

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE
Département de Génie de l'environnement



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

Thème :

***Caractérisation et traitement des
lixiviats générés par les déchets du
centre d'enfouissement technique
d'Ouled Fayet***

Président du jury : Dr. J.ARRAR, M.C. ENP

Examineur : Dr. S.ZEBOUDJ, M.C. ENP

Dr. A.NAMANE, C.C ENP

Promoteurs :

Pr. R.KERBACHI prof. ENP

M^{elle}. F.BOUMECHHOUR M.A US. Boumerdès

Etudié par :

ISMAIL Ahmed Raouf

Promotion 2008

Remerciements

Ce travail a été effectué au niveau du laboratoire des sciences et technique de l'environnement (LSTE) du département de génie de l'environnement de l'école nationale polytechnique (ENP) sous la direction du Pr. R.KERBACHI

Je tien remercie mes promoteurs Pr. R.KERBACHI ET M^{elle} .F.BOUMECHHOURE, pour ses aides précieuses, les conseils éclairés, et les encouragements, afin d'être ingénieur d'état en génie de l'environnement.

Ma reconnaissance va à l'égard du Dr.J.ARRAR, Maitre de conférences à l'école nationale polytechnique d'avoir accepter de présider le jury de ce mémoire.

Je remercie les membres du jury Dr.S.ZEBOUDJ, Dr.A.NAAMAN de m'avoir fait l'honneur d'accepter d'examiner mon travail.

Je tiens également à remercie M^{elle} Assira CHEIKH et M^{elle} Oumessade ALI pour l'aide inestimable qu'elles m'ont apportées tout au long de cette étude.

Nos sincères remerciements vont aussi à M^{me} BOUCHFER, ainsi que l'équipe du laboratoire de L'O .N.A de BARAK et tout le personnel du Centre d'Enfouissement Technique d'Ouled Fayet en particulier M^{elle} F.CHEDEBA.

Je suis aussi reconnaissant à toute personne ayant contribué à la réalisation de ce travail, particulièrement les ingénieurs et étudiants en post graduation du département Génie de l'Environnement pour leur soutien.

Je tiens également à remercier mes amis et camarades de promotion Hassiba, Hamza, Hocine, Kahina, Karim, Ninette, Seif, Wassila, Yacine pour leur sincère amitié et leur précieux soutien.

Sommaire

Liste des abréviations

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction générale	1
Chapitre I les déchets solides et leur gestion	3
Introduction	3
I.1. Définition des déchets solides.....	3
I.2. Nature et Classification des déchets	3
I.2.1. Nature des déchets	3
Classe I : Les déchets inertes	3
Classe II : Les déchets ménagers et assimilés.....	4
Classe III : Les déchets spéciaux	4
Classe IV : Les déchets ultimes	4
I.2.2. Classification des déchets	4
I.3. Caractéristiques des ordures ménagères (Classe II)	6
La densité	6
Le taux d'humidité	6
Le pouvoir calorifique	6
Le rapport carbone/azote (C/N)	7
I.4. les différents types de décharge	7
I.4.1. la décharge brute	7
I.4.2. la décharge contrôlée	7
La décharge contrôlée traditionnelle	8
La décharge de déchets broyés	8
La décharge compactée	8
I.5. Différents modes d'élimination et de traitement des déchets solides.....	9
I.5.1. Traitement thermique ou Incinération	9
I.5.2. Traitement biologique aérobie : le compostage	9
a) Historique.....	9
b) Définitions	9

c) Objectifs.....	10
I.5.3. Traitement biologique anaérobie : la méthanisation.....	10
a) Historique.....	10
b) Objectifs.....	10
I.5.4. Le traitement mixte	10
I.6. Composition des déchets de quelques communes en Algérie.	11
I.7. Mécanismes et réactions du processus biologique de dégradation	15
I.7.1. Mécanisme biologique aérobie	15
I.7.2. Mécanisme biologique anaérobie	15
a. Hydrolyse	16
b. Acidogènes.....	16
c. Acétogénèse	16
d. Méthanogènes	16
e. Maturation	17
Conclusion	17
Chapitre II : Généralités sur les Lixiviats	18
II.1. Définition	18
II.2. Formation et composition des lixiviats	18
II.3. Différents paramètres influant sur les lixiviats	19
II.3.1. Influence du climat et de l'hydrogéologie sur le lixiviat	19
II.3.2 Influence de la surface d'exploitation et de la hauteur des déchets sur les lixiviats :.....	19
II.3.3. Influence du compactage sur les lixiviats	20
II.3.4. Influence de la couverture sur les lixiviats	20
II.4. Quantité des lixiviats/ bilan hydrique	20
II.5. Age des lixiviats	23
a. Lixiviats jeunes	23
b. Lixiviats stabilisés	23
c. Lixiviats intermédiaires	23
II.6. Composition des lixiviats	24
II-7 Formation du biogaz	26

II-7-1 Evaluation de la production de biogaz d'un centre de stockage de déchets ménagers	27
II-7-2 Elimination du biogaz	27
II-7-2-1 Combustion	27
II-7-2-2 Valorisation	28
Conclusion	28
Chapitre III : Traitements des lixiviats	30
Introduction	30
III.1. Procédés physico-chimiques	30
III.1.1. Coagulation-floculation	30
III.1.1.1. Coagulation	31
c. Mécanismes régissant le phénomène de floculation	35
III.1.2. Précipitation chimiques	36
a. Précipitation par le MAP ($Mg/NH_4^+ / PO_4^{3-}$: Magnésium/Ammonium/Phosphate)	36
b. Précipitation par la chaux	37
III.1.3. Autres Traitements	37
Filtration sur charbon actif	37
Oxydation par l'ozone	38
Traitement membranaires	38
Résines échangeuses d'ions	40
III.2. Traitement biologiques	40
III.2.1. Lagunage	40
Lagunage naturel (aérobie)	40
Lagunage aéré	40
Lagunage anaérobie	41
III.2.2. Boues activées	41
III.2.3. Culture fixée.	41
Le film biologique	41
Lits à ruissellement (lits bactériens)	42
Lits granulaires	42

III.3. Combinaisons de traitements.....	42
Bioréacteur à membranes (BRM)	43
III.5. Rejets en station d'épuration urbaine	46
III.6. Choix de la filière de traitement	47
Conclusion	48
Chapitre IV : Impact des Décharges sur l'Environnement	49
Introduction	49
IV.1. La pollution atmosphérique	49
IV.1.1. Odeurs nauséabondes	49
IV.1.2. Explosions	50
IV.1.3. Effet sur la végétation	50
IV.2. La pollution hydrique	50
IV.3 Impact sur la santé humaine	51
IV.4 Impact des interférences sur les particules argileuses	51
IV.4.1. Au niveau macroscopique	51
IV.4.2. Au niveau microscopique	51
IV.5. Influence de l'interaction entre le sol et les espèces inorganiques sur la composition finale du lixiviat	52
IV.5.1. Comportement des ions.....	52
IV.5.2. Comportement des métaux lourds	52
IV.5.3. Type de pollution sur l'homme et l'environnement	54
IV.5.3.1. Le chrome	54
IV.5.3.2 Le fer	55
IV.5.3.3 Le zinc	56
IV.5.3.4 Les phosphate	56
IV5.3.5 Les graisses et les huiles	57
IV.6. Propagation de la pollution dans la nappe	57
Conclusion	58
Chapitre V : Présentation et exploitation de la décharge de Ouled Fayet	49
IV.1. Présentation du site	49
V.2. Imperméabilisation technique du fond de la décharge, le concept de confinement	52
a) sols naturels en place	52

b) Sols naturels recompressés	52
c) Géosynthétiques	53
V.3. Drains	53
V.3.1. Aménagement du pourtour de la décharge	54
V.3.2. Mise en place d'un système de drains internes	54
a) Points de contrôle des eaux	54
b) Système d'évacuation des eaux pluviales	55
V.3.3. Moyens de traitement	56
V.4 Les déchets de la décharge de O F	56
V.4.1. Type des déchets autorisés	58
V.4.2. Quantité de déchets rejetés dans le CET	58
Exploitation des casiers d'enfouissement	58
V.5. Conception & Réalisation du CET d'Ouled Fayet	61
V.5.1 Les casiers d'enfouissement	61
V.5.2. Imperméabilisation des casiers d'enfouissement	61
V.5.3. Géomembrane	64
V.5.4. Réseau de drainage des lixiviats	65
V.5.5. Elimination des biogaz	67
Bassin de décantation de lixiviats	68
V.6. Réaménagement en fin d'exploitation	71
Chapitre VI : Résultat et interprétation	73
Introduction	73
VI.I Caractérisation des lixiviats	73
VI.I -1 Site et mode de prélèvement	73
VI.I -2 Débit des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet	75
VI.I.3 Méthode d'analyse	76
VI.I.4 Caractérisation des lixiviats d'Ouled Fayet	76
VI.I-5 Interprétation	80
<i>La couleur</i>	80
<i>L'odeur</i>	80
<i>Le pH</i>	80
<i>Conductivité électrique</i>	80
<i>La Température</i>	81

<i>Demande chimique en oxygène (DCO)</i>	81
<i>Demande biochimique en oxygène (DBO₅)</i>	81
<i>Le rapport DBO₅/DCO</i>	82
<i>Les nitrates et nitrites (NO₃⁻, NO₂⁻)</i>	82
<i>Les orthophosphates (PO₄³⁻)</i>	83
<i>Les sulfates SO₄³⁻</i>	83
<i>L'azote ammoniacal (NH₄⁺)</i>	84
<i>L'Azote Kjeldahl (NKT)</i>	84
<i>Matière en suspension (MES)</i>	84
<i>Matière volatile sèche (MVS)</i>	85
<i>Les métaux lourds</i>	85
Conclusion	85
VI-II- Traitement des lixiviats d'Ouled Fayet	85
VI.II-I Traitement du lixiviat intermédiaire	86
<i>VI.II-I.1. Optimisation de la dose de coagulant FeCl₃, 6H₂O (pH initial 4,2)</i>	86
<i>VI.II-I.2. Influence du pH sur la dose optimale</i>	88
VI.II-I.3. Autres caractéristiques des lixiviats traités	90
VI.II-I.4. Traitement des lixiviats intermédiaires par combinaison de la coagulation-adsorption sur charbon actif.....	91
VI.II. Traitement du lixiviat jeune	93
<i>VI.II.1. Optimisation de la dose de coagulant FeCl₃, 6H₂O</i>	93
<i>VI.II.2. Influence du pH sur la dose optimale</i>	96
VI.II.3. Autres caractéristiques des lixiviats traités	97
VI.II.4. Traitement des lixiviats jeunes par combinaison de la coagulation –adsorption sur charbon actif.....	99
VI.III. Essai d'économie de coagulant pour le traitement des lixiviat jeune.	101
Conclusion	103
Conclusion générale	104

Bibliographique

Annexe

Liste des abréviations

CET : Centre d'enfouissement technique.

PED : Pays en développement

DIB : Déchets industriels banals.

PME : les petites et moyennes entreprises.

OM : Les ordures ménagères.

Hu : Humidité.

PC : Pouvoir Calorifique.

PCS : le pouvoir calorifique supérieur.

PCI : le pouvoir calorifique inférieur.

DA : Dinard Algérien.

OMS : l'Organisation Mondiale de la Santé.

pH : Potentiel d'hydrogène.

T : Température.

DCO : Demande Chimique en Oxygène.

DBO Demande Biochimique en Oxygène.

DBO5 Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours.

COT : Matière organique Totale.

NTK : Azote Kjeldahl.

MES : Matière en suspension.

MVS : Matière volatile sèche.

MMS : Matière Minérale sèche.

MO : matière organique.

MS : Matières sèches.

AGV : Acides volatils secs.

BRM : Bio réacteur à membranes.

UV : Ultraviolet.

CPG : chromatographie en phase gazeuse.

C.T.T.P : l'Organisation Nationale de Contrôle Technique des Travaux Publics.

L.N.H.C : Laboratoire National de l'Habitat et Construction.

PVC : polychlorure de vinyle.

EPDM : éthylène propylène diène monomère.

PEHD : Polyéthylène Haut Densité.

P : Récipient en plastique.

V : Récipient en verre.

Obsc : Obscuri

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1 : Classification des déchets.....	3
Tableau I.2 : Avantages et inconvénients des différents types de traitements	9
Tableau I.3 : Composition par catégorie des déchets entrants au CET d'Ouled Fayet	10
Tableau I.4 Composition des déchets de la commune de Berriane.....	10
Tableau I.5 : Composition des déchets de la commune de Guerrara	12
Tableau I.6 : Composition des déchets de la commune de Metlili	12
Tableau I.7 : Composition des déchets de la commune d'El Achir	12
Tableau I.8 : Composition des déchets de la commune de Boukadir.....	13
Tableau I.9 : Composition des déchets de la commune de Tenes.....	13
Tableau I.10 : Composition des déchets de la commune de Chettia	13
Tableau II.1 : Composition des lixiviats en fonction de leur évolution	24
Tableau III.1. Efficacité de certains traitements uniques et combinés	40
Tableau III-2 : Avantages et inconvénients des différents procédés.....	41
Tableau III-3 : Valeurs limites des lixiviats avant leur rejet dans le milieu naturel	43
Tableau III-4 : Classification des lixiviats.....	44
Tableau IV-2 : Groupes de polluants en fonction de leur possibilité d'atténuation	49
Tableau V.2 : Types de déchets admissibles et interdits Dans le CET de Ouled Fayet.	60
Tableau V.3 : quantité des déchets reçus au niveau du C.E.T d'Ouled Fayet pour chaque casier	61
Tableau V.4 : Etat des statistiques casier N°5	61
Tableau V.5 : Etat de déversement au niveau du CET de Ouled Fayet durant le 1er Trimestre 2008.....	63
Tableau V.6 : Etat comparatif de déversement au niveau du CET de Ouled Fayet durant le 1er Trimestre 2007 et le 1er Trimestre 2008	63
Tableau V.6: Exploitation des casiers d'enfouissement du CET d'Ouled Fayet [13].....	64
Tableau VI.1 : Débit des lixiviats au point de prélèvement P1	77
Tableau VI.2 : Débit des lixiviats au point de prélèvement P2	77

Tableau VI.3 : Principe et références des méthodes d'analyse	78
Tableau VI.4 Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet « point de prélèvement P1 »	79
Tableau VI.1 Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet « point de prélèvement P2 »	80
Tableau VI-5 : Teneurs moyennes et extrêmes des différents paramètres caractérisant les lixiviats. 81	
Tableau VI.1 : Effet des différentes doses de coagulant (1 – 1,5 – 2 – 2,5 – 3 g/l).....	88
Tableau. VI.2 : Effet des différentes doses de coagulant (2 – 2,2 – 2,4 – 2,6 – 2,8 et 3 g/l).....	89
Tableau VI.3 : Effet des différents pH (1- 2 – 3 – 4 – 5 et 6)	90
Tableau VI.4 : Effets des différents pH (6 – 6,2 – 6,4 et 6,6).	91
Tableau VI.5 : Caractérisation des lixiviats intermédiaire avant et après traitement	92
Tableau VI.6 : Effets des différentes doses du charbon actif pour le traitement combiné du lixiviat intermédiaire.....	93
Tableau VI.7 Effets de différentes doses de coagulant (0 – 1 – 1,5 – 2 – 2,5 et 3g/l) « lixiviat jeune »	96
Tableau VI.8 : Effets de différentes doses de coagulant (5 – 10 – 15 – 20 – 25 et 30g)	97
Tableau VI.9 : Effets de différentes doses de coagulant (30 – 32 – 34 – 36 – 38 et 40 g/l)	98
Tableau VI.10 : Effet des différents pH (1- 2 – 3 – 4 – 5 et 6) « lixiviat jeune ».....	99
Tableau VI.11 : Caractérisation des lixiviats jeune avant et après traitement	100
Tableau VI.11 : Effets des différentes doses du charbon actif pour le traitement combiné du lixiviat jeune	101
Tableau VI. 12 : Effet des différent pH (1- 2 – 3 – 4 -5 et 6).....	104
Tableau VI.13 : Effets des différentes doses du charbon actif pour le traitement combiné du lixiviat jeune.....	105

Liste des figures

Figure II.2 Principales composantes du bilan hydrique dans une décharge	22
Figure III.1. Schématisation de la double couche et du potentiel Zêta	30
Figure V-1: L'état de la Décharge avant 1998	54
Figure V-2: L'état de la Décharge après 2002. (Casier d'enfouissement technique)	55
Figure V.3 : Schéma Représentatif de Centre d'enfouissement Technique d'Ouled Fayet	55
Figure IV.4. Système de confinement avec drainage des déchets solides	56
Figure IV.5. Structure d'une minérale d'étanchéité. (KITTELBERGER, 1995)	57
Figure V.6. Carte simplifiée de la localisation des points de contrôle des eaux (EDIL, 1999)..	58
Figure V.7: Carte schématique à travers l'OUED intermittent. (EDIL, Juillet 1999)	59
Figure V.8 : Schéma Représentatif d'un casier d'enfouissement technique	65
Figure V.9 Constituant du casier N°4 : géomembrane, géotextile et gravier roulé en dernier ...	66
Figure V.10 : Mise et soudure de la Géomembrane.....	67
Figure V.11 : conduite de drainage des lixiviats.	67
Figure V.12 Tube de drainage.....	68
Figure V.13 Géotextile	68
Figure V.14 : la couche de gravier.	69
Figure V.15 Système de récupération de BIOGAZ sans traitement, Ouled Fayet.....	70
Figure V.16 Refoulement de lixiviats vers l'extérieur au niveau du cheminé de récupération des Biogaz du Casier N° 1, Ouled Fayet.....	70
Figure V.17 : Le bassin de décantation de lixiviats.	71
Figure V.18 Canal de réception de lixiviats	71
Figure V.19 Canal d'évacuation de lixiviats.....	71
Figure V.20 Canal d'évacuation de lixiviats vers l'Oued Ben Brahem.....	72
Figure V.21 Réceptacle finale de lixiviats vers l'Oued Ben Brahem.	72
Figure V.22 Terrain cultivé en aval du CET d'Ouled Fayet.....	73
Figure VI-1 Schéma représentant la décharge et les points de prélèvement du lixiviat P1 et P2	76
Figure VI.1 : Évolution de la DCO en fonction de la concentration de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (1 – 1,5 – 2 – 2,5 – 3 g/l)	88
Figure VI.2 : Évolution de la DCO en fonction de la concentration de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (2 – 2,2 – 2,4 – 2,6 – 2,8 et 3 g/l)	89

Liste des figures

Figure VI.3 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH	90
Figure VI.4 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH	91
Figure VI.5 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la masse de charbon actif (Lixiviat intermédiaire).....	93
Figure VI.6 : Dégradation de la couleur après traitement par coagulation et après traitement combiné (lixiviat intermédiaire)	94
Figure VI.7 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la concentration de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0-1 - 1,5 - 2 - 2,5 et 3g/l) « lixiviat jeune ».....	95
Figure VI.8 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la concentration de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (5 -10 - 15 - 20 - 25 et 30g/l)	96
Figure VI.9 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la concentration de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (30 -32 - 34 - 36 - 38 et 40 g/l).	97
Figure VI.10 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH.....	98
Figure VI.11 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la masse de charbon actif	101
Figure VI.12 : Dégradation de la couleur du lixiviat jeune après traitement par coagulation et après traitement	102
Figure VI.12 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH.....	103
Figure VI.1 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la masse de charbon actif	104

L'activité humaine est principalement tournée vers le développement de la production industrielle de biens et de services marchands ; cette production contribue directement et indirectement à l'augmentation de la pollution de l'eau, de l'air, du sol et à la production de déchets. Mais, les déchets, ne s'intégrant pas naturellement dans cette activité, ont été très longtemps négligés. Leur prolifération incessante et incontrôlée, en dehors des activités de traitement rentable, s'est effectuée au détriment du milieu naturel avec finalement un impact négatif sur la santé humaine [1].

L'Algérie est classée pays en voie de développement, ce qui signifie en pleine évolution économique, industrielle mais aussi démographique. En 2006, l'Algérie comptait 32,9 millions d'habitants, le double de ce qu'il en était en 1960, soit 13,8 habitants/km². Cependant ce chiffre reflète mal une répartition homogène : on estime que 96% de la population vit sur 17% du territoire essentiellement dans le nord du pays [2].

Le problème majeur auquel est confronté le citoyen et les collectivités locales, est celui de la gestion des déchets urbains, car la croissance démographique l'urbanisation et le changement du niveau de vie conduisent forcément à l'augmentation des quantités de déchets rejetés. A titre d'exemple pour la seule Wilaya d'Alger la quantité d'ordures ménagères rejetées est passée de 0,35 kg/hab/j en 1968 à 1 kg/hab/j en 2003 [2].

La décharge d'Ouled Fayet est un Centre d'Enfouissement Technique construit selon des normes d'hygiène et de protection de l'environnement, afin d'éliminer au mieux les déchets et d'éviter au maximum les nuisances qu'ils engendrent.

Les nuisances directes étant écartées, les ordures ménagères peuvent encore atteindre et nuire à l'environnement et à la santé humaine en particulier. Une fois enfouis, les déchets continuent leur vie, créant ainsi d'autres nuisances, les plus importantes restent la production et le rejet de gaz issus de leur décomposition, soit en moyenne 150 à 250 m³ de gaz produits par la décomposition d'une tonne de déchets, dont 60% de CH₄ et 40% de CO₂, qui, s'ils ne sont pas recueillis, se retrouvent dans l'atmosphère [2].

L'autre souci majeur engendré par les C.E.T est celui des liquides produits lors de la décomposition des déchets, appelés **lixiviats de décharges**. Ces eaux, au fil du temps, se chargent en matières organiques et autres métaux lourds, ce qui en fait un vecteur de pollution des plus dangereux. C'est pour cela qu'un C.E.T doit impérativement être imperméabilisé par un

sol argileux et par une géomembrane qui permettra d'éviter les infiltrations des eaux et donc la contamination des nappes phréatiques avoisinantes [3].

Dans cette étude, nous nous intéressons à la caractérisation et le traitement des lixiviats générés au niveau du C.E.T d'Ouled Fayet. Ces traitements consistent en des procédés physico-chimiques qui permettent de minimiser ou d'éliminer totalement la pollution et ses conséquences sur l'environnement et l'homme en particulier.

Nous avons développé notre sujet sous forme de chapitres :

- Le premier chapitre porte sur les déchets et leur gestion, un point indispensable si on considère que les déchets sont à l'origine de la formation des lixiviats de décharges.
- Le second chapitre est une présentation des lixiviats de décharges ainsi que de leurs caractéristiques.
- Dans le troisième chapitre, sont abordés les traitements préconisés pour lutter contre les nuisances engendrées par les lixiviats de décharges.
- Le quatrième chapitre décrit l'impact des décharges sur l'environnement
- Le cinquième chapitre est consacré à la présentation du C.E.T d'Ouled Fayet, ainsi que son mode d'exploitation.
- Le sixième chapitre comporte nos essais de laboratoire, les résultats obtenus, leurs interprétations, et les conclusions à en tirer.

Introduction :

La gestion des déchets dans les pays en développement (PED) rencontre de très nombreuses difficultés, tant du point de vue technique, économique, que méthodologique et organisationnel.

Les causes de ces difficultés sont connues, en premier lieu l'exode rural et la métropolisation des villes avec ses conséquences dans le domaine de l'habitat, de l'éducation, de la santé et de l'environnement, et en deuxième lieu la mauvaise gouvernance. Ainsi les collectivités locales qui sont en charge de la gestion des déchets sont confrontés à des problèmes de planification, de gestion et de financement.

De nos jours on compte 30000 décharges sauvages qu'il va falloir éliminer ou réhabiliter.

I.1. Définition des déchets solides

On appelle déchet tout résidu d'un processus de production, de transformation, d'utilisation ou de consommation abandonné ou destiné à l'abandon [4].

Dans la loi du 15 juillet 1975, un déchet est défini comme « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien nuisible abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon » [5].

La directive du Conseil Européen en date du 18 mars 1991 reprend la notion de « substance ou objet dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ».

D'après cette définition, un objet est un déchet non pas seulement lorsque son détenteur le destine volontairement à l'abandon, mais également si, pour une raison de santé publique, son élimination est nécessaire [6].

I.2. Nature et Classification des déchets :**I.2.1. Nature des déchets :**

Les déchets peuvent être classés selon leur nature en quatre (04) grandes classes [7] :

Classe I : Les déchets inertes

Sans odeurs, non fermentescibles, non toxiques, ils ne présentent pas de risque pour l'homme et pour son environnement. On y trouve notamment : déblais, gravats, ... etc.

Classe II : Les déchets ménagers et assimilés

Ils comprennent les déchets des ménages et les déchets industriels banals (DIB) des entreprises. Non toxiques eux aussi, ils présentent certaines caractéristiques de fermentescibilité. Ce type de déchets (contenant les ordures ménagères et les ordures assimilables) est acheminé vers les Centres d'Enfouissement Technique (par exemple site d'Ouled Fayet) [7].

Classe III : Les déchets spéciaux

Contenant des éléments nocifs en plus ou moins grandes quantités, ils présentent de grands risques pour l'homme et son environnement et doivent être éliminés avec des précautions particulières. En plus des grandes quantités produites par les petites et moyennes entreprises (PME), certaines quantités de ces déchets sont aussi produites par les ménages. Ce sont par exemples des solvants, peintures, acides, ... etc. Sont aussi considérés comme des déchets spéciaux, les déchets radioactifs issus pour la plupart des hôpitaux et des centres d'imagerie [7].

Classe IV : Les déchets ultimes

Ce sont des déchets qui ne peuvent plus faire l'objet d'une valorisation (La loi Française du 13 juillet 1992) [7].

I.2.2. Classification des déchets :

Le **Tableau I.1** est une représentation des diverses possibilités de classification des déchets illustrées à chaque fois par des exemples [8].

Tableau I.1 : Classification des déchets.

<p>Classification selon l'état physique</p>	<p>-Déchets solides : ordures ménagères, déchets des métaux, déchets inertes de caoutchouc et plastique, paille,.....</p> <p>-Boue : boues de stations de traitement des eaux résiduaires, boues d'origine diverse (de traitement de surface, d'hydrocarbures, de peinture,.....)</p> <p>-Déchets liquides ou pâteux : goudrons, huiles usagées, solutions résiduaires, divers,...</p> <p>-Déchets gazeux : biogaz</p>
<p>Classification selon la nature chimique</p>	<p>-Déchets acides : solutions résiduaires, acides divers (HCl, H₂SO₄, HNO₃,...), acides organiques, acides à l'état de gaz.</p> <p>-Déchets basiques : soude et potasse résiduaires, liqueurs ammoniacales, chaux résiduaires</p> <p>-Sels résiduaires : sulfate de calcium, carbonate de calcium, sulfate de ferreux</p> <p>-Métaux : ferraille, carcasses de véhicules, déchets de métaux précieux câbles,...</p> <p>-Déchets organiques : solvants usés, huiles usagères, boues d'hydrocarbures, liqueurs résiduaires, phénols,.....</p> <p>-Déchets polymériques : déchets de caoutchouc et de plastique.</p> <p>-Déchets minéraux : déchets siliceux, déchets de silicates ou silico Aluminates, déchets de calcaires.</p>
<p>Classification par source de production</p>	<p>-Activités ménagères : ordures ménagères, déchets encombrants.</p> <p>-Déchets industriels spécifiques : laitiers, scories. Distribution et activité de service : déchets commerciaux (emballages).</p> <p>-Déchets assimilables aux ordures ménagères : emballage, chiffon, balayures</p> <p>-Déchets provenant de la distribution et des activités de service : déchets de commerce alimentaire, déchets des hôpitaux.</p> <p>-Déchets provenant du secteur primaire : déchets agricoles, déchets d'élevage, déchets végétaux déchets des industries extractives, déchets des mines (stérile de charbon), déchets de carrières (calcaire, l'ardoise, marbre, argiles,...).</p> <p>-Déchets provenant du traitement des effluents liquides gazeux : boue de traitement de l'influente liquide poussière et cendres volantes de traitement de l'air.</p>

I.3. Caractéristiques des ordures ménagères (Classe II) :

Afin de choisir le mode de valorisation ou d'élimination adéquat des déchets, il est impératif de connaître leurs caractéristiques.

Divers facteurs influent sur la composition et les caractéristiques des ordures ménagères :

- Le caractère de l'agglomération: zone urbaine ou zone industrielle ...etc.
- Le climat et la saison.
- Le type d'habitat et le niveau de vie de la population.

Les ordures ménagères sont en général caractérisées par les paramètres suivants :

- La densité.
- Le taux d'humidité.
- Le pouvoir calorifique.
- Le rapport carbone/azote (C/N).

a) La densité :

Elle varie suivant les pays et le mode de consommation entre 0,12 et 0,40. On estime que dans le cas des villes algériennes, la densité en poubelle est comprise entre 0,22 et 0,30 ; elle s'élève à environ 0,35 lorsque les ordures sont entassées dans les véhicules traditionnels (bennes basculantes, tracteurs agricole,...) et atteint 0,45 à 0,55 dans les bennes tasseuses ; enfin, elle retombe entre 0,28 et 0,32 après foisonnement en fosse [9].

b) Le taux d'humidité :

Les ordures ménagères contiennent une grande quantité d'eau qui varie considérablement d'un lieu géographique à un autre et d'une saison à une autre.

Le taux d'humidité moyen des ordures algériennes est estimé à 60 %. Ce taux augmente sensiblement à la saison où les fruits deviennent très abondants [9].

c) Le pouvoir calorifique :

Le pouvoir calorifique des ordures ménagères considérées comme combustibles, s'exprime soit par leur pouvoir calorifique supérieur (P.C.S.) qui prend en compte la chaleur de vaporisation de l'eau contenue dans les ordures, soit par leur pouvoir calorifique inférieur (P.C.I.) qui n'inclue pas cette dernière.

Les ordures ménagères n'ont jamais été un bon combustible, mais lorsqu'elles contiennent plus de 50 % d'humidité, elles sont peu adaptées à l'incinération [9].

La connaissance des deux paramètres qui sont l'humidité et le PCI est essentielle pour le choix du mode du traitement, incinération ou compostage. L'incinération n'est pas

recommandée lorsque le PCI est inférieur à 7200 KJ/Kg, quand au compostage, il est possible pour un taux d'humidité compris entre 45 et 65% [7].

d) Le rapport carbone/azote (C/N) :

La matière organique des ordures ménagères abandonnées à l'air libre, entre rapidement en fermentation sous l'action des milliards de micro-organismes que chaque gramme de déchets renferme. Le traitement par compostage est basé sur une fermentation contrôlée qui aboutit à une perte de carbone sous forme d'anhydride carbonique et enrichissement relatif du milieu en azote [7].

Le rapport C/N est un paramètre qui permet d'apprécier aussi bien l'aptitude des ordures au compostage que la qualité du composte [5]. Expérimentalement, les ordures brutes ont un rapport C/N compris entre 20 et 35, après compostage, il se situe entre 10 et 20 [10].

