

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE ABBES LAGHROUR
KHENCHELA

FACULTE DES SCIENCES & DE
LA TECHNOLOGIE
DEPARTEMENT GENIE
INDUSTRIEL



جامعة عباس لغرور خنشلة

كلية العلوم و التكنولوجيا

قسم: الهندسة الصناعية

No. Réf. :/...../2022

Mémoire de fin d'étude

Pour l'obtention du diplôme de MASTER

Spécialité : Génie des procédés de l'environnement

Thème

*Traitement des lixiviats des déchets par les
procédés physico- chimiques*

Réalisé par:

BAHLOULI Salima

BOUTOBBA Khawla

Soutenu le 30 / 06 / 2022 devant les membres du jury :

Mr. BENOUNIS Pr à l'Université Khenchela Président

Mr. K. DJAFFAL MCB à l'Université Khenchela Encadreur

Mme .MECHERI MCB à l'Université Khenchela Examinatrice

2021–2022

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ

Remerciements

Nous remercions Dieu de nous avoir donné le courage, la santé, patience et courage de finir ce mémoire.

Nous tenons à remercier notre directeur de mémoire : Dr. DJAFFAL Khaled, qui n'a pas hésité de nous apporter main forte en nous guidant avec ses précieux conseils et remarques.

Il nous a été d'une grande utilité et il fait preuve d'une grande humilité, modestie et grâce à ses efforts ce modeste travail a fini par voir la lumière.

Un grand merci à Pr BENOUNIS pour l'honneur qu'il nous fait en acceptant de présider ce jury.

Nos profonds remerciements vont aussi à Dr MECHERJIN d'avoir acceptée d'examiner ce travail.

Nos profonds remerciements vont aussi

Dr. L. BEROUBA

Nous tenons à remercier l'université Abbes Laghror -Khenchela- surtout les enseignants de génie des procédés qui ont laissé leur trace sur notre cursus universitaire.

Enfin, nous remercions toute personne qui a



Dédicaces:

Je dédie ce travail,

A mes Parents

A mes Sœurs et mes Frères

*A tous les enseignants de
département du Génie Des
procédés*

*A tous mes amis sans
exception*

*A tous ceux qui me sont
chers...*

B. Salima

Dédicace

*Avant tout je remercie mon dieu le tout
puissant*

Je dédie ce travail

*A mon père, pour son soutien, son affection
et la confiance qu'il m'a accordé*

*A ma mère, pour son amour, ses
encouragements et ses sacrifices*

A mon très cher frère IBRAHIM

*A mes chères sœurs ZEMEB : SOUMIA :
MENE*

A tous la famille BOUTOUBBA

A mes chères amies

SAOUDI WAGDAN : OUMYLA

ABIR : BOUSKINE AMIRA

B. Khaulia

Table des matières

Listes des figures	xi
Listes des tableaux	xiii
Introduction générale.....	2
Références bibliographiques	4

Chapitre I: Généralités Sur Lixiviats

I.1.Introduction.....	6
I.2.Centre d'enfouissement technique	6
I.3.Classification des CET.....	7
I.3.1.Classification selon la nature de déchets.....	7
I.3.1.1.CET de Classe I	7
I.3.1.2.CET de Classe II	7
I.3.1.3. CET de Classe III.....	7
I.3.2.Classification selon le mode de stockage.....	8
I.3.2.1 La décharge contrôlée traditionnelle (classique)	8
I.3.2.2.La décharge contrôlée de type compact	8
I.3.2.3 La décharge des déchets broyés	8
I.3.2.4 La décharge des déchets mise en balles ou en cubes	8
I.4. Avantages et les inconvénients de CET	8
I.5. lixiviats	9
I.6.Formation et composition de lixiviats	9
I.6.1. Formation des lixiviats.....	9
I.6.2.Composition des lixiviats.....	10
I.7. Types de lixiviats.....	11
I.7.1.Lixiviats jeunes	11
I.7.2.Lixiviats intermédiaires.....	11
1.7.3.Lixiviats stabilisés	11
I.8.Normes de rejet des lixiviats	12
I.9.Mécanismes de formation de lixiviats	12
I.10.Quantification des lixiviats	13
I.11.Gestion des lixiviats	14
a) Variantes de gestion des lixiviats	14
I.12.Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine	15

Table des matières

I.12.1. Impact des lixiviats sur l'environnement	15
a. Pollution atmosphérique	16
b. Pollution hydrique	16
I.12.2. Impact des lixiviats sur la santé humaine	17
I.13. Procédés de traitement des lixiviats	17
I.13.1. Les Méthodes Biologiques	18
I.13.1.1. Traitement aérobie	18
I.13.1.2. Traitement anaérobies	18
I.13.1.3. Le lagunage aéré	19
I.13.1.4. Les boues activées	19
I.13.2. Les méthodes membranaires	19
a) Les filtres :	19
b) L'ultrafiltration (UF)	19
c) La nano-filtration (NF)	20
d) L'osmose inverse (OI)	20
I.13.3. Procédés d'oxydation avancée (POA)	20
□ Electrocoagulation	20
□ Electro-oxydation	20
I.13.4. Traitements thermiques	21
a. L'évaporation naturelle accélérée	21
b. L'évapo-concentration	21
c. L'incinération	21
I.13.5. Méthodes physico-chimiques	22
a. Flottation	22
b. Décantation	22
c. Filtration	22
d. L'adsorption par charbon actif	23
I.13.6. Les traitements électrochimiques	23
I.14. Comparaison Des Procédés Classiques De Traitement	24
I.15. Conclusion	25
Références bibliographique	26

Table des matières

Chapitre II: Coagulation-Floculation

II.1.Introduction	29
II.2.Généralités sur les colloïdes	29
II.3.Classification des colloïdes	30
II.3.1.Les colloïdes hydrophiles	30
Comme leur nom l'indique, une grande affinité pour l'eau et adsorbent donc une couche d'eau protectrice qui se fixe à la matière solide par des liaisons physico-chimiques avec des groupements OH ⁻ , -NH ₂ ⁻ , -COOH ⁻ , totalement ou partiellement ionisés. Dans cette catégorie on trouve les protéines, les carbohydrates et les produits organiques généralement présents dans les eaux. [2]	30
II.3.2.Les colloïdes hydrophobes	30
II.4.La théorie de la double couche	30
II.5.Stabilité des colloïdales	31
II.6.Procédés de déstabilisation des colloïdales	32
II.6.1.Compression de la double couche	33
II.6.2.Adsorption et neutralisation des charges	34
II.6.3.Emprisonnement des particules dans un précipité.....	34
II.6.4.Adsorption et pontage.....	35
II.7.Coagulation- Floculation	35
II.7.1.Coagulation.....	36
II.7.1.1. Types de coagulant	36
II.7.2. Choix de coagulant	37
II.8.Floculation	38
II.8.1.Principe	38
II.8.2.Types de floculant	38
II.9.Choix du coagulant et/ ou floculant.....	40
II.10.Mise en œuvre de la coagulation-floculation.....	40
II.11. Paramètres influençant la coagulation floculation.....	41
II.11.1.Influence de pH	41
II.11.2.Influence des sels dissouts	41
II.11.3.Influence de la température de l'eau.....	41
II.11.4.Influence de la nature du coagulant.....	41
II.11.5.Influence de la dose du coagulant.....	42

Table des matières

II.11.6.Influence de la turbidité	42
II.11.7.Influence de la grosseur et la concentration des particules colloïdales	42
II.9.11.Influence du temps et la vitesse d'agitation.....	42
II.11.9.Influence de la nature du coagulant	43
II.11.10.influence de la minéralisation	43
II.12.Conclusion	43
Références bibliographique.....	44

Chapitre III: Étude expérimental

III.1.Introduction	48
III.2. Présentation de la région de BAGHAI	48
III.2.1. Situation géographique.....	48
III.2.2.Caractéristiques physiques	49
III.2.2.1.Climat	49
III.3.Description de CET Baghai Khenchela.....	51
III.3.1.Localisation du site.....	51
III.3.2.Plan d'aménagement du CET	52
III.4.Les casiers	52
□ Casier N°1	52
□ Casier N°2 :	53
III.5.Système de lagunage	53
III.6. Nature des déchets autorisés dans le CET.....	53
III.7. Caractéristiques techniques du centre d'enfouissement de khenchela	54
III.8.Fonctionnement de CET de Baghai	55
III.8.1.Mise en place des déchets autorisés dans les alvéoles	55
III.8.2.Le principe de confinement.....	55
A- La sécurité passive	56
B- La sécurité active.....	56
C- La couverture, le comblement des casiers.....	57
III.8.3.Fourniture et mise en place de matériau pour la couverture	58
III.9.Objectifs de travail	59
III.9.1.Échantillonnage	59
III.9.2.Coagulants utilisés.....	60

Table des matières

a. Chlorure ferrique	60
b. Sulfate de fer	60
III.10. Description d'un essai de coagulation-floculation	61
III.11. Méthodes d'analyses	63
III.11.1. Analyses physico-chimiques	63
a. pH	63
b. Conductivité	63
c. Turbidité	63
d. Matières en suspensions (MES)	64
III.12. Conclusion	64
Références bibliographique	65

Chapitre IV: Résultats et Interprétations

IV.1. Introduction	67
IV.2. Effet d'ajustement de pH de la phase d'alimentation : avec un seul coagulant	68
IV.3. Effet de la concentration et la nature d'agent coagulant	70
IV.4. Effet de la vitesse	72
IV.5. Effet du temps d'agitation	74
IV.6. Conclusion	75
Conclusion générale	77
Résumé :	79
Abstract :	79
ملخص	80

Listes des figures

Figure	Titre	Page
Figure I.1	Centre d'enfouissement	06
Figure I.2	Gestion du lixiviat	15
Figure I.3	Mécanisme d'adsorption sur charbon actif	23
Figure II.1	Mécanisme d'adsorption sur charbon actif	29
Figure II.2	Représentation schématique de la double couche électrique et de l'évolution du potentiel électrique en fonction de la distance à la particule	31
Figure II.3	Variation de l'énergie de répulsion en fonction de distance qui sépare deux particules	32
Figure II.4	Variation de l'énergie de répulsion en fonction de distance qui sépare deux particules, après compression de la double couche	33
Figure II.5	Représentation schématique de la compression de la couche diffuse	33
Figure II.6	Représentation schématique de neutralisation des charges	34
Figure II.7	Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation	34
Figure II.8	Adsorption et pontage de polymères	35
Figure II.9	Processus de coagulation-floculation	35
Figure II.10	Coagulation- Floculation	36
Figure II.11.	Le sulfate ferrique en poudre.	36
Figure II.12	Sulfate d'aluminium en poudre.	37
Figure III.1	Commune de Baghai.	49
Figure III.2	CET Baghai Khenchela	51
Figure III.3	Plan d'aménagement CET Baghai Khenchela	52
Figure III.4	Casier N°1et N°2	53
Figure III.5	Système de lagunage	53
Figure III.6	Coupe d'un casier de CET de classe II.	56
Figure III.7	Schéma de principe d'un casier en fin d'exploitation	58
FigureIII.8	Couverture journalière du casier	59
Figure III.9	Lixiviat prélevé à partir de C.E.T de Khenchela.	60
FigureIII.10	Chlorure ferrique et sulfate ferreux	60
FigureIII.11	Schéma de traitement de lixiviats par le procédé de coagulation-floculation en utilisant $FeCl_3$ et $FeSO_4$.	62
Figure III.12	Turbidimètre utilisé pour les mesures de turbidité des surnageants.	64
Figure IV.1	Variation de la turbidité de surnageant en fonction de la dose de coagulant $FeCl_3$	69
Figure IV.2	de pH du surnageant en fonction de la dose de coagulant $FeCl_3$	69
Figure IV.3	Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose de coagulant $FeCl_3$	68
Figure IV.4	Variation des MES du surnageant en fonction de la dose de coagulant $FeCl_3$	70
Figure IV.5	Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose et de la nature du coagulant (vitesse d'agitation $v=250$ tr/min, $t= 10$ min).	71
Figure IV.6	Variation de pH du surnageant en fonction de la dose et de la nature du coagulant (vitesse d'agitation $v=250$ tr/min, $t= 10$ min).	71
Figure IV.7	Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose et de la nature du coagulant (vitesse d'agitation $v=250$ tr/min, $t= 10$ min).	73

Listes des figures

Figure IV.8	Variation du pH, conductivité, masse de boues et MES pour le FeCl_3 . (vitesse = 100 tr/min ,t = 10 min)	73
Figure IV.9	Variation du pH, conductivité, masse de boues et MES pour le FeSO_4 . (vitesse = 100 tr/min, t= 10 min)	72
Figure IV.10	Variation du pH, conductivité, masse de boues et MES pour le FeCl_3 . (vitesse = 250 tr/min, t = 20 min)	74
Figure IV.11	Variation du pH, conductivité, masse de boues et MES pour le FeSO_4 . (vitesse = 250 tr/min, t = 20 min)	75

Listes des tableaux

Tableau	Titre	Page
Tableau I.1.	Avantages et inconvénients d'une décharge contrôlée	09
Tableau I.2.	Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères	10
Tableau I.3..	Les normes de rejet des lixiviats dans le milieu environnemental.	12
Tableau I.4..	Comparaison des procédés classiques de traitement des eaux.	24
Tableau II.1.	Dérivés de sel de fer.	36
Tableau II.2	Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium.	41
Tableau III.1	Répartition mensuelle des températures	49
Tableau III.2	Répartition mensuelle et annuelle des précipitations	50
Tableau III.3	Répartition saisonnière des précipitations	50
Tableau III.4	Répartition spatiale des pluies	50
Tableau III.5	La nature des déchets	54
Tableau III.6.	Les appareils utilise	61

Introduction générale

Introduction générale

La forte croissance économique et démographique à travers le monde s'est accompagnée d'une production massive de déchets de toutes sortes. A l'heure actuelle, l'enfouissement constitue le principal mode de gestion des déchets dans plusieurs pays du monde. Les déchets enfouis subissent divers processus de transformations chimiques et biologiques à l'intérieur de la décharge [1]. La percolation de l'eau de pluie à travers une décharge entraîne la production d'un effluent pollué en matières organiques et minérales appelé lixiviat [2]. Vu l'effet nocif que ces lixiviats peuvent présenter pour l'environnement, une attention particulière doit être portée sur ces derniers afin de préserver toute contamination dans la nappe phréatique ou la pollution des milieux aquatiques avoisinants. La composition physico-chimique des lixiviats varie d'une décharge à une autre. La teneur en polluants des lixiviats est fortement influencée par l'âge de la décharge. Ainsi, les lixiviats issus des décharges « jeunes » sont caractérisés par une forte concentration en matières organiques principalement biodégradables [3].

Par leur charge polluante souvent importante, les lixiviats doivent subir un traitement d'épuration avant d'être rejetés vers le milieu naturel. En termes de rejet, les filières traditionnelles, qui dérivent du traitement des eaux usées (traitement biologique, osmose inverse, nanofiltration...), ont dû évoluer avec l'introduction de nouveaux procédés. Ces technologies ont déjà montré leur potentiel dans le traitement de polluants organiques toxiques et "biologiquement récalcitrants". La coagulation-floculation est un procédé qui a montré une grande efficacité de l'élimination de la pollution dans le traitement des effluents [4, 5]. Ce processus peut être appliqué directement sur les lixiviats pour éliminer les matières organiques avec les matières en suspension [6].

La coagulation-floculation est utilisée pour le traitement de l'eau potable ou le traitement d'eau usée. C'est un procédé attirant en raison de ses nombreux avantages tels que sa compatibilité environnementale, son adaptabilité, son efficacité. Au cours des dernières années, un large éventail d'expériences de laboratoire et à l'échelle pilote a été menée pour évaluer l'effet de plusieurs coagulants [7,8]. Les plus couramment utilisés sont les sels trivalents de fer $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$ et d'aluminium $Al_2(SO_4)_3$ et dans une moindre mesure le sulfate ferreux $FeSO_4$. Cependant, dans l'application du traitement par coagulation-floculation pour les lixiviats, une grande quantité de boue est générée. Cet aspect est à prendre en considération lors du choix du coagulant [9].

Le manuscrit comprend donc quatre chapitres :

Le premier chapitre de ce mémoire sera consacré à l'étude bibliographique portant sur les lixiviats des centres d'enfouissement ainsi que sur les différentes méthodes de traitement de cet effluent en particulier la coagulation-floculation.

Le deuxième chapitre présente un rapide rappel sur la coagulation-floculation comme méthode de traitement de lixiviat en donnant l'essentiel de ses bases théoriques. Le chapitre trois fait appel sur le centre d'enfouissement technique de Baghai ainsi que les méthodes et les techniques d'analyses adoptées. Le quatrième chapitre porte sur l'étude de traitement de lixiviat avec les coagulants à base des sels ferriques (chlorure ferrique, sulfate ferreux). Les effets des paramètres opératoires tels que l'ajustement de pH de la solution, la dose et la nature de coagulant, ont été examinés. L'efficacité du procédé est évaluée en termes de turbidité, production de boues , pH final des surnageants, conductivité électrique.

Références bibliographiques

- [1] Kjeldsen, P.; Barlaz, M.A.; Rooker, A.P.; Baun, A.; Ledin, A.; Christensen, T.H. (2002) Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32 (4): 297-336.
- [2] Lema, J.; Mendez, R.; Blazquez, R. (1988) Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 40 (3-4): 223-250.
- [3] Harmsen, J. (1983) Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. *Water Research*, 17 (6): 699-705.
- [4] Berradi, M.; Chabab, Z.; Arroub, H.; Nounah, H.; El Harfi, A. (2014) Optimization of the coagulation/flocculation process for the treatment of industrial wastewater from the hot dip galvanizing of steel. *Journal of Materials and Environmental Science*, 5 (2): 360-365.
- [5] Majdy, I.; Cherkaoui, E.; Nounah, A.; Khamar, M. (2015) The physico-chemical treatment by coagulation flocculation of wastewater discharges from the city of Sale. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6 (3): 834-839.
- [6] Amor, C.; Torres-Sociás, E.; Peres, J.; Maldonado, M.; Oller, I.; Malato, S.; Lucas, M. (2015) Mature Landfill Leachate Treatment by Coagulation/Flocculation Combined With Fenton and Solar photo-Fenton Processes. *Journal of Hazardous Materials*, 286 (9): 261-268.
- [7] Huseyin, S. (2005) Decolorization and detoxification of textile wastewater by ozonation and coagulation processes. *Dyes and Pigments*, 64 (3): 217-222
- [8] Sangyong, K.; Chulhwan P.; Tak-Hyum, K.; jinwon, L.; Seung, K.; (2003) COD reduction and decolorization of textile effluent using a combined process. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 95 (1): 102-105.
- [9] Shyh-Fang, K.; Chih-Hsaing, L.; Mon-Chun, C. (2002) Pre-oxidation and coagulation of textile wastewater by the Fenton process. *Chemosphere*, 46 (6): 923-928.

Chapitre I
Généralités sur lixiviations

I.1.Introduction

Un déchet est tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation et plus, généralement, toute substance ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer [1].

La mise en décharge est une méthode qui a été très utilisée pour traiter les ordures ménagères. Néanmoins, l'enfouissement des déchets provoque de nombreuses nuisances dans l'environnement : pollution de l'eau par production de lixiviats, dégagement d'odeurs, risques d'incendies, création d'un biotope favorable à l'accroissement des populations d'insectes et de rongeurs, contribution à l'aggravation de l'effet de serre.

La principale source de pollution est néanmoins constituée par les percolas de décharge qui sont à l'origine de la contamination des sols, des eaux de surfaces et des eaux des nappes aquifères.

I.2.Centre d'enfouissement technique

Les centres d'enfouissements techniques sont définis comme un site d'élimination des déchets par dépôt sur ou dans la terre (c'est à dire en sous-sol). Le CET est une parcelle de terre ou excavation dans laquelle sont enfouis des déchets ménagers, des déchets solides commerciaux, des boues non toxiques et des déchets solides industriels. Ils sont soumis à un arrêté administratif officiel d'autorisation d'exploitation.

Selon la nature des déchets admis et en fonction de leur perméabilité les centres de stockage de déchets sont répartis en trois classes [2].

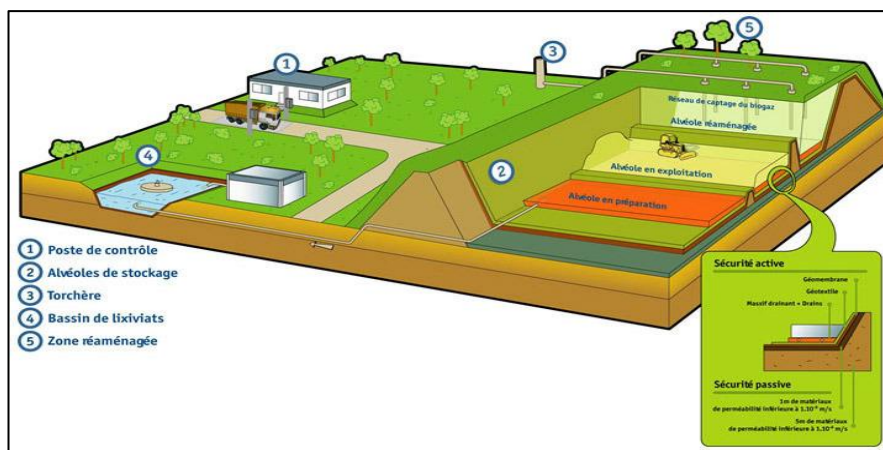


Figure I.1:Centre d'enfouissement [2].

