharge de corso est très chargé en MES, la concentration atteint les 1230 mg/l, une valeur qui dépasse presque 35 fois celle imposée par la norme.

- **Matière volatile sèche (MVS)**

Les MVS sont généralement assimilées aux matières organiques en suspension. La valeur obtenue atteint les 1000 mg/l au niveau du bassin.

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

La demande chimique en oxygène exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique (biodégradable ou non) d'une eau à l'aide d'un oxydant : le bichromate de potassium. Ce paramètre offre une représentation plus ou moins complète des matières oxydables présentes dans l'échantillon.

La teneur enregistrée dans notre échantillon de lixiviat est estimée à **31250 mg d'O₂/l**. Cette teneur est 260 fois plus élevée à la norme, indiquant ainsi une charge organique hautement élevée. Cette hausse de la valeur de la DCO pourrait être liée à l'âge, la nature et la quantité des déchets aussi aux différents facteurs climatiques tels que la pluviométrie, l'humidité de l'air et la température sans oublier la fraction organique constituée partiellement d'acides gras volatils dégradables et aux métabolites non biodégradables.

- **Demande biologique en oxygène (DBO₅)**

La demande biologique en oxygène est un indicateur de la pollution organique des eaux. Elle exprime la quantité d'oxygène qu'il faut fournir à un échantillon d'eau pour minéraliser la matière organique par voie biologique. La durée d'incubation de l'échantillon est de 5 jours à une température de 20°C.

La valeur obtenue au niveau du bassin est de **5240 mg d'O₂/l**, cette valeur est très élevée par rapport à la norme qui est de 35 mg/l pour le rejet dans un milieu naturel. Cette teneur indique la présence d'une concentration importante en matière organique biodégradable.

Chapitre 3 : Résultats et discussions

- **Le rapport DBO₅/DCO**

Les fractions organiques DBO₅/DCO, informe sur la biodégradabilité des molécules organiques et l'âge relatif des lixiviats étudiés. Plus le rapport est élevée, plus les lixiviat sont biodégradables (0.8 : totalement biodégradables, <0.1 : non biodégradable,). Le rapport DBO₅/DCO, permet donc d'estimer la biodégradabilité de la matière organique.

Ce rapport est généralement corrélé à l'âge des lixiviats, en effet le rapport DBO₅/DCO diminue avec l'âge des déchets.

Le tableau 3.2 résume la relation entre ce rapport (DBO₅/ DCO) ainsi que la biodégradation et la stabilité des déchets [63,64].

Tableau 3.2 : Biodégradabilité et stabilité des déchets en fonction du rapport DBO₅/DCO [63,64]

DBO ₅ /DCO	Biodégradabilité	DBO ₅ /DCO	Stabilité
>0.3	Biodégradabilité moyenne	>0.5	jeune et instable
0.1-0.3	Biodégradabilité faible	0.1-0.5	modérément et stable
<0.1	Biodégradabilité très faible	<0.1	vieux et stable

Le rapport DBO₅/DCO de notre lixiviat donne la valeur de **0.16** qui se trouve être entre 0.1-0.3. Cette valeur montre une biodégradabilité faible et notre lixiviat est moyennement stable, ce qui a été confirmé par les responsables du CET de corso le jour de notre prélèvement. Cela signifie que les molécules organiques contenues dans les lixiviat sont presque à leur stade final de leur dégradation.

- **Analyse des sels nutritifs (Les nitrates et nitrites : NO₃⁻, NO₂⁻)**

Les nitrates constituent le stade finale de l'oxydation de l'azote, et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. Les eaux usées en générale contiennent des nitrates et souvent très peu de nitrites. Les concentrations enregistrées sont de **0.1145** mg/l pour le cas des nitrates et de **2.739** mg/l pour les nitrites. La valeur des nitrates déterminée est inférieure à la norme limitée par l'OMS qui est de 50 mg/l. Les nitrites quant à elles proviennent, soit d'une réduction des nitrates soit d'une oxydation incomplète des ions ammonium [65],

- **Analyse des métaux lourds**

L'étude de la pollution métallique montre que la teneur en Nickel est égale 0.2 mg/l, en Zinc est estimée à 0.3 mg/l et en chrome elle est inférieure à 0.2 mg/l. Ces métaux sont à l'état de trace. Le plomb, le mercure, le cuivre et cadmium n'ont pas été détectés.

Chapitre 3 : Résultats et discussions

• Conclusion

À la lumière des résultats qui regroupent les caractéristiques physico-chimiques de notre échantillon de lixiviats à l'état brut (prélevé directement du bassin du CET de corso) ce dernier présente :

- Un pH légèrement basique de l'ordre 8.3
- Une forte charge organique avec une DCO de valeur de 31250 mg d'O₂/l
- Une biodégradabilité de l'ordre DBO₅/DCO = 0.16.

On peut conclure qu'en ce point ; se manifeste une activité biologique qui correspond à une phase de dégradation anaérobie, avec une charge organique faiblement biodégradable ; donc nous sommes dans le cas de lixiviats intermédiaire et stable pour cela nous avons proposé un procédé de traitement qui est **le couplage précipitation et traitement biologique SBR** qui sert à diminuer les valeurs des éléments toxiques et indésirables aux normes des rejets car l'Oued De corso représente le récepteur final des lixiviats issus du CET de corso à Boumerdés.

3.1.3. La boue

La boue qu'on a utilisée pour le traitement du couplage a été fournie par l'Office National d'Assainissement est caractérisée, les résultats sont mentionnés dans le tableau 3.2.

Tableau 3.2 : Caractérisation de la boue activée

Paramètres	pH	CON (ms/cm)	Température (°C)	MES (mg/L)	MVS (mg/L)	Age (jour)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	Indice de Mohlman (ml/g)
Résultat	7.13	1.105	22.13	7130	3896	15	2.720	0.05	134.64

L'indice de Mohlman (IM) est l'indice de l'aptitude à la décantation des boues. Cet indice définit (en millilitre) le volume de boue activée décanté en 1/2 heure par rapport à la masse de résidu sec de cette boue (en gramme de matières).

Si IM inférieur à 50 ml·g⁻¹ : mauvaise décantabilité (les floccs ne sont pas assez concentrés)

Si IM est compris entre 50 ml·g⁻¹ et 150 ml·g⁻¹ : bonne décantabilité

Si IM supérieure à 150 ml·g⁻¹ : phénomène de bulking (foisonnement de bactéries filamenteuses).

Dans notre cas, la boue utilisée présente une bonne décantabilité mais aussi sont trop chargées en MES.

3.2. Traitement physicochimique par précipitation du lixiviat

Nous avons analysé l'évolution du lixiviat avant et après traitement physico- chimique avec différents matériaux tels : NaOH ; CaCO₃ et Ca(OH)₂ dans le but de réduire ou d'éliminer sa charge organique et minérale par précipitation. Nous avons pour cela optimisé la masse de ces trois matériaux en calculant les taux d'abattement de chaque paramètre. Les résultats sont représentés ci-dessous :

3.2.1 Effet de la variation de la masse sur le taux d'abattement de la DCO

La figure 3.2 montre la variation du taux d'abattement de la DCO en fonction de différentes masses de chaque agent précipitant.

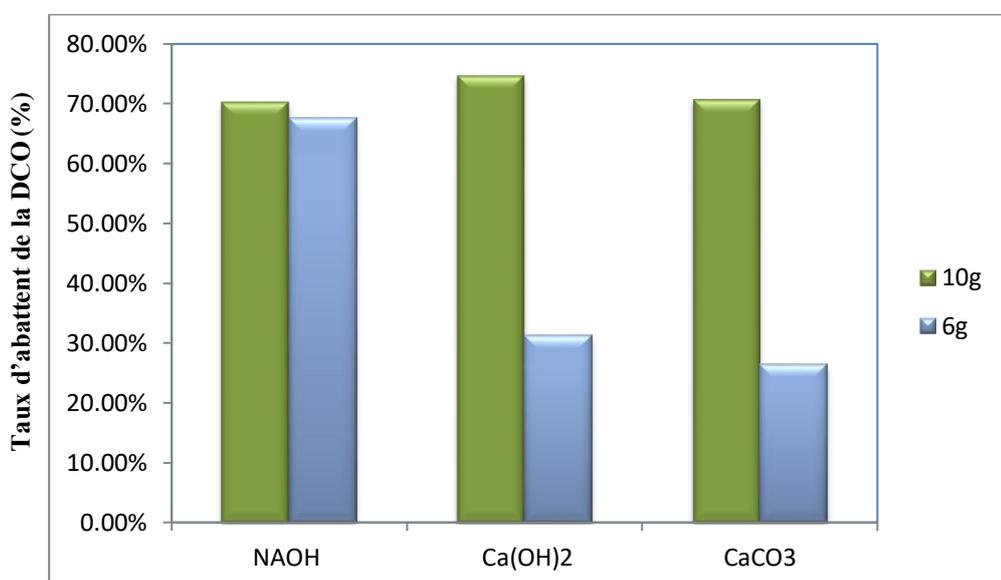


Figure 3.2 : Variation du taux d'abattement de la DCO en fonction de différentes masses de chaque agent précipitant

Les histogrammes ainsi tracés, montrent le bon fonctionnement du traitement par précipitation du lixiviat de la décharge de Corso. En effet les taux d'abattement de la DCO atteignent respectivement les valeurs 70.4 %, **74.8 %** et 70.8 % pour les essais de précipitation utilisant le NaOH ; Ca(OH)₂ et CaCO₃ à raison de 10g de chaque et pour la masse de 6g les taux d'abattement de la DCO sont respectivement : 67.60%, 31.20 % et 26.80 %.