I.4. les différents types de décharge :

Il existe deux grandes familles de décharges :

- La décharge brute, appelée aussi décharge simple ou sauvage
- La décharge contrôlée avec ou sans broyage préalable, ou sous forme compactée.
- Centre d'enfouissement technique qui sont des décharges contrôlées plus élaborées.

I.4.1. la décharge brute :

Ce mode d'élimination consiste à déverser purement et simplement les déchets, soit dans un trou préalablement fait soit sur une ancienne carrière sans prendre de précautions spéciales [11].

I.4.2. la décharge contrôlée :

Une décharge est dite contrôlée lorsque toutes les dispositions sont prises pour éviter les nuisances. C'est un procédé de traitement relativement simple ne nécessitant pas une infrastructure importante.

On distingue trois types de décharges contrôlées :

a) La décharge contrôlée traditionnelle :

Ce procédé consiste à déposer les ordures suffisamment tassées (densité entre 0,6 et 0,8 t/m³) en couches successives d'épaisseur modérée (2 m au maximum) afin de favoriser la circulation de l'air. Les couches doivent être soigneusement nivelées, la couverture des couches se fait de préférence avec des matériaux pulvérulents (sable), de 10 à 30 cm d'épaisseur, dans un

délai de 48 h est si possible le jour même. La couverture doit former une couche homogène et perméable pour l'eau et l'air.

Dans le cas où des déchets industriels spéciaux sont admis sur la décharge, il est préférable de les disposer en couches inclinées et de les couvrir avec un matériau imperméable. Les voies d'accès à la décharge doivent être présentes et celle-ci doit être entourée par une clôture et des plantations [11].

b) La décharge de déchets broyés :

Les ordures ménagères sont fractionnées à l'aide d'un broyeur à marteaux ou à couteaux. Après fermentation en tas, le produit est répandu en couches de 1,5 m ou plus. En revanche, si la fermentation se fait sur la décharge, les broyats seront répandus en couches minces d'environ 0,5 m d'épaisseur. Cette technique conduit à un produit dense et homogène avec un broyage, un produit passant à la maille de 50 mm donne de bons résultats.

Les matières organiques présentes dans la couche superficielle sont transformées par voie aérobie, en couche inerte qui protège les couches profondes.

Enfin, les risques d'incendie sont réduits en raison de la compacité de la masse d'ordures [11].

c) La décharge compactée :

Dans cette décharge, les ordures sont épanchées en couches minces (30 à 50 cm), puis fortement compactées à l'aide d'un compacteur épandeur type « pied de mouton » (densité finale comprise entre 0,8 et 1,0 t/m³).

Le matériau de recouvrement est souvent destiné à améliorer l'apparence de la décharge. En effet le degré de compactage des déchets rend la prolifération des mouches et des rongeurs difficile et réduit les risques d'incendie [11].

I.5. Différents modes d'élimination et de traitement des déchets solides

I.5.1. Traitement thermique ou Incinération :

Ce traitement consiste à détruire les déchets par le feu ou plus exactement par une combustion aussi complète que possible des déchets. Vis-à-vis de l'incinération, la grandeur caractéristique la plus fréquemment utilisée est le PCI, ce procédé est utilisé pour des déchets ayant un PCI élevé ($PCI > 7200 \text{ KJ/Kg}$) et une teneur en eau relativement faible ($Hu < 50\%$). L'incinération est souvent couplée à une récupération d'énergie. En effet, l'incinération d'une tonne d'ordures ménagères produit entre 1,5 à 2 tonnes de vapeur, soit un équivalent d'énergie de 300 à 350 Kwh [7].

I.5.2. Traitement biologique aérobie : le compostage

a) Historique

Le principe du compostage est très ancien mais le terme n'apparaît dans un texte réglementaire qu'au début du XX^{ème} siècle (1905). Cette technique s'est développée en France dans les années 50-60 comme un procédé de traitement global des ordures ménagères entre autres. Cependant, ce n'est qu'avec la crise énergétique de 1973 et les réflexions qui s'en suivirent que le compostage s'est imposé comme filière à part entière de traitement et de valorisation des déchets. Le compostage des O.M. a ensuite régressé avec la complexité croissante des O.M. et face à la concurrence de techniques moins coûteuses (mise en décharge) ou plus radicales (incinération) [12].

b) Définitions

Le compostage est défini comme étant la « décomposition biologique thermophile, en présence d'oxygène et dans des conditions contrôlées, de biodéchets collectés séparément, sous l'action de micro- et de macro-organismes, afin de produire du compost » (C.E. document de travail, 2001). Le compostage consiste en un processus de biodégradation aérobie de la matière organique sous l'action d'une très grande diversité de micro-organismes qui préexistent dans les substrats concernés.

Le compost, produit final du compostage, est de la « matière humique stable, assainie, riche en matière organique et non nauséabonde, qui résulte du compostage des biodéchets... » (C.E. document de travail, 2001). Il est composé pour l'essentiel d'une fraction organique stabilisée et de composés minéraux. L'action de composter est donc de produire de la matière organique de type humique stable (Mustin, 1987) [12].

c) Objectifs

Le compostage est un traitement biologique des déchets organiques permettant de poursuivre un ou plusieurs des objectifs suivants :

- 1- Stabilisation du déchet pour réduire les pollutions ou nuisances associées à son évolution biologique, dues principalement à la présence de matières organiques biodégradables. On parle de stabilisation biologique ou biostabilisation de la matière organique.
- 2- Réduction du gisement par diminution de la masse de déchet.
- 3- Production d'un compost valorisable comme amendement organique des sols agricoles [12].

I.5.3. Traitement biologique anaérobie : la méthanisation**a) Historique**

La méthanisation, filière de valorisation des déchets organiques, a pris une importance industrielle conséquente. Plus encore que le compostage, elle est apparue comme une alternative compétitive aux problèmes de dépense énergétique posés après la crise pétrolière de 1973 [12].

b) Objectifs

La méthanisation est un processus de digestion anaérobie pouvant répondre à un double objectif de valorisation énergétique par récupération de méthane (CH₄) et de stabilisation des déchets organiques. Le biogaz est utilisé comme combustible et le digestat, produit solide final de la digestion anaérobie, est utilisable comme amendement organique sur les terres agricoles (éventuellement après une opération de maturation aérobie complémentaire) [12].

I.5.4. Le traitement mixte :

Ce traitement combine le procédé de compostage et celui d'incinération. L'installation de traitement est composée d'une unité de compostage pouvant assurer l'élimination de 40 à 60 % des déchets et d'une unité d'incinération pouvant traiter jusqu'à 90 % des ordures.

Le fonctionnement de ces deux unités est modulé en fonction de la demande du composte, outre l'incinération des ordures non compostées, le four assure l'élimination des refus de compostage [12].

Tous ces modes de traitement présentent des avantages et des inconvénients. Le tableau I.2 situe les avantages et inconvénients des différents types de traitements des déchets urbains.

Tableau I.2 : Avantages et inconvénients des différents types de traitements [8]

	Décharge contrôlée	Incinération, compostage ou traitement mixte
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> • Autonomie des procédés des traitement des déchets • Grande souplesse d'adaptation aux quantités à traiter • Valorisation des terrains 	<p>Importante réduction du volume des déchets</p> <p>Possibilité de valorisation des déchets sous forme de matière ou d'énergie</p>
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none"> • Choix d'un site convenable • Nécessité d'une exploitation rigoureuse • Solution temporaire (capacité du site) 	<p>Coûts élevés à l'investissement</p> <p>Nécessité d'éliminer les refus de traitement en décharge contrôlée</p> <p>Absence de souplesse d'adaptation aux quantités à traiter</p>

I.6. Composition des déchets de quelques communes en Algérie.

Les déchets ont une composition variable d'un pays à un autre. Nous présentons en tableau N° I.3 la composition des déchets enlevés par Netcom à Alger.

Tableau I.3 : Composition par catégorie des déchets entrants au CET d'Ouled Fayet [13].

Fraction granulométrique	Catégorie	Printemps 2006		Été 2006
		1 ^{ère} campagne (%)	2 ^{ème} campagne (%)	3 ^{ème} campagne (%)
Gros (d >100 mm)	Putrescibles	8,6	11,1	6,7
	Papiers-cartons	23,6	28,5	27,7
	Textiles	24,3	23,6	26,2
	Plastiques	32,9	29,2	31,1
	CNC	2,9	1,4	1,5
	Verres	2,9	1,4	1,0
	Métaux	3,6	2,1	3,1
	INC	1,4	2,8	2,7
	Déchets spéciaux	0	0	0
Moyens 30 <d <100 mm	Putrescibles	75,9	78,1	86,4
	Papiers-cartons	6,0	6,7	2,8
	Textiles	5,7	5,0	2,9
	Plastiques	6,3	7,0	3,5
	CNC	0,7	1,7	1,8
	Verres	3,0	0,3	0,8
	Métaux	2,0	0,7	1,1
	INC	0,3	0,3	0,0
	Déchets spéciaux	0,13	0,1	0,8

Selon l'étude : « Schéma directeur de gestion des déchets municipaux : Commune de Berriane, Guerrara et Metlili wilaya de Ghardaïa, Novembre 2006, Centre d'Etude et de Gestion de Projets (CEGEP) », on a la composition de quelques villes de sud algérien (tableau I.4 à I.6).

D'autres exemples de villes sont donnés en tableau I.7 à I.10

Tableau I.4 Composition des déchets de la commune de Berriane

Composants	Masse (kilogramme)	Pourcentage (%)
Matière Organique	14, 58	58, 32
Papiers	02, 08	08, 32
Plastique	05, 00	20, 00
Métal	03, 33	13, 32
Echantillon	25.00	100

Tableau I.5 : Composition des déchets de la commune de Guerrara

Composants	Masse (kilogramme)	Pourcentage (%)
Matière Organique	78	78
Papiers	03	3
Plastique	12	12
Métal	01	01
Chiffons et tissus	05	05
Verre	01	01
Echantillon	100	100

Tableau I.6 : Composition des déchets de la commune de Metlili

Composants	Masse (kilogramme)	Pourcentage (%)
Matière Organique	15.00	60
Papiers	02.45	10
Plastique	02.52	10
Métal	00.10	0.5
Chiffons	04.67	19
Verre	00.17	0.5
Echantillon	25	100

Schéma directeur de gestion des déchets solides urbains de la commune d'El Achir, wilaya de Bordj Bou Arreridj, Septembre 2006, Centre d'Etude et de Gestion de Projets (CEGEP)

Tableau I.7 : Composition des déchets de la commune d'El Achir

Composants	Masse (kilogramme)	Pourcentage (%)
Matière Organique	15.28	61.0
Papiers	3.89	15.5
Plastique	2.22	09.0
Métal	3.05	12.2
Chiffons	0.55	02.2
Echantillon	25	100

Schéma directeur de gestion des déchets solides urbains de la commune de Boukadir, wilaya de Chlef, Novembre 2006, Centre d'Etude et de Gestion de Projets (CEGEP)

Tableau I.8 : Composition des déchets de la commune de Boukadir

Composants	Masse (kilogramme)	Pourcentage (%)
Matière Organique	19.0	76.0
Papiers	3.5	14.0
Plastique	1.2	4.8
Métal	1.0	4.0
Chiffons	0.3	1.2
Echantillon	25	100

« Schéma directeur de gestion des déchets solides urbains de la commune de Tenes, wilaya de Chlef, Novembre 2006, Centre d'Etude et de Gestion de Projets (CEGEP) »

Tableau I.9 : Composition des déchets de la commune de Tenes

Composants	Masse (kilogramme)	Pourcentage (%)
Matière Organique	18.00	72
Papiers	01.00	04
Plastique	03.00	12
Métal	04.00	02
Chiffons	2.00	08
Verre	0.60	02
Echantillon	25	100

« Schéma directeur de gestion des déchets solides urbains de la commune de Chettia, wilaya de Chlef, Novembre 2006, Centre d'Etude et de Gestion de Projets (CEGEP) »

Tableau I.10 : Composition des déchets de la commune de Chettia

Composants	Masse (kilogramme)	Pourcentage (%)
Matière Organique	17	68
Papiers	2.4	10
Plastique	1.5	08
Métal	02	08
Chiffons	02	06
Verre	0.1	négligable
Echantillon	25	100

I.7. Mécanismes et réactions du processus biologique de dégradation :

La dégradation des ordures au sein d'un Centre d'Enfouissement Technique se fait par des processus biochimiques. La nature de ces processus de dégradation est liée aux conditions régnant dans la décharge.

Les matières organiques, et en particulier les ordures ménagères déposées en décharge, sont le siège d'une activité microbienne intense, dont l'une des conséquences est la métabolisation des matières organiques en produits gazeux [7].

I.7.1. Mécanisme biologique aérobie :

Tant que la densité des déchets permet le passage de l'oxygène (faible compactage et absence de couverture après le dépôt des déchets) une fermentation aérobie se produit, elle conduit à la formation de CO_2 , H_2O et de chaleur suivant la réaction suivante :



$[\text{C}_{15}\text{H}_{21}\text{O}_9\text{N}]_n$: représente la formule globale de la matière putrescible des décharges.

La température s'élève jusqu'à 60°C au sein de la masse des déchets.

ΔH : chaleur dégagée lors de la réaction [7].

I.7.2. Mécanisme biologique anaérobie

La biodégradation de la matière organique passe par cinq étapes : hydrolyse, acidogène, acétogénèse, méthanogène et la maturation.

a. Hydrolyse

Dans cette étape, les matières organiques sont soumises à l'action d'enzymes spécifiques par des micro-organismes hydrolysant, dégradant les grosses molécules insolubles en sucres simples (osides) et acides aminés libres qui pourront servir de nutriments dans la phase suivante. Après cette phase, le métabolisme anaérobie devient le principal processus de biodégradation. Les populations bactériennes impliquées sont extrêmement nombreuses.

Cette phase est caractérisée par une :

- Chute du potentiel d'oxydoréduction.
- Apparition d'acides carboxyliques.
- Augmentation de la charge organique [7].

b. Acidogène

De très nombreuses espèces bactériennes anaérobies facultatives ou anaérobies strictes prennent part à cette phase qui peut s'effectuer selon deux voies.

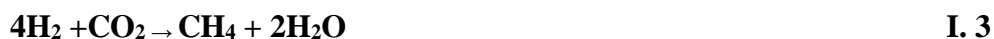
- Dans la première, les petites molécules d'après hydrolyse de la matière organique sont transformées directement en composés précurseurs de CH₄, acétate, CO₂ et H₂.
- Dans la seconde, au lieu de la formation d'acétate, il se forme des alcools comme le méthanol et l'éthanol et surtout des acides gras volatiles (AGV). Cette étape aboutit à un changement important des conditions d'acidité du milieu et l'abaissement du pH qui provoque la solubilisation de certains métaux [7].

c. Acétogénèse

Dans cette phase, se produit la transformation des sucres, des acides gras volatiles et des alcools en acétate, formate et gaz (CO₂ et H₂) qui, seuls sont assimilables dans la phase méthanogène. C'est pourquoi, la majorité des acides gras volatils se transforment en acide acétique [7].

d. Méthanogène

Il se produit deux réactions de méthanogène simultanée :



Les bactéries méthanogènes sont des bactéries anaérobies strictes. Bien que la composition du gaz obtenu soit très variable, les principaux composants sont le CH₄ et le CO₂, la somme de leurs concentrations avoisine généralement 99%. La présence d'autres composés dans le gaz résulterait d'une composition anormale du déchet.

On note au cours de cette phase :

- Une augmentation du pH sous le contrôle de la capacité tampon des carbonates.
- Une valeur minimale du potentiel redox.
- Une complexation puis précipitation des espèces métalliques.
- Une diminution de la charge organique avec l'augmentation de la production du biogaz [7].

e. Maturation :

C'est la fin des phénomènes de biodégradation, avec stabilisation de la matière organique et chute de la production de biogaz. Il y a méthanisation très lente des produits

biodégradables avec formation des molécules complexes de type acides humiques [7].

Conclusion :

Ce chapitre nous a permis de connaître l'évolution de la quantité ainsi que la composition des déchets de la Wilaya d'Alger.

Les différentes études menées montrent que le procédé le plus économique en ce qui concerne l'élimination des déchets en Algérie est la mise en décharge, cependant après le dépôt des déchets dans un C.E.T, trois importantes conséquences sur l'environnement sont à noter :

- **Les déchets** entreposés et tout ce que cela peut engendrer comme nuisances (odeurs, rongeurs, insectes).
- **La formation du biogaz,**
- **Les jus de décharge ou les lixiviats**

Notre étude porte sur les lixiviats de décharges que nous allons développer dans le chapitre suivant

II.1. Définition :

Le lixiviat est le liquide résiduel provenant de la percolation des eaux à travers les déchets. Il est chargé en polluants (organiques, minéraux, métalliques) par extraction des composés solubles des déchets.

Ces eaux proviennent des précipitations, du ruissellement ou des déchets eux-mêmes. Sa composition et son volume sont difficiles à déterminer car la décharge constitue un réacteur complexe évoluant spontanément.

Les mécanismes de formation des lixiviats sont très complexes. Les déchets enfouis servent de substrat aux micro-organismes (bactéries, levures, champignons) dont l'activité a des effets directs sur les conditions physico-chimiques du milieu (pH, potentiel redox) ou peuvent déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires (dissolution, précipitation). En retour, ces mécanismes biologiques se trouvent sous la dépendance des paramètres physico-chimiques du milieu [14].

II.2. Formation et composition des lixiviats :

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

- L'eau initialement contenue dans les déchets lors de leur mise en décharge.
- L'eau produite lors de la décomposition de la matière organique. Cette quantité d'eau s'étale sur plusieurs années, est fonction, notamment, de la composition et de la masse de déchets. Ce mécanisme est très dynamique.
- L'eau infiltrée au travers la couche de recouvrement lors d'épisodes pluvieux. Cette eau constitue la principale source de lixiviats rencontrée.

La pluviométrie se transforme principalement en eau d'infiltration ou de ruissellement, la prépondérance de l'une par rapport à l'autre étant fonction de l'intensité de la pluie, de la topographie et de la pente du terrain, et de la nature de la végétation.

Les déchets entreposés sur de longues années réagissent entre eux de manière complexe sous l'activité des agents atmosphériques (la pluie en particulier) et des micro-organismes [11].

II.3. Différents paramètres influant sur les lixiviats**II.3.1. Influence du climat et de l'hydrogéologie sur le lixiviat :**

Dans la pratique, il a été remarqué que d'une région à l'autre, les conditions météorologiques, notamment la pluviométrie et l'évapotranspiration, peuvent varier du simple

au double : quant à l'hydrogéologie autre facteur d'influence sur la quantité d'eau entrant et sortant de la décharge ; elle agit par deux moyens différents :

- L'hydrologie de surface se rapportant à l'influence des cours d'eau et du ruissellement sur le site.
- L'hydrogéologie de surface se rapportant plutôt à l'influence des systèmes aquifères et leurs mouvements dans le sol et aux alentours du site.

Si les principaux facteurs d'influence sur la quantité de l'eau entrante ou sortante de la décharge sont effectivement :

Le climat, l'hydrologie de surface et l'hydrogéologie, ces trois paramètres sont aussi importants quant à la composition et à la concentration du lixiviat. En effet, l'eau provenant de l'une de ces sources et s'infiltrant au sein de la décharge, permet à la fois, la solubilisation plus ou moins complète des éléments solubles et l'entraînement mécanique des substances insolubles dans le lixiviat final [15].

II.3.2 Influence de la surface d'exploitation et de la hauteur des déchets sur les lixiviats :

Plus la surface d'exploitation est importante, plus l'influence de la pluviométrie se fait sentir. De plus, plus longtemps cette exploitation durera et plus longtemps elle sera exposée à l'influence des précipitations.

Parallèlement, la hauteur des déchets dans une décharge peut influencer sur la quantité de lixiviats produites.

En général, les décharges plus profondes absorbent plus d'eau avant la lixiviation mais produisent aussi des lixiviats sur une plus longue période de temps que les décharges moins profondes de surface similaire.

De même, une grande hauteur de déchets permet d'atténuer l'influence des fluctuations climatiques extérieures sur la température interne de la décharge. En effet, une décharge profonde ou une hauteur de déchets importante se comporte comme une masse calorifugée ce qui permet de maintenir la température du milieu dans les limites compatibles avec le développement de certaines bactéries régissant la biodégradation (méthanogènes).

Par contre, les phénomènes anaérobies deviennent prépondérants, si la hauteur des déchets est importante, car la pénétration de l'oxygène atmosphérique au sein de la décharge devient difficile. La dégradation des déchets sera plus lente, le processus anaérobie étant plus lent que le processus aérobie [15].

II.3.3. Influence du compactage sur les lixiviats :

Si le compactage présente certains avantages dans l'exploitation d'une décharge, il n'en est pas de même, en ce qui concerne la décomposition des déchets. En effet un compactage important diminue la surface d'échange entre les déchets et les bactéries et ralentit alors la décomposition des déchets rallongeant ainsi la durée de vie du flux potentiel des polluants contenus dans les lixiviats [11].

II.3.4. Influence de la couverture sur les lixiviats :

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

Nous pouvons citer comme autres paramètres influant sur les lixiviats :

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

II.4. Quantité des lixiviats/ bilan hydrique [14] :

L'établissement du bilan d'eau d'une décharge est une opération complexe qui nécessiterait que chaque cas fasse l'objet d'une étude détaillée. 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 globalisation.

Les facteurs qui ont une influence notable sur le volume des lixiviats sont :

- La nature des déchets enfouis.
- Les techniques d'exploitation.
- Les conditions climatiques.

Les propriétés géologiques du site interviennent dans la mesure où une partie des eaux peut s'infiltrer au lieu de s'écouler à l'extérieur, en fonction de la perméabilité du substratum.

La méthode utilisée afin de calculer le bilan des entrées et des sorties d'eau dans un Centre d'Enfouissement Technique est celle du bilan hydrique.

En général huit composantes du bilan hydrique (entrées et sortie d'eau) peuvent être définies sur un site de Centre d'Enfouissement Technique :

L'équation de base du bilan hydrique peut s'écrire [14] :

$$E = P + ED - I - ETR + R_{ext} - R_{int} \pm \Delta ED$$

II.1

Avec:

E: Quantité d'effluents pouvant être produite.

P : Quantité d'eau pluviale tombant sur le site.

ED : Eau de constitution des déchets.

ETR : Evapotranspiration réelle.

I : Eaux d'infiltration.

R_{ext} : Quantité d'eau ruisselant de l'extérieur du site vers les fosses de collecte des eaux de ruissellement.

R_{int} : Quantité d'eau ruisselant de l'intérieur du site vers l'extérieur.

ΔED : Variation de la teneur en eau de déchets dans la décharge.

Pluviométrie (P) : Il s'agit du terme principal en ce qui concerne les apports d'eau sur le site.

Dans les calculs il est possible de considérer, dans un premier temps, les valeurs de la pluviométrie moyenne qui serviront au dimensionnement des ouvrages (casiers, bassins), puis dans un second temps, les valeurs correspondant aux pluies annuelles (année la plus pluvieuse et année la plus sèche) pour observer l'amplitude de leur influence sur l'exploitation du site.

Eau des déchets (ED) : Les déchets enfouis peuvent être plus ou moins humides.

Infiltration (I) : Une infiltration peut se produire dans le fond du site.

Ruissellement (R_{int}) : Le ruissellement de l'intérieur vers l'extérieur du site est supposé en principe négligeable en raison de la digue périphérique délimitant les casiers d'exploitation.

Un drain placé contre cette digue, coté déchet, doit permettre de diriger les eaux de percolation vers le point le plus bas. Les éventuels ruissellements à prendre en compte sont ceux qui se produiraient par débordement.

Ruissellement (R_{ext}) : d'éventuels apports d'eau de ruissellement de l'extérieur vers l'intérieur du site peuvent survenir si les fossés censés les capter sont inefficaces.

Variation de la teneur en eau des déchets (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.

Evapotranspiration réelle (ETR) : présente l'eau du sol perdue par évaporation directe à partir d'une surface donnée et par transpiration végétale [14].

La **figure II.2** montre les principales composantes du bilan hydrique dans une décharge :

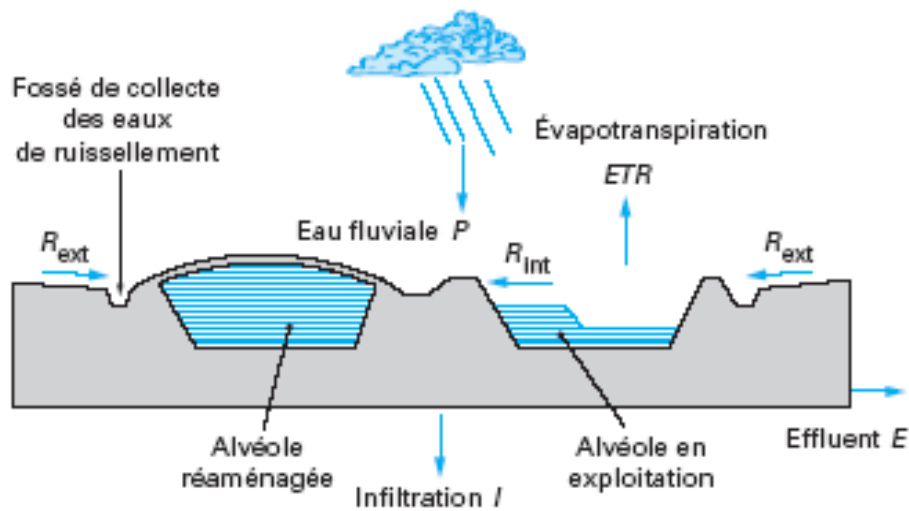


Figure II.2 Principales composantes du bilan hydrique dans une décharge [14].

Dans des conditions d'exploitation conforme à la réglementation :

Le ruissellement (R_{ext}) est faible car il existe des réseaux de drainage de ces eaux externes au site.

Le ruissellement (R_{int}) est également faible lors de l'exploitation du site. R_{int} est négligeable devant E et P.

L'infiltration (I) doit être évitée autant que possible, que le substratum soit étanche naturellement ou non.

On peut négliger R_{ext} , R_{int} , I de sorte que :

$$E = P + ED - ETR \pm \Delta ED \quad \text{II.2}$$

II.5. Age des lixiviats :

La synthèse des résultats d'analyses sur une trentaine de lixiviats a permis à MILLOT de classer ceux-ci en trois grandes familles [7]:

a. Lixiviats jeunes qui présentent :

- Une charge organique élevée ($DCO > 20$ g/l).
- Une biodégradabilité moyenne ($DBO_5 / DCO > 0,3$).
- Un pH de l'ordre de 6,5.
- Une concentration en acide carboxylique importante qui présente plus de 80% de la charge organique.
- Une teneur en métaux élevée (jusqu'à 2g/l).
- Un rapport COT/DCO voisin de 0,3.

b. Lixiviats stabilisés qui présentent :

- Une charge organique assez faible ($DCO < 2\text{g/l}$).
- Une biodégradabilité très faible ($DBO_5/DCO < 0,1$).
- Une absence d'acides carboxyliques.
- Une teneur en métaux faible $< 50\text{mg/l}$.
- Un pH légèrement supérieur à 7,5.
- Un rapport COT/DCO de l'ordre de 0,4 qui indique la présence de composés difficilement oxydables.

c. Lixiviats intermédiaires :

Au cours du temps la composition des percolats évolue, de celle typique des lixiviats jeunes vers celle des lixiviats stabilisés. Ils présentent notamment :

- Une charge organique avec une DCO comprise entre 3 et 15 g/l.
- Une biodégradabilité assez faible (DBO_5/DCO voisin de 0,2).
- Une concentration en acides carboxyliques représentant 20 à 30% de la charge organique.
- Un pH voisin de la neutralité.

En principe la teneur en métaux baisse avec l'âge de la décharge et le poids moléculaire des constituants des lixiviats à tendance à augmenter [7].

II.6. Composition des lixiviats

La composition chimique des eaux de lixiviation produites sur un lieu de décharge dépend de plusieurs facteurs, notamment la nature des déchets, l'âge de la décharge, le degré de décomposition, le taux d'humidité et la température des déchets ainsi que le taux d'infiltration de l'eau dans les déchets.

Ces eaux de lixiviation représentent un milieu réducteur favorisant la forme réduite des différents éléments présents. Ainsi l'ammoniaque est la forme dominante de la fraction azotée. Le fer et le métal le plus présent. Il se combine avec les ions sulfurés pour donner du sulfure de fer noir [14].

Le **Tableau II.1** propose des fourchettes de valeurs des principaux paramètres entrant dans la composition des lixiviats en fonction de leur degré d'évolution. Il illustre bien la grande variabilité de la composition des lixiviats de décharges.

La DCO et la DBO_5 par exemple présentent des fourchettes de variation de plus de deux ordres de grandeur au cours des deux premières phases. Dans la pratique, l'attribution d'une échelle de

temps à ces phases est problématique car les vitesses d'évolution sont très variables d'une décharge à une autre.

Tableau II.I : Composition des lixiviats en fonction de leur évolution [14] :

Parameters	Phase I	Phase II	Phase III	Phase IV	Phase V	Valeurs limites rencontrées dans la littérature
	Conductivité (ms/cm)	2450 à 3310	1600à17100	7700 à 2900		
pH	pH 6 à 7	7,7 à 4,7	6,3 à 8,8		7,1 à 8,8	3,7 à 8,8
Eh (mv)	(+ 40)	(+ 80) à -240)	(- 73) à (-330)	-330	(+ 97) à (+163)	(-330) à (+163)
MES (mg/l)						549 à 1994
DCO (mg/O ₂ l)	480 à 18 600	1 500 à 71 700	9 760 à 580		31 à 900	31 à 100 000
DBO ₅ (mg/O ₂ l)	100à 10 900	1000à57700	3 400 à 600		4 à 120	2 à 90 000
NTK (mg/l)	180 à 860	14 à 1 910	25 à 82		7 à 490	7 à 5 000
NH ₄ ⁺ (mg/l)	120 à 225	2 à 1 030	430 à 6		430 à 6	2 à 3 870
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,1 à 51	19 à < 0,05	0		0,5 à 0,6	0 à 845
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,6 à 1,7	120 à 0,16	14 à 0,7		0,16 à 14	0,16 à 154
K ⁺ (mg/l)	35 à 2 300	35 à 2 300	35 à 2 300		35 à 2 300	2,8 à 3 770
Na ⁺ (mg/l)	20 à 7 600	20 à 7 600	20 à 7 600		20 à 7 600	0 à 7 700
Ca ²⁺ (mg/l)	190 à 490	70 à 3 900	490 à 76		76 à 254	60 à 7 200
Mg ²⁺ (mg/l)	68 à 96	3 à 1 140	505 à 81		81 à 190	3 à 15 600
Cl ⁻ (mg/l)	30 à 5 000	30 à 5 000	30 à 5 000		30 à 5 000	4,7 à 5 000
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	10 à 458	3 240 à 10	0		5 à 40	1 à 3 240
Fe ²⁺ (mg/l)	68 à 372	2 200 à 90	336 à 115		4 à 20	0 à 5 500
Cu ²⁺ (mg/l)	0,085 à 0,39	2,2 à 0,005	0,03 à 0,18		0,02 à 0,56	0 à 10
Cd ²⁺ (mg/l)	<0,005 à 0,01	<0,005à 0,39	< 0,005 à 0,1		0,004	0,005 à 17
Cr ³⁺ (mg/l)	0à 0,23 à 0,28	18 à 0,06	0,06		0,05	0 à 18
Ni ²⁺ (mg/l)	0,02 à 1,55	79 à 0,03	01 à 1,0		0,07	0,02 à 79
Pb ²⁺ (mg/l)	0,001à 0,004	1,44 à 0,01	0,01 à 0,1		0,01 à 0,1	0 à
Zn ²⁺ (mg/l)	0,06 à 21	220 à 0,65	0,4 à 6		0,4	0 à 1 000
Durée approximative de chaque phase	9 à 10 ans et jusqu'à 20 ans				Plusieurs décennies	Indépendant du temps

II-7 Formation du biogaz [14]

Une tonne d'ordures ménagères contient généralement 150 à 250 Kg de matières organiques.

