



Université ABBES LAGHROUR Khenchela
Faculté des Sciences et de la Technologie
Département de Génie Industriel



جامعة عباس لغرور خنشلة
كلية العلوم والتكنولوجيا
قسم الهندسة الصناعية

N° Série :

Mémoire de fin d'étude

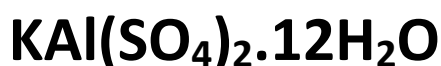
Pour l'obtention du diplôme de Master

Filière: Sciences et génie de l'environnement

Spécialité: Génie des Procédés de l'environnement

THEME

**Etude de traitement d'un rejet liquide par un
coagulant naturel : l'alun ordinaire**



Présenté par

M. FOUGHALI Dhiyaeddine

Melle. BOUGRINE Amira

Soutenu le **30/06/2019** devant les jury d'examen composée de:

Dr. Z. NEDJAR

M.C.B à l'Université de Khenchela

Président

Dr. K. DJEFFAL

M.A.A à l'Université de Khenchela

Encadreur

Dr. S. REDJIL

M.A.A à l'Université de Khenchela

Examineur

Promotion 2018/2019

Remerciements

*Avant tous, il ne saurait question d'entreprendre les remerciements
sans*

*Avoir remercié le **BON DIEU** de nous avoir permis de réaliser ce
travail.*

*Ainsi que **NOS PARENTS** pour leur aide,
Leur patience, leur tendresse.*

*Nous tenons à remercier tout d'abord notre encadreur Mr.
«**DJAFFAL Khaled**» pour sa patience, et surtout pour sa confiance, ses
remarques et ses Conseils, sa disponibilité et sa bienveillance. Qu'il
trouve ici le témoignage De notre profonde gratitude.*

*A Dr **KHADOUMA Asma***

Tous les enseignants du

*Faculté génie industriel option : **Génie des procédés de
l'environnement, Université Abbes***

Laghrour-Khenchela

Qui contribuent à notre formation professionnelle.

*Enfin, à toutes les personnes ayant participé de près ou de loin à la
Réalisation de ce projet, un grand merci.*

*Sans oublier **PROMOTION GENIER DES PROCEDES DE
L'ENVIRONNEMENT 2018/2019.***

Dédicace

Tous les mots ne sauraient exprimer la gratitude, l'amour, le respect, la reconnaissance, c'est tout simplement que : je dédie ce travail à :

Ma précieuse mère, qui m'a encouragé et qui m'a donné tout son amour, patience et sacrifices.

A la mémoire de mon père qui nous a quitté Que Dieu, le miséricordieux, l'accueille dans son éternel paradis.

A mon adorable sœur mon exemple de persévérance, et de courage.

A mes chères amies qui m'ont énormément aidé et que je n'ai pas mentionné

Que ce travail puisse être l'expression de mes sentiments d'amitié les plus sincères

Vous méritez

A tous ce que j'aime je dédie ce travail

Que, dieu vous garde et protège

Dhiya eddine

Dédicace

Je tiens à dédier ce modeste travail ;

A ma mère

*Autant de phrases aussi expressives soient-elles ne sauraient
montrer le degré*

D'amour et d'affection que j'éprouve pour toi.

*Tu n'as cessé de me soutenir et de m'encourager durant
toutes les années de mes*

*Études, tu as toujours été présente à mes côtés pour me
consoler quand il fallait.*

*En ce jour mémorable, pour moi ainsi que pour toi, reçois ce
travail en signe de ma
vive reconnaissance et ma profonde estime.*

A mon père

A mes belle sœurs Chaïma et Raja.

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

A toute ma belle famille.

A tous mes amis.

Amira

ملخص

تمثل عملنا في فحص درجة وضوح العصارة المستخرجة من مركز الردم التقني لولاية خنشلة عن طريق عملية التجلط والتلبد باستعمال الشب العادي كمخثر. ولهذا ارتأينا إلى دراسة بعض الإعدادات العملية بالاعتماد على التحاليل الفيزيوكيميائية والبكتريولوجية.

التحاليل الفيزيوكيميائية المستعملة تعتمد خصيصا على تحديد بعض الإعدادات كالأس الهيدروجيني التعكر، العوالق، كتلة الطين الخ.. بينما التحاليل والبكتريولوجية تعتمد في الدراسة على بحث وعد مجموع الجراثيم.

الشروط العملية المتبعة هي جرعة مخثرة بنسبة 10 % وسرعة تقدر ب 150 دورة/د لمدة 5 دقائق والعلاقة (حجم المخثر/ حجم العصارة) هو 1

الكلمات المفتاحية: الشب الطبيعي، مركز الردم التقني، التجلط، العصارات، التحاليل البكتريولوجية

Abstract

Our work consists in examining the degree of clarification of leachate from the Khenchela Technical Landfill CET by coagulation-flocculation process using ordinary alum as coagulant. To do this we have studied the effect of some operating parameters based on physicochemical and bacteriological analyzes.

The physicochemical analyzes used are mainly based on the determination of some parameters namely pH, turbidity, suspended solids, sludge mass, etc. While bacteriological analyzes are based on the search and enumeration of total germs.

The operating conditions found are: a coagulant dose of 10%, a stirring speed of 150 rpm, a stirring time of 5 min and a ratio ($V_{\text{Coagulant}} / V_{\text{Lixiviat}}$) of 1

Key words: ordinary alum, CET, coagulation, leachate, bacteriological analysis

Résumé

Résumé

Notre travail consiste à examiner le degré de clarification des lixiviats du centre d'enfouissement technique CET de Khenchela par procédé de coagulation-floculation en utilisant l'alun ordinaire comme coagulant. Pour ce faire nous avons étudié l'effet de quelques paramètres opératoires en se basant sur des analyses physicochimiques et bactériologiques.

Les analyses physicochimiques utilisées sont principalement basées sur la détermination de quelques paramètres à savoir le pH, la turbidité, les matières en suspensions, la masse des boues etc. Tandis que les analyses bactériologiques sont basées sur la recherche et le dénombrement des germes totaux.

Les conditions opératoires trouvées sont : une dose coagulante de 10%, une vitesse d'agitation de 150 tr/min, un temps d'agitation de 5 min et un rapport ($V_{\text{Coagulant}}/V_{\text{Lixiviat}}$) de 1

Mots clés : alun ordinaire, CET, Coagulation, Lixiviats, Analyses bactériologiques

Liste des abréviations

CET Centre d'enfouissement technique

AGV Acides gras volatils

DBO₅ Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours

DCO Demande Chimique en Oxygène

pH Potentiel Hydrogène

C° Degré Celsius

F° Degré Fahrenheit

f ° Degrés français

CAP Charbon actif en poudre

MES Matières en suspensions

TAC Titre alcalimétrique complet

TH Titre Hydrotimétrique

TA Titre Alcalimétrique

NTU Nephelometric Turbidity Unit

ISO Organisation internationale de normalisation

FNU Formazin nephelometric Unit

EDTA Ethylène diamine tétraacétique

NET Noir eriochrome T

UFC Unité formant une colonie

Liste des tableaux

Tableau I.1	Evolution temporelle des lixiviats	7
Tableau II.1	Taille des colloïdales	16
Tableau II.2	pH de stabilité des hydroxydes de métaux	24
Tableau II.3	Perte d'alcalinité en CaO pour 100 g d'un coagulant	25
Tableaux IV.1	Résultats d'analyse physicochimique des lixiviats traités par le coagulant naturel (alun) en variant le rapport (Vcoagulant/Vlixiviat).	55
Tableau IV.2	Recherche et dénombrement des flores totaux pour l'échantillon (coagulant / Lixiviat).	56

Liste des figures

Figure I.1 :	Les entrants et les sortants dans un CET	4
Figure I.2 :	Le lixiviat des décharges	5
Figure II.1 :	Particules colloïdales	15
Figure II.2 :	Représentation de colloïde hydrophile	17
Figure II.3 :	Représentation de la double couche d'une particule colloïdale	18
Figure II.4 :	Représentation de la compression de la couche de diffuse	19
Figure II.5 :	Emprisonnement des particules dans les flocs pendant la décantation	20
Figure II.6 :	Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère	21
Figure II.7 :	Procédé de coagulation-floculation	21
Figure III.1 :	Lixiviat prélevé	31
Figure III.2 :	Les cristaux d'alun ordinaire	32
Figure III.3 :	Décantation	33
Figure III.4 :	Les flocs secs	33
Figure III.5 :	Les surnageant récupérés	33
Figure III.6 :	Schéma de traitement de lixiviats par le procédé de coagulation-floculation en utilisant $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ comme coagulant	34
Figure III.7 :	pH mètre	35
Figure III.8 :	Conductimètre	36
Figure III.9 :	Turbidimètre	36
Figure III.10 :	Filtration des MES	37
Figure III.11 :	Formules développées de l'EDTA et le NET	38
Figure III.12 :	Méthode de dénombrement et recherche des flores totaux	40
Figure III.13 :	Echantillons de surnageant préparés pour analyse bactériologique	41
Figure III.14 :	Analyse bactériologique	42

Figure III.15 :	Dénombrement des flores totales	43
Figure IV.1 :	Evolution de la turbidité de surnageant en fonction de la concentration de $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$	46
Figure IV.2 :	Evolution de pH de surnageant en fonction de la concentration de $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$	46
Figure IV.3 :	Evolution de la conductivité de surnageant en fonction de la concentration de $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$	47
Figure IV.4 :	Evolution de la masse des flocs et le volume de surnageant en fonction de la concentration de $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$	48
Figure IV.5 :	Evolution de MES de surnageant en fonction de la concentration de $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$	48
Figure IV.6 :	Variation de la turbidité de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation	49
Figure IV.7 :	Variation de pH de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation.	50
Figure IV.8 :	Variation de conductivité de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation	50
Figure IV.9 :	Variation de la masse de flocs et le volume de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation	51
Figure IV.10 :	Variation des MES de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation	51
Figure IV.11 :	Variation de la turbidité de surnageant en fonction du temps d'agitation	52
Figure IV.12 :	Variation des MES de surnageant en fonction du temps d'agitation.	53
Figure IV.13 :	Variation de pH de surnageant en fonction de la temps d'agitation.	53
Figure IV.14 :	Variation de la conductivité de surnageant en fonction du temps d'agitation	54
Figure IV.15 :	Variation de la masse de flocs et le volume de surnageant en fonction du temps d'agitation	54

SOMMAIRE

Remerciement	
Dédicace	
Résumé	
Liste d'abréviation	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Introduction Générale	1
Chapitre I : Généralités sur les lixiviats	
I.1.Introduction	3
I.2.Centre d'enfouissement technique CET	3
I.3.Classification des centres d'enfouissement technique CET	4
I.4. Lixiviats	5
I.4.1.Mécanismes de formation des lixiviats	5
I.4.2. Composition des lixiviats	6
I.4.3. Types des Lixiviats	6
I.5.Principaux facteurs influençant la production des lixiviats	8
I.6.Genèse des lixiviats	8
I.7. Toxicité des lixiviats	9
I.8.Méthode de traitements des lixiviats	10
I.8.1. Méthodes physico-chimiques	10
I.8.2.Méthode membranaires	11
I.8.3.Les méthodes biologiques	11
I.9.Effets potentiels du lixiviat sur la santé et l'environnement	12
I.10.Conclusion	13
I.11.Référence bibliographique	14
Chapitre II : Etude de procédé du coagulation-floculation	
II.1. Introduction	15
II.2.Les particules colloïdales	15
II.3.Structure des colloïdes	16
II.4. Les type des colloïdes	16
II.5.La théorie de la double couche	17

II.5.1.La théorie de Stern	18
II.6.Stabilisation des colloïdes	18
II.7.Déstabilisation des colloïdes	19
II.7.1. Compression de la double couche	19
II.7.2.Adsorption et neutralisation des charges	19
II.7.3.Emprisonnement des particules dans un précipité	20
II.7.4.Adsorption et pontage entre les particules	20
II.8.la coagulation-floculation	21
II.8.1.Le principe de coagulation	21
II.9.Coagulant	22
II.9.1.Réactifs utilisés	22
II.10. la floculation	23
II.10.1.Les types de floculation	23
a. Floculation rapide ou précinétique	23
b. Floculation lente ou orthocinétique	23
c. Floculation par entraînement	23
II.11.Floculant	23
II.11.1.floculant utilisés	23
II.12.Paramètres influencent coagulation-floculation	24
II.13.Conclusion	28
II.14.Référence bibliographique	29

Chapitre III : Matériels et Méthodes

III.1.Introduction	31
III.2.Objectif	31
III.3.Préparation des solutions	31
III.3.1.Solution de lixiviat	31
III.3.2.Solution de coagulant	32
III.4.Technique expérimentales	32
III.4.1.Procédés coagulation floculation	32
III.5.Analyse physicochimique	35
a. PH	35
b. Conductivité	35
c. Turbidité	36

d. Matières en suspensions (MES)	37
e. Titre Hydrotimétrique (TH)	37
f. Titre Alcalimétrique (TA)	39
III.6. Analyses bactériologiques	39
III.6.1. Qualité bactériologique d'une eau	41
III.6.2. Recherche de flores totales	42
III.7. Conclusion	43
III.8. Référence bibliographique	44

Chapitre IV : Résultats et Discussion

IV.1. Introduction	45
IV.2. Effet d'ajustement du pH de lixiviat et la dose	45
IV.3. Effet de la vitesse d'agitation	49
IV.4. Effet du temps d'agitation	52
IV.5. Effet du rapport ($V_{\text{Coagulant}}/V_{\text{Lixiviat}}$)	55
IV.6. Résultats des analyses bactériologiques	56
IV.7. Conclusion	57
Conclusion générale	58

INTRODUCTION GENERALE

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 et assimilés sont généralement des effluents très chargés en matière organique plus au moins biodégradable, en sels 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 par contre étroitement liée à la nature des déchets et à la présence des déchets pollués.

Au niveau des décharges contrôlées les lixiviats sont en outre fortement influencés par les conditions climatiques. La production est en effet fortement corrélée avec les précipitations. En même temps 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 et dans le temps 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 potentiellement 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 les techniques 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 notamment de la part des agences chargées de l'environnement et/ou la santé de part le monde.

En effet, l'utilisation des hydroxydes d'aluminium et des hydroxydes de fer comme coagulant peuvent être toxique pour l'écosystème pouvant conduire à des maladies. Par exemple, des études récentes ont montré que la présence des traces ions d'aluminium dans des eaux, après traitement, ceci peut provoquer ou accélérer l'Alzheimer.

Ce mémoire est structuré en quatre chapitres :

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

CHAPITRE I

GENERALITES

SUR LES

LIXIVIATS

I.1. Introduction

Les villes Algériennes génèrent des quantités très importantes de déchets, cette production connaît une nette progression. Pour y faire face, l'Algérie a élaboré des programmes d'action pour la prise en charge des déchets ménagers. Pour leur élimination, le pays a opté pour la construction des centres d'enfouissement techniques (CET). Cette politique permet d'éradiquer dans l'immédiat un nombre considérable de décharges anarchiques existantes à l'échelle nationale. L'élimination non contrôlée des déchets à travers les décharges sauvages crée non seulement de graves problèmes environnementaux affectant l'homme et l'animal, mais entraîne également des dommages socio-économiques et des coûts de gestion importants. La mise en décharge des déchets dans les CET s'est avérée une alternative pratique, peu coûteuse et dans le respect de l'environnement. Néanmoins, les conséquences directes de transformations de déchets à travers la formation de lixiviats doivent être correctement gérées. La solution réside dans la mise en place de méthodes de traitement appropriées.

I.2. Centre d'enfouissement technique CET

L'enfouissement technique reste un mode important d'élimination des déchets, il doit permettre non seulement une gestion efficace des déchets mais aussi le traitement après drainage et récupération des deux effluents que sont le biogaz et les lixiviats [1]. 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-chimique 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, le lixiviats [2].

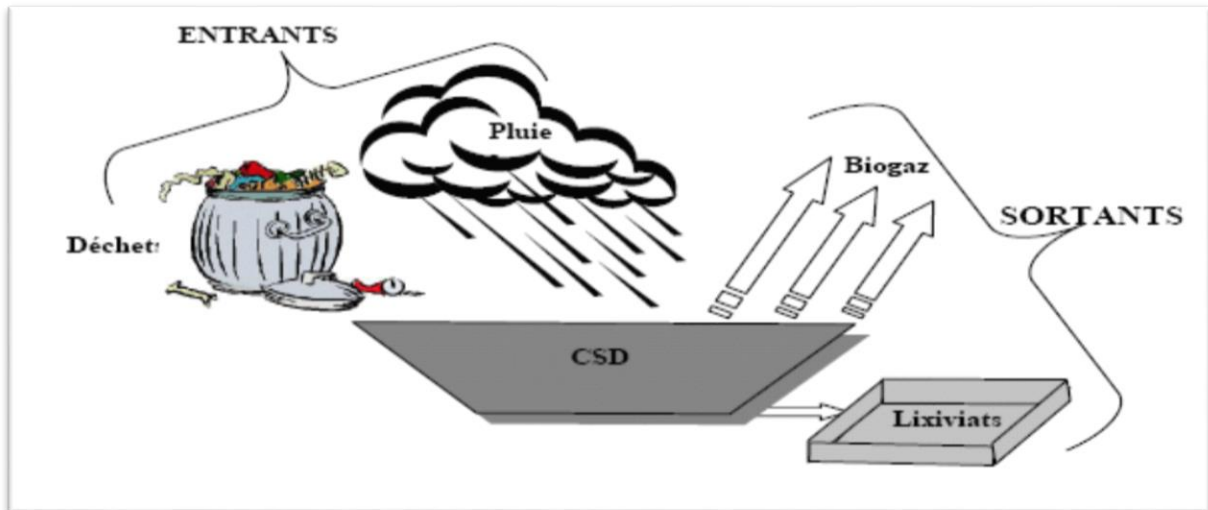


Figure 1.1 : Les entrants et les sortants dans un CET [2].

- **Biogaz des décharges**

Le phénomène de digestion anaérobie s'installe dans les installations de stockage après une première phase de dégradation aérobie. Celui-ci aboutit à la production de biogaz, essentiellement constitué de méthane et dioxyde de carbone. Suivant les sites, la nature et la quantité de biogaz seront variables. Son captage est rendu nécessaire par la nuisance qu'il présente pour les riverains [2].

I.3. Classification des centres d'enfouissement technique CET

Selon le type de déchets admis il existe deux classes de CET :

- **CET de classe I**

Réservé aux déchets dits industriels, spéciaux ou toxiques, conformément aux prescriptions réglementaires, ces déchets qualifiés de dangereux sont inspectés et solidifiés avant d'être stockés dans des alvéoles étanches, les CET de classe I assurent un confinement des déchets par une barrière géologique d'au moins 5m dont le coefficient de perméabilité est inférieur à 10^{-9} m/s et d'une géo membrane sur le fond et les flancs de l'installation, les percolats sont drainés.

- **CET de classe II**

Destinés à recevoir les déchets ménagers et assimilés, l'exploitation concerne notamment le captage du biogaz, le drainage des eaux d'infiltration, la récupération et le traitement des lixiviats. Une triple barrière d'étanchéité assure également la protection du sous sol, les CET

de classe II sont subdivisés en casiers -volumes délimités-, la perméabilité du sol doit être inférieure à 10^{-9} m/s sur au moins 3 mètres d'épaisseur [2].

I.4. Lixiviats

Le lixiviat est le liquide résiduel qui provient de la percolation de l'eau à travers les déchets. Celle-ci se charge de polluants organiques, minéraux et métalliques, par extraction des composés solubles (lixiviation facilitée par la dégradation biologique des déchets), il s'agit en quelque sorte du jus de poubelle. La composition des déchets enfouis, leur degré de décomposition, leur taux d'humidité et l'âge de la décharge, la température, ainsi que d'autres facteurs. La production massive de celui-ci engendre des risques de pollution des sols, des rivières et des nappes phréatiques, Il est donc nécessaire de le collecter et de le traiter avant son rejet dans le milieu naturel. L'arrête du 15 février 2016 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux définit le lixiviat comme « tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en installation de stockage et s'écoulant d'un casier ou contenu dans celui-ci.



Figure 1.2 : Le lixiviat des décharges.

I.4.1. Mécanismes de formation des lixiviats

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

- Facteurs climatiques et hydrogéologiques : les pluies, la neige, l'intrusion des eaux souterraines ;
- Qualité des déchets : l'âge, la perméabilité, la teneur initiale en humidité, la taille des particules... ;

- L'exploitation et la gestion du site : compactage, végétation, couverture, recirculation, irrigation... ;
- Mécanismes internes : décomposition des composés organiques, formation de biogaz et de la chaleur [3].

I.4.2. Composition des lixiviats

La composition chimique du lixiviat 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 de quatre types de polluants [2] :

- la matière organique dissoute,
- les micropolluants organiques,
- les composés minéraux majeurs sous forme ionique,
- les micropolluants minéraux à l'état de trace ou les métaux lourds.

Des études menées sur l'identification des composés organiques responsables de la charge polluante ont mis en évidence la présence de certains composés organiques notamment :

- Acides gras volatils (AGV) en grande quantité dans les lixiviats des jeunes décharges. Cependant, pour les décharges plus anciennes, les AGV sont transformés en composés tels que CH_4 , CO_2 et H_2O , selon les processus classiques de digestion anaérobie,
- Composés lino-cellulosique comme les substances humiques, les tannins et les Lignines,
- Acides carboxyliques (acides non volatils, acides aromatiques).

I.4.3. Types des Lixiviats

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

- **Les lixiviats jeunes (<5ans)**

Ces lixiviats se caractérisent par une charge organique élevée relativement biodégradable (seuil de biodégradabilité $\text{DBO}_5/\text{DCO} > 0,3$) constituée principalement d'AGV. Ces lixiviats

peuvent être chargés en métaux (jusqu'à $2 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$), leur pH est relativement bas ($< 6,5$). Ils correspondent aux premières phases non méthanogènes de l'évolution d'une décharge [1].

- **Les lixiviats intermédiaires**

Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les AGV 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 [1].

- **Les lixiviats stabilisés (> 10 ans)**

Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement de substances humiques (acides fulviques et humiques) de hauts poids moléculaire (la DCO dépasse $3000 \text{ mg d'O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) qui sont réfractaires à la biodégradation ($\text{DBO}_5/\text{DCO} < 0,1$). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge [1].

Tableau I.1 : Évolution temporelle des lixiviats.

	Jeune	Intermédiaire	Stabilisé
Age (année)	< 5	5-10	> 10
PH	6,5	6,5-7,5	> 7,5
DCO mg/L	> 10.000	4.000-10.000	< 4.000
DBO₅/DCO	> 0,3	compris entre [0,1 et 0,3]	< 0,1
Composé organique	80 % AGV	5-30 % AGV + acides humiques et fulviques	Acides humiques et fulviques
Métaux lourds	< $2.000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$	-	< $50 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

I.5. Principaux facteurs influençant la production des lixiviats

Le lixiviat provient de l'eau du déchet, des précipitations météoriques et des eaux provenant de la nappe phréatique. Leur intensité a un effet direct sur le volume du lixiviat produit. La composition qualitative et quantitative du lixiviat dépend des pluies, de la couverture de la décharge, de la topographie du site, du taux de compactage, de la teneur en eau des déchets ou capacité au champ, du mode de comblement et de la température. Enfin, on notera que généralement l'étude qualitative et quantitative d'une décharge est très délicate et diffère d'une décharge à une autre suite à la présence de plusieurs mécanismes biologiques et physico-chimiques qui conditionne la formation du lixiviat dans d'une décharge [1].

I.6. Genèse des lixiviats

La composition de lixiviat de décharge municipale révèle des variations temporelles liées aux spécificités du site. On présente un modèle global sur l'évolution d'une décharge en cinq phases. Il est basé sur l'évolution biologique de la matière organique fermentescible.

✚ Phase initiale ou de latence

- Dépôt des déchets et accumulation d'humidité ; début du tassement et fermeture des alvéoles
- Détection des premiers changements des différents paramètres.

✚ Phase de transition

- Capacité de rétention en eau des déchets dépassée et formation de lixiviats ;
- Passage des conditions aérobies aux conditions anaérobies ; l'accepteur d'électrons passe

petit-à-petit de l'oxygène aux nitrates et sulfates (le milieu devient réducteur) ;

- Des teneurs mesurables en métabolites intermédiaires tels les AGV (acides gras volatils)

Commencent à apparaître dans les lixiviats ;

- Une tendance nette à des conditions réductrices est observable.

✚ Phase de formation acide

- Les AGV deviennent prépondérants ainsi que la fermentation des constituants biodégradables des lixiviats ;
- Une diminution du pH se produit avec une mobilisation et une possible complexation des espèces métalliques ;
- La consommation de l'azote et du phosphore pour la croissance de la biomasse augmente ;

- L'hydrogène peut être détecté et affecter la nature et le type des produits intermédiaires ;

Phase de fermentation méthanique

- Les produits intermédiaires apparus pendant la phase acide sont transformés en méthane et en dioxyde de carbone ;
- Remontée du pH à une valeur élevée contrôlée par la capacité tampon du système carbonate ;
- Le potentiel d'oxydoréduction est au plus bas et les nutriments continuent à être consommés
- La complexation et la précipitation des métaux se poursuivent ;
- La charge organique des lixiviats décroît beaucoup et la production de gaz augmente

Proportionnellement.

Phase de maturation finale

- Stabilisation des constituants organiques disponibles dans les déchets et solubilisés dans les lixiviats ;
- Les concentrations en nutriments deviennent limitées ;
- La production de biogaz chute puis cesse ;
- L'oxygène et les espèces oxydées réapparaissent lentement avec une augmentation du potentiel d'oxydoréduction ;
- Les matières organiques plus résistantes à la biodégradation sont converties très lentement en molécules telles les acides humiques et acides fulviques capables de complexer et solubiliser les métaux lourds [1].

I.7. Toxicité des lixiviats

Les lixiviats issus des déchets d'une décharge active ou fermée peuvent être une source principale de contamination de l'eau souterraines et superficielle. Son impact sur la microflore et la microfaune est très important et il est gouverné par plusieurs facteurs comme, la charge élevée de matière organique, les métaux lourds, la teneur élevée d'azote, et le flux massif des contaminants transportés. L'évaluation de l'impact potentiel de composants des lixiviats exige l'identification de différents constituants responsables de la toxicité observée [2].

I.8. Méthode 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. On distingue plusieurs types de traitements :

I.8.1. Méthodes physico-chimiques

- **Coagulation-Floculation**

La Coagulation floculation peut être utilisée avec succès dans le traitement des vieux lixiviats. Elle est largement utilisée comme un prétraitement avant l'osmose inverse ou avant les procédés biologiques ou encore comme la dernière étape de traitement afin d'éliminer la matière organique bio-récalcitrante.

Le sulfate d'aluminium, le sulfate ferreux, le chlorure ferrique et le chloro-sulfate ferrique ont été couramment utilisés comme coagulants. Ce procédé présente certains inconvénients comme la production d'une grande quantité de boues et la diminution de la concentration de l'aluminium ou du fer dans la phase liquide [1].

- **L'adsorption**

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. Selon plusieurs travaux, le procédé d'adsorption sur charbon actif a été utilisé en conjonction avec des procédés biologiques pour le traitement des lixiviats. L'efficacité de différentes résines pour l'élimination de la matière organique ont montré que le charbon actif présente la plus forte capacité d'adsorption. Les principaux inconvénients de ce procédé sont la nécessité de régénérer fréquemment les colonnes ainsi que la forte consommation de charbon actif [1].

- **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 [1].

I.8.2. Méthode membranaires

- **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 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 la salinité des eaux de mer [1].

I.8.3. Les méthodes biologiques

- **Traitement aérobie**

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

- ✓ La demande d'une grande période d'aération ;
- ✓ La haute demande énergétique et l'excès de la production de boues ;
- ✓ Une inhibition microbienne due à la haute teneur en azote ammoniacal [1].

- **Traitement anaérobie**

Contrairement au traitement aérobie, la digestion anaérobie consomme peu d'énergie et produit très peu de matières solides. En outre, il est possible d'utiliser le CH₄ produit pour réchauffer le digesteur qui travaille habituellement à 35 °C. Le principal inconvénient de ce procédé est sa sensibilité aux substances toxiques [1].

I.9. Effets potentiels du lixiviat sur la santé et l'environnement

Suite au dépôt dans une décharge, les déchets sont soumis à des processus de dégradation liés à des réactions biologiques et physico-chimiques complexes. L'eau s'y infiltre et produit des lixiviats et du biogaz chargés en substances organiques ou minérales qui engendrent une pollution essentiellement de type organique et métallique en relation avec la biodégradation naturelle des déchets confinés et avec leurs composants anthropiques qui libèrent de nombreuses substances toxiques dans le milieu naturel. Sur les sites de décharges on rencontre essentiellement trois types de pollution : pollution par les matières organiques et/ou minérales, pollution par les métaux lourds et pollution par les microorganismes [4].

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

La composition des lixiviats est une photographie de l'état des déchets à un certain moment de leur dégradation, en étudiant plusieurs sites, ont défini les fourchettes de fluctuations de la composition physico-chimique des lixiviats d'ordures ménagères. La fraction minérale des lixiviats est essentiellement constituée de chlorures, sulfates, bicarbonates, potassium, sodium et ammonium. La partie organique est liée à l'âge des déchets. La matière organique peut se retrouver dans les eaux de surface et souterraines quand les conditions minimales d'enfouissement de déchets ne sont pas respectées. Cependant, même si dans certaines décharges on assiste à la mise en place des géo membranes, la durée de vie de ces matériaux est mal connue vu qu'ils sont soumis à l'agressivité chimique des lixiviats. Une éventuelle fuite dans ces membranes peut occasionner la contamination de la nappe [5].

- **Pollution par les métaux lourds**

La migration des métaux lourds dans les sols (à partir de décharge des déchets suite à lixiviation) et leur infiltration vers les eaux souterraines met en jeu un grand nombre de phénomènes : solubilisation à pH acide, complexations par la matière organique de type humique, précipitation à pH basique, rétention des matières en suspension sur des particules de sol, adsorption des ions ou des molécules à la surface des grains de matrice poreuse, phénomène d'échange d'ions... [5].

- **Pollution par les microorganismes**

L'effectif bactérien dans le lixiviat brut oscille entre ($0,04 \times 10^6$ et $0,34 \times 10^6$ bactéries/ml) et la biomasse bactérienne varie entre (8,78 et 77,51 $\mu\text{g C /L}$). Plusieurs maladies hydriques sont causées par la consommation des eaux contaminées par les lixiviats qui contiennent des microorganismes pathogènes.

Durant la dernière décennie, les problèmes relatifs à l'eau sont devenus de plus en plus vastes, avec l'émergence de nouvelles maladies infectieuses et la réémergence d'autres qui sont déjà connues, (salmonelle, choléra, shigellose) [4].

I.10. Conclusion

Les polluants générés 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.) à long terme. Les liens de causalité entre ces pollutions et les maladies ou les modifications significatives de l'environnement sont donc particulièrement difficiles à établir.

I.11.Référence bibliographique

[1] **Z, Bourechech** , Etude et traitement des lixiviats issus des déchets ménagers ,thèse de doctorat en génie des procédés, Université Mostaganem. Algérie (2018).

[2] **F.Medafér, R.Khemissi** ,Caractérisation et choix d'une filière de traitement des déchets ménagers et assimilés de la ville d'Oran (Région Ouest),mémoire de master en génie des Procédés, université d'Oran. Algérie (2014).

[3] **S, Trabelsi**, Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : application aux lixiviats de la décharge tunisienne "Jebel Chakir" thèse de doctorat en Sciences et Technologies de l'Environnement, Université de Carthage Tunis, (2012).

[4] **Kehila Y., Aina M., Mezouari F., Matejka G., Mamma D.**, Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les ped vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine ? Actes des JSIRAUF, Hanoi. (2007)

[5] **T.Lagier.**, Étude des macromolécules de lixiviat , Caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux, Thèse de Doctorat en chimie et microbiologie de l'eau, Université de Limoges. France (2000).

CHAPITRE II

ETUDE DU PROCEDE DE COAGULATIO- FLOCCULATION

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. 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, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de produits chimiques, la floculation a pour but 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 pourra facilement éliminer par décantation [1].

II.2. Les particules colloïdales

Les particules colloïdales sont des matières inertes ou vivantes (argiles, hydroxydes métalliques, micro-organisme, fibres, pulpes, protéines, etc....) qui ont une taille très petite comprise entre 1nm et 1 μ m [2].

L'origine des colloïdes est très diverse. On peut citer l'érosion des sols, la dissolution des substances minérales, la décomposition des matières organiques, le déversement des eaux résiduaires urbaines et industrielles ainsi que les déchets agricoles [3].

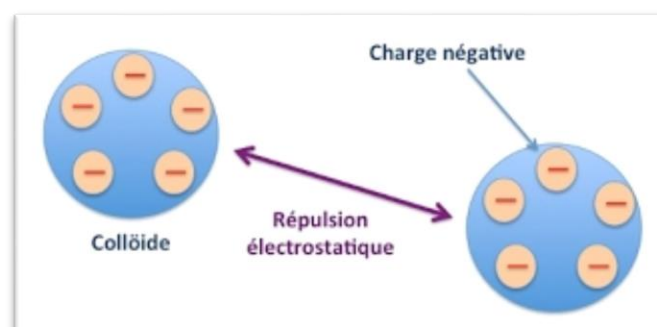


Figure II.1 : Particules colloïdales [1].

II.3. Structure des colloïdes

Dans une eau de surface, les colloïdes portent des charges négatives situées à leur surface. Ces charges négatives attirent les ions positifs en solution dans l'eau. Ceux-ci sont étroitement collés au colloïde et forment la couche liée ou de STERN, qui attire à son tour des anions accompagnés d'une faible quantité des cations : c'est la couche diffuse ou de GOUY. Il y a donc formation d'une double couche ionique, l'un accompagnant la particule lors de ces déplacements, l'autre se déplaçant indépendamment ou avec un certain retard [2]. La taille de ces petites particules dites colloïdales sont données dans le tableau suivant :

Tableau II.1 : Taille des colloïdales.

Diamètre des particules (micromètre)	Etat	Exemple
< 0,001	Etat dissous	cations et anions
0,001 à 1	Etat colloïdal	Oxydes et hydroxydes Argile Huiles et graisses Bactéries
> 1	Solides décantables	Limon Sables Pollen

II.4. Les type de colloïdes

Les particules colloïdales sont classées en deux catégories suivant leur comportement vis-à-vis de l'eau. Il s'agit des particules hydrophobes et hydrophiles.

- **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. 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. Parmi les substances de cette nature, on peut citer les protéines, les savons, la gélatine et la matière organique naturelle.

Les colloïdes hydrophiles sont plus difficiles à déstabiliser que les solutions hydrophobes. En effet, il faut agir d'abord sur les molécules d'eau qui les entourent pour permettre leur agglomération.

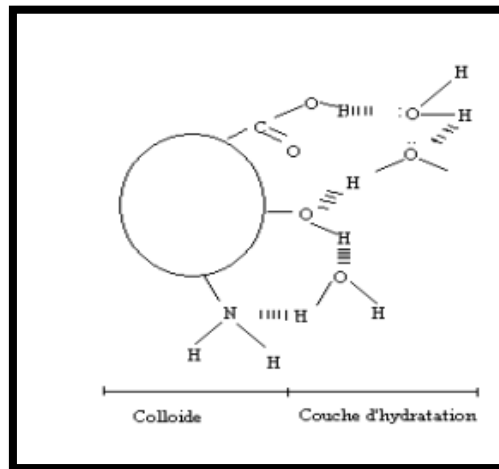


Figure II.2 : Représentation de colloïde hydrophile [6].

- **Les colloïdes hydrophobes**

Les hydrophobes sont des micelles ou agrégats de molécules simples, dissoutes et qui comprennent la plupart des corps de la chimie minérale. Les particules hydrophobes ne sont pas entourées de molécules d'eau, leur dispersion dans l'eau n'étant pas spontanée. On doit la faciliter à l'aide de moyens chimiques ou physiques. Ce sont en général des particules minérales telles que la silice et les argiles [2].

II.5. La théorie de la double couche

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Diverses théories expliquent ce phénomène [5].

- Théorie de Helmholtz;
- Théorie de Gouy - Chapman;
- Théorie de Stern.
 - **Théorie de Helmholtz** : une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée);
 - **Théorie de Gouy-Chapman** : la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse)[5].

II.5.1. La théorie de Stern

Elle considère la formation de la double couche. La première adhère à la particule et le potentiel décroît rapidement, la seconde est plus diffuse et le potentiel décroît plus lentement [2].

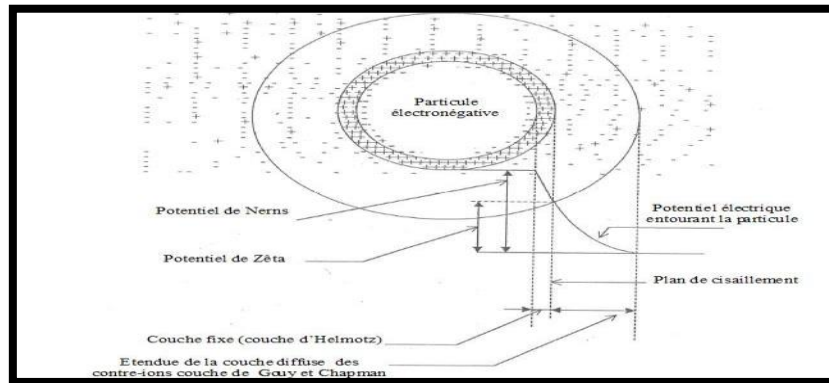


Figure II.3 : Représentation de la double couche d'une particule colloïdale [2].

II.6. Stabilisation 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 elles forment 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 couche fixe et la couche diffuse forment la double couche de Stern. Il y'a donc un gradient électrostatique entre la surface de la particule et la solution.

Le potentiel à la surface de la particule est appelé potentiel de Nernst. Le plan de cisaillement est la limite entre la partie de la solution qui se déplace avec la particule et la partie de la solution qui se déplace indépendamment de la particule. Le potentiel électrostatique mesuré au plan de cisaillement est appelé potentiel zéta [4].

II.7. Déstabilisation des colloïdes

Quatre mécanismes sont proposés pour expliquer la déstabilisation des particules et leurs agglomérations :

- Compression de la double couche ;
- Adsorption et neutralisation des charges ;
- Emprisonnement des particules dans un précipité ;
- Adsorption et pontage [6].

II.7.1. Compression de la double couche

L'augmentation de la force ionique de l'eau réduit le volume et l'épaisseur de la couche diffuse. Les forces de répulsion sont considérablement réduites, alors que les forces d'attraction de van der Waals ne sont pas affectées [6].

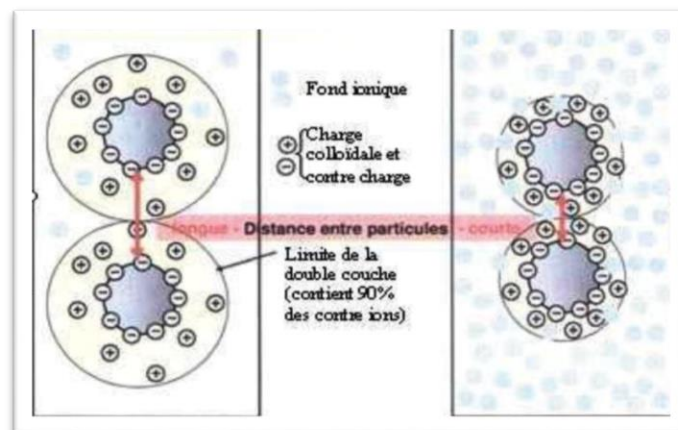


Figure II.4 : Représentation de la compression de la couche de diffuse [6].

II.7.2. 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 [6].

II.7.3. Emprisonnement des particules dans un précipité

Pour déstabilisation les particules colloïdales on peut en outre les emprisonner dans une particule floc lorsqu'on ajoute en quantité suffisante des coagulants, habituellement des sels de métaux trivalents, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ou FeCl_3 , on obtient un précipité appelé floc .Lorsque le pH de l'eau est situé dans une plage acide ou neutre, le floc, constitué de molécules de $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ possède habituellement une charge positive .La présence de certains anions et de particules colloïdales accélère la formation du précipité. Les particules colloïdales jouent le rôle de noyaux lors de la formation du floc; ce phénomène peut entraîner une relation inversée de la turbidité et la quantité de coagulant requise. En d'autres mots, une concentration importante de particules en suspension peut entraîner une diminution de la quantité de coagulant nécessaire [6].

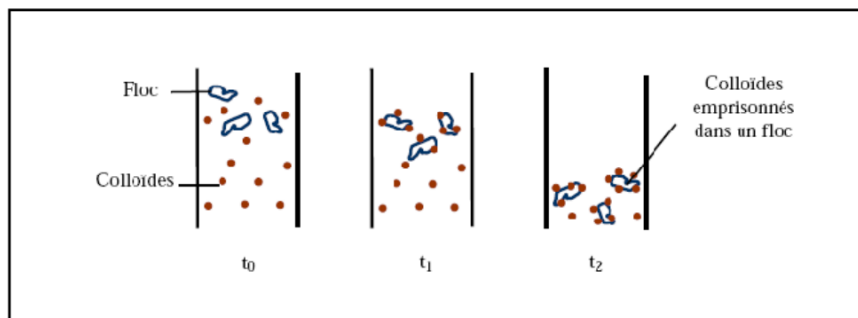


Figure II.5 : Emprisonnement des particules dans les flocs pendant la décantation [6].

II.7.4. 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 longue contiennent des groupes chimique qui peuvent adsorber des particules colloïdale à une de ses extrémité, alors que d'autres sites sont libre pour adsorber d'autre particules .On dit alors que les molécules polymères forment des "ponts" entre les particules colloïdales .Il peut y avoir restabilisation de la suspension , imputable à une concentration excessive de polymères de polymères s'accrochent à une même particules colloïdale .Cet ensemble particule –molécule de polymères ne peut plus par la suite absorber d'autres particules colloïdales , ce qui est encore contraire au but recherché [6].

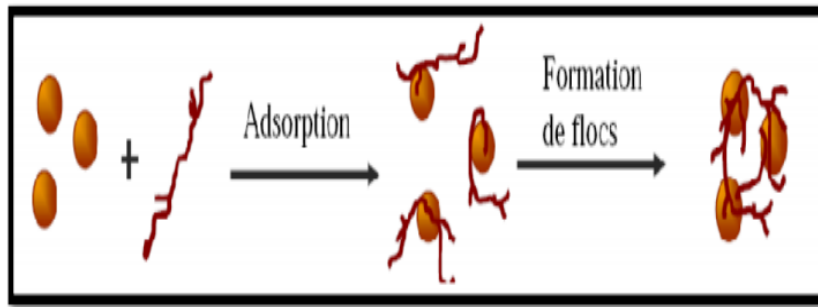


Figure II.6 : Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère [6].

II.8. La coagulation-floculation

La coagulation-floculation est un procédé physico-chimique visant la déstabilisation des particules colloïdales présente dans l'eau, puis formation de floccs par absorption et agrégation. Les floccs ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite [4].

III.8.1. Le principe de coagulation

Le mot coagulation vient du latin coagulare qui signifie « agglomérer ». Les particules colloïdales en solution sont naturellement chargées négativement. Ainsi, elles tendent à se repousser mutuellement et restent en suspension. On dit qu'il y a stabilisation des particules dans la solution. La coagulation consiste dans la déstabilisation des particules en suspension par la neutralisation de leurs charges négatives. On utilise, pour ce faire, des réactifs chimiques nommés coagulants [7]. L'adjonction du coagulant produit dans un premier temps un ensemble de réactions complexes d'hydrolyse, d'ionisation et également de polymérisation et dans un second temps, une déstabilisation des colloïdes par un ensemble de mécanismes complexes. Le procédé nécessite une agitation importante [8].

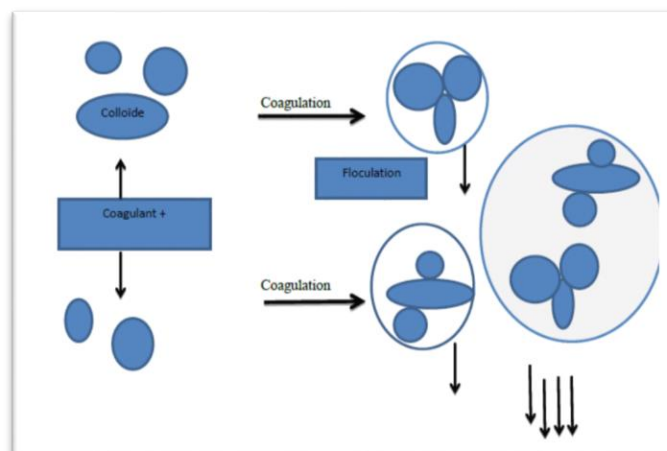


Figure II.7 : Procédé de coagulation-floculation [9].

II.9. Coagulant

C'est une substance chimique comme l'alun qui cause l'agglomération des particules fines par compensation des charges des substances par apport à des charges opposées positives de cations trivalents (Fe^{3+} , Al^{3+} , ..) et permet de former ainsi un précipité gélatineux dans l'eau pouvant ensuite être filtré [9].

II.9.1. Réactifs utilisés

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules colloïdales et pour produire un floc sont [11] :

- ✚ Le sulfate d'aluminium $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$;
- ✚ L'aluminate de sodium NaAlO_2 ;
- ✚ Le chlorure d'aluminium AlCl_3 ;
- ✚ Le chlorure ferrique FeCl_3 ;
- ✚ Le sulfate ferrique $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$;
- ✚ Le sulfate ferreux FeSO_4 ;
- ✚ Le sulfate de cuivre CuSO_4 ;
- ✚ La chaux $\text{Ca}(\text{OH})_2$;

L'efficacité de ces coagulants est directement liée à la valence des cations utilisés. Ainsi un ion divalent est-il jusqu'à 200 fois plus efficace que un ion monovalent, et un ion trivalent est 10000 fois plus efficace qu'un monovalent. On a longtemps pensé que les sels libéraient des ions Al^{3+} et Fe^{3+} qui neutralisaient la force de répulsion entre les particules colloïdales et favorisaient ainsi la coagulation, on sait maintenant que les mécanismes qui entrent en jeu sont plus complexes et que les produits d'hydrolyse des sels d'aluminium et de fer sont des coagulants plus efficaces que les ions eux-mêmes. La mise en solution d'un coagulant se déroule en deux étapes :



Étape 1 : L'étape 1 est une phase d'hydrolyse. Des intermédiaires poly chargés positifs se forment. Ils sont très efficaces pour neutraliser la charge des colloïdes. Il s'agit de la véritable forme coagulante qui déstabilise les particules chargées négativement.

L'étape 2 : permet la formation du précipité $\text{Al}(\text{OH})_3$. Cette réaction dépend de l'agitation du milieu. Ce précipité est l'élément qui assure la coalescence des colloïdes déstabilisés : c'est la forme floculant.

II.10. La floculation

Après avoir été déstabilisées, les particules colloïdales ont tendance à s'agglomérer lorsqu'elles entrent en contact les unes avec les autres. Le taux d'agglomération des particules dépend de la probabilité des contacts et de l'efficacité de ces derniers. La floculation est ajustée pour but d'augmenter la probabilité de rencontre entre les particules grâce à l'agitation du fluide.

II.10.1. Les types de floculation

On distingue trois types de floculation selon le type de mouvement qui anime les particules dans la suspension :

a. Floculation rapide ou précipitation (mouvement brownien)

Les contacts entre les particules sont causés par le mouvement aléatoire de celles-ci, dit mouvement brownien qui est fonction de la température de l'eau.

b. Floculation lente ou orthocinétique (brassage mécanique)

C'est la floculation provoquée par l'agitation de l'eau. Elle est donc causée par le brassage de l'eau qui permet d'augmenter les chances de contact entre les particules.

c. Floculation par entraînement

Elle se produit dans une solution qui décante quand les grosses particules, tombant plus vite, entraînent les plus petites avec eux [10].

II.11. Flocculant

C'est un polymère qui emprisonne les matières colloïdales agglomérées et forme ainsi des flocons volumineux qui se déposent par gravité. Il est ajouté après la coagulation pour augmenter davantage la taille et la cohésion des flocons.

II.11.1. Flocculants utilisés

Les flocculants les plus communément utilisés sont d'origine minérale (silice activée), organique (alginates ou amidon), ou les flocculants de synthèse.

A- Les flocculants minéraux : Ce sont des produits chimiques qui agissent par adsorption ou par neutralisation sur une eau brute qui ne contient pas assez de MES.

- **Le charbon actif :** L'usage du charbon actif en poudre demeure une technique très répandue du traitement de l'eau potable. L'utilisation du CAP améliore le goût et l'odeur de l'eau. C'est aussi un adjuvant de floculation pour la phase finale de la

coagulation. Les particules de charbon qui sont dispersées dans l'eau peuvent être considérées comme plus grosses que la matière en suspension ordinaire. Le charbon peut être injecté soit juste avant la filtration, soit durant la floculation.

- **La silice activée :** la silice activée est le premier flocculant utilisé, elle peut donner les meilleurs résultats lorsqu'elle est employée conjointement avec le sulfate d'aluminium. Elle est constituée d'une solution d'acide polysilicique $(H_2SiO_3)_4$ provenant de la polymérisation de l'acide silicique. Parmi les autres flocculants minéraux utilisés, on peut citer : certaines argiles, le blanc de Meudon ou le carbonate de calcium précipité et le sable fin [11].

B- Les flocculants organiques : Les flocculants organiques sont hydrosolubles et peuvent avoir une charge anionique, cationique ou neutre. On peut citer comme exemple l'amidon, les alginates ou les polysaccharides [10].

- **Les flocculants de synthèse :** Sont des produits fabriqués à partir de monomères à très haute masse moléculaire (entre 10⁵ et 10⁷). Ces polymères ont un rendement supérieur aux polymères naturels. Ils sont classés suivant leur ionicité: anionique, neutre(ou non ionique), cationique [10].

II.12. Paramètres influencent coagulation-floculation

- **Influence du potentiel d'hydrogène (pH)**

Les floes sont des précipités d'hydroxydes de métaux et leur formation et leur stabilité dépendent donc du pH. Les zones de prédominance des hydroxydes de fer et d'aluminium sont présentées dans le tableau suivant :

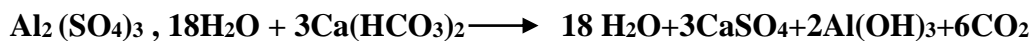
Tableau II.2 : pH de stabilité des hydroxydes des métaux.

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

De plus, dans ces gammes de pH, les formes dissoutes Fe^{3+} et Al^{3+} sont quasi-inexistantes. On minimise donc :

- ✚ Les risques sanitaires par contamination de l'eau (Al^{3+}) ;
 - ✚ La pollution colorée (Fe^{3+}) ;
 - ✚ La corrosion du réseau du fait de l'existence de Ferro bactéries et de phénomènes d'oxydoréduction.
- **Titre alcalimétrique complet (TAC)**

Une autre particularité de l'addition de coagulant dans l'eau est la consommation d'alcalinité. Cette perte de TAC est fonction de la nature et de la concentration du composé mis en jeu. Par exemple, pour le sulfate d'aluminium, on a :



La perte d'alcalinité (consommation de HCO_3^-) se traduit par une chute de pH. Cette acidification peut donc perturber la formation du précipité d'hydroxyde et il est parfois nécessaire d'ajouter de la soude, de la chaux ou du calcaire pour rester dans la zone de pH optimal.

Tableau II.3 : perte d'alcalinité en CaO pour 100 g d'un coagulant.

Pour 100 g de coagulant	Perte d'alcalinité en g de CaO	Perte de TAC en °F	Production de CO_2 en g
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\text{H}_2\text{O}$	25	4,5	40
FeCl_3	21,1	3,8	33,3

- **Influence de la nature des colloïdes**

Selon la nature des particules colloïdales et leur interaction vers le milieu aqueux, c'est-à-dire leur facilité d'échange des cations périphériques selon qu'elle s'avère forte ou faible, elle favorise plus ou moins le processus de coagulation [5].

- **Influence du potentiel zêta**

Par suite de l'existence de la charge primaire, un potentiel électrostatique existe entre la surface de la particule et la charge de la solution. Ce potentiel a une valeur maximale à la surface de la particule et décroît avec la distance à partir de la surface, cette décroissance est affectée par les caractéristiques de la couche diffuse, ainsi que par le nombre et le type des ions dans la solution chargée. A une force ionique élevée, le potentiel électrique décroît vers zéro dans courte distance. Quand deux particules similaires s'approchent l'une de l'autre il y a interaction entre leurs couches diffuses, cette interaction électrostatique produit toujours une force répulsive, une énergie potentielle répulsive, apparaît et croît avec la diminution de la distance séparant les particules. Pour les systèmes colloïdaux contenant des concentrations ioniques élevées dans la solution chargée, l'interaction répulsive est plus petite que celle des systèmes contenant une faible force ionique [5].

- **Influence de la grosseur et la concentration des particules colloïdales**

Il existe un seuil propice, pour la coagulation, du point de vue dimensionnel. Pour les particules dont les dimensions sont inférieures au micron, les forces de surface deviennent prépondérantes vis-à-vis des forces de masse. Dans ces conditions, on constate un état de dispersion stable due aux effets conjugués du mouvement brownien. De même, il s'avère que la concentration des particules ; c'est-à-dire le nombre de charges électriques à mettre en jeu pour rompre le potentiel zêta, a une grande influence sur la coagulation. Cette coagulation est très difficile quand la concentration colloïdale est basse, sachant que le taux de contact interarticulaire se trouve probablement abaissé [5].

- **Influence de l'état d'hydratation**

L'hydratation est un phénomène complexe dont les effets se répercutent sur le taux d'agrégation des colloïdes. Dans une solution aqueuse, les particules microscopiques s'hydratent et s'enveloppent de liquide inter micellaire. Cette monocouche d'eau absorbée chimiquement sur les surfaces des particules (ex : les oxydes métalliques, les argiles et le quartz) produit l'effet d'une gaine isolante protectrice, s'opposant à l'agrégation des particules, par réduction de la tension superficielle à l'interface particule liquide, par conséquent, la stabilité des colloïdes se trouve renforcée. Aussi, les interactions colloïdes-eau peuvent retarder l'agrégation des systèmes colloïdaux. Ce phénomène peut être contrarié par l'augmentation de la quantité de coagulant et le prolongement de l'opération [5].

- **Influence des effets de la température**

Comme toute réaction chimique, la floculation est accélérée par l'élévation de température. La floculation des eaux froides est donc plus lente et moins complète que celle des eaux chaudes. D'autre part, la rapide augmentation de la viscosité de l'eau lorsque la température s'abaisse (la valeur de la viscosité passe de 1 à 2 entre 25 et 0°), joue contre la fréquence des rencontres des particules dans la phase de floculation orthocinétique et diminue le nombre de chocs efficaces. Enfin, cette viscosité entrave le phénomène de décantation [5].

- **Influence de la turbidité**

La turbidité est un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. La turbidité d'une eau est principalement due à la présence de particules de diamètre de 0,2 à 5 µm et qui sont facilement décantables après coagulation floculation lorsqu'on maintient le pH dans sa plage optimale. Quand la turbidité de l'eau est trop faible, on peut augmenter la concentration en particules par addition d'argiles. Dans le cas de fortes pluies, l'augmentation des MES favorise une meilleure décantation. Enfin, pour grossir et alourdir le floc, on ajoute un adjuvant de floculation [10].

- **Influence de la dose de coagulant**

La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte. Le coagulant qui est habituellement fortement acide a tendance à abaisser le pH de l'eau. Pour se placer au pH optimal, il est possible d'ajouter un acide ou une base. Une dose de coagulant excessive entraîne une réstabilisation des particules et augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. La quantité de réactifs ne peut se déterminer facilement. Pratiquement, la dose optimale de coagulant peut être déterminée par un test au laboratoire, connu sous le nom de "Jar-Test" [10].

- **Influence du temps et la vitesse d'agitation**

Lors de l'introduction du coagulant dans l'eau, on procède à une agitation rapide pour la dispersion et l'homogénéisation de la solution. Mais une agitation intense empêche l'agrégation des particules, tandis qu'une agitation prolongée, permet l'effraction des liaisons entre coagulant et la surface des particules, et le rabattement ultérieur des segments étendus sur la surface des particules [5].

- **Influence des sels dissous**

Les sels contenus dans une eau exercent les influences suivantes sur la coagulation :

- + Modification de la plage de pH optimal,
- + Modification de la quantité de coagulant requis,
- + Modification de la quantité résiduelle de coagulant [11].

II.13. Conclusion

Le procédé de coagulation-floculation est un ensemble de traitements qui visent à optimiser l'élimination des particules en suspension non décantables. Ces Traitements favorisent l'agrégation des particules colloïdales en larges et denses agrégats. Ils se déroulent en deux étapes principales à savoir la déstabilisation des particules et la collision des particules déstabilisées pour former des agrégats volumineux. La déstabilisation et l'agrégation sont des phénomènes physico - chimiques.

II.14.Référence bibliographique

[1] **R.Benkezim , A. Nasri** , Traitement des eaux de surfaces par la méthode Coagulation-floculation Cas de la station « Tichi-Haf »,mémoire licence, spécialité génie des procédés, université de Bejaia.(2015).

[2] **L. Cherif**, L'influence de la coagulation-floculation et décantation sur le pré traitement des eaux saumâtres, Mémoire de Master en Hydraulique, Université AbouBekr Belkaid .Algérie.(2012).

[3] **H. EL Fadel**, 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, Maroc.(2012) .

[4] **S.Ezziane** , Traitement des eaux de rejets de l'unité CERAMIT « TENES », Mémoire de Magister, Département de génie des procédés, Faculté des sciences et sciences de l'ingénieur ; Université Hassiba Ben Bouali.(2007).

[5] **B.Lakhdari** , : Effet de la coagulation floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Houtz .Mémoire de magister en Chimie Inorganique et Environnement ;Département de Chimie ; Faculté des Sciences, Université AbouBekr Belkaïd, Tlemcen,(2011).

[6] **R. Ikhlef, H.Gherras**, Amélioration de la qualité de l'eau rejetée de la SOITEX de sebdou, Mémoire de Master en génie des procédés, faculté de technologie, Université Aboubakr Belkaïd .Tlemcen. Algérie.(2017).

[7] **Hernández De León H.R.**, Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable, Mémoire pour l'obtention de diplôme deDocteur de l'Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse.(2006).

[8] **Z.Brahmi ,N.Benaïssa** , : Influence de la coagulation floculation et décantation sur la qualité des eaux épurées de la station de Ain El Houtz ; Mémoire d'ingénieur d'état en hydraulique ; Département d'Hydraulique, Faculté des sciences de l'Ingénieur, Université Abou BekrBelkaid , Tlemcen .(2006).

[9] **A.Smail ,GH. Ait Touati.** Etude du traitement par floculation-coagulation et son influence sur la qualité physicochimique et microbiologique des eaux du barrage de Tichihaf. (2018).

[10] **M. SEFRAOUI,** Etude comparative sur le prétraitement des eaux de mer par ultra filtration et coagulation floculation.(2013).

[11] **KH. Hinda ,** Effet des interactions chlore /coagulant aluminique sur la réactivité d'acides organiques aromatiques.(2016) .

CHAPITRE III

MATERIELS ET METHODES

III.1. Introduction

Ce chapitre est consacré à la présentation des différents réactifs utilisés, de l'appareillage et de la méthodologie expérimentale adoptée. En premier lieu. Nous définissons le coagulant utilisé et permettant de juger l'efficacité du procédé de traitement étudié. Nous décrivons ensuite la méthode de coagulation floculation qui est basée sur des essais ainsi que la caractérisation physicochimique et biologique suivie sur nos échantillons de surnageant et de boues.

III.2. Objectif

Réaliser des essais de coagulation floculation en utilisant un coagulant naturel : l'alun ordinaire, alun de potassium ou di sulfate d'aluminium et de potassium « $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ », dont le but de déterminer les conditions optimales permettant d'éliminer les particules colloïdales dans des lixiviats prélevés de troisième bassin de lagunage de CET Khenchela.

III.3. Préparation des solutions

III.3.1. Solution de lixiviat

Les expériences de coagulation floculation ont été conduites sur des solutions de lixiviats bruts. L'ajustement du pH de ces solutions est effectué grâce à des solutions concentrées de H_2SO_4 et $NaOH$ de 6M.



Figure III.1 : Lixiviat prélevé.

III.3.2. Solution de coagulant

L'alun de potassium $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$, dont la masse molaire est de 473,884 g/mol. Il se présente le plus souvent sous forme de cristaux blancs ce qui nécessite leur broyage avant utilisation (**figure III.2**). Les concentrations massiques utilisées pour les solutions coagulantes sont (5%,10%,15%,20%).

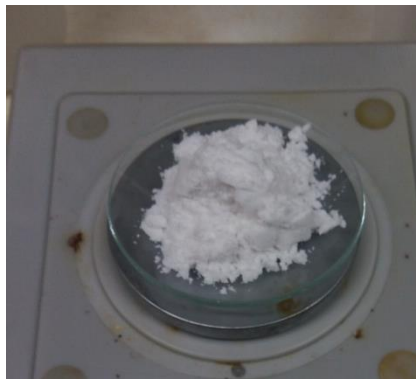


Figure III.2 : Alun ordinaire broyé

III.4. Technique expérimentales

III.4.1. Procédé coagulation floculation

Dans un bécher, un volume de 100 ml de lixiviat a été introduit, ensuite placé sur un agitateur magnétique, le potentiel hydrogène est ajusté à $3,5 \pm 0,2$ par ajout de quelques gouttes de H_2SO_4 .

Un volume égal de coagulant est ajouté dans le même bécher, avec des doses croissantes (5%,10%,15%,20%) ensuite agité mécaniquement pendant un temps de contact bien défini. En fin d'opération, le pH de lixiviat est réajusté entre (7 et 8) grâce à une solution concentrée de NaOH afin de favoriser la formation des floccs. Selon les manipulations réalisées tous les ph de réajustement étaient de l'ordre de (7.5 ± 0.2) .

Le mélange obtenu après cette étape a été décanté pendant 6 heures afin de séparer les floccs formés et le surnageant (**figure III.3**). Les floccs obtenus après décantation sont séparés de surnageant par filtration à travers des papiers filtres, séchées dans une étuve à 105 °C ensuite pesés par une balance analytique (**figure III.4**). Le surnageant décantés est récupérés pour analyse (**figure III.5**).

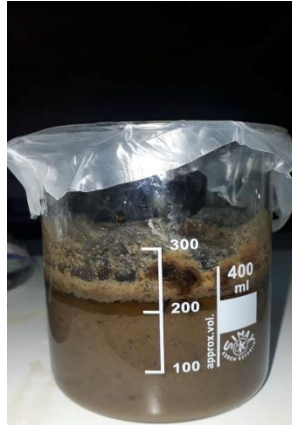


Figure III.3 : Décantation

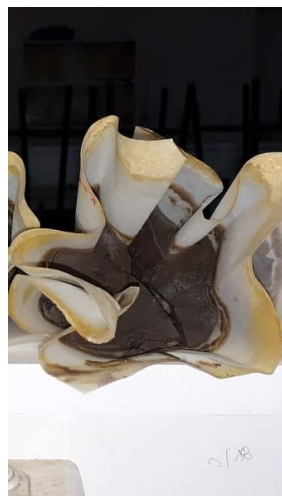


Figure III.4 : Les floccs secs

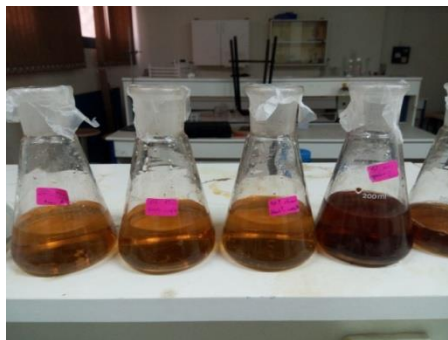


Figure III.5. Les surnageants récupérés

D'autres expérimentations ont été réalisées sans ajustement de pH de la solution de lixiviat brut afin d'examiner l'effet de ce paramètre sur le degré de clarification de surnageant.

Le schéma suivant décrit les différentes étapes réalisées lors d'un essai de coagulation-floculation.

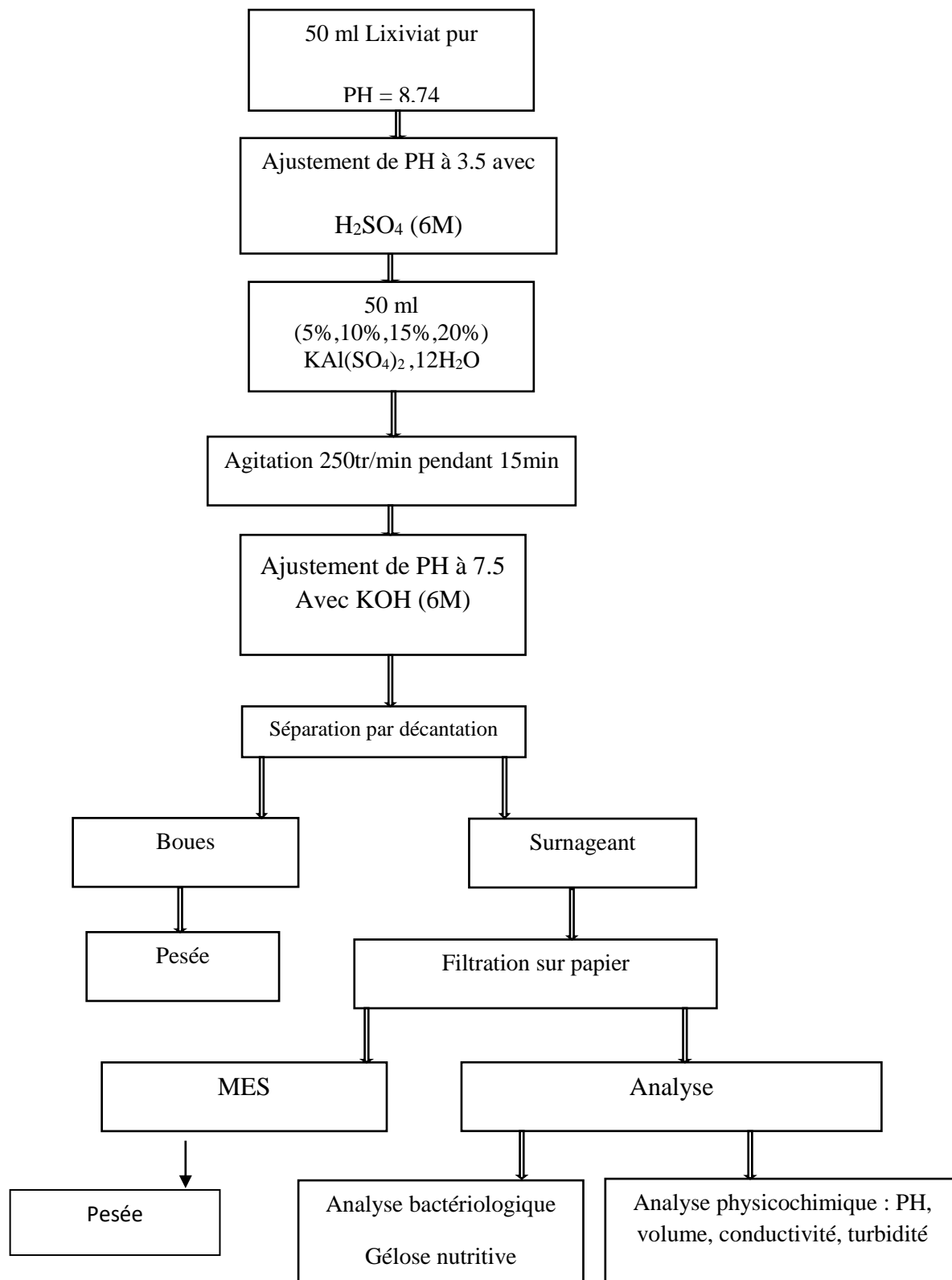


Figure III.6 : Schéma de traitement de lixiviats par le procédé de coagulation-floculation

III.5. Analyse physicochimique

a. pH

Le pH correspond pour une solution diluée à la concentration d'ion d'hydrogène. il mesure l'acidité ou la basicité d'une eau [1]

Dans le domaine de l'eau, le pH joue un rôle important :

- ✚ Les propriétés physicochimiques (acidité, basicité),
- ✚ Les processus biologique,
- ✚ Le mécanisme de coagulation.

Les valeurs de pH ont été mesurées au laboratoire par un pH-mètre de type Hanna Instruments (**figure III.6**). Le pH de la solution de lixiviat est mesuré sous agitation magnétique et à température ambiante.

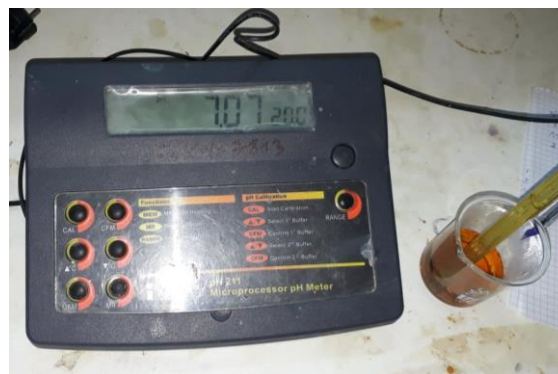


Figure III.7 : pH mètre.

b. Conductivité

La mesure de la conductivité permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau. la conductivité des solutions a été prise grâce à un conductimètre de type Hanna instrument (**figure III.7**). L'unité de conductivité est le micro-siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$) [2].



Figure III.8 : Conductimètre.

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 microorganismes. 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 Néphélogétrie Turbidité Unit (NTU).

Les différentes classes de turbidité en fonction de la qualité visuelle de l'eau sont [3] :

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 néphélogétrie à la formazine) et le NTU par l'EPA (unité de turbidité néphélogétrie) à l'aide d'un turbidimètre (**figure III.8**). Les deux autres méthodes utilisées pour tester la turbidité et leurs unités de mesure sont les suivantes : JTU (unité de turbidité)



Figure III.9 : Turbidimètre.

d. Matières en suspensions (MES)

Les matières en suspension (MES) ont été déterminées par centrifugation. Un volume de surnageant est centrifugé, et le culot est recueilli dans un creuset, puis séché à l'étuve à 105°C pendant 6 heures. Le poids des matières en suspension est déterminé par pesée différentielle. La teneur de surnageant en matières en suspension est exprimée en mg/L [4].

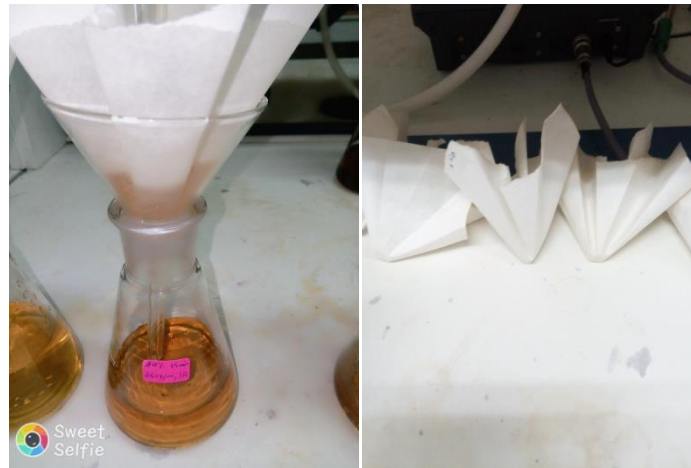


Figure III.10 : Filtration des MES.

Pour calculer les MES en appliquant la formule suivante:

$$\text{MES} = \frac{m_2 - m_1}{V} \times 1000 \quad (\text{mg/ml}) \quad \text{III.1}$$

m_1 : le poids de papier filtre vide (mg).

m_2 : Le poids de papier filtre après filtration (mg).

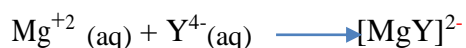
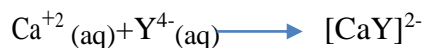
V : Volume de prise d'essai (ml).

e. Titre Hydrotimétrique (TH)

Titre hydrotimétrique (TH), ou dureté de l'eau, est l'indicateur de la minéralisation de l'eau. Elle est surtout due aux ions calcium et magnésium. La dureté s'exprime en (ppm ou mg/L) ou en degrés français (symbole °f ou °f H) en France (à ne pas confondre avec le symbole °F, degré Fahrenheit). Un degré français correspond à $10^{-4} \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$, soit 4 mg de calcium ou 2,4 mg de magnésium par litre d'eau [5].

➤ Principe

La détermination de la concentration de ions calcium et magnésium dans une eau se fait par réaction de complexation avec un complexe EDTA (éthylène diamine tétraacétique) .



Le dosage s'effectue à partir du sel di sodique de l'EDTA $\text{Na}_2\text{H}_2\text{Y}$ en milieu tamponné à pH 10, le pH auquel on observe de bons résultats expérimentaux.

Les complexes de l'EDTA avec les ions Ca^{+2} et Mg^{+2} ne sont pas colorés. Afin de détecter l'équivalence, on complexe les ions Ca^{2+} et Mg^{2+} contenus dans l'eau minérale par le Noir d'Eriochrome T « NET », donnant des complexes colorés mais moins stables qu'avec l'EDTA (Figure III.8). Lors de l'ajout de la solution titrante d'EDTA, le NET est progressivement libéré jusqu'à l'équivalence où il est libre en solution. Le NET joue le rôle d'indicateur de fin de réaction. Il est violet en présence d'ions Ca^{2+} et Mg^{2+} , et bleu dans l'eau distillée.

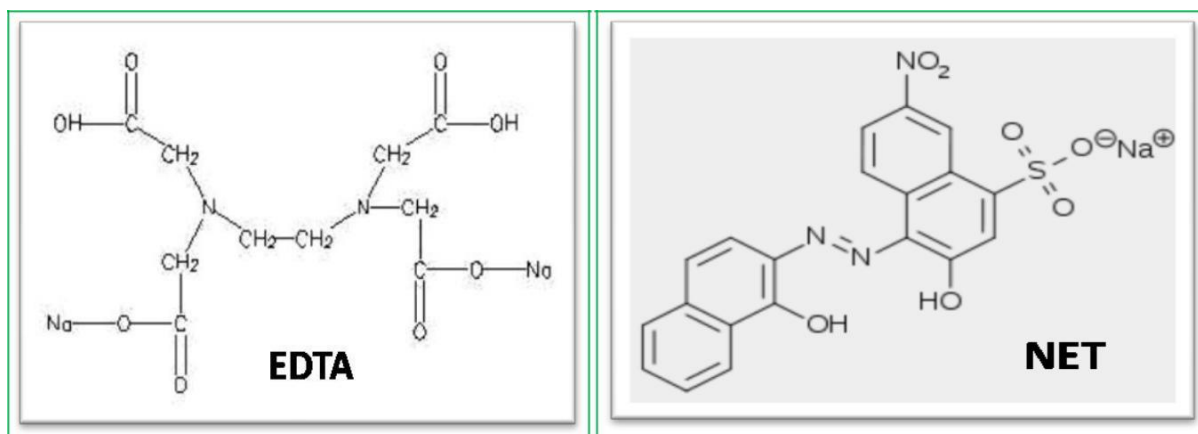


Figure III.11: Formules développées de l'EDTA (éthylène diamine tétraacétate) et le NET (Noir eriochrome T).

- **Mode opératoire**

Il est impératif d'introduire les composés dans l'ordre indiqué :

- Introduire $V_0 = 10$ mL de l'échantillon à analyser (surnageant) dans un bécher,
- Ajouter environ 5 mL de tampon ammoniacal pH= 10,
- Ajouter quelques gouttes de NET,
- Puis doser à l'aide de la solution d'EDTA placée dans la burette jusqu'au virage de la solution du rouge au bleu,
- Réaliser un dosage rapide puis un dosage précis.

Expression des résultats :

$$([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]) \times V_{\text{EAU}} = C_{\text{EDTA}} \times V_{\text{EDTA}} \quad \text{III.2}$$

f. 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 phénolphtaléine qui vire de l'incolore au rose-fuchsia à un pH de 8,2. Le titre alcalimétrique s'exprime en degrés français (°f).

$1^\circ\text{f} = 3,4$ mg/L d'ion hydroxyde $\text{OH}^- = 6,0$ mg/L d'ion carbonate $\text{CO}_3^{2-} = 12,2$ mg/L d'ion hydrogénocarbonate HCO_3^- .

Expression des résultats :

$\text{TA}(\text{°f}) = \text{volume d'équivalence (V}_{\text{éq}}) \text{ en mL d'acide écoulé}$

III.6. Analyses bactériologiques

L'analyse bactériologique a pour but la recherche et le dénombrement des germes existant dans les échantillons d'eau à analyser. Il faut signaler qu'un examen bactériologique ne peut être interprété que s'il est effectué sur un échantillon correctement prélevé dans un récipient stérile, selon un mode opératoire précis évitant toutes les contaminations accidentelles, correctement transporté au laboratoire et analysé sans délai ou après une courte durée de conservation dans des conditions satisfaisantes [6].

L'image suivante représente des échantillons de surnageant préparés pour faire des analyses bactériologiques.

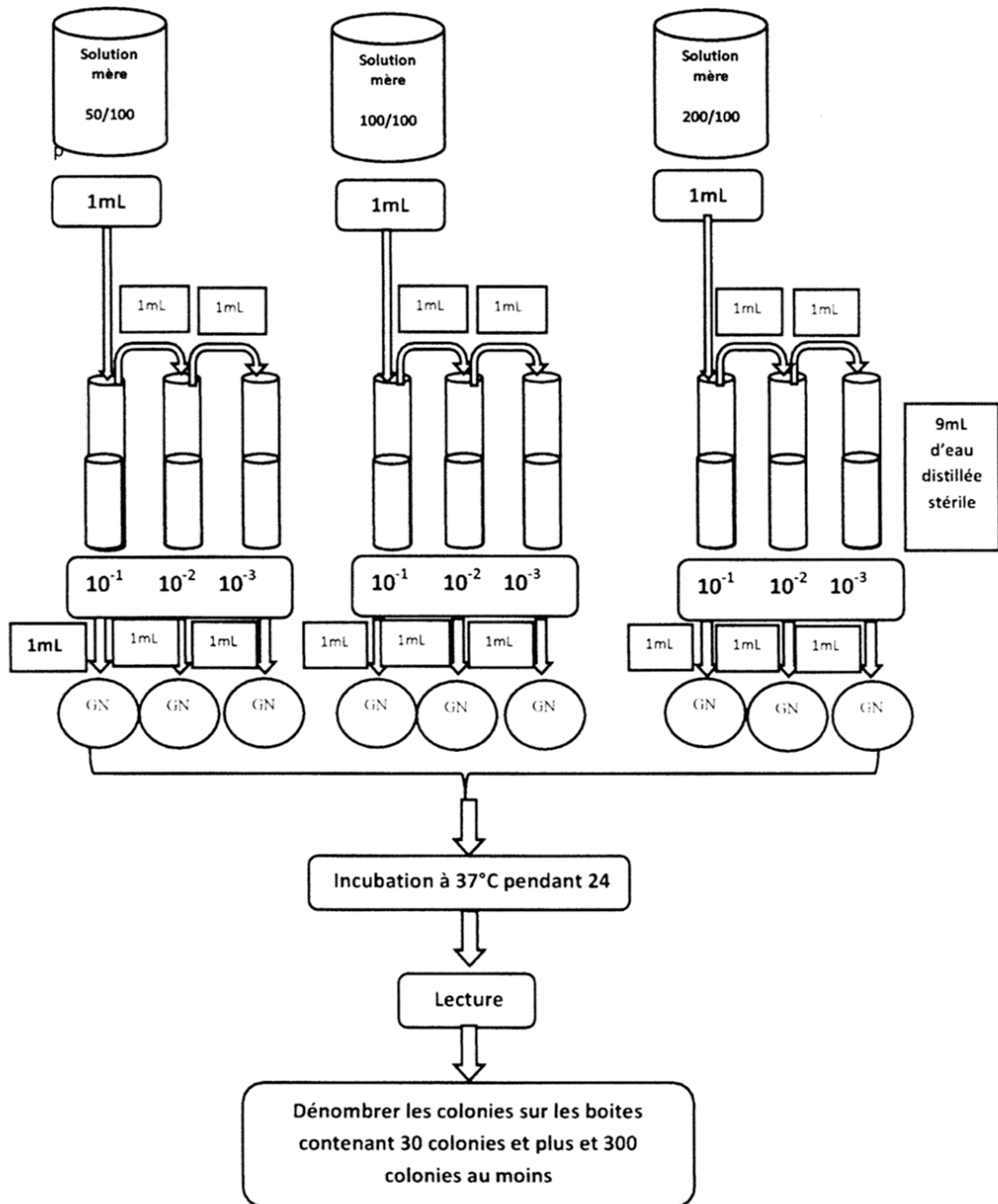


Figure III.12 : Méthode de dénombrement et recherche des flores totaux.

III.6.1. Qualité bactériologique d'une eau

Objectif : Isoler et dénombrer des microorganismes qui se trouvent dans un échantillon d'eau par la méthode des dilutions.

Précautions générales de travail :

- Tous les objets utilisés doivent être stériles.
- La paille doit être lavée à l'eau de javel.
- Le travail doit s'effectuer dans la zone de protection du bec benzène, à l'abri des courants d'air.
- Il faut flamber les goulots des tubes et flacons après leur ouverture et avant leur fermeture.
- Les boîtes de pétri doivent être ouvertes en maintenant le couvercle à l'oblique avec ouverture du côté de la flamme.
- Pour le prélèvement, on utilise les flacons en verre stériles. Les flacons sont ouverts sous l'eau et remplis jusqu'au bord, ensuite le bouchon est également placé sous l'eau.
- Il faut faire un étiquetage dans le point de prélèvement (date et heure de prélèvement, nom du point d'eau).
- Les flacons sont conservés dans une glacière à une température approximative de 4°C et transportés au laboratoire dans les plus brefs délais au moins de 24 heures.
- Incuber les boîtes à 37°C pendant 24h (**Figure III.12**).



Figure III.13 : Echantillons de surnageant préparés pour analyse bactériologique.

III.6.2. Recherche de flores totales

Le milieu de culture utilisé est la gélose nutritive à ph 7. l'incubation des boites est faite à 37 °C pendant 24 heures.

La flore mésophile aérobie totale est un indicateur sanitaire qui permet d'évaluer le nombre d'UFC (unité formant une colonie) présents dans un produit ou sur une surface. Ce dénombrement se fait à 30°C ce qui permet de dénombrer trois grands types de flore :

- La flore thermophile, température optimale de croissance à 45°C.
- La flore mésophile, température optimale de croissance entre 20°C et 40°C.
- La flore psychrophile, température optimale de croissance à 20 °C.

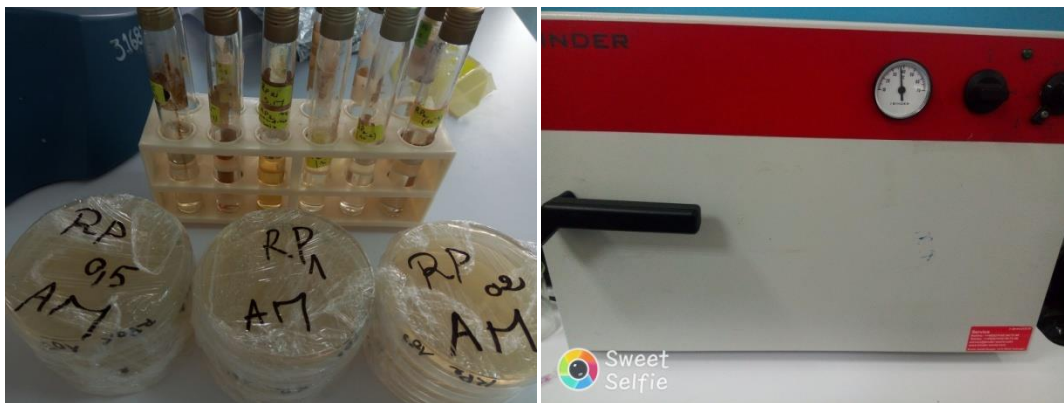


Figure III.14 : Analyse bactériologique

- **Méthode d'analyse**

En milieu ordinaire, 1 ml de la solution mère est prélevé avec une pipette graduée, et transverse dans un tube contenant 9 ml d'eau distillée stérile afin de réaliser une dilution. L'opération est renouvelée en changeant de pipette et en versant de nouveau 1 ml dans un nouveau tube contenant 9 ml d'eau distillée stérile, et ainsi de suite, jusqu'à ce que la concentration en bactéries devienne relativement faible. Les tubes sont homogénéisés entre chaque dilution afin d'avoir une égalité statistique entre les tubes, 1 ml de la dernière solution est jetée. La méthode utilisée est l'incorporation en gélose nutritive, 1 ml d'eau à analyser est placée en trois tubes à essai contenant 9 ml d'eau distillée stérile, après la dilution, on ajoute 1 ml de chaque tube dans une boîte de pétri contenant la gélose nutritive à l'état solide, on ferme la boîte de pétri et on incube soit à la température de 37°C, soit à 22°C pour la détection des germes ,après incubation, le nombre de colonies développant sur le milieu est compté (Figure III.14).

On considère que les colonies sont dénombrables si leur nombre est compris entre 30 et 300 au-dessus de 300 elles sont indénombrables, et en dessous de 30 on considère qu'elles sont trop rares pour être dénombré.



Figure III.15 : Dénombrément de flores totales.

III.7. Conclusion

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

III.8. Référence bibliographique

- [1] A.Louannas, Amélioration des procédés de clarification des eaux de station Hamadi-Krouma de Skikda, Mémoire de Magister, Université du 20 aout 1955 Skikda, Département des Sciences Fondamentales, Algérie. (2009).
- [2] G. Roger, Structure et dynamique de substances humiques et polyélectrolytes modèles de solution, Thèse de Doctorat, Université Pierre et Marie Curie. Paris VI. France. (2010).
- [3] H. EL Fadel, 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, Maroc. (2012).
- [4] L.Graini, Contrôle de la pollution de l'eau par méthode acousto-optique, Mémoire de magister, Université. Ferhat-Abbas, Sétif. Algérie. (2008).
- [5] 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. Université Carthage, Tunisie. (2012).
- [6] A. Adel, Manuel des travaux pratiques en microbiologie générale, O.P.U. (2017).

CHAPITRE IV

**RESULTATS ET
DISCUSSIONS**

VI.1. Introduction

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. 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 :

- ✓ Effet de l'ajustement de pH de lixiviat et la dose.
- ✓ Effet de la vitesse d'agitation.
- ✓ Effet de temps d'agitation.
- ✓ Effet de rapport (volume de lixiviat/volume de coagulant).

IV.2. Effet d'ajustement de pH de lixiviat et la dose

Au cours de cette partie, nous présenterons les différents résultats des analyses effectuées pH, conductivité, turbidité, MES, masse des floccs et volume de surnageant (l'eau récupérée après séparation des floccs). Le di sulfate d'aluminium et de potassium $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ est utilisé à différentes doses (5%,10%,15%,20%) avec ajustement et sans ajustement de pH.

D'après la figure (IV.1) :

- On remarque que sans ajustement de pH : il y eu une diminution de la turbidité de surnageant jusqu'à une valeur minimale (6,97 NTU) à une dose de 10% d'alun.
- Avec ajustement de pH, le surnageant a subi pour la même dose de coagulant (10%) une diminution considérée de turbidité (2,56 NTU).

Ces résultats prouvent que l'ajustement de pH de lixiviat brut à une valeur acide ($pH=3,5\pm 0,2$) avant l'ajout de coagulant crée un milieu favorable pour l'apparition des cations métalliques nécessaire pour neutraliser les colloïdes tandis que l'ajout d'une base après l'addition de coagulant ($pH=7,5\pm 0,2$) permet la formation des floccs.

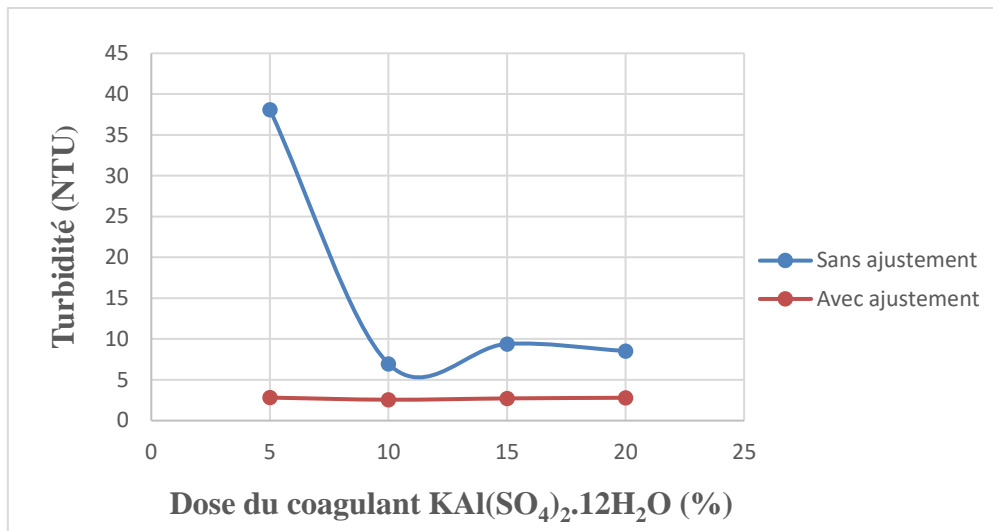


Figure IV.1 : Evolution de la turbidité de surnageant en fonction de la concentration de $KAl(SO_4)_2.12H_2O$.

D'après la figure (IV.2)

- On constate que le cas d'ajustement de pH de lixiviat, les valeurs de pH surnageant sont légèrement basiques pour toutes les concentrations ; elles sont comprise entre (7,5 et 7,57) .ce qui nous permet de déduire que le pH de système durant le processus de formation des floccs est maintenu stable.
- Sans aucun ajustement de pH, les valeurs de pH de surnageant varient entre (3,44 et 3,98) cela est dû probablement aux réactions déroulant entre l'agent coagulant mis en solution et les composants de lixiviat brut ce qui entraine un milieu acide.

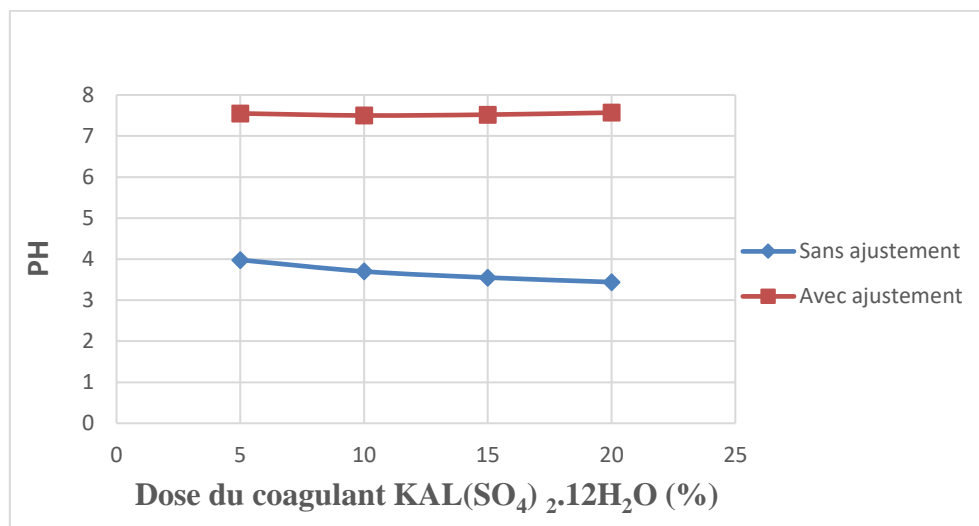


Figure IV.2 : Evolution de pH de surnageant en fonction de la concentration de $KAl(SO_4)_2.12H_2O$.

D'après la figure (IV.3)

- Les valeurs de la conductivité électrique des lixiviats traités variaient entre (24,5 et 59,5mS/cm). Les conductivités résultantes d'un traitement avec ajustement de pH de la phase d'alimentation sont supérieures que sans ajustement pour les deux coagulants.

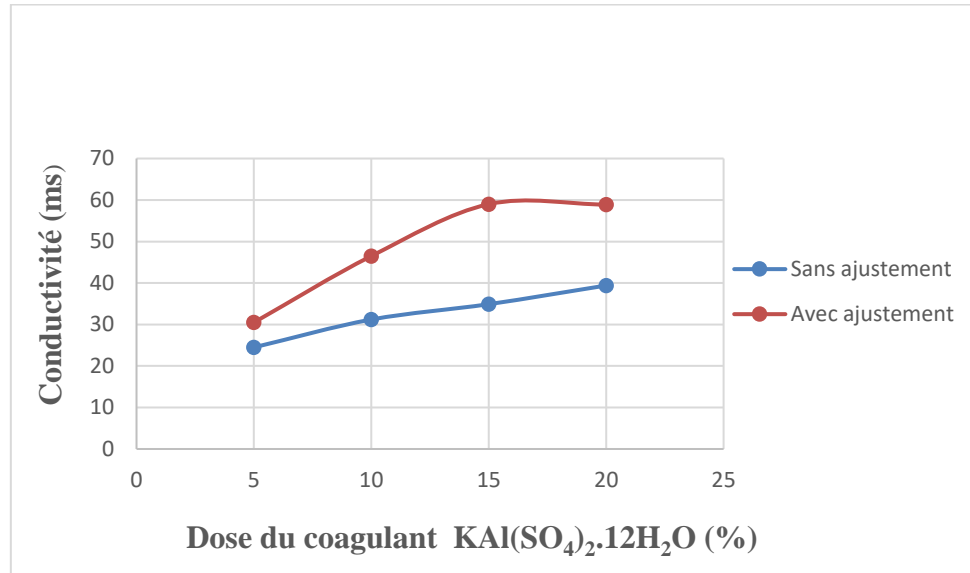


Figure IV.3 : Evolution de la conductivité de surnageant en fonction de la concentration de KAl(SO₄)₂.12H₂O.

D'après la figure (IV.4)

- Les deux courbes concernant la masse des floccs sont presque confondues pour les doses de (5% et 10%), l'écart devient visible à partir de 15%.
- L'apparition des floccs de coagulant est due à l'apparition des floccs d'hydroxyde d'aluminium suite à un pH favorable à leur formation ($7,5 \pm 0,2$).
- L'évolution du volume de surnageant pour les deux cas étudiés ; sans et avec ajustement de pH est presque proche. plus que de boues récupérées moins de volumes récupérés.

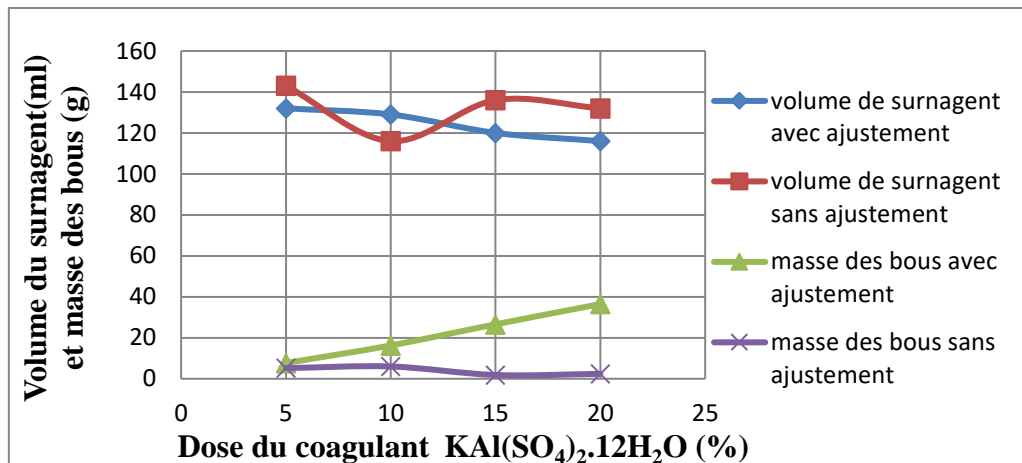


Figure IV.4 : Evolution de la masse des floes et le volume de surnageant en fonction de la concentration de $KAl(SO_4)_2.12H_2O$.

D'après la figure(IV.5)

- les MES des surnageant provenant des lixiviats traités avec ajustement de pH du milieu sont faibles en comparant avec ceux réalisés sans ajustement.
- .Les MES s'accroissent au-delà de 10%. Ces résultats signifient que l'ajustement du milieu joue un rôle important dans la clarification du surnageant.

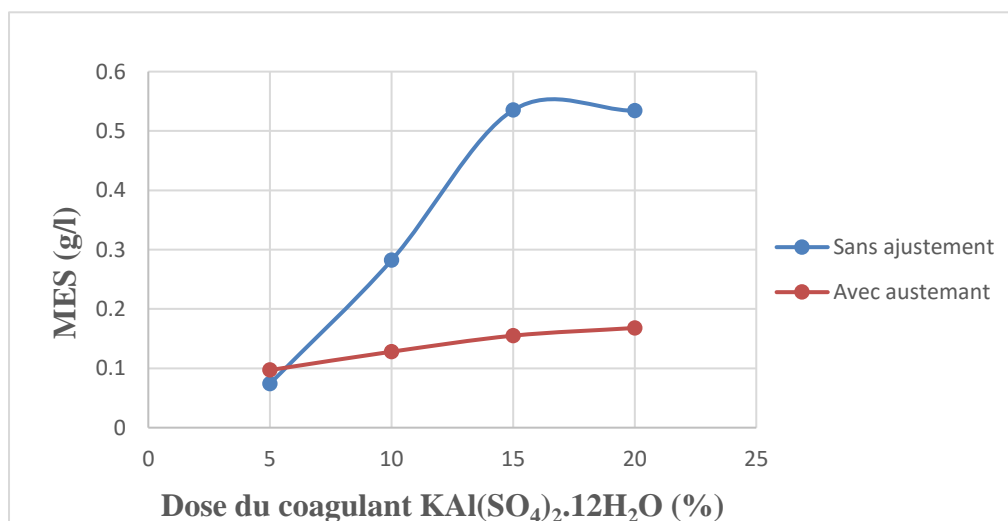


Figure IV.5 : Evolution de MES de surnageant en fonction de la concentration de $KAl(SO_4)_2.12H_2O$.

VI.3.Effet de la vitesse d'agitation

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

- La dose optimale du coagulant égale à 10%.
- Avec ajustement de pH de lixiviat ($\text{pH}=3,5\pm 0,2$) avant l'ajout de coagulant et à ($\text{pH}=7.5\pm 0.2$) après l'ajout de coagulant.
- Les vitesses adoptées sont : 100 tr/min, 150 tr/min, 250 tr/min.

D'après l'histogramme de la figure (IV.6)

- On remarque que le surnageant représente une turbidité faible inférieure à (5 NTU), les valeurs variaient entre 1,48 et 2,56.
- Les vitesses d'agitation est un facteur qui joue un rôle très important dans la déstabilisation des colloïdes en leur confèrent la possibilité de s'accoler entre elles. Une vitesse de (150tr/min) paraît meilleure.

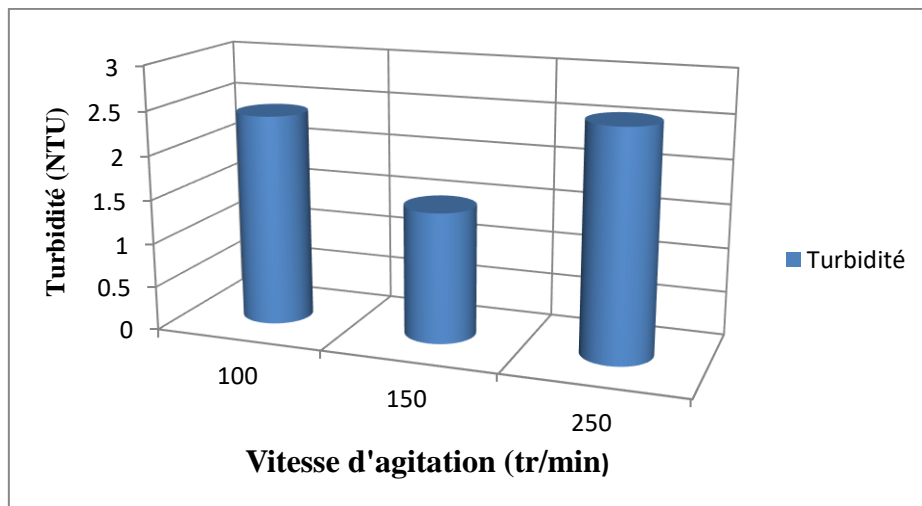


Figure IV.6 : Variation de la turbidité de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation.

D'après l'histogramme de la figure (IV.7)

- Les pH de différents échantillons de surnageant varie de (7,84 et 7,50) .Toutes les valeurs prouvent que l'ajustement de pH à de effets sur le processus.

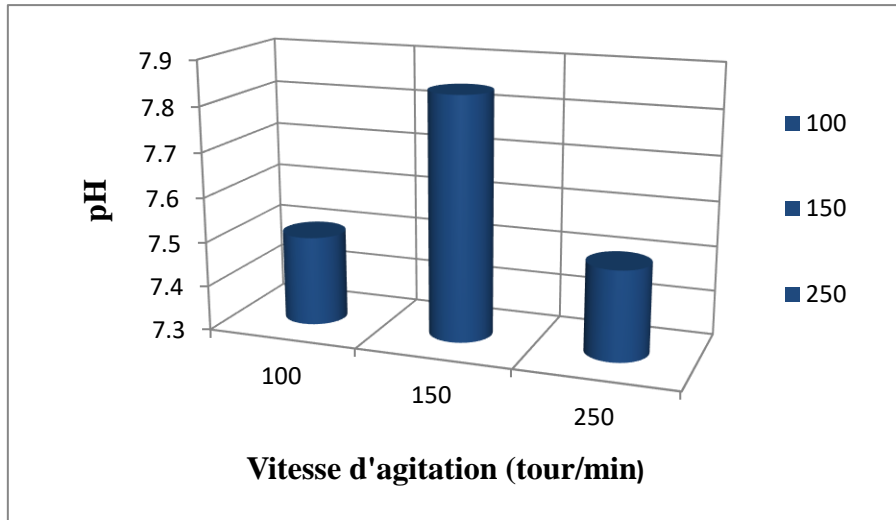


Figure IV.7 : Variation de pH de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation.

D'après l'histogramme de la figure (IV.8)

- Les valeurs de la conductivité obtenues des échantillons en fonction de vitesse varient entre (46,5 et 49 mS/cm).

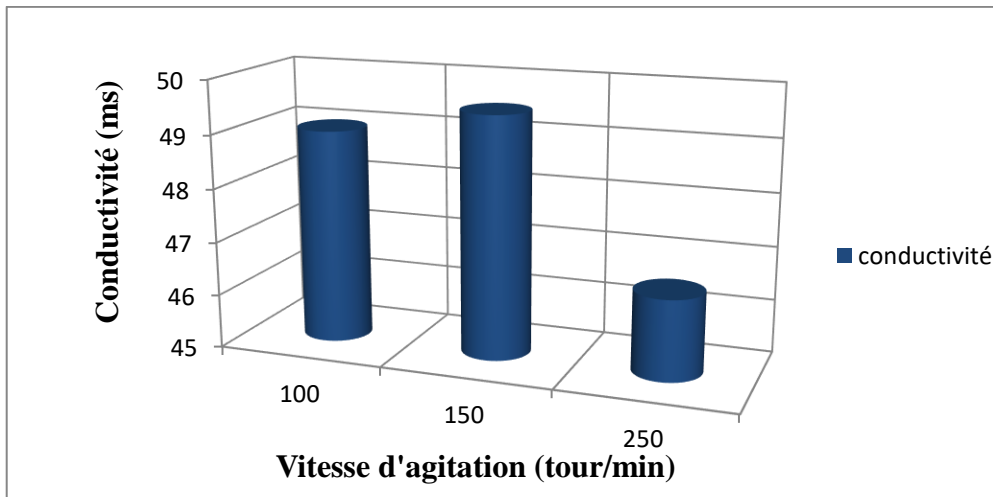


Figure IV.8 : Variation de conductivité de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation.

D'après l'histogramme de la figure (IV.9)

- On aperçoit que la vitesse joue un rôle dans l'évolution de deux paramètres physiques ; la masse des floes et le volume des surnageant. Cette évolution suit la même trajectoire pour les deux paramètres. Toujours on constate que plus on génère de boues plus on récupère de surnageant.

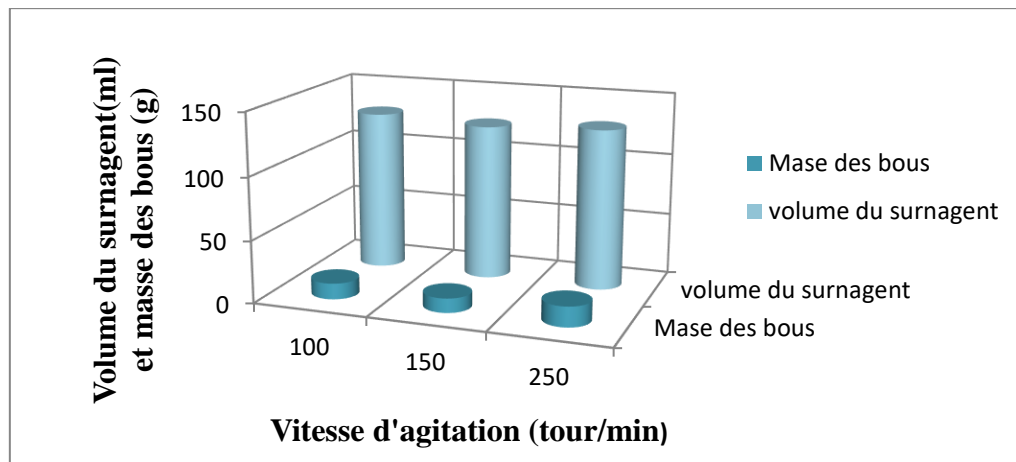


Figure IV.9 : Variation de la masse de floes et le volume de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation.

D'après l'histogramme de la figure (IV.10)

- On remarque que les MES diminuent avec l'augmentation de la vitesse d'agitation ce qui assure une bonne élimination des matières en suspension.

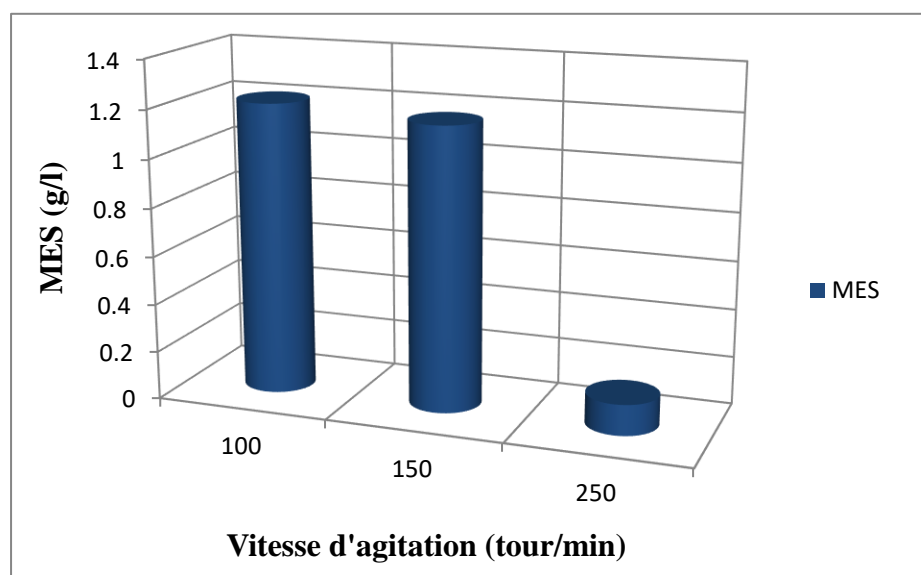


Figure IV.10 : Variation des MES de surnageant en fonction de la vitesse d'agitation.

VI.4.Effet du temps d'agitation

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

- La dose optimale du coagulant égale à 10%.
- Avec ajustement de pH de lixiviat ($\text{pH}=3,5\pm 0,2$) avant l'ajout de coagulant et à ($\text{pH}=7,5\pm 0,2$) après l'ajout de coagulant.
- La vitesse adoptée 150 tr/min.
- Les temps d'agitation sont : 2 min, 5 min, 15 min, 25 min.

D'après la courbe de la figure (VI.11)

- On constate que la turbidité diminue jusqu'à une valeur minimale (1,11 NTU) pour un temps d'agitation de (5 min) ensuite elle remonte pour de temps supérieurs. Ceci signifie que la coagulation a lieu suffisamment rapide
- Ce temps varie toutes fois de quelques secondes à quelques minutes de faite que la réaction d'hydrolyse se déroule très rapidement ce qui engendre la formation des cations métalliques qui neutralisent les colloïdes chargées négativement entraînant la diminution du potentiel zêta.

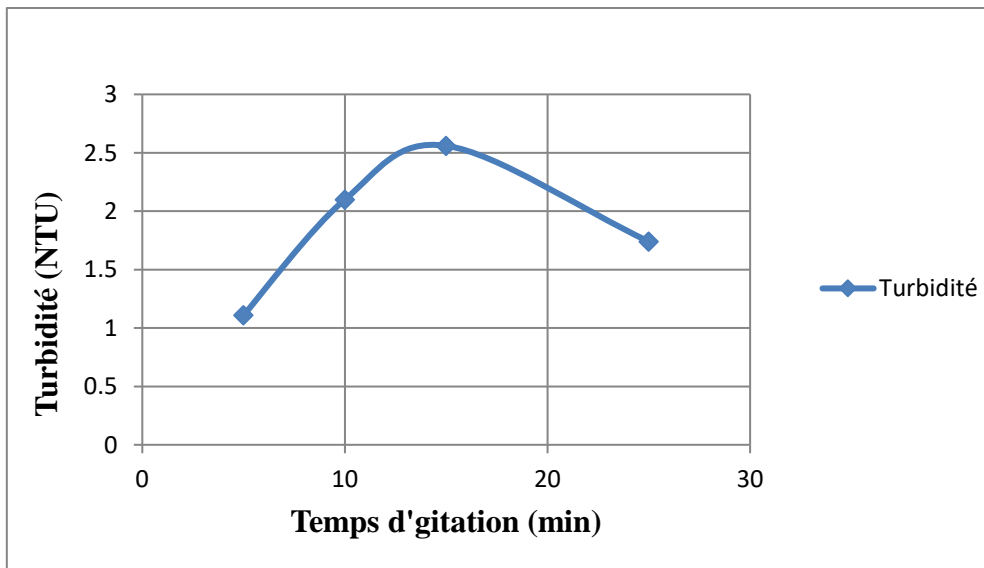


Figure IV.11 : Variation de la turbidité de surnageant en fonction du temps d'agitation.

D'après la figure (VI.12) :

- On trouve toujours des valeurs faibles de MES pour tous les temps d'agitation, parce que la turbidité est très faible (inférieure à 5 NTU)

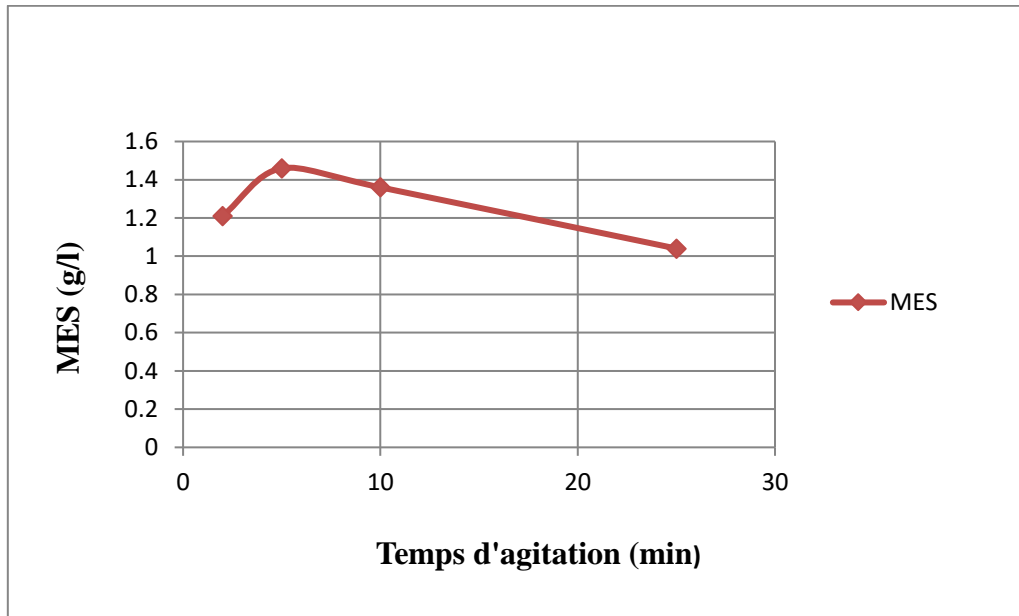


Figure IV.12 : Variation des MES de surnageant en fonction du temps d'agitation

D'après la figure (VI.13)

- Les valeurs de pH diminuent avec l'augmentation de temps d'agitation, ces temps sont jugés très adéquates pour une meilleure coagulation.

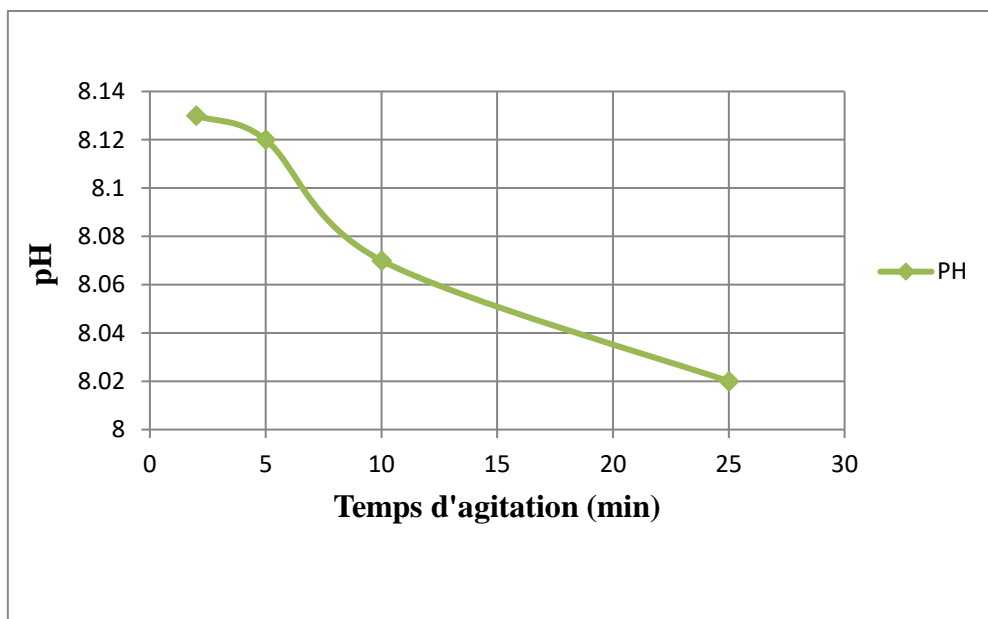


Figure IV.13 : Variation de pH de surnageant en fonction de la temps d'agitation.

D'après la figure (VI.14)

- Les conductivités de surnageant récupérés après filtration, sont évoluées légèrement avec le temps. Pour un temps optimal de (5 min), la conductivité de surnageant est de (49,4 mS/cm).

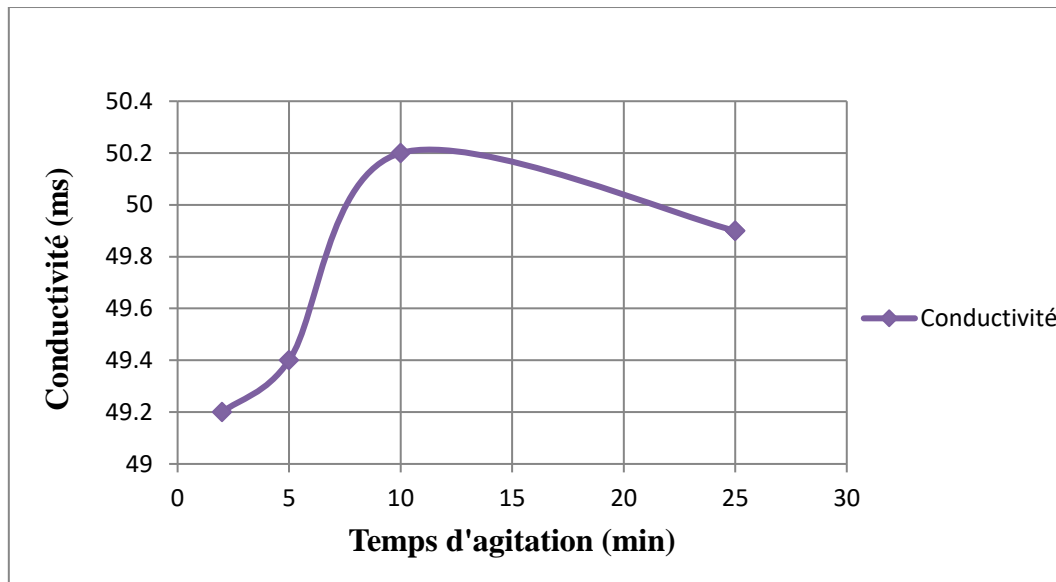


Figure IV.14 : Variation de la conductivité de surnageant en fonction du temps d'agitation.

D'après la figure (VI.15)

- On remarque que les masses de boue sont proches ainsi que les volumes de surnageant et ce peut être parce que pendant l'étude de ce paramètre (temps d'agitation) on a utilisé la même dose coagulante.