3.2.2. Effet de la variation de la masse sur le taux d'abattement de la turbidité

La figure 3.3 représente l'évolution de la turbidité en fonction de la masse des trois agents précipitants déjà cités.

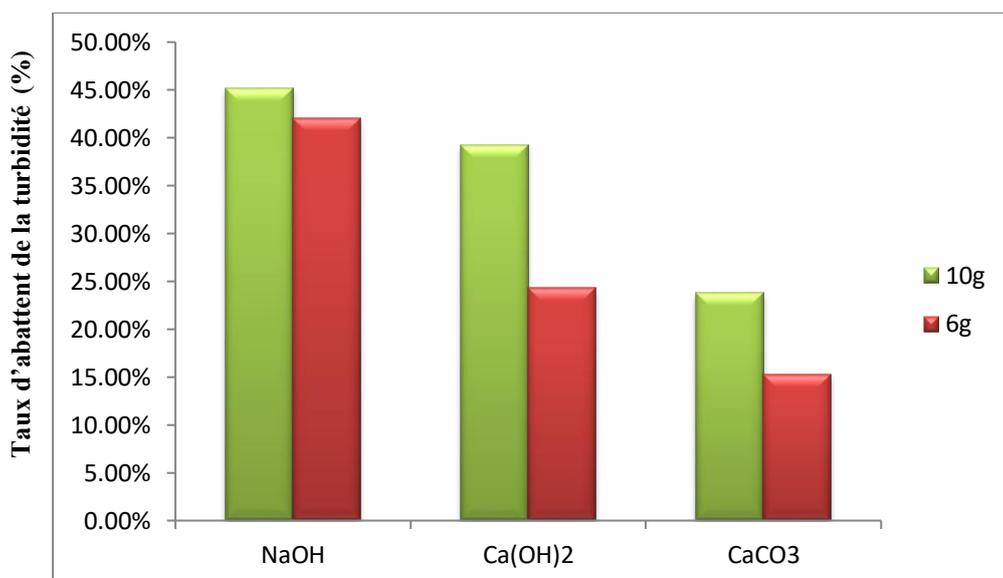


Figure 3.3 : Evolution du taux d'abattement de la turbidité en fonction de la masse des trois agents précipitants

La figure 3.3 telle qu'elle est présentée ; montre que les taux d'abattement de la turbidité les plus élevés sont attribués aux essais de précipitation avec le NaOH à raison de 10g, ce taux atteint les **45.21%** ensuite vient dans les mêmes conditions le taux de 39.27% avec le Ca(OH)₂ et à la fin on trouve un abattement de la turbidité de 24% qui est très faible et qui est déterminé en utilisant la calcite.

On tient comme même à souligner que l'écart entre les taux d'abattement de la turbidité en utilisant le NaOH et la chaux n'est pas trop grand.

A la lumière de cette partie d'optimisation, il ressort que le matériau le plus efficace en terme de précipitation est celui correspondant à la chaux Ca(OH)₂ à raison de 10g/l.

Les résultats de l'abattement de tous les paramètres étudiés après traitement par précipitation à la chaux sont représentés ci-dessous par le tableau 3.3:

Chapitre 3 : Résultats et discussions

Tableau 3.3 : Résultats de la caractérisation du lixiviat avant et après traitement par précipitation.

Paramètres	Unité	Avant prétraitement	Après prétraitement	Rendement d'élimination (%)	Normes [61]
pH	/	8.3	8	-	6.5-8.5
Odeur	/	Fécaloïde	nauséabonde	-	/
Couleur	/	Noir foncé	Marron foncé	-	/
Température	°C	15.2	15.2	-	30
Conductivité	ms/cm	34.5	26.8	22.31	2.8
Turbidité	NTU	690	419	39.27	50
MES	mg/l	1230	713	42.03	35
MVS	mg/l	1000	406	59.4	/
DCO	mg d'O ₂ /l	31250	7875	74.8	120
DBO ₅	mg d'O ₂ /l	5240	579	88.89	35
DBO ₅ /DCO	/	0.16	0.04	75	/
NO ₃ ⁻	mg/l	0.114	0.081	28.94	50
NO ₂ ⁻	mg/l	2.739	2.710	10.58	50

3.2.3. Evolution des paramètres physico-chimiques avant et après traitement par précipitation

- **DCO et DBO₅**

Le tableau 3.3 montre une diminution de la DCO du lixiviat brut prétraité avec une concentration 10 g/l de la chaux. Le taux d'abattement de la DCO est estimé à 74.8%. Le taux d'abattement de la DBO₅ est de **88.89 %**. Qui se trouve être un résultat très encourageant.

- **Les matières en suspension (MES)**

L'analyse de l'évolution des matières en suspensions dans le lixiviat après le traitement avec la chaux montre une efficacité du traitement physico-chimique. La teneur moyenne est passée de 1230 mg/l avant le traitement à 713 mg/l après le traitement. Le taux d'abattement moyen est de 42.03 %. Nous pouvons expliquer l'élimination des MES par le phénomène de regroupement et donc formation de précipités qui favorisent leur agglomération et permettent leur décantation.

- **Les composés azotés**

L'azote minéral (ammoniac, nitrates, nitrites) constitue la partie majeure de l'azote total [65].

Comme le montre le Tableau 3.3. La teneur en nitrate et en nitrite dans le lixiviat brut a une valeur de 0.114 et 2.739 mg/l respectivement. Après le traitement, la concentration est devenue 0.081 mg/l pour le nitrate avec un taux d'abattement très faible qui ne dépasse pas 28.94 %, et 2,71 mg/l pour le nitrite avec un taux d'abattement de 10.58 %.

- **Conductivité et turbidité**

D'après les résultats mentionnés au tableau 3.3, on remarque une nette amélioration des paramètres organoleptiques traduits en majorité par la turbidité qui présente un abattement de 39.27% après le traitement par précipitation à la chaux, pour la conductivité, cette dernière chute de 22.31%.

3.3. Couplage du système du traitement chimique avec le traitement Biologique par SBR

Le système SBR (sequencing batch reactors) utilise une culture microbienne dispersée sous forme de floccs au sein du lixiviat à traiter. Les étapes de l'aération et de la décantation se déroulent dans le même réacteur. Pour assurer un traitement efficace de notre lixiviat, la boue utilisée doit être jeune et bien aérée. Nous avons justement travaillé avec un âge des boues de 15 jours et avec une concentration de l'oxygène dissous qui dépasse 3 mg/l, notre lixiviat a été traité par précipitation à la chaux avant d'être mis dans le bassin biologique.

3.3.1. Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution de la DCO

On a utilisé pour rappel dans cette partie, un volume de boue activée égale au double du volume du lixiviat prétraité et un volume de presque 9 fois plus que celui du lixiviat utilisé. L'évolution de la DCO en fonction du temps de contact en jour est donnée par la figure 3.4.

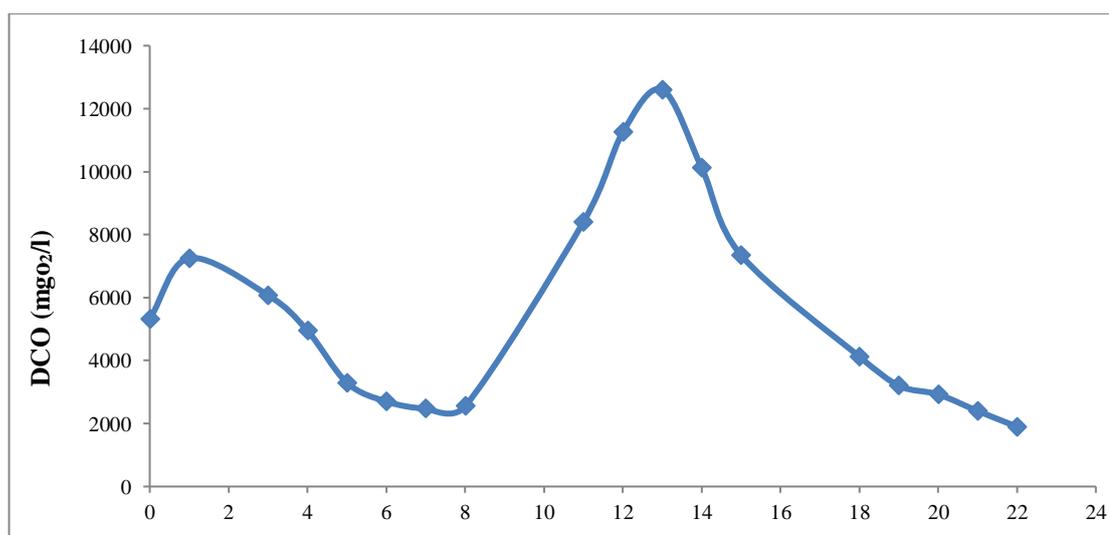


Figure 3.4 : Influence du couplage sur l'évolution de la [DCO] en fonction du temps en jours.