Ces substances sont biodégradables. Sous l'effet de microorganismes agissant en milieu anaérobie, elles sont décomposées en quatre phases successives et transformées en gaz de décharge. Ce processus varie d'une décharge à l'autre, il est influencé par différents facteurs tels que : nature et composition des déchets, degré de compactage des ordures, taux d'humidité des ordures, couverture de la décharge ; en bref, des facteurs qui ont une influence directe sur la qualité de vie des microorganismes générateurs de méthane.

Si le gaz de décharge est aspiré régulièrement et sous contrôle, il atteint, après réglage du système de captage, les valeurs moyennes suivantes :

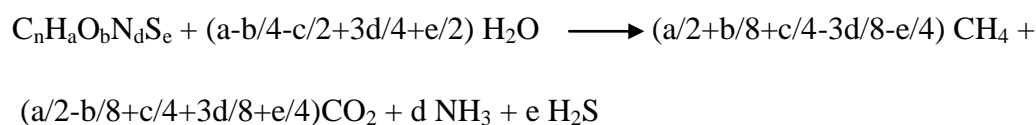
- CH₄ : 40 à 50% en volume ;
- CO₂ : 35 à 45% en volume ;
- N₂ : 5 à 15% en volume ;
- O₂ : 0 à 3% en volume ;
- Vapeur d'eau : saturé.

Le biogaz contient également des composés traces, qui représentent 1% en volume (mercaptans, alcools, composés aromatiques aldéhydes, cétones, esters...). Ils peuvent soit être générés pendant le processus de biodégradation (composés sulfurés, composés de l'oxygène, hydrocarbures), soit résulter d'un apport initial des déchets (hydrocarbures aromatiques, hydrocarbures halogénés).

II-7-1 Evaluation de la production de biogaz d'un centre de stockage de déchets ménagers

L'approche stœchiométrique consiste à considérer la composition élémentaire des différents constituants des déchets, les produits finaux de la réaction globale étant principalement le méthane et le dioxyde de carbone. Cette approche a été employée dans de nombreux cas.

La quantité théorique de méthane produite par la dégradation supposée complète de chaque constituant est résumée par l'équation générale :



Une partie du carbone est convertie en biomasse. Cette fraction ne dépasserait pas 4% en masse et peut être donc négligée.

II-7-2 Elimination du biogaz

II-7-2-1 Combustion

Compte tenu de la composition du biogaz, le processus de combustion par torchère doit répondre à trois niveaux de performances :

- Réaliser un bon mélange : il faut que le méthane se mélange à l'oxygène de l'air de combustion dans les bons rapports.
- Avoir une température de combustion suffisamment élevée pour le brûlage complet des hydrocarbures halogénés. Une température minimale de 900 °C est couramment admise.
- Permettre une durée de brûlage suffisamment longue pour réaliser la conversion totale des hydrocarbures halogénés.

Il existe deux types de torchères : les torchères ouvertes et les torchères fermées munies d'une chambre de combustion :

Pour la torchère ouverte, la flamme est visible de l'extérieur et le bon déroulement de la combustion est constaté par l'inspection visuelle de cette flamme. Des points jaunes dans la flamme indiquent une combustion insuffisante.

Pour la torchère fermée, la combustion s'effectue dans une chambre de combustion, la flamme n'est pas visible de l'extérieur. La qualité de la combustion se mesure par le taux de monoxyde de carbone dans le gaz de combustion. Les avantages d'une torchère fermée par rapport à une torchère ouverte sont :

- La température de combustion est plus élevée et la durée de brûlage plus longue, la combustion est donc meilleure.
- Les torchères fermées ne causent pas de nuisances visuelles la nuit.
- Les émissions peuvent être mesurées.
-

II-7-2-2 Valorisation

Le biogaz, de par son contenu en méthane, est un gaz énergétique. Différents types de valorisation sont envisageables :

- La production d'électricité autonome : elle n'est valable que si le site a de gros besoins en d'électricité.
- La revente d'électricité.
- La purification du gaz en vue de l'utilisation comme carburant.
- La production de chaleur.
- La cogénération (production de chaleur et d'électricité).
- La vente du gaz (en vue d'une de ces utilisations).
-

Conclusion

Les lixiviats représentent une grande part de la pollution liée à une décharge. Contrairement au biogaz, qui est aisément dispersé dans l'atmosphère, les lixiviats, de part leur nature liquide, est une source concentrée de polluants.

Le plus grand risque lié à la production de lixiviat est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie. Dans le même ordre d'idée, il est nécessaire de ne pas utiliser les lixiviats comme eau de consommation.

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

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

Les lixiviats des emplacements municipaux de décharge de déchets solides sont souvent définis en tant qu'eaux usées dangereuses et fortement polluées. Le lixiviat peut contenir de grandes quantités de matière organique (biodégradable, mais également réfractaire à la biodégradation),

Des lixiviats de décharge ont été identifiés en tant que sources potentielles de contamination d'eaux de surface, ils peuvent aussi s'infiltrer à travers des sols et des sous-sols, causant la pollution des eaux souterraines.

Plusieurs processus, tirés de la technologie d'eau usée et d'eau potable, ont été appliqués pour le traitement des lixiviats de décharge, tels que la dégradation biologique anaérobie et/ou aérobie, de l'oxydation chimique, la coagulation-précipitation, l'adsorption par charbon actif, la photo-oxydation et des processus membranaire

Par conséquent, une combinaison de procédé physico-chimique et biologique est souvent exigée pour le traitement efficace de ces eaux usées fortement polluées [16].

Les lixiviats ne peuvent être rejetés en milieu naturel que s'ils respectent les normes de rejets admissibles, il convient de les traiter. L'installation doit donc disposer à cet effet des moyens nécessaires ou, à défaut, faire traiter les lixiviats dans une station de traitement ou dans une station d'épuration collective, urbaine ou industrielle. Un traitement préalable peut dans le cas échéant être nécessaire.

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

III.1. Procédés physico-chimiques :

III.1.1. Coagulation-floculation.

Les procédés de coagulation et de floculation facilitent l'élimination des MES et colloïdales. Celle-ci est réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide liquide: décantation, flottation ou filtration [17].

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 ferrique/aluminium comme coagulant pour surmonter les forces répulsives entre les particules [18].

III.1.1.1.Coagulation :**a. Définition :**

La charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les unes des autres et, par conséquent, à les stabiliser dans la solution. Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération [19].

b. Notion de charges électriques et de double couche :

Le concept de la double couche ionique a permis d'exprimer dans la pratique l'importance des forces répulsives de nature électrostatique par la mesure de la potentielle électrocinétique de Freundlich ou potentiel zêta, qui mesure la charge électrique superficielle des colloïdes [20].

Les colloïdes présents dans l'eau brute sont très généralement chargés négativement (imperfections du réseau cristallin, ionisation des groupements chimiques périphériques, ...).

Dans la théorie de la double couche, la coagulation est l'annulation du potentiel Zêta. L'appareil permettant la mesure de la potentielle électrocinétique est le Zétamètre [17].

La stabilité des suspensions colloïdales est due :

- Aux forces de répulsion induites par un potentiel zêta élevé.
- Adsorption d'un polymère non ionique.

Les particules microscopiques et colloïdales sont stabilisées par la formation de couches électriques, solidaires de la particule, comme ces dernières ont toutes la même charge, elles se repoussent mutuellement et gardent leur individualité. L'épaisseur de la charge électrique et sa densité sont influencées par la concentration et la valence des ions en solution.

Si une trop grande quantité de coagulant est ajoutée, la surface de la particule va se trouver chargée positivement (un potentiel zêta positif) et la particule va se disperser à nouveau, pour des eaux usées urbaines une dose de 50mg/l de CaCl₂ à un pH de 6,5 sont nécessaires pour éviter l'apparition d'un potentiel zêta positif [15].

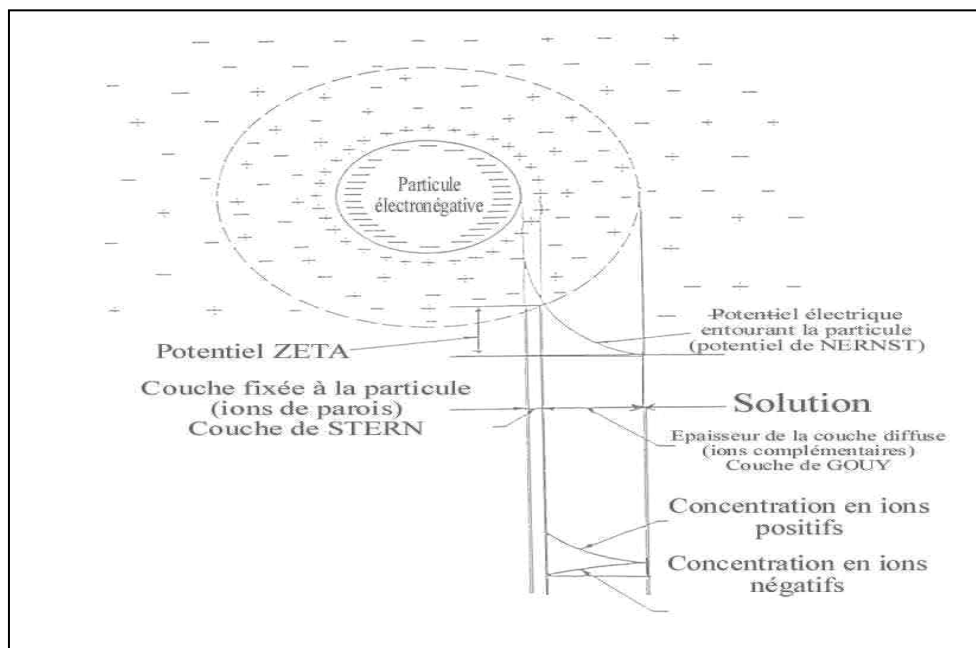


Figure III.1. Schématisation de la double couche et du potentiel Zêta [17].

c. Facteurs influençant la coagulation

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables en interrelation, comme le pH, les sels dissous, la température de l'eau, le coagulant utilisé, les conditions de mélange, la turbidité et la couleur [19].

Les coagulants métalliques (tels que FeCl_3 , $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, CaCl_2 , ...) sont particulièrement sensibles au pH et à l'alcalinité. Si le pH n'est pas dans la zone optimale, la clarification est mauvaise, les ions métalliques peuvent se dissoudre, plus la dose de coagulant diminue, et plus le floc devient sensible aux variations du pH [21].

➤ Influence du pH :

Le paramètre le plus important à prendre en considération lors de la coagulation est la variation du pH. Pour chaque eau, il existe un intervalle de pH pour lequel la coagulation a lieu rapidement, intervalle qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter.

Pour les sels de Fer et d'aluminium, les plages de pH optimales s'étendent respectivement de 4 à 6 et de 5 à 7, pour certaines eaux, il faut par fois corriger le pH à l'aide de divers produits (acides, chaux ou soude) [19].

➤ **Influence des sels dissous :**

Les influences exercées par les sels dissous sont la modification de l'intervalle de pH optimal, la durée de la floculation, la quantité de coagulant utilisée, mais aussi la quantité résiduelle de coagulant [19].

➤ **Influence de la température :**

L'influence de la température de l'eau sur la coagulation a été peu étudiée, néanmoins il a été établi que lorsque la température est proche de 0°C, les floccs décantent difficilement.

Une diminution de la température de l'eau entraîne une augmentation de sa viscosité ; c'est ce qui explique les difficultés de décantation du floc [19].

➤ **Influence du coagulant :**

Le choix du coagulant peut influencer les caractérisations de la coagulation.

Le choix du coagulant et la concentration optimale, pour une eau donnée, ne peuvent être déterminées qu'après avoir effectué des essais en laboratoire [19].

➤ **Influence de la turbidité :**

Si en règle générale, la dose des sels de métaux augmente avec la turbidité, il est bien connu que les eaux très turbides flocculent rapidement, on peut par ailleurs faire les constatations suivantes :

- Il faut ajouter une concentration minimale de coagulant pour obtenir une quantité de boues minimale.
- Lorsque la turbidité augmente, il faut augmenter la concentration du coagulant. Cette dernière ne varie toute fois pas de façon linéaire en fonction de l'augmentation de la turbidité.
- La coagulation des eaux très chargées, telles que les lixiviats de décharges, est toujours difficile car elles exigent des concentrations de coagulant plus importantes que des eaux moins chargées : telles que les eaux usées urbaines.
- La coagulation d'une faible concentration de particules de glaise dépend principalement du coagulant et de la composition chimique de l'eau [19].

➤ **Influence de la vitesse d'agitation :**

L'injection du coagulant doit être extrêmement énergique pour qu'il se disperse rapidement et uniformément, une fois la solution homogène, la vitesse d'agitation doit être diminuée pour obtenir de bons floccs décantables, soit des conditions optimales d'agitation

rapide de 300 tr/min pendant 2 min qui sera suivie d'une agitation lente à une vitesse de 50 tr/min pendant 20 min [19].

➤ **Coagulation de la couleur**

En générale, la couleur d'une eau est due à la décomposition de matières organiques contenues dans l'humus des sols. Elle dépend donc d'une grande variété de composés organiques, dont les substances humiques, lesquelles sont des polymères dont la masse moléculaire varie de 800 à 50000.

Des études ont révélé que 90 % des particules responsables de la couleur avaient un diamètre supérieur à 3.5 nm. On peut dire que les particules responsables de la couleur sont de natures organiques, hydrophiles, petites et chargées négativement [19].

III.1.1.2. Flocculation :

a. Définition de la flocculation :

La flocculation est le transport et la mise en contact des particules déstabilisées qui s'associent et forment des flocons plus volumineux par rapport à l'état initial.

La flocculation a pour but d'accroître par une agglomération, le volume, le poids et la cohésion de l'agglomérat formé. Ce grossissement est obtenu par création d'une turbulence modérée afin d'augmenter la probabilité de rencontre des floccs.

L'agglomération des particules neutralisées en microflocs puis en floccs volumineux et décantables s'effectue grâce à deux phénomènes :

- Le mouvement Brownien de particules ou flocculation péricinétique.
- Le déplacement des particules du fluide ou flocculation orthocinétique [15].

b. Flocculants :

Les flocculants clarifient l'eau en se combinant avec les particules en suspension de façon à permettre à ces particules d'être rapidement et facilement séparées de l'eau. Toutes les industries rejetant des effluents turbides utilisent les flocculants telles que l'industrie des mines, les usines de papeterie et autres.

➤ **Adjuvants de flocculation :**

Les polymères organiques (silice activée) et polymères naturels (starches, algues) sont les premiers à avoir été utilisés. Mais l'utilisation d'adjuvants de flocculation synthétiques permet de minimiser la production de boues. Si l'on combine ces adjuvants de flocculation avec

différentes techniques de séparation, on peut produire des boues denses qui seront directement traitées dans des unités de déshydratation [7].

c. Mécanismes régissant le phénomène de floculation :

➤ Floculation péricinétique :

Les colloïdes présents dans l'eau entrent en collision avec les molécules de l'eau qui s'agitent sous l'influence du gradient thermique.

Il en résulte un déplacement des particules par mouvement Brownien, on peut exprimer le taux de variation de la concentration des particules à l'aide de l'équation suivante [22] :

$$-dN/dt = (4 * \alpha * K_b * T_a / 3 * \mu) * N^2 \quad \text{I}$$

Avec :

N : nombre de particules à un instant t.

T_a : température absolue [K]

K_b : constante de Boltzmann (K_b = 1.38 * 10⁻²³ J/K)

μ : viscosité dynamique [Pa.s]

α : facteur qui rend compte de l'efficacité des collisions (nombre de collisions effectives/nombre de collisions total, une collision effective étant une collision qui entraîne l'agglomération de deux particules).

➤ Floculation orthocinétique :

En déplaçant les particules fluides, l'agitation de l'eau provoque une différence de vitesse liée à l'énergie dissipée. Cette phase est dominée par un gradient de vitesse G [22].

$$G = (P / V_f * \mu)^{1/2} \quad \text{II}$$

Avec :

P : puissance d'agitation [W].

G : gradient de vitesse.

μ : viscosité dynamique [Pa.s].

III.1.2. Précipitation chimique

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

des métaux lourds [23].

La précipitation chimique consiste à transformer les ions dissous dans l'eau en solides insolubles en utilisant des précipitants chimiques, généralement des hydroxydes, MAP ($Mg/NH_4^+/PO_4^{3-}$: Magnésium, Ammonium, Phosphate) ou de la chaux, en fonction de ce qu'on cherche à éliminer.

a. Précipitation par le MAP ($Mg/NH_4^+/PO_4^{3-}$: Magnésium/Ammonium/Phosphate)

Le procédé s'effectue selon la réaction suivante [23]



$pK_s = 12,6$ (25 °C), $pH = 7,5$

L'ajout de MAP dans des proportions (M/A/P : 1/1/1) donne de très bons résultats, jusqu'à 50% d'abattement de la DCO et 90% de réduction du NH_3-N . De plus avec ce procédé le problème des boues ne se pose plus, puisque elles sont réutilisées comme fertilisant dans l'agriculture [23].

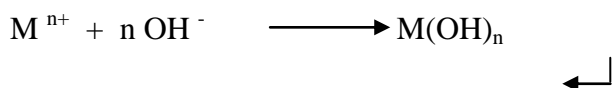
b. Précipitation par la chaux :

➤ **Action sur les métaux lourds :**

Son efficacité principale est d'entraîner par précipitation une élimination des métaux sous forme d'hydroxydes métalliques.

Les métaux concernés sont : Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn et Zn.

La précipitation se fait suivant la réaction suivante [21] :



Dans une étude faite par F.Çeçen et coll. (2000), il a été démontré qu'une dose de 8g/l de chaux permettait d'éliminer 46% de Pb(II), 51% de Ni(II), 72% de Cu(II), 78% de Fe(II), et jusqu'à 98% de Mn(II) [23].

III.1.3. Autres Traitements

➤ **Filtration sur charbon actif.**

Parmi les techniques de traitement passées en revue ci-dessus, 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 limite 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. [17]

➤ **Oxydation par l'ozone**

L'ozone est un gaz instable obtenu par l'activation électronique de l'oxygène. Le processus en est le suivant: l'activation électronique de l'oxygène et sa dissociation partielle sous forme d'oxygène radicalaire sont obtenues au moyen d'un champ électrique dérivant d'un potentiel

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

➤ **Traitement membranaires :**

a) Osmose inverse.

Avec des flux élevés et la capacité de fonctionner la température large finie et pH s'étendent, RO sont un autre traitement physico-chimique alternatif pour le lixiviat stabilisé. Dans l'application de RO, 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, le RO peut être utilisé pour le déplacement des métaux lourds, des matériaux de suspension colloïdal et des solides dissous du lixiviat de décharge. [2]

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). [17]

b) Nanofiltration (NF)

En raison de ses propriétés uniques entre les membranes de l'ultrafiltration (UF) et de l'osmose inverse (OI), la NF a trouvé un endroit dans le déplacement des composés organiques récalcitrant et des métaux lourds du lixiviat de décharge. Ce processus de traitement a la capacité d'enlever des particules avec un poids moléculaire plus haut que 300 aussi bien que les substances inorganiques par des interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. La signification de cette membrane se situe dans ses frais extérieurs, qui permettent aux corps dissous chargés plus petits que les pores de membrane d'être rejetés, avec de plus grands corps dissous et sels neutres. [17]

Il s'agit d'une variante des membranes d'O.I. d'introduction assez récente caractérisée par :

- un passage des sels monovalents relativement élevé: 30 à 60 %,
- un passage des sels bivalents beaucoup plus faible: 5 à 15 %,
- un passage des solutés organiques du même type que les membranes d'osmose.[17]

c) Ultrafiltration :

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 $2 \cdot 10^3$ à 10^5 daltons. [17]

d) 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. [17]

➤ 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. [17]

III.2. Traitement biologiques :

III.2.1. Lagunage

➤ 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 aérobies** dont l'oxygénation est assurée par l'action chlorophyllienne de végétaux qui participent aussi à la synthèse directe de la matière organique

- les **microphytes** ou algues microscopiques. Ce sont essentiellement des algues vertes ou bleues difficilement séparables,

- les **macrophytes** ou végétaux macroscopiques qui comprennent des formes libres (ex. lentilles d'eau) ou fixées (ex. roseaux). Les jacinthes d'eau peuvent. [17]

➤ 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). [17]

➤ **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. [17]

III.2.2. Boues activées.

Les procédés par boues activées comportent essentiellement une phase de mise en contact de l'eau à épurer avec un floc bactérien en présence d'oxygène (**aération**) suivie par une phase de séparation de ce floc (**clarification**).

Ils sont en fait une intensification de ce qui se passe dans le milieu naturel. La différence provient d'une plus grande concentration en micro-organismes et, par conséquent, d'une demande volumique en oxygène plus importante. De plus, pour maintenir en suspension la masse bactérienne, une agitation artificielle est nécessaire.

Actuellement, la recherche de rendements d'épuration plus élevés liée à la fréquente nécessité d'éliminer l'azote, ainsi que l'exploitation relativement délicate des systèmes à forte charge, renouvellent l'intérêt des traitements à faible charge. [17]

III.2.3. Culture fixée.

➤ **Le film biologique**

La plupart des micro-organismes sont capables de coloniser la surface d'un solide quand ils disposent de composés organiques, de sels minéraux et d'oxygène. La fixation se fait par l'intermédiaire d'une matière gélatineuse à base d'exopolymères produite par les bactéries et à l'intérieur de laquelle ces dernières ont une certaine mobilité. La colonisation initiale d'un solide s'effectue sur un certain nombre de sites privilégiés et à partir de ces sites, il y a développement continu du biofilm, jusqu'à ce que la surface totale du support soit couverte par une couche monocellulaire. L'oxygène et les nutriments véhiculés par l'eau à traiter, diffusent à travers l'épaisseur du biofilm, jusqu'à ce que cette épaisseur soit telle que les amas cellulaires les plus profonds ne soient plus atteints par l'oxygène et les nutriments. [17]

➤ **Lits à ruissellement (lits bactériens)**

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien, quelquefois appelé filtre bactérien ou filtre percolateur, par analogie au terme anglais "biofilter", consiste à faire ruisseler l'eau à traiter sur une masse de matériau, de surface spécifique comprise entre 50 et 200 m².m⁻³, servant de support aux microorganismes épurateurs qui y forment un film plus ou moins épais. [17]

➤ **Lits granulaires**

L'activité d'une culture bactérienne dépend, en particulier, de sa surface d'échange avec le substrat et l'oxygène. Dans les boues activées, cette surface est restreinte du fait de l'état floculé des micro-organismes, état floculé qui est indispensable si on veut obtenir une séparation correcte boue-eau traitée dans l'ouvrage de séparation finale.

Plus le floc est important, plus la diffusion du substrat et de l'oxygène vers les microorganismes situés à l'intérieur est ralentie. [17]

III.3. 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 III.1** résume la différence de l'efficacité de certains traitements physico-chimiques uniques et lorsqu'ils sont combinés avec d'autres [24] :

Tableau III.1. Efficacité de certains traitements uniques et combinés [24].

Traitement unique	Résultat	Traitements 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
		+ nanofiltration	- 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
Nanofiltration	>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

➤ Bioréacteur à membranes (BRM)

C'est une technique de pointe qui associe étroitement un réacteur biologique à des membranes de microfiltration ou d'ultrafiltration. Les membranes ont un rôle de barrière physique absolu et remplace le clarificateur dans la chaîne de traitement classique. L'installation est de petite dimension. Ce système permet de traiter la quasi totalité de la DBO₅, jusqu'à 80 % de la DCO, 95 % de l'azote ammoniacal et la totalité des micro-organismes. Restent les métaux et les sels

Les points forts du BRM sont les suivants :

- ✓ Possibilité de travailler avec des concentrations importantes en biomasse dans le bioréacteur assurant des rendements accrus et une compacité des ouvrages.
 - ✓ Haut niveau d'automatisation assurant une fiabilité et une facilité de fonctionnement.
 - ✓ Qualité de l'eau traitée constante quelles que soient les variations de la charge [15].
- Le Tableau III-2 illustre les avantages et les inconvénients des différents procédés de traitement des lixiviats

Tableau III-2 : Avantages et inconvénients des différents procédés [7].

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

III.4. Traitement des boues :

Il n'existe pas de traitement d'épuration d'eau sans production de résidus concentrés contenant les matières de pollution et les produits de transformations insolubles. Ces résidus, appelés « BOUES », ont diverses origines. Il convient de les traiter d'une manière rationnelle, économique, sans pour autant conduire à d'autres nuisances.

Le traitement de ces boues se fait en différentes étapes [22]:

- **Réduction de la masse organique :**

Par stabilisation (aérobie ou anaérobie), ou par digestion.

- **Épaississement des boues :**

Soit par gravité, ou encore par flottation ou électroflotation.

- **Conditionnement des boues :**

Un conditionnement qui sera chimique ou thermique.

- **Déshydratation des boues :**

Qui est soit naturelle ou mécanique.

Après cela, les boues, selon leur origine, seront dans le cas général, incinérées, pour ce qui est des boues issues des processus physico-chimiques, les cendres qui en résultent seront stockées en C.E.T de classe I. Quand aux boues biologiques, leur forte teneur en nutriments (N, P, ...) en fait de très bons fertilisants.

III.5. Rejets en station d'épuration urbaine

Le traitement des lixiviats dans une station d'épuration urbaine peut également être envisagé. Le transport de ces derniers s'effectue alors le plus souvent par citernes. On peut également les rejeter directement dans le réseau, après avoir effectué dans certains cas un prétraitement. Remarquons que lorsque les lixiviats sont pris en charge par une station d'épuration urbaine, ceux-ci ne représentent qu'une faible charge supplémentaire de pollution azotée et carbonée pour la station [25].

En cas de rejet de ces effluents dans le milieu aquatique, les effluents doivent respecter les valeurs limites suivantes :

Tableau III-3 : Valeurs limites des lixiviats avant leur rejet dans le milieu naturel [7].

Paramètres	Valeurs limites
Température	30
PH	6,5 – 8,5
DCO (mg/l)	120
DBO ₅ (mg/l)	35
MES (mg/l)	35
Azote global (mg/l)	30
Azote ammoniacal (mg/l)	20
Phosphore total (mg/l)	10
Pb (mg/l)	0.5
Cr (mg/l)	0,5
Cd (mg/l)	0.2
Hg (mg/l)	0,01
Cu (mg/l)	0.5
Fe (mg/l)	3
Métaux totaux (mg/l) Pb,Cu,Cr,Ni,Zn,Mn,Sn,Cd,Hg,Fe,Al	15

III.6. Choix de la filière de traitement :

Il existe de nombreuses techniques de traitement applicables aux lixiviats de décharge, mais chacune d'elles est adaptée à un type de percolat.

Plusieurs études ont confirmé que:

- les différentes techniques épuratoires sont complémentaires et ont des efficacités spécifiques;
- la mise au 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.

Cette méthodologie a été appliquée à une trentaine de lixiviats différents. La synthèse des résultats confirme la classification des percolats en trois familles principales (voir tableau III.3) pour lesquelles a été définie une filière de traitement [26].

Tableau III-4 : Classification des lixiviats [26].

I	II	III
<p>PH < 6,5 Charge organique élevée dont 70 à 90 % dus aux AGV</p> <p>DBO/DCO > 0,3</p> <p>CPG</p> <ul style="list-style-type: none"> • pic d'exclusion peu important • pic des AGV prépondérant <p>Traitement proposé (prétraitement) aération prolongée coagulation-floculation</p>	<p>6,5 < PH < 7,5 charge organique peu élevée dont 10 à 30 % dus aux AGV</p> <p>0,3 > DBO/DCO > 0,1</p> <p>CPG</p> <ul style="list-style-type: none"> • pic d'exclusion = pic AGV <p>Traitement proposé (prétraitement) aération prolongée coagulation -floculation</p>	<p>PH > 7,5 Pas d'AGV</p> <p>DBO/DCO < 0,1</p> <p>CPG</p> <ul style="list-style-type: none"> • pic d'exclusion prépondérant • pas de pic d'AGV <p>Traitement proposé coagulation-floculation</p> <p>traitement de finition charbon actif</p>

Conclusion

Ce chapitre montre que chaque procédé est efficace à un type spécifique de pollution en ce qui concerne le traitement des lixiviats de décharges, par exemple :

- La nanofiltration permet de diminuer la concentration des métaux lourds.
- La précipitation à la chaux permet d'éliminer la pollution azotée et phosphatée.
- L'adsorption sur charbon actif est très efficace en ce qui concerne la diminution de la couleur et de la turbidité.

Tous ces traitements sont efficaces à des degrés différents, mais l'hétérogénéité de la composition des lixiviats de décharges exige une combinaison de plusieurs procédés.

Les facteurs principaux influençant le choix d'un traitement sont :

- Son efficacité.
- Son coût.
- La facilité de sa mise en œuvre

Introduction :

La mise en décharge de déchet, quelle que soit leur nature, s'accompagne de phénomènes complexes relevant des interactions entre les constituants des déchets, les eaux de pluie qui s'infiltrent dans la masse des déchets, et le substrat constitutif du site.

La décharge en elle-même doit être considérée comme un milieu en perpétuelle évolution, siège de réactions physico-chimiques et biologiques. Les conséquences directes de ces réactions sont la libération de gaz et la formation de lixiviats.

Ces phénomènes sont à l'origine de deux types de pollution :

- ✓ La pollution atmosphérique.
- ✓ La pollution hydrique (eaux superficielles, eaux souterraines).

IV.1. La pollution atmosphérique :

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

De ce point de vue, la principale source de pollution de l'air est la combustion provoquée, accidentelle ou spontanée de dépôts de déchets à l'air libre, qui donne naissance à de grandes quantités de fumées et d'odeurs nauséabondes [27].

IV.1.1. Odeurs nauséabondes :

La fermentation entraîne la production en faible quantité de gaz malodorants, tels que l'hydrogène sulfuré (H_2S), les mercaptans, les vinyles et les amines organiques. Ces gaz généralement beaucoup plus denses que l'air, sont véhiculés hors de la décharge par le méthane gaz plus léger, et peuvent être transportés sur de longues distances [28].

IV.1.2. Explosions :

Des risques d'explosions existent essentiellement à la surface du dépôt car le mélange air-méthane peut s'avérer dangereux quand l'hydrocarbure atteint des proportions de l'ordre de 5 à 15 %. Cependant, ce biogaz peut représenter une source d'énergie du fait qu'il est composé en partie de méthane dont la P.C.I est de 8.56 th/m^3 . À 60 % en méthane, il présente un P.C.I de 21468 kJ/m^3 , d'où l'intérêt de son captage et de sa valorisation [29].

IV.1.3. Effet sur la végétation :

Il arrive que le mélange gazeux s'exhale à la périphérie de la décharge. Dans ce cas, il entraîne une altération de la végétation existante dans la zone avoisinante. Le même mélange gazeux peut également nuire au reverdissement d'une décharge après exploitation (asphyxie des racines) [29].

IV.2. La pollution hydrique :

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

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

Elles dépendent aussi des propriétés physico-chimiques des argiles et de leur comportement au cours du temps, du comportement des produits organiques et leurs interférences avec les matières argileuses et enfin du comportement des métaux lourds [11].

IV.3 Impact sur la santé humaine :

Le lixiviat peut migrer dans les eaux souterraines et de surface créant un panache de contamination. Le danger survient lorsque ce lixiviat entre en contact ou absorbé en quantité significative par des individus d'une population exposée, comme le cas des métaux toxiques contenus dans les déchets peuvent diffuser par lixiviation dans les sols puis dans les eaux souterraines.

Le métal également peut être absorbé par les plantes entrer par ce canal dans la chaîne alimentaire des composés cancérigènes tels que le benzène et les chlorures de polyvinyle. Peuvent être également présent dans un cas comme dans l'autre, les risques sanitaires peuvent être grave [30].

IV.4 Impact des interférences sur les particules argileuses [30] :**IV.4.1. Au niveau macroscopique :**

Il peut y avoir altération des argiles au cours du temps lié à la solubilisation de la silice par des solvants acides ou basiques provoquant par exemple des microfissures.

IV.4.2. Au niveau microscopique :

Il peut se produire une évolution de la perméabilité des argiles.

En effet deux phénomènes sont susceptibles de se produire :

* Diminution du coefficient de perméabilité qui s'expliquerait par une décroissance de la taille des pores, due au gonflement des particules argileuses entraînant un retard de la transmission des fluides.

*Augmentation du coefficient de perméabilité due d'une part a une contraction des particules argileuses lorsque l'eau interfeuillet est chassée en créant des minicanaux par lesquels les fluides s'écoulent plus rapidement et d'autre part a un agrandissement de la taille des pores de la matrice qui peut être constaté après passage continuels de solutions plus ou moins corrosives.

IV.5. Influence de l'interaction entre le sol et les espèces inorganiques sur la composition finale du lixiviat :

L'interaction entre le sol et les espèces inorganiques influent largement dans la composition finale du lixiviat.

IV.5.1. Comportement des ions :

La nature des ions se trouvant dans le lixiviat est très importante ainsi plus la charge est grande plus l'ion est absorbé (par exemple Al^{3+} est plus absorbé que Mg^{2+} et Mg^{2+} plus que Na^+). D'autres part les ions de même valeur sont d'autant mieux absorbés que leur rayon est grand (K^+ est plus absorbé que Na^+ , Ca^{2+} , Br^- que Cl^-).

Ainsi la diminution de la concentration des métaux alcalins est provoquée par l'échange cationique de ces éléments avec l'argile et plus particulièrement avec la montmorillonite de calcium.

IV.5.2. Comportement des métaux lourds :

Le comportement des métaux lourds est plus complexe que celui des ions.

En effet, la mobilité des métaux lourds dans les sols argileux est fonction, du pH de la solution dont dépendent les phénomènes de précipitation, de la force ionique de la solution qui entraîne ou non une compétitivité entre les différents cations et de la capacité d'échange cationique du matériau argileux. Ainsi l'atténuation de ces cations a lieu sous forme d'échange d'ion et d'adsorption.

CAMBELL et COLL ayant travaillé sur l'atténuation des polluants sur les argiles ont résumé dans le tableau suivant l'évolution des principaux métaux.

Tableau IV-1 : Evolution des principaux métaux [31].

	Cuivre (Cu)	Zinc (Zn)	Cadmium (Cd)
Conditions d'adsorption maximum	pH = 6 Par le sol le plus acide et argileux	6.3 < pH < 7.1 Pour le sol le plus acide est argileux	4 < pH < 5 Forte mobilité dans les sols acides et argileux la compétition est plus marquée pour Cd avec Al et Mn.
Influences des autres cations sur l'adsorption de l'ion.	pH < 5 Pas d'influence du Zn et du Cd pH = 8 diminution de l'adsorption du Cu en présence de Zn et Cd	A bas pH Cu et Cd diminue l'adsorption du Zn.	Adsorption plus faible en présence de Cu et Zn.
<p>Le Cu s'adsorbe préférentiellement et sa présence inhibe l'adsorption du Zn et Cd. Diminution générale de l'adsorption a pH > 7 parallèlement, formation de complexe organométalliques stables, plus facilement en présence de Ca (CH₂) que de NaOH qui disperse plus aisément la matrice organique.</p>			

A priori, les réactions sol / lixiviat semblent être bénéfiques quant à la composition finale du lixiviat puisque certains polluants tels que les métaux lourds et certains éléments traces, sont retenus par les argiles et disparaissent de la composition du lixiviat [32].

Cependant, cette atténuation des polluants et le degré de mobilité dans le sol sont limités par la saturation de l'argile dans sa capacité d'échange cationique et anionique. En effet, lorsque les argiles n'offrent plus de possibilité d'échange d'ions, les polluants ne réagissent plus avec le sol et restent donc dans le lixiviat.

Ainsi selon GRIFFIN et ALL (1976) [33], on peut distinguer grossièrement quatre groupes de polluants en fonction de leur possibilité d'atténuation et de réaction avec le sol de la décharge et que l'on retrouvera donc dans la composition finale du lixiviat.

Tableau IV-2 : Groupes de polluants en fonction de leur possibilité d'atténuation

Les groupes	Degré d'atténuation	Métaux
1er groupe	Forte atténuation de polluant	Pb, Zn, Cd, Hg.
2ème groupe	Atténuation moyenne du polluant	Fe, Si, K, NH ₄ ⁺ , Mg.
3ème groupe	Faible atténuation du polluant	Na, Cl, matières organiques solubles.
4ème groupe	Phénomènes de largage	Mn, Ca.

Il faut toutefois signaler que dans le cas des lessivats à forte concentration en produits organiques, c'est-à-dire la fraction liquide appartenant au déchet lui-même, ces phénomènes d'échange et d'adsorption deviennent moins importants.

IV.5.3. Type de pollution sur l'homme et l'environnement :

IV.5.3.1. Le chrome :

a)-Effet biologique sur l'homme :

Le chrome hexavalent est responsable de dommages aux voies respiratoires (ulcération de la muqueuse nasale, perforation du septum, cancer des voies pulmonaires et à la peau.).

Le chrome trivalent étant moins dangereux, son effet étant principalement une forme de dermatite. La dose mortelle la plus faible de bichromate de potassium est de 0,25 à 0,3 mg/l [30].

b) Effet biologique sur les algues et les plantes aquatiques :

Le chrome hexavalent a un effet inhibiteur sur la photo synthèses des algues. La dose nécessaire pour réduire la photo synthèse de 50 % en quatre jours est estimée à 5 mg/l. [30].

c) Effet biologique sur les micro-organismes :

Les bactéries sont moins sensibles que les algues, dans les cas les plus défavorables de l'ordre de 8 mg/l pour le chrome hexavalent et de 20 mg/l pour le chrome trivalent.

Le chrome peut gêner la bonne marche d'une station d'épuration. Une concentration en chrome hexavalent de 5 mg/l peut réduire l'efficacité de l'épuration dans un bassin d'aération de 50 % mais elle n'est réduite que 20 % pour la même concentration en chrome trivalent. [30]

IV.5.3.2 Le fer :

a) Effet biologique sur l'homme :

Le fer intervient au niveau du métabolisme des mammifères particulièrement pour la synthèse de l'hémoglobine. La toxicité du fer pour l'homme est inexistante [30].

b) Effet biologique sur les poissons :

L'action du fer dissous réside essentiellement dans le fait que ce métal se dispose à l'état d'hydroxyde sur le mucus alcalin des branchies des poissons, et non seulement colmate mécaniquement les branchies, mais aussi les détériore par érosion. Une quantité de 0,9 mg/l à PH=6,5 – 7,5 à un effet mortel [30].

c) Effet biologique sur les végétaux :

Le sulfate de fer subit dans l'eau et le sol une décomposition par hydrolyse et une oxydation ferrique dans le sol et un lessivage des sels de calcium et de potassium. Ceci donne lieu à une acidification du sol, provoquant une disparition graduellement des diverses espèces de trèfle et les herbes douces, qui sont remplacées par des prêles des herbes acides et des mousses [30].

IV.5.3.3 Le zinc :

a) Effet biologique sur l'homme :

La présence de zinc dans l'eau de boisson ne semble pas présenter d'effets toxiques pour l'homme, même pour des concentrations particulièrement élevées, mais peut donner un goût désagréable [34].

b) Effet sur les micro-organismes :

Le zinc présente un effet toxique vis-à-vis des protozoaires et des bactéries, une concentration de zinc de 62,5 mg/l diminue de 50 % la DBO₅ des cours d'eau, et pour une concentration de 1 mg/l, le zinc à un effet de stimulation sur les bactéries nitrifiantes [34].

c) Effet sur les poissons :

Ces derniers sont très sensibles au zinc, la concentration létale se situe entre 0,01 mg/l et 0,10 mg/l.[31].

d) Effet sur les végétaux :

Les sels de zinc détériorent l'appareil chlorophyllien des végétaux, la concentration qui influe sur la croissance en longueur des végétaux se situe entre 2 et 3 mg/l [34].

IV.5.3.4 Les phosphate :**a) Effet sur les algues :**

Le phosphore joue un rôle important dans le développement des algues, mais à fortes concentrations le phosphore devient un facteur inhibiteur de développement de certaines espèces d'algues. Les phosphates causent le phénomène d'eutrophisation [30].

b) Effet biologique sur les poissons :

Les phosphates ont des effets nocifs sur certains poissons, avec une concentration et un temps de contact déterminés ; par exemple une concentration de 750 mg/l avec 96 h de contact est capable de tuer le genre de GAMBASIA [30].

IV.5.3.5 Les graisses et les huiles :

Les graisses et les huiles ont des effets nocifs sur l'environnement. Elles contaminent les nappes phréatiques, empêchent l'accès de l'oxygène dans l'eau (dans le cas où elles existent sous forme de couche sur les eaux de surface), et elles détruisent le béton des stations d'épuration. A une teneur supérieure à 500 mg/l dans les eaux résiduaires, les acides gras attaquent le béton [30].

IV.6. Propagation de la pollution dans la nappe :

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

Dans cette zone il est difficile d'estimer la vitesse de propagation de l'eau car de nombreux paramètres interviennent comme la dilution dans la nappe, la propagation différentielle dans les strates les plus perméables et les variations d'anisotropie (variation des propriétés des sols selon la direction considéré) et de densité des sols [35].

D'autres parts, les caractéristiques de la nappe et surtout le sens de son écoulement jouent un grand rôle dans la propagation de la pollution.

Il est notamment intéressant de savoir si la décharge est située en amont ou en aval des points de captage d'eau, dans ce dernier cas les risques de contamination d'une zone d'alimentation ou de drainage de la nappe sont exclus.

Le comportement des lixiviats en zone non saturée et saturée d'aquifères poreux peut se résumer ainsi :

- La biodégradation organique peut être considérable dans une décharge saturée. Les ions NH_4^+ persistent dans ces conditions les ions SO_4^{2-} et NO_3^- est réduits.
- L'eau souterraine oxygénée semble être bénéfique pour dégrader rapidement les composés (oxydations des sulfures et des ammoniums respectivement en sulfates et nitrates) [30].

Conclusion

Les lixiviats se chargent donc de polluants organiques, minéraux et métalliques et risquent ainsi de provoquer la pollution de la nappe phréatique.

Par leur caractère polluant, les lixiviats doivent être traitées avant leur rejet éventuel en milieu naturel afin d'éviter la contamination des eaux souterraines. Des efforts permanents sont menés afin de doter les sites de stockage des déchets de drains pour capter les lixiviats avant de les traiter.

L'imperméabilisation est une étape primordiale dans la conception d'un Centre d'Enfouissement Technique, car un site non imperméabilisé entraîne une infiltration des percolats vers les eaux souterraines et par conséquent présente un réel risque pour l'homme et son environnement. C'est pour cela que l'imperméabilisation a fait l'objet d'une attention particulière lors de la construction du C.E.T d'Ouled Fayet.

IV.1. Présentation du site :

Le site de la décharge publique d'Ouled Fayet a été retenu par l'étude du Schéma Général d'assainissement du Grand Alger, approuvé par décret présidentiel n°76.53 en date du 25/03/76 qui recommandait l'aménagement de deux nouvelles décharges, l'une à l'Ouest (OULED FAYET), l'autre à l'Est (OULED MOUILLEH. Boudouaou).

Le schéma a été mis en œuvre par le lancement des travaux de la décharge d'Ouled Fayet en 1988/ 1989 suite à un accord entre l'APC et le conseil populaire de la ville d'Alger.

Le site a une superficie de 40 hectares dont 19 exploitables ; il est situé à 3 Km du chef lieu de la commune d'Ouled Fayet, entre les deux axes de circulation de la RN 36 à l'Est et le CW 142 à l'Ouest [3].

La décharge se trouve en amont du versant droit de l'Oued Ben Brahim affluent de l'Oued El Kerma. Il comporte des terrains marneux ou argileux favorables pour l'implantation d'une décharge, d'ailleurs 76 sondages ont été effectués par le laboratoire national de l'habitat. Les résultats ont aboutit à une parfaite étanchéité (perméabilité de 10^{-8} cm/s). La profondeur des casiers repose sur les marnes imperméables.

La construction a débuté en février 1999 de manière à couvrir la totalité de l'assiette de la décharge. La décharge contrôlée d'Ouled Fayet, rassemble les déchets ménagers et assimilés (classe II) de 39 communes.

Cette décharge en dépit de son rôle écologique, constituait une « **solution provisoire** » à court et moyen terme, aux problèmes urgent de l'élimination des déchets solides du Grand Alger, vue la saturation de la décharge de OUED SMAR. Elle fut par le passé une décharge sauvage; les déchets étaient déposés sans aucun contrôle, y compris les déchets industriels et hospitaliers. Ce site causait des nuisances aux habitants de la région, par la prolifération de rongeurs et d'insectes, le brûlage des ordures à ciel ouvert et le stockage anarchique des déchets.

La mise en exploitation de la décharge contrôlée d'Ouled Fayet appelée aussi Centre d'Enfouissement Technique (C.E.T) a été précédé par des travaux d'aménagement général, ces travaux sont la conclusion de propositions visant à accélérer l'aménagement de la décharge qui était depuis son ouverture en 1988 un site de déversement sauvage des déchets solides provenant

des communes limitrophes, ces propositions sont contenues dans l'étude de la collecte, du transport et de l'élimination des déchets solides du grand Alger; étude réalisée en 1995 par les firmes Kittelberg – Allemagne et EEC –Algérie avec le concours de la banque mondiale [7].

Les travaux d'aménagement, qui ont débuté en 1998, étaient indispensables à la mise en place d'un système d'exploitation des déchets, visant en priorité à protéger l'environnement du site de toutes nuisances susceptibles d'être générées. Ces travaux portent notamment sur :

- 1- L'imperméabilisation du fond des casiers.
- 2- La mise en place de points de contrôle des eaux superficielles.
- 3- La mise en place d'une buse pour l'évacuation des eaux de pluie du bassin versant.
- 4-La mise en place d'une chemise de drainage pour l'évacuation des percolats de chaque casier.
- 5- Les matériaux issus du déblai des casiers, devront faire l'objet d'un stockage de façon sélective afin de différencier les argiles, les sables et les terres végétales.
- 6- L'installation d'un bassin de stockage des eaux de percolation.
- 7- La mise en place et en service d'un pont bascule à l'entrée de la décharge.
- 8- La construction des bâtiments d'entretiens et des bureaux.
- 9- Les plantations périphériques intérieures et extérieures (mur de clôture) d'une longueur de 2600 m [3].



Figure V-1: L'état de la Décharge avant 1998 [30].



Figure V-2: L'état de la Décharge après 2002. (Casier d'enfouissement technique) [2]

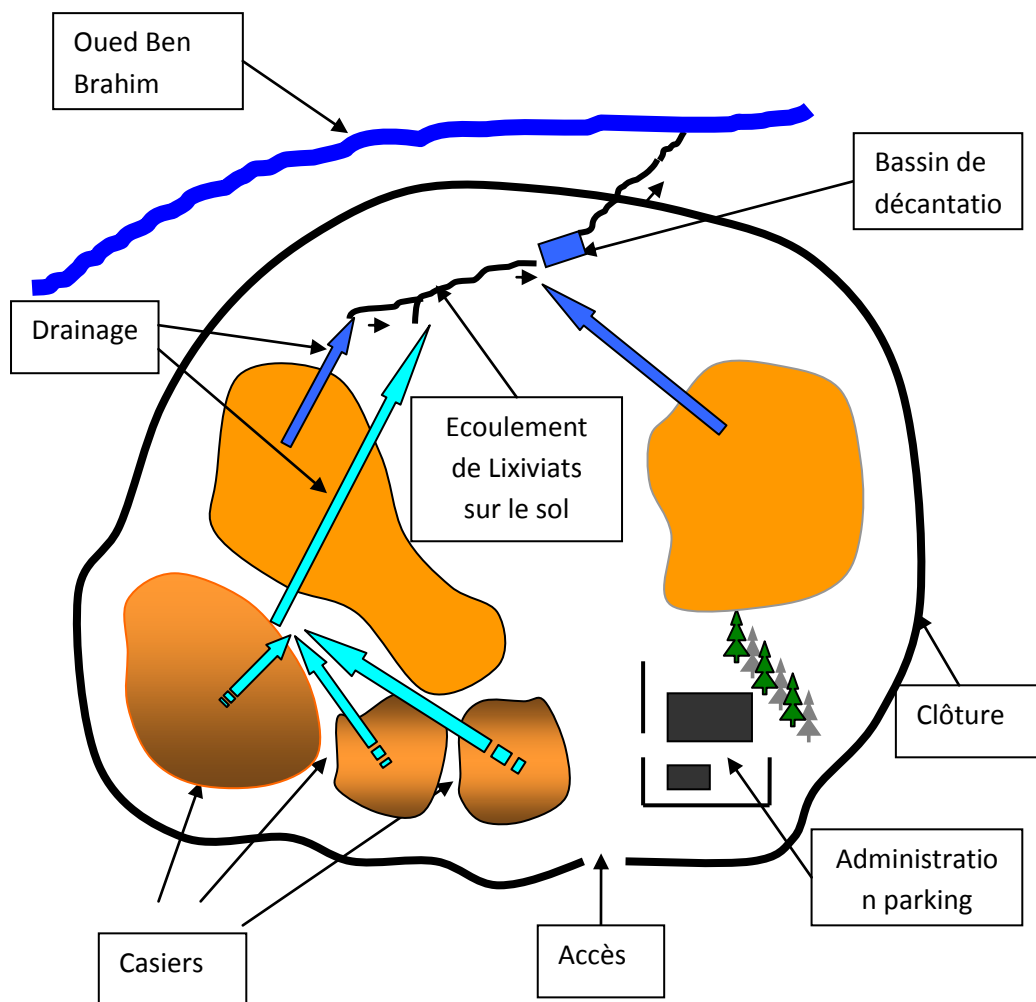


Figure V.3 : Schéma Représentatif de Centre d'enfouissement Technique d'Ouled Fayet

V.2. Imperméabilisation technique du fond de la décharge, le concept de confinement :

Pendant très longtemps, on s'est contenté de concevoir des aires de stockage de déchets comme une « boîte » étanche, avec un fond si possible argileux et des parois en argile ou en béton. Ce concept ne présente pas de sécurité absolue puisqu'à la moindre fuite, les effluents pollués sont en contact direct avec le sol et les nappes environnantes.

Pour compléter une étanchéité, on doit prévoir un système de drainage qui collecte les fuites éventuelles. La meilleure sécurité en matière de stockage de déchets est obtenue en réalisant deux barrières étanches entre lesquelles est prévu un dispositif de drainage (**Figure V.4**). Une sécurité absolue peut être obtenue dans chaque compartiment, puisqu'en aucun cas l'eau polluée ne peut aller en contact avec la nappe phréatique. Les murs verticaux de telles enceintes sont des parois moulées dans le sol.

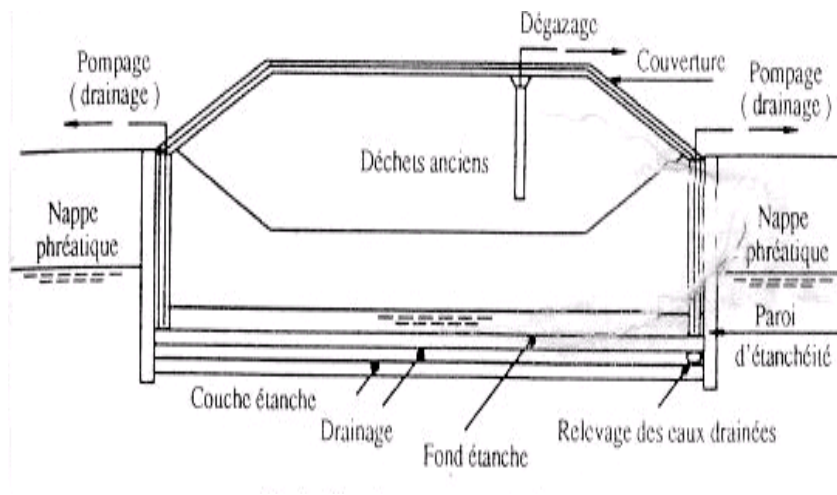


Figure IV.4. Système de confinement avec drainage des déchets solides [3].

La réalisation d'une barrière étanche peut se faire selon trois options :

a) sols naturels en place :

Ce sont des sols à dominance argileuse, marneuse ou limoneuse.

b) Sols naturels recompactés :

Les sols de la décharge subissent une correction granulométrique par l'ajout de bentonite, une solution qui permet d'atteindre les seuils de perméabilité fixés.

c) Géosynthétiques :

Les géosynthétiques sont de plus en plus utilisées dans des centres de stockage des déchets ou leur fonction est analogue à celle des autres applications du Génie Civil :

- étanchéité (géomembrane).
- Drainage (géotextile, géodrains).

- Filtration (géotextile).

Le site dispose suffisamment de matériaux argileux pouvant servir d'écran d'étanchéité minérale. A cet effet le fond du casier devra être imperméabilisé par une couche de 25 cm d'argile compactée et la pose d'une nappe géomembrane qui sera recouverte par une autre couche d'argile. (**Figure V.5**)

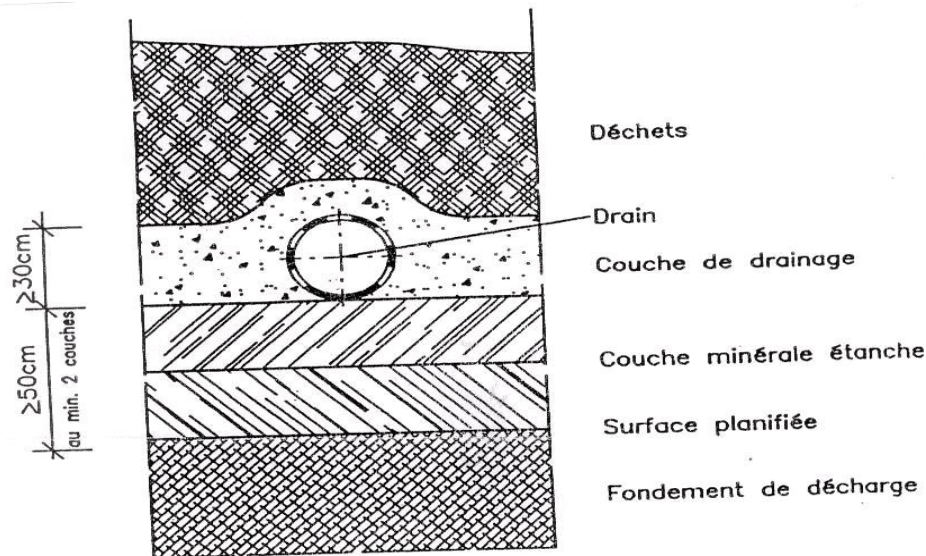


Figure IV.5. Structure d'une minérale d'étanchéité. (KITTELBERGER, 1995) [3].

La géomembrane choisie par le C.E.T d'Ouled Fayet est en Poly Ethylène Haute Densité (PEHD), épaisse de 1,1 mm, conditionnée sous forme de rouleaux de 130 m de longueur et une surface de 975 m².

V.3. Drains :

Afin de limiter au maximum le risque de pollution des nappes, il est nécessaire de limiter les infiltrations d'eau sous les dépôts. Ainsi, deux types de mesures peuvent être envisagés :

V.3.1. Aménagement du pourtour de la décharge :

En raison de la situation topographique du terrain, il a été recommandé que chaque casier bénéficie selon sa situation dans le corps de la décharge, de sa propre inclinaison longitudinale et latérale.

Cela permet aux eaux de percolation qui s'accumulent dans le fond imperméable de la décharge de s'écouler sur une pente vers la conduite de lixiviats la plus proche.

La méthode retenue est celle de la décharge compactée avec neuf casiers. Ces derniers nécessitent des travaux de terrassement sur une profondeur de 8m. Les casiers doivent

être délimités par des remblais (section triangulaire) d'une hauteur de 3 à 4 m. Leurs talus doivent être munis d'une couche d'étanchéité semblable d'au moins 30 cm, qui doit être intensivement compactée pour éviter l'écoulement latéral des eaux de percolations lors de leur construction.

V.3.2. Mise en place d'un système de drains internes :

Relié à un système collecteur externe (lagune par exemple), ce procédé permet de réduire les infiltrations d'eau vers le bas de la décharge, il sera relié au bassin de stockage des eaux de percolation situé à l'Est du site.

Ce système de gestion des eaux, système de drain interne est composé :

- a) Des points de contrôle des eaux.
- b) D'un système d'évacuation des eaux pluviales.

a) Points de contrôle des eaux :

Pour le bon fonctionnement et contrôle de la quantité des eaux de surface, il est nécessaire de mettre en place des points de contrôle (**Figure V.6**).

- deux points de contrôle en amont de la décharge, l'un sur l'Oued Ben Brahim et l'autre sur son affluent intermittent.
- Deux points de contrôle sur l'avant de la décharge sur l'Oued Ben Brahim (point 1 et point 2).
- Deux points de contrôle au niveau de bassin de stockage des eaux de percolation point 3 et point 4).

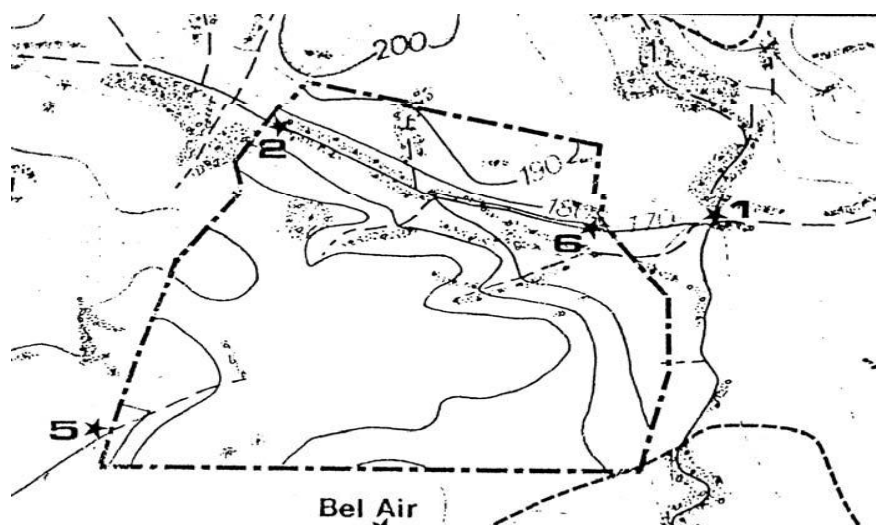


Figure V.6. Carte simplifiée de la localisation des points de contrôle des eaux (EDIL, 1999) [3].

b) Système d'évacuation des eaux pluviales :

L'installation d'une buse dans l'axe de l'oued intermittent, de diamètre égale à 1500 mm et de longueur égale à 210 m voir **Figure V.7**, en deux sections et comportant un ouvrage de changement de direction, permettant l'évacuation des eaux pluviales du bassin versant amont de l'Oued.

En amont et en aval, un ouvrage de type retenu de barrage en béton armé est prévu du fond de l'Oued jusqu'à la côte topographique de 178 m.

Au-dessus de la buse, est prévue une dalle de répartition de charge, séparée par un espace de terre de 1 à 1,50 m qui protégera la buse contre l'écrasement sous l'effet des déchets.

- les drains des casiers 1 et 2 seront reliés au drain du casier 3 dès le début des travaux de mise en décharge.
- Pour les casiers 3, 4, 5, 6, 7 et 8 en raison de leur taille, ils nécessitent un système particulier de récupération des percolats consistant en la mise en place de canalisations souterraines reliées au bassin de stockage des eaux usées.

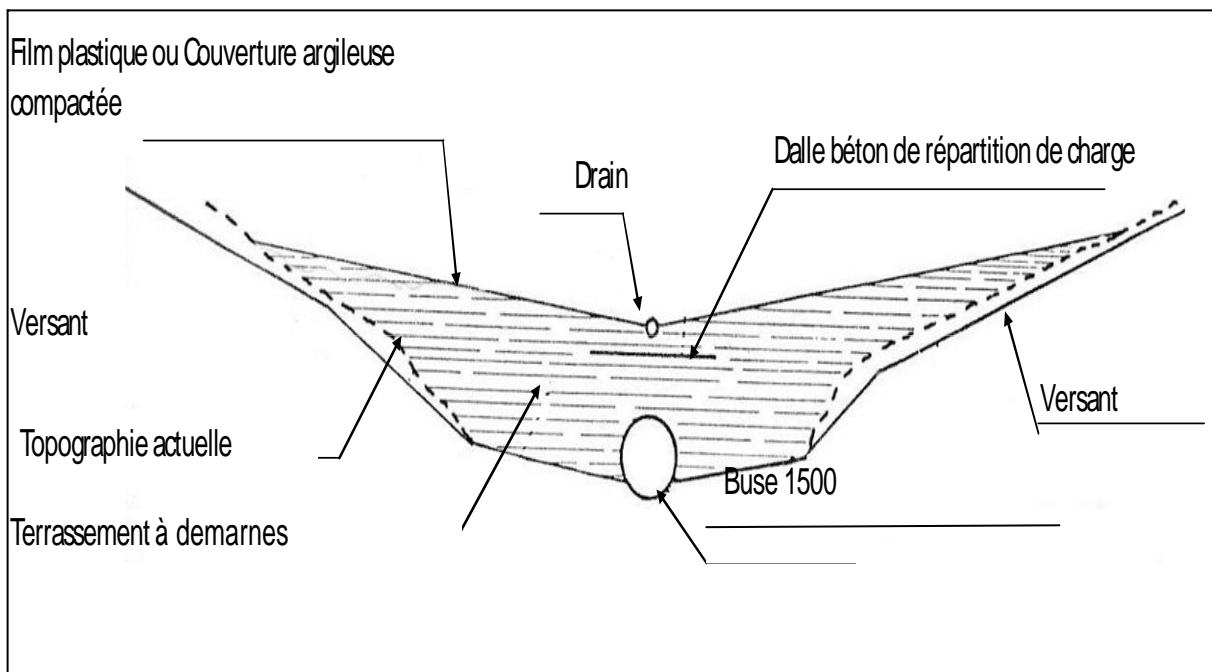


Figure V.7: Carte schématique à travers l'OUED intermittent. (EDIL, Juillet 1999) [3].

V.3.3. Moyens de traitement :

Lorsque les eaux de percolations et de ruissellement sont collectées, elles sont acheminées vers deux (02) bassins ouverts, qui sont des fossés creusés et habillés d'un film PEHD d'environ 2 mm d'épaisseur, le sol doit présenter une faible inclinaison d'environ 1 à 1,5°, afin de faciliter leur collecte et leur épuration :

Deux destinations sont envisagées pour les rejets :

- Recyclage sur la décharge par réaspersion afin de favoriser l'évaporation donc réduire la quantité des lixiviats et la décomposition de composants organiques des eaux de percolation.
- Traitement de la partie restante en station d'épuration de Staoueli

V.4 Les déchets de la décharge de O F : [8]

Le centre d'enfouissement technique de Ouled Fayet a une capacité prévue de 6.000.000,00 m³, soit près de 3.000.000 tonnes pour une durée de vie estimée à 10 ans.

L'accès au CET est soumis à une convention et au paiement de droit de mise en décharge fixé par l'exploitant.

V.4.1. Type des déchets autorisés [3]

Seules les ordures ménagères et les déchets assimilés (déchets de commerce, déchets industriels banals...etc.) sont autorisés à être déversés au niveau du C.E.T de Ouled Fayet.

Tout autres déchets (toxique, septique, industriel, déchets d'abattoirs...etc.) sont strictement interdits. Les déchets admis et non admis au CET sont représentés dans le tableau V.2 suivant :

Tableau V.2 : Types de déchets admissibles et interdits Dans le CET de Ouled Fayet [2].

Type de déchets admissibles	Types de déchets interdits
<ul style="list-style-type: none"> ✓ Ordures ménagères. ✓ Objets encombrants. ✓ Déchets de voirie. ✓ Déchets industriels et commerciaux assimilables aux ordures ménagères. ✓ Déchets verts. ✓ Boues dont la siccité est supérieure ou égale à 30%. ✓ Déchets fermentescibles et fortement évolutifs de l'industrie et de l'agriculture. ✓ Déchet de bois ; papier, carton. 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Déchets dangereux et déchets industriels spéciaux. ✓ Déchets d'activités de soins et assimilés. ✓ Déchets radioactifs. ✓ Déchets contenant plus de 50mg/Kg de PCB. ✓ Déchets inflammables et explosifs. ✓ Déchets liquides ou solides dont la siccité est inférieure à 30%. ✓ Pneumatiques usagés.

V.4.2. Quantité de déchets rejetés dans le CET [13] :

Actuellement la quantité moyenne de déchets déversés dans le C.E.T d'Ouled Fayet est de 450 tonnes par jour. Le nombre moyen de voyages effectués par jour est de 100 voyages.

V.4.3 Exploitation des casiers d'enfouissement :

Le nombre de casiers exploités à ce jour est de 04 casiers, dont la quantité des déchets reçus pour chaque casier est donnée en tableau V.2

Tableau V.2 : quantité des déchets reçus au niveau du C.E.T d'Ouled Fayet pour chaque casier

CASIER	Nombre de Voyages			Tonnage			Quantité compactée	Taux d'exploitation
	Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total	Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total		
N°1	29 130	2 743	31 873	132 791	19 168	151 959	85 147	119 % (saturé)
N°2	19 090	668	19 758	79 420	4 676	84 096	47 092	116 % (saturé)
N°3	180 952	12 905	193 857	972 771	86287	1 059 058	593 072	123% (saturé)
N°5	8 016	248	8 264	24 817,81	2 481	27 298,81	19 109,16	7,64 % En cours d'exploitation

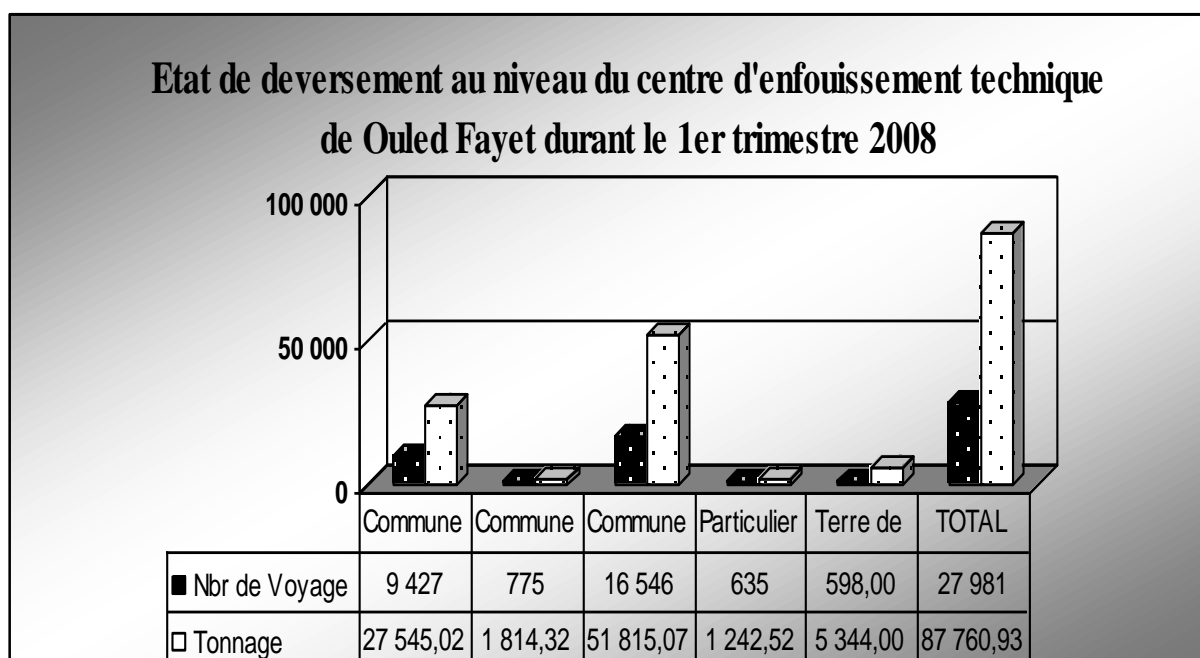
Tableau V.3 : Etat des statistiques casier N°5

Casier	Période d'Exploitation	Nombre de Voyages			Tonnage			Quantité compactée	Taux d'exploitation
		Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total	Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total		
N°5	Du 22/08/07 au 31/03/08	57 220	1 541	58761	176243.90	14 727	190 970,9	133 679.63	54 %
Sous Total 1		57 220	1 541	58761	176243.90	14 727	190 970,9	133 679.6	

Nb : -l'indice de compactage est estimé à 0,7 en moyenne.

Dans le tableau V.4, nous donnons les quantités de déchets rejetés par chaque commune durant le premier trimestre 2008.

Tableau V.4 : Etat de déversement au niveau du CET de Ouled Fayet durant le 1er Trimestre 2008 [13].



L'augmentation du nombre de communes qui déversent leur déchets au CET d'Ouled Fayet : en 2001, ce nombre était de 6 communes, de 25 en 2003, de 27 en 2004, augmenté jusqu'à 54 communes aujourd'hui.

Tableau V.5 : Etat comparatif de déversement au niveau du CET de Ouled Fayet durant le 1er Trimestre 2007 et le 1er Trimestre 2008

	1 er Trimestre 2007	1 er Trimestre 2008
Communes (Entrée Payante)	28,677	27,545.02
Communes (Entrée Gratuite)	1,745.00	1,814.32
Communes (ayant le bon de transport)	51,112	51,815.07
Particulier	1,517.00	1,242.52
Terre de Couverture	10,620.00	5,344.00
TOTAL	93,670.00	87,760.93

V.5. Conception & Réalisation du CET d'Ouled Fayet :**V.5.1 Les casiers d'enfouissement :**

Le tableau V-6 donne : la profondeur, la capacité et le taux d'exploitation de chaque casier ainsi que la durée d'exploitation de chacun.

Tableau V.6: Exploitation des casiers d'enfouissement du CET d'Ouled Fayet [13].

Casier	Profondeur (m)	Capacité m ³	Taux d'exploitation	Durée de vie
Casier N°1	12	130.000 soit 65.000 tonnes de déchets compactés	116 %	12 mois Saturation définitive
Casier N°2	10	80.000 soit 40.000 tonnes de déchets compactés	105 %	07 mois et 19 Jours .Saturation définitive
Casier N°3	20	960.000 soit 480.000 tonnes de déchets compactés	123%	23 mois Saturation définitive
Casier N°4	22	1.250.000 soit 625.000 tonnes de déchets compactés	00	Réalisé et non exploité
Casier N°5	16	500.000 soit 250.000 tonnes de déchets compactés	54%	En cours d'exploitation

V.5.2. Imperméabilisation des casiers d'enfouissement [3] :

Après étude du sol et des caractéristiques géologiques du site retenu pour l'implantation de la décharge, commence alors les travaux de terrassement, une excavation d'une dizaine de mètres de profondeur et d'une superficie de 10.000 m² est creusée (casier). Sur le fond du casier est déposé une couche d'argile ou de marne : matériaux naturels.

Intervient ensuite la pose de la géomembrane en polyéthylène haute densité (PEHD), Un matériau étanche, pour éviter toute infiltration dans le substratum, sur le fond et les talus ou parois du casier, la pose de cette géomembrane exige une maîtrise des techniques de soudures. Cette dernière est alors recouverte par une couche de géotextile pour la protéger.

Un caniveau de drainage perforé et entouré du grillage pour recueillir les lixiviats est aménagé dans l'axe du casier dans le sens de sa largeur ou sa longueur. Le drain est lié au bassin de décantation situé à l'Est du site. Enfin une dernière couche de 50 cm de gravier de dimensions différentes, (10% de calcaire) est déposée.

Des cheminées d'évacuation de biogaz provenant de la décomposition des déchets sont installées avant l'épandage de la couche du gravier. Ce système de captage, est réalisé à l'aide des buses verticales à parois perforées empilées au fur et à mesure de la progression de la hauteur des déchets dans le casier. A partir de cette ultime phase, l'épandage des déchets domestiques peut commencer [8].

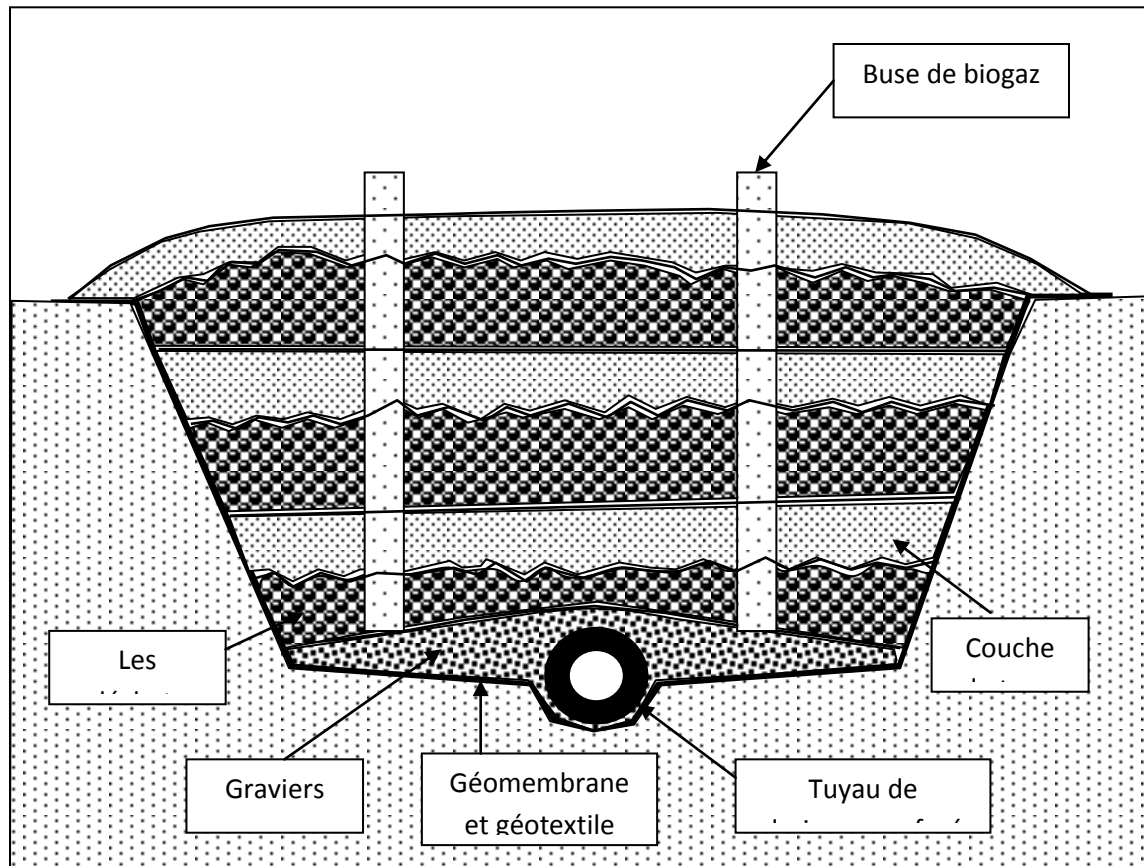


Figure V.8 : Schéma Représentatif d'un casier d'enfouissement technique [3]

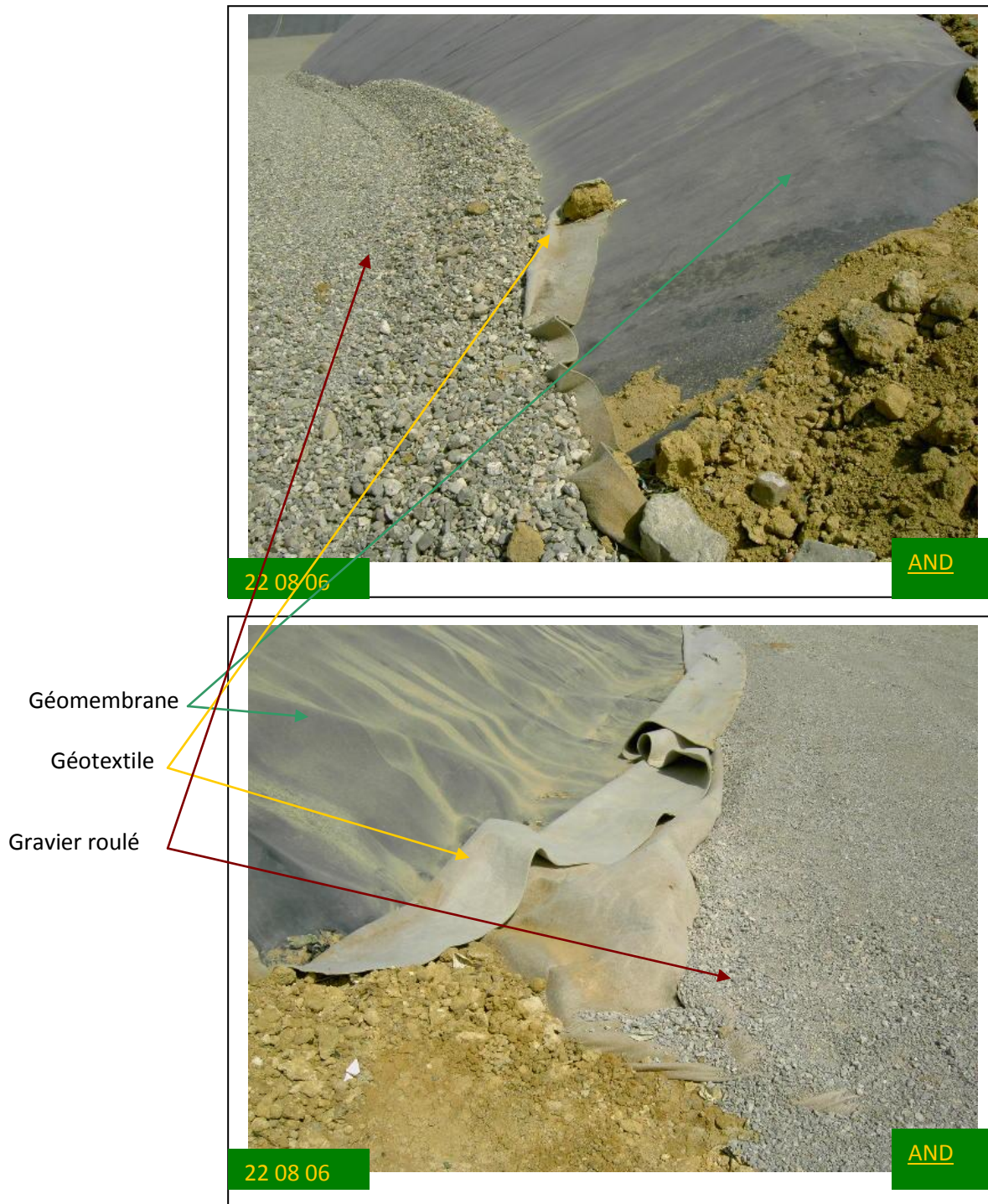


Figure V.9 Constituant du casier N°4 : géomembrane, géotextile et gravier roulé en dernier

V.5.3. Géomembrane

L'utilisation de la géomembrane dans la construction des casiers assure une imperméabilité, évitant ainsi toute contamination possible du sol ainsi que des eaux superficielles et souterraines. En fond de décharge, la géomembrane doit jouer le rôle de barrière étanche et favoriser le drainage des lixiviats. Seules les géomembrane en PEHD seraient chimiquement résistantes aux lixiviats. Mais elles sont moins faciles à manipuler que celles qui sont en PVC (polychlorure de vinyle), en EPDM (éthylène propylène diène monomère) ou en bitume.

La géomembrane utilisée dans le C.E.T d'Ouled Fayet est en PEHD, livrée en rouleaux de 130 m de longueur, 1,5 mm d'épaisseur et 975 m² de surface, présentant les caractéristiques suivante :

- Résistance à la rupture : 30N/mm²
- Résistance à la déchirure : 215 N
- Comportement dans l'eau perte : 0,1%

La géomembrane en PEHD est résistante à la plupart des acides, aux produits pétroliers, aux bases et aux solutions du sel ; elle peut être en contact avec l'eau potable. Elle se dissout seulement dans quelque solution quand la température est plus élevée. Grâce à l'adjuvant de la suie, elle est résistante aux rayons U.V.

Cependant les géomembrane parfaites n'existent pas. Des défauts peuvent apparaître au cours de la fabrication, du transport, du stockage, de la mise en œuvre (pose et soudure), de la période de fonctionnement. Une densité de 26 défauts par hectare (valeur haute) a été mesurée dans le fonds de décharges, et les débits de fuites des lixiviats au niveau de ces perforations peuvent être importants.

Une géomembrane présentant des perforations, des soudures imparfaites, une mauvaise mise en œuvre ne remplit pas son rôle de barrière étanche. Les lixiviats la traversent et atteignent la barrière de sécurité passive. Si la couche argileuse arrive à saturation, les lixiviats pourront atteindre l'aquifère puis, à terme, contaminer les nappes d'eau souterraines. Pour tenter de limiter cette contamination, un système de drainage peut être mis en place sous la géomembrane pour recueillir le lixiviats [3].



Figure V.10: mise et soudure de la Géomembrane.

V.5.4. 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.



Figure V.11 : conduite de drainage des lixiviats.

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.



Figure V.12 Tube de drainage



Figure V.13 Géotextile

L'ensemble est recouvert d'une couche de gravier 50/25 de 40 cm d'épaisseur.

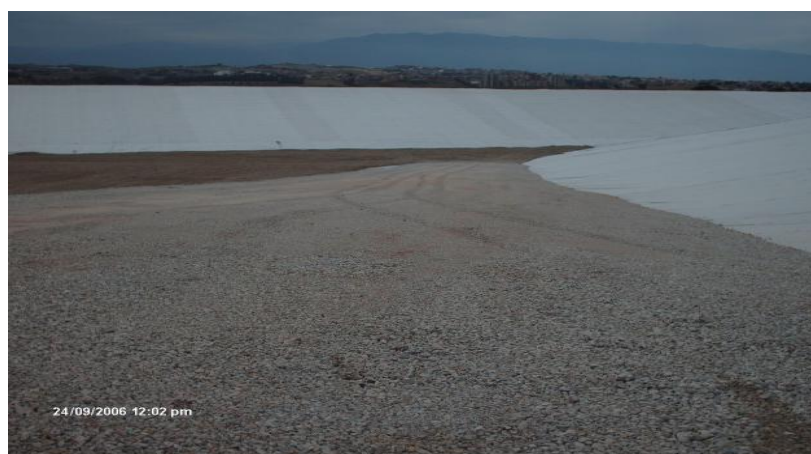


Figure V.14 : la couche de gravier.

V.5.5. Elimination des biogaz [14]

Un système vertical de récupération des biogaz a été réalisé, qui consiste en des cheminées en buses et en béton perforé de 1m Ø. A l'intérieur de ces buses 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 s'enfouissement.

Le biogaz au niveau des casiers n'est pas pris en charge (ni récupéré, ni brûlé), il s'échappe dans l'air.



Figure V.15 Système de récupération de BIOGAZ sans traitement, Ouled Fayet AND



Figure V.16 Refoulement de lixiviats vers l'extérieur au niveau du cheminé de récupération des Biogaz du Casier N° 1, Ouled Fayet

Bassin de décantation de lixiviats :

Les eaux de percolation du casier N° 5 sont récupérées par un canal de réception dont le débit est estimé à 1.85 Litres/s dans un bassin ayant un volume de 124 m³

Il y a lieu de signaler, que la nature est considérée comme le réceptacle final pour lixiviats qui ne subissent aucun traitement au préalable.



Figure V.17 : Le bassin de décantation de lixiviats.



Figure V.18 Canal de réception de lixiviats



Figure V.19 Canal d'évacuation de lixiviats

Actuellement, le bassin de décantation est saturé et le drainage se fait directement vers l'oued de Ben Brahem à travers le canal d'évacuation.



Figure V.20 Canal d'évacuation de lixiviats vers l'Oued Ben Brahem.



Figure V.21 Réceptacle finale de lixiviats vers l'Oued Ben Brahem.

V.6. Réaménagement en fin d'exploitation :

Le réaménagement de la décharge contrôlée ne pourra s'effectuer dans des conditions satisfaisantes qu'au bout d'une année environ, afin de laisser aux ordures de la dernière couche le temps de fermenter.

Après la stabilisation de la décharge, il est recommandé de procéder à la réintégration du site dans son environnement naturel.

Cette opération est fonction de la destination finale, qui dépend de la volonté des autorités locales.

- Espace vert « engazonnement »
- Mise en culture
- Espace de loisirs (terrain de sport ou parc public).

Il est nécessaire de tenir compte de la forme de la décharge qui est un important facteur de réussite d'une telle opération.

En effet, la décharge doit se terminer en pente pour éviter la formation de cuvettes où les eaux stagnent provoquant ainsi la mort des végétaux par asphyxie.

La réussite d'un reverdissement de la décharge contrôlée dépend de l'application de principes agronomiques simples :

Préparation d'un sol favorable au développement de la végétation.

Plantation d'une végétation qui s'adapte au milieu.

a) Préparation d'un sol favorable : L'apport de matériaux de couverture est nécessaire. On veillera notamment à ne pas tasser la terre lors de sa mise en place car le sol favorable au développement de la végétation doit être perméable à l'air, à l'eau et suffisamment profond.

b) Le choix des espèces : En fonction du choix de réaménagement en relation avec le type du sol et des conditions environnementales, des espèces forestières ou herbacées pourront être plantées ou semencées.

Il est conseillé de choisir des espèces adaptées au site et à la région, suivant les conditions climatiques et l'état physique du sol au moment de la plantation.



Figure V.22 Terrain cultivé en aval du CET d'Ouled Fayet

Introduction :

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

Nous nous attacherons dans ce chapitre, à caractériser les lixiviats du CET d'Ouled Fayet à travers la détermination des paramètres globaux (T^0 , pH, conductivité, MES, MVS, DCO, DBO₅, DBO₅/DCO, PO₄⁻³, SO₄²⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, NTK, et métaux lourds (Fe, Zn, Pb, Mn, Cd), et à traiter ces derniers par le procédé de coagulation floculation.

VI.I Caractérisation des lixiviats**VI.I -1 Site et mode de prélèvement :**

Pour notre étude nous avons retenu deux points de prélèvements P1 et P2 qui se différencient par l'âge des lixiviats, le premier P1 se situe à la sortie du système de drainage des lixiviats des casiers N^o 1, 2 et 3, le deuxième P2 se trouve sur le système de drainage de lixiviats du casier 5. La **figure VI-1** présente un schéma de la décharge avec les deux points de prélèvement P1 et P2.

Les lixiviats ont été analysés en respectant les conditions classiques de conservation des échantillons. Les prélèvements se font dans des récipients en polyéthylène de capacité variable en fonction de la quantité nécessaire aux différentes expériences (1 à 2 litres pour la caractérisation et une trentaine de litre pour les essais de traitement). Pour chaque prélèvement le récipient est rincé avec l'effluent et rempli jusqu'à ce qu'il déborde, et puis transportés au laboratoire où ils sont stockés au réfrigérateur à 4°C de manière à limiter toute activité biologique.

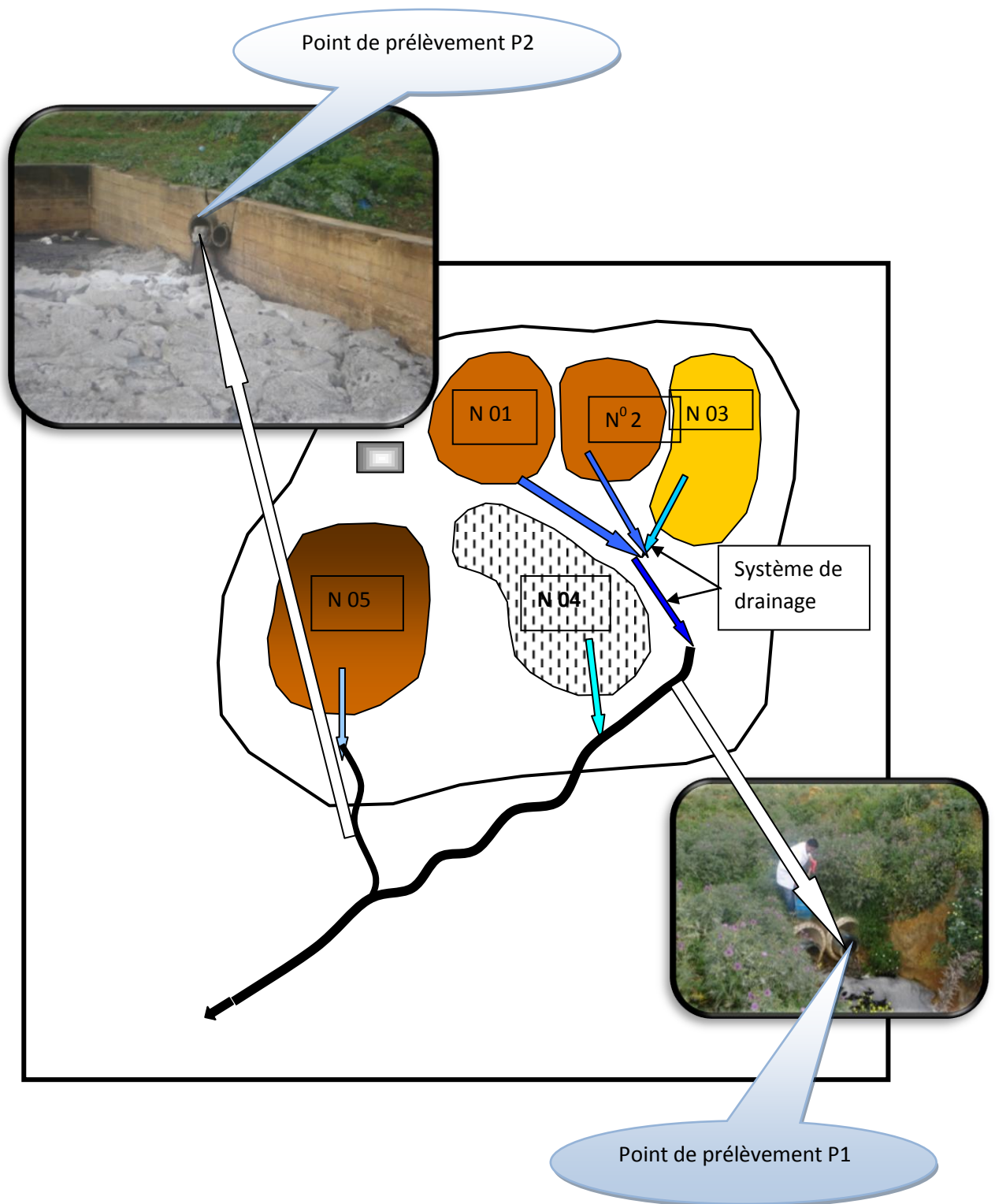


Figure VI-1 Schéma représentant la décharge et les points de prélèvement du lixiviat P1 et P2

VI.I -2 Débit des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet :

Le débit est mesuré en utilisant un bidon dont le volume est connu et un chronomètre. Les valeurs obtenues durant la période de travail sont regroupées dans les tableaux VI.1 et VI.2

Tableau VI.1 : Débit des lixiviats au point de prélèvement P1 [13].

Date	Débit l/min
20/05/2007	38,50
30/05/2007	48,18
02/06/2007	54,74
24/06/2007	46,20
14/07/2007	64,01
09/09/2007	73,57
20/10/2007	67,20
21/11/2007	69,40
01/12/2007	89,30
04/12/2007	105,30
07/01/2008	224
15/01/2008	220,24
17/03/2008	213,80

Débit moyen = 96,17 l/min

Tableau VI.2 : Débit des lixiviats au point de prélèvement P2 [13].

Date	Débit (l/min)
08/01/2008	160,00
15/01/2008	142,00
19/01/2008	093,00
29/01/2008	094,20
04/02/2008	063,60
06/02/2008	066,60
06/02/2008	062,40
10/02/2008	058,80
12/02/2008	058,80
23/02/2008	071,73
24/02/2008	071,42
01/03/2008	120,00
03/03/2008	118,00
08/03/2008	061,80
17/03/2008	135,00
22/03/2008	082,80
23/03/2008	102,00
12/04/2008	090,00
01/05/2008	081,03

Débit moyen = 91,08 l/min

VI.1.3 Méthode d'analyse

Les paramètres analysés pour caractériser les lixiviats d'Ouled Fayet, les méthodes et les normes sont portées en annexe I et résumées dans le **Tableau VI.3** :

Tableau VI.3 : Principe et références des méthodes d'analyse

Paramètres	Principe de la méthode	Référence de la méthode
pH	pH-mètrie	NFT 90-008
Température	Thermométrie	-
Conductivité	Conductivé-mètrie	-
DCO	Bichromate de potassium	ISO 6060-1989
DBO5	Manométrique (DBO mètre)	-
NH₄⁺	Colorimétrique	ISO 7150/1-1984
NO₃⁻	Colorimétrique	ISO 7890-3-1988
NO₂⁻	Colorimétrique	ISO 6777-1984
PO₄³⁻	Colorimétrique	ISO 6878/1-1986
SO₄²⁻	Colorimétrique	
NTK	Minéralisation, Distillation, Titration	ISO 5663-1984
MES	Filtration et séchage à 105°C	NFT 90-015
MVS	Calcination à 560 °C	-
Métaux lourds	Spectrophotométrie d'adsorption atomique	

VI.1.4 Caractérisation des lixiviats d'Ouled Fayet :

Les analyses physico-chimiques que nous avons effectuées sur les lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet ont été axées sur l'évaluation de la biodégradabilité, de la charge organique, et sur la recherche d'une présence d'éléments toxiques. Les résultats obtenus sont représentés dans les tableaux VI-4 et VI-5.

Tableau VI.4 Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet « point de prélèvement P1 »

Paramètres	Jours de prélèvement	
	02/04/2008	19/04/2008
Couleur	Marron claire	Noirâtre
Odeur	Nauséabonde	Nauséabonde
pH	8,48	8,62
Conductivité (ms/cm)	7,04	28
T ⁰ (°C)	17	17,5
DCO (mg O ₂ /l)	1056	5500
DBO ₅ (mg O ₂ /l)	150	900
DBO ₅ /DCO	0,14	0,16
NO ₃ ⁻ (mg/l)	2303,71	88,02
NO ₂ ⁻ (mg/l)	9,95	513,68
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	107,1	387,71
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	430	770
NH ₄ ⁺ (mg/l)	1127,97	3006,22
NTK	726,32	1409,52
MES (g/l)	0,3205	0,901
MVS %	36,19	30,75
Fe (mg/l)	33,4	14,05
Zn (mg/l)	0,32	0,27
Cu, Mn (mg/l)	ND	ND
Pb, Cd (mg/l)	ND	ND

Tableau VI.1 Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet « point de prélèvement P2 »

Paramètres	Jours de prélèvement				
	01/03/2008	15/03/2008	02/04/2008	19/04/2008	06/05/2008
Couleur	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre
Odeur	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée
pH	5,84	5,94	6,15	6,59	6,42
Conductivité (ms/cm)	29,1	10,25	21,7	42,6	38,5
T⁰ (°C)	26	24	31,5	27	25,5
DCO (mg O₂/l)	78720	82800	94080	78000	85333
DBO5 (mg O₂/l)	35000	12000	22000	48000	20000
DBO₅/DCO	0,45	0,15	0,23	0,62	0,24
NO₃⁻ (mg/l)	349,095	1099,91	1235,30	229,39	329,33
NO₂⁻ (mg/l)	0,276	1,95	2,26	44,21	58,24
PO₄³⁻ (mg/l)	60,9552	42,99	32,63	247,84	364,11
SO₄²⁻ (mg/l)	-	-	-	4190	3011,66
NH₄⁺ (mg/l)	713,63	2808,58	2573,80	19251,2	5384,98
NTK	3475,92	2066,68	2619,12	11015,22	2244,2
MES (g/l)	3,38	2,08	1,82	5,12	4,86
MVS %	54,28	59,82	52,61	58,10	58,80
Fe (mg/l)	-	-	10,7	26,0	35,5
Zn (mg/l)	-	-	0,06	0,29	0,24
Cu (mg/l)	-	-	ND	ND	ND
Pb (mg/l)	-	-	ND	ND	ND
Mn (mg/l)	-	-	ND	ND	2,85

ND : non détecté

Les teneurs moyennes des différents paramètres caractérisant les lixiviats ainsi que les valeurs limitent de rejet des effluents liquides dans le milieu naturel sont résumés dans le tableau VI-5

Tableau VI-5 : Teneurs moyennes et extrêmes des différents paramètres caractérisant les lixiviats.

Paramètres	Point de prélèvement P1		Point de prélèvement P2		Les normes [36]
	Valeur moyenne	Intervalle de variation	Valeur moyenne	Intervalle de variation	
Couleur	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	Noirâtre	
Odeur	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	Nauséabonde prononcée	
pH	8,55	8,62 – 8,48	6,188	5,84 – 6,59	6,5 à 8,5
Conductivité (ms/cm)	17,52	7,04 -28	28,43	10,25 – 42,6	-
T⁰ (°C)	17,25	17- 17,5	26,8	24 – 31,5	30
DCO (mg/l)	3278	1056 – 5500	84386,6	78000 - 94080	120
DBO5 (mg/l)	525	150 – 900	27400	12000 - 48000	35
DBO₅/DCO	0,15	0,14 – 0,16	0,338	0,15 – 0,62	–
NO₃⁻ (mg/l)	1195,86	88,02 – 2303,71	648,60	229,4 – 1235,3	-
NO₂⁻ (mg/l)	261,82	9,95 – 513,68	21,39	0,276 – 58,24	-
PO₄³⁻ (mg/l)	247,40	107,1 – 387,71	149,70	32,63 – 364,11	–
SO₄²⁻ (mg/l)	600	430 – 770	3600,83	3011 – 4190	-
NH₄⁺ (mg/l)	2067,10	1127,97 – 3006,21	6146,44	713,6 – 19251,2	–
NTK	1067,92	726,32 – 1409,52	4284,23	2066,7 – 11015,22	30
MES (mg/l)	610,75	320,5 – 910	3541,9	1820 – 5119	35
MVS %	33,47	30,75 – 36,19	56,72	52,61 – 58,80	–
Fe (mg/l)	24	14,5 – 33,4	24	10,7 – 35,5	3
Zn (mg/l)	0,3	0,27 – 0,32	0,25	0,06 – 0,29	3
Cu (mg/l)	ND	ND	ND	ND	-
Pb (mg/l)	ND	ND	ND	ND	0.5

VI.I-5 Interprétation :**✓ La couleur :**

Les lixiviats étudiés arboraient une couleur grise allant vers le noir pour le point P1, et une couleur noire foncée pour le P2, ceci doit être dû essentiellement aux MES et à la présence des ions de sulfure dont le pouvoir colorant est élevé.

✓ L'odeur :

Les lixiviats des deux sites dégagent une odeur nauséabonde, très prononcée pour le jeune.

✓ Le pH :

Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibres physico-chimique et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau. La valeur moyenne trouvée du pH est de 8.5 pour P1, Cette valeur explique que nous sommes dans une étape de méthanogènes, qui favorise l'autoépuration, et d'une valeur moyenne en P2 de 6,2 ce pH qui provoque la solubilisation de certains métaux.

Selon la norme, la valeur du pH doit être comprise entre 6,5 et 8,5 dans tous les cas de rejets en milieu naturel. Les lixiviats jeunes avec un pH légèrement acides ne sont pas conformes à la norme de rejet.

✓ Conductivité électrique :

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. La conductivité est également fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente.

Nous avons abouti à des valeurs très élevées dues à la concentration élevée en sels dissous et à la quantité des substances minérales dans ces lixiviats.

La réglementation sur les rejets en stations d'épurations ou milieu naturel ne prévoit pas de limite pour ce paramètre.

✓ La Température :

Le lixiviat jeune présente une température moyenne élevée de 26,8 °C due aux réactions exothermiques du réacteur.

Cependant le lixiviat intermédiaire possède une température au voisinage de 17 °C qui est en relation avec la température ambiante. Ces températures favorisent le développement de la flore mésophile mais restent inférieures à la norme de rejet qui est de 30 °C.

✓ **Demande chimique en oxygène (DCO) :**

La DCO exprime la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique biodégradable ou non d'une eau à l'aide d'un oxydant fort, le bichromate de potassium sous des conditions données [19].

L'analyse de nos échantillons a montré que les lixiviats du point P2 est plus pollué que celui du point P1, la DCO atteint une valeur de 5500 mg/l pour P1 et 94080 mg/l pour P2.

Sachant que la DCO moyenne des eaux urbaines est de l'ordre de 160 mg d'O₂/l [4], les valeurs obtenues pour nos échantillons montrent que ces derniers sont fortement chargés en matières organiques oxydables.

✓ **Demande biochimique en oxygène (DBO₅) :**

La DBO exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation de la matière organique biodégradable d'une eau, par le développement de micro-organismes, dans des conditions données. Les conditions communément utilisées sont 5 jours à 20°C, à l'abri de la lumière et de l'air [19].

Si le rapport DBO₅/DCO n'est pas constant, l'évolution de la DBO₅ moyenne suit souvent celle de la DCO. Cette importante charge organique est spécifique pour les lixiviats de décharge. En effet, selon certains auteurs [5], les valeurs de la DCO dans le lixiviat varient de 400 à 90000 mg d'O₂/l, celle de la DBO₅, de 250 à 28000 mg d'O₂/l.

Les moyennes des valeurs obtenues aux points P1 et P2 sont respectivement 525 mg d'O₂/l et de 27400 mg d'O₂/l. Nous remarquons que ces valeurs sont élevées par rapport à la norme qui est de 35 mg/l pour le rejet dans un milieu naturel. Ces teneurs indiquent la présence d'une concentration importante en matière organique biodégradable.

Le domaine de variation des ces deux paramètre dépend aussi bien de la nature de la décharge et son mode de gestion que de l'étape de fermentation que traversent les déchets.

✓ **Le rapport DBO₅/DCO :**

Le rapport DBO₅/DCO qui évolue dans le temps indique le caractère organique d'un milieu, et son degré de biodégradabilité, il donne des informations sur l'âge de la décharge, c'est-à-dire la nature des transformations biochimiques qui y règnent. La valeur moyenne de ce rapport est de 0.15 au point P1, et de 0.34 au point P2.

En effet, le lixiviat au niveau du point P1 présente :

- ✓ Un pH basique de l'ordre de 8,5.
- ✓ Une charge organique avec une DCO de valeur moyenne de 3.25 g d'O₂/l comprise entre 3 et 15 g/l.
- ✓ Une biodégradabilité de l'ordre DBO₅ / DCO = 0.15.

On peut dire que ces lixiviats évoluent d'un lixiviat jeune vers un lixiviat stabilisé, donc nous sommes dans le cas de lixiviat intermédiaire [13].

Les lixiviats du point P2 présentent :

- ✓ Un pH moyen de l'ordre de 6.2
- ✓ Une charge organique élevée avec une DCO de valeur moyenne de 83.46 g d'O₂/l.
- ✓ Une biodégradabilité moyenne de 0,34.

En ce point on a une activité biologique qui correspond à la phase acide de dégradation anaérobie, avec une charge organique facilement biodégradable, donc nous sommes dans le cas de lixiviat jeune.

✓ **Les nitrates et nitrites (NO₃⁻, NO₂⁻) :**

Les concentrations moyennes mesurées pour les nitrates sont de 1195,86 mg/l et 648,605 mg/l respectivement aux points P1 et P2, et celle de nitrites sont de 261,81 et 21,38 mg/l.

En comparant entre les valeurs des nitrites obtenues pour P1 et P2, nous constatons que celles de P1 sont nettement supérieures à celles de P2, ceci peut s'expliquer par le fait que le lixiviat du point P1 est vieux donc le processus de dénitrification commencé et c'est un procédé qui repose sur l'élimination de nitrate en produisant des nitrites.

✓ **Les orthophosphates (PO₄³⁻) :**

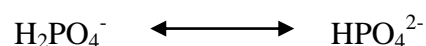
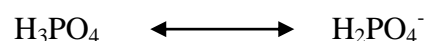
Le phosphore est présent dans les lixiviats sous différentes formes :

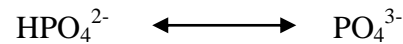
Phosphore organique : comme les phospholipides, les phosphoprotéines.

Phosphore minéral : dérivé de l'acide phosphorique comme les orthophosphates (PO₄³⁻, H₂PO₄⁻ et HPO₄²⁻). L'ensemble des formes organiques et minérales constitue le phosphore total.

Les phosphates correspondent en fait aux orthophosphates car l'ion phosphate, n'existe en solution que pour des pH basiques.

En effet, l'acide phosphorique est susceptible de s'ioniser de différentes façons :





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

Les résultats moyens obtenus en orthophosphates aux points P1 et P2 du CET d'Ouled Fayet pour les différents prélèvements sont respectivement 247,41 et 149,70 mg/l. Nous remarquons que ces valeurs sont très élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 10 mg/l.

✓ **Les sulfates SO_4^{3-}**

Les lixiviats véhiculent des concentrations élevées en sulfates.

✓ **L'azote ammoniacal (NH_4^+) :**

Les autres formes de pollution qu'on relève dans les lixiviats étudiés sont celles liées à leur richesse en azote. Les valeurs moyennes obtenues aux points P1 et P2 sont respectivement de 2067,09 mg/l et 6146,44 mg/l, celles-ci sont nettement supérieures à la norme de rejet qui est de 20 mg/l.

✓ **L'Azote Kjeldahl (NKT) :**

Cette analyse permet de mesurer simultanément l'azote organique et l'azote ammoniacal représenté par l'azote Kjeldahl noté NTK

$\text{NTK} = \text{N organique} + \text{N ammoniacal}$.

De même, lorsque l'on mesure toutes les formes différentes d'azote (mis à part l'azote gazeux) on obtient l'azote globale, noté N_{GL} :

$\text{N}_{\text{GL}} = \text{N}_{\text{organique}} + \text{N}_{\text{ammoniacal}} + \text{N}_{\text{nitrite}} + \text{N}_{\text{nitrate}}$.

Ces deux paramètres sont utilisés par la réglementation pour fixer les limites de rejet de l'azote dans le milieu naturel.

Les concentrations moyennes en azote total aux points P1 et P2 sont respectivement de 1067,92 mg/l et de 4884,28 mg/l.

✓ **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 par exemple). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus [17].

En générale, la turbidité de l'eau est causée par des particules de matière inorganique (particules de glaise et d'argile) alors que sa couleur est imputable à des particules de matière organique et d'hydroxyde de métal (le Fer par exemple) [19].

Les lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet sont très chargés en MES, les concentrations moyennes en MES au point P1 et P2 sont respectivement de 610.75 et 3451.9 mg/l, ces valeurs sont très élevées par rapport à la norme de rejet qui est de 35mg/l.

✓ **Matière volatile sèche (MVS) :**

On entend par matières volatiles sèches la partie des matières en suspension susceptibles d'être volatilisées à 565° C. Les MVS sont généralement assimilées aux matières organiques en suspension.

Les valeurs obtenues atteignent 36,19 et 59,82 % pour les deux points P1 et P2 respectivement.

✓ **Les métaux lourds :**

L'étude de la pollution métallique montre que la teneur en fer sont élevées pour les deux sites, elles dépassent la valeur limite de rejet qui est de 3 mg/l. quand au zinc, il est à l'état de trace ses teneurs sont inférieurs à 3 mg/l donc inférieurs aux normes de rejet.

✓ **Conclusion :**

Les valeurs caractéristiques des paramètres physico-chimiques pour les lixiviats examinées, montrent que le pH des lixiviats jeunes et inférieur à celui du lixiviat intermédiaire. Ces percolâtes véhiculent de fortes pollutions surtout pour le cas du jeune. En terme de DCO, la valeur atteint les 33g pour le jeune et dépasse les 3 g pour l'intermédiaire.

Ces variations importantes des caractéristiques des lixiviats sont attribuées à plusieurs raisons tel que la composition variable des déchets enfouis, l'âge de la décharge, l'hydrogéologie du site et le climat spécifique du site.

VI-II- Traitement des lixiviats d'Ouled Fayet.

La coagulation floculation est un procédé très utilisé pour le traitement des eaux potables et des eaux usées, plusieurs études l'ont utilisé pour le traitement des lixiviats de décharge avec une meilleure optimisation des paramètres.

Des études ont prouvé que les sels ferriques montrent une meilleure efficacité que les sels d'aluminium en termes d'abattement de la DCO [16].

Cependant, notre travail a porté sur l'étude de la coagulation par le chlorure ferrique pour le traitement des deux types de lixiviats (jeune et intermédiaire)

Pour ces essais de traitement nous avons utilisé un Jar test équipé de 6 béchers d'un litre, les échantillons de lixiviats ont été retirés du réfrigérateur et laissés pendant 2 heures environ à la température ambiante.

Après cette période, la température a été mesurée et puis des récipients contenant les lixiviat ont été fortement agité pour la resuspension des particules décantées.

Ce procédé consiste en trois phases successives :

- Une phase initiale avec une agitation rapide de 300 tr/min pendant une minute.
- Une phase lente ou la vitesse d'agitation est réduite jusqu'à 50 tr/min pour une vingtaine de minute.
- Et une phase finale qui consiste à laisser décanter pendant une heure.

Avant de procéder au traitement, le pH initial de l'effluent est ajusté à la valeur désirée par ajout d'une quantité appropriée d'acide sulfurique à 500 ml d'effluent.

La période de décantation terminée, on prélève le surnageant à l'aide d'une Seringue en plastique à partir d'un point situé à environ 1 cm au dessous de la surface du liquide.

Enfin, on procède à l'analyse du surnageant en vue de mesurer l'efficacité de ce traitement, le rendement ou abattement de DCO est calculé par la formule suivante

$$R \% = (DCO_0 - DCO) / (DCO)_0 * 100$$

Avec :

DCO_0 : demande chimiques de l'effluent avant traitement

DCO : demande chimiques de l'effluent après traitement

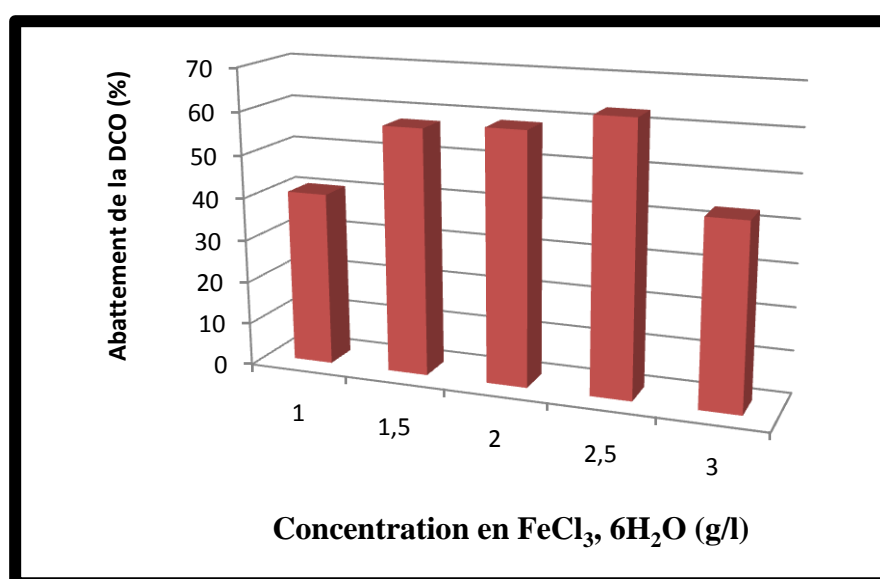
VI.II-I Traitement du lixiviat intermédiaire :

VI.II-I.1. Optimisation de la dose de coagulant $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ (pH initial 4,2)

Les résultats de la coagulation par le $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ sont résumés dans le tableau IV.1, la figure IV.1 illustre le rendement d'élimination de la DCO.

Tableau VI.1 : Effet des différentes doses de coagulant (1 – 1,5 – 2 – 2,5 – 3 g/l)

C (g/l)	pH	DCO (mg/l)	R %	boue (ml)	Conductivité (ms)
0	4,20	5500,00	/	/	
1	2,80	3266,66	40,60	190	103,10
1,5	2,37	2333,33	57,57	195	146,30
2	2,11	2266,66	58,78	200	88,00
2,5	2,30	2033,33	63,03	205	84,00
3	2,47	3133,33	43,03	210	82,40

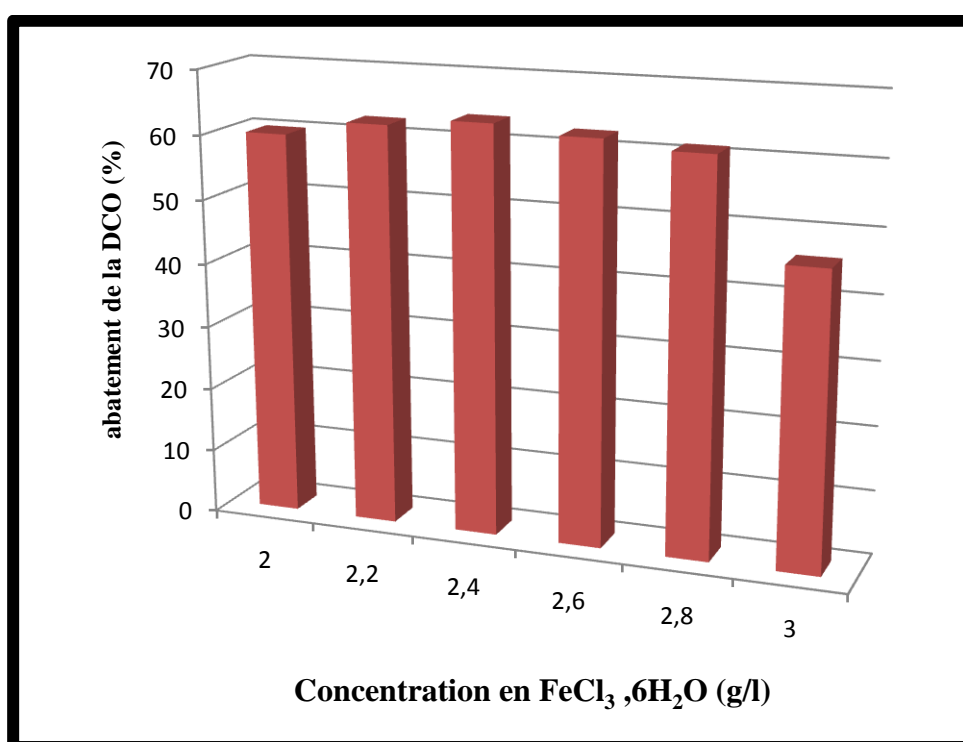
**Figure VI.1** : Évolution de la DCO en fonction de la concentration de FeCl₃, 6H₂O (1 – 1,5 – 2 – 2,5 – 3 g/l)

Cette figure illustrant l'effet des différentes doses de FeCl₃, 6H₂O montre que l'élimination de la DCO a augmenté avec l'augmentation de la concentration en coagulant jusqu'à 2,5 g/l et puis elle décroît. Un maximum d'abattement de DCO de 63,03 % a été observé avec la dose de 2,5 g/l.

Pour confirmer l'effet de cette dose (2,5 g/l) nous avons utilisé des concentrations avoisinantes comme le montre le tableau et la figure ci-dessous.

Tableau. VI.2 : Effet des différentes doses de coagulant (2 – 2,2 – 2,4 – 2,6 – 2,8 et 3 g/l)

C (g/l)	pH	DCO (mg/l)	R %	boue (ml)	Conductivité (ms)
0	4,20	5500,00	/	/	
2	2,87	2200,00	60,00	200	82,20
2,2	2,86	2066,66	62,42	200	80,80
2,4	2,81	2000,00	63,63	210	91,90
2,6	2,79	2066,66	62,42	215	81,70
2,8	2,77	2133,33	61,21	220	80,60
3	2,74	2966,66	46,06	220	66,10

**Figure .VI.2** : Évolution de la DCO en fonction de la concentration de FeCl₃6H₂O (2 – 2,2 – 2,4 – 2,6 – 2,8 et 3 g/l)

Nous constatons qu'une efficacité maximale d'élimination de la DCO de 63,63 % a été obtenue avec la dose de 2,4 g/l.

VI.II-I.2. Influence du pH sur la dose optimale

Dans cette partie nous allons étudier l'influence du pH sur la dose optimal. Pour cela, nous avons varié le pH initial de l'effluent de 1 à 6 comme montre le tableau et la figure ci-dessous.

Tableau VI.3 : Effet des différents pH (1- 2 – 3 – 4 – 5 et 6)

pH _{initiale}	pH _{finale}	DCO (mg/l)	R %	boue (ml)	Conductivité (ms)
1	1,00	2533,33	53,93	20	70,00
2	1,86	2400,00	56,36	90	97,70
3	2,55	1600,00	70,90	200	76,30
4	2,76	1366,66	75,15	200	81,00
5	2,94	1766,66	67,87	210	84,90
6	5,25	800,00	85,45	250	51,40

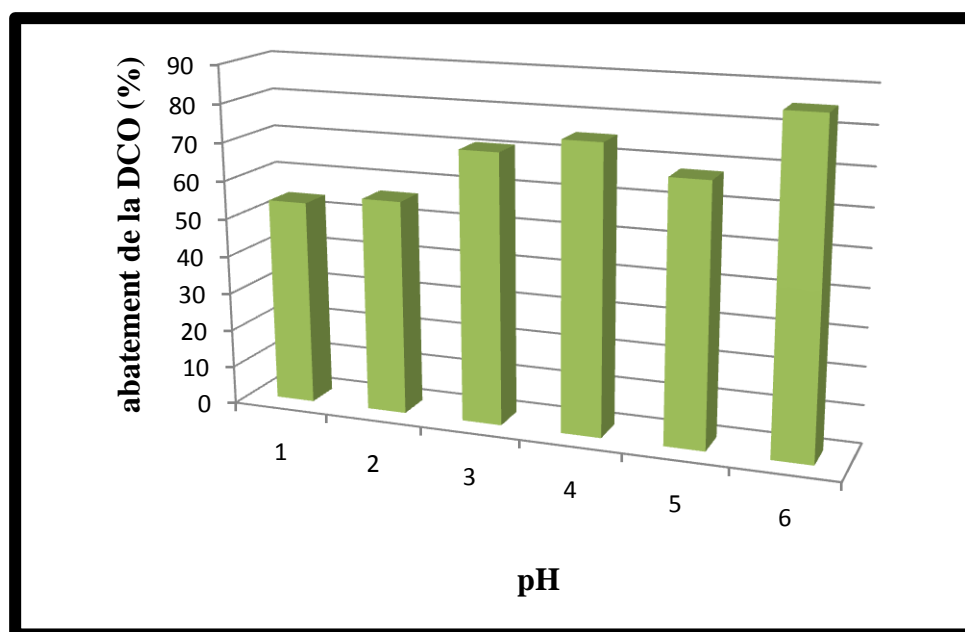


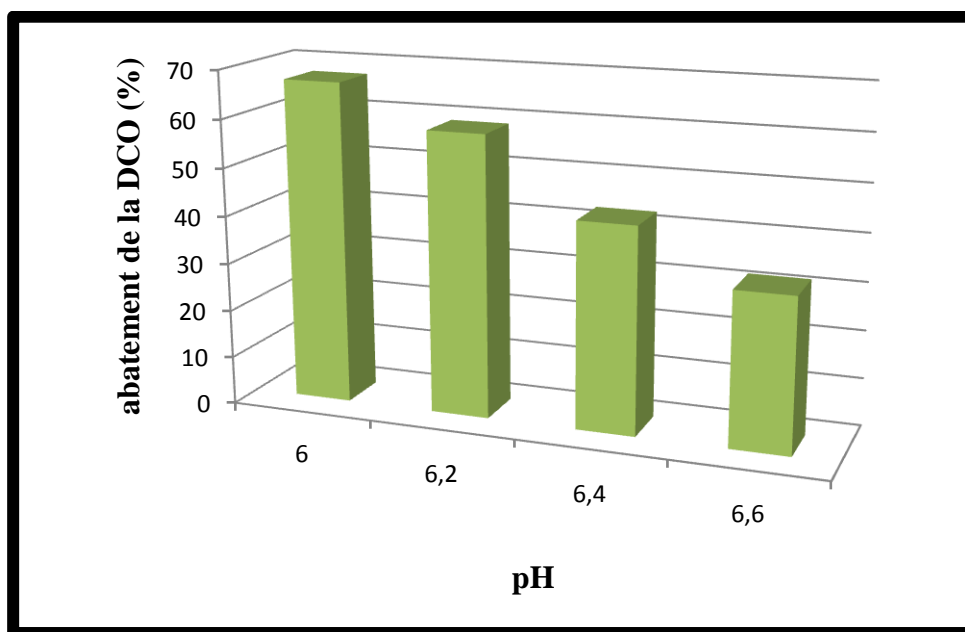
Figure VI.3 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH

Un examen rapide des résultats permet de conclure qu'une meilleure efficacité du procédé a été obtenue à un pH de 6, le rendement d'élimination de la DCO a augmenté jusqu'à 85,45 %.

Pour confirmer l'influence du pH sur l'efficacité du traitement, nous avons rétrécie l'intervalle de variation du pH (6 – 6,2 – 6,4 6,6).

Tableau VI.4 : Effets des différents pH (6 – 6,2 – 6,4 et 6,6).

pH _{initiale}	pH _{finale}	DCO (mg/l)	R %	boue (ml)	Conductivité (ms)
6	5,8	1800,00	67,27	300	71,20
6,2	5,97	2266,66	58,78	240	77,10
6,4	6,15	3133,33	43,03	200	77,20
6,6	6,33	3733,33	32,12	100	74,00

**Figure VI.4** : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH

Après le traitement de coagulation nous avons constaté que pour le pH = 6 les flocons étaient plus volumineux, par conséquent la décantation était mieux marquée, une réduction de 67,27 % de la DCO reste très raisonnables néanmoins il reste une DCO de 1800 mg/l qui est très élevée par rapport à la norme de rejet qui est de 120 mg/l.

De ce fait, un autre traitement combiné à la coagulation est nécessaire pour un meilleur abattement de la charge organique.

VI.II-I.3. Autres caractéristiques des lixiviats traités

Après optimisation de la dose de coagulant à 2,4 g/l et du pH à 6 nous avons refait l'essai avec ces paramètres optimaux et on a déterminé les différents paramètres avant et après traitement, les résultats sont présents par le tableau ci-dessous.

Tableau VI.5 : Caractérisation des lixiviats intermédiaire avant et après traitement

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	Abattement
pH	8.62	5.25	
Conductivité (ms/cm)	28		
T⁰ (°C)	17.5	/	/
DCO (mg/l)	5500	800,00	85,45
DBO5 (mg/l)	900	100	88,88
DBO₅/DCO	0.16	0.073	
NO₃⁻ (mg/l)	88.02	31.33	64,40
NO₂⁻ (mg/l)	513.68	29.12	94,33
PO₄³⁻ (mg/l)	387.71	175.29	54,78
SO₄²⁻ (mg/l)	770	1310.83	
NH₄⁺ (mg/l)	3006.216	2218.8	26,20
NTK	1409.52	955.92	32,18
MES (g/l)	0.901	0.600	33,40
MVS %	30.75	30.74	
Fe (mg/l)	14.05	16.45	/
Zn (mg/l)	0.27	0.24	/

Les résultats montrent qu'avec une concentration en FeCl₃, 6H₂O de 2,4 g/l et un pH de 6 nous obtenons un rendement maximal d'élimination de l'ordre de 85,45 % pour une DCO initiale de 5500 mg/l, un taux d'élimination de la DBO₅ de 88,88 %, de 26,20 % de l'azote ammoniacale ainsi qu'une élimination de 54,78 % des orthophosphates. Néanmoins ce procédé engendre une quantité considérable de boue.

VI.II-I.4. Traitement des lixiviats intermédiaires par combinaison de la coagulation-adsorption sur charbon actif

Après la détermination de la dose optimale de coagulant et l'optimisation du pH, nous avons traité 3l de lixiviat par coagulation floculation avec les paramètres optimaux (dose 2,4 g/l, pH 6) en vu de prélever le surnageant et lui faire subir une adsorption sur charbon actif.

En effet, nous avons ajouté pour 10 bécher contenant chacun 50 ml de lixiviat traité des masses variables de charbon actif, les résultats sont illustrés ci-dessous

Tableau VI.6 : Effets des différentes doses du charbon actif pour le traitement combiné du lixiviat intermédiaire

Masse de charbon g	DCO (mg/l)	Rendement (%)
0 (Lixiviat non traité)	5500	/
0 (Lixiviat traité par coagulation)	1366,33	75,15
0,5	1666,66	69,69
1,0	1333,33	75,75
1,5	1200,00	78,18
2,0	966,66	82,42
2,5	933,33	83,03
3,0	866,66	84,24
3,5	500,00	90,90
4,0	466,66	91,51
4,5	300,00	94,54
5,0	244,44	95,55

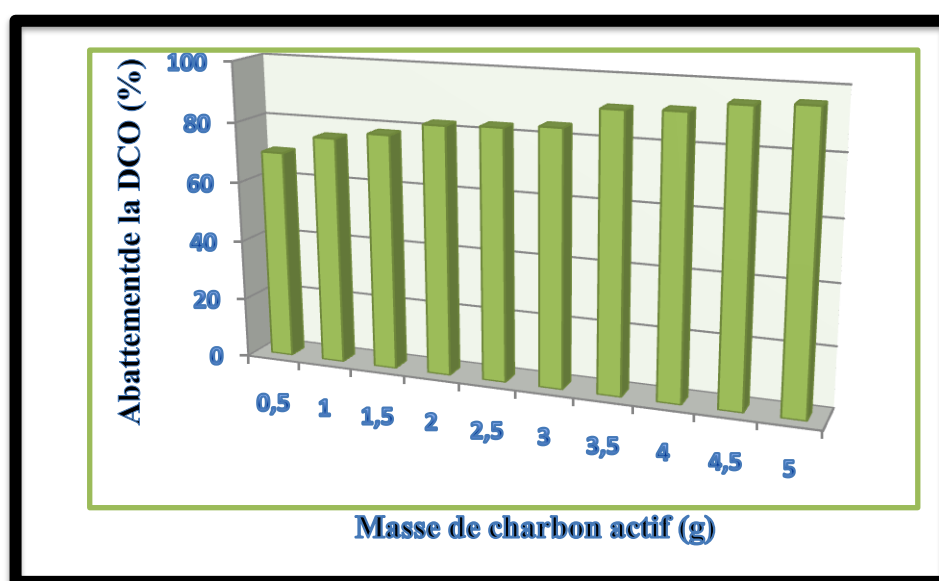


Figure VI.5 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la masse de charbon actif (Lixiviat intermédiaire).

L'application du traitement combiné (coagulation – adsorption sur charbon actif) sur le lixiviat intermédiaire montre une meilleure efficacité qu'avec le traitement par coagulation seule.

Cependant un abattement de 95,55 % de la DCO a été atteint et une couleur très claire a été obtenue avec une masse de charbon actif de 5 g.

La DCO finale du lixiviat traité étant de 244,44 mg/l, valeur qui n'est pas loin de la norme de rejet 120 mg/l.

La figure ci-dessous montre la dégradation de la couleur des lixiviats après traitement par coagulation et après traitement combiné.

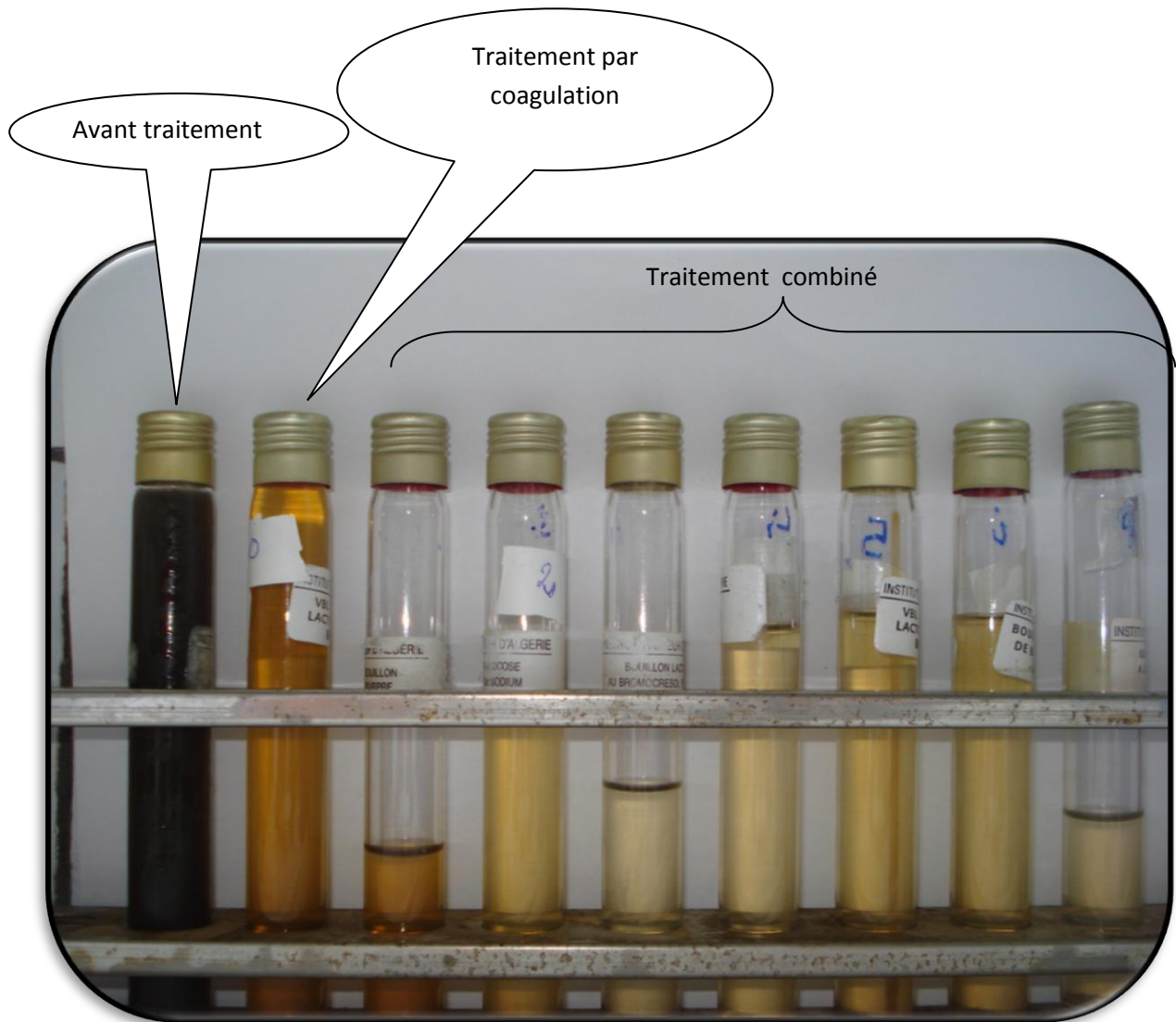


Figure VI.6 : Dégradation de la couleur après traitement par coagulation et après traitement combiné (lixiviat intermédiaire)

VI.II. Traitement du lixiviat jeune :

VI.II.1. Optimisation de la dose de coagulant $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$

Les résultats de la coagulation par le $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ sont résumés dans le tableau IV.7, la figure IV.7 illustre le rendement d'élimination de la DCO.

Tableau VI.7 Effets de différentes doses de coagulant (0 – 1 – 1,5 – 2 – 2,5 et 3g/l) « lixiviat jeune »

C (g/l)	DCO (mg/l)	Rendement (%)	Conductivité (ms/cm)
0	78000	/	
0.5	66666.66	14.52	89,30
1.0	66000.00	15.38	96,30
1.5	85333.33	0	96,30
2.0	67333.33	13.67	96,60
2.5	70000.00	10.25	98,70
3.0	71333.33	8.54	99,90

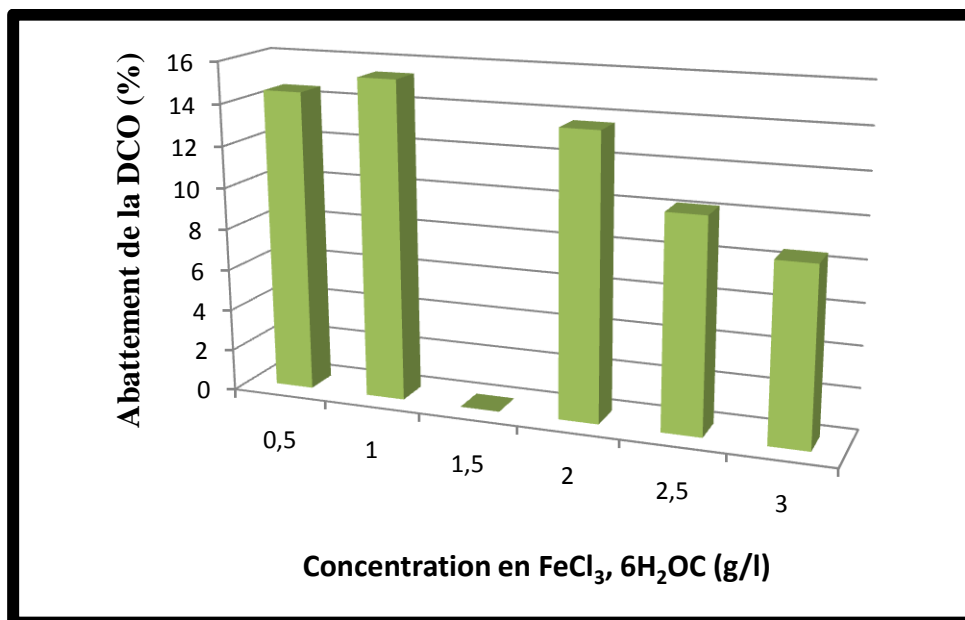


Figure VI.7 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la concentration de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (0–1 – 1,5 – 2 – 2,5 et 3g/l) « lixiviat jeune »

Un examen rapide des résultats obtenus portés dans le tableau IV.7 permet de constater une élimination très faible de la DCO, cela nous a amené à utiliser des doses plus élevées, les résultats sont illustrés ci-dessous.

Tableau VI.8 : Effets de différentes doses de coagulant (5 –10 – 15 – 20 – 25 et 30g)

C (g/l)	pH	DCO (mg/l)	R %	Boue (ml)	Conductivité (ms/cm)
0	4,20	78000,00	/	/	
5	3,97	56000,00	28,20	10	63,10
10	3,49	51333,33	34,18	15	65,00
15	2,60	48000,00	38,46	15	71,80
20	2,31	46666,66	40,18	20	75,30
25	2,08	45333,33	41,88	20	79,90
30	1,98	43333,33	44,44	25	84,00

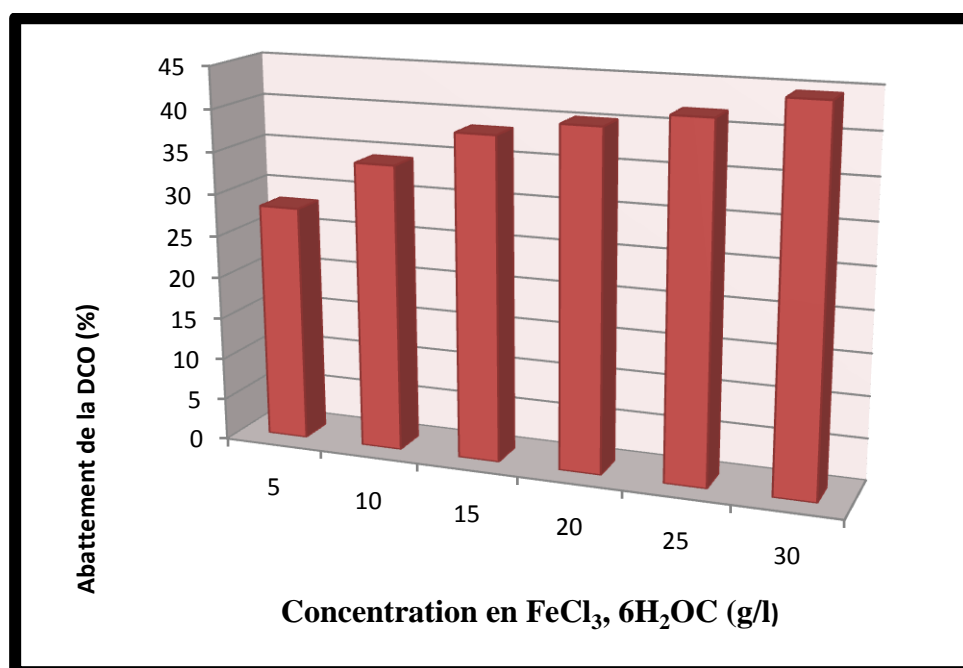


Figure VI.8 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la concentration de FeCl₃, 6H₂O (5 –10 – 15 – 20 – 25 et 30g/l)

Nous avons augmenté la dose de coagulant jusqu'à 30g/l pour cela nous avons trouvé un abattement maximal de 44,44 %.

En effet à une dose de 30 g/l, la teneur résiduelles en DCO est 43333,33 mg/l par rapport à ce qu'elle était pour l'échantillon brut (la DCO avant coagulation était de 78000 mg/l), mais reste très élevée par rapport à la norme de rejet.

Tableau VI.9 : Effets de différentes doses de coagulant (30 –32 – 34 – 36 – 38 et 40 g/l)

C (g/l)	pH	DCO (mg/l)	R %	Boue (ml)	Conductivité (ms/cm)
0	4,20	78000,00	/	/	
30	2,03	44666,66	42,73	20	81,00
32	1,96	55333,33	29,05	20	83,50
34	1,92	50000,00	35,89	20	85,20
36	1,90	90666,66	/	25	84,70
38	1,85	60666,66	22,23	25	86,70
40	1,84	53333,33	31,62	30	87,20

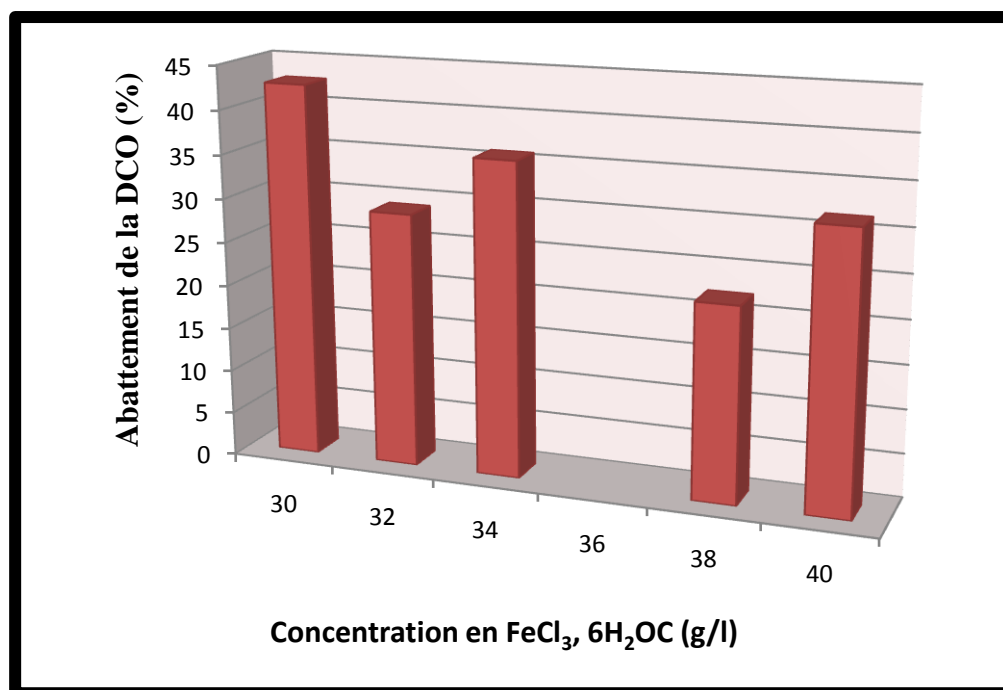


Figure VI.9 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la concentration de $\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}$ (30 –32 – 34 – 36 – 38 et 40 g/l).

Nous avons augmenté la dose de coagulant pour diminuer la DCO, mais nous avons trouvé que le meilleur abattement est obtenu à une dose de 30g/l.

VI.II.2. Influence du pH sur la dose optimale

Dans cette partie nous allons étudier l'influence du pH sur la dose optimal. Pour cela, nous avons varié le pH initial de l'effluent de 1 à 6 comme le montrent le tableau et la figure ci-dessous.

Tableau VI.10 : Effet des différents pH (1- 2 – 3 – 4 – 5 et 6) « lixiviat jeune »

pH _{initiale}	pH _{finale}	DCO (mg/l)	R %	boue (ml)	Conductivité (ms/cm)
0	4.2	78000,00	/	/	
1	0,80	63333,33	18,80	60	199,90
2	1,46	66666,66	14,53	60	154,00
3	1,68	65333,33	16,24	60	136,70
4	1,88	69333,33	11,11	10	131,30
5	3,25	42666,66	45,30	50	128,50
6	4,56	28000,00	64,10	280	120,50

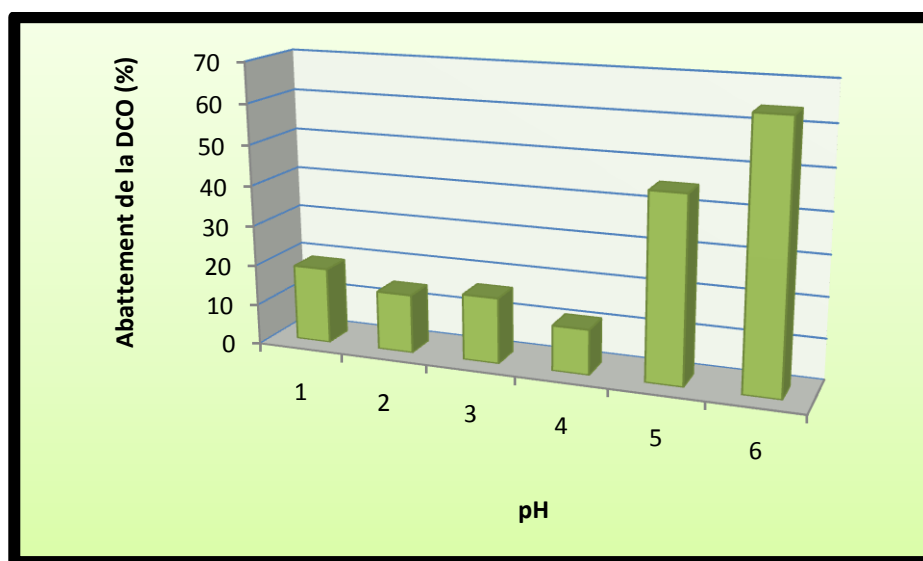


Figure VI.10 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH

Nous avons constaté que pour le pH= 6 les flocons étaient plus volumineux, par conséquent la décantation était mieux marquée d'où la clarification du surnageant était la meilleure parmi les autres pH, avec un abattement de 64,10 % pour une DCO résiduelle de 28000 mg/l, cette valeur reste supérieure à la norme de rejet

Les résultats obtenus nécessitent un autre traitement combiné au précédent pour espérer atteindre un meilleur abattement de la DCO

VI.II.3. Autres caractéristiques des lixiviats traités

Après optimisation de la dose de coagulant à 30 g/l et du pH à 6 nous avons refait l'essai avec ces paramètres optimaux et on a déterminé les différents paramètres avant et après traitement. Les résultats sont présentés par le tableau ci-dessous.

Tableau VI.11 : Caractérisation des lixiviats jeune avant et après traitement

Paramètre	Avant traitement	Après traitement	Abattement (%)
pH	6.59	4.56	/
Conductivité (ms/cm)	42.6	120,5	/
T⁰ (°C)	27	/	/
DCO (mg/l)	78000	27333.33	64,95
DBO5 (mg/l)	48000	20000	58,33
DBO₅/DCO	0.62	0.73	/
NO₃⁻ (mg/l)	229.39	47.20	79,42
NO₂⁻ (mg/l)	44.21	0	100
PO₄³⁻ (mg/l)	247.84	191.17	22,86
SO₄²⁻ (mg/l)	4190	11530	/
NH₄⁺ (mg/l)	19251,2	4479,91	76,73
NTK	11015.22	1521.52	86,18
MES (g/l)	5.119	2.45	52,14
MVS %	58.10	56.08	
Fe (mg/l)	26.0	94.35	/
Zn (mg/l)	0.29	1.28	/
Mn (mg/l)	2,85	/	/

Les résultats montrent qu'avec une concentration en FeCl₃, 6H₂O de 30 g/l et un pH 6, nous obtenons un rendement maximal d'élimination de l'ordre de 64,95 % pour une DCO initiale de 78000 mg/l, un taux d'élimination de la DBO₅ de 58,33 %, de 76,73 % de l'azote

ammoniacale ainsi qu'une élimination de 22,86 % des orthophosphates. Néanmoins ce procédé engendre une quantité considérable de boue.

VI.II.4. Traitement des lixiviats jeunes par combinaison de la coagulation –adsorption sur charbon actif

Après la détermination de la dose optimale de coagulant et l'optimisation du pH, nous avons traité 1,5 l de lixiviat par coagulation floculation avec les paramètres optimaux (dose 30 g/l, pH 6) en vu de prélever le surnageant et lui faire subir une adsorption sur charbon actif.

En effet, nous avons ajouté pour 10 bécher contenant chacun 50 ml de lixiviat traité des masses variable de charbon actif, les résultats sont illustrés ci-dessous

Tableau VI.11 : Effets des différentes doses du charbon actif pour le traitement combiné du lixiviat jeune

Masse de charbon actif (g)	DCO (mg/l)	Rendement (%)
0 (Lixiviat no traité)	78000,00	/
0 (Lixiviat traité par coagulation)	28000,00	64,10
0,5	26666,66	65,81
1,0	25333,33	67,52
1,5	23333,33	70,08
2,0	20000,00	74,35
2,5	18666,66	76,07
3,0	16000,00	79,49
3,5	13333,33	82,91
4,0	11000,00	85,89
4,5	09566,66	87,77
5,0	08666,66	88,89

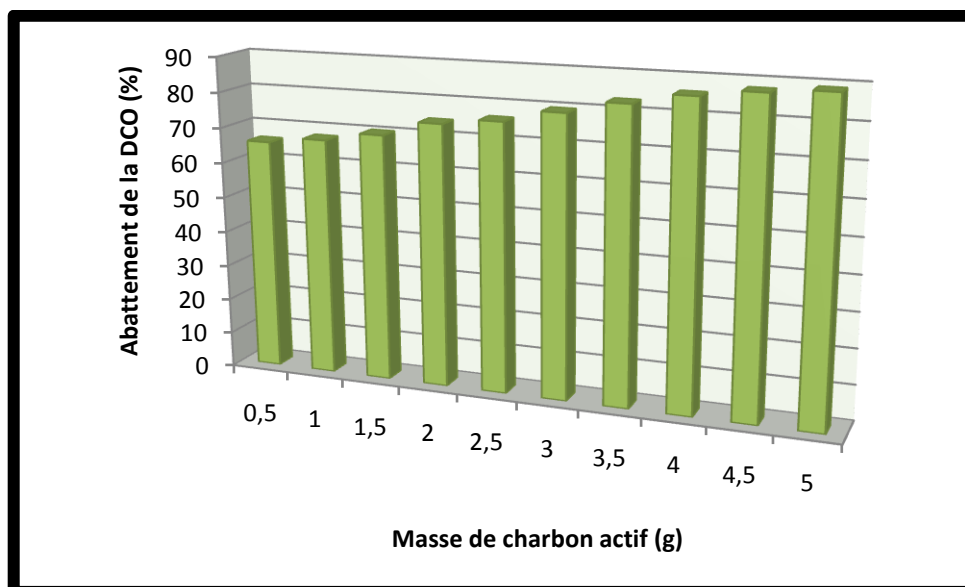


Figure VI.11 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la masse de charbon actif

L'application du traitement combiné (coagulation – adsorption sur charbon actif) sur le lixiviat jeune montre une meilleure efficacité qu'avec le traitement par coagulation seule.

Cependant un abattement de 88,89 % de la DCO a été atteint et une couleur claire a été obtenue avec une masse de charbon actif de 5 g.

La DCO finale du lixiviat traité étant de 8666,66 mg/l, teneur supérieure à la norme de rejet

La figure ci-dessous montre la dégradation de la couleur des lixiviats après traitement par coagulation et après traitement combiné.

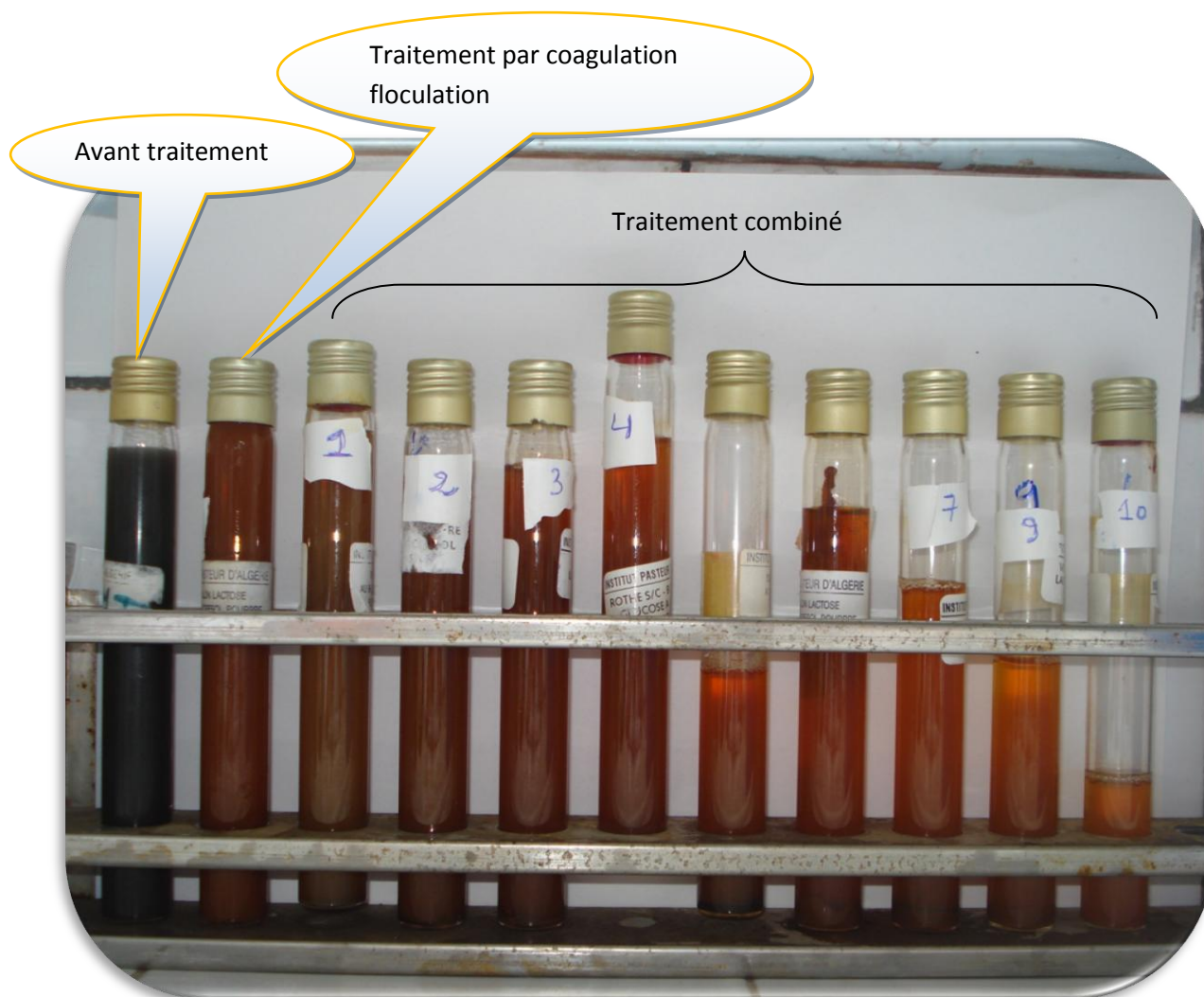


Figure VI.12 : Dégradation de la couleur du lixiviat jeune après traitement par coagulation et après traitement

VI.III. Essai d'économie de coagulant pour le traitement des lixiviat jeune.

En examinant le tableur IV.8, on trouve que pour la dose de 30 g/l et 15 g/l il n'y a pas une grande différence dans l'abattement de la DCO (44,46 %, 38,46%) respectivement, pour des raisons d'économie de réactif, nous avons effectuée un autre traitement pour un autre lixiviat jeune de DCO initiale 85333,33 mg/l, avec une dose de 15 g/l de coagulant et variation du pH

Tableau VI. 12 : Effet des différent pH (1- 2 – 3 – 4 -5 et 6)

pH_{initiale}	pH_{finale}	DCO (mg/l)	R %	boue (ml)
1	0,91	66000,00	22,65	50
2	1,64	70666,66	17,18	50
3	1,91	64000,00	24,99	60
4	2,37	60000,00	29,68	30
5	4,59	54666,66	35,93	30
6	5,33	51000,00	40,23	180

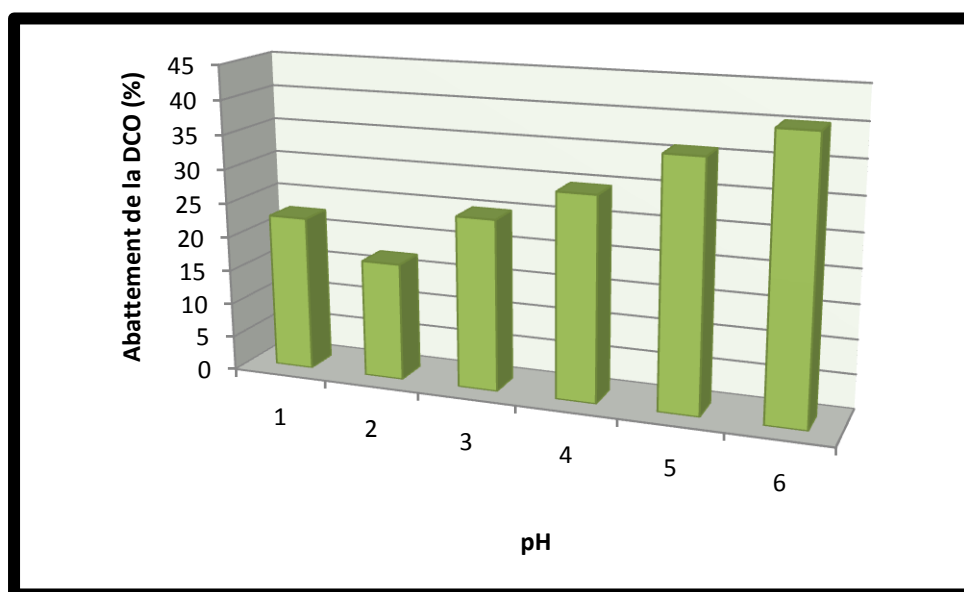


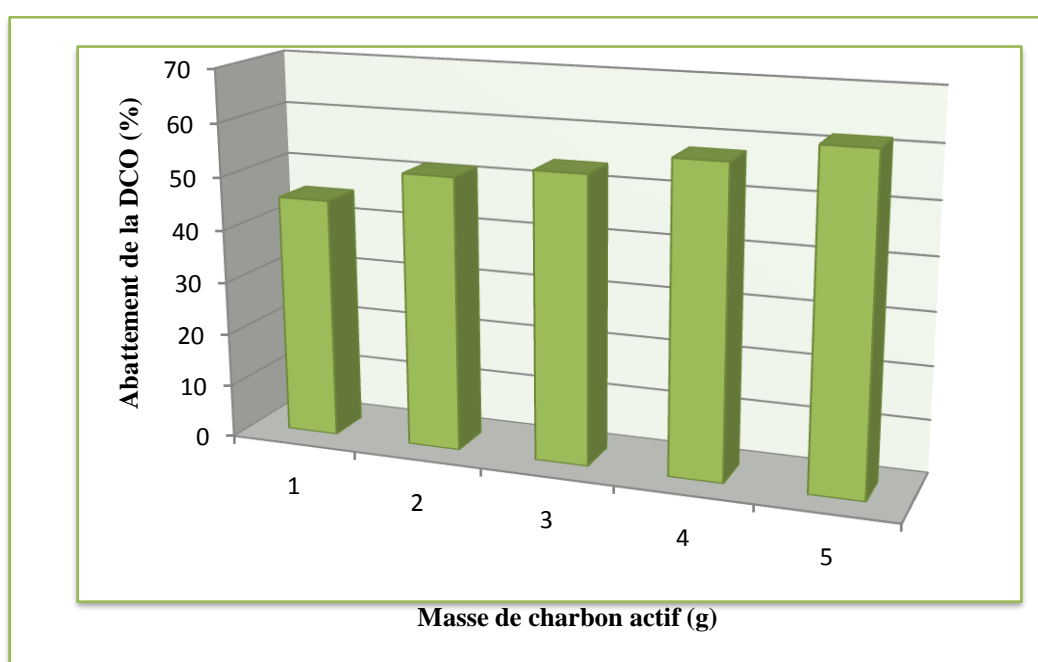
Figure VI.12 : Évolution de l'élimination de la DCO en fonction du pH

Comparativement au traitement du lixiviat jeune avec la dose de 30 g/l de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ayant abouti à un abattement maximal de 64,10 %, le même traitement par une dose plus économique de 15 g/l a donné une efficacité légèrement inférieure, la DCO a diminué de 40,23 %.

Pour le surnageant du lixiviat traité précédemment, nous avons appliqué l'adsorption sur charbon actif, les résultats sont illustrés ci-dessous.

Tableau VI.13 : Effets des différentes doses du charbon actif pour le traitement combiné du lixiviat jeune.

Masse de charbon actif (g)	DCO (mg/l)	Rendement (%)
1	46666,66	45,32
2	41333,33	51,56
3	39333,33	53,90
4	36000,00	57,81
5	32666,66	61,72

**Figure VI.1 :** Évolution de l'élimination de la DCO en fonction de la masse de charbon actif

Le traitement par charbon actif à une dose de 5 g par 50 ml a abouti à un rendement d'élimination en DCO de 61,72 % et 88,89 % respectivement pour les lixiviat traité par 15 g/l et 30 g/l de coagulant.

Conclusion :

D'après les résultats obtenus, nous avons déduit que le chlorure ferrique peut être considéré comme étant un coagulant efficace vu qu'il élimine jusqu'à 85,45 % de la DCO pour le lixiviat intermédiaire avec une dose de 2,4g/l, et 64,10 % pour le lixiviat jeune à une dose de 30 g/l. Le traitement du lixiviat jeune par le chlorure ferrique à un pH de 6 avec les doses de 15 g/l et 30g/ l a abouti aux éliminations de DCO de 40,23 % et 64,10 % respectivement.

La combinaison de l'adsorption sur charbon actif au traitement de coagulation a permis d'aboutir à de meilleurs résultats, l'abattement a atteint les 95,55 % et 88,89 % pour le lixiviat intermédiaire et jeune respectivement.

En vue d'une éventuelle économie de réactif et l'obtention de meilleurs résultats dans le cas du lixiviat jeune, nous proposons un traitement biologique combiné à un traitement de coagulation par une faible dose

Nous pouvons alors conclure qu'étant donnée la composition très variée et très changeante des lixiviats de décharges, un traitement unique, quel qu'il soit est insuffisant, donc une combinaison de deux ou plusieurs traitements est nécessaire.

La question de la gestion des déchets reste très délicate, la mise en décharge ou le C.E.T semble être le moyen le plus approprié étant donnée la composition des déchets en Algérie, mais toute solution a des inconvénients.

Le C.E.T est un écosystème qui est en constante évolution, cette dernière consiste en la dégradation des déchets **solides** et donc production d'éléments dits « dérivés » qui peuvent être **gazeux** (biogaz : CH₄ et CO₂ essentiellement), ou **liquides** (lixiviats de décharges).

Notre étude a porté sur la caractérisation et le traitement des lixiviats jeune et intermédiaire au niveau du C.E.T d'Ouled Fayet.

La quasi-totalité des paramètres de pollution analysés dépassent les normes de rejet dans un milieu récepteur, d'où la nécessité de traiter et de diminuer au maximum tous les polluants, ce qui ne pourrait être obtenu que par une combinaison de procédés de traitement.

Tout d'abord les procédés coagulation-floculation ont pour but la diminution de la concentration en matière organique non biodégradable ainsi que la couleur. Les résultats obtenus (85,45 % d'élimination de la DCO pour le lixiviat intermédiaire, et 64,10 % pour le lixiviat jeune) indiquent qu'ils constituent un bon prétraitement avant un traitement de finition comme l'adsorption sur charbon actif, ce qui a été démontré dans la deuxième partie de nos essais.

En combinant la coagulation – floculation au FeCl₃, 6H₂O et l'adsorption sur charbon actif, une nette diminution de la coloration et de la DCO est obtenue avec un rendement de 95,55 % pour le lixiviat intermédiaire et un rendement de 88,89 % pour le lixiviat jeune.

Cependant, cette combinaison de traitements physico-chimique a abouti à des DCO finales de 244,44 mg/l pour le lixiviat intermédiaire et 28000 mg/l pour le lixiviat jeune, ces valeurs restent supérieures à la norme de rejet dans un milieu récepteur (qui est de 120 mg/l).

Ainsi, l'étude d'un traitement d'appoint tel que le traitement biologique pourrait compléter l'épuration et rendre nos lixiviats satisfaisants aux normes d'admission dans un milieu récepteur.

Si vraiment nous voulons parvenir à régler le problème que constituent les lixiviats de décharges, il faut revenir à la source, c'est-à-dire aux niveaux de nos foyers, car un travail de sensibilisation et de responsabilisation de chacun consisterait à faire attention à ce que l'on rejette en triant nos ordures ménagères et en réutilisant et recyclant ce qui peut l'être, afin que

n'arrive en décharge que les déchets dits « ultimes ». Ceci conduirait nécessairement à une diminution des quantités de percolats produits, mais aussi leur concentration en éléments polluants et nocifs, ce qui aurait pour conséquence une meilleure protection pour l'homme et son environnement.

La perspective d'avenir, qui nous paraît la plus évidente, reste la mise en place d'une unité de traitement in situ, qui permettrait d'éviter les risques encourus lors du transport de ces eaux (risque de rupture de canalisation, et autres) vers des unités de traitements (telle que la station d'épuration de Staoueli, par exemple).

Une chose est sûre, ces eaux doivent être prises en charge, notre modeste travail constitue une contribution à un projet qui pourrait avoir pour finalité la meilleure gestion qui soit des lixiviats du C.E.T d'Ouled Fayet.

Pour conclure, quelque soit la politique de gestion des déchets de notre pays, l'amélioration de notre cadre de vie et la protection de notre environnement commence dans nos foyes

- [1] : A.J.Drapeau, S.Jankovic, « Manuel de microbiologie de l'environnement », édition Organisation mondiale de la santé, Genève (1997).
- [2] : M.A.T.E (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), Rapport 2003 (DOUNIA).
- [3] : MEZOUARIF : 2004, Les décharges publiques du grand Alger et leur impact sur l'environnement, aspects réglementaires, urbanistiques et techniques. Thèse de Magister, EPAU, Alger.
- [4] : GASTON.R : 1987, La lutte contre la pollution industrielle 1 Eau, Industrie et nuisance.
- [5] :A.DAMIEN : Guide du traitement des déchets ; DUNOD, paris, 2002.
- [6] :D.HUEBER : Manuel d'information sur la gestion des déchets solides urbains ; GTZ GmbH, juillet 2001
- [7] : HAMOURI.K et DJEMAA.R : 2006, Evaluation de la pollution des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement. Projet de fin d'étude, USTHB.
- [8] : ATTOU.F : 1990, Caractérisation du lixiviat de la décharge de Oued Smar et estimation de son impact sur la nappe souterraine. Projet de fin d'étude, E.N.P.
- [9] : R.GILLET, Traité de gestion des déchets solides, Ministère de l'intérieur et de la collectivité locale, Volume 1, OMS, COPENHAGUE (1985).
- [10] : D.HADDAD, Collecte et traitement des ordures ménagères de la ville de Boufarik, Mémoire d'ingénieur, E.N.P, Alger (juin 1982).
- [11] : M.BELKACEMI, Contribution a l'étude des interactions dans le système déchets-sol-eau (cas de la décharge d'Oued-Smar), Thèse de magister, E.N.P. 1993.
- [12] : Association RE.CO.R.D. Contrat 00-0118/1A Laboratoire *LAEPSI*, *INSA de Lyon*, Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables, compostables, février 2002
- [13] Cahiers technique de Centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet

[14] : BILLARD.H : (date non mentionnée), Centre de stockage de déchets « exploitation »
Technique de l'ingénieur, Traité environnement, G2-102.

[15] F.BOUDJLIDA, CHERFIM, contribution au traitement des lixiviats du centre
d'enfouissement technique d'Ouled Fayet, Projet de fin d'étude, USTHB 2007.

[16] : A. A. Tatsi^a, A. I. Zouboulis^a, K. A. Matis^a and P. Samaras^b
^a Department of Chemistry, Division of Chemical Technology, Aristotle University of
Thessaloniki, Thessaloniki GR-541 24, Greece

^b Chemical Process Engineering Research Institute, 6th km Charilaou-Thermi Street, Thermi-

[17]: Memento technique de l'eau, tome 1(1989), Degrement.

[18] : 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.

[19] : Raymond Desjardins, le traitement des eaux, 2^e édition revue et améliorée.

[20] : techniques de l'ingénieur

[21] : AIT MESBAH.Y et MOHAMED OUALIS : 2003, Traitement d'une eau usée secondaire
urbaine par coagulation – adsorption – ultrafiltration en présence du chlorure de calcium comme
coagulant et du charbon actif en poudre comme adsorbant, projet de fin d'études, USTHB.

[22] : GAID.A : 1994, Epuration biologique des eaux usées urbaines, Tome I, Alger.

[23] : AGHTM, La décharge a un avenir : le centre de stockage ; TSM, numéro 1, janvier 2000.

[24]: KURNIAWAN.T.A, Lo.W and YS Chan.G : 2006, Physico-chemical treatments for
removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, Journal of Hazardous Materials ,
Volume 129, Issues 1-3, p 80-100.

[25] :M.M.BARRES et AL : Les lixiviats de décharge ; le point de connaissance en 1990 ;
T.S.M/AG.HTM ; N°6 ; (1990).

[26]:G.TCHOBANOGLIOUS; solid waster; Mc graw-hill; TOKYO; (1977).

[27] : O.M.S., Réduction, traitement et élimination des déchets, GENEVE (1971).

[28] : A.N.R.E.D., Caractérisation des déchets industriels, Cahiers technique de la direction de la prévention des pollutions, N° 8, 2^{ème} édition, ANGERS (1984).

[29] : A.N.R.E.D., la décharge contrôle des résidus urbains, Cahiers technique de la direction de la prévention des pollutions, N° 6, ANGERS (1981).

[30] : F.MAMMERI, 2007, caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement. Projet de fin d'étude, E.N.P.

[31]: D.J.V.CAMPBELL, A.PARKER, J.F.REES: attenuation of potential pollutants in land fill leachate by lower green sand (septembre 1982).

[32] : Etude bibliographique sur les lixiviats produits par la mise en décharge des déchets industriels.¾ commissions des communautés européennes (1986).

[33]: GRIFFEN, SHIMP: Attenuation of pollutants in municipals land fill leachate by passage through cly, EUV-SCI-technol (octobre 1976).

[34] : LEVESQUE.L : Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales. Chrome, Cuivre, Nickel, Rapport N°4. Paris (1978).

[35] : GILL FRIANT : Les décharges contrôlées des résidus urbains, risque de pollution des eaux (Mai-Juin 1983).

[36]: le journal officiel de la république algérienne n°26, 24 Rabie El Aooul 1427 ,23 Avril 2006.

Détermination Demande chimique en oxygène (DCO)
Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

Principe :

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

Réactifs :

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

Appareillage :

- Appareil à reflux
- Bloc chauffant
- Spectrophotomètre

Mode opératoire :

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

Expression des résultats :

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

Détermination de la Demande Biochimique en Oxygène
NFT 90-103

Principe :

L'échantillon d'eau introduit dans une enceinte thermo-staée est mis à incuber en présence d'air. Les micro-organismes présents consomment l'oxygène dissous qui est remplacé en permanence par l'oxygène en provenance du volume d'air situé au dessus de l'échantillon. L'anhydride carbonique (CO₂) formé est piégé par l'hydroxyde de potassium.

Cette détermination en oxygène crée une dépression qui est enregistrée par une élévation du niveau de mercure.

Méthodes instrumentales :**Mode opératoire :**

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

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

La charge	DBO présumé e mg/l	Prise d'essai	facteur	La charge	DBO présumée mg/l	Prise d'essai	facteu r
Très faible	0 - 40	432	1	Très faible	0 - 35	428	0.1
Faible	0 - 80	365	2	Faible	0 - 70	360	0.2
Moyenne	0 - 200	250	5	Moyenne	0 - 175	244	0.5
Plus que la moyenne	0 - 400	164	10	Plus que la moyenne	0 - 350	157	1.0
Un peu chargée	0 - 800	97	20	Chargée	0 - 700	94	2.0
Chargée	0 - 2000	43.5	50	Très chargée	0 - 1400	56	4.0
Très chargée	0 - 4000	22.7	100				

Dosage des MES par centrifugation NFT 90-015

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

Appareillage :

- Centrifugeuse
- Dessiccateur

Mode opératoire :

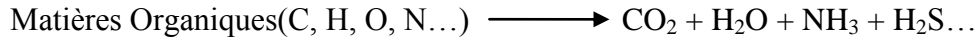
- Attendre que les échantillons soient à température ambiante.
- Homogénéiser le contenu du flacon par agitation.
Si cela est possible, introduire la totalité de l'échantillon dans le pot de la centrifugeuse, de volume de 200 à 500 ml, et centrifuger 20mn environ. Le volume V_E en ml doit conduire la pesée d'au moins 30mg de MES.
- Eliminer l'eau surnageante, remettre en suspension le culot dans de l'eau distillée (en remplissant jusqu'au niveau initial) et centrifuger 20mn.
- Recueillir le culot déposé dans une capsule préalablement séchée à 105°C et pesée à 0,1 mg près : M_1 . Rincer le pot de centrifugation deux fois, avec chaque fois environ 20ml d'eau distillée et recueillir les eaux d'entraînement dans la capsule.
- Sécher ensuite la capsule et son contenu à 105°C \pm 2°C, laisser refroidir dans un dessiccateur et peser à 0,5 mg près : M_2 . Recommencer les opérations de séchage, de refroidissement et de pesée jusqu'à ce que la différence entre deux pesées successives ne dépasse pas 0,5mg.

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

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

Détermination des MVS

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



Les molécules produites par calcination de la MO sont sous forme gazeuse à haute température et vont donc se volatiliser.

C'est pour cette raison que l'on détermine la teneur en MO par calcination à 550°C et par pesée du résidu (les cendres) qui représente les matières minérales. Par différence entre la masse de matières sèches initiale et la masse de matières minérales restante, on détermine la masse de matières organiques.

On peut donc écrire :

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

Mode opératoire :

Cette analyse peut être effectuée après la détermination des MES.

- A la fin de cette analyse, déterminer le poids P_1 en g, correspond au poids de la coupelle en porcelaine et des matières sèches qu'elle contient.
- Placer ensuite la coupelle en porcelaine dans un four à 550°C pendant une durée de 2 heures.
- Après refroidissement dans un dessiccateur, la coupelle, ne contient plus que de les cendres, est à nouveau pesée : poids P_2 en g.

La différence ($P_2 - P_1$) représente le poids des MVS de l'échantillon.

Expression des résultats : le taux de MVS en % est donnée par la formule suivante :

$$\text{MVS en \%} = (P_1 - P_2 / P_1 - P_0) * 100$$

P_0 : poids de la coupelle vide initialement.

Dosage Des Nitrites (NO_2^-)
ISO 6777-1984

Principe :

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

Réactifs :

Réactifs mixte : Sulfanilamide
Acide phosphorique
N-1- Naphtyléthylènediamine
H₂O distillé

Appareillage :

Spectrophotomètre UV-V

Mode opératoire :

- Dans une fiole jaugée introduire 1ml de l'échantillon à analyser
- Ajouter de l'eau distillée pour amener le volume à environ 40ml.
- Prévoir une fiole avec 40ml d'eau distillée pour le blanc réactif.
- Ajouter 1ml de réactifs mixte
- Compléter jusqu'au 50ml avec de l'eau distillée
- Au moins 20mn après l'ajout du réactif.

L'apparition de la coloration rose indique la présence des nitrites.

Expression des résultats :

- Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 543$ nm.
- La teneur en nitrates est déduite du graphe d'étalonnage.

Dosage Des Nitrates (NO_3^-) : Méthode au réactif Sulfophinique**(Norme AFNOR NF T 90 102)****Principe :**

En présence de salicylate de sodium et après traitement en milieu alcalin, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

Réactifs :

- Acide sulfurique (36N).
- Ammoniac.
- Phénol.

Préparation du réactif sulfophénique :

Dissoudre 12 g de phénol dans 144 ml d'acide sulfurique dans un bain-marie.

Appareillage :

- Photomètre UV-visible.
- Cellule de dosage.

Mode opératoire :

- Prendre 5 ml de l'échantillon à analyser, le faire évaporer à sec.
- Laisser refroidir et ajouter 2 ml de réactif sulfophénique.
- Attendre 10 minutes, puis ajouter 15 ml d'eau déminéralisée et 10 à 15 ml d'ammoniac qui développe la couleur jaune.
- Compléter à 50 ml avec de l'eau déminéralisée.
- Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 440$ nm.
- La teneur en nitrates est déduite du graphe d'étalonnage.

Dosage De L'Azote Ammoniacal (NH_4^+)
ISO 7150/1-1984

Principe :

Mesure spectrophotométrique à 655nm du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium comme catalyseur.

Réactifs :

Réactif A :

Acide dichloroisocyanurique.
Hydroxyde de sodium.
Eau distillée

Réactif B :

Tri citrate de sodium.
Salicylate de sodium.
Nitroprussiate de sodium.
Eau distillée

Appareillage :

Spectrophotomètre UV-V

Mode opératoire :

- Introduire dans une fiole 1ml de l'échantillon à analyser
- Compléter à 100ml avec de l'eau distillée et mélanger.
- Prélever 10ml de cette dernière solution et ajouter 4ml de réactif A+ 4ml de réactif B
- Compléter jusqu'à 50ml par de l'eau distillée
- Prévoir une fiole avec 10ml d'eau distillée pour le blanc réactif
- Laisser reposer pendant 1h 30mn

Effectuer la lecture spectrophotométrique à 655 nm.

Expression des résultats : le résultat est donné directement en mg/l.

*Dosage de l'azote Kjeldahl NTK
Norme ISO 5663-1984*

Réactifs :

- Acide sulfurique pur H₂SO₄ (pur à 98%, d=1.84).
- Catalyseur de minéralisation : sulfate de potassium (99.5 g) + sélénium en poudre (5 g).
- Solution d'acide borique : acide borique (10 g) + eau distillée (1000 ml).
- Solution d'hydroxyde de sodium : hydroxyde de sodium (400g) + eau distillée (1000ml)
- Solution d'acide sulfurique à 0.1 N.
- Indicateur coloré : rouge de méthyle, vert de bromocrésol et éthanol 95%.

Appareillage :

- Digesteur (BUCHI K- 424)
- Distillateur (BUCHI B- 324)
- Triturateur

Mode opératoire :

- Minéralisation :

Prendre 50ml d'échantillon + 1g de catalyseur + 10 ml d'acide sulfurique pur + 4heures de minéralisation, à la fin laisser refroidir à température ambiante.

- Distillation :

Après avoir transvasé le contenu de chaque tube dans une éprouvette, diluer jusqu'à 100ml
Fixer le tube dans le distillateur, ouvrir la fenêtre de dialogue, le démarrage, et les fonctions aspiration, préchauffage et nettoyage sont mises en route automatiquement à partir du menu.

- Titration :

Allumer le tritrateur et titrer avec l'acide sulfurique à 0.1 N tout en ajoutant l'indicateur coloré.
La Titration est terminée lorsque la couleur vire du bleu au rose pale.

Expression :

$$\text{NTK (mg/l)} = (V_E - V_B) * C * 14 * 1000 / P$$

Avec:

V_E: volume en ml de l'acide sulfurique utilisé pour le dosage.

V_B: volume en ml de l'acide sulfurique utilisé pour l'essai à blanc.

C : la concentration en mol/l de l'acide sulfurique.

P : le volume de la prise d'essai.

Dosage Des Sulfates méthode turbidimétrique

Principe :

Cette méthode est basée sur le fait que les ions SO_4^{-2} se précipitent en milieu acide et en présence du chlorure de baryum (BaCl_2) pour former (BaSO_4).

Réactifs :

- Solution stabilisante : (chlorure de magnésium, acétate de sodium, nitrate de potassium, acide acétique).
- Chlorure de baryum.

Mode opératoire :

- Prélever 10 ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 2 ml de solution stabilisante et agiter.
- Rajouter 0,04 g de chlorure de baryum, agiter pendant 1 minute puis verser la suspension dans la cellule du photomètre.
- Attendre 3 à 4 minutes pour effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 420$ nm.
- Essai à blanc : sur une eau déminéralisée nous procédons aux mêmes étapes mais sans ajouter le chlorure de baryum.

Dosage Des Ortho phosphates (PO_4^{3-})
ISO 6878/1-1986

Principe :

Les ions orthophosphates en solution acide (H_2SO_4) et en présence d'ions molybdate et antimoine forment un complexe d'antimonyl-phosphomolybdate qui, après réduction par l'acide ascorbique, donne un complexe de molybdène fortement coloré en bleu. Le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double de potassium et d'antimoine.

La mesure de l'absorbance de ce complexe se fait à 880nm et permet de déterminer la concentration en orthophosphates de l'échantillon.

Appareillage :

Spectrophotomètre UV-V

Réactifs :

Réactif mixte :

- Heptamolybdate d'ammonium.
- Eau distillée

- Tartrate de potassium d'antimoine hemihydraté.
- Eau distillée.

- Acide sulfurique pur.
- Eau distillée.

Réactif phosphate :

(Réactif A + Réactif B) + Réactif C = 500ml (stable 2mois)

Mode opératoire :

- Introduire dans une fiole 1ml de l'échantillon à analyser diluer à environ 50ml avec de l'eau distillée.
- Prélever 40ml de cette dernière solution ;
- Ajouter 1ml d'acide ascorbique
- Ajouter 2ml d'Heptamolybdate d'ammonium
- Compléter jusqu'à 50ml
- Prévoir une fiole avec 40ml d'eau distillée pour le blanc réactif
- Le développement de la couleur bleu après 30mn indique la présence de PO_4^{3-}
- Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 700$ nm.
- La teneur en orthophosphates est déduite du graphe d'étalonnage.

Dosage des métaux
ISO N° 82-88

Procédure d'analyse :

- Attaquer les échantillons avec (5ml HNO₃ + 2 ml H₂O₂) pour 100 ml d'échantillon
- Procéder à la digestion des échantillons dans des fioles de 100 ml et ajuster avec de l'eau distillée.
- Passer à la détermination des métaux (Cd, Cr, Cu, Co, Ni, Fe, Pb, Zn) par la spectrométrie d'absorption atomique (SAA).

Expression des résultats : le résultat est donné directement en mg/l.

Dosage des nitrates, nitrites et des orthophosphates « P1 »

➤ pH =4.2

C (g/l)	2	2.2	2.4	2.6	2.8	3
NO₂⁻ (mg/l)	67.1	76.85	84.74	94.74	141.32	137.89
NO₃⁻ (mg/l)	65	88	126	128	139	106
PO₄⁻³ (mg/l)	45.88	60.29	57.05	56.17	61.76	64.41

➤ C = 2.4 g/l

pH	1	2	3	4	5	6
NO₂⁻ (mg/l)	68.16	131.58	68.32	61.05	55	158.68
NO₃⁻ (mg/l)	177	173	90	110	80	58
PO₄⁻³ (mg/l)	141.17	119.11	76.17	59.70	40.58	16.18

➤ C = 2.4 g/l

pH	6	6.2	6.4	6.6
NO₂⁻ (mg/l)	158.68	140.52	202.63	165.79
NO₃⁻ (mg/l)	58	59	59	129
PO₄⁻³ (mg/l)	16.18	15.88	20	30.5

Dosage des nitrates, nitrites et des orthophosphates « P2 »

➤ pH =4.2

C (g/l)	0.5	1	1.5	2	2.5	3
NO₂⁻ (mg/l)	0	0	0	0	0	0
NO₃⁻ (mg/l)	310	320	290	308	331	335
PO₄⁻³ (mg/l)	332.35	443.52	349.70	358.82	195.29	335.00

➤ pH =4.2

C (g/l)	5	10	15	20	25	30
NO₂⁻ (mg/l)	0	0	0	0	0	0
NO₃⁻ (mg/l)	235	198	260	138	225	268
PO₄⁻³ (mg/l)	453.23	215.88	212.94	240.88	319.11	242.05

➤ pH =4.2

C (g/l)	30	32	34	36	38	40
NO₂⁻ (mg/l)	0	0	0	0	0	0
NO₃⁻ (mg/l)	230	325	278	332	250	270
PO₄⁻³ (mg/l)	252.05	341.76	247.05	317.94	249.41	255.58

➤ C = 30 g/l

pH	1	2	3	4	5	6
NO₂⁻ (mg/l)	0	0	0	0	0	0
NO₃⁻ (mg/l)	257	188	352	360	133	167
PO₄⁻³ (mg/l)	290.00	259.70	333.52	388.82	189.11	78.23

ملخص :

دراسة خصائص المياه الناتجة عن مركز الدفن التقني لأولاد فاييت أثبتت أن هذه الأخيرة تحوي نسبة كبيرة من التلوث. الـ DCO و الـ DBO₅ بلغت قيم متوسطة تقدر على التوالي بـ: 84386,6 مغ/ل و 27400 مغ/ل .

هاته المياه خضعت لمعالجة فيزيائوكيميائية بطريقة "التجلط- التسيخ" باستعمال المجلط كلور الحديدي 6 مرات مميّه. هاته المعالجة أعطت لنا انخفاضات مهمة في نسبة الحمولة المعدنية و العضوية (مردودية الـ DCO هي 85,55% بالنسبة للمياه متوسطة القدم و 64.10% بالنسبة للمياه الحديثة). لاجل الحصول على فعالية جد عالية لنزع التلوث، قمنا بمعالجة إضافية عن طريق الامتصاص بمادة الفحم.

كلمات مفتاحية : مفرغة مراقبة، معالجة المياه القذرة، الخصائص، التجلط- التسيخ.

Résumé

L'étude de la caractérisation des lixiviats du CET d'Ouled Fayet a montré que ces derniers présentent une très forte charge polluante. La DCO et la DBO₅ atteignent des niveaux moyens respectivement de l'ordre de 84386,6 mg/l et 27400mg/l.

Ces lixiviats ont fait l'objet d'un traitement physico-chimique par coagulation floculation avec FeCl₃, 6H₂O. Ce traitement a abouti sur un abattement relativement important de la charge organique et minérale (rendement sur la DCO de 85,55% pour le lixiviat intermédiaire et 64,10% pour le lixiviat jeune). Pour atteindre une efficacité plus élevée d'élimination de la pollution, un traitement supplémentaire par adsorption sur charbon actif à été appliqué.

Mots clés: décharge contrôle, traitement des lixiviats, caractérisation, coagulation-floculation

Abstract

Characterisation study of Ouled Fayet CET leachates shows that they are highly pollutant. Indeed, DCO and DBO₅ ratios reach an average level of about 84386,6 mg/l and 27400 mg/l respectively.

These leachates were been the subject of physico-chemical treatments by coagulation and flocculation with FeCl₃, 6H₂O. These treatments allow to drastically reduce both organic and mineral charge (by 85,55% for the intermediate leachates and 64,10% for the young one). An additional treatment by adsorption of activated carbon was applied to achieve a more efficient elimination level of pollutant.

Keyword: control discharge, leachates treatment, characterisation, coagulation – flocculation.