



MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET
DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE «ABBÈS LAGHROUR» DE KHENCHELA
FACULTE DES SCIENCES ET TECHNOLOGIE



Département de Génie Industriel

N° de série:.....

Mémoire de fin d'études

Pour l'obtention du diplôme de Master (L.M.D)

Filière: Génie des Procédés

Spécialité: Génie des Procédés de l'environnement

Intitulé:

**Purification des rejets liquides par
Coagulation-Floculation**

Réalisé par:

Bouras Chahra

Bar Amal

Membres du jury:

Président Z.NEDJAR

Pr

Univ. Abbès Laghrou Khenchela

Rapporteur K.DJEFFAL

MCB

Univ. Abbès Laghrou Khenchela

Examinatrice N.MECHERI

MCB

Univ. Abbès Laghrou Khenchela

Présenté le: 18/06/2023



REMERCIEMENTS

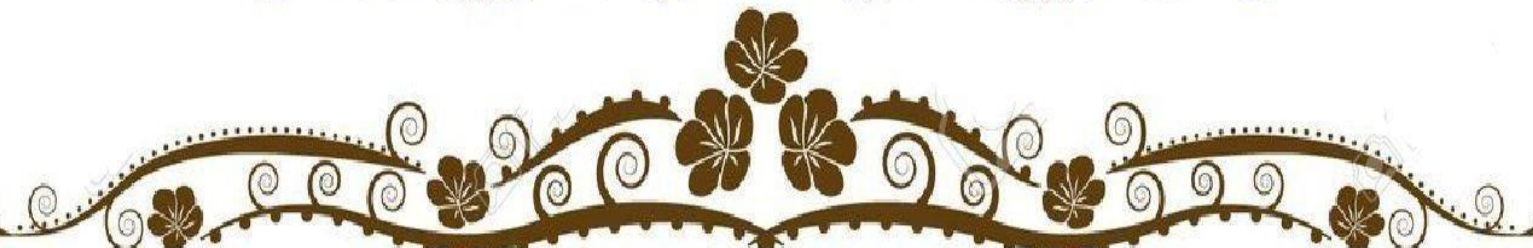
*En premier lieu, nous tenons à remercier notre
Dieu "Allah",
Notre créateur pour nous avoir donné la force
pour accomplir ce travail.*

*Nous adressons nos vifs remerciements à notre
encadrant
DJEFALI Khaled*

*Nous présentons nos chaleureux remerciements
aux
Enseignants du département Génie Industriel
pour leurs aides et orientations durant notre
formation.*

*Nos profonds remerciements sont aussi
Dr. L. BOUROUBA*

*Nos derniers remerciements, vont à tous ceux qui
ont contribué de près ou de loin à l'aboutissement
de ce travail.*





DEDICACE

Je dédie ce modeste travail à:

Avant tous à mes chers parents que Dieu les protège

Mes dédicaces s'adressent également à mes frères.

À toutes mes sœurs.

*Et à tous les membres de ma famille et toute
personne qui porte le nom
BOURAS et FERHATI*

*Aussi, je dédie ce travail à tous mes chers amis
(Samar ; Abir ; Lolo)*

A tous les enseignants et toutes les enseignantes

*A la fin je dédie très chaleureusement ce mémoire à mon
encadreur
KHALED.DJEFFAL*

CHAHRA...



DEDICACE

Je dédie ce modeste travail à:

Avant tous à mes chers parents que Dieu les protège

Mes dédicaces s'adressent également à mes frères.

À toutes mes sœurs.

*Et à tous les membres de ma famille et toute
personne qui porte le nom
BAR et SARI*

*Aussi, je dédie ce travail à tous mes chers amis (Ichrak ;
Khawla ; Sara)*

A tous les enseignants et toutes les enseignantes

*A la fin je dédie très chaleureusement ce mémoire à mon
encadreur
KHALED.DJEFFAL*

AMAL...

Sommaire

Remerciement

Dédicace

Liste d'abréviation

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction générale..... 2

Chapitre I : Généralités sur lixiviats

I.1. Introduction..... 4

I.2. Définition des centres d'enfouissement..... 4

I.3. Classification de C.E.T 5

I.3.1. Centres d'enfouissement technique de Classe I..... 5

I.3.2. Centres d'enfouissement technique de Classe II..... 6

I.3.3. Centres d'enfouissement technique de Classe III 6

I.4. Nuisances des CET 6

I.5. Lixiviats 8

I.6. Types de lixiviats 8

I.6.1. Lixiviats jeunes (< 5ans) 8

I.6.2. Lixiviats intermédiaires..... 8

I.6.3. Lixiviats stabilisés (> 10ans).....	9
I.7. Composition des lixiviats.....	9
I.8. Normes de rejet des lixiviats	10
I.9. Méthodes de traitement des lixiviats.....	10
I.9.1.Méthodes biologiques	11
I.9.2.Méthodes physico-chimiques.....	11
I.10. Conclusion	14
Références bibliographique	

Chapitre II : Coagulation-Floculation

II.1. Introduction	18
II.2. Particules en suspension	18
II.3. Suspensions colloïdales	18
II.3.1. Colloïdes hydrophiles.....	18
II.3.2. Colloïdes hydrophobes	19
II.4. Théorie de la double couche	19
II.5. Stabilité des colloïdes.....	20
II.6. Modes de déstabilisation des particules colloïdales	21
II.6.1. Compression de la double couche	21
II.6.2. Adsorption et neutralisation des charges	22
II.6.3. Emprisonnement des particules dans un précipité.....	22

II.6.4. Adsorption et pontage entre les particules	23
II.7. Définition de coagulation	24
II.8. Principe de coagulation	24
II.9. Facteurs affectant la coagulation	24
II.9.1. Influence du PH	24
II.9.2. Influence de la minéralisation.....	25
II.9.3. Influence de la température de l'eau.....	25
II.9.4. Influence du coagulant.....	25
II.9.5. Influence de l'agitation.. ..	25
II.9.6. Influence de la turbidité	25
II.9.7. Influence de la couleur.....	26
II.10. Flocculation	26
II.10.1. Principe.....	26
II.11. Types de flocculation	27
II.11.1. Flocculation physique.....	27
II.11.1.1. Flocculation péricinétique	27
II.11.1.2. Flocculation orthocinéque	27
II.11.2. Flocculation chimique	27
II.12. Mise en œuvre de la coagulation-flocculation.....	27
II.13. Application de la coagulation-flocculation en jar test.....	28

II.14. Les coagulants et les flocculants	29
II.15. Conclusion	31

Références bibliographique

Chapitre III : Matériels et méthodes

III.1. Introduction	35
III.2. Présentation de la région de BAGHAI	35
III.2.1. Situation géographique	35
III.3. Description de C.E.T Baghai Khenchela.....	35
III.3.1. Localisation du site.....	36
III.3.2. Plan d'aménagement du CET	36
III.4. Casiers	37
• Casier N°1	37
• Casier N°2.....	37
III.5. Nature des déchets autorisés dans le C.E.T.....	38
III.6. Caractéristiques technique du centre d'enfouissement de khenchela	38
III.7. Objectifs de travail	39
III.8. Echantillonnage	39
III.8.1. Coagulants utilisé	40
• Sulfate d'aluminium.....	40
• Chlorure ferrique	40
• Sulfate de fer	41

III.9. Description d'un essai de coagulation-floculation	41
III.10.Méthodes d'analyses	44
III.10.1.Analyses physico-chimiques.....	44
a.PH.....	44
b.Conductivité	44
c.Turbidité	44
d.Titre alcalimétrique (TA).....	45
e. Titre alcalimétrique complet(TAC).....	45
III.10. Conclusion.....	45
Références bibliographique	

Chapitre IV : Résultats et Interprétations

IV.1. Introduction.....	48
IV.2. Effet d'ajustement de PH de la phase d'alimentation : avec un seul coagulant.....	49
IV.3. Effet de la concentration et la nature d'agent coagulant	51
IV.4. Effet de la vitesse	54
IV.5. Effet du temps d'agitation.....	54
IV.6. Conclusion	56
Conclusion générale	

Résumé

Liste des abréviations

C.E.T Centre d'enfouissement technique

COT Carbone Organique Total

DBO5 Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours

DCO Demande Chimique en Oxygène

MES Matière en suspension

PH Potentiel Hydrogène

°C Degré Celsius

NTU Néphélométrie Turbidité unité

Liste des figures

Figure	Le titre	Page
Figure.I.1	Centre d'enfouissement technique.	5
Figure.I.2	Lixiviats.	8
Figure.II.1	Représentation schématique de la double couche électrique.	20
Figure .II.2	Energie d'interaction entre deux particules lipophiles en fonction de la distance depuis la surface de la particule.	21
Figure.II.3	Représentation schématique de la compression de la couche diffuse.	22
Figure .II.4	Représentation schématique de neutralisation des charges.	22
Figure .II.5	Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation.	23
Figure .II.6	Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère.	24
Figure.II.7	Coagulation / Flocculation.	28
Figure II.8	Essai jar test	29
Figure.III.1	Commune de Baghai.	35
Figure.III.2	C.E.T Baghai Khenchela.	36
Figure.III.3	Plan d'aménagement du CET	36
Figure.III.4	Casier N°1et N°2	37
Figure.III.5	Lixiviat prélevés à partir CET de BAGHAI.	39
Figure.III.6	Le sulfate d'aluminium	40
Figure.III.7	Chlorure ferrique.	40

Figure.III.8	Sulfate de fer	41
Figure.III.9	Schéma de traitement de lixiviats par le procédé de coagulation-floculation en utilisant FeCl_3 et $\text{FeSO}_4\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$.	43
Figure IV.1	Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3	49
Figure IV.2	Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3	50
Figure IV.3	Variation de pH du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3	50
Figure IV.4	Variation de masse de boues du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3	51
Figure IV.5	Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose et de la nature des trois coagulant.	52
Figure IV.6	Variation de pH du surnageant en fonction de la dose et de la nature des trois coagulant.	52
Figure IV.7	Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose et de la nature des trois coagulant.	53
Figure IV.8	Variation de du masse de boues surnageant en fonction de la dose et de la nature des trois coagulant.	53
Figure IV.9	Variation de la vitesse d'agitation sur les lixiviats traités pour les trois coagulants.	54
Figure IV.10	Effet du temps d'agitation sur la turbidité des lixiviats traités par coagulation.	55
Figure IV.11	Variation des TA, TAC des lixiviats traités par coagulation-floculation.	55

Liste des tableaux

Tableaux	Le titre	Page
Tableau I.1.	Nuisances et impacts des CET [4].	7
Tableau I.2.	Caractéristiques principales des différents types de lixiviats [5].	9
Tableau I.3	Les normes de rejet des lixiviats dans le milieu environnemental.	10
Tableau I.4	Comparaison de quelques procédés classiques de traitement de lixiviats [15].	13
Tableau II.1	Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium.	25
Tableau III.1	La nature des déchets.	38
Tableau III.2	Les appareils utilisés.	42
Tableau IV.1	Analyse de lixiviats	48

Introduction Générale

Introduction Générale

Les lixiviats désignent les eaux issues de l'hydrolyse et la décomposition des déchets ainsi que les eaux qui ont percolé à travers les déchets. Les lixiviats des déchets ménagers sont généralement des effluents très chargés en matière organique, et en divers polluants organiques et inorganiques. La production des lixiviats varie selon la composition et les caractéristiques des déchets en particulier leur teneur en matière organique et en humidité. La composition physicochimique et biologique de ces effluents est liée à la nature des déchets et à la présence des déchets pollués. Au niveau des décharges contrôlées les lixiviats sont fortement influencés par les conditions climatiques. Les climats chauds accélèrent la décomposition et peuvent entraîner d'importantes productions de lixiviats lorsque les déchets sont riches en matière organique putrescible.

L'évolution des lixiviats en profondeur s'accompagne aussi d'un changement significatif de la composition de ces effluent et en augmente la concentration massique et le caractère polluant. Plusieurs techniques sont aujourd'hui considérées comme efficaces pour la dépollution et le traitement des lixiviats et sont appliquées à une échelle industrielle. Les plus utilisées sont basés sur des traitements biologiques anaérobies, physicochimiques, l'osmose inverse et lestechniques membranaires la nano-filtration et plus particulièrement la Coagulation-Floculation.

La technique de la Coagulation-Floculation utilise des produits chimiques avec une efficacité avérée mais leurs effets sur l'environnement et sur la santé commencent à susciter des inquiétudes et préoccupations.

Ce mémoire est structuré en quatre chapitres :

- Le premier chapitre est consacré à des généralités sur les lixiviats, les centres d'enfouissements techniques.
- Le deuxième chapitre est réservé pour le procédé de Coagulation-Floculation en donnant l'essentiel des bases théoriques.
- Le troisième chapitre présente les méthodes opératoires du traitement de lixiviats et les techniques d'analyses adoptées.
- Le quatrième chapitre est consacré à l'exploitation et l'interprétation des résultats obtenus.

Chapitre I: Généralités sur lixiviats

I.1. Introduction

La protection de l'environnement est l'une des choses auxquelles il faut prêter attention et beaucoup d'attention, d'autant plus que l'environnement affecte directement l'être humain, car il fait partie de ses éléments et affecte et est affecté par lui, et il ne peut pas être isolé de celui-ci, de sorte que la protection de l'environnement garantit une vie saine pour les humains, les animaux et les plantes exempt de maladies et de polluants.