Chapitre 3 : Résultats et discussions

Le graphe tel qu'il est tracé montre que la DCO à 0 jour a chuté de 7875 mgd'O₂/l jusqu'à 5325 mg d'O₂/l avec un taux d'abattement de 32.38 %, cela est dû à l'effet de la dilution donc à partir de-là, la concentration initiale de la DCO avant traitement SBR est prise égale à 5325 mg d'O₂/l.

La valeur de la DCO subit une diminution remarquable après le traitement par la boue activée. Son taux d'abattement atteint les 64.82% au bout du huitième jour de traitement biologique.

L'allure montre une augmentation transitoire de la DCO qui peut être expliquée par plusieurs phénomènes intervenant dans le traitement biologique par boues activées : [66]

- Relargage des composés solubles contenus dans les MES
- Phénomène de désintégration des floccs ce qui provoque une augmentation de la DCO[66]
- Dégradation une autre fois des substances réfractaires déjà décomposées en petites molécules.

Au-delà de 12600 mg d'O₂/l la cinétique d'abattement de la DCO diminue jusqu'à arriver à une valeur de 1900 mgd'O₂/l ce qui correspond à un taux d'abattement de 75.87 %, dans le bassin et un taux de 93.9 % par couplage, une valeur qui n'est pas trop loin de la norme autorisant le rejet dans une station d'épuration (1000 mg d'O₂/l) [67].

On peut dire que notre boue s'est adaptée à notre effluent en un temps dépassant 20 jours de traitement en SBR.

3.3.2. Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution de la Turbidité, MES et MVS

La figure 3.5 représente la cinétique d'abattement de la turbidité ; les MES et les MVS après traitement de couplage (précipitation / SBR).

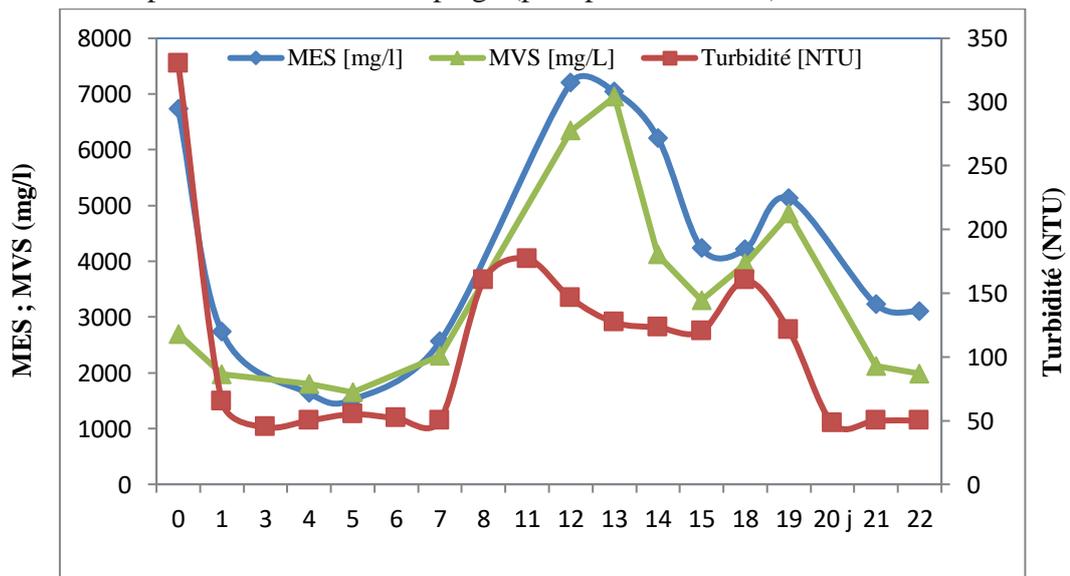


Figure 3.5 : Influence du couplage sur l'évolution de la Turbidité, [MES], [MVS] en fonction du temps en jours.

Chapitre 3 : Résultats et discussions

On remarque à partir de ce graphe, l'allure de zigzag fréquemment rencontrée dans les traitements biologiques, tel que les concentrations de ces trois paramètres turbidité, MES et MVS passent de 419 NTU, 713 mg/l et 406 mg/l respectivement avant traitement à 50 NTU, 310 mg/l et 198 mg/l après traitement.

Cette diminution des concentrations de ces paramètres peut être expliquée par la bonne séparation entre la phase solide (la boue) et la phase liquide (lixiviatsoutiré) dans le bioréacteur pendant la décantation.

3.3.3. Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution de la conductivité et le pH.

La figure 3.6 représente la cinétique d'abattement de la conductivité et du pH après traitement de couplage (précipitation / SBR).

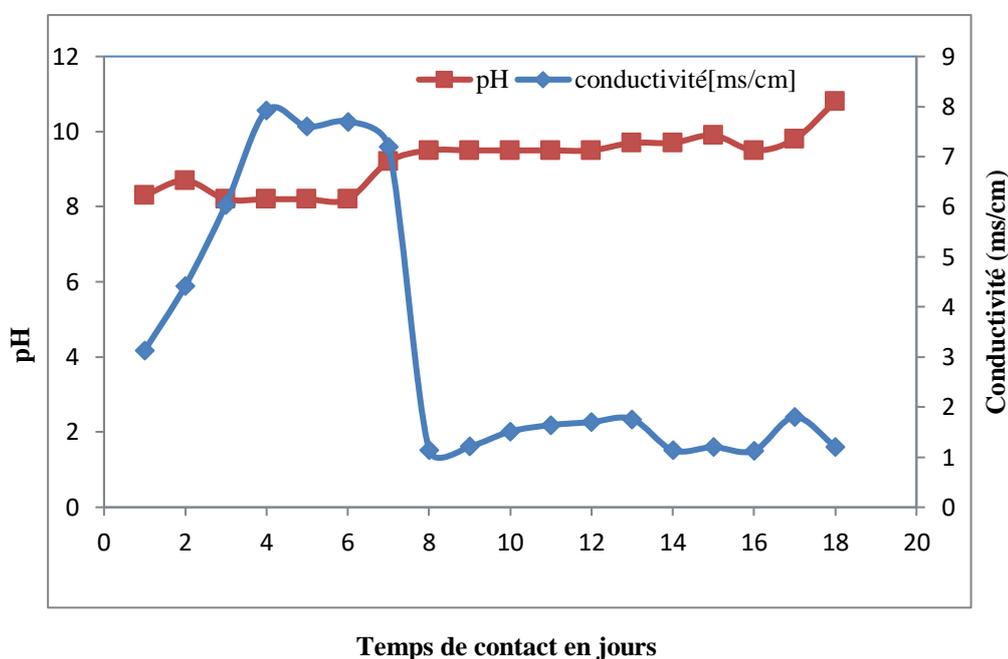


Figure 3.6 : Influence du couplage sur l'évolution du pH et de la conductivité en fonction du temps en jours.

On remarque à partir de ce graphe que l'allure de la cinétique du pH commence à diminuer jusqu'au sixième jour puis elle augmente, on peut expliquer cette augmentation par la forte dégradation des métaux lourds par les bactéries donc une oxydation des métaux, ensuite le pH se stabilise du huitième jour jusqu'au seizième jour avec une petite augmentation pendant le jour 18.

Ce qui concerne l'allure de la cinétique de la conductivité, cette dernière augmente pendant les 4 premiers jours du traitement et à partir du cinquième jour une chute brusque de la valeur de la conductivité est détectée qui sera due probablement une grande dégradation de la matière organique par les bactéries et cette diminution indique que notre traitement est très efficace et le taux d'abattement de 96.5 % le confirme.