I.3. Classification des CET

I.3.1. Classification selon la nature de déchets

I.3.1.1. CET de Classe I

En plus des déchets urbains et banals, ces décharges sont habilitées à recevoir certains déchets industriels spéciaux. Ainsi sont admis dans ces CET de classe I :

- ✓ Les déchets industriels spéciaux de catégories A qui sont : les résidus de l'incinération ; les résidus de la sidérurgie.
- ✓ Les déchets minéraux de traitement chimique : sels métalliques, sels minéraux, oxydes métalliques.
- ✓ Les déchets de catégories B qui sont : Les résidus de traitement d'effluents industriels et d'eaux industrielles, de déchets ou de sols pollués.
- ✓ Les résidus de peinture : déchets de peinture solide, de résine de vernis. [2]

I.3.1.2. CET de Classe II

Les déchets admissibles dans ces décharges sont :

- ✓ Ordures ménagères.
- ✓ Déchets ménagers encombrants.
- ✓ Déblais et gravats.
- ✓ Déchets commerciaux, artisanaux et industriels banals assimilables aux ordures ménagères.
- ✓ Déchets d'origine agricole ne présentant pas de danger pour la santé humaine et l'environnement.
- ✓ Pneumatiques.
- ✓ Cendres et produits d'épuration refroidis résultant de l'incinération des ordures ménagères.
- ✓ Boues en provenance de l'assainissement urbain. [2]

I.3.1.3. CET de Classe III

Ce sont les installations de stockage recevant essentiellement des déchets inertes. Les décharges de classe III, reçoivent les déchets inertes d'origine domestique comme les déchets issus du bricolage familial et les déblais et gravats qui peuvent également être stockés dans les décharges de classe II. Ils reçoivent aussi les déchets de chantiers et les déchets de carrière. [3]

I.3.2. Classification selon le mode de stockage

Il existe plusieurs types de décharges contrôlées :

I.3.2.1 La décharge contrôlée traditionnelle (classique)

Dans ce type de décharge, les déchets sont déposés en couches régulières sur un terrain adéquat et couverts en suite par du sable argileux ; elle est recommandée en zone rurale à cause des espaces disponibles. [2]

I.3.2.2. La décharge contrôlée de type compact

Le développement des emballages en papier et en plastique, a rendu la méthode classique de décharge contrôlée moins efficace du fait de la diminution de la densité des déchets. Les déchets sont compactés par des engins lourds à roues spéciales (coupeaux) qui tassent les déchets en diminuant leur volume. [2]

I.3.2.3 La décharge des déchets broyés

Ce type d'exploitation consiste à broyer les déchets préalablement avant leur mise en décharge.

I.3.2.4 La décharge des déchets mise en balles ou en cubes

La mise en balles des ordures ménagères par compression est une technique simple de mise en décharge, les ordures à l'origine sont peu denses donc susceptibles d'une forte réduction du volume initiale avec injection d'une quantité d'eau importante.

Le principe de compression des déchets consiste à confectionner des blocs en forme de cubes de dimension standard qui sont faciles à transporter et les entasser les uns sur les autres dans la décharge. [2].

I.4. Avantages et les inconvénients de CET

Les avantages et les inconvénients d'une décharge contrôlée sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau I.1:Avantages et inconvénients d'une décharge contrôlée [2]

Avantages	<ul style="list-style-type: none">- Procédé de traitement des déchets autonome- Grande souplesse d'adaptation aux quantités à traiter- Coûts faibles- Valorisation des terrains
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none">- Choix d'un site convenable- Nécessité d'une exploitation rigoureuse- Solution temporaire (capacité du site).

I.5. lixiviat

Les lixiviats sont des effluents toxiques issus des centres de stockage des déchets. Ils sont composés de multiples éléments organiques et minéraux. Le lixiviat est défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques c'est « le jus des poubelles ». La composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, leur taux d'humidité et l'âge de la décharge sont les principaux paramètres influençant sur la composition du lixiviat.

La production massive de celui-ci engendre des risques de pollution des sols, des rivières et des nappes phréatiques, Il est donc nécessaire de le collecter et de le traiter avant son rejet dans le milieu naturel [4].

I.6. Formation et composition de lixiviat

I.6.1. Formation des lixiviats

Les lixiviats apparaissent dès que l'humidité des déchets est supérieure à leur capacité de rétention. A partir de ce moment, les eaux de percolation, provenant essentiellement des précipitations, ne peuvent plus être retenues par le déchet et s'écoulent dans l'espace des pores. Plusieurs facteurs agissent sur la formation des lixiviats :

- Le climat et l'hydrogéologie (précipitations, neige, infiltration d'eaux souterraines si le site n'est pas étanchéiste) ;
- La gestion du site (taux de compactage, déchets broyés, recirculation de lixiviat, géo membrane.....) ;
- Le type et la qualité des déchets (porosité, âge, densité, humidité initiale...). [4]

I.6.2.Composition des lixiviats

Les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat sont la composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, leur taux d’humidité, leur température, le taux d’infiltration de l’eau dans les déchets, les conditions climatiques et l’âge de la décharge. Malgré sa complexité, quatre groupes de polluants caractérisent le lixiviat:

- ✓ la matière organique dissoute,
- ✓ les composés organiques anthropiques (hydrocarbures aromatiques, phénols, composés aliphatiques chlorés...) concentration inférieure à 1 mg/L,
- ✓ les composés minéraux majeurs : Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} ...,
- ✓ les métaux lourds (Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb...) à l’état de traces.

Les principales mesures caractérisant un lixiviat sont la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biologique en oxygène (DBO), le carbone organique dissous (COD), l’azote (NTK), le PH, la conductivité, les métaux, etc.... [2].

Le tableau I.2 présente les valeurs extrêmes qui peuvent être retrouvées dans un lixiviat.

Tableau I.2:Caractéristiques des lixiviats d'ordures ménagères [2].

	Paramètres	Valeurs limites
Paramètres globaux	pH	4,5 -9
	Conductivité	2500 -25000 μ S/cm
	COD	30 -27700 mg C/L
	DBO ₅	20 -57000 mg O ₂ /L
	DCO	140 -90000 mg O ₂ /L
	NTK	14 -2500 mg N/L
Principaux ions(mg/L)	Ammonium	50 -1800
	Calcium	10 -7200
	Fer	1 -5
	Manganèse	0,03 - 1400
	Potassium	50 - 3700
	Sodium	70 - 7700
	Carbonate	610 - 7320
	Chlorure	150 - 4500
	Sulfate	8 -7750

I.7. Types de lixiviat

Suivant le stade d'évolution biologique des déchets, trois types de lixiviats ont été distingués :

I.7.1.Lixiviats jeunes

- Une charge organique élevée ($DCO > 2000$ mg d' O_2/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 2 g/L).
- Un rapport COT/DCO voisin de 0.3. [5]

I.7.2.Lixiviats intermédiaires

Au cours du temps la composition des pércolats évolue de celle de type lixiviats jeunes vers celle de lixiviats stabilisés. Ils présentent notamment :

- Une charge organique avec une DCO comprise entre 3000 et 15000 mg d' O_2/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. [5]

1.7.3.Lixiviats stabilisés

- Une charge organique assez faible ($DCO < 2000$ mg d' O_2/L).
- Une biodégradabilité très faible ($DBO_5 / DCO < 0,1$).
- Une absence d'acides carboxyliques.
- Une teneur en métaux faible < 50 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 oxydable. [5]

I.8. Normes de rejet des lixiviats

Vu leur degré de pollution, le rejet des lixiviats est régulé par des normes strictes afin de minimiser l'impact de la contamination des milieux récepteurs. À ce corpus réglementaire s'ajoute « les Objectifs Environnementaux de Rejet » qui s'insèrent dans la même optique pour réduire davantage ces limites de rejets. Ils sont déterminés et calculés à partir des caractéristiques du milieu récepteur, de la qualité de l'eau de surface avoisinante, des conditions hydrodynamiques et des usages du milieu. [6]

les normes de rejet des lixiviats dans le milieu environnemental.

Tableau I.3: Les normes de rejet des lixiviats dans le milieu environnemental. [7]

Paramètres	Unités	Normes au Québec		Normes en France (selon la charge volumétrique)	norme Algérienne
		Valeurs limites	Moyenne mensuelle		
DBO ₅	mg/L	150	65	30 -100	35
DCO	mg/L	-	-	125 - 300	120
COT	mg/L	-	-	70	/
pH	-	6 – 9,5		-	6.5-8.5
N-NH ₄	mg/L	25	10	-	/
Azote total	mg/L	-		30	30
MES	mg/L	90	35	35 -100	35
Zn	mg/L	0,17	0,07	-	/
Coliformes fécaux	UFC/100 mL	-	1000	-	/
Composés phénoliques	mg/L	0,085	0,030	-	/

I.9. Mécanismes de formation de lixiviats

La masse des déchets enfouis se comporte comme un milieu poreux plus ou moins perméable, qui permet aux eaux météoriques qui s'infiltrent à la surface de la décharge et aux eaux présentes initialement dans les déchets, d'en atteindre le fond pour produire un « jus de décharge » ou lixiviats qui prend en compte également l'eau de décomposition de la matière organique. Les lixiviats sont produits en grande quantité dans les décharges où sont entreposés des déchets très humides et sans précaution vis-à-vis de la pluviométrie et qui sont très chargés en polluants organiques issus en particulier des réactions de fermentation. Ces lixiviats contiennent des bactéries, beaucoup de matières organiques (biodégradables, mais

aussi réfractaires à la biodégradation) et sont constituées dans la majeure partie par des substances humiques, mais aussi par de l'azote ammoniacal, des métaux lourds, des organochlorés et des sels inorganiques. La formation des lixiviats met en jeu une grande diversité de phénomènes qui joueront plus ou moins en fonction de la nature des déchets, l'âge de la décharge, les conditions climatiques, le mode d'exploitation du centre de stockage (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage...) et l'infiltration des eaux. Ces phénomènes peuvent être répartis en deux catégories:

- Les mécanismes physico-chimiques : évolution du PH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydoréduction des solutions percolant à travers les déchets. Ces solutions mettent en œuvre des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydoréduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière ;
- Les processus biologiques aérobies et anaérobies qui vont dégrader la fraction organique fermentescible des déchets. Il est admis que le phénomène de biodégradation est à l'origine des réactions complexes qui rendent difficile la généralisation de l'ensemble des phénomènes réels. [8].

I.10. Quantification des lixiviats

L'évaluation des volumes de lixiviats produits peut être obtenue en faisant un bilan hydrique en tenant compte des conditions naturelles et du mode d'exploitation :

$$P + E_D + R_1 = I + E + E_{TR} + R_2$$

Où :

- **P** est le volume des précipitations ;
- **E_D** est le volume d'eau apporté par les déchets ;
- **R₁** est le volume d'eau apporté par ruissellement ;
- **I** est le volume de lixiviats infiltrés dans le sous-sol à travers le fond de la décharge ;
- **E** est le volume de lixiviats collectés ;
- **E_{TR}** est le volume d'eau éliminé par évapotranspiration réelle ;
- **R₂** est le volume d'eau exporté de la décharge par ruissellement.

Cette approche très conceptuelle ne rend pas totalement compte de la complexité des phénomènes réels mais fournit des indications sur la sensibilité des systèmes à travers

l'analyse paramétrique. Elle permet de prévoir l'évolution du système dans le temps à partir de modèles calés sur les observations de terrain. [9]

I.11. Gestion des lixiviats

La gestion des lixiviats consiste à drainer les lixiviats se trouvant en fond de casier et les évacuer dans un bassin de traitement. Une partie de lixiviats produits au niveau de la décharge sera engagée lors du procédé de la digestion anaérobie (méthanisation) de la fraction organique des déchets qui se transformera en biogaz (CH_4 et CO_2). Cependant, la partie restante des lixiviats migrera vers le fond des casiers et sera drainée et acheminée vers deux bassins de stockage désignés à ces fins.

Un drain périphérique en PEHD sera installé au pied de la digue à l'intérieur du casier. Les surfaces alimentant le drain auront une pente de 2.5 % afin de faciliter l'écoulement gravitaire des lixiviats vers la conduite principale. Le système de collecte de lixiviats sera équipé d'un réseau de tuyaux perforés, raccordés entre eux par soudure ou par manchons. Les drains perforés seront raccordés à une station de pompage placée à l'extérieur du casier. A partir de cette station, une pompe prendra en charge le refoulement des lixiviats vers les bassins de traitement. Cette pompe sera submersible et assurera un débit de 2 L/s.

Les collecteurs et équipements du système de collecte des lixiviats devront être étanches, stables et résistants à la rupture. Des drains en PEHD DN 250 fixés entre eux sont prévus. La classe de résistance mécanique minimale est PN16.

Les collecteurs des lixiviats seront posés sur un lit de sable préparé en conséquence dans un creux de la couche d'étanchéité. L'angle d'appui sera de 120 degrés. Ils seront recouverts Chapitre III Pollution par les déchets ménagers Partie 1 : Synthèse bibliographique 28 par du gravier filtrant 25/40 (teneur en carbonate de calcium < 30 % du poids) jusqu'à 40 cm au-dessus de leur génératrice supérieure. [10]

a) Variantes de gestion des lixiviats

- **Variante L1** : Cette étape consiste simplement en un prétraitement et une recirculation des effluents dans les cellules. Le prétraitement consiste en un déshuilage puis recirculation des effluents dans les cellules d'enfouissement. Ainsi, en période de bilan hydrique négatif, profiter de l'évapotranspiration pour éliminer l'effluent naturellement (évapotranspiration). [10]

- **Variante L2** : Il s'agit d'un procédé biologique par lagunage pour l'élimination de la pollution biologique (matières organiques putrescibles), suivi d'un plateau absorbant planté de roseaux hydrophiles permettant d'éliminer par absorption, à travers les racines des macrophytes plantés, la pollution minérale (azote, phosphore) et les métaux lourds. Le dispositif d'épuration in situ suivant peut être adopté : - 2 bassins en série permettant un temps de séjour minimal de 3 jours chacun ($3 \times 70 = 210 \text{ m}^3$). Ces bassins doivent avoir des dimensions telles que les courts-circuits hydrauliques seront limités (longueur = 3 fois largeur). Les bassins auront donc les dimensions suivantes : 3 m de largeur, 9 m de longueur et 1,5 m de profondeur. [10]

- Le plateau absorbant peut avoir les mêmes dimensions que les bassins en amont.

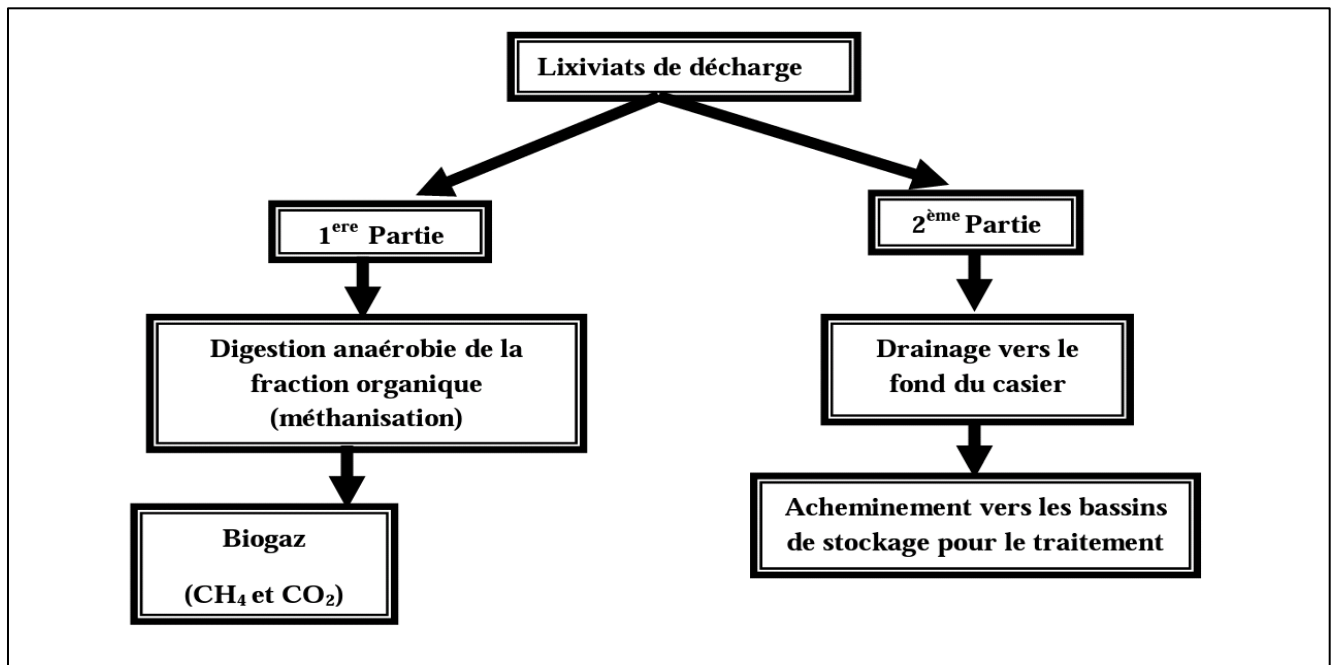


Figure I.2:Gestion du lixiviat. [10]

I.12.Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine

I.12.1.Impact des lixiviats sur l'environnement

La mise en décharge de déchets, 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 de l'air ou pollution atmosphérique ;
- la pollution hydrique (eaux superficielles, eaux souterraines). [1]

a. Pollution atmosphérique

La combustion incontrôlée et incomplète de déchets solides peut provoquer le dégagement dans l'atmosphère de polluants indésirables (particules solides, dioxyde de soufre, oxydes d'azote, hydrocarbures et autres gaz délétères), qui risquent d'avoir des effets nocifs sur la santé de ceux qui les inhalent. De ce point de vue, la principale source de pollution de l'air est la combustion, accidentelle ou spontanée de dépôts de déchets à l'air libre, qui donne naissance à de grandes quantités de fumées et d'odeurs nauséabondes. [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. [1]

-Explosions

Des risques d'explosion existent essentiellement à la surface du dépôt car le mélange airméthane 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 le P.C.I est de 35.83 MJ.m^{-3} . A 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. [1]

-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 (par asphyxie des racines). [1]

b. Pollution hydrique

Le risque de pollution des eaux par des décharges est un problème qui préoccupe de plus en plus les hydrogéologues et les spécialistes de la qualité de l'eau. Ainsi, de nombreuses études, réalisées dans nombre de 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 des eaux d'interaction des lixiviats avec le sous-sol. Ces interactions dépendent des particules effectivement retenues par les minéraux argileux (silicate d'aluminium, de fer, de magnésium) plus ou moins hydratés. Elles dépendent aussi des propriétés physico-chimiques des argiles et de leur comportement au cours du temps, mais aussi du comportement des produits organiques et de leurs interférences avec les matières argileuses. Elles dépendent, enfin, du comportement des métaux lourds. [1]

I.12.2.Impact des lixiviats sur la santé humaine

Le lixiviat peut migrer vers les eaux souterraines et de surface, créant un panache de contamination. Le danger survient lorsque ce lixiviat entre en contact ou est absorbé en quantité significative par des individus d'une population exposée, comme dans le cas où des métaux toxiques contenus dans les déchets peuvent diffuser par lixiviation dans les sols puis dans les eaux souterraines. [1]

I.13.Procédés de traitement des lixiviats

Le traitement des lixiviats peut être apparenté avec le traitement des eaux usées. Toutefois, vu les différents facteurs et la grande variabilité des éléments caractérisant les lixiviats, l'abattement de polluants devient plus complexe que celui des eaux usées urbaines. Les lixiviats ont des valeurs en DBO et DCO qui peuvent aller jusqu'à 200 fois celles des eaux usées urbaines. En plus, les quantités ainsi que les débits ne sont pas les mêmes et les fortes productions de lixiviats sont observées en hiver ou lors de la saison de fonte de neige. D'une manière générale, les modes de traitement des lixiviats peuvent être soit conventionnels ou non conventionnels. Le traitement conventionnel comprend le transfert de ces derniers soit par recyclage ou par traitement combiné avec les eaux usées domestiques, le traitement biologique en aérobie et/ou anaérobie et le traitement physico-chimique soit par oxydation, aération, précipitation, adsorption, coagulation, floculation et sédimentation.

Le traitement non conventionnel est essentiellement le traitement membranaire, dont la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse.

Pour le choix et la conception d'une unité de traitement des lixiviats des sites d'enfouissement sanitaire, il est impératif d'avoir une excellente connaissance du mode d'enfouissement, la

conception du site d'enfouissement en lui-même, la quantité et la qualité des lixiviats, le degré de traitement exigé par la réglementation et le mode de disposition des résidus ainsi que les effluents ultimes.

I.13.1. Les Méthodes Biologiques

Les procédés biologiques sont largement utilisés pour le traitement des lixiviats. On rencontre dans la littérature, différentes technologies biologiques appliquées au traitement des lixiviats, boue activée, bio-disque, réacteur biologique séquentiel. Les procédés biologiques présentent comme principal atout l'efficacité à traiter les polluants organiques biodégradables avec un coût économique rentable.

Ils sont aussi efficaces pour le traitement des lixiviats jeunes qui sont caractérisés par un rapport de biodégradabilité (DBO_5/DCO) élevé. Cependant leur utilisation est limitée pour l'épuration des lixiviats matures qui présentent un grand pourcentage de composés bio-réfractaires. [11]

I.13.1.1. Traitement aérobie

Les traitements biologiques aérobies font appel aux micro-organismes naturellement présents dans le milieu naturel pour dégrader les polluants présents. L'apport d'oxygène peut être naturel (le vent ou système de cascade) dans les petites installations de lagunage ou artificiel (turbine ou diffusion de microbulles) et dans les stations d'épuration de type "boues activées". Les bactéries peuvent être libres (boue activée, lagunage) ou fixées (lit bactérien, filtres plantés, filtres à sable, bio-filtre) ou même sous forme de biodisques. Même si les processus aérobies se sont révélés efficaces pour l'élimination des polluants organiques et de l'ammoniac, beaucoup d'inconvénients nous mènent à se concentrer sur d'autres technologies.