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.

I.2. Définition des centres d'enfouissement

Les Centres d'enfouissement technique sont définis comme un site d'élimination des déchets par dépôt des déchets sur ou dans la terre y compris :

- Les décharges internes (les décharges où un producteur de déchets procède lui-même à l'élimination des déchets sur le lieu de production).

Un site permanent (pour une durée supérieure à un an) utilisé pour stocker temporairement les déchets, à l'exclusion : des installations où les déchets sont déchargés afin de permettre leur préparation à un transport ultérieur en vue d'une valorisation, d'un traitement ou d'une élimination en un endroit différent.

L'enfouissement des déchets, revient à concentrer dans un volume réduit un ensemble varié de matériaux évolutifs. Dès la phase de dépôt, les déchets sont soumis à des processus de dégradation liés à des réactions bio-physico-chimiques complexes. Une partie des produits de la dégradation se retrouve en phase gazeuse, **le biogaz**, l'autre est transportée par les eaux de pluie qui s'infiltrent dans les déchets, **les lixiviats** (Figure I.1) [1].



Figure I.1. Centre d'enfouissement technique.

- Du stockage des déchets avant valorisation ou traitement pour une durée inférieure à trois ans en règle générale.
- Du stockage avant élimination pour une durée inférieure à une année. L'enfouissement des déchets est donc une opération de stockage des déchets en sous-sol.

I.3. Les classifications de CET

La classification des centres d'enfouissement technique selon la nature des déchets admis et en fonction de leur perméabilité est répartie en trois classes [2].

I.3.1. Les centres d'enfouissement technique 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 centres d'enfouissement technique de classe 1 :

- Les déchets industriels spéciaux de catégories A qui sont : les résidus de l'incinération.
- les résidus de la sidérurgie : poussières, boues d'usinage ; les résidus de forages ;
- les déchets minéraux de traitement chimique : sels métalliques, sels minéraux, oxydes métallique.
- Les déchets de catégories B qui sont : les résidus de traitement d'effluents industriels et d'eaux industrielles, de déchets ou de sols pollués ;
- Les résidus de peinture : déchets de peinture solide, de résine de vernis ; Les résidus de recyclage, accumulateurs et de batteries : par exemple les résidus d'amiante ; les réfractaires et autres matériaux minéraux usés et souillés [2].

I.3.2. Les centres d'enfouissement technique de classe II

Les déchets admissibles dans ces décharges sont : les ordures ménagères ; les déchets ménagers encombrants ; les déblais et gravats ; les déchets commerciaux, artisanaux et industriels banals assimilables aux ordures ménagères ; les déchets d'origine agricole représentant pas de danger pour la santé humaine et l'environnement ; les pneumatiques ; les cendres et produits d'épuration refroidis résultant de l'incinération des ordures ménagères ; les boues en provenance de l'assainissement urbain[2].

I.3.3. Les centres d'enfouissement technique de classe III

Ce sont les installations de stockage recevant essentiellement des déchets inertes, d'origine domestique comme les déchets issus du bricolage familial qui peuvent également être stockés dans les décharges de classe II 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. Il est à noter que ces centres d'enfouissement technique doivent obligatoirement être pourvus d'installations de récupération des biogaz à travers le traitement de lixiviats. Le centre d'enfouissement technique constitue ainsi l'étape finale et obligatoire de toute filière de traitement des déchets. Ils doivent répondre obligatoirement aux exigences imposées par la réglementation en vigueur.

I.4. Nuisances des CET

D'autres nuisances peuvent apparaître, à court et à long terme. Bien qu'un enfouissement des déchets, soit un projet à durée limitée, ses effets ne le sont pas. Il est indispensable de considérer les deux étapes de l'impact :

- pendant l'exploitation.
- après fermeture et parfois réhabilitation.

Il a été constaté que certains effets peuvent s'inverser. A titre d'exemple, une pollution des eaux souterraines peut se produire bien après la fermeture des déchets si des mesures compensatoires ne sont pas prises pendant l'exploitation. Par contre, l'effet sur l'aménagement local peut être ressenti comme défavorable en cours d'exploitation et devenir un agrément après réhabilitation et/ou fermeture. Le tableau (I.1) résume les principales nuisances pour l'environnement [3].

Tableau I.1.Nuisances et impacts des CET [4].

Nature de nuisances	Origine	Impact
Envols	Papier et plastiques, feuilles, textiles	Pollution du naturel, atteint au paysage
Odeurs	Déchets, fermentation, biogaz	Désagréments pour le personnel et les riverains
Poussières	Circulation des véhicules et engins	Désagréments pour le personnel et les riverains
Animaux	Attrait nutritif des déchets	Transport de maladies, gêne pour l'aviation, atteinte à la chaîne alimentaire
Incendies et exposition	Imprudences, déchets incandescents, accumulation de biogaz.	Danger pour le personnel, nuisance olfactives
Bruit	Circulation d'engins	Désagrément pour le personnel et les riverains
Défrichage et déboisement	Implantation d'une installation de stockage	Appauvrissement paysager, gêne Visuel
Pollution des sols et des eaux	Infiltration du lixiviat	Dégradation milieu naturel
Effet de serre	Biogaz non capté	Modification du climat, pathologie des plantes
Risque sanitaires	Toxicité des déchets, organismes pathogènes	Maladies

I.5. Lixiviats

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.

La genèse du lixiviat est donc la conséquence de l'infiltration dans la masse de déchets d'eaux de pluie, d'eaux de ruissellement, mais elle est aussi due, en plus faible partie, à la présence d'humidité dans les déchets, au moment de leur enfouissement. La mauvaise gestion du lixiviat causée par ruptures, perforations accidentelles et attaques chimiques de la géomembrane de protection sous-jacente peut polluer le cours d'eau, la nappe phréatique ainsi que le sol ; de quoi relève la dangerosité en matière de pathologies cancérogènes, de malformations congénitales et de mutations génétiques, pour les personnes qui consomment cette eau contaminée [1].



Figure I.2. Lixiviats

I.6. Types de lixiviats

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

I.6.1. Les lixiviats jeunes < 5 ans

Ces lixiviats se caractérisent par une charge organique élevée relativement biodégradable (seuil de biodégradabilité $DBO_5 - DCO > 0.3$) constituée principalement d'acides gras volatils. Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à 2 g/L leur pH relativement bas ($< 6,5$)). Ils correspondent aux premières phases non méthanogènes de l'évolution d'une décharge [5].

I.6.2. Les lixiviats intermédiaires

Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils se raréfient (20 à 30% de la charge du lixiviat) au profit de Composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat. De ce fait, le pH est voisin de la neutralité et la charge en métaux devient négligeable. Ces lixiviats correspondent globalement à la phase méthanogène stable [5].

I.6.3. Les lixiviats stabilisés (> 10 ans)

Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement de substances humiques (acides foliques et humiques) de hauts poids moléculaire (la DCO dépasse 3000 mg /L) qui sont réfractaires à la biodégradation ($DBO_5/DCO < 0,1$). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge [5]

Le tableau I-1 présente les principales caractéristiques des différents types de Lixiviats.

Tableau I.2 : Caractéristiques principales des différents types de lixiviats [5].

	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> 10 ans
pH	< 6,5	6,5 à 7,5	> 7,5
DCO (g L ⁻¹)	10 à 20	5 à 10	< 5
DBO ₅ /DCO (biodégradabilité)	> 0,5 bonne	0,1 à 0,5 Assez faible	< 0,1 Très faible
AGV* (% du COT)	> 70	5 à 30	< 5

AGV* : acides gras volatils.

En résumé, les lixiviats d'une vieille décharge sont donc globalement moins chargés que ceux d'une jeune décharge mais plus difficiles à traiter. Hormis l'évolution dans le temps, la composition des lixiviats dépend évidemment de la nature des déchets enfouis, de la présence ou l'absence de la matière organique fermentescible et des conditions climatiques conjuguées au mode d'exploitation du site.

I.7. Composition des lixiviats

La composition chimique du lixiviats est spécifique à chaque décharge. En effet elle varie étroitement avec la nature et l'âge de la décharge, le type de déchets et leur degré de décomposition, la méthode de mise en décharge (compactée ou non), la nature du site d'enfouissement et les conditions climatiques etc. La composition de lixiviat montre la présence des quarts types de polluants : [6]

- ✓ 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].

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. [7]

Tableau I.3. Les normes de rejet des lixiviats dans le milieu environnemental.

Paramètres	Valeurs limites	Valeurs limites moyennes mensuelles*
Azote ammoniacal (exprimé en N)	25 mg/l	10 mg/l
Coliformes fécaux	275 U.F.C./100 ml	100 U.F.C./100 ml
Composés phénoliques (indice phénol)	0,085 mg/l	0,030 mg/l
Demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO_5)	150 mg/l	65 mg/l
Matières en suspension	90 mg/l	35 mg/l
Zinc (Zn)	0,17 mg/l	0,07 mg/l
pH	supérieur à 6,0 mais inférieur à 9,5	

I.9. Méthodes de traitements des lixiviats

Les lixiviats sont des effluents complexes dont le traitement nécessite une expertise particulière. Même si les procédés potentiellement applicables pour la plupart du traitement des eaux usées, leur mise en œuvre obéit à des contraintes spécifiques. Contrairement à certains types d'effluents, le traitement "type" n'existe pas. On distingue entre deux types de traitements [8].

I.9.1. Méthodes biologiques



Traitement anaérobie

La digestion anaérobie consomme peu d'énergie et produit très peu de matières solides. En outre, il est possible d'utiliser le CH₄ produit pour réchauffer le digesteur qui travaille habituellement à 35 °C.



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".

I.9.2. Méthodes physico-chimiques :



Coagulation-Floculation :

La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. Ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de produits chimiques (coagulants). Il consiste à ajouter à l'eau un électrolyte permettant de neutraliser les charges négatives qui sont à l'origine du maintien en suspension stable. On utilise généralement des sels d'un métal trivalent, Fe³⁺ ou Al³⁺. Le choix du coagulant et du floculant dépend de la nature de l'eau à traiter, et des tests préalables qui doivent être réalisés. La floculation a pour but de favoriser, à l'aide d'un mélange lent les contacts entre les particules déstabilisées [9].



Adsorption :

L'une des raisons principales qui a motivé l'application de l'adsorption au traitement des lixiviats est son critère de non sélectivité vis-à-vis des composés organiques. Ainsi, les substances biodégradables et non-biodégradables sont éliminées comme par exemple les substances humiques et les composés halogénés [10].

L'adsorption des polluants sur charbon actif, en colonne ou sous forme de poudre 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, Ce procédé permet également d'abattre de manière très satisfaisante les composés responsables de la coloration de l'effluent. Selon plusieurs travaux, le procédé d'adsorption sur charbon actif a été utilisé en conjonction avec des

procédés biologiques pour le traitement des lixiviats[11].

Cependant, le charbon actif reste onéreux et nécessite une régénération constante, c'est ce qui limite son utilisation. Des recherches se sont alors orientés vers des procédés de traitement faisant appel à des matériaux adsorbants bon marché, inertes, durables, et donnent d'excellents résultats. Le choix des cendres volantes a été fait en fonction de leur pouvoir adsorbant et de leur disponibilité. En effet, des études ont montré que l'ajout de cendres peut permettre une accélération de la biodégradation des déchets, et que l'ajout des mâchefers peut améliorer la qualité des lixiviats[12].



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. 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 [13].



Osmose inverse

L'osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus prometteuses et coûteuses dans le traitement des lixiviats. En effet, plusieurs études effectuées à la fois à l'échelle du laboratoire et à l'échelle industrielle ont montré l'efficacité de ce procédé dans l'élimination des contaminants présents dans les lixiviats. En dépit de ses avantages, l'osmose inverse présente plusieurs inconvénients qui sont : la faible rétention des petites molécules qui passent à travers la membrane et la possibilité de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane. Autre limitation de l'osmose inverse est la forte consommation d'énergie.

De plus, l'osmose inverse est une méthode très coûteuse, ainsi elle est utilisée pour éliminer le sel des eaux de mer [14].

Le tableau (I.2) illustre une comparaison entre quelques procédés classiques de traitement de lixiviats avec leurs avantages et inconvénients.

Tableau I .4. Comparaison de quelques procédés classiques de traitement de lixiviats [15].

Procédés	Caractéristiques	Avantages	Inconvénients
Biologiques	Utilisation de culture bactérienne	- Peu onéreux ; - Eliminent NH_3 , NH_4^+ , le fer et la matière organique biodégradable	- Production importante de boue, - inefficaces en présence d'une pollution toxique et non biodégradables.
Physiques (filtration sur charbon actif, membranaire)	Non dégradatifs	Séparation des polluants particulaire ou dissout	- Cout d'investissement et énergétique élevé ; - Génération des consantrats
Physico-chimiques	Fixation des polluants par coagulation et séparation des flocs formées	Séparation des polluants en suspension et des particules colloïdales.	- Utilisations des produits chimiques ; - Formation des boues
Chimiques	Utilisation d'un oxydant (Cl_2 , ClO_2 , O_3)	- oxydation chimique des polluants; - Peu ou pas de déchets ; - Augmentation de la biodégradabilité.	- Oxydation partielle formation d'intermédiaires ; - Gestion des oxydants.