3.3.4. Influence du couplage (précipitation / SBR) sur l'évolution des ions nitrites et nitrates.

L'évolution de la cinétique d'abattement des ions NO_3^- et NO_2^- par couplage (précipitation / SBR) est illustrée par la figure 3.7

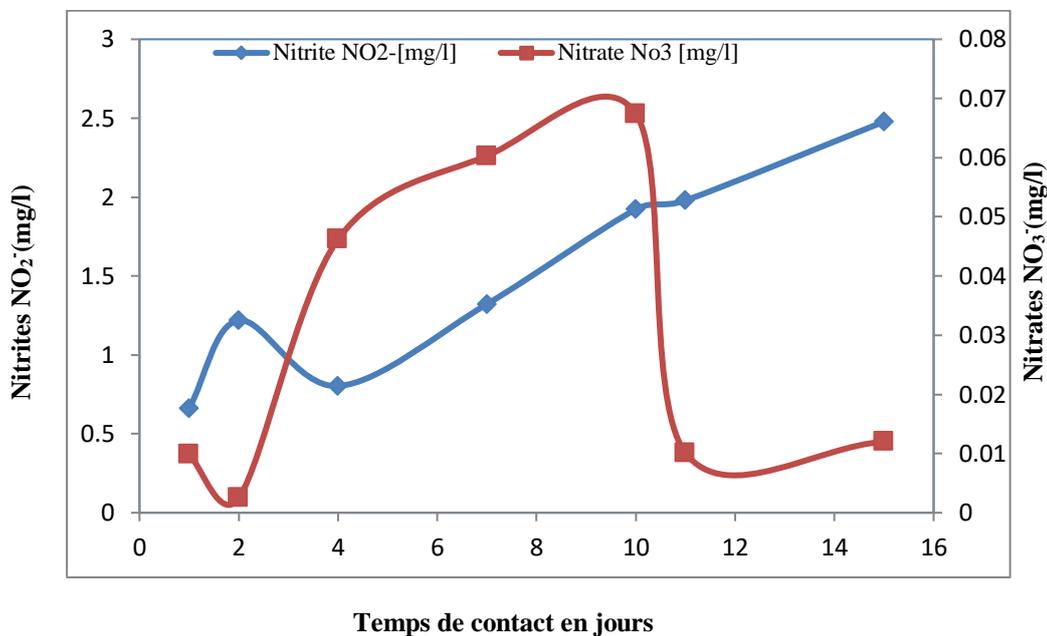


Figure 3.7 : L'évolution de la cinétique d'abattement des ions NO_3^- et NO_2^- par couplage (précipitation / SBR)

L'hypothèse de la transformation de l'azote organique en ammonium NH_4^+ puis en ammoniac NH_3 ne peut pas être exclue [68] car le pH augmente ce qui veut dire présence des ions OH^- qui réagissent avec l'ammonium pour donner l'ammoniac :



La faible valeur de la forme oxydée de l'azote (NO_2^- et NO_3^-) peut être expliquée par une diminution de l'azote total par une réaction en chaîne d'oxydation chimique ou bactérienne des composés azotés

La diminution de l'azote organique s'accompagne d'une augmentation brusque du pH (10.52) suggérant que la quantité éliminée de l'azote organique après les 10 jours est transformée essentiellement en ammoniac gazeux.

La légère augmentation des nitrites et la légère diminution des nitrates peuvent, quant à elles, être expliquées par la dénitrification des nitrates en nitrites par les bactéries aérobies réductrices des nitrates [69].

3.3.5 Taux d'abattement de traitement par couplage sur la DCO

L'évolution de la cinétique d'abattement de la conductivité par couplage (précipitation / SBR) est illustrée par la figure 3.8

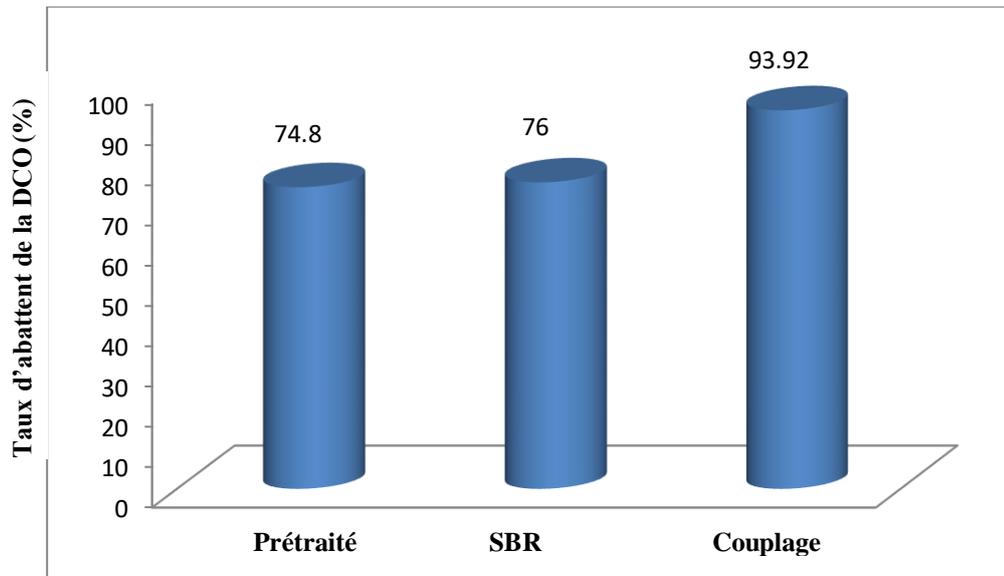


Figure 3.8 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur la DCO.

Le résultat obtenu par cette technique de traitement est très prometteur en effet le taux d'élimination de la DCO dépasse les 93%.

3.3.6 Taux d'abattement du traitement par couplage sur la conductivité.

L'évolution de la cinétique d'abattement de la conductivité par couplage (précipitation / SBR) est illustrée par la figure 3.9.

La formule du rendement :

$$\left(\frac{\text{Valeur brute} - \text{valeur à la sortie du sbr}}{\text{valeur brute}} \right) * 100$$

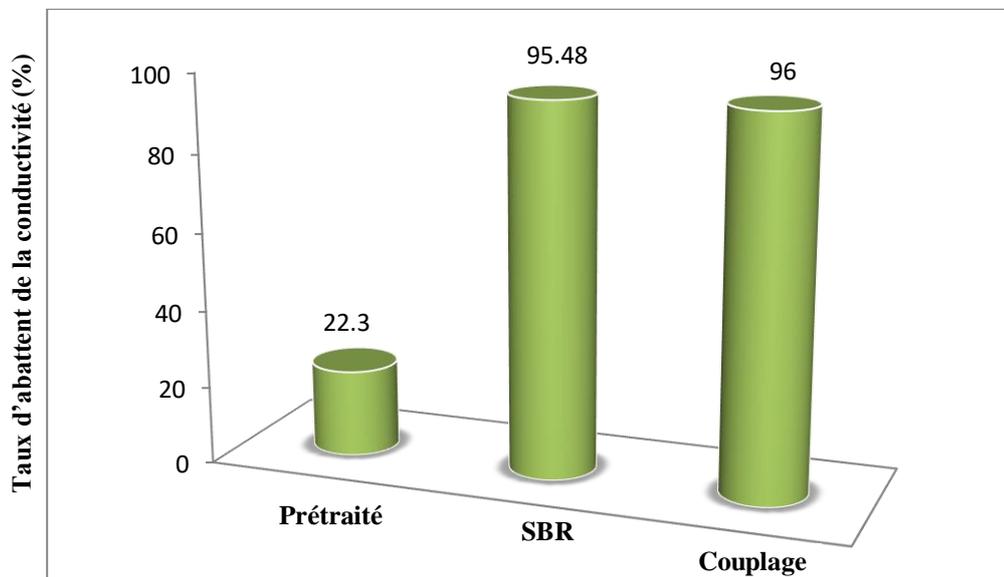


Figure 3.9 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur la Conductivité.

Les histogrammes ainsi tracés montrent le bon fonctionnement du traitement par couplage sur la conductivité, En effet les taux d'abattement de la

Chapitre 3 : Résultats et discussions

conductivité atteignent la valeur de 96 % après le traitement par couplage, c'est un résultat très encourageant.

3.3.7. Taux d'abattement du traitement par couplage sur Nitrite [NO₂⁻] et Nitrate [NO₃⁻]

L'évolution de la cinétique d'abattement des ions NO₃⁻ et NO₂⁻ par couplage (précipitation / SBR) est illustrée par la figure 3.10.

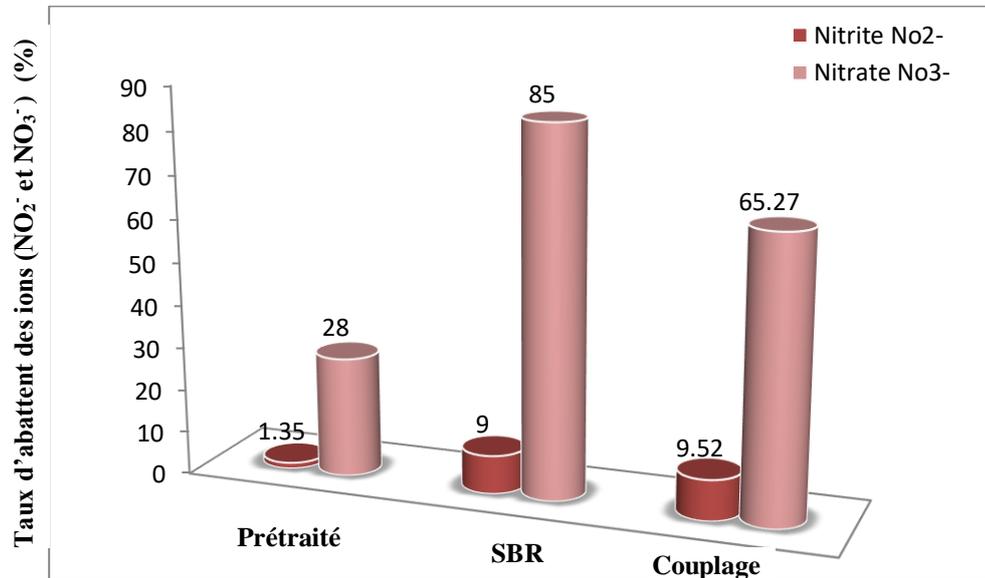


Figure 3.10 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur Nitrite et Nitrate

Les histogrammes ainsi tracés montrent l'effet du traitement par couplage sur le taux d'abattement des ions NO₂⁻ mais surtout pour les NO₃⁻ qui atteint les 65.27%.

3.3.8. Taux d'abattement du traitement par couplage sur la turbidité

L'évolution de la cinétique d'abattement de la turbidité par couplage (précipitation / SBR) est illustrée par la figure 3.11.

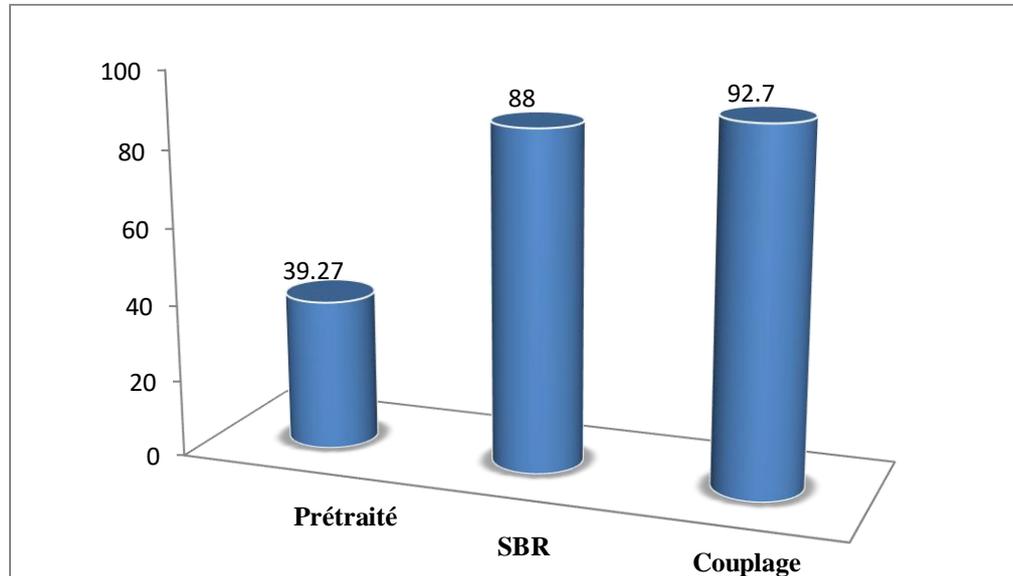


Figure 3.11 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur la turbidité.

La figure suivante montre le bon fonctionnement du traitement par couplage sur le taux d'abattement de la turbidité avec un pourcentage d'abattement de 92.7%

3.3.9. Taux d'abattement du traitement par couplage sur les MES

L'évolution de la cinétique d'abattement des MES par couplage (précipitation / SBR) est illustrée par la figure 3.12.

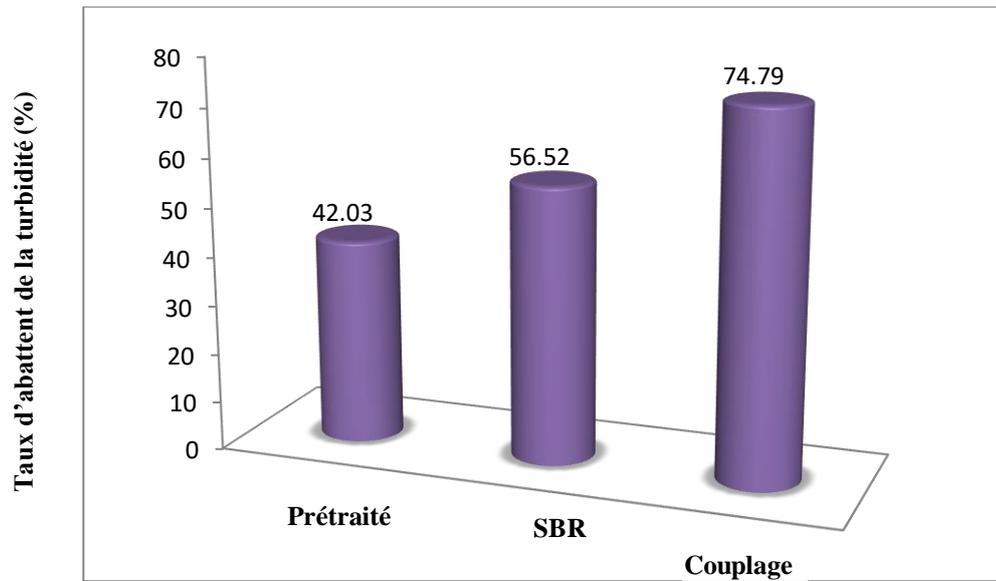


Figure 3.12 : Histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur les MES.

La figure suivante montre les 74,79 % représentant le taux d'abattement dès MES. Une limite qui est comme même très encourageante.

3.3.10. Taux d'abattement du traitement par couplage sur les MVS

L'évolution de la cinétique d'abattement dès MVS par couplage (précipitation / SBR) est illustrée par la figure 3.13.

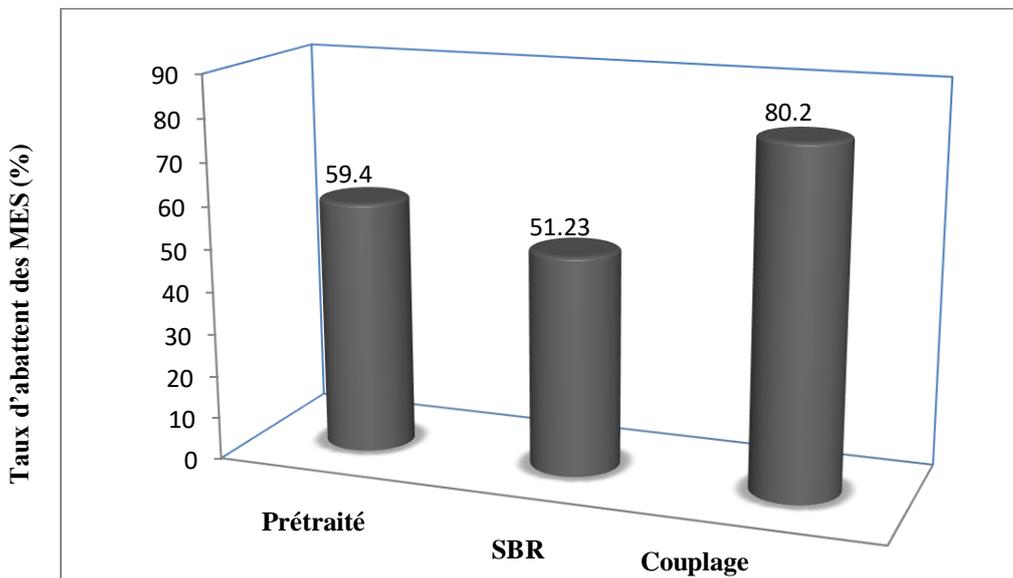


Figure 3.13 histogrammes représentant taux d'abattement de traitement par couplage sur les MVS.

Notre traitement est très efficace en termes d'élimination des MVS, en effet le taux d'abattement de ces derniers dépasse les 80%.

Chapitre 3 : Résultats et discussions

Le tableau 3.4 donne une vue résumée sur l'ensemble des résultats du traitement entrepris dans cette étude expérimentale.

Tableau 3.4 : Résultats de la caractérisation du lixiviat avant et après traitement par précipitation et après traitement biologique (SBR).

Paramètres	Avant traitement	Après précipitation à la chaux	Sortie SBR	Rendement d'élimination du couplage (%)	Normes [61]
pH	8.3	8	10.8	/	6.5-8.5
Odeur	Fécaloïde	Fécaloïde	Fécaloïde	/	/
Couleur	Noir foncé	Marron foncé	Marron clair	/	/
Température (°C)	15.2	15.2	18	/	30
Conductivité (ms/cm)	34.5	26.8	1.210	96.5	2.8
Turbidité (NTU)	690	419	50	92.8	50
MES (mg/l)	1230	713	310	74.8	35
MVS (mg/l)	1000	406	198	80.2	/
DCO (mg d'O ₂ /l)	31250	7875	1900	93.9	1000
DBO ₅ (mg d'O ₂ /l)	5240	579	494	90.6	35
DBO ₅ /DCO	0.16	0.04	0.05	/	/
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0.114	0.081	0.05	56.14	50
NO ₂ ⁻ (mg/l)	2.739	2.710	1.210	55.8	50

3.4. Evolution des paramètres physico-chimiques après traitement biologique (SBR)

- **Odeur**

Après le traitement biologique l'odeur fécaloïde de notre lixiviat traité à presque disparue.

- **Couleur**

A la fin du traitement par couplage (précipitation/ traitement biologique SBR), la couleur de notre lixiviat traité à changer du noir foncé vers le Marron claire comme le montre la figure 3.14.

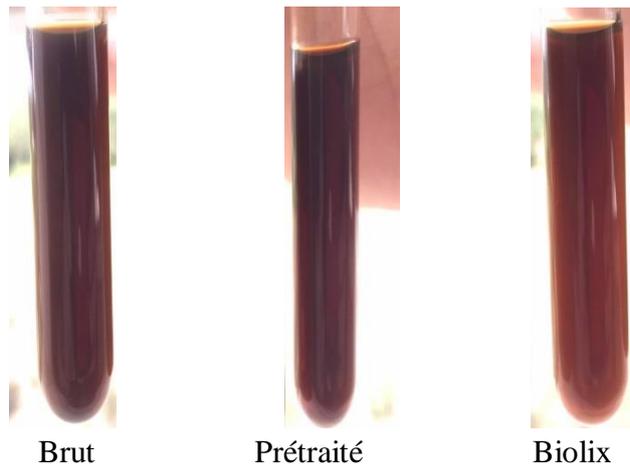


Figure 3.14 influence du couplage (précipitation/ traitement biologique SBR) sur la couleur du lixiviat étudié.

3.5. Application à l'adsorption du biolixiviat après traitement de couplage

Comme la valeur de la DCO à la sortie du SBR a presque atteinte la limite de norme de rejet dans une station d'épuration (1900 mgd'O₂/l), un essai d'adsorption du biolixiviat par un déchet valorisé a été mis en évidence dans le but de réduire encore plus la valeur de la DCO. En effet l'essai d'adsorption a donné un taux d'abattement de la DCO plutôt acceptable, il est estimé à 46% donc la nouvelle valeur de la DCO, atteint les 1026 mgd'O₂/l presque égale à la norme de rejet.

La figure 3.15 telle qu'elle est présentée ; montre les taux d'abattements de la DCO après les différents procédés de traitement en commençant par le prétraitement arrivant j'jusqu'à l'adsorption.

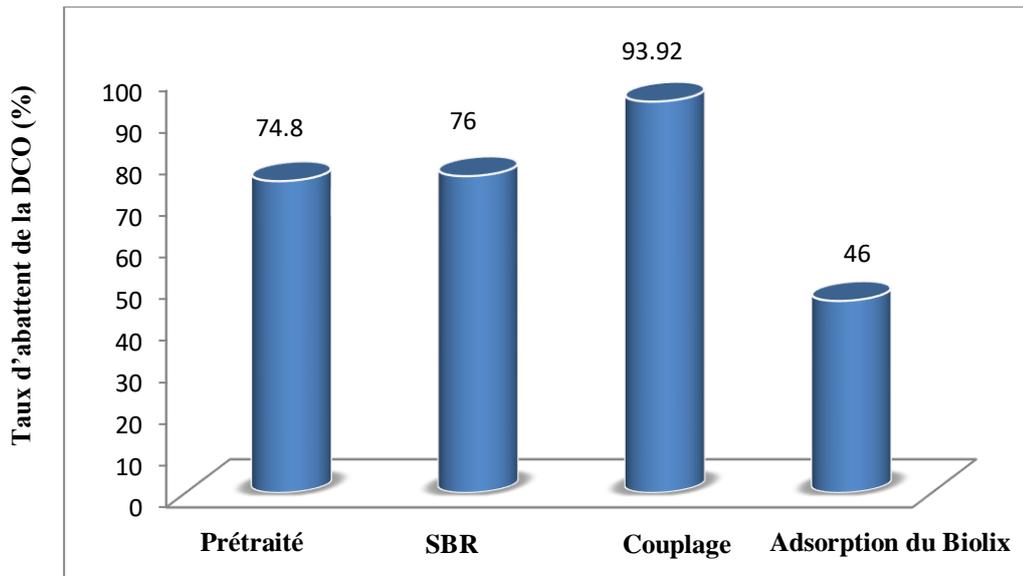


Figure 3.13 : Taux d'abattement de la DCO pendant les différents procédés du traitement.

A la fin, sur la base des résultats obtenus, notre traitement biologique (SBR) du lixiviat prétraité pendant une durée de 20 jours, est considéré comme très efficace avec des résultats très satisfaisants.

Conclusion Générale

Dans le but de porter une contribution à la protection de l'environnement en général et au traitement des eaux en particulier nous avons orienté ce travail vers le traitement des lixiviats de la décharge de Corso chargés en matière organique, minérale et en métaux lourds par le biais d'un couplage avec un traitement biologique (SBR).

La première partie de notre travail consistait à réaliser un prétraitement (une précipitation), par différents matériaux à savoir le NaOH, la Ca(OH)_2 et enfin la CaCO_3 dans le but de réduire la charge polluante. L'avantage de cette méthode est d'avoir le même principe que la coagulation et la floculation, c'est – à – dire rapide et efficace. L'application directement de ce prétraitement sur le lixiviat brut a donné des résultats très satisfaisants en termes de l'abattement de la DCO et la turbidité et qui atteignent les **74.8%** et **39.27%** respectivement et ceci en utilisant comme agent précipitant la chaux (Ca(OH)_2) à raison de 10g/l.

La seconde partie a porté sur le traitement biologique (SBR) du lixiviat de corso, dans le but d'améliorer les rendements épuratoires c'est-à-dire réduire et peut être si c'est possible éliminer la charge polluante (DCO et la DBO_5) et les métaux lourds, diminuer la concentration des MES et MVS jusqu'à arriver aux normes de rejet qui est notre but.

Dans cette partie du travail on a essayé de tester l'efficacité de ce type de traitement biologique SBR où le bassin de traitement est le même, le bassin de décantation.

Les résultats obtenus du couplage prétraitement par précipitation à la chaux / traitement biologique (SBR) montrent que les taux d'élimination sont assez encourageants, avec comme détail, les points suivants :

- Pour la charge organique, le traitement (SBR) a donné un excellent rendement **90.6 %** pour la DBO_5 et **93.9 %** pour la DCO.
- En ce qui concerne les MES et les MVS le traitement (SBR) a donné un très bon rendement **74.8 %** et **80.2 %** respectivement.
- la turbidité et la conductivité à leur tour, le traitement par couplage a donné un rendement très satisfaisant et excellent **92.8 %** et **96.5 %** respectivement.
- Une couleur claire commençant par un **noir** foncé vers un **marron** foncé après prétraitement à la chaux ensuite vers un marron **clair** à la fin du traitement biologique (SBR), l'odeur quant à elle a complètement disparue à la sortie du SBR.

Conclusion Générale

Un essai d'adsorption du biolixiviat sur un déchet valorisé a été mis en évidence et a donné un taux d'abattement de la DCO plutôt acceptable il est estimé à 46%.

On peut conclure que les résultats de **93.9 %**d'élimination de la DCO peuvent être qualifiés de très importants, encourageants, et originaux, notamment qu'ils mettent un accent sur la valorisation des déchets pour la préservation de l'environnement mais on n'a pas pu arriver exactement à répondre aux normes en vigueur? (1000 mgd'O₂/l et la valeur atteinte par cette technique est de 1900mgd'O₂/l alors qu'au départ était de 31250 mgd'O₂/l).

Nous constatons que la technique de traitement biologique (SBR) employée pour le traitement de lixiviat est efficace, elle est susceptible d'être employée dans le traitement des lixiviats des autres décharges en particulier et dans le traitement des rejets industriels en général. Pour conclure, quel que soit la politique de gestion des déchets de notre pays, l'amélioration de notre cadre de vie et la préservation de notre environnement commence dans nos foyers.

Des perspectives sont envisageables :

- Faire varier le volume du lixiviat et optimiser d'autres paramètres du prétraitement
- Faire une adsorption en amont du traitement
- Envisager carrément un autre traitement du lixiviat par une bioadsorption sur le déchet valorisé en mode continu sur colonne.

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques

- [1] Mme, Fadila Mezouari 17 Mars 2011.
- [2] Nucleos France Novembre 2000.
- [3] Aina. M, Limoges 2006.
- [4] Raken Sekoura et Saib Fatihha 2008.
- [5] Caroline london 2020.
- [6] (Article 3) de la loi algérienne N° 01-19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets.
- [7] Gestion des ménagers et déchets des voiries dans la commune de Chlef (2006-2007) (code MEF- 210).
- [8] Thomas Rogaume (2006), « Environnement, gestion des déchets, réglementation, organisation, mise en œuvre », ellipses.
- [9] Emilian Koller (2001), Traitement des pollutions « Eau, Air, Déchets, Sols, Boues », Dunod, Paris, p 352.
- [10] Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Environnement et du Tourisme (Programme des Nations Unis pour le Développement (PNUD)), Alger 2008, « Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagers et assimilés ».
- [11] R.Gillet (1985), Traité de gestion des déchets solides. Programme minimum de gestion des ordures ménagères et des déchets assimilés OMS / PNND – Copenhague, p-397.
- [12] Etude internationale des politiques et pratiques de la mise en décharge des déchets ménagers et industriels.1996 ADIT.
- [13] MATE (Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement), Rapport 2003 Agence national de déchets (AND), (DAR Dounia).
- [14] Ouadou.Y(2010), « Analyse physico-chimique des lixiviats du centre d'enfouissement technique de ouled Fayet et procédés de traitement » Mémoire de Master, Université de Boumerdés.
- [15] Céline Berthe(2006), « Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés », Thèse de doctorat, Université de limoges.

Références Bibliographiques

- [16] **Renou, S., Poulain, S., Gagnaire, J., Marrot, B., Moulin, P., (2008a)**, «Lixiviats de centre de stockage : déchet généré par des déchets, L'Eau, l'Industrie, les Nuisances »310, 37-43.
- [17] **Kokoh Rose Efebi (10-03-2009)**, «Lagunage anaérobie : modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie », Thèse de doctorat, Université de Liège Campus d'ARLON.
- [18] **Émilien Belle (10 Avril 2008)**, «Évolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydrobiologie et hydrogéologique ». Thèse de Doctorat, l'Université de Franche-Comté.
- [19] **Williams (2005)**, Waste treatment and disposal, 2nd Edition.
- [20] **S. Renou, S. Poulain (5-12-2014)**, « Traitement des effluents industriels : techniques et procédés ».
- [21] **ADEME (1996)**, «Guide méthodologique pour la remise en état des décharges d'ordures ménagères et assimilés». ADEME Éditions- 108.
- [23] **Décret exécutif N° 06-141**, le 19 avril 2006 définissant les valeurs limitent des rejets d'effluents liquides industriels. Journal officiel de la république algérienne n° 26.
- [24] **Sabine Glandier (2001-2002)**, « Les risques sanitaire lies aux fuites des lixiviats de centre de stockage des déchets ménagères et assimilés », Mémoire à l'école nationale de la santé publique.
- [25] **Billard, H. (2001)**, « Centre de stockage des déchets exploitation », Techniques de l'Ingénieur G2 102.
- [26] **A. Baun, A. Ledin, L.A. Reitzel, P.L. Bjerg, T.H. Christensen (2004)**, «Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills chemical analysis and toxicity tests», Water Research 38, 3845–3858.
- [27] **Christensen T.H., Kjeldsen P., Bjerg P.L., Jensen D.L., Christensen J.B, Baun A., Albrechtsen H.G., Heron G., (2001)**, «Biogeochemistry of landfill leachates plumes» Appl.Geochem. 16, 659-718.
- [28] **Yousef Kehila, M. Aina, F. Mezouari, G. Matejka, D. Mamma (6-9 novembre 2007)**, « Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les PED (pays en développement) vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine ». Acte des JSIRAUF, Hanoi.

Références Bibliographiques

- [29] **Lagier(2000)**, « Étude des macros molécules de lixiviat : Caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux ». Thèse de Doctorat, Université de Limoges. France.
- [30] **S.Khati, S.Benammar (2007)**, « Etude physico-chimiques des eaux de lixiviation, et contribution à l'étude de leur traitement »PFE, ENP, Génie chimique.
- [31] **Christophe Bouchet** (date non mentionné), « Traitement des lixiviats: des affluents complexes qui nécessitent un traitement poussé »
- [32] **www.techno-Science.net** l'encyclopédie like Wikipédia-environnement.
- [33] Memento technique de l'eau, tome 1, **Degrement, 1989**.
- [34] **Tonni Agustiono Kurniawan, Wai-hung Lo**, and Gilbert YS Chan, Department of Applied Biology and Chemical Technology, The Hong Kong SAR Polytechnic University, Hung Hom, Kowloon, Hong Kong Received 13 April 2005; revised 2 August 2005; accepted 5 August 2005. Available online 28 November 2005.
- [35] **Zouboulis A., Jun W., Katsoyiannis A., (2003)**, «Removal of humic acids by flotation, Colloids »Surf. A, Physicochemical. Eng. Aspects. 231: 181–193.
- [36] **Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P., (2008)** , «Landfill leachate treatment: Review and opportunity». Hazard. Mater. 150, 468-493.
- [37] **Lema J.M., Mendez R., Blazquez R., (1988)**, « Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment» a review, Water. Air. Soil. Pollute. P-223-250.
- [38] **Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P., (2008)** , «Landfill Leachate treatment: Review and opportunity». Hazard. Mater. 150, 468-493.
- [39] **Daufin, G., René, F., Aimar, P(1998)**, Les séparations par membrane dans les procédés de l'industrie alimentaire, Collection Sciences et Techniques Agroalimentaires.
- [40] **Biocontact, n°200, mars 2010, Buvez vos légumes, par Jean-Pierre Camo,p.3.**
- [41] **Jimmy L., Humphrey, George E., Keller II(2001)**: Procédés de séparation. Techniques, sélection, dimensionnement. DUNOD, Paris.
- [42] **MRE (Ministère des ressources en Eau)**, Présentation sur les techniques de dessalement d'eau de mer.
- [43] **AmaFilter(1999)**, Catalogue de la société .Filtres à cartouches.
- [44] **MAYET J (1994)**, La pratique de l'eau. 2^{ème} édition.

Références Bibliographiques

- [45] **Jean-Marc Berland et Catherine Juery (Décembre 2002)**, « Les procédés membranaires pour le traitement de l'eau », Direction de l'Espace Rural et de la Forêt.
- [46] **Nicolas BOUDESOCQUE**, Contribution à l'étude de PLASMAS D'ARC IMMERGE Applications à la DECONTAMINATION et à la GAZEIFICATION d'EFFLUENTS ORGANIQUES AQUEUX, Thèse de doctorat, UNIVERSITE DE LIMOGES, **juillet 2007**.
- [47] **GLAZE W.H., KANG J.W. et CHAPIN D.H.**: The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation, Ozone Sci & Eng, **1987**.
- [48] **ANDREOZZI R., CAPRIO V. et MAROTTA R.**, "Advanced Oxidation Processes (AOP) for water purification and recovery", Catalysis Today, **1999**.
- [49] **Metahri Mohammed Said 2012**.
- [50] **Selghi 2012**.
- [51] **Dugniolle 1980**.
- [52] **J-M.lauret, E, prud 'honner. Ph. Salmon 1989**.
- [53] **Laceb Nadia 2013**.
- [54] **Duguet et al 2006**.
- [55] **Rejsek 2002**.
- [56] **Suschka.J ET Ferreira 1989**.
- [57] **Mathieu Gautier, Avril 2008**.
- [58] **Billard.H**.
- [59] **Tabouchount 2009**.
- [60] **Carte de Rouiba 1/25000, NJ-31-IV-32-EST**.
- [61] **Décret exécutif N° 06-141, le 19 avril 2006** définissant les valeurs limitent des rejets d'effluents liquides industriels. Journal officiel de la république algérienne n° 26.
- [62] **A.E.Kouassi et al** « Caractérisation physicochimique du lixiviat d'une décharge de l'Afrique de l'ouest : cas dès la décharge d'akouadou » Larhyss Journal, ISSN 1112- 3680, n°19, **Sep 2014**, pp 63 -74.
- [63] **N.Millot (1986)**, « Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement », Thèse de doctorat, INSA Lyon.

Références Bibliographiques

[64] **Swana (1997)**. Leachate generation, collection and treatment at municipal solid Waste disposal facilities. (Publication No. GR-D 0535), Solid Waste association of North America, Silver Spring, Maryland.

[65] **Liao M.Y., Randtke S.J., (1985)**, Removing Fulvic Acid by Lime Softening, J. Am. Water Works Assoc, 77, 78–88.

[66] **O.b, KEBBABI A.c, MHAMDI R.c et MOUNTADAR M.a** Caractérisation et prétraitement du lixiviat de la décharge de la ville d’Azemmour, déchets, sciences et techniques - revue francophone d’écologie industrielle - n° 58 - 2eme trimestre **2010**
DOI: 10.4267/dechets-sciences-techniques.3016

[67] **BOURAS AR et al** « traitement physicochimiques et biologiques des lixiviats de décharge », mémoire de Master, université Tizou Ouzou. **(2016)**,

[68] **Hakkou, R.** La décharge publique de Marrakech: caractérisation des lixiviats, étude de leur impact sur les ressources en eau et essais de leur traitement. L’université Cadi Ayyad faculté des sciences et techniques Marrakech. Thèse de Doctorat d’État Es- Science. N° d’ordre: 23 / C271, 141 p. **(2000)**.

[69] **Labbe, H.** Essai de caractérisation et de valorisation d’un lixiviat d’ordures ménagères. Thèse INP Toulouse-France, 263 pages, **(1996)**.

[70] **Berthe, C.** Étude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issues de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse Univ. De Limoges, 188 p. **(2006)**.

[71] **Tabet Aoul, (2001) mémoire .**

ANNEXE

Dosage des nitrates par spectrophotométrie:

Principe (mode opératoire) :

On prélève 2.5 ml de notre échantillon lixiviat (Brute et Biolix), on évapore à sec ensuite on laisse refroidir et on ajoute 1ml du réactif de sulfonation et on laisse reposer pendant 10 min juste après on ajoute 7.5 ml d'eau distillé et sous la hotte on verse goutte par goutte 5 ml de NH_4OH et enfin après réglé le zéro d'absorbance de l'instrument on effectue la mesure spectrophotométrie à 440 nm.

Réactifs :

Réactif de sulfonation.

NH_4OH .

Appareillages :

- Fiole de 25 ml.
- Eprouvette 5 ml.
- Spectrophotomètre de type DR 2000.

Dosage des nitrites par spectrophotométrie:

Principe (mode opératoire) :

Pour des teneurs de nitrite inférieures ou égale à 1 mg/l , on prélève 25 ml de notre échantillon lixiviat (Brute et Biolix), ensuite on ajoute 0.5 ml de réactif de diazotation et homogénéiser. On attend 30 min et on effectue la mesure spectrophotométrique à 537 nm après réglé le zéro d'absorbance de l'instrument.

Réactifs :

Réactif diazotation.

Appareillages :

- Fiole 25 ml.
- Spectrophotomètre de type DR 2000.

ANNEXE

Méthode d'évaluation de la DBO₅ par réspirométrie : (méthode HACH)

Principe :

En fonction de la valeur de la DCO mesurée et de la valeur de DBO suspectée, il est introduit une quantité connue de notre échantillon (lixiviat brute et Biolix) dans un flacon de mesure qui est relié au système manométrique. L'oxygène qui est absorbé par les micro-organismes pour dégrader la matière organique, est remplacé par l'air au-dessus de l'échantillon dans le flacon. Le CO₂ produit est absorbé par la soude. La différence de pression est directement affichée à l'échelle manométrique en mg/l de DBO₅.

Réactifs :

- Pastilles de soude caustique.

Appareillages :

- Flacon d'échantillon brun en verre de 500 ml de capacité.
- Barreau magnétique d'agitation.
- Armoire thermostatée à 20°C.
- Flacon avec pastille de soude dispositif d'agitation.

Mode opératoire :

La valeur de la prise d'essai est déterminée en fonction des résultats attendus et en fonction de la valeur de DCO.

Marge de DCO	Volume d'eau en ml	Coefficient de conversion
0-40	432	1
0-80	365	2
0-200	250	5
0-400	164	10
0-800	97	20
0-2000	43.5	50
0-4000	22.7	100

- Mesurer la prise d'essai et l'introduire dans le flacon brun.
- Introduire un barreau aimanté dans le flacon.
- Placer dans le col de la bouteille le support en caoutchouc qui contiendra une à deux pastilles de NaOH.
- Mettre le bouchon, sans le serrer.
- Enclencher l'agitation et pour équilibrer la température (à 20 °C), agiter pendant une heure.
- Fermer les bouchons du flacon et du réservoir.

ANNEXE

- Noter la date et l'heure de la mise en marche.
- Lire quotidiennement les valeurs indiquées sur l'échelle.
- Après le cinquième jour, lire le résultat sur l'échelle, le multiplier par le coefficient de conversion, le résultat correspond à la consommation d'oxygène en mg/l.

Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO) : (Méthode HACH adaptée de Jerka AM. Carter MJ analytical chemistry 47(8) 1397 (1975))

Non approuvé par USEPA l'agence pour la protection de l'environnement.

Principe :

Le test de la DCO consiste en la mesure de l'oxygène équivalent à la quantité de matières organiques oxydables par dichromate de potassium K_2CrO_7 , dans une solution d'acide sulfurique à 50%. Un composé à base d'argent est ajouté comme catalyseur. Un composé mercurique est ajouté pour réduire les interférences dues à l'oxydation des ions chlorures par dichromate.

L'oxydation s'effectue à une température de 150°C pendant deux heures, la lecture se fait par colorimétrie.

Pour la gamme de DCO de 0 à 1500 mg/l (600 nm), la coloration obtenue est verte, elle correspond à la quantité de chrome trivalent produite.

Reaction:



Réactifs :

- Tubes DCO (0 à 150 mg/l) pour les faibles concentrations.
- Tubes DCO (0 à 1500 mg/l) pour les fortes concentrations.
- Eau déminéralisée.

Appareillages :

- Pipette jaugée à 20ml.
- Adaptateur de tube DCO sur DR/2000.
- Portoir pour tube DCO.
- Réacteur à 150°C (dco120/240V).
- Spectrophotomètre HACH type DR/2000.

ANNEXE

Mode opératoire :

- Homogénéiser le Biolix à analyser en agitant deux minutes.
- Allumer le réacteur à DCO et préchauffer à 150°C.
- Retirer le bouchon d'un tube.
- Tenir le tube incliné à 45 degrés, prélève 2 ml de Biolix à analyser et les introduire dans le tube.
- Ferme hermétiquement le bouchon du tube.
- En tenant le par le bouchon au-dessus d'un évier, le retourner plusieurs fois pour mélanger le contenu. Placer le tube dans le réacteur.
- Chauffer les tubes pendant 2 heures.
- Eteindre le réacteur, attendre environ 20 minutes le refroidissement des tubes à 120°C au-dessous.
- Retourner chaque tube plusieurs fois pendant qu'il est encore chaud. Placer les tubes sur un portoir. Attendre que les tubes soient refroidis.

Lecture par colorimétrie :

Pour la gamme de 0-1500

- Entrer le numéro de programme mémorisé pour la demande chimique en oxygène (DCO), presser : 435 READ/ENTER .l'affichage indique : REGLER nm à 600.
- Tourner le bouton de réglage de longueur d'onde jusqu'à ce que l'affichage indique : 600 nm.
- Presser READ /ENTER l'affichage indique : mg/l DCO H.
- Placer l'adaptateur de tube DCO dans le puits de mesure avec la marque ver la droite.
- Essuyer l'extérieur du tube d'essai à blanc avec un tissu propre.
- Placer le blanc dans l'adaptateur avec le logo HACH dirigé vers l'opérateur.
- Placer le couvercle de l'adaptateur.
- Presser, zéro, l'affichage indique : ATTENDRE .puis 0 mg/l DCO H.
- Essuyer l'extérieur d'un tube d'échantillon avec un tissu propre.
- Placer le tube dans l'adaptateur avec le logo HACH dirigé vers l'opérateur .placer le couvercle sur l'adaptateur.
- Presser : READ/ENTER, l'affichage indique : ATTENDRE, puis le résultat en mg/l de DCO s'affiche.

ANNEXE

Résumé

Cette étude a été dédiée pour traité l'effluent liquide lixiviat de CET de Corso par un traitement couplage précipitation / traitement biologique sur boues activées et pour étudié aussi l'évolution des paramètres physico-chimiques de ce dernier (DCO, DBO₅, turbidité, conductivité, MES, MVS, NO₂⁻, NO₃⁻) avant et après traitement, afin d'éliminé la teneur en métaux lourds ainsi que la charge en matière organique. L'étude a montré que le traitement avec la boue activée est efficace avec un taux d'abattement de la DCO **93.9%** une DBO₅ de **90.6%** une turbidité et une conductivité de **92.8 %** et **96.5 %**, MES et MVS **74.8 %** et **80.2%**, Un essai d'adsorption du biolixiviat sur un déchet valorisé à été mis en évidence et a donné un taux d'abattement de la DCO plutôt acceptable il est estimé à 46%.

Mots clés : couplage, traitement biologique, lixiviat.

المخلص

تم تخصيص هذه الدراسة لمعالجة النفايات السائلة العصاراة من CET (مركز معالجة النفايات) قورصو عن طريق معالجة اقتران الترسيب / المعالجة البيولوجية على الحمأة المنشطة وأيضاً لدراسة تطور المعلمات الفيزيائية والكيميائية للأخير (DCO، DBO₅، التعكر، الموصلية، NO₂⁻، NO₃⁻، MES، MVS) قبل وبعد المعالجة، من أجل القضاء على محتوى المعادن الثقيلة وكذلك حمل المادة العضوية. أوضحت الدراسة أن المعاملة بالحمأة المنشطة فعالة بمعدل خفض 90.6% DBO₅، 93.9% DCO، تعكر وموصلية 92.8% و 96.5%، MES و 74.8% MVS و 80.2%، اختبار امتزاز تم توضيح المعادلات الحيوية على النفايات المستعادة وأعطيت معدل اختزال مقبول ل DCO، يقدر بـ 46%.

الكلمات المفتاحية

اقتران، معالجة بيولوجية، المادة المرشحة العصاراة.

Abstract

This study was dedicated to treating the liquid leachate effluent from Corso's CET by a treatment coupling precipitation / biological treatment on activated sludge and also to study the evolution of the physicochemical parameters of the latter (COD, BOD₅, turbidity, conductivity, MES, MVS, NO₂⁻, NO₃⁻) before and after treatment, in order to eliminate the heavy metal content as well as the organic matter load. The study showed that the treatment with activated sludge is effective with a COD reduction rate of 93.9%, BOD₅ of 90.6%, turbidity and conductivity of 92.8% and 96.5%, MES and MVS 74.8% and 80.2%, A test for the adsorption of bioleaches on a recovered waste was demonstrated and gave a rather acceptable COD reduction rate, it is estimated at 46%.

Keywords

coupling, biological treatment, leachate.