Parmi ces inconvénients on cite :

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

I.13.1.2. Traitement anaérobies

Contrairement au traitement aérobie, la digestion anaérobie consomme peu d'énergie et produit très peu de matières solides. En outre, il est possible d'utiliser le CH_4 produit pour

réchauffer le digesteur qui travaille habituellement à 35 °C. Le principal inconvénient de ce procédé est sa sensibilité aux substances toxiques. [9]

I.13.1.3. Le lagunage aéré

L'effluent prétraité séjourne pendant une durée allant de plusieurs semaines à plusieurs mois, dans des bassins peu profonds mais de grande surface. L'épuration biologique est assurée par les microorganismes se développant dans le milieu grâce à l'oxygène de la photosynthèse des algues (lagunage naturel) ; le cas échéant, par aération artificielle : lagunage aéré par insufflation d'air. Ce procédé permet également la stabilité des boues produites. En raison de sa simplicité d'exploitation et de son efficacité, cette technique connaît un essor important dans les pays en voie de développement et également en Europe, pour le traitement des eaux usées des communes rurales. [4]

I.13.1.4. Les boues activées

Le processus d'épuration par boues activées est le plus répandu. Son développement est dû à ses excellentes performances de dépollution (rendement supérieur à 95%) par rapport aux autres procédés existants. En contrepartie, suivant le type d'effluents à traiter, ce procédé peut être difficile à maîtrise notamment pour le traitement de l'azote et du phosphore ou en cas de variations importantes des flux à traiter [12].

Son traitement comporte deux phases :

- Contact de la biomasse et de l'eau usée dans un réacteur.
- Séparation des solides de la phase liquide épurée par décantation.

I.13.2. Les méthodes membranaires

Le principe du traitement membranaire est la filtration de l'effluent au-dessus d'un certain seuil granulométrique. [13]

- a) **Les filtres** : Il existe de nombreux types de filtres qui sont utilisés en prétraitement pour enlever les particules les plus grossières à l'échelle du mm. [13]
- b) **L'ultrafiltration (UF)** : est la filtration des particules supérieures au μm . Les particules évacuées sont principalement les bactéries et les MES. Ce procédé est souvent utilisé après un prétraitement biologique, pour évacuer les bactéries avant d'envoyer l'effluent vers une filière membranaire plus sélective type osmose inverse (OI). [13]

- c) **La nano-filtration (NF)** : permet de filtrer les molécules d'un poids supérieur à 300 Da métaux, DCO dure). La pression en entrée va de 6 à 30 bars. La nano-filtration est un bon intermédiaire entre l'UF et l'OI pour abattre une majeure partie des polluants. Cependant, les membranes se colmatent assez rapidement et il faut veiller à les contrôler régulièrement. [14]
- d) **L'osmose inverse (OI)** : est un des procédés les plus fréquemment utilisés pour traiter les lixiviats. Il est aussi utilisé pour produire de l'eau potable ou des saliniser l'eau de mer. L'OI permet de concentrer tous les solides dissous ou en suspension en filtrant les molécules autres que la molécule d' H_2O . Elle est extrêmement efficace et les rendements épuratoires sont généralement très bons (>98% pour la DCO). Un des points faibles de ce procédé est l'encrassement récurrent des membranes et la production d'un volume important de saumures (concentrat), qu'il faut ensuite traiter par surconcentration ou incinération. [13]

I.13.3. Procédés d'oxydation avancée (POA)

L'oxydation par ozonation est un procédé très efficace pour détruire toute forme de pollution organique. L'ozonneur va bombarder l'effluent d' O_3 , molécule très oxydante préalablement produite grâce au dioxygène de l'air (exposition aux UV ou application d'un courant électrique puissant, scindant la molécule en deux radicaux d'oxygène distincts). Ce procédé est souvent utilisé dans les usines de production d'eau potable en fin de traitement. Il est encore très peu utilisé pour traiter les lixiviats. [13]

➤ **Électrocoagulation**

L'électrocoagulation est directement liée à la coagulation chimique conventionnelle. Elle consiste à la formation d'espèces coagulantes à partir de la dissolution anodique d'électrodes métalliques : électrodes de fer, d'aluminium, de zinc ou de magnésium. Ces espèces réagissent, par la suite, avec les matières en suspension et les colloïdes pour stabiliser leurs charges généralement négatives, permettre leurs complexations, et réduire ainsi la turbidité de l'effluent. [15]

➤ **Électro-oxydation**

Plusieurs travaux ont souligné l'émergence des polluants récalcitrants et réfractaires (hydrocarbures aromatiques polycycliques, pesticides, molécules issues de l'industrie pharmaceutique) dans les effluents résiduaux. Les filières classiques de traitement, unitaires de types biologiques et physico-chimiques, ont du mal à les éliminer. Comme alternative, et

pour surmonter cette problématique, l'électrooxydation se présente comme une solution appropriée puisqu'elle permet l'électrocombustion des polluants (minéralisation en CO₂ et O₂) ou aboutit à une électroconversion en fractions davantage biodégradables. [9]

I.13.4. Traitements thermiques

Le principe des traitements thermiques est de concentrer la pollution dans une phase solide ou liquide. Les principaux procédés disponibles sont l'évaporation naturelle accélérée, l'évapo-concentration ou l'incinération. [15]

a. L'évaporation naturelle accélérée

Permet d'évaporer à pression ambiante l'effluent en augmentant la surface d'échange et sa température. Il est peu courant d'avoir recours à ce type de procédé pour le traitement des lixiviats. [16]

b. L'évapo-concentration

Permet de séparer les polluants du lixiviat brut en les concentrant dans la phase liquide alors que l'effluent épuré est évacué sous forme gazeuse. En général, le traitement s'effectue à très basse pression (moins de 0,1 bar) pour favoriser l'évaporation, les vapeurs sont collectées puis condensées et les concentrats restent au fond de l'évapo-concentrateur. Il existe de nombreux systèmes d'optimisation énergétique comme la récupération de la chaleur lors de la condensation de l'effluent ou l'échange de chaleur avec les moteurs fonctionnant au biogaz. [13]

c. L'incinération

Concentre les polluants dans la phase solide, résidu de la combustion. La température dans le four va de 850 à 1100°C. Les vapeurs, avant d'être rejetées dans le milieu naturel, sont traitées afin d'éliminer les polluants résiduels. [16]

Le traitement thermique est effectué à l'aide de l'évaporateur réalisant un changement de phase du liquide au gazeux. L'évaporateur possède deux plaques de fer fixes qui se réchauffent par le brûleur pour donner la chaleur au liquide. Le liquide est homogénéisé par une pompe qui laisse le liquide circuler dans l'évaporateur. Le traitement thermique est utilisé de temps en temps dans la décharge pour traiter les lixiviats. Il n'est pas accrédité par la décharge car il ne permet pas de traiter toutes les quantités de lixiviats produites par la décharge chaque jour. [8]

I.13.5.Méthodes physico-chimiques

Les techniques de traitement physico-chimiques les plus couramment rencontrées pour le traitement des lixiviats sont la coagulation/floculation, la précipitation chimique et l'adsorption. Ces procédés constituent rarement, à eux seuls, une filière de traitement. Ils sont souvent utilisés comme système de prétraitement ou de traitement tertiaire associés à d'autres procédés comme les procédés biologiques. On retrouve l'intérêt de ces techniques quand il s'agit de traiter des lixiviats qui présentent une grande fraction de composés non-biodégradables (cas des lixiviats matures) mais aussi dans le cas où on vise à protéger un autre procédé, placé en aval, des préjudices que peuvent causer certains polluants tels que les métaux lourds et les matières en suspension. Ainsi, on retrouve souvent les procédés de coagulation/floculation et de précipitation chimique en amont des procédés biologiques et membranaires. Les techniques d'adsorption sont dominées par l'utilisation du charbon actif en grain ou en poudre. Cette technique est très efficace pour l'élimination des composés organiques réfractaires ainsi que la décoloration des lixiviats. Les lits de charbon actif biologique (CAB) mettent en synergie les effets de biodégradation et d'adsorption pour un meilleur traitement des lixiviats. [11]

a. Flottation

Pendant de nombreuses années, la flottation a été largement utilisée, elle est basée sur l'élimination des colloïdes, des ions, des macromolécules, des micro-organismes et des fibres. Cependant, jusqu'à ce jour, très peu d'études ont été consacrées à l'application de la flottation pour le traitement des lixiviats. Récemment, Zouboulis et al. ont étudié l'utilisation d'une colonne de flottation comme une étape de post-traitement pour éliminer l'acide humique résiduel (composés non biodégradables) des lixiviats de décharges. Sous les conditions optimales, près de 60% d'acide humique a été éliminé. [9]

b. Décantation

La décantation se fait par ajout de réactif chimique ou flocculant (sulfate d'alumine) qui entraîne la formation de précipités insolubles ou floccs, constitués de particules chargées positivement qui en se déposant entraînent toutes les substances organiques de l'eau. Cette étape peut éliminer jusqu'à 99% des bactéries présentes [16].

c. Filtration

La filtration est un procédé physique destinée à clarifier un liquide qui contient des matières solides en suspension en le faisant passer à travers un milieu poreux. L'eau est

passée à travers un filtre qui intercepte les petites particules. La filtration peut être accomplie comme traitement tertiaire d'une eau brute, comme traitement secondaire d'une eau usée ou comme unique traitement si on parle d'une filtration transmembranaire [17].

d. L'adsorption par charbon actif

L'adsorption des polluants sur charbon actif, en colonne, ou sous forme de poudre et donne un bon taux d'abattement de la DCO par rapport aux méthodes chimiques et ce, quelle que soit la concentration initiale de la solution en matière organique. Selon plusieurs travaux, le procédé d'adsorption sur charbon actif a été utilisé en conjonction avec des procédés biologiques pour le traitement des lixiviats. Rodriguez et al ont étudié l'efficacité de différentes résines pour l'élimination de la matière organique bio-récalcitrante et ont montré que le charbon actif présente la plus forte capacité d'adsorption. Les principaux inconvénients de ce procédé sont la nécessité de régénérer fréquemment les colonnes ainsi que la forte consommation de charbon actif. [8]

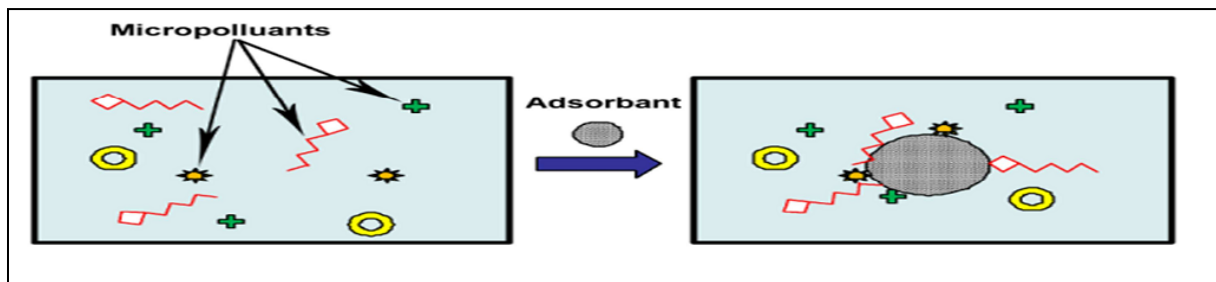


Figure I.3.Mécanisme d'adsorption sur charbon actif. [10]

I.13.6.Les traitements électrochimiques

Bien que l'utilisation des procédés électrochimiques pour le traitement des lixiviats ne soit pas encore très répandue, on constate depuis quelques années de plus en plus d'études réalisées sur ce sujet. Les trois procédés électrochimiques les plus couramment rencontrés pour le traitement des lixiviats sont : l'électrocoagulation, l'électro-oxydation et l'électro-Fenton. Ces procédés ont en commun l'avantage d'éliminer à la fois la pollution organique réfractaire et la couleur des lixiviats. Leur principe consiste à générer de façon électrochimique des agents réactifs capables d'éliminer efficacement les polluants. Les avantages de tels procédés résident dans leur aspect non polluant, leur facilité d'automatisation, des temps de traitement réduits et des besoins en réactifs faibles. Malgré les intérêts qu'ils présentent, le potentiel des technologies électrochimiques reste encore sous-exploité dans le domaine du traitement des lixiviats. Ceci est lié à certains inconvénients que

présentent ces technologies. Les coûts énergétiques associés à l'exploitation des procédés électrochimiques constituent un des freins majeurs de leur expansion. Il existe également d'autres inconvénients spécifiques à chacune de ces techniques. Par exemple, l'électro-Fenton requiert une condition de traitement en milieu acide ($\text{pH} < 4$), l'électrocoagulation entraîne une production de résidus métalliques dont il faut disposer et l'électro-oxydation peut générer des sous-produits de réactions toxiques comme les composés organochlorés. [11]

I.14.Comparaison Des Procédés Classiques De Traitement

Tableau I.4:Comparaison des procédés classiques de traitement des eaux. [9]

Procédés	Caractéristiques	Avantages	Inconvénients
Biologiques	Utilisation de Culture bactérienne	<ul style="list-style-type: none"> - Peu onéreux - Éliminent NH_3, NH_4^+, le fer et la matière organique biodégradable 	<ul style="list-style-type: none"> - Production importante de boue, - Inefficaces en présence de polluants toxiques et non biodégradables
Physiques (filtration sur charbon actif, membranaire)	Non dégradatifs	Séparation des polluants particulaire ou dissous	<ul style="list-style-type: none"> - Coût d'investissement et énergétique élevé - Génération des consantrats
Physico-chimiques	Fixation des polluants par coagulation et séparation des floes formées	Séparation des polluants en suspension et des particules colloïdales	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisation de produits chimiques - Formation de boues
Chimiques	Utilisation d'un oxydant (Cl_2 , ClO_2 , O_3)	<ul style="list-style-type: none"> - Oxydation chimique des polluants - Peu ou pas de déchets - augmentation de la biodégradabilité 	<ul style="list-style-type: none"> - Oxydation partielle (formation d'intermédiaires) - Gestion des oxydants

I.15. Conclusion

Les déchets solides génèrent plusieurs impacts sur l'environnement, allant de la destruction des écosystèmes jusqu'aux problèmes de santé publique. Les différentes techniques de traitement de lixiviats présentent des avantages et des inconvénients. Jusqu'aujourd'hui, les pouvoirs publics au Maroc ont élaboré plusieurs démarches institutionnelles et réglementaires pour assurer d'une part, une meilleure coordination avec les différents acteurs (privés et état), et d'autre part, pour mettre en place une vision optimiste et réalisable en matière de gestion des lixiviats. Cependant, la problématique de lixiviats n'a jamais été approchée dans sa globalité. Ce secteur souffre encore de défaillances et de faiblesses nécessitant plus de soutien. Etant donné que la quantité de déchets urbains produits au Maroc ne cesse de croître, il serait obligatoire de mettre le point sur la gestion et le traitement de lixiviat avant de le rejeter dans le milieu naturel.

Références bibliographique

- [1] Berkani,G. (2016) Essais de traitabilité des lixiviats issus du centre d'enfouissement techniques de Hamici,Université des sciences et de la technologie Houari Bouedienne .
- [2] Labadi,N.; S.Maroua. (2019) contribution à l'étude de caractérisation des lixiviats de centre d'enfouissement technique d'Eloued (CET), Université Echahid Hamma Lakhdar D'el-Oued.
- [3] ecologie03.canalblog.com
- [4] Aouane,M.;Bradi.H. (2016) Analyse bactériologique de lixiviat issu du centre d'enfouissement technique de corso avant et après traitement par osmose inverse, Université M'hamed Bougara de Boumerdès.
- [5] Bettoum,F.; Bouanem,K. (2017)Valorisation des déchets issus des traitements de lixiviat de décharge, Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou.
- [6] A,Benguit. (2019) l'obtention du grade de maitre en sciences de l'eau, Université du Québec , FRANCE.
- [7] Bennama ,T.; Younsi,A.; Derriche,Z.; Debab,A. (2011)Évolution spatio-temporelle de la physico-chimie microbiologie et écotoxicologie des lixiviats de la décharge publique d'el-kerma (Oran, Algérie).Algerian journal of arid environment. Vol.1,n°2.
- [8] A,Godred. (2017) Traitement de lixiviat par voie biologique, Université Abd Elmalek Essaadi Faculté de sciences Tetouan, Maroc. [9] S.Trabelsi. (2011)Etude de traitement des lixiviat des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : application aux lixiviats de la décharge tunisienne 'Jebel chakir',Sciences de la terre, université Paris-Est. Français.
- [10] M,Djahida . (2016)Les risques de la pollution du milieu naturel par les lixiviats des décharges contrôlées,Cas du centre d'enfouissement technique de Tlemcen, Université Aboubakr Belkaid Tlemcen.
- [11] O, Dia. (2017) Combinaison Des Procédés De Biofiltration Et D'électrocoagulation Pour Le Traitement Des Lixiviats Des Sites D'enfouissement Sanitaires,Université du Québec.

[12] Atta,B. (2011) Amélioration de la qualité microbiologique des eaux épurées par boues activées de la station d'épuration HAUD BERKAOUI par l'utilisation d'un filtre à sable local , mémoire magister, Université Kasdi Merbah-Ouargla.

[13] J,Darlu.(2010) Analyse technico-économique des filières de traitement des lixiviats, Université de France.

[14] Mezouari,F .(2011)Conception et exploitation des centres de stockage des déchets en Algérie et limitation des impacts environnementaux, Univ.Limoges.France.

[15] A, Bengui. (2019. Post-Traitement Des Lixiviats De Compostage Et De Site D'enfouissement Sanitaire Par Voie Électrolytique, Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.) en sciences de l'eau.

[16] Cherif, I.; Khalil,D. (2006) Etude de la qualité microbiologique des eaux de boisson conditionnées en sachet et vendues sur la voie publique dans la région de Dakar, Université cheikh anta diop de DAKAR.

[17] Abdulhussain,A.; G.Jingsong. Review on Land fill Leachate Treatments, American Journal of Applied Sciences6(4):672-684, ISSN1546-9239.

Chapitre II
Coagulation-Floculation

II.1.Introduction

Les particules colloïdales d'une eau sont principalement les éléments responsables de la turbidité et la couleur des eaux , et ces particules qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes, peuvent même traverser un filtre très fin.

Pour leur élimination ne peut se baser sur la simple décantation. En effet, leur vitesse de sédimentation est extrêmement faible. Le temps nécessaire pour parcourir 1m en chute libre peut être de plusieurs années. La coagulation et la floculation sont les processus qui permettent l'élimination des colloïdes. La coagulation consiste à les déstabiliser, il s'agit de neutraliser leurs charges électrostatiques de répulsion pour permettre leur rencontre. La floculation rend compte de leur agglomération en agrégats éliminés par décantation et/ou filtration.

II.2.Généralités sur les colloïdes

Les colloïdes, ou « solutions » colloïdales, sont des mélanges (liquide, gel) qui contiennent, en suspension, des particules. Ces particules, ou objets colloïdaux, ont une taille supérieure aux molécules qui les constituent (taille supramoléculaire) mais suffisamment petite pour que le mélange demeure homogène , leur taille est comprise entre un nanomètre (10^{-9} m) et une dizaine de micromètres (soit 10^{-5} m). Des produits industriels tels qu'un parfum sans alcool, une peinture à l'eau ou encore une sauce vinaigrette, ainsi que des produits naturels tels que le lait, sont des exemples de solutions colloïdales. Dans tous les cas, ces mélanges doivent posséder une stabilité suffisante pour être fonctionnels : une peinture qui décante, le lait qui « tourne » ou un vin qui dépose de façon trop importante ne répondent plus à leurs fonctions.[1]

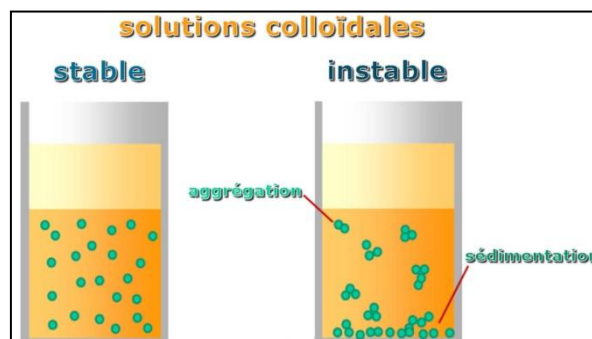


Figure II.1.Mécanisme d'adsorption sur charbon actif. [1]

II.3. Classification des colloïdes

Les colloïdes sont classés en deux catégories en fonction de leur affinité vis-à-vis de l'eau. Ils distinguent les colloïdes hydrophiles et les colloïdes hydrophobes

II.3.1. Les colloïdes hydrophiles

Comme leur nom l'indique, une grande affinité pour l'eau et adsorbent donc une couche d'eau protectrice qui se fixe à la matière solide par des liaisons physico-chimiques avec des groupements OH^- , $-\text{NH}_2^-$, $-\text{COOH}^-$, totalement ou partiellement ionisés. Dans cette catégorie on trouve les protéines, les carbohydrates et les produits organiques généralement présents dans les eaux. [2]

II.3.2. Les colloïdes hydrophobes

Elles sont en général de nature minérale. Ils n'ont aucune affinité à l'eau pour les molécules d'eau. La formation d'une couche d'hydratation est impossible. Ce type de particules est en partie responsable de la turbidité. Les colloïdes hydrophiles sont plus difficiles à déstabiliser que les solutions hydrophobes. En effet il faut agir d'abord sur les molécules d'eau qui les entourent pour permettre leur agglomération. [3]

II.4. La théorie de la double couche

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Diverses théories expliquent ce phénomène. [4]

- **Théorie de Helmholtz** : une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée);
- **Théorie de Gouy-Chapman** : la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse) .[4]

La théorie de Stern : Elle considère la formation de la double couche. La première adhère à la particule et le potentiel décroît rapidement, la seconde est plus diffuse et le potentiel décroît plus lentement [5].

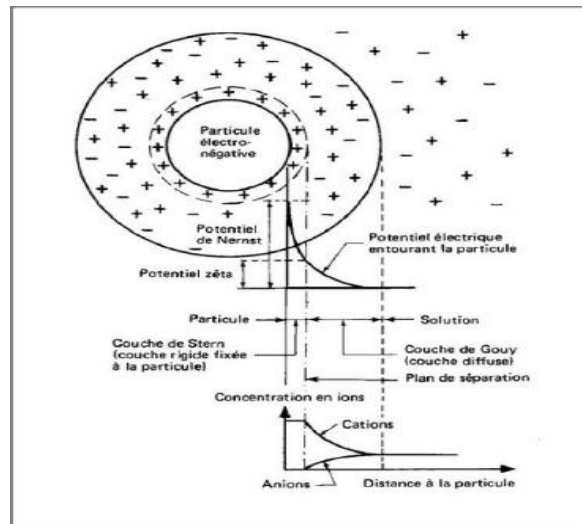


Figure II.2. Représentation schématique de la double couche électrique et de l'évolution du potentiel électrique en fonction de la distance à la particule [6]

II.5. Stabilité des colloïdales

Plusieurs auteurs ont étudié les différents facteurs régissant la stabilité des colloïdes, particulièrement. Ils ont mis au point une théorie, appelée théorie DVLO reliant la charge de surface et la stabilité des suspensions colloïdales et faisant intervenir deux forces.

- Les forces d'attraction de London- Van Der Waals : appelé énergie W_a , faisant intervenir la structure, la forme des colloïdes et la matière du milieu. W_a est fonction de la distance inter particulaire lorsque les particules sont mises en contact par leur déplacement aléatoire au sein de la solution (mouvement brownien).
- Les forces de répulsion électrostatiques de Coulomb W_r liées aux charges superficielles des colloïdes. L'énergie potentielle totale du système colloïdale W est l'énergie résultant de l'action de ces deux forces W_a et W_r (Figure II.3). W_r diminue exponentiellement avec la distance interparticulaire. Elle dépend de l'épaisseur et de la densité de la double couche électrique (DCE), qui est fonction de la nature des espèces ioniques à l'interface de la particule colloïdale, et de la force ionique du milieu environnant. W_a est inversement proportionnel au carré de la distance interparticulaire.

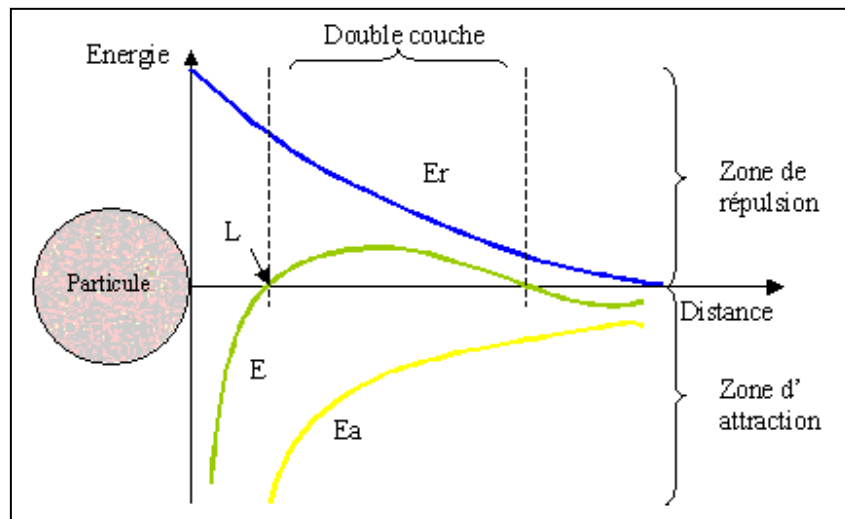


Figure II.3. Variation de l'énergie de répulsion en fonction de distance qui sépare deux particules [7]

La courbe (E) schématisant le phénomène général de répulsion électrostatique est la résultante de la courbe de l'énergie d'attraction, (Ea) (interactions de Van der Waals) et de la courbe de l'énergie de répulsion (Er) (gradient électrostatique). Lorsque la distance qui sépare deux particules est supérieure à la distance critique L, les forces de répulsion l'emportent. Pour favoriser les forces d'attraction (courbe Ea) il faut rompre la stabilité des colloïdes en comprimant la double couche. [7]

II.6. Procédés de déstabilisation des colloïdales

La stabilité des particules en suspension peut être rompue par l'ajout de réactifs chimiques appropriés qui réduisent ou éliminent les forces de répulsion, le système est alors dit déstabilisé. Par la suite, les particules déstabilisées sont mises en contact par une agitation mécanique extérieure, les collisions favorables favorisant la formation de floes et d'agrégats.

La déstabilisation et l'agrégation font donc appel à une agitation externe pour favoriser le mélange des phases et promouvoir les collisions. La pratique consiste à mettre en œuvre deux séquences d'agitation : une agitation rapide qui favorise le mélange des réactifs et la déstabilisation des particules, une phase d'agitation lente pour favoriser les collisions entre les particules déstabilisées et ainsi entraîner leur agrégation [8].

L'énergie de répulsion (Er) sera neutralisée et les particules pourront alors s'agglomérer sous l'influence des interactions de Van der Waals (Ea). [9]

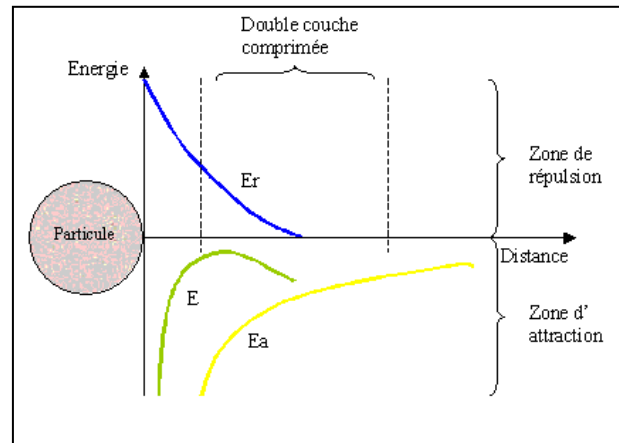


Figure II.4. Variation de l'énergie de répulsion en fonction de distance qui sépare deux particules, après compression de la double couche [9]

II.6.1. Compression de la double couche

Lorsqu'on rapproche deux particules colloïdales semblables, leurs couches diffuses interagissent et génèrent une force de répulsion. Pour vaincre cette force on ajoute un électrolyte qui va créer, au sein de l'eau une force ionique plus élevée qui va contribuer à faire diminuer l'épaisseur de la double couche [10]. Lorsque l'épaisseur diminue, les particules peuvent se rapprocher d'avantage et les forces d'attraction de Van der Waals vont être supérieures aux forces électrostatiques ce qui va favoriser l'agrégation des particules [11]. La figure II.6 représente schématiquement ce mécanisme.

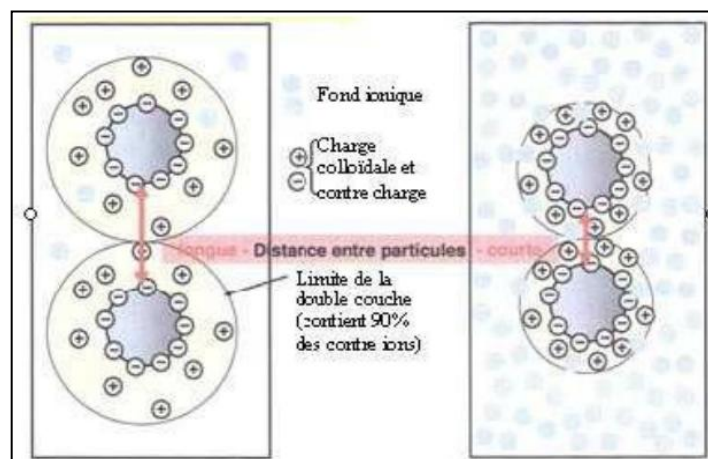


Figure II.5. Représentation schématique de la compression de la couche diffuse [11]

II.6.2. Adsorption et neutralisation des charges

Ce mécanisme repose sur l'ajout suffisant de cations afin de neutraliser la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface. Par contre, la surdose de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inversé la charge des particules qui devient alors positive. Les particules seraient ainsi restabilisées [13]. La figure II.6 représente ce mécanisme.

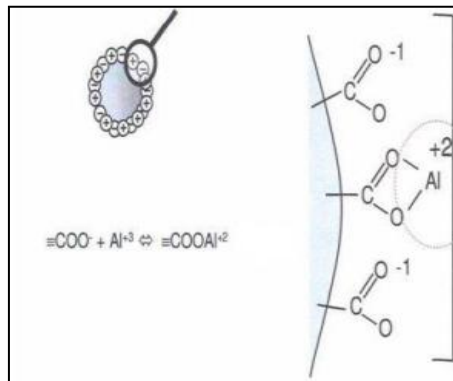


Figure II.6. Représentation schématique de neutralisation des charges [12]

II.6.3. Emprisonnement des particules dans un précipité

Lorsque des quantités suffisantes de coagulant comme le $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ou le FeCl_3 , sont ajoutés, ils forment un précipité possédant généralement une charge positive. Le pH de l'eau doit se situer dans une plage où la solubilité des sels est minimale. Le précipité formé, appelé floc, entre en contact avec les particules de charge négative et les emprisonne. Les particules sont ensuite entraînées lors de la décantation. La figure II.7 ci-dessous résume bien le mécanisme décrit:

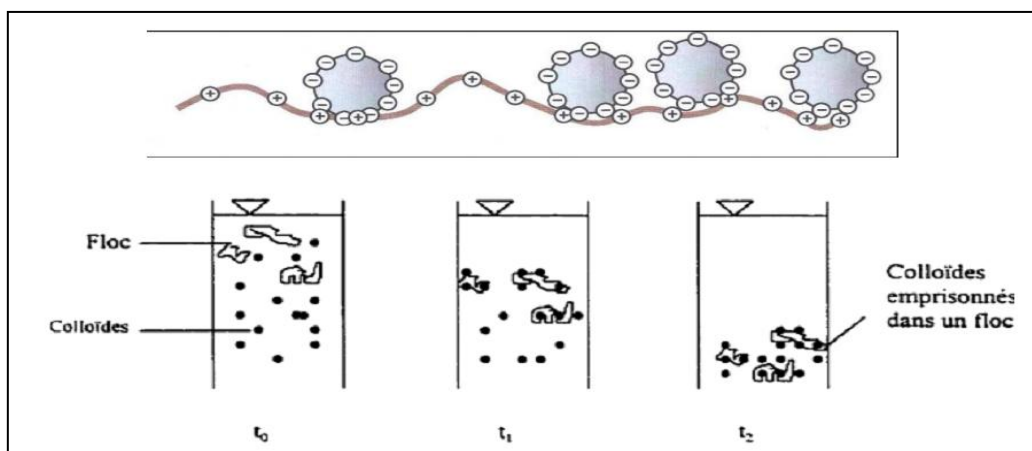


Figure II.7. Emprisonnement des particules dans les flocs pendant la décantation. [13]

II.6.4. Adsorption et pontage

Ce mécanisme implique l'utilisation de polymères cationiques, non anioniques ou anioniques ayant une masse moléculaire élevée et une structure longitudinale. Un polymère en présence d'un colloïde l'adsorbe à une de ses extrémités à l'aide d'un de ces groupes fonctionnels.

Les autres extrémités demeurent libres et peuvent adsorber un autre colloïde. Ce mécanisme permet donc l'agglomération des particules par "pontage" des polymères [12]. La figure II.8 décrit le processus. Par contre, une concentration de polymères trop élevée peut restabiliser les colloïdes. Les polymères verront alors chacune de leurs extrémités être adsorbées par la même particule, d'où une restabilisation. [13]

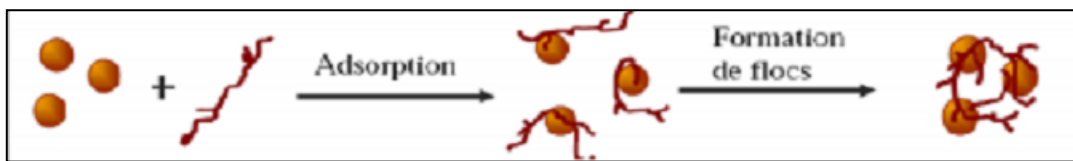


Figure II.8. Adsorption et pontage de polymères. [13]

II.7. Coagulation- Floculation

La coagulation et floculation sont des processus souvent indissociables. En effet, la coagulation, en diminuant les forces de répulsion entre les particules, favorise les collisions et la formation d'agrégats ; et la floculation, en permettant la croissance des agrégats accélère la séparation des phases. Ils éliminent près de 80% des matières en suspension. [14]

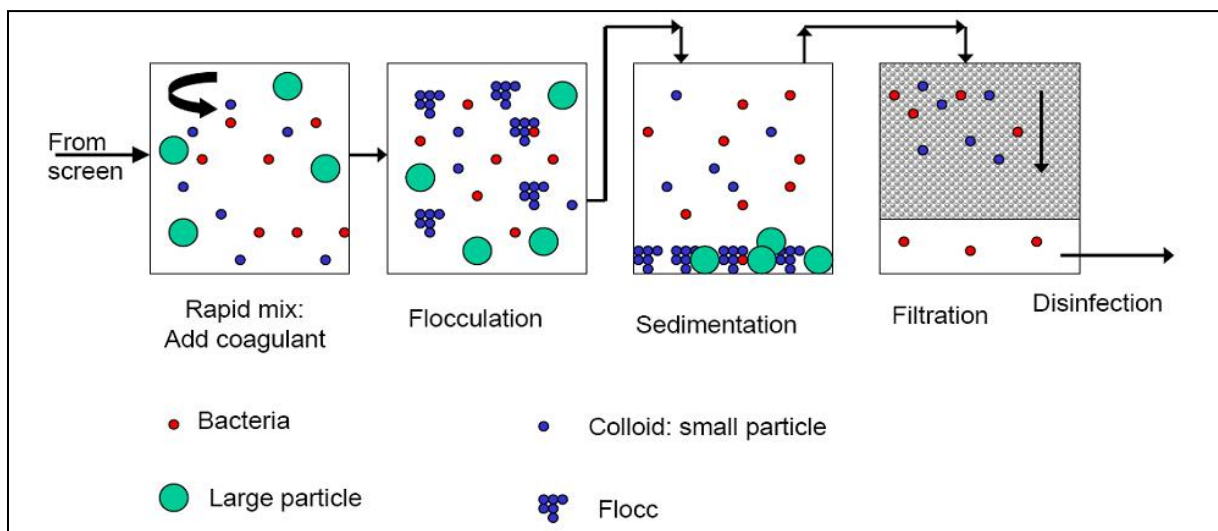


Figure II.9. Processus de coagulation floculation. [14]

II.7.1.Coagulation

Les sels métalliques sont indéniablement les coagulants les plus utilisés dans le monde actuellement. Le sulfate d'aluminium, le chlorure ferrique, le sulfate ferrique et le polychlorure d'aluminium sont les principaux produits chimiques utilisés pour le traitement de l'eau potable. Ces produits agissent en neutralisant la charge négative des composés dissous et des particules en suspension dans l'eau au moyen de la charge positive de l'aluminium ou du fer. Cette action entraîne la formation de particules plus grosses qui se déposent rapidement au fond de l'eau. [15]



Figure II.10. Coagulation- Floculation [1]

II.7.1.1. Types de coagulant

a. Sels de fer

Les sels de fer sont généralement plus coûteux que le sulfate d'aluminium, ce qui explique leur emploi plus restreint. Par ailleurs les composés du fer semblent avoir de légers avantages comparativement aux autres et ces, grâce au fait que le floc formé soit lourd et se dépose facilement sous des conditions favorables (Tableaux II.2). [16]

Tableau II.1:Dérivés de sel de fer. [16]

Sels de fer	Formule chimique
Chlorure ferrique	FeCl_3
Sulfate ferrique	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$



Figure II.11.Le sulfate ferrique en poudre.[17]

b. Sulfate d'aluminium

L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les coagulants les plus généralement efficaces et utilisés sont des sels de métaux, à bases d'aluminium ou de fer pour l'utilisation des sels de métaux à base de fer à dose élevée induit souvent une coloration rouille de l'eau traitée: c'est le principal inconvénient de ces produits : [17]

- La gamme de pH d'utilisation est de 5,7 à 7,2 (Optimum 6).
- Sa formule générale est : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, n \text{H}_2\text{O}$.
- Produit commercial $n = 14$, produit pur $n = 18$.
- Il est disponible sous différentes formes solides (selon les fabricants),
- Concassé, morceaux de 10 cm de large et de 1 cm d'épaisseur environ,
- Noisette, granulométrie comprise entre 2 et 12 mm ou 3 et 35 mm,
- Poudre, granulométrie courante de 0,1 à 3 mm,
- Sous forme de solution aqueuse à 8,2% d' Al_2O_3 (oxyde d'aluminium ou Alumine).
- solution à 600 ou 720 g / L environ de sulfate d'alumine cristallisé.



Figure II.12.Sulfate d'aluminium en poudre.[17]

II.7.2. Choix de coagulant

Un certain nombre de paramètres doivent être pris en compte :

- Température de l'eau,
- Caractéristiques des eaux brutes (dont l'équilibre calco-carbonique),
- Paramètres physico-chimiques à inclure ou éliminer prioritairement (turbidité et/ou Matières Organiques, par exemple),
- Gestion de l'exploitation (stocks, automatisme, etc.);
- Coût du produit ;
- Choix imposé ou considération esthétique ; [18]

II.8.Floculation

La floculation est l'agrégation des particules déjà déstabilisées, par collision les unes contre les autres qui se conduisent à la croissance en taille du floc et à la diminution en nombre des particules en solution. Les processus préalables à la floculation sont :

- La coagulation.
- Les oxydations chimiques ou biologiques qui détruisent les -colloïdes protégés-.
- Le changement des conditions générales tel que le pH et la température.
- Et enfin, l'utilisation de réactifs auxiliaires (par exemple : les adjuvants de floculations). [19]

II.8.1.Principe

Les processus préalables à la floculation sont :

- La coagulation
- Les oxydations chimiques ou biologiques qui détruisent les colloïdes protégés
- Le changement des conditions générales tel que le pH et la température
- Et enfin, l'utilisation de réactifs auxiliaires (par exemple : les adjuvants de floculation).

Comme pour la coagulation, il existe un certain nombre de paramètres à prendre en compte pour le bon fonctionnement de ce procédé. Le mélange doit être suffisamment lent afin d'assurer le contact entre les floccs engendrés par la coagulation. En effet, si l'intensité du mélange dépasse une certaine limite, les floccs risquent de se briser. Il faut également un temps de séjour minimal pour que la floculation ait lieu. La durée du mélange se situe entre 10 et 60 minutes .[21]

II.8.2.Types de flocculant**a. Floculation physique**

Elle consiste à augmenter par la création d'une différence de vitesse entre les particules colloïdales déstabilisées, la probabilité des contacts entre ces particules afin de les agglomérer en floccs denses ensuite de les décanteurs .[22]

Deux mécanismes assurent la mobilité des particules : le mouvement brownien (floculation péricinétique) ; et le brassage mécanique (floculation orthocinétique) :

b. Floculation péricinétique

Par le mouvement brownien ; le mouvement aléatoire des particules causee occasionnellement des collisions. Ce mécanisme est plus efficace que la sédimentation différentielle mais il demeure lent et produit de petits agglomérats . [23]

c. Floculation orthocinétique

Ce type de floculation est fonction de l'énergie dissipée dans le fluide. Elle est donc causée par le brassage de l'eau qui permet d'augmenter les chances de contacts entre les particules. La vitesse du fluide varie dans l'espace et dans le temps et est caractérisée par les particules. Par l'agitation mécanique, c'est la méthode la plus efficace, mais trop d'agitation peut briser les agrégats au lieu de les créer. La coagulation n'est pas utilisée dans le procédé Bayer, mais elle est très importante dans plusieurs autres domaines, notamment dans le traitement des eaux. [24]

d. Floculation chimique

C'est la floculation qui est provoquée par l'agitation de l'eau. Cette agitation facilite l'agrégation des particules par augmentation de la probabilité de collisions entre ces particules. Elle consiste en une agglomération par pontage des particules colloïdales déchargées à l'aide de certains produits chimiques appelés floculants. [25]

e. Floculants utilisés

Les polymères emprisonnent les matières colloïdales agglomérées et forme ainsi des flocons volumineux qui se déposent par gravité. Ils sont ajoutés après la coagulation pour augmenter d'avantage la taille et la cohésion des floes . [22]

Les floculants peuvent être de trois natures différentes

➤ Floculants organiques

Ils sont hydrosolubles et qui peuvent voir une charge anionique ou, cationique ou neutre. On peut citer exemple l'amidon, les alginates ou les polysaccharides.

➤ Floculants minérales

Ce sont des produits chimiques qui agissent par adsorption ou par neutralisation sur une eau brute qui ne contient pas assez de matières en suspension. Les floculations connus sont à base de la silice activée, certaines argiles colloïdales comme la bentonite ou le charbon actif en poudre, certains hydroxydes à structure polymère comme l'alumine ou l'hydroxyde ferrique et le sable fin.[22]

- Floculants de synthèses

Ce sont des produits fabriqués à partir de monomères à très haute masse moléculaire. Ces polymères ont un rendement supérieur aux polymères naturels. Ils sont classés suivant leur ionicité :

- Anionique : conçu à partir polymère d'acrylamide et l'acide acrylique
- Neutre : conçu à partir de polyacrylamides
- Cationique : conçu à partir d'acrylamide et de méthacrylate de diméthylamino-éthyle ou d'acrylate de diméthylamino-éthyle. [22]

II.9.Choix du coagulant et/ ou floculant

Dans la séparation liquide/solide par coagulation-floculation, le choix des coagulants et/ ou floculants est très large et son influence est grande sur les procédés envisagés pour effectuer la séparation et pour limiter la quantité des boues produites. [26]

Les coagulants utilisés pour le traitement des eaux destinées à l'alimentation humaine doivent:

- être peu coûteux ;
- être totalement inoffensifs par eux-mêmes et par les produits qu'ils forment ;
- pouvoir être mis en œuvre aisément ;
- être efficace : car réduire la couleur, la turbidité et les MO d'une eau est essentielle ;
- pouvoir être dispersés sans difficulté ; [27]

II.10.Mise en œuvre de la coagulation-floculation

Il faut associer dans un temps assez court, deux phases distinctes et incompatibles. En effet, les conditions de mise en œuvre de la coagulation sont différentes de celles de la floculation.

On distingue les deux phases suivantes :

- 1^{ère} phases : mélange rapide et vigoureux
- 2^{ème} phase : mélange lent

Dans un premier temps, un mélange rapide est nécessaire pour disperser les additifs dans la totalité du volume d'eau à traiter. L'injection se fait dans une zone de turbulence créée par des chicanes ou par mélange mécanique avec des hélices. La deuxième phase favorise les contacts entre les particules de floes sans les léser. Le mélange doit être néanmoins assez énergétique pour engendrer des différences de vitesse dans le bassin nécessaire à la rencontre des particules. [28].

II.11. Paramètres influençant la coagulation floculation

II.11.1. Influence de pH

Le pH est la variable la plus importante à prendre en considération au moment de la coagulation. Pour chaque eau, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation est optimale, elle est fonction du coagulant utilisé, de la concentration et de la composition de l'eau à traiter. Les floes sont des précipités d'hydroxydes de métaux. Leur formation et leur stabilité dépendent donc du pH. Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau II.2 : Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium.[29]

Forme prédominante	PH
Al(OH) ₃	5,8 à 7,2
Fe(OH) ₃	5,5 à 8,3

Pour que la coagulation puisse se produire hors de cette plage optimale, il faut soit augmenter la quantité de coagulant, soit se contenter d'une eau de moins bonne qualité.[29]

II.11.2. Influence des sels dissouts

Dans la coagulation et la floculation, les sels dissouts dans une eau modifient la plage de pH optimale, le temps requis pour la floculation, la quantité de coagulant requis et la quantité résiduelle de coagulant dans l'effluent. [30]

II.11.3. Influence de la température de l'eau

Une diminution de la température de l'eau entraîne une augmentation de la viscosité, c'est ce qui explique les difficultés de décantation du floe. L'abaissement de la température entraîne [31] :

- Une augmentation de la concentration en sulfate d'aluminium (alun) à l'optimum de floculation.
- Une décroissance de la taille des floes.
- Un déplacement du pH optimum de floculation vers les pH basique.

II.11.4. Influence de la nature du coagulant

Le choix du coagulant influence les caractéristiques de la coagulation, autrement dit, les finalités de traitement, même si l'alun est le coagulant le plus utilisé. Il peut être avantageux de le remplacer par un autre coagulant ou de mettre de l'adjuvant selon les caractéristiques de

l'eau à traiter. On ne peut choisir un coagulant et en déterminer la concentration optimale qu'après essai au laboratoire vu la complexité du phénomène. [32]

II.11.5. Influence de la dose du coagulant

La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte. Le coagulant qui est habituellement fortement acide a tendance à abaisser le pH de l'eau. Pour se placer au pH optimal, il est possible d'ajouter un acide ou une base.

Une dose de coagulant excessive entraîne une restalinisation des particules et augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. La quantité de réactifs ne peut se déterminer facilement.

Pratiquement, la dose optimale de coagulant peut être déterminée soit par l'emploi de la mesure du potentiel zêta (nécessite un matériel très coûteux), soit par un test au laboratoire, connu sous le nom de "Jar-Test". [33]

II.11.6. Influence de la turbidité

La turbidité est un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation [34]. Elle est principalement due à la présence de particules de diamètre de 0,2 à 5micromètre. L'augmentation de la quantité de coagulant ne varie tout fois pas de façon linéaire en fonction de la turbidité. Lorsque la turbidité est très élevée, la quantité de coagulant nécessaire est relativement faible, car la probabilité de collision entre les particules est très élevée. Par contre, lorsque la turbidité est faible, la coagulation est difficile [35]

II.11.7. Influence de la grosseur et la concentration des particules colloïdales

Il existe un seuil propice, pour la coagulation, du point du vue dimensionnel. Pour les particules dont les dimensions sont inférieures au micron, les forces de surface deviennent prépondérantes vis-à-vis des forces de masse. Dans ces conditions, on constate un état de dispersion stable due aux effets conjugués du mouvement brownien. De même, il s'avère que la concentration des particules ; c'est-à-dire le nombre de charges électriques à mettre en jeu pour rompre le potentiel zêta, a une grande influence sur la coagulation. Cette coagulation est très difficile quand la concentration colloïdale est basse, sachant que le taux de contact interarticulaire se trouve probablement abaissé.[36]

II.9.11. Influence du temps et la vitesse d'agitation

Lors de l'introduction du coagulant dans l'eau, on procède à une agitation rapide pour la dispersion et l'homogénéisation de la solution. Mais une agitation intense empêche

l'agrégation des particules, tandis qu'une agitation prolongée, permet l'effraction des liaisons entre coagulant et la surface des particules, et le rabattement ultérieur des segments étendus sur la surface des particules [37].

II.11.9. Influence de la nature du coagulant

L'efficacité des coagulants est directement liée à la valence des cations utilisés. Les ions monovalents sont moins efficaces que les bi ou trivalents. La référence étant le Na^+ et le Ca^{2+} d'une part et les ions trivalents Al^{3+} et Fe^{3+} d'autre part, présentent respectivement une efficacité 7 à 200 fois et 500 à 10000 fois plus importante [38].

II.11.10. influence de la minéralisation

En règle générale, la minéralisation de l'eau exercent des influences sur la coagulation et la floculation :

- Modification de la plage de pH optimale.
- Modification du temps requis pour la floculation.
- Modification de la quantité de coagulant requis .[26]

II.12. Conclusion

La coagulation-floculation est une étape de clarification très importante qui permet d'éliminer les matières colloïdales présentes sous forme minérale ou organique, et qui sont caractérisées par leur grande stabilité et leur faible taille. Le processus de coagulation-floculation, malgré son apparente simplicité, fait intervenir divers mécanismes souvent complexes et suivant les conditions du pH. Ce paramètre influe en effet largement sur la forme chimique du coagulant utilisé et on peut obtenir, en plus des ions métalliques simples des produits d'hydrolyse hautement chargés et de masse moléculaire très élevée. En utilisant des coagulants cationiques, les colloïdes chargés négativement dans l'eau sont déstabilisés par neutralisation des forces qui les relient.

Références bibliographique

[1] www.universalis.fr/encyclopedie/colloides

[2] Bechac, J.C.; Boutin, P. (1984) Merciers, Nuer, P. Traitement des eaux usées, Edition Eyrolles.

[3] H, Moulai Hadj. (2015) Etude de l'influence des particules argileuses sur le traitement des eaux, Mémoire de Master en Hydraulique. Université Abou Bekr Belkaid ; Tlemcen Algérie.

[4] B, Lakhdari. (2011) Effet de la coagulation floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz. Mémoire de magister, Université Aboubakr Belkaïd, Tlemcen. Algérie.

[5] L, Cherif. (2012) L'influence de la coagulation-floculation et décantation sur le pré traitement des eaux saumâtres, Mémoire de Master, Université Abou Bekr Belkaid .Algérie.

[6] <https://www.memoireonline.com>

[7] <https://sti-biotechnologies-pedagogie.web.ac-grenoble.fr/content/elimination-du-carbone>

[8] M, Desire Dihang. (2007) Mécanisme de coagulation et de floculation de suspensions d'argiles diluées rencontrées en traitement des eaux, thèse de doctorat en Génie des procédés et de l'environnement, Université de Paul Sabatier, Toulouse III. France.

[9] <https://sti-biotechnologies-pedagogie.web.ac-grenoble.fr/content/elimination-du-carbone>

[10] Aouabed, A. (1991) "Réduction de la turbidité d'une eau de surface : Application à l'eau du barrage de Keddara", mémoire de Magister, U.S.T.H.B; Alger.

[11] Matijevic, E. (1973) "Colloid stability and complex chemistry", J.C, and Interf. Sci, 43, 217-245,

[12] Amirtharajah, A.; O'mella, C.R. (1990). Coagulation Processes: Destabilization, Mixing, and Flocculation. Chapitre 4 dans Water Quality and Treatment : a Handbook of Community Water Supplies. A WWA. 4e édition, p. 269-365.

[13] Tchobanoglous.; G. Soeder. (1987). Water Quality. Addison- Wesley Publishing Company, Reading Massachusetts.

[14] Boumati, R.; Sadok, F. (2017) Prétraitement des eaux de mer par coagulation - floculation, université mouloud mammeri de tizi-ouzou .Algérie.

[16] Desjardins, R. (1997) Le traitement des eaux. 2^{ème} édition. Ed. Ecole polytechnique. de Montréal, 2^{ème} édition revue et améliorée.

[17] Lefebvre, E. (1990) Coagulation des substances humiques aquatiques par le fer ferrique en milieu aqueux, Effet de la peroxydation, Thèse de Doctorat, Université de Poitiers, France.

- [18] Dakkiche,B.(2018) (Elimination du cuivre présent dans les eaux usées industrielles par coagulation – floculation en utilisant le sulfate d'aluminium – comparaison avec le chlorure ferrique). Mémoire de Master en Hydraulique, Université Mohamed Khider de Biskra.
- [19] Kane ,M.B. (2017) (Analyse et traitement des eaux d'Oued Fès par le procédé de coagulation-floculation) MEMOIRE DE FIN D'ETUDES Pour l'Obtention du Diplôme de Master Sciences et Techniques Université de Fès.
- [20] Ghanem,H .; Sai,I.(2017) Mémoire Master ,Utilisation des bio-coagulants en traitement des eaux usées textiles, Université Mohamed El Bachir El Ibrahimi - B.B.A.page13
- [21] Chen,S.; Sun,D.; Chung ,JS. (2007) Treatment of pesticide wastewater by moving-bed biofilm reactor combined with Fenton-coagulation pre-treatment. Journal of Hazardous Materials. (144). pp.577-784.
- [22] Hernandez ,H R. (2006) Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable. Mémoire pour l'obtention de diplôme de Docteur de l'Institut National des Sciences Appliquées. Toulouse.
- [23] Boursali,I. (2011) Etude expérimentale de la coagulation-floculation par le sulfate ferrique et le chlorure ferrique des matières en suspension; Mémoire d'ingénieur d'états en géologie. Université Abou Bakr Balkaid. Tlemcen.
- [24] Svarowsky,L. (2000) Solid-liquid separation. 4emeédition. Angle Terre: Butterworth-Heinemann.554p .
- [25] Sincero, AP., Sincero, AG. (2003) Physical-chemical treatment of water andwastewater.1éd. New York: RC Press.
- [26] Desgrement.(2005) Mémento technique de l'eau, Tome I et II.10eme édition. Lavoisier. Paris.France.
- [27] Lounnas,A.(2009) Amélioration des procédés de clarification des eaux de la station Hamadi-Kroma de Skikda .Mémoire de Magister Université de Skikda. Algérie.
- [28] Godart,H.(2000) Eaux de distribution – Clarification,Techniques de l'ingénieur.
- [29] Cardot ,G.(2005) Génie de l'environnement ; Les traitements de l'eau Procédés physico-chimiques et biologiques cours et problèmes résolus. Edition Ellipse. 2eme édition. Paris. France.302p.
- [30] Berrefai,F. (2015)Dégradation D'un Rejet De Laboratoire Par Traitements En Systèmes Combinés, UNIVERSITE ABDELHAMID IBN BADIS DE MOSTAGANEM, MAGISTER,page29,30
- [31] M,Sefraoui.(2013) Etude comparative sur le prétraitement des eaux de mer par ultrafiltration et coagulation-floculation, Mémoire Master en Hydraulique, Université Abou Beker Belkaid. Tlemcen. Algérie.

- [32] Peng F,F.; Pingkuan,DI. (1994) "Effect of multivalent sals-calcium on the flocculation of kaolin suspension with anionic polyacrylamide". Journal of colloid and interface science 164 pp 229-237.
- [33] M,Sekiou. (2001) "Effet de la nature des particules solides disperses et des conditions de formation du floc sur l'efficacité de la floculation" Mémoire de Magister en hydraulique. Ecole Nationale Supérieure de l'hydraulique.
- [34] M,Selka. (2013) Influence des particules argileuses sur la coagulation-floculation, Mémoire Master en Hydraulique, Université Abou Beker Belkaid. Algérie.
- [35] HERNANDEZ de León H, R. (2006) Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable. Mémoire pour l'obtention de diplôme de Docteur de l'Institut National des Sciences Appliquées. Toulouse.
- [36] Ahmed Ammar,Y.;Benhaddou ,M.(2010) Etude expérimentale de la coagulation-floculation par le sulfate d'alumine des matières en suspension. Mémoire d'ingénieur d'état en hydrogéologie,Université Abou Bakr Balkaid Tlemcen
- [37] B,Lakhdari. (2011) Effet de la coagulation floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz .Mémoire de magister, Université AboubakrBelkaïd, Tlemcen. Algérie.
- [38] B,Lakhdari . (2011) Effet de la coagulation floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz , Mémoire de magister en Chimie Inorganique et Environnement, Université Abou Bekr Belkaïd, Tlemcen.

Chapitre III
Étude expérimental

III.1.Introduction

La croissance de la population dans les villes de khenchela , Elhama, Baghai, El Mahmale et N'ssigha notamment entraîne une production de plus en plus importante de déchets ménagers . La gestion de ces déchets reste très problématique. Les pressions sur l'environnement comme sur la qualité du cadre de vie des populations et les conditions sanitaires deviennent de plus en plus alarmantes. Le traitement des ordures ménagères, notamment, reste très peu développé en dehors de la mise en décharge sauvage qui ne peut plus perdurer au regard des importants dommages qu'elle engendre sur l'environnement (pollution des sols, des ressources hydriques, émissions de GES). La mise en service du centre d'enfouissement technique (C.E.T) dans la commune de Baghai pour les villes de khenchela , Elhama, Baghai, El Mahmale et N'ssigha était une solution adéquate pour la gestion des déchets ménagers.

D'autre part, l'objectif principal de ce chapitre est de décrire les analyses physico-chimiques réalisées sur le lixiviat brut et qui ont subi un traitement par coagulation pour récupérer le surnageant, cela pour contrôler l'efficacité de coagulant utilisé .

III.2. Présentation de la région de BAGHAI

III.2.1. Situation géographique

D'une superficie de **15460 Ha**, la commune de BAGHAI est située à l'extrême Nord de la wilaya de Khenchela, est rattachée à la daïra d'El Hamma son chef lieu. Elle est limitée :

- A l'Est par les communes de M'toussa et Ain touila.
- A l'Ouest par la commune d'El Hamma.
- Au Nord par la commune de M'toussa et la wilaya d'Oum El Bouaghi.
- Au Sud par les communes de Khenchela et Ensigna.

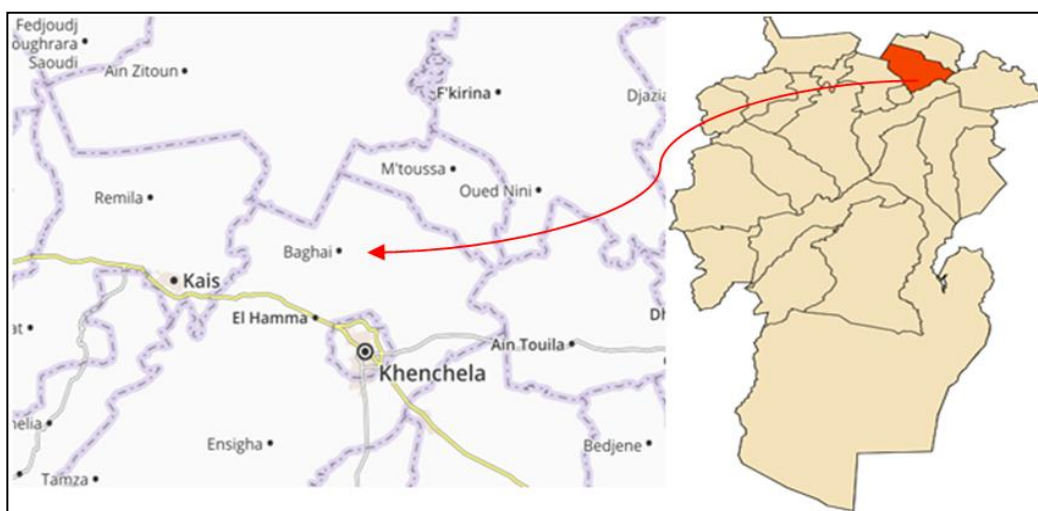


Figure III.1 : Commune de Baghai.

III.2.2. Caractéristiques physiques

III.2.2.1. Climat

Le climat de Baghai se confond avec celui de Khenchela qui se caractérise par un climat sec et chaud et des hivers Riganeux, le type de climat est semi aride.

- **La température**

Les températures relevées pendant l’année 2008 sont comprises entre deux (02) extrêmes (- 4.8°C et +42°C).

- La moyenne de tous les minima : -2°C
- La moyenne maxima : +21.4°C
- Le minimum absolu observé : -4.8°C
- Le maximum absolu observé : +42°C

Tableau III.1 : Répartition mensuelle des températures [1]

Mois Températures	J	F	M	A	M	J	JT	A	S	O	N	D
M	2.10	2.8	4.8	7.3	12	0	18.7	19.0	15.5	11.6	6.4	3.3
M	11.5	12.90	16.70	19.30	25.80	31.00	34.50	34.00	27.8	22.4	16.6	13
M+m/2	6.80	7.85	10.75	13.30	18.9	23.55	26.60	26.50	21.65	17.0	11.5	8.15

Ces données montrent que la zone d’étude possède deux saisons distinctes.

- -L’été avec de fortes chaleurs (34.5°C en juillet),
- -Et l’hiver avec des gelées (2.10°C en janvier).

- La pluviométrie

Tableau III.2 : Répartition mensuelle et annuelle des précipitations [1]

Mois	J	F	M	A	M	J	JT	A	S	O	N	D	Année
P(mm)	37.2	27.4	30.00	31.1 0	38.30	21.5 0	13.10	33. 9	43. 3	33. 7	45. 7	32.5	387.7
Nbr de jours	8.8	7.1	6.1	7.6	6.4	5.6	3.6	6.6	8.4	6.0	8.3	7.8	82.4

Tableau III.3 : Répartition saisonnière des précipitations [1]

Saisons	Hauteurs (mm)	%
Hiver	97.10	25.04
Printemps	99.40	25.64
Eté	68.50	17.67
Automne	122.70	31.65
Total	387.7	100

Les précipitations assez faibles au niveau de la commune. Les précipitations de l'été sont en majorité sous forme orageuse.

- Répartition spatiale des pluies

La répartition spatiale des pluies à travers la commune de Baghai selon la carte A.N.R.H 2006 indique que :

Tableau III.4 : Répartition spatiale des pluies [2]

Isohyètes (mm)	Surface (Ha)	%	Partie de la commune
300-350	11455	74	La majeure partie de la commune
350-400	4005	26	Extrême sud – Est de la commune
Total	15460	100	Commune

Plus de 70% de la surface de la commune reçoit une tranche pluviométrique comprise entre 300 et 350mm.

III.3.Description de CET Baghai Khenchela

III.3.1.Localisation du site

Le centre d'enfouissement technique (CET). Situé à 8 Km du chef-lieu de la wilaya et occupe un site de 20 hectares, est ouvert toute la semaine et 24/24h. De par son relief plat, simple et favorable, sa situation proche des centres de vies de Khenchela et El Hamma, et l'existence d'un réseau routier en bon état assurant les liaisons entre elle et l'agglomération proches.

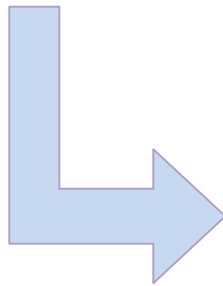


Figure III.2: CET Baghai Khenchela

III.3.2. Plan d'aménagement du CET

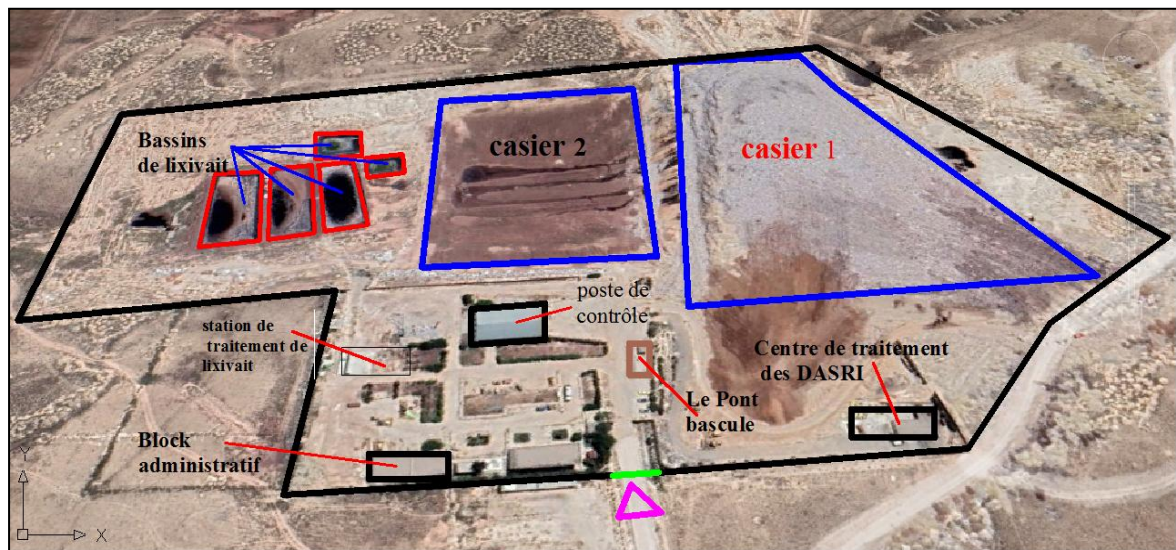


Figure III.3: Plan d'aménagement CET Baghai Khenchela

III.4. Les casiers

Le C.E.T de khenchela comporte actuellement deux casiers :

- Casier N°1

C'est une fosse étanche où l'on stocke les déchets ménagers. Le casier est doté d'un système de récupération des lixivats pour le traitement.

Le premier étage (5m d'hauteur) a été rempli en mois de **juin 2011**, ce premier étage occupe un volume de : **60000m³** ; avec une quantité de **10 000** tonnes des déchets, il est rempli et recouvert avec une couche de TUFF d'une épaisseur de 20 cm.

Le mois de janvier 2012 et jusqu'au décembre 2012, on est arrivé à l'exploitation de la cinquième alvéole de deuxième étage avec une quantité des déchets de **31 991,17 T**.

En **2013** la 5ème alvéole du premier casier a été rempli, puis on a commencé à l'exploitation en surface du casier où la quantité des déchets réceptionnés dépasse les **35000 T**. La 6ème alvéole de casier est exploité juste pendant les mauvais temps et la saison des pluies, à cause des difficultés au passage des véhicules dans le casier. Le taux de remplissage du casier N°1 est à **97%** avec **91908,49T** qui ont été enfouies dans un volume de **171000 m³**.

- Casier N°2 :

l'élaboration d'une étude d'aménagement de 2^{ème} casier en cours, afin de mettre le casier en exploitation, bientôt .

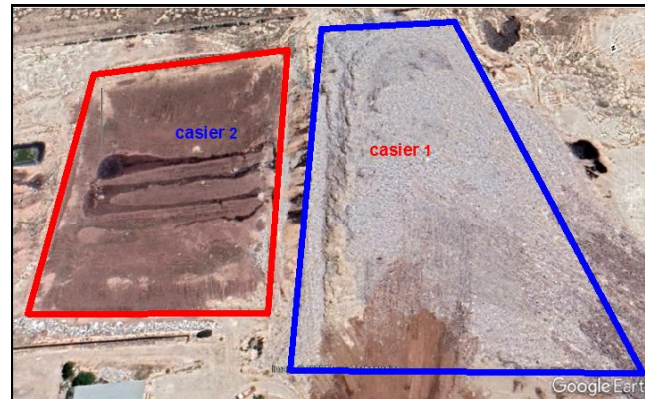


Figure III.4 : Casier N°1et N°2

III.5.Système de lagunage

Le CET comporte une station de lagunage composée de 5 bassins, La station récupère les lixiviats venant du casier N° 2 par le biais de drains.



Figure III.5 : Système de lagunage

III.6. Nature des déchets autorisés dans le CET

Le contrôle des déchets au centre d'enfouissement technique de Baghai ne se limite pas au contrôle de camion au pont de bascule, l'agent de pont bascule enregistre la première pesée du véhicule à l'entrée (Enregistrement de poids, point d'enlèvement, type de déchets...),un deuxième contrôle s'effectue aussi au niveau du casier par un agent de contrôle (l'aiguilleur) ,si les déchets contiennent des matériaux interdits ,l'aiguilleur arrête l'opération de déchargement .

Tableau III.5. La nature des déchets:

Nature des déchets autorisés	Nature des déchets non autorisés
<ul style="list-style-type: none"> - Les ordures ménagères. -Les objets encombrants d'origine domestique avec composants fermentescibles. - Les déchets industriels et commerciaux assimilables aux déchets ménagers. -Les déchets du textile. -Les déchets provenant de la production primaire de l'agriculture. 	<ul style="list-style-type: none"> -Les déchets dangereux. -Les déchets d'activité de soin à risques infectieux et assimilés -Les substances chimiques non identifiées. -Les déchets radioactifs. -Les déchets explosibles, inflammables. -Les déchets liquides. -Les déchets inertes.

III.7. Caractéristiques techniques du centre d'enfouissement de khenchela

- 13.1. Classification de centre : CET classe II
- 13.2. Superficie du centre : 9 hectares extensible à 20 hectares
- 13.3. Date de la mise en exploitation : 19 Décembre 2010
- 13.4. Quantité réceptionnée par jour : 120 à 140 tonnes
- 13.5. Le centre est équipé par 2 casiers:
 - Casier N°1 : au cours d'exploitation
 - Volume du casier : 180000 m³
 - Quantité des déchets enfouis au niveau du casier (fin de l'année 2016): 21850.20 Tonnes
 - Taux de remplissage du casier : 120% (exploitation en gradins)
 - Casier N°2 : l'élaboration d'une étude d'aménagement de 2^{ème} casier en cours, afin de mettre le casier en exploitation au début de l'année 2018.
- 13.6. Source des déchet ménagers réceptionnés au niveau de cet baghai:
 - Les communes: Khenchela ,Elmahmel, Elhamma, Baghai, Nsigha, Mtoussa.
 - Les divers clients : cités universitaire, Etablissements hospitaliers , Casernes, Usines....
- 13.7. Valorisation des déchets: les produits récupérés sont: le PET, PEHD, Film d'emballage, Carton, Les boites de conserve (Acier), pressé en balles.

Plus de 70% de la surface de la commune reçoit une tranche pluviométrique comprise entre 300 et 350mm.

III.8.Fonctionnement de CET de Baghai

III.8.1.Mise en place des déchets autorisés dans les alvéoles

Les déchets pesés au niveau du poste de contrôle sont transportés par les camions vers le casier, puis déversés sur une aire de tri compacté. Après un tri par les agents de tri, les déchets sont poussés à l'aide du chargeur sur chenille jusqu'au secteur de mise en place, étalés en couches fines et pré-compactés par plusieurs passages successifs du véhicule.

A l'aide des bulldozers, les déchets déversés sont assemblés dans des alvéoles de 20x20 m. L'exploitation de casier s'effectue en deux phases selon (6) alvéoles disposés en deux (2) étages.

III.8.2.Le principe de confinement

Les CET de classe II sont basées sur le principe de confinement. Il consiste à isoler les déchets du milieu naturel afin de mieux gérer les polluants qui en résultent. Le confinement est basé sur la sécurité passive, la sécurité active et la couverture qui dépend du type de déchet stocké. Le confinement est prévu et il a été décidé en réponse à plusieurs préoccupations :

- assurer la réduction des entrées et sorties d'eau du site ;
- assurer un drainage efficace des lixiviats afin d'éviter toute percolation à travers le sol ;
- assurer la pérennité du système de confinement pendant plusieurs dizaines d'années correspondant à la lente évolution des déchets.

Afin d'atteindre ces objectifs il est nécessaire de mettre en place deux niveaux de sécurité :

- la sécurité active qui regroupe l'ensemble des moyens mis en place par l'exploitant lors des différentes phases de l'exploitation pour prévenir et éviter les risques de pollution ou les nuisances ;
- la sécurité passive, qui regroupe l'ensemble des moyens, qui en cas de défaillance de la sécurité active, minimise les effets d'une pollution potentielle.

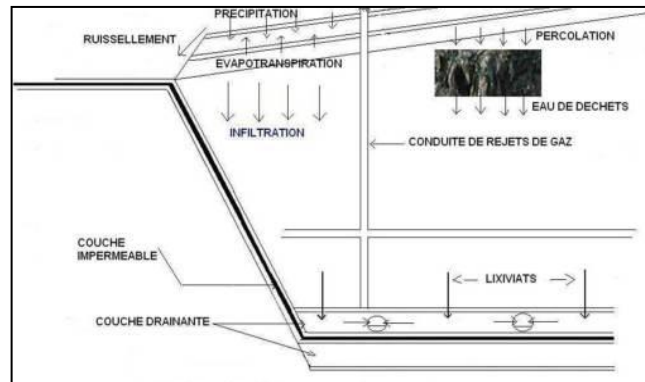


Figure III.6 : Coupe d'un casier de CET de classe II.

A- La sécurité passive

Les chiffres de l'arrêté ministériel imposent pour la sécurité passive, un substratum présentant de haut en bas :

- un mètre avec une perméabilité $K = 1.10^{-9}$ m/s, pour éviter tout écoulement des lixiviats vers les eaux souterraines en cas de défaillance de la sécurité active ;
- cinq mètres avec une perméabilité $K = 1.10^{-6}$ m/s, vise la protection des eaux souterraines.

Ces deux conditions peuvent, dans le meilleur des cas, être réunies dans le milieu naturel (cas des sols argileux) mais dans la majorité des situations ces seuils ne sont pas atteints. Il faut donc mettre en place de mesures compensatoires permettant d'atteindre des niveaux équivalents. Techniquement plusieurs solutions sont possibles en fonction des différents paramètres du site.

B- La sécurité active

Elle a pour objectif d'assurer l'indépendance hydraulique du casier et le drainage des lixiviats. Cette barrière est normalement constituée, du bas vers le haut, par une géomembrane ou tout dispositif équivalent, surmontée d'une couche de drainage.

La géomembrane ou le dispositif équivalent doit être étanche, compatible avec les déchets stockés et mécaniquement acceptable au regard de la géotechnique du projet. Sa mise en place doit en particulier conduire à limiter autant que possible toute sollicitation mécanique en traction et en compression.

Aujourd'hui il existe essentiellement deux types de géomembrane :

- à base de géocomposites bentonitiques ;
- à base de polymères synthétiques (PEHD).

L'ensemble drainant mis en place sur la géomembrane est d'une épaisseur minimum de 50 cm et d'une perméabilité de 1.10^{-4} m/s, il est constitué d'éléments siliceux à l'intérieur desquels est disposé un réseau de drains. Le diamètre de ces derniers doit être suffisant pour éviter le colmatage, faciliter l'écoulement des lixiviats, permettre le passage de systèmes d'entretien et le contrôle du réseau.

C- La couverture, le comblement des casiers

La couverture d'un site de stockage de déchets en surface est sans doute la structure qui a le plus de conséquences sur le devenir du site à moyen et à long terme, et sur son impact sur l'environnement. Pour être efficace, une couverture devra être conçue et dimensionnée en prenant en compte un nombre important de facteurs, ainsi que le caractère évolutif du stockage dans son ensemble.

Les fonctions principales de cette couverture sont :

- le drainage du biogaz pour une collecte maximale en vue d'une valorisation ;
- l'étanchéité/perméabilité pour contrôler les fluides entrant dans les déchets : aucune entrée dans le cas des CET de classe I et de la recirculation des lixiviats de CET de classe II et entrée limitée dans le cas des CET de classe II sans recirculation ;
- le drainage des eaux météoritiques pour limiter les quantités d'eau qui entrent dans les déchets et éviter de devoir traiter des quantités importantes de lixiviats. Ce drainage est aussi favorisé par la pente de la couverture et la présence de fossés ;
- le support du couvert végétal qui permet de faire des réserves en éléments minéraux et en eau, de limiter l'infiltration de l'eau vers les couches inférieures, de réduire l'érosion de la couverture et d'atténuer les conséquences des variations climatiques. Le support végétal permet aussi une intégration paysagère du site réaménagé.

Les flux d'eau dans le massif de déchets sont donc à limiter au maximum pendant et au terme de l'exploitation du casier. Pour cela il faut mettre en place une étanchéité de surface, soit provisoire, soit finale. La couverture finale est fonction du type de déchets stockés.

Pour les déchets peu évolutifs (cas des CET de classe I pour limiter la pénétration d'eau) la couverture imperméable se compose :

- d'un écran imperméable d'un mètre d'épaisseur de perméabilité $K < 1.10^{-9}$ m/s, recouvert d'une géomembrane ou tout dispositif équivalent ;
- d'une couche drainante de perméabilité $K > 1.10^{-4}$ m/s permettant de limiter les infiltrations d'eau, complétée si nécessaire de drains ;
- d'une couche de terre végétale favorisant la revégétalisation et l'évapotranspiration.

Pour les déchets fermentescibles et évolutifs la couverture sera semi-perméable (cas des CET de classe II), afin de laisser pénétrer une quantité d'eau suffisante à la biodégradation.

Elle se compose de bas en haut :

- d'une couche drainante dans laquelle se situe le réseau de drainage et de captage du biogaz ;
- d'un écran semi-perméable constitué de matériaux naturels argileux remaniés et compactés sur une épaisseur d'au moins un mètre ou tout dispositif équivalent ;
- d'une couche drainante limitant les infiltrations des eaux de pluies dans le stockage ;
- d'une couche de terre végétale favorisant la revégétalisation et l'évapotranspiration.[3]

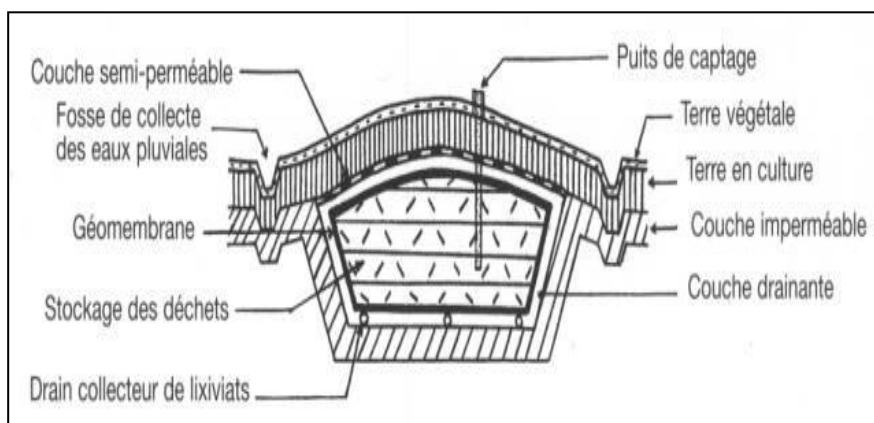


Figure III.7 : Schéma de principe d'un casier en fin d'exploitation

III.8.3.Fourniture et mise en place de matériau pour la couverture

A l'aide d'un chargeur pneumatique, la couverture est réalisée presque chaque deux semaine suivant un plans en respectant la hauteur des déchets, après le compactage.

La couche supérieur de l'alvéole est recouverte avec du matériau approprié et disponible (TUFF) d'une épaisseur de 20 cm.



Figure III.8 : Couverture journalière du casier

III.9.Objectifs de travail

Le lixiviat représente les effluents d'eau hautement polluée des décharges contrôlées. De nos jours, une préoccupation importante est accordée à la gestion durable de ces déchets liquides [3, 4]. Le lixiviat qui s'écoule de la décharge est contaminé par divers produits et polluants présents dans ce bioréacteur qui constitue cette décharge. Ainsi ces effluents doivent répondre à des normes de rejet en leur imposant un traitement spécifique au préalable. La surveillance de ces effluents est nécessaire à la fois pour prévenir les risques sanitaires et environnementaux et pour collecter régulièrement des données dont l'utilisation servira à améliorer leur traitement [5, 6].

L'objectif principal du présent chapitre est d'évaluer l'efficacité du processus de coagulation-floculation pour le traitement des lixiviats du centre d'enfouissement technique de BAGHAI et décrire les analyses physico-chimiques réalisées sur lixiviat.

III.9.1.Échantillonnage

Le lixiviat brut est obtenu à partir du centre d'enfouissement technique CET BAGHAI. Les échantillons ont été prélevés d'une façon simple dans de gallon en plastique de 5 litres à partir des bassins de lagunage dans lesquels les lixiviats sont stockés. Ensuite ils ont été transportés au laboratoire.



Figure III.9 : Lixiviat prélevé à partir de C.E.T de Khenchela.

III.9.2.Coagulants utilisés

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules et produire des floes selon l'efficacité de la clarification par procédés de coagulation-floculation. Les coagulants les plus généralement utilisés et efficaces sont des sels de métaux, à bases d'aluminium ou de fer.

- **Chlorure ferrique**
 - Sa formule à l'état pur est FeCl_3 ,
 - Il se présente sous forme cristallisée (FeCl_3 ou $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$),
 - Pour le traitement des eaux, il est uniquement utilisé sous forme de solution aqueuse d'environ 592 g/L (41 % en FeCl_3 , en poids),



Figure III.10 : Chlorure ferrique et sulfate ferreux



- **Sulfate de fer**
 - Sa formule à l'état pur est Fe SO_4 ,
 - Il se présente sous forme cristallisée (Fe SO_4 ou $\text{FeCl}_3 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$),
 - Pour le traitement des eaux, il est uniquement utilisé sous forme de solution aqueuse,
 - Il est stocké en bonbonnes, en containers ou citernes.

III.10. Description d'un essai de coagulation-floculation

Un volume de lixiviat est introduit dans un bécher puis placé sur un agitateur magnétique. Le potentiel hydrogène du lixiviat est ajusté à $3,5 \pm 0,2$ en ajoutant quelques gouttes de HCl. Ensuite un volume d'une solution coagulante préparée à un pourcentage massique bien défini 10% à 30% a été ajouté aux lixiviats et les mélanges ont été agités mécaniquement pendant un temps donné, le pH des lixiviats dont le pH avait été préalablement ajusté à $3,5 \pm 0,2$ a été réajusté à $7,5 \pm 0,2$ en ajoutant quelques gouttes de solution de NaOH en remuant, pour favoriser la formation de flocons . Les mélanges obtenus après cette étape ont été décantés pendant 6 heures. Les floccs obtenus après décantation ont été séparés de surnageant par filtration sur papier filtre, séché à l'étuve à $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ pendant 6 heures puis pesés au moyen d'une balance analytique. Les surnageants ont été ensuite récupérés pour analyse. Il est à noter que d'autres types d'expériences ont été réalisés, à savoir :

- Des expériences sans aucun ajustement de pH de la solution polluée (lixiviat), c'est-à-dire que la coagulation a été effectuée par addition directe de coagulant dans la solution de lixiviat sans avoir effectué aucun ajustement de pH avant ou après l'ajout de coagulant.

Tableau III.6. Les appareils utilise :

		
<p>Agitateur</p>	<p>ph mètre</p>	<p>Turbidimètre</p>
		
<p>Conductimètre</p>	<p>Etuve</p>	<p>Balance</p>

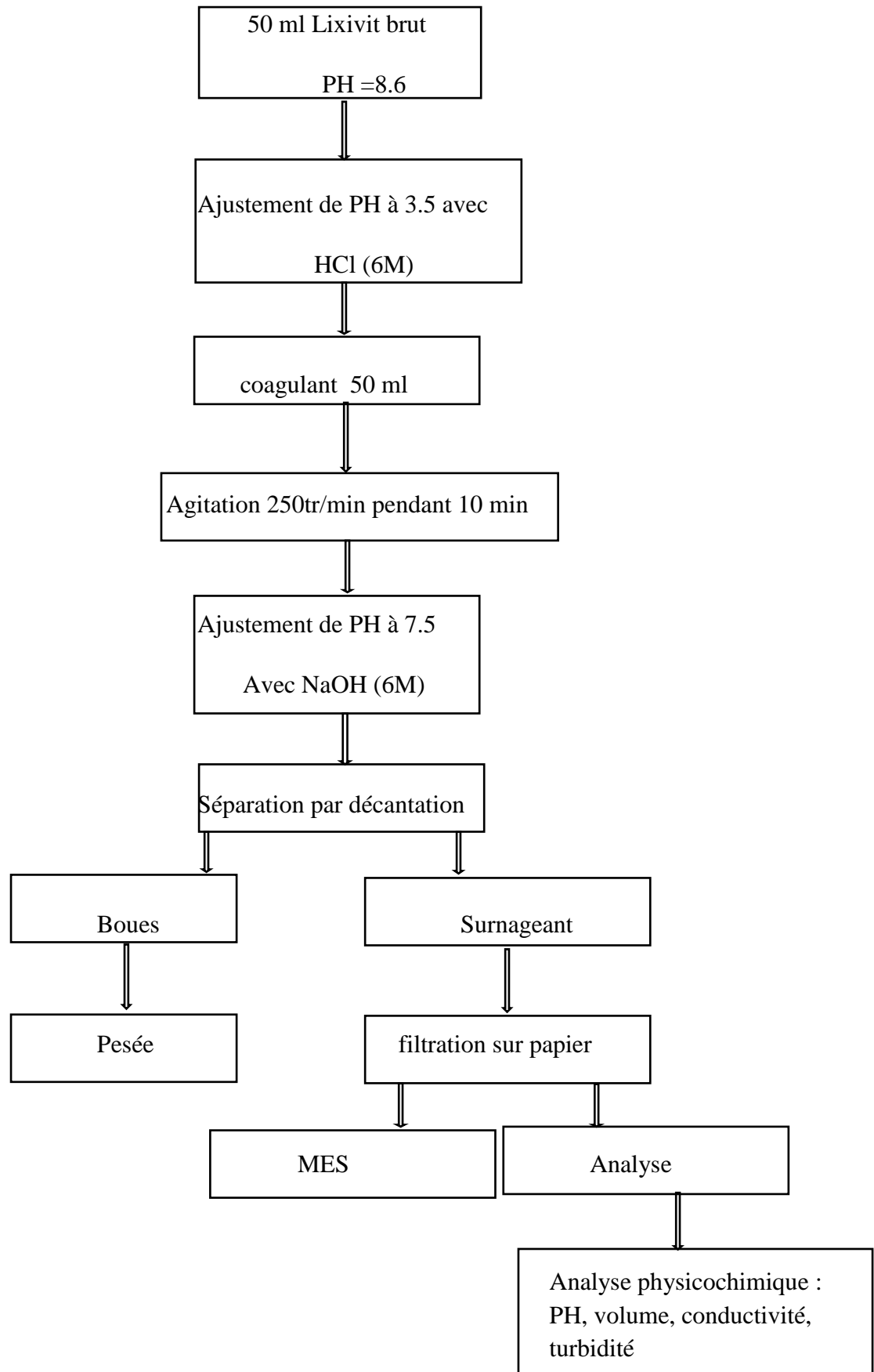


Figure III.11 : Schéma de traitement de lixivats par le procédé de coagulation-floculation en utilisant FeCl_3 et FeSO_4 .

III.11.Méthodes d'analyses**III.11.1.Analyses physico-chimiques**

L'évaluation de l'efficacité du traitement a été prouvée par plusieurs analyses physico-chimiques de lixiviat brut et traité par le procédé coagulation-floculation. Les analyses effectuées après chaque manipulation, dans l'ensemble, sont :

a. pH

Les valeurs de pH ont été mesurées au laboratoire par un pH-mètre de type Hanna Instruments. Le pH de la solution de lixiviat est mesuré sous agitation magnétique et à température ambiante.

b. Conductivité

La conductivité électrique mesure l'aptitude d'une solution aqueuse à permettre le passage d'un courant électrique suite au déplacement libre des conducteurs électriques comme les sels et les métaux lourds (sulfate, cuivre, fer, plomb, zinc, sodium ,chlorure, etc.). L'unité de conductivité est le milli-siemens ou micro-siemens par centimètre (mS/cm ou μ S/cm). Elle est mesurée au laboratoire à l'aide d'un conductimètre de type Hanna instrument.

c. Turbidité

La turbidité représente l'opacité d'un milieu trouble. C'est la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matière non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence des matières en suspension (MES) fines, comme les argiles, les grains de silice et les micro-organismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence des matières colloïdales d'origine organiques ou minérale. Son unité est exprimée en Néphélobimétrie Turbidité Unit (NTU).

Les différentes classes de turbidité en fonction de la qualité visuelle de l'eau sont [7] :

- NTU < 5 : eau claire,
- 5 < NTU < 30 : eau légèrement trouble,
- NTU > 50 : eau trouble.

L'unité de mesure adoptée par la norme ISO est le FNU (méthode néphélobimétrie à la formazine) et le NTU par l'EPA (unité de turbidité néphélobimétrie). Les deux autres méthodes utilisées pour tester la turbidité et leurs unités de mesure sont les suivantes : JTU (unité de turbidité Jackson) et l'unité de silice (mg/L SiO₂).



Figure III.12 : Turbidimètre utilisé pour les mesures de turbidité des surnageants.

d. Matières en suspensions (MES)

Les matières en suspension (MES) ont été déterminées par centrifugation. Un volume de surnageant est centrifugé, et le culot est recueilli dans un creuset, puis séché à l'étuve à 105°C pendant 6 heures. Le poids des matières en suspension est déterminé par pesée différentielle. La teneur de surnageant en matières en suspension est exprimée en g/L et elle est calculée en appliquant la formule suivante :

$$MES = \frac{P_f - P_i}{V} \times 100 \quad (\text{mg/L})$$

D'où :

- P_i : Poids du creuset taré (g).
- P_f : Poids final du creuset après séchage à l'étuve pendant 6 heures à 105°C (g).
- V : Volume centrifugé (L).

III.12. Conclusion

Le traitement des effluents liquides est une alternative intéressante pour le procédé de coagulation-floculation. La multiplication des expériences et le suivi des paramètres d'analyses physicochimiques est la base de détermination des conditions optimale

Références bibliographique

[1] Source ONM

[2] Source : (carte pluviométrique de l'ANRH)

[3] Fatta, D., Papadopoulos, A., Loizidou, M. (1999) A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and Health*, 21 (2): 175-190.

[4] Suman, M.; Khaiwal, R.; Dahiya, R.P.; Chandra, A. (2006) Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118: 435-456

[5] Jinghuan, L.; Guangren, Q.; Jianyong, L.; Zhi Ping, X. (2015) Anaerobic methanogenesis of fresh leachate from municipal solid waste: A brief review on current progress. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 49: 21-28

[6] Majdy, I., Cherkaoui, E., Nounah, A., Khamar, M. (2015) The physico-chemical treatment by coagulation flocculation of wastewater discharges from the City of Sale. *Journal of Materials and Environmental Science*, 6 (3): 834-839.

[7] J. Rodier L'analyse de l'eau. (2009), 8^{ème} édition. Dunod. Paris .

Chapitre IV

Résultats et Interprétations

IV.1.Introduction

La production de déchets ménagers et assimilés entraîne de graves problèmes de pollution ; leur nature de plus en plus complexe et hétérogène entraîne des difficultés de traitement et de prise en charge. La technologie offre des solutions efficaces pour la gestion des déchets, protégeant ainsi l'environnement et la santé publique. Plusieurs méthodes sont disponibles telles que l'élimination des déchets dans des décharges contrôlées, où ils sont soumis à des processus de dégradation .

Cette option permet de valoriser les déchets fermentescibles grâce à la production de biogaz mais génère également des lixiviats, sources de contamination de l'environnement. Les lixiviats sont des effluents composés de multiples éléments organiques et minéraux dont des espèces toxiques qui polluent le sol, les eaux souterraines et les eaux de surface. La surveillance et le traitement de ces effluents sont alors nécessaires avant leur rejet dans le milieu naturel à la fois pour prévenir les risques sanitaires et environnementaux et pour collecter des données dont l'analyse peut être utile pour améliorer leur traitement .

Plusieurs techniques ont été appliquées pour le traitement des lixiviats, les plus répandus sont les techniques physico-chimiques qui ont connu un grand développement, notamment le procédé de coagulation-floculation.

La coagulation-floculation est un procédé de purification de l'eau, utilisé pour le traitement de l'eau potable ou des eaux usées. C'est un procédé attractif en raison de ses nombreux avantages tels que sa compatibilité environnementale, son adaptabilité, son efficacité et son faible coût .

L'étude des variations de la composition physicochimique des lixiviats au cours du temps apporte d'importantes informations sur l'évolution de la dégradation des déchets. Pour y remédier on a effectué quelques analyses physicochimiques sur les trois bassins de récupération de lixiviats au niveau du Centre d'Enfouissement Technique «CET» qui sont montrées dans le tableau suivant :

	Turbidité (NTU)	pH	Conductivité (us/cm)	DBO₅ (mg/L d'O₂)	DCO (mg/L d'O₂)
Bassin (n°=1)	90	8.60	59	391	3544

L'exploitation des résultats a été faite par étude de l'effet de plusieurs paramètres sur le degré de clarification de lixiviat et selon la démarche suivante :

- i. Effet de pH du milieu ;
- ii. Effet de la dose et la nature de coagulant ;
- iii. Effet de la vitesse d'agitation ;
- iv. Effet du temps d'agitation ;

IV.2. Effet d'ajustement de pH de la phase d'alimentation : avec un seul coagulant

Les figures IV (1-4) montrent les résultats des analyses effectuées en termes de turbidité, pH, conductivité et masse en suspensions respectivement ; pour les lixiviats traités avec FeCl_3 à différentes doses variant de 10 à 30%.

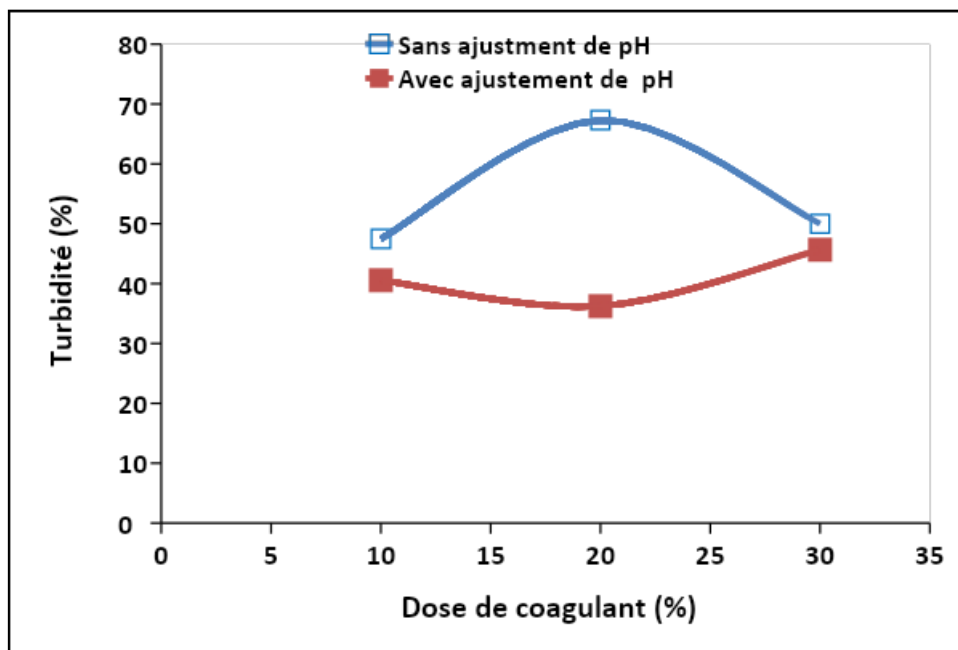


Figure IV.1 : Variation de la turbidité de surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3

Des tests de coagulation effectués sans ajustement de pH (les symboles vides) ont montré une réduction considérable dans la turbidité du lixiviat traité, d'autant plus que la concentration de coagulant augmente. Pour 10% de chlorure ferrique, la turbidité du lixiviat a chuté d'environ 47%, d'où une valeur minimale égale à 47.48 NTU. En revanche, pour un traitement effectué avec ajustement de pH (les symboles pleins) ; c'est-à-dire qu'avant l'ajout de coagulant, le pH du lixiviat a été ajusté à $3,5 \pm 0,2$ et une fois le coagulant est dissous, le pH a été réajusté à $7,5 \pm 0,2$; l'atténuation de la turbidité est estimée à environ 60%, d'où une turbidité finale de 36 NTU à 20% de coagulant (Figure IV.1).

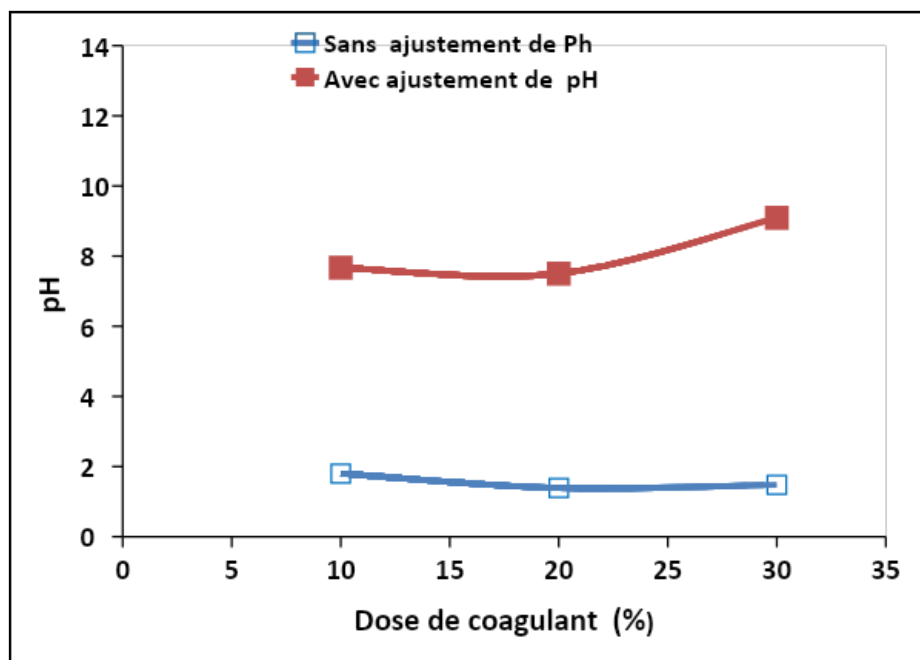


Figure IV.2 : Variation de pH du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3

D'après la figure (IV.2), nous constatons que dans le cas d'ajustement du pH de la solution d'alimentation ; les valeurs de pH du lixiviat traité sont légèrement basiques pour toutes les concentrations de coagulant utilisées ; elles sont comprises entre 7,6 et 9 ce qui confirme que le mécanisme de floculation était stable. En revanche, pour le lixiviat qui n'a pas subi d'ajustement du pH, les valeurs finales de pH après traitement varient entre 1,38 et 1.8. Ce résultat peut s'expliquer par la nature acide des coagulants ajoutés.

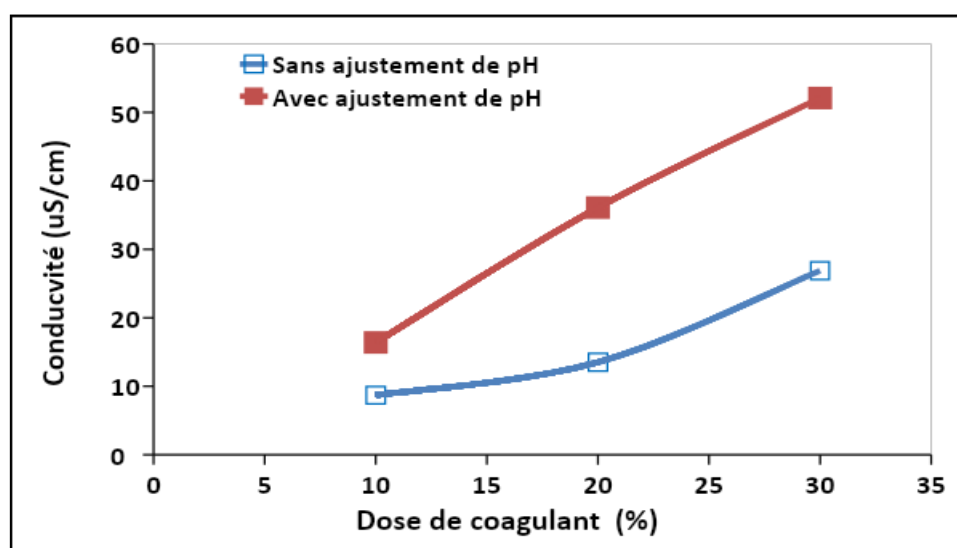


Figure IV.3 : Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3

- Les valeurs de la conductivité électrique des lixiviats traités variaient entre 8,57 et 51.1uS/cm. Les conductivités résultantes d'un traitement avec ajustement de pH de la phase d'alimentation sont supérieures que le traitement sans ajustement.

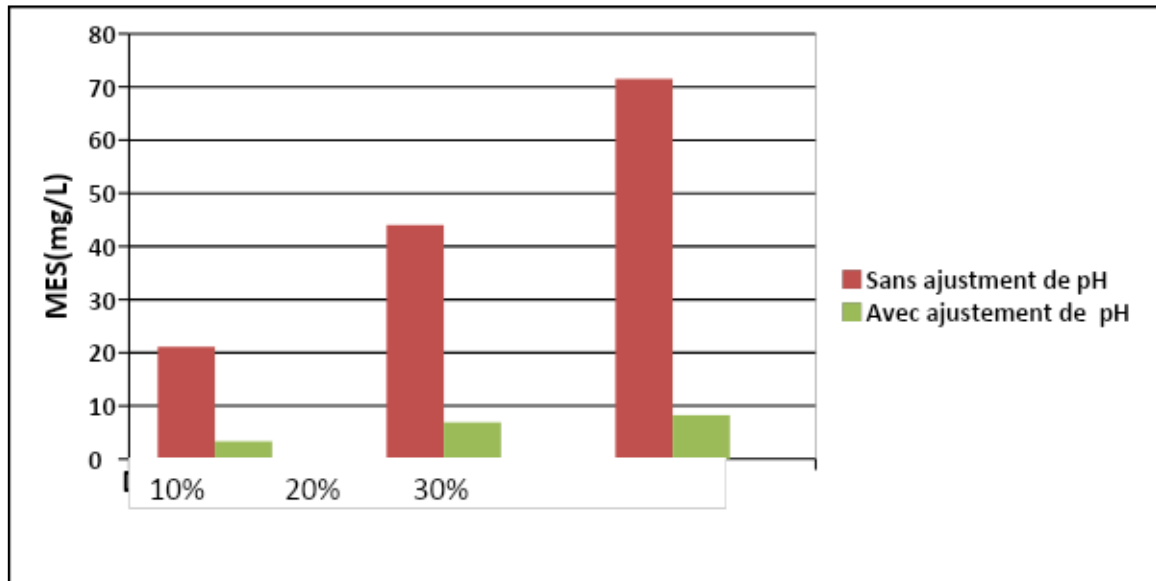


Figure IV.4 : Variation des MES du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3

La figure (IV.4) montre clairement que les MES des surnageants provenant des lixiviats traités avec ajustement de pH du milieu ; sont très faibles en comparant avec ceux réalisés sans ajustement .Ces résultats signifient que l'ajustement du milieu joue un rôle important dans la clarification du surnageant.

IV.3. Effet de la concentration et la nature d'agent coagulant

Afin de comprendre l'effet de la dose du coagulant sur la clarification de la solution de lixiviats on a remédié à différentes concentrations (10%, 20% et 30%) cependant toutes les solutions de lixiviats sont ajustées à pH égale à $3,5 \pm 0,2$ avant l'ajout du coagulant et à $7,5 \pm 0,2$ après l'ajout de ce dernier.

La clarification optimale de la solution de lixiviat est obtenue pour une dose de 20% pour les deux coagulants choisis ; d'où des turbidités finales égales à 36.24 NTU (soit une baisse de 60%), 50.87 NTU (soit une baisse de 43%) pour FeCl_3 , et $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ respectivement (Figure IV.5).

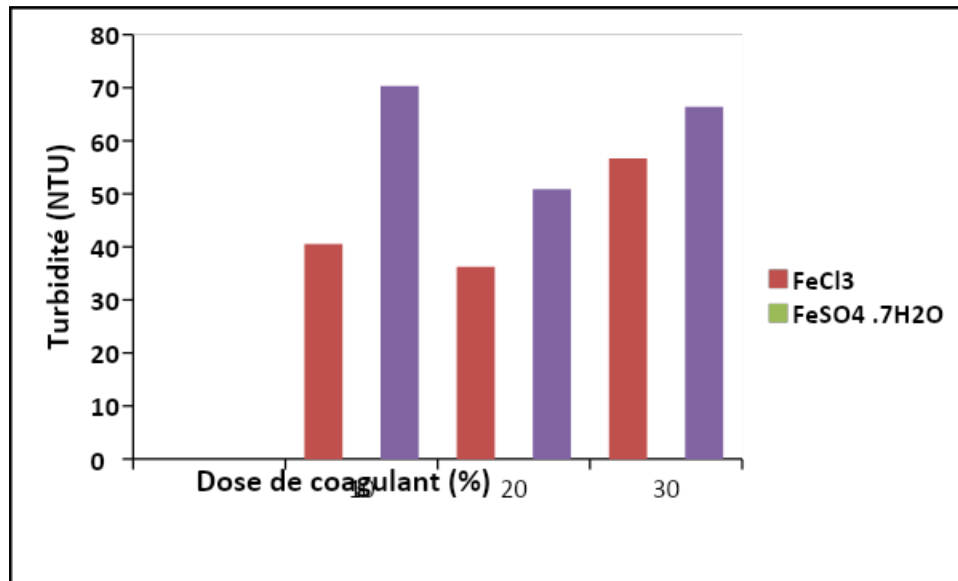


Figure IV.5 : Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose et de la nature du coagulant (vitesse d'agitation $v=250$ tr/min, $t= 10$ min).

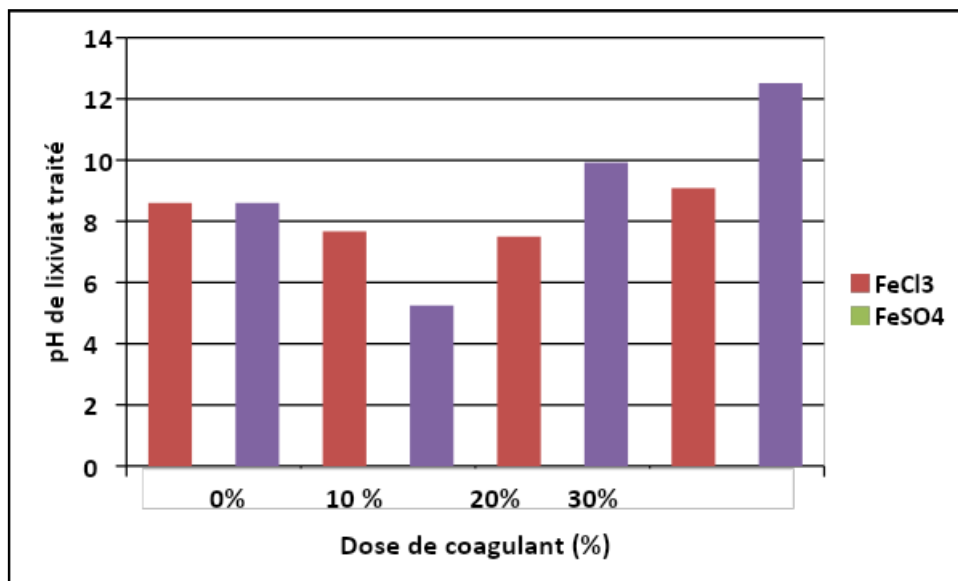


Figure IV.6 : Variation de pH du surnageant en fonction de la dose et de la nature du coagulant (vitesse d'agitation $v=250$ tr/min, $t= 10$ min).

Les remarques qu'on peut mentionner sur les valeurs de pH sont tirées à partir de la figure (IV.6). L'intervalle respectif des valeurs de pH est compris entre [7.6-9] et [5.25-12.52] respectivement pour des deux coagulants FeCl₃ et FeSO₄.7H₂O ce qui nous mène à conclure que pH est stable durant la formation des floes.

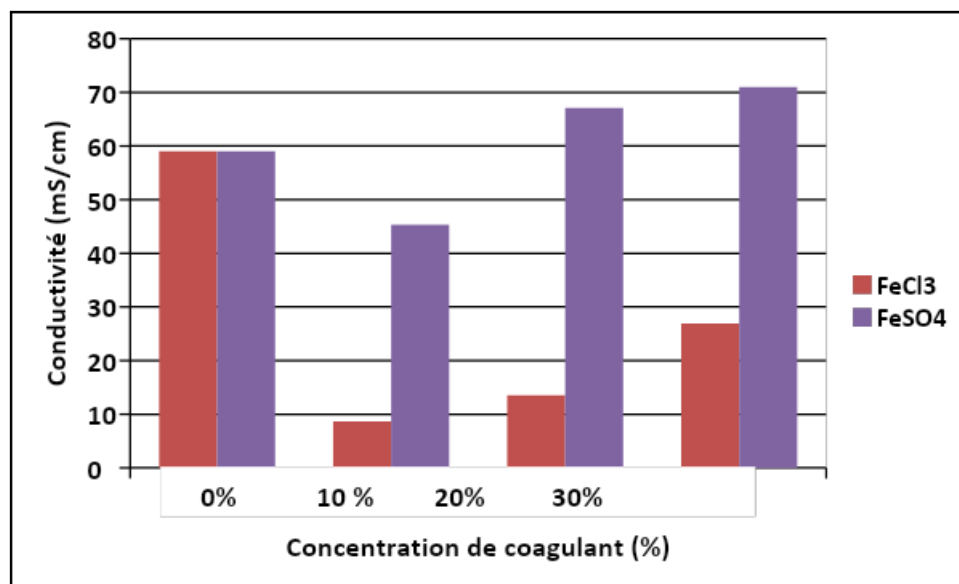


Figure IV.7 : Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose et de la nature du coagulant (vitesse d'agitation $v=250$ tr/min, $t= 10$ min).

La conductivité électrique fournit des informations sur la totalité des sels solubles dans l'eau. Comme le montre la figure IV.7. La conductivité des surnageants augmente lorsque le pH du lixiviat a été ajusté, précisément à cause de l'addition d'acide et de base.

IV.4. Effet de la vitesse

La vitesse d'agitation est un facteur très important dans le processus de coagulation-floculation car elle contribue à la déstabilisation des particules colloïdales en leur donnant la possibilité de coller entre elles .

L'étude de cet effet a été réalisée en maintenant les paramètres suivants constants :

- La dose optimale égale à 20% pour les deux coagulants.
- Avec ajustement de pH de lixiviat ($\text{pH}=3,5\pm 0,2$) avant l'ajout de coagulant et à ($\text{pH}=7.5\pm 0.2$) après l'ajout de coagulant.
- Les vitesses adoptées sont : 100 tr/min, 250 tr/min.

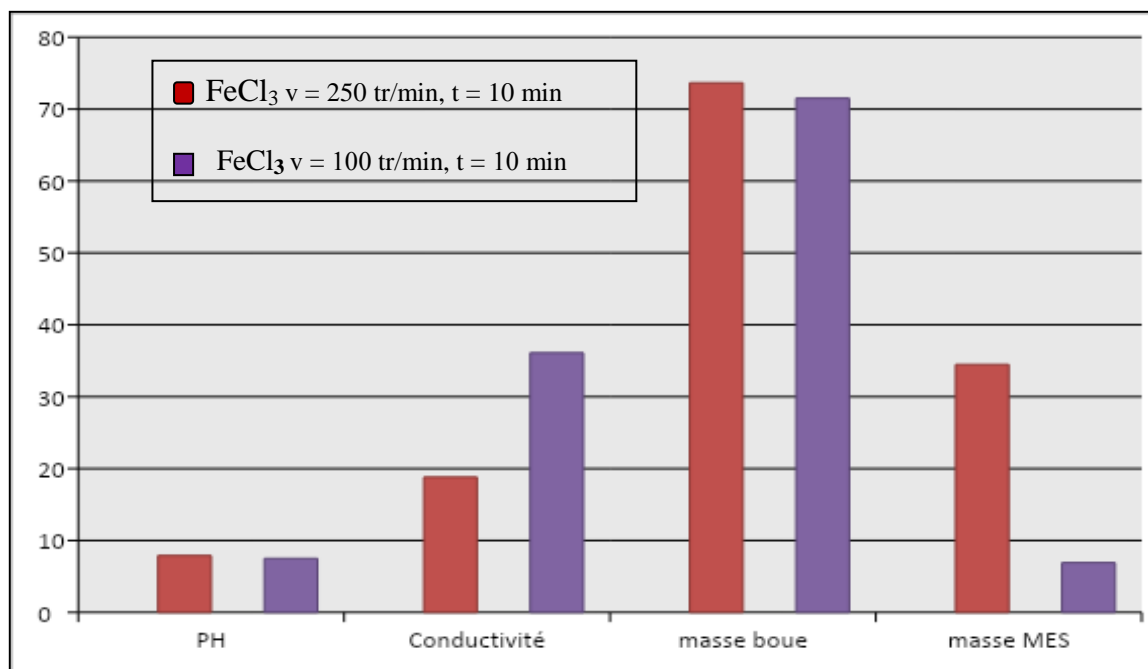


Figure IV.8 : Variation du pH, conductivité, masse de boues et MES pour le FeCl₃.
(vitesse = 100 tr/min ,t = 10 min)

La figure IV.8 montre qu'une clarté optimale est obtenue pour une vitesse d'agitation de 250 tr/min pour le chlorure ferrique, ce qui signifie que le gradient de vitesse imposé lors de la phase orthocinétique a peu d'influence sur la clarification du milieu. Pour le sulfate ferreux on remarque que la vitesse d'agitation est de 250 tr/min (figure IV.9).

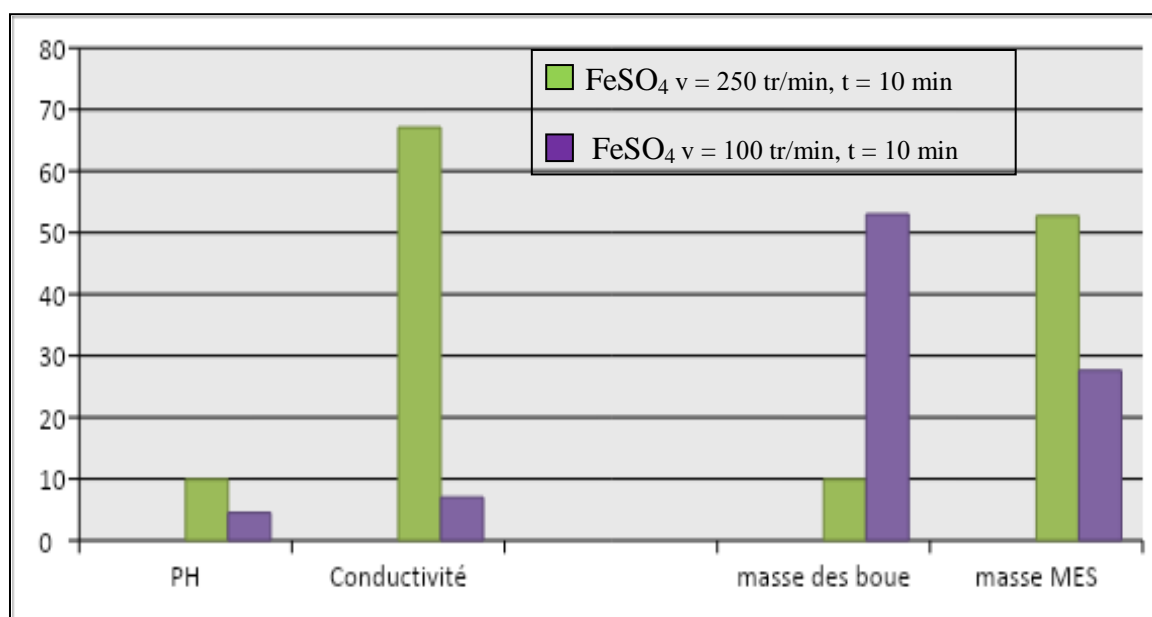


Figure IV.9 : Variation du pH, conductivité, masse de boues et MES pour le FeSO₄.
(vitesse = 100 tr/min, t= 10 min)

IV.5.Effet du temps d'agitation

L'étude des paramètres physico chimique en fonction du temps d'agitation a été réalisée en maintenant les paramètres suivants :

- La dose optimale du coagulant égale à 20% pour les deux coagulants
- Avec ajustement de pH de lixiviat ($\text{pH}=3,5\pm 0,2$) avant l'ajout de coagulant et à ($\text{pH}=7,5\pm 0,2$) après l'ajout de coagulant
- La vitesse adoptée 250 tr/min
- Les temps d'agitation sont : 10 min, 20 min

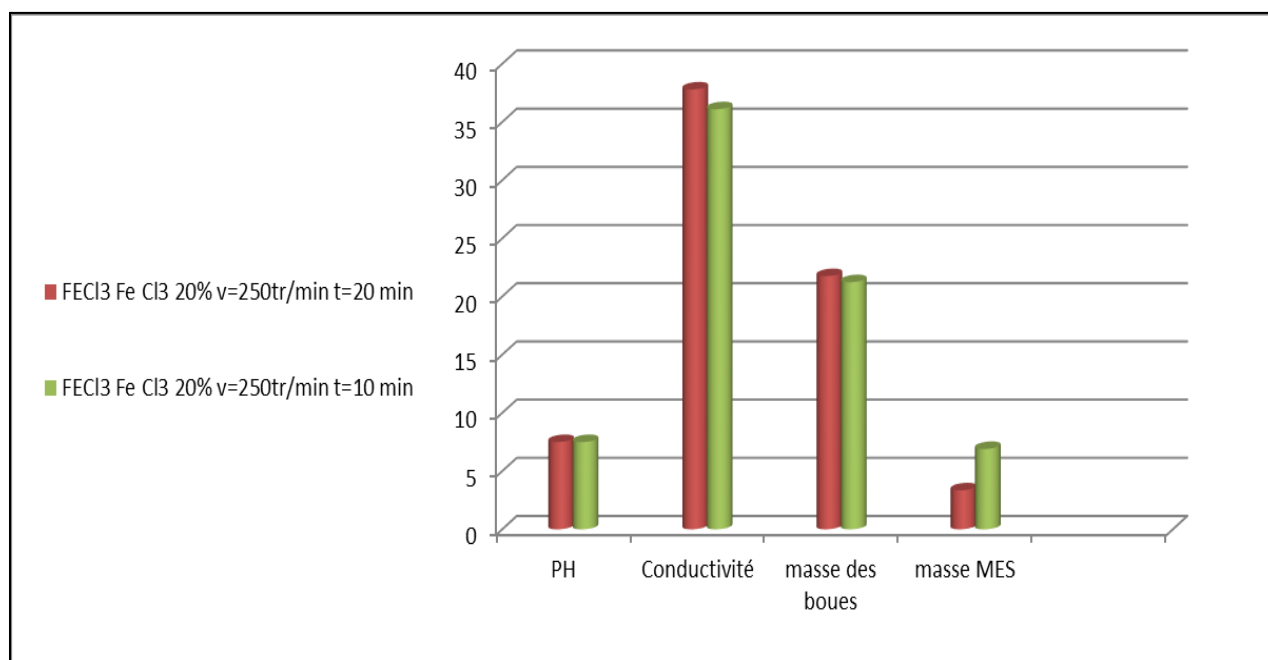
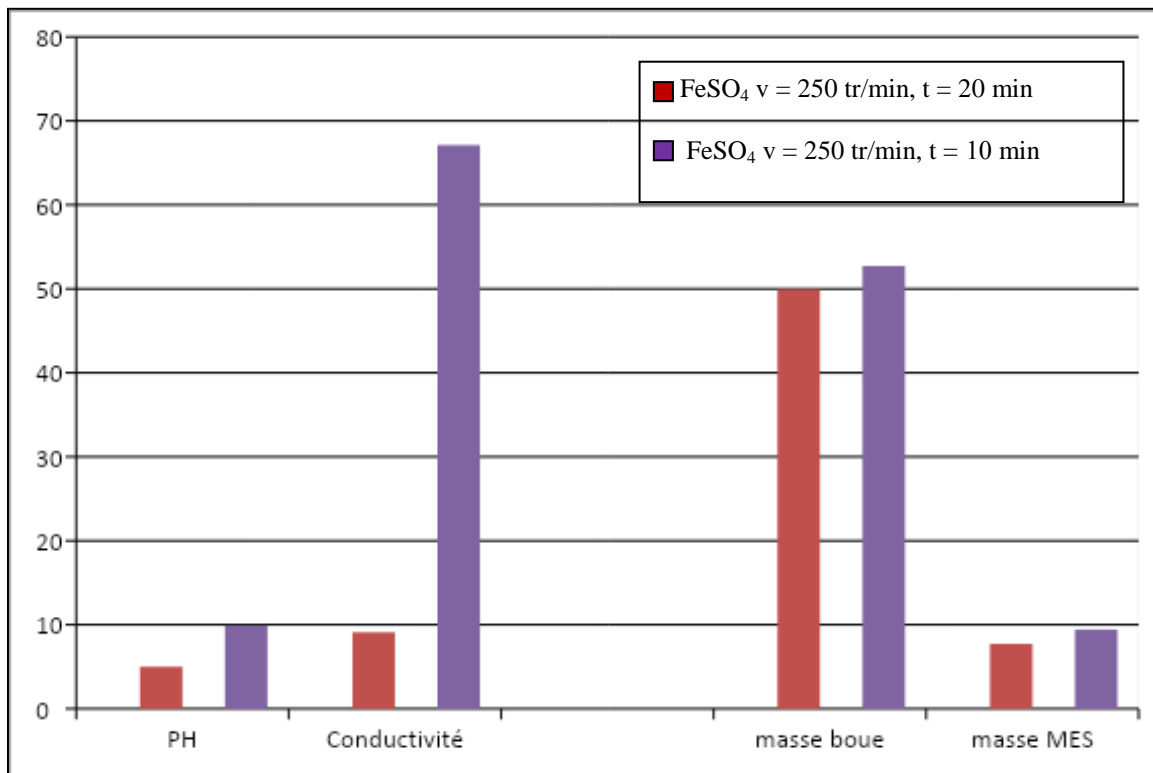


Figure IV.10 : Variation du pH, conductivité, masse de boues et MES pour le FeCl₃.
(vitesse = 250 tr/min, t = 20 min)

Les figure (IV.10-11) montre qu'une clarté maximale (turbidité minimale) est atteinte après un temps d'agitation 10 min pour le chlorure ferrique, la meilleur clarté est obtenue après un temps d'agitation de 10 min.



**Figure IV.11: Variation du pH, conductivité, masse de boues et MES pour le FeSO₄.
(vitesse = 250 tr/min, t = 20 min)**

IV.6.Conclusion

Le traitement du lixiviat de la décharge publique de BAGHAI par un processus de coagulation-floculation a été étudié. Plusieurs expériences ont été menées en vue d'améliorer l'efficacité du traitement des lixiviats en présence de deux coagulants à base de fer (chlorure ferrique, et sulfate ferreux).

L'efficacité du procédé a été évaluée en termes de turbidité, pH final des surnageants, conductivité électrique, production de boues, MES.

L'ajustement du pH du milieu a révélé une meilleure élimination des polluants où un pH acide est favorable pour la neutralisation des particules colloïdales et un pH basique favorise la formation des floes (hydroxydes métalliques). L'efficacité du traitement dépend fortement de la nature et de la dose du coagulant. Il a été constaté que 20% de chlorure ferrique FeCl₃ avec un ajustement de pH du lixiviat la turbidité à environ 60%.

Le processus de traitement par coagulation-floculation dépend de la valence du cation formant le coagulant et de la nature de l'anion auquel il est lié. Dans cette étude, les ions Fe³⁺ sont plus efficaces que Fe²⁺. Une vitesse d'agitation de 250 tr/min et un temps d'agitation de 10 min pour le chlorure ferrique.

Conclusion général

Conclusion générale

La protection de l'environnement est devenue une préoccupation collective. La question des déchets est quotidienne et touche chaque individu sur le plan professionnel que familial. Devant cette situation les pouvoirs publics ont décidé de mettre en œuvre un nouveau système national permettant la gestion et l'élimination des déchets dans des conditions saines et écologiques.

L'enfouissement des déchets demeure une filière d'élimination très économique dans la gestion globale des déchets. Il n'a pas été jusqu'à présent pratiqué en appréhendant tous les problèmes qu'il pouvait engendrer, tel que le lixiviat, ce dernier contient de fortes teneurs en polluants (matière organique dissoute, éléments traces, composés organiques et les micro-organismes). Il pose un problème de pollution potentiel sur les terrains locaux et les eaux de surface et souterraines.

La présente étude a été consacrée au traitement du lixiviat de la décharge publique de BAGHAI par un processus de coagulation-floculation. Plusieurs expériences ont été menées en vue d'améliorer l'efficacité du traitement des lixiviats en présence de deux coagulants à base de fer (chlorure ferrique, sulfate ferreux). L'efficacité du procédé est évaluée en termes de plusieurs analyses physicochimiques.

Il a été constaté que 20% de chlorure ferrique FeCl_3 avec un ajustement de pH du lixiviat peut réduire considérablement la turbidité à environ 60 %. L'efficacité de la coagulation semble dépendre à la fois de l'état de valence du fer et de type d'anion.

Les meilleures conditions pour le traitement de lixiviat : une dose de coagulant de 20%, une vitesse d'agitation de 250 tr / min et un temps d'agitation de 10 min pour le chlorure ferrique.

Résumé

Résumé

Résumé :

Les lixiviats qui constituent le principal facteur de transport de la pollution issue des sites de stockage des déchets, se caractérisent par la présence des polluants organiques et minéraux avec de fortes concentrations, d'où la nécessité de son traitement avant son rejet dans l'écosystème.

L'objectif de cette étude est de traitement lixiviat par un traitement physico-chimique en procédant à une coagulation-floculation, à l'aide de deux coagulants, en utilisant les sels de fer (sulfate de fer et chlorure de fer). Dans cette technique, de nombreux facteurs peuvent affecter l'efficacité du traitement, tels que la dose de coagulant, le pH, la vitesse et le temps d'agitation.

Les résultats obtenus montrent que la dose de 20% de chlorure de fer et 20% de sulfate ferreux avec un temps d'agitation de 10 min et une vitesse 250 tr/min donne la meilleure clarté des surnageant.

Mots clés : déchets, lixiviat, pollution, traitement, coagulation-floculation.

Abstract :

Leachate, which is the main factor in the transport of pollution from waste storage sites, is characterized by the presence of organic and mineral pollutants in high concentrations, hence the need for its treatment before its discharge into the ecosystem. .

The objective of this study is to treat leachate by a physico-chemical treatment by carrying out a coagulation-flocculation, using two coagulants, using iron salts (iron sulfate and iron chloride). In this technique, many factors can affect treatment efficacy, such as coagulant dose, pH, stirring speed and time.

The results obtained show that the dose of 20% ferrous chloride and 20% ferrous sulphate with a stirring time of 10 min and a speed of 250 rpm gives the best clarity of the supernatant.

Keywords: waste, leachate, pollution, treatment, coagulation-flocculation.

ملخص

تتميز عصارة النفايات بوجود ملوثات عضوية ومعنوية بتركيزات عالية وهي العامل الرئيسي في انتقال التلوث من مواقع تخزين النفايات الى النظام البيئي ومن هنا تأتي الحاجة لمعالجتها قبل تصريفها.

الهدف من هذه الدراسة هو معالجة عصارة النفايات بمعالجة فيزيائية كيميائية عن طريق إجراء تآثر - تلبد باستخدام اثنين من المختران من نوع أملاح الحديد (كبريتات الحديد وكلوريد الحديد). في هذه التقنية. يمكن أن تؤثر العديد من العوامل على فعالية المعالجة ، مثل جرعة التآثر ودرجة الحموضة وسرعة التحريك والوقت.

أظهرت النتائج أن جرعة 20% كلوريد الحديد و 20% كبريتات الحديد مع وقت التدوير 10 دقائق وسرعة 250 دورة في الدقيقة تعطي أفضل وضوح للمادة الطافية.

. **الكلمات المفتاحية:** مخلفات ، عصارة ، تلوث ، معالجة ، تآثر - تلبد.