I. 10. Conclusion

Il ressort de l'étude sur les centres d'enfouissement technique que la méthode de l'enfouissement représente le moyen plus adapté à pouvoir gérer et maîtriser le flux des quantités de déchets pour une ville durable. Toutefois, pour que les centres d'enfouissement techniques atteignent les objectifs qui leur sont fixés, une politique de gestion écologiquement rationnelle doit se faire avec la participation de tous les acteurs du développement. A savoir, les pouvoirs publics, les acteurs économiques et surtout l'intégration et la participation des citoyens dans la prise de décision notamment dans les programmes d'amélioration du service de gestion de déchets. Les pollutions générées par les lixiviats, et leurs impacts sanitaires et environnementaux sont difficiles à déterminer avec certitude car ils sont diffus dans le temps et dans l'espace. Plusieurs polluants interagissent dans des milieux naturels différents (air, sol, eaux etc.) sur le long terme.

Références bibliographique

- [1] Top Engineering Consult , 2008 : Etude de traitement des lixiviats au niveau du centre d'enfouissement technique de Staoueli.
- [2] Labadi,N.; S.Maroua. (2019)contribution à l'étude de caractérisation des lixiviats de centre d'enfouissement technique d'Eloued (CET).Mémoire de master, Université Echahid Hamma Lakhdar D'el-Oued.Algérie
- [3] A. Gendebien, M. Pauwels, M. Constant, M.J. Ledrut-Damanet, J. Nynse, H.C. Willumsen, J. Butson, R. Fabry, G.L. Ferrero,(1992) Landfill gas from environment to energy, Commision of the European communities. Luxembourg. EUR 140171/1EN 865.
- [4]H. EL Fadel, (2012) Traitement physico-chimique et biologiques des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès : Application des procédés de filtration, coagulation- floculation et du SBR. Thèse de doctorat, Université Sidi Mohamed Ben Abdallah .Maroc .
- [5] Bettoum,F.;Bouanem, K. (2017)Valorisation des déchets issus des traitements de lixiviat de décharge. Mémoire de master Université Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou. Algérie
- [6]S. Saadi, M. Sbaa, M. EL Khormouz, (2012) Physio-chimicalcharacterization of oujda city hand fill leachates (EasternMorocco).Sciencelib, ISSN 2111-4706.
- [7] Benguit,A.(2019) Post-traitement des lixiviats de compostage et de site d'enfouissement sanitaire par voie électrolytique. Mémoire de maitrise, Université du Québec Canada.
- [8]G. Matejka, Rinke M, R. Mejbri, H. Bril,(2008) Pollution engendrée par un lixiviat de décharge d'ordures ménagères: Bilan hydrique et caractérisation, Environmental Technology. (15) 4, 313- 322.
- [9] A.C. Silva, M. De zotti, Treatment and de toxication of a sanitary landfill leach ate, Chemosphere.55 (2004) 207–214.

[10]C. Bouchet.(2014) Traitement des lixiviats des effluents complexes qui nécessitent un traitement poussé, La caractérisation et la valorisation des sédiments et des terres excavées, Journéed'échanges francophones sur l'assainissement des sites et sols pollués. Lyon. France.

[11]S. Debabe, M. Benouarred, (2012) Contribution au traitement des lixiviats du centre d'enfouissement technique d'El Ançor, Mémoire de Master, USTO. Oran. Algérie.

[12]J. Rodriguez, L. Castrillon, E. Maranon, H. Sastre, E. Fernandez.(2003)Removal of non biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption, [Water Res.](#) 38 , 3297-303.

[13]B. Emilien.(2009) Evolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydro biologique et hydrogéologique. Site d'étude : décharge d'Etueffont, Thèse de doctorat Spécialité Sciences de la Terre et de l'Environnement. École doctorale Homme Environnement Santé UMR 6249 Chrono Environnement. Université de Franche-Comté. France.

[14]N. A. Mohammadi, H. Bin Abdul Aziz, M.A. Isa, A.A. Zinatizadeh.(2007) Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic land fill leach ate using response surface methodology, *Bio resource. Technol.* 98 , 3570-3578.

[15]S. Trabulsi, Études de traitement des lixiviats des déchets urbains par les Procédés d'Oxydation Avancée photochimiques et électrochimiques. Application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir", Thèse de doctorat. Tunisie. (2010).

Chapitre II : Coagulation-Floculation

II.1. Introduction

La turbidité et la couleur d'une eau sont principalement causées par des particules très petites, dites particules colloïdales. Ces particules, qui peuvent rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes, peuvent même traverser un filtre très fin. Par ailleurs, du fait de leur grande stabilité, elles n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres. En général, la turbidité est causée par des particules de matière inorganique, alors que la couleur est imputable aux particules de matière organique et aux hydroxydes de métaux.

Pour éliminer ces particules, on a recours aux procédés de coagulation et de floculation. La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, i.e. faciliter leur agglomération. La floculation a pour objectif de favoriser à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on peut séparer par les procédés de décantation et de filtration [1].

II.2. Les particules en suspension

Les matières existantes dans l'eau peuvent se regrouper en trois catégories :

- **Matières en suspension** : qui regroupent les plus grosses particules, ces matières sont d'origine minérales ou organique et possèdent un diamètre supérieur à 1 μm . leur temps requis pour décanter d'un mètre varie de quelques dixièmes de secondes à plusieurs jours selon leur diamètre et leur densité.
- **Matières colloïdales** : sont des MES de même origine mais de diamètre inférieur à 1 μm . Leur vitesse de décantation est pratiquement nulle. Les matières colloïdales d'origine minérales ont une densité relative de l'ordre de 2.65 alors que celles d'origine organique ont une densité relative beaucoup plus faible.
- **Matières dissoute** : sont généralement des cations ou anions de quelques nanomètres de diamètres [2].

II.3. Les suspensions colloïdales

Les particules colloïdes sont classées en deux groupes suivant leur comportement vis-à-vis de l'eau. Il s'agit des particules hydrophobes et hydrophiles [3].

II.3.1. Les colloïdes hydrophiles

Les hydrophiles sont des micromolécules complexes à nombre élevé d'atomes, et qui englobent la plupart des corps de la chimie organique [4]. Les particules hydrophiles déshydratées

se dispersent spontanément dans l'eau et sont

entourées de molécules d'eau qui préviennent tout contact ultérieur entre ces particules [5].

Parmi les substances de cette nature, on peut citer les protéines, les savons, la gélatine et la matière organique naturelle [6].

II.3.2. Les colloïdes hydrophobes

Les colloïdes hydrophobes sont en générale de nature minérale. Ils n'ont aucune affinité pour les molécules d'eau. La formation d'une couche d'hydratation est impossible. Leur surface présente des charges négatives qui engendrent une répulsion mutuelle empêchant toute agglomération. Ce type de particules est en partie responsable de la turbidité. Peu de colloïdes sont exclusivement hydrophiles ou hydrophobes [7].

L'existence des systèmes colloïdaux dépend de l'interaction entre deux particules. Elle met en jeu deux forces :

- Une force de répulsion électrostatique qui tend à écarter les particules les unes des autres. Cette force dépend de la charge des particules qui sont de même signe.
- Une force d'attraction (type de Van der Waals) liée à la structure et à la forme des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu [8].

II.4. 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.

1. Théorie de Helmholtz : Selon cette théorie, la totalité de la surface du colloïde est recouverte par les ions positifs assurant ainsi une électro neutralité.
2. Théorie de Gouy-Chapman : La couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité s'obtient à plus grande distance
3. Théorie de Stern combine les deux et arrive à la neutralisation des colloïdes par un double Couche [3].

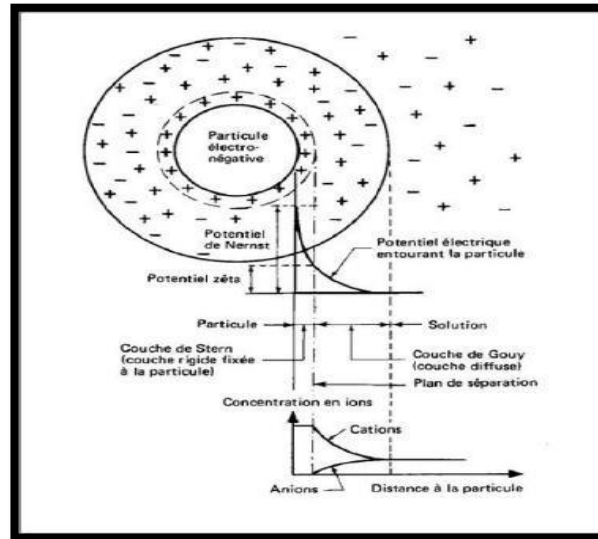


Figure II.1 .Représentation schématique de la double couche électrique.

II.5. Stabilité des colloïdes

Les particules colloïdales dans l'eau possèdent une charge électrique qui est généralement négative. Comme elles ont toutes la même charge, elles se repoussent et n'ont pas tendance à former des agrégats plus gros et donc plus facile à éliminer. Elles demeurent donc stables. Les charges négatives superficielles attirent les ions positifs en solution dans l'eau ; ces derniers adhèrent fortement à la particule et attirent les ions négatifs accompagnés à leur tour d'une faible quantité d'ions positifs. Les ions fortement liés à la particule et qui se déplacent avec elle forme la couche fixe de Helmholtz. Les ions positifs qui adhèrent ainsi fortement à la particule, attirent à leur tour les anions accompagnés d'une faible quantité d'ions positifs formant ainsi la couche diffuse de Gouy et Chapman.

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. Les particules en suspension dans l'eau sont soumises à des forces opposées qui varient avec la distance entre ces particules. L'énergie potentielle d'interaction entre deux particules est la somme de l'énergie d'attraction de van der Waals et de l'énergie de répulsion électrostatique liée aux charges de surface des colloïdes.

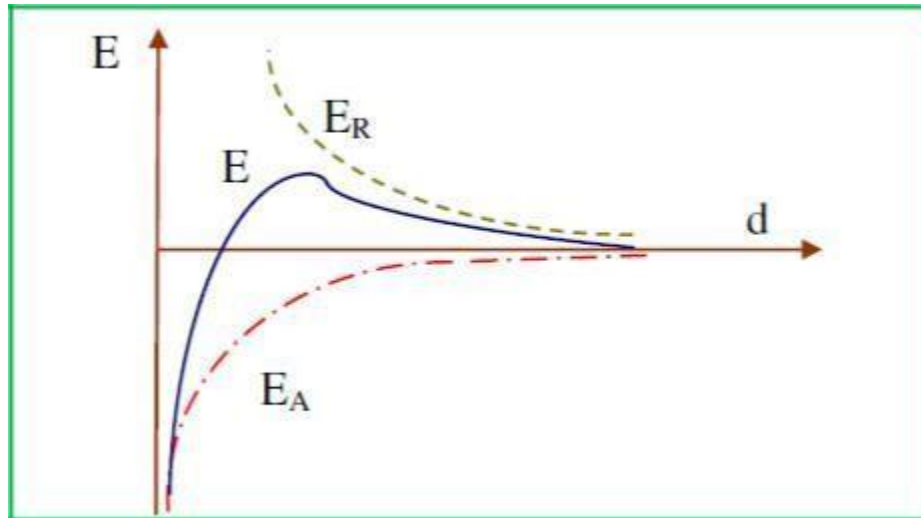


Figure II.2 : Energie d'interaction entre deux particules lipophiles en fonction de la distance depuis la surface de la particule [9].

La coagulation est la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique, le coagulant, qui apporte au milieu des cations multivalents, libres ou liés à une macromolécule organique. Ces cations sont attirés et adsorbés sur la couche de Stern. Le potentiel zêta s'annule ou avoisine le zéro avec la neutralisation de toutes les charges avoisinantes. Il faudra donc que le coagulant se disperse dans l'eau pour obtenir une répartition homogène avant toute précipitation d'hydroxyde. Cela demande une forte agitation en un temps court ou, en d'autres termes, utiliser un gradient de vitesse très élevé [9].

II.6. Modes de déstabilisation des particules colloïdales

Le but principal de coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération. On peut obtenir cette déstabilisation par :

- a) Compression de la double couche ;
- b) Adsorption et neutralisation des charges ;
- c) Emprisonnement des particules dans un précipité ;
- d) Adsorption et pontage.

II.6.1. Compression de la double couche

Lorsqu'un électrolyte est ajouté à une dispersion colloïdale, la charge de la surface ne change pas si la charge est causée par une imperfection du cristal comme dans le cas des particules d'argile. Toutefois, l'addition de l'électrolyte va augmenter la densité de charge dans la couche diffuse en favorisant sa contraction. L'effet de cette contraction consiste à changer la distribution des forces répulsives de la double couche au sein du colloïde, entraînant une réduction de la surface potentielle avec l'augmentation de la concentration de l'électrolyte, ce qui permet aux forces

attractives de van der Waals de devenir plus dominantes, favorisant ainsi l'agrégation des particules (figure II.3) A une concentration d'électrolyte élevée la force de répulsion disparaît et l'agglomération des particules se fait rapidement. Mais, aucune rentabilisation des particules due à une inversion de charges ne devrait apparaître après ajout d'un surplus de coagulant [10].

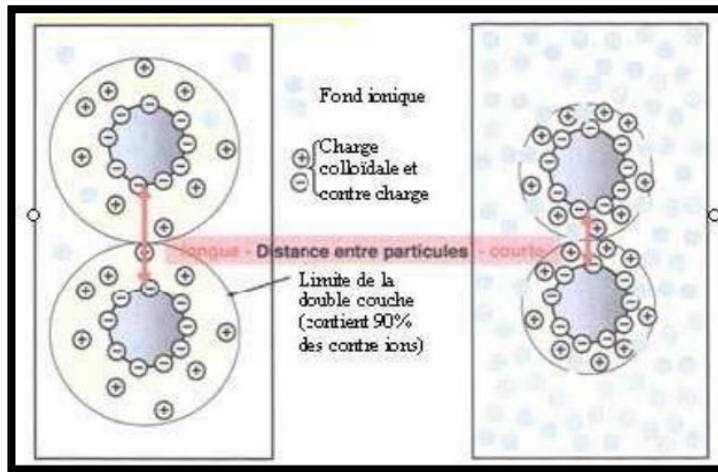


Figure II.3. Représentation schématique de la compression de la couche diffuse.

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 inverser la charge des particules qui devient alors positive. Les particules seraient ainsi restabilisées [11].

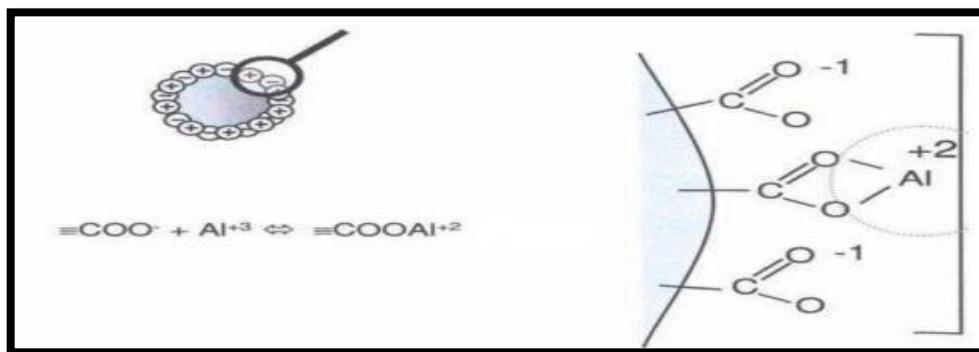


Figure II.4. Représentation schématique de neutralisation des charges.

II.6.3. Emprisonnement des particules dans un précipité

Pour déstabiliser les particules colloïdes. On peut en outre les emprisonner dans une particule de

floc. Lorsqu'on ajoute en quantité suffisante des coagulant, habituellement des sels de métaux trivalents ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)$ ou FeCl_3), on obtient un précipité appelé floc. Lorsque le pH de l'eau est situé dans plage acide ou neutre, le floc constitué de molécules de $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou le $\text{Fe}(\text{OH})_3$, possède habituellement une charge positive et la présence de certains anions et de particules colloïdes accélère la formation du précipité. Les particules colloïdes jouent le rôle de noyaux lors de la formation du floc, les polymères possèdent des fils et fibres qui lient les particules en agglomérats grands et compacts. Les polymères plus lourds moléculaire sont souvent plus efficaces, grâce à leurs longues chaînes [12].

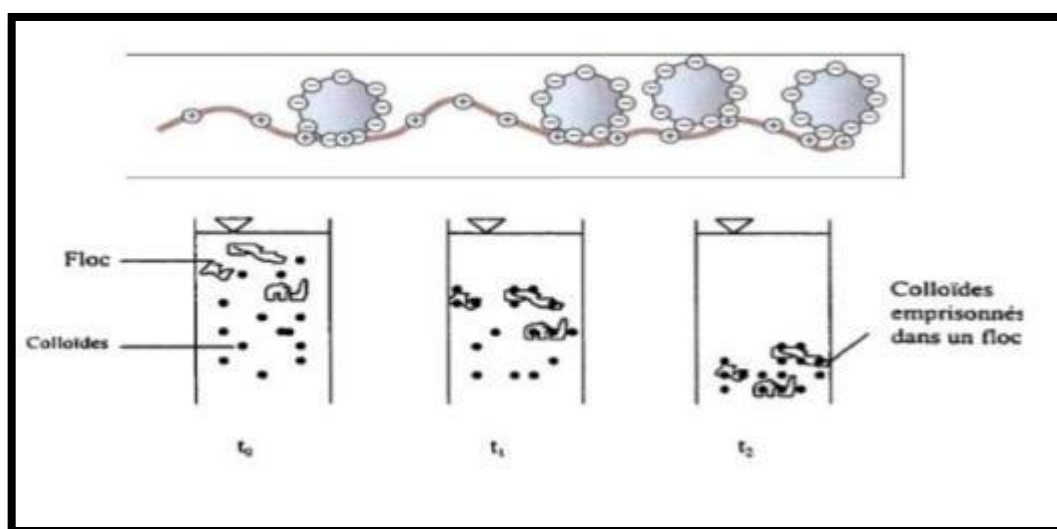


Figure II.5. Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation.

II.6.4. Adsorption et pontage entre les particules

Dans quelques cas, on a obtenu le traitement le plus économique en utilisant un polymère anionique lorsque les particules étaient chargées négativement. Ce phénomène, inexplicable à l'aide de la théorie électrique, peut toutefois être expliqué par le "pontage". Les molécules de polymère, très longues contiennent des groupes chimiques qui peuvent adsorber des particules colloïdales à une de ses extrémités, alors que d'autres sites sont libres pour adsorber d'autres particules. On dit alors que les molécules polymères forment des "ponts" entre les particules colloïdales. Il peut y avoir une restabilisation de la suspension, imputable à une concentration excessive de polymères de polymères s'accrochent à une même particule colloïdale. Cet ensemble particule-molécule de polymères ne peut plus par la suite adsorber d'autres particules colloïdales ce qui est encore contraire au but recherché [13].

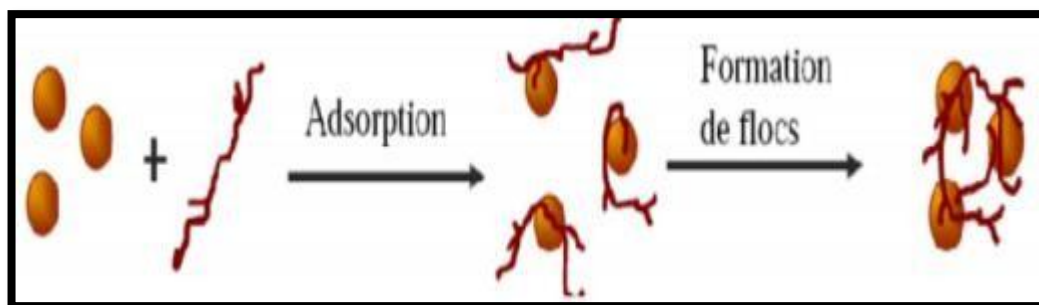


Figure II.6. Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère.

II.7. Définition de coagulation

La coagulation est l'ensemble des phénomènes physico-chimiques amenant un processus comportant, en premier lieu la déstabilisation d'une suspension colloïdale, et en second lieu l'agrégation des particules en petits amas, ou floccs, sous agitation et sous l'action du mouvement brownien [14].

II.8. Principe de coagulation

Les particules colloïdales en solution sont naturellement chargées négativement. Ainsi, elles tendent à se repousser mutuellement et restent en suspension. On dit qu'il y a stabilisation des particules dans la solution. La coagulation consiste dans la déstabilisation des particules en suspension par la neutralisation de leurs charges négatives. On utilise, pour cela, des réactifs chimiques nommés coagulants [15].

II.9. Facteurs affectant la coagulation

De nombreux facteurs influencent le mécanisme et l'efficacité de la coagulation. Certains sont liés à la qualité de l'eau à traiter : le pH, l'alcalinité, la turbidité, la couleur, les matières organiques et la température. D'autres sont liés au traitement lui-même : la nature, la dose du coagulant et le mode d'injection.

II.9.1. Influence du 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 floccs 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.1. Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium

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

II.9.2. Influence de la minéralisation

En règle générale, la minéralisation de l'eau exerce 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.

II.9.3. 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 floc. L'abaissement de la température entraîne selon:

- 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 basiques [15].

II.9.4. Influence 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. Ainsi, même si le sulfate d'aluminium est le coagulant plus fréquemment utilisé, il peut être avantageux de le remplacer par du sulfate ferrique. Cette dernière procure en effet à plusieurs eaux une plage de pH optimale plus large que celle due à l'alumine. De plus pour un même pH élevé, le sulfate ferrique est moins soluble que l'alun [16].

II.9.5. Influence de l'agitation

Le processus de coagulation floculation se déroule généralement en deux étapes :

- Une étape de mise en contact entre l'eau à traiter et le coagulant. Cette étape se déroule généralement sous forte agitation (2minutes au maximum) ; son but est également de permettre la neutralisation de la charge des particules et d'amorcer le processus de floculation par la formation

de micro floccs. La turbidité résiduelle dépend du temps de mélange rapide et pour chaque combinaison de gradient de vitesse et dose du coagulant injecté ; il existe un temps de mélange rapide associé au minimum de turbidité [17].

- La deuxième étape c'est l'agitation lente (30 à 60 minutes) et elle pour but provoque les contacts entre les particules pour former des floccs décantables.

II.9.6. Influence de la turbidité

La turbidité est un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Elle est principalement due à la présence de particules de diamètre de 0,2 à 5 micromètre. 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 [18].

II.9.7. Influence de la couleur

Des études ont révélé que 90 des particules responsables de la couleur avaient de diamètre supérieur à 3,5 nm ; ces particules sont donc des particules colloïdales beaucoup plus petites que les particules responsables de la turbidité. La plupart des particules responsables de la couleur possèdent des charges négatives à leur surface. Pour un pH optimal, la couleur résiduelle décroît proportionnellement avec l'augmentation de la quantité de coagulant utilisée. Le pH optimal pour l'élimination de la couleur varie entre 4 et 6 .

II.10. Floculation

II.10.1 Principe

La floculation est l'agrégation des particules déjà déstabilisées, par collision les unes contre les autres ce qui conduit à la croissance en taille du flocc et à la diminution en nombre des particules en solution [19]. 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.

II.11. Types de floculation

Pour arriver à la décantation des particules colloïdales coagulées, il est nécessaire de les passer par une opération de floculation. Cette floculation peut être faite à l'aide d'une de ces deux méthodes suivantes :

II.11.1 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 floes denses ensuite de les décanter. Deux mécanismes assurent la mobilité des particules : le mouvement brownien (floculation péri cinétique) ; et le brassage mécanique (floculation orthocinéque) :

II.11.1.1. Floculation péri cinétique

Par le mouvement brownien ; le mouvement aléatoire des particules causée occasionnellement des collisions. Ce mécanisme est plus efficace que la sédimentation différentielle mais il demeure lent et produit de petits agglomérats. Au cours du processus de floculation lui-même, le mouvement Brownien a de moins en moins d'effet sur le mouvement des particules dont la taille augmente progressivement. Cette augmentation accroît aussi l'influence de la barrière énergétique et ceci réduit encore le contact péri cinétique dès que le diamètre de particules dépasse 1 μm [20].

II.11.1.2. Floculation orthocinéque

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.

II.11.2. 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 floculant.

II.12. 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 floccs sans les léser. Le mélange doit être néanmoins assez énergétique pour engendrer des différents de vitesse dans le bassin nécessaire à la rencontre des particules.

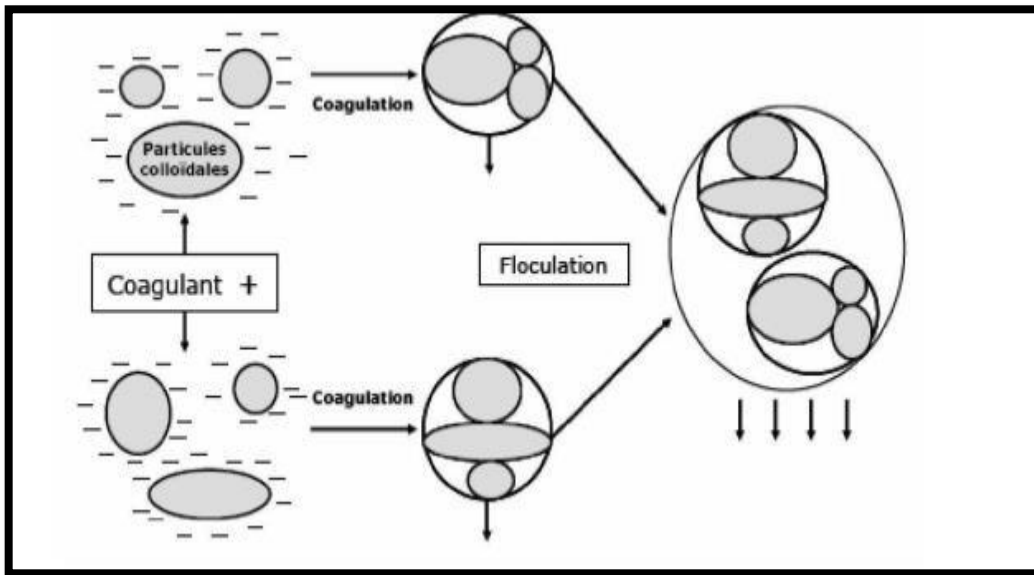


Figure II.7 : Coagulation / Flocculation.

II.13. Application de la coagulation-floculation en jar test

L'origine du Jar test est difficile à retracer, son utilisation remonte à plusieurs décennies.

Les avantages du Jar test sont importants; en voici quelques-uns :

- (1) déterminer les doses optimales de produits chimiques (coagulants et aides-coagulants),
- (2) prédire la qualité de l'eau décantée,
- (3) déterminer le pH optimal de coagulation,
- (4) déterminer la solidité des floccs formés,
- (5) déterminer les intensités de mélange optimal, etc. [21].

Le Jar test est souvent utilisé pour déterminer la composition optimale du mélange. Cette application demeure controversée car plusieurs chercheurs remettent en question l'utilité des mesures du gradient de vitesse, qui décrit l'intensité d'un mélange [22]. En effet, des différences importantes entre l'échelle laboratoire et l'échelle industrielle subsistent au niveau de la

configuration des bassins et des pales de mélange. De plus, la mesure du gradient de vitesse n'est qu'une mesure moyenne de l'intensité de mélange dans un volume alors que l'intensité de mélange serait bien plus élevée dans la zone située près de la pale. Même dans un béccher utilisé pour le Jar test (Figure II.8), le mélange n'est pas uniforme. Près des pales, il est de 4 à 6 fois plus important que l'intensité moyenne mesurée. Des travaux effectués montrent que les corrélations entre le mélange en Jar test et celui en usine dépendent des types de mélangeurs utilisés. Les corrélations demeurent donc difficiles pour des raisons de variations hydrodynamiques entre les deux échelles de mélange [23].



Figure II.8 : Essai jar test [19].

II.14. Les Coagulants et les Floculants

Les coagulants et floculants sont des réactifs chimiques utilisés dans de multiples procédés industriels, mais leur principale application est le traitement des eaux. Les domaines spécifiques d'usage de ces produits; traitement de l'eau destinée à la consommation humaine, assainissement des eaux usées domestiques, conditionnement des boues qui présentent des degrés de toxicité ou écotoxicité et demandent des niveaux de performance et des coûts de traitements différents. Divers produits sont utilisés, mais deux familles principales dominent le marché : les coagulants minéraux -sels de fer et d'aluminium- et les polymères synthétiques hydrosolubles [24].



Coagulants organiques :

Dans certains pays, on remplace maintenant tout ou une partie du coagulant minéral par un poly-électrolyte cationique de synthèse (Mélamine-formaldéhyde, Epi-dma, Polydadmac). Ces réactifs de masse molaire relativement peu élevée (de l'ordre de 10^5) sont présentés en solution aqueuse et dilués en ligne juste avant injection dans l'eau à traiter ; leur taux de traitement usuel,

exprimé en produit commercial, est généralement compris entre 5 et 15 g·m⁻³ ; leur avantage est, entre autres, de diminuer la production de boues et de ne pas modifier le pH ni la salinité de l'eau [24].



Aides-coagulants (adjuvant de floculation) :

Les floculants sont aussi appelés adjuvants de coagulation ou de floculation. Ils peuvent intervenir au niveau de la filtration (vis-à-vis de l'avancement du front de colmatage, évitant ainsi les phénomènes de « crevaisson » des filtres) aussi bien qu'à celui de la floculation-décantation (vitesse de floculation ; floc plus gros, donc mieux décantables ; cohésion accrue dans les appareils à contact de boues) [24].

On peut classer les floculants en deux groupes :

- *Floculants minéraux :*

Il s'agit essentiellement de la silice activée, préparée (en continu ou discontinu) en neutralisant partiellement l'alcalinité d'une solution de silicate de sodium par un acide (H₂SO₄ le plus souvent, mais aussi HCl, NaHCO₃, sulfate d'aluminium, eau de chlore, etc.).

- *Floculants organiques :*

- *D'origine naturelle :*

On utilise surtout l'acide alginique ou ses sels, les alginates de sodium (polymères anioniques linéaires), plus simples à mettre en œuvre, mais souvent moins actifs que la silice activée (sauf lorsque le coagulant est un sel de fer). Formes commerciales : Aqualgine, Sobalgine, Cellalgine, etc [24].

- *D'origine synthétique :*

Ce sont des polyélectrolytes anioniques, cationiques ou non ioniques, à très haute masse molaire (10⁶ à 10⁷) ; il s'agit de polyacrylates, polyacrylamides, polyamines, polyéthylèneimines, etc. ; ce sont les plus efficaces des floculants et beaucoup d'entre eux sont maintenant officiellement agréés pour leur utilisation dans le traitement des eaux potables, du moins en ce qui concerne les anioniques et les non ioniques ; ceux-ci sont donc utilisables dans toutes les industries, pour la préparation d'eaux de tous types [24].

II.15. Conclusion

Le processus de coagulation-floculation et a fait apparaître divers mécanismes, souvent complexes et dépendant fortement du pH de l'eau à traiter. En outre, les chercheurs s'intéressent de plus en plus à optimiser cette étape pour un meilleur abattement des polluants, notamment organique, certains ont porté leur choix sur l'amélioration des performances des réactifs coagulant et adjuvants de floculation.

Références bibliographiques

- [1] Desjardins, R. (1997) *Le traitement des eaux*. Ecole polytechnique de Montréal, Canada.
- [2] Desjardins C. (1999) Simulation et étude en laboratoire de la floculation le stée (actiflo) à l'aide d'une procédure modifiée de jar-test. Mémoire de maitrise , Ecole polytechnique de Montréal, Canada.
- [3] Ezziane S. (2007) Traitement des eaux de rejets de l'unité de TENES .Mémoire demagister, Université de Chlef. Algérie
- [4] Kettab A., (1992). Traitement des eaux « Les eaux potable », édition O.P.U, Algérie.
- [5] Desjardins R., (1997). Le traitement des eaux. 2ème édition. Ed. Ecole polytechnique. de Montréal. Canada
- [6] Degrémont, (1989). Mémento technique de l'eau, tome 1, édition Technique et Documentation.
- [7] Kherifi W., (2009). étude de la cinétique de sédimentation des matières en suspension dans le calcul des décanteurs. Mémoire de magistère, Université badji-Mokhtar Annaba. Algérie
- [8] Dégriment (1978). mémento technique de l'eau , 8ème édition. Edition Technique.
- [9] S. Bouranene, N. Sedira, P. Fievet, N. Attia, (2015) Treatment of paint wastewater by coagulation process, *Filtration + Separation*. 52 (4) :42-45.
- [10] Benefield, Judkins & Weand. (1982). *Procès Chemistry for Water and Wastewater Treatment*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, 510 .
- [11] 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 , Université Abou Bakr Balkaid. Tlemcen. Algérie
- [12] Ghernaout D. Aichouni M. Touahmia M (2019). Mechanistic Insight into Disinfection by Electrocoagulation. A Review. *De salination and Water Treatment*. (141). pp.68-81.
- [13]] R. Ikhlef, H. Gherras. (2017) Amélioration de la qualité de l'eau rejetée de la SOITEX de sebdou, Mémoire de Master, Université Abou bakr Belkaïd .Tlemcen. Algérie.
- [14] Beaudry J. P., (1984). « Traitement des eaux, Ed. Le Griffon d'argile INC, Canada .
- [15] Hector Ricardo Hernández De León. (2006) Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable», Thèse de doctorat, Institut nationale des sciences appliquée de Toulouse. France
- [16] 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.

[17] Rodier J. Le gube B. Merlet N. (2005). L'analyse de l'eau ; eau naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8eme édition. Dunod, Paris. France

[18] Ahmed Ammar Y. Benhaddou M. (2010) Etude expérimentale de la coagulation-floculation par le sulfate d'alumine des matières en suspension. Mémoire d'ingénieur. Université Abou Bakr Balkaid. Tlemcen.Algérie

[19] Chen S. Sun D. Chung J.S (2007).Treatment of pesticide wastewater by moving-bed biofilm reactor combined with Fenton-coagulation pre-treatment. Journal of HazardousMaterials. (144). pp.577-784.

[20] Masschelein W.J. (1996). Processus unitaire du traitement de l'eau potable". Edition Cebedoc. Paris. France.pp.222-647

[21]H.E. Hudson, E.G. Wagner, Conduct and use of Jar tests, Journal of American Water Works Association. 73 (4) (1981) 218-223.

[22]J.L. Cleasby, Is velocity gradient a valid turbulent flocculation parameter, Journal of environmental engineering. 5 (1984) 875-897.

[23]S.J. Stanley, D.W. Smith, Measurement of turbulent flow in standard Jar test apparatus, Journal of environmental engineering. (1995) 902-910.

[24] P. Mouchet, Traitement des eaux avant utilisation : Matières particulaires, Technique d'ingénieur. G 1 170. (2000).

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.1. Introduction

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 [1, 2]. 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 [3, 4]

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- floculation 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.

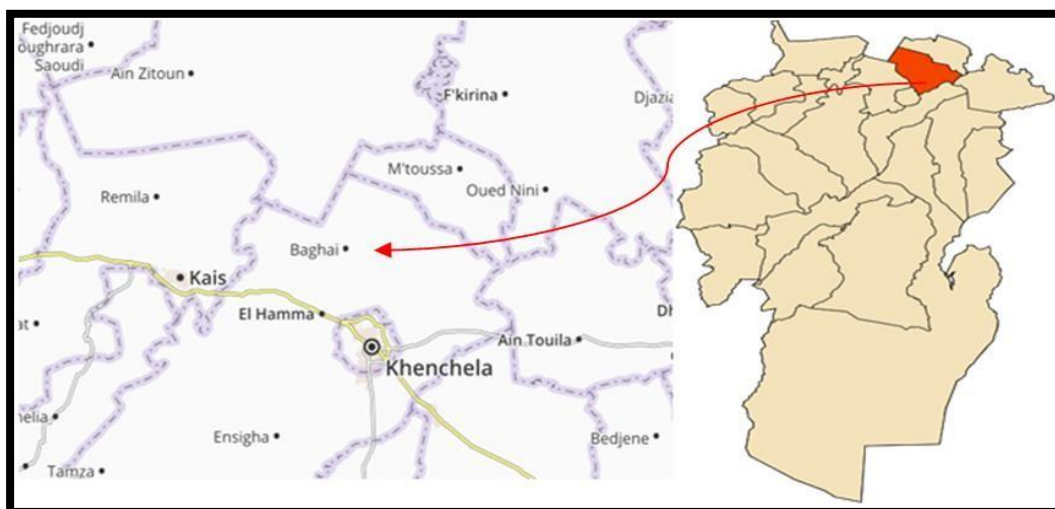


Figure III.1. Commune de Baghai.

III.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 du CET

III.4. Les Casiers

Le C.E.T de kenchela 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 lixiviats 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 5^{ème} 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 6^{ème} 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.

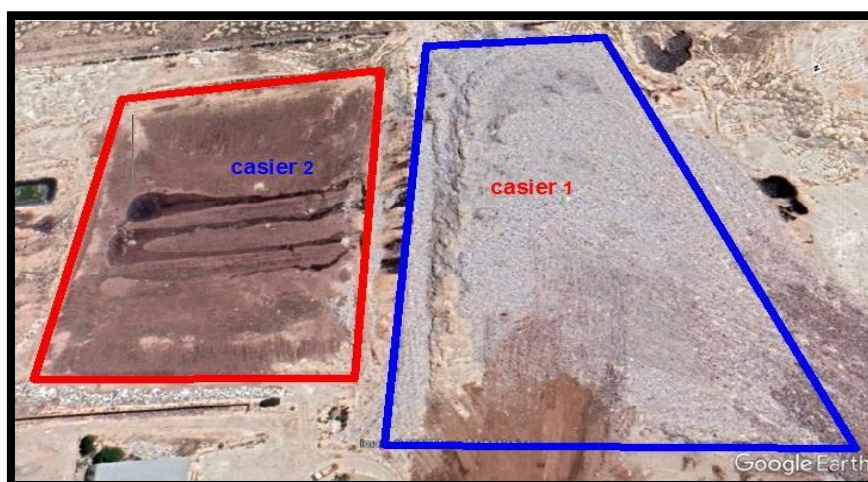


Figure III. 4 : Casier N°1 et N°2

III.5. 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.1 : 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.6. Caractéristiques techniques du centre d'enfouissement de khenchela

1. Classification de centre : CET classe II
2. Superficie du centre : 9 hectares extensible à 20 hectares
3. Date de la mise en exploitation : 19 Décembre 2010
4. Quantité réceptionnée par jour : 120 à 140 tonnes
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.

6. Source des déchets ménagers réceptionnés au niveau de ce BAGHAI:

- Les communes: Khenchela, Elmahmel, Elhamma, Baghai, Nsigha, Mtoussa.
- Les divers clients : cités universitaire, Etablissements hospitaliers, Casernes,
- Valorisation des déchets: les produits récupérés sont: le PET, PEHD, Film d'emballage, Carton, Les boites de conserve (Acier), pressé en balles.

III.7. Objectifs de travail

Les lixiviats sont produits par la percolation des pluies et de ruissellement à travers les déchets stockés dans CET. 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.

L'objectif de ce travail est de traiter les lixiviats issus du centre d'enfouissement technique en appliquant la technique de coagulation-floculation. L'évaluation du traitement a été examinée en utilisant trois coagulants à savoir le sulfate ferreux $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, le sulfate d'aluminium Al_2SO_4 et le chlorure ferrique FeCl_3

III.8. Échantillonnage

Le lixiviat est obtenu à partir du centre d'enfouissement technique CET BAGHAI KHENCHELA. Les échantillons ont été prélevés dans une bouteille en plastique de 5 litres à partir des bassins dans lesquels les lixiviats sont stockés. Ensuite ils ont été transportés au laboratoire pour le traitement.



Figure III.5 : Lixiviat prélevé à partir CET de BAGHAI.

III.8.1. Coagulants utilisés

L'efficacité de la clarification par procédés de coagulation-floculation 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 cette traitement nous avons utilisé trois coagulants très acides sont :

- **Le sulfate d'aluminium**

-Sa formule à l'état pur est $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, n \text{H}_2\text{O}$.

- Il se présenter sous forme de cristaux blancs, lustres ou poudre sans odeur.

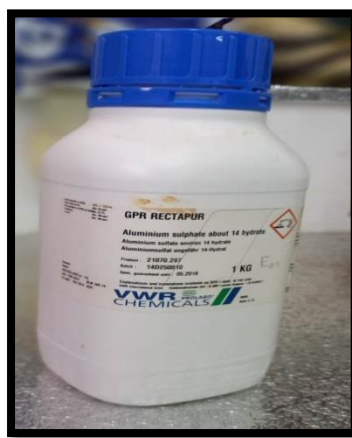


Figure III.6 : Le sulfate d'aluminium.

- **Chlorure ferrique**

-Sa formule à l'état pur est FeCl_3

-Il se présente sous forme cristallisée (FeCl_3 ou $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$),

-Il est stocké en bonbonnes, en containers ou citernes.

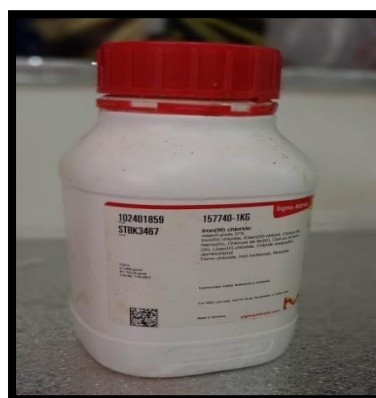


Figure III.7:Chlorure ferrique.

- **Sulfate de fer**

- Sa formule à l'état pur est $Fe SO_4$,

- Il se présente sous forme cristallisée ($Fe SO_4$ ou $FeCl_3.7H_2O$),

- Il est stocké en bonbonnes, en containers ou citernes







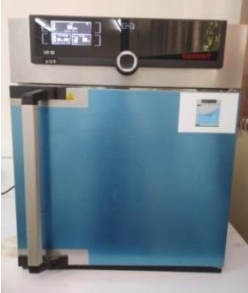

Figure III.8 :Sulfate de fer.

III.9. Description d'un essai de coagulation-floculation

Un volume de lixiviat de 50 ml est introduit dans un bécher puis placé sur un agitateur magnétique. Le potentiel hydrogène du lixiviat est ajusté à $3,5 \pm 0,5$ en ajoutant quelques gouttes de HCl ou H_2SO_4 . Ensuite un volume d'une solution coagulante préparée à un pourcentage massique bien défini 10% à 40% 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 $3,5 \pm 0,5$ a été réajusté à $7,5 \pm 0,5$ 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 20 min. Les flocons 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.2: Les appareils utilisés:

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

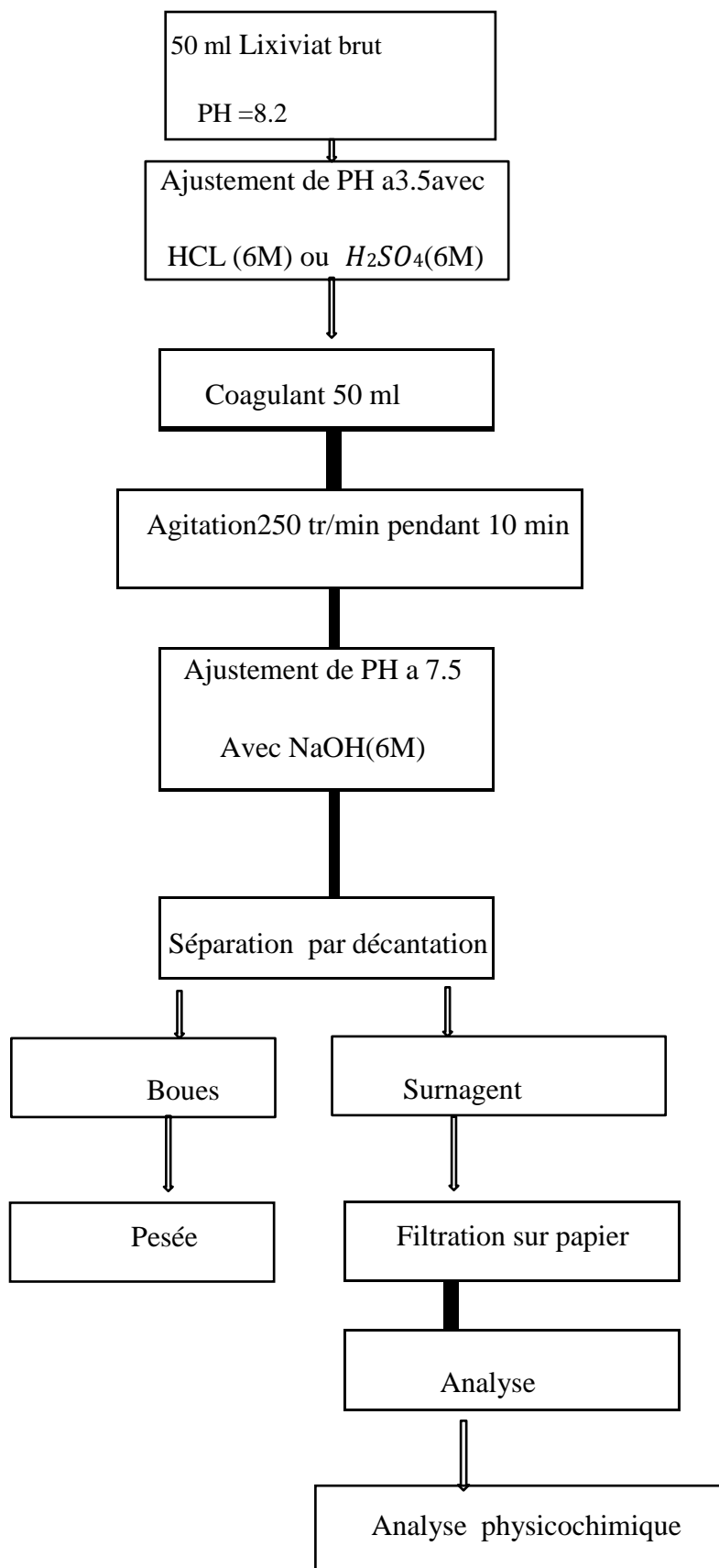


Figure III.9 : Schéma de traitement de lixiviats par le procédé de coagulation-floculation en utilisant FeCl₃ et FeSO₄Al₂(SO₄)₃.

III.10. Méthodes d'analyses

III.10.1. Analyses physico-chimiques

Les lixiviats des décharges renferment de nombreux contaminants organiques et minéraux souvent très toxiques. Leur composition varie ainsi en fonction de la nature des déchets, l'âge de la décharge, la technique d'exploitation et les conditions climatiques. Afin de caractériser ces lixiviats, des analyses physico-chimiques ont été effectuées.

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[5].

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 Néphélométrie Turbidité Unit (NTU).

Les différentes classes de turbidité en fonction de la qualité visuelle de l'eau sont [5] :

- 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 néphélométrique à la formazine) et le NTU par l'EPA (unité de turbidité néphélométrique). 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).

d- Titre Alcalimétrique (TA) :

Il permet de connaître les teneurs de l'eau en carbonates et bases fortes présentes dans l'eau. Cette analyse se fait avec un acide en présence de phénolphthaléine qui vire de l'incolore au rose-fuchsia à un pH de 8,2. Le titre alcalimétrique s'exprime en degrés français (°f).

1°f = 3,4 mg/L d'ion hydroxyde OH⁻ = 6,0 mg/L d'ion carbonate CO₃²⁻ = 12,2 mg/L d'ion hydrogénocarbonate HCO₃⁻ [6].

e- Titre alcalimétrique complet (TAC) :

Le TAC (titre alcalimétrique complet) est la grandeur utilisée pour mesurer le taux d'hydroxydes, de carbonates et de bicarbonates d'une eau, son unité est le degré français (°f ou °f H). En titrant l'eau à analyser avec un acide, on obtient un premier point d'équivalence qui est le TA (titre alcalimétrique) et qui correspond à pH=8,2 (virage de la phénolphthaléine). À ce stade, on a neutralisé l'ensemble des hydroxydes et des carbonates. En poursuivant le dosage par ajout de méthylorange on obtient le deuxième point de virage qui correspond à pH= 4 ; à ce moment-là les ions hydrogénocarbonates sont aussi neutralisés [6].

III.11. Conclusion

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

Références bibliographiques

- [1] 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.
- [2] 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
- [3] 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
- [4] 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.
- [5] S. Biyada, (2015) Traitement des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville Fès par voies biologique et physique, Mémoire de Master. Université de Fes. Maroc .
- [6] W. Dekhil Soror, M. Zaibet. (2013) Traitement des eaux usées urbaines par boues activées au niveau de la ville de Bordj Bou Arreridj effectué par la station d'épuration des eaux usées ONA. Mémoire de Master, Université Mohamed El Bachir Elibrahimi Bordj Bou Arreridj. Algérie .

Chapitre IV : Résultats et Interprétations

IV.1. Introduction

Cette étape porte sur le traitement du lixiviat intermédiaire Baghai par coagulation-floculation qui est moins coûteux et qui respecte l'environnement.

Notre contribution va donc consister à un traitement physico-chimique par coagulation-floculation à l'aide de des coagulants, en utilisant des sels. 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,

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)
Bassin (n°=1)	88	8.2	58

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 conductivité, pH, turbidité, et masse en suspensions respectivement ; pour les lixiviats traités avec FeCl_3 à différentes doses variant de 10 à 40%.

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 20% de chlorure ferrique, la turbidité du lixiviat a chuté d'environ 31%, d'où une valeur minimale égale à 61 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 64%, d'où une turbidité finale de 31 NTU à 20% de coagulant (Figure IV.1).

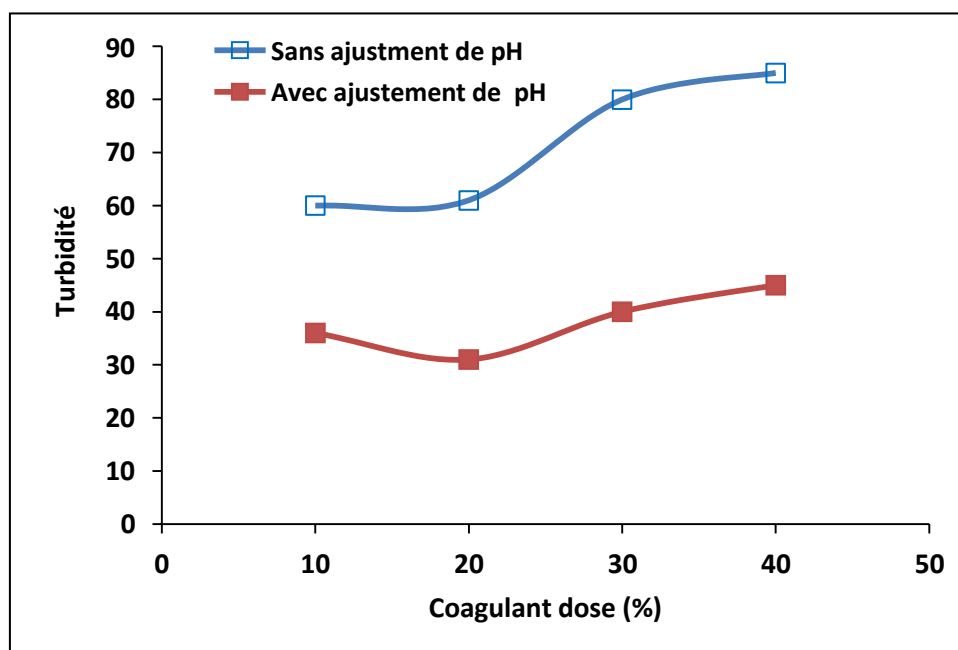


Figure IV.1 : Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3

D'après la figure (IV.2), les valeurs de la conductivité électrique des lixiviats traités sont inférieures par rapport à celle de lixiviat brut ce qui prouve que le traitement est efficace. Les conductivités résultantes d'un traitement avec ajustement de pH variaient entre 142.7 et 146.9 mS/cm, d'autre part les résultantes d'un traitement sans ajustement variaient entre 10.2 et 23.7 mS/cm pour FeCl_3 .

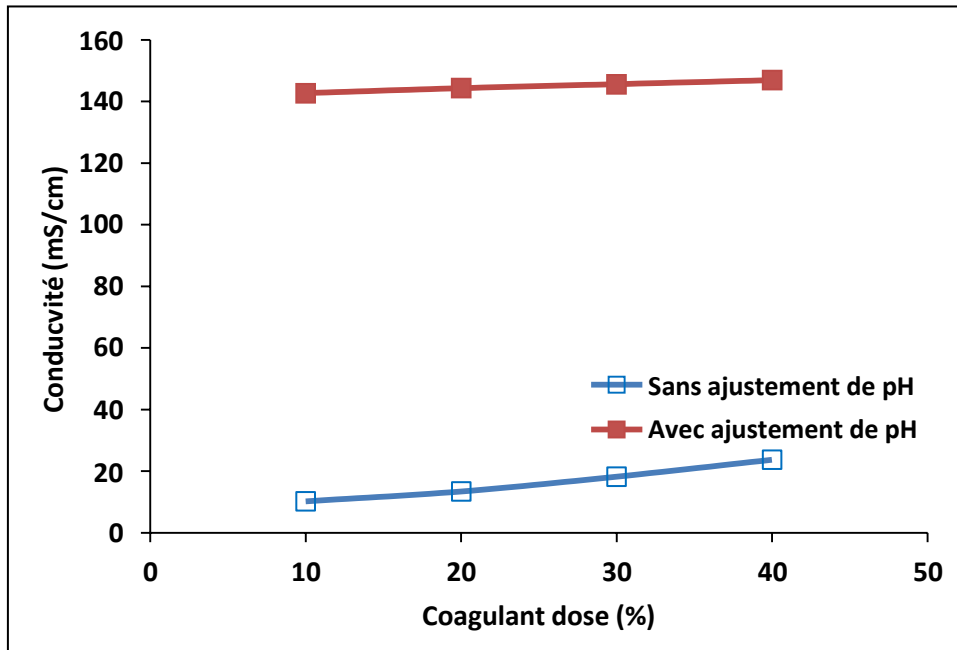


Figure IV.2 : Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3

D'après la figure (IV.3), 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 7,8 et 8.5 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 1.8 et 2.8 Ce résultat peut s'expliquer par la nature acide des coagulants ajoutés.

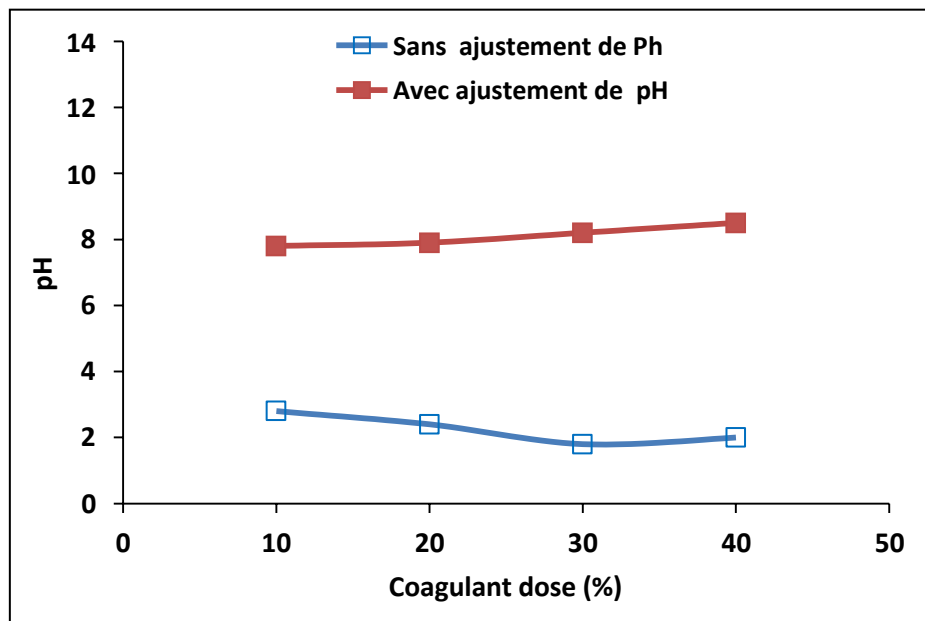


Figure IV.3 : Variation de pH du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3

La figure IV.4 montre que le traitement des lixiviats bruts sans aucun ajustement de pH donne moins de boues (flocs) en les comparant à celui effectué avec un ajustement de pH pour toute la gamme de concentrations étudiées. Ce résultat est dû à l'apparition des flocs d'hydroxyde de fer suite à un pH favorable à leur formation ($\text{pH} = 7,5 \pm 0,2$). Ces flocs augmentent en masse en augmentant la dose de coagulant ce qui conduit à une meilleure clarification des lixiviats avec une neutralisation maximale des particules colloïdales et une formation des boues. A partir de l'étude de ce paramètre, nous pouvons conclure que l'ajustement de pH du lixiviat avant et après l'ajout de coagulant est très intéressant pour avoir une meilleure clarté des surnageants.

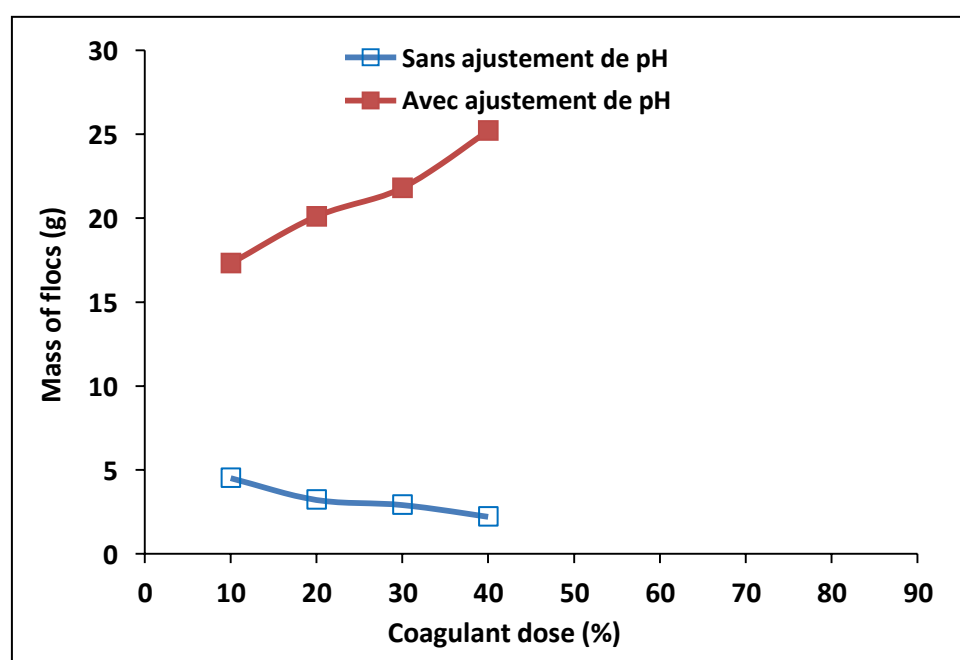


Figure IV.4 : Variation de masse de boues du surnageant en fonction de la dose de coagulant FeCl_3

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%, 30% et 40%) cependant toutes les solutions mères 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 trois coagulants choisis ; d'où des turbidités finales égales à 31 NTU (soit une baisse de 64%), 41 NTU (soit une baisse de 53%) et 50 NTU (soit une baisse de 43%) pour FeCl_3 , $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ et $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ respectivement (Figure IV.5).

Une élévation excessive de la dose coagulante semble peu efficace pour le traitement car la solution devient saturée en réactifs ce qui influence mal à la clarté de la solution.

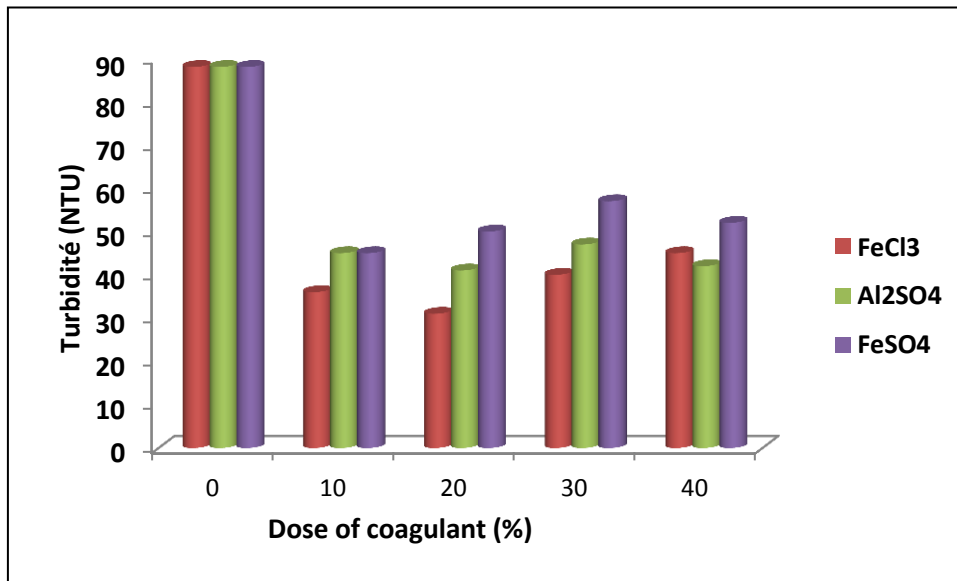


Figure IV.5 : Variation de la turbidité du surnageant en fonction de la dose et de la nature des trois coagulant.



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 [7,80-8,5] et [6,8-7,3] ,et [5,8-8,3] respectivement pour des deux coagulants FeCl₃ et Al₂(SO₄)₃.18 H₂O, FeSO₄. 7H₂O ce qui nous mène à conclure que pH est stable durant la formation des floes.

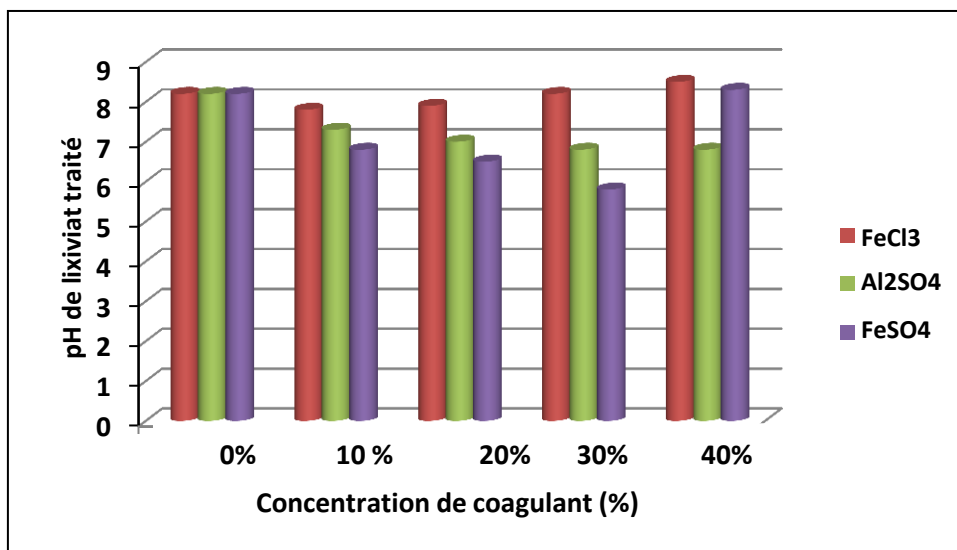


Figure IV.6 : Variation de PH du surnageant en fonction de la dose et de la nature des trois coagulant.

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.

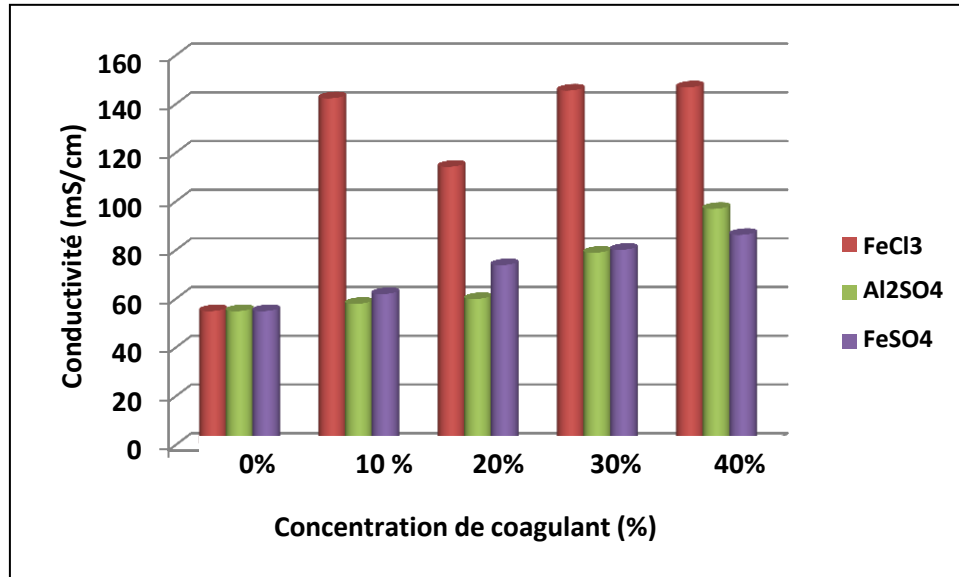


Figure IV.7 : Variation de la conductivité du surnageant en fonction de la dose et de la nature des trois coagulant.

La figure V.8 montre que le traitement de lixiviat brut avec ajustement du pH produit une grande quantité de boues. Ce résultat est dû à la formation de floccs d'hydroxyde de fer ou d'hydroxyde d'aluminium à $\text{pH } 7,5 \pm 0,2$. Le traitement avec ajustement de pH est donc plus efficace. Ces floccs augmentent en masse en augmentant la dose de coagulant ce qui conduit à une meilleure clarification des lixiviats avec une neutralisation maximale des particules colloïdales et une formation des boues.

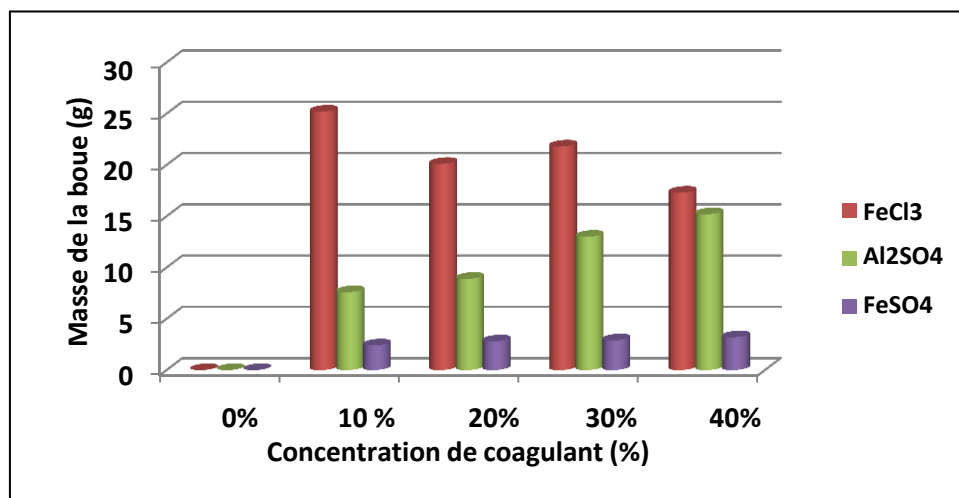


Figure IV.8: Variation de la masse de boue du surnageant en fonction de la dose et de la nature des trois coagulant.

IV.4.Effet de vitesse

La vitesse d'agitation est un facteur très important dans le processus de coagulation car elle contribue à la déstabilisation des particules colloïdales en leur donnant la possibilité de coller entre elles. La figure IV.9 montre qu'une turbidité optimale est obtenue pour une vitesse d'agitation de 250 tr/min, quel que soit le coagulant utilisé. Au-delà de cette vitesse, une augmentation de la turbidité est observée, ce qui signifie que le gradient de vitesse imposé a peu influencé sur la clarification du milieu.

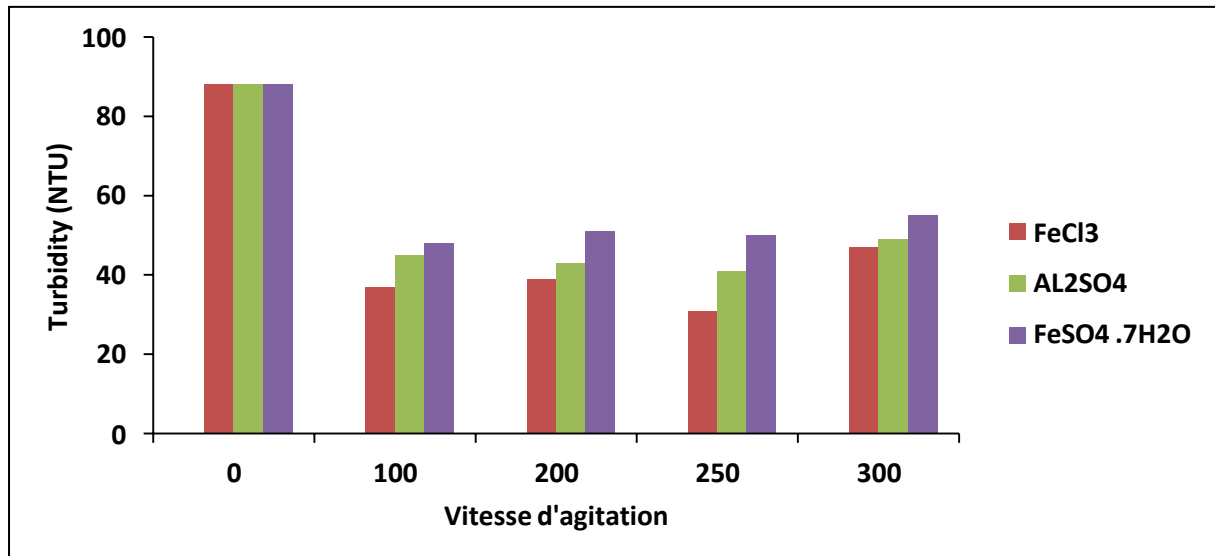


Figure IV.9: Variation de la vitesse d'agitation sur les lixiviats traités pour les trois coagulants

IV.5.Effet du temps

La figure IV.10 montre qu'une turbidité minimale est atteinte après un temps d'agitation de 5 min le sulfate d'aluminium (63%) et 10 min pour sulfate ferreux (43%) et le chlorure ferreux, la meilleure clarté (64%) est obtenue après un temps d'agitation de 10 min. Cette différence peut être attribuée à des réactions d'hydrolyse plus rapides pour le sulfate d'aluminium que pour le chlorure ferrique.

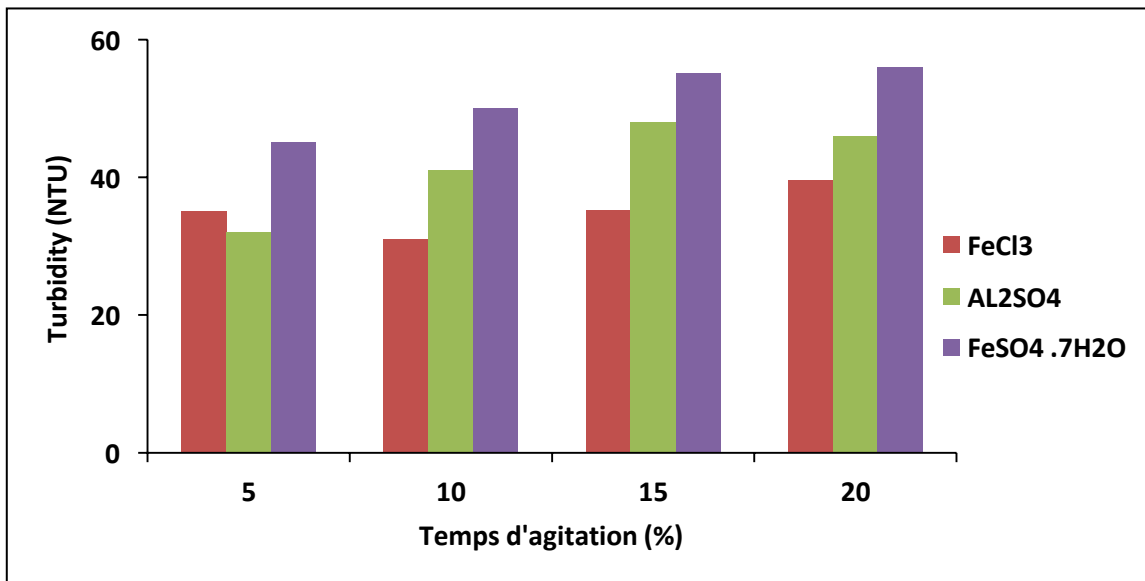


Figure V.10 : Effet du temps d'agitation sur la turbidité des lixiviats traités par coagulation

La figure IV.11 montre le TA, le TAC des surnageants récupérés pour les trois coagulants utilisés. Il apparaît que le TA est nul et le TAC faible, quel que soit le coagulant utilisés.

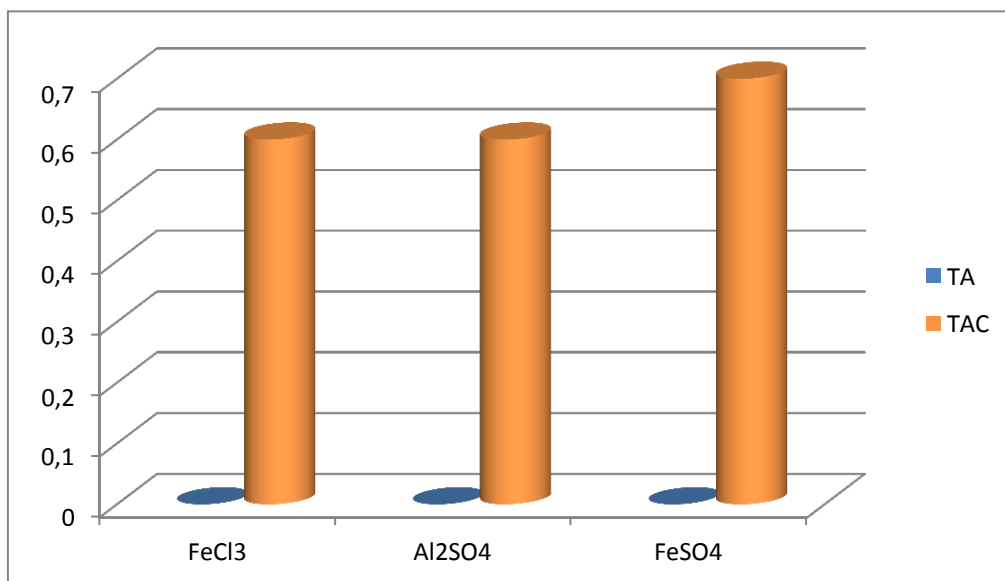


Figure IV.11: Variation des TA, TAC des lixiviats traités par coagulation-floculation

IV.6. Conclusion

Dans cette étude, le traitement du lixiviat provenant de la décharge par un procédé de coagulation floculation a été évalué. Plusieurs expériences jar-tests ont été effectuées en vue de déterminer les conditions optimales pour éliminer la pollution pour trois coagulants (le chlorure ferrique, le sulfate ferreux et le sulfate d'aluminium). L'efficacité du procédé a été évaluée en termes de turbidité, pH final des surnageants, conductivité électrique, production de boues.

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 FeCl_3 avec un ajustement de pH du lixiviat peut réduire considérablement la turbidité à environ 64%.

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 Fe^{3+} sont plus efficaces que Fe^{2+} .

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 5 min pour le sulfate d'aluminium, et 10 min pour le chlorure ferrique.

Conclusion Générale

Conclusion générale

La protection de l'environnement et la propreté sont devenues un sujet de confusion pour l'individu et la société. En raison de son impact sur nous, il est de notre devoir de le protéger. Pour faire face à cette situation, les pouvoirs publics ont décidé un système permettant une gestion et une élimination des déchets dans des conditions saines et environnementales.

Dans le but de porter une contribution à la protection de l'environnement en général et au traitement des eaux en particulier sa que nous avons orienté ce travail vers le traitement des lixiviat de la décharge de Baghai chargées en matière organique, minérale et en métaux lourds par la procédé de coagulation-floculation

L'objectif de cette étude est de traitement lixiviat par un traitement physico-chimique en procédant à une coagulation-floculation, à l'aide de des coagulants, en utilisant des sels. 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.

La coagulation-floculation est un procédé qui a montré une grande efficacité de l'élimination de la pollution dans le traitement des effluents.

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 5 min pour le sulfate d'aluminium, et 10 min pour le chlorure ferrique.

Résumé

Résumé

Le traitement des lixiviats provenant du centre d'enfouissement technique a fait l'objet de cette étude de traitement physico-chimique en procédant à une coagulation-floculation, à l'aide de des coagulants en utilisant des sels ($FeCl_3$, $FeSO_4$ et $Al_2(SO_4)_3$). Dans cette technique de nombreux facteurs peuvent affecter l'efficacité du traitement, tels que la dose de coagulants, le pH, la vitesse et le temps d'agitation, etc ...

Les résultats obtenus montrent que la dose de coagulant de 20%, une vitesse d'agitation de 250 tr/min et un temps d'agitation de 5 min pour le sulfate d'aluminium, et 10 min pour le chlorure ferrique.

Mots clé

Lixiviats, coagulation-floculation, CET, Analyses physico-chimique.

Abstract

The treatment of leachate from the technical landfill center was the subject of this physico-chemical treatment study by carrying out coagulation-flocculation, using coagulants using salts ($FeCl_3$, $FeSO_4$ and $Al_2(SO_4)_3$). In this technique many factors can affect the effectiveness of the treatment, such as the dose of coagulants, the pH, the speed and the time of agitation, etc... The results obtained show that the coagulant dose of 20%, a stirring speed of 250 rpm and a stirring time of 5 min for the aluminum sulphate, and 10 min for the ferric chloride.

Keywords

Leachates, coagulation-flocculation, CET, physico-chemical analyses,

الملخص

كانت معالجة العصارة من مركز الطمر التقني موضوع دراسة المعالجة الفيزيائية والكيميائية هذه عن طريق إجراء التخثر والتلبد باستخدام مواد التخثر باستخدام الاملاح ($FeCl_3$, $FeSO_4$ و $Al_2(SO_4)_3$) في هذه التقنية. يمكن أن تؤثر العديد من العوامل على فعالية العلاج، مثل جرعة المخثرات، ودرجة الحموضة، وسرعة الانفعالات ووقت التحريض ... إلخ

بينت النتائج المتحصل عليها أن جرعة التخثر 20% ، سرعة التحريك 250 دورة في الدقيقة ووقت التقلب 5 دقائق الألومنيوم ، و 10 دقائق لكلوريد الحديدك. لكبريتات

الكلمات المفتاحية

العصارة. التخثر-التبلد. مركز الردم التقني. التحاليل الفيزيائية والكيميائية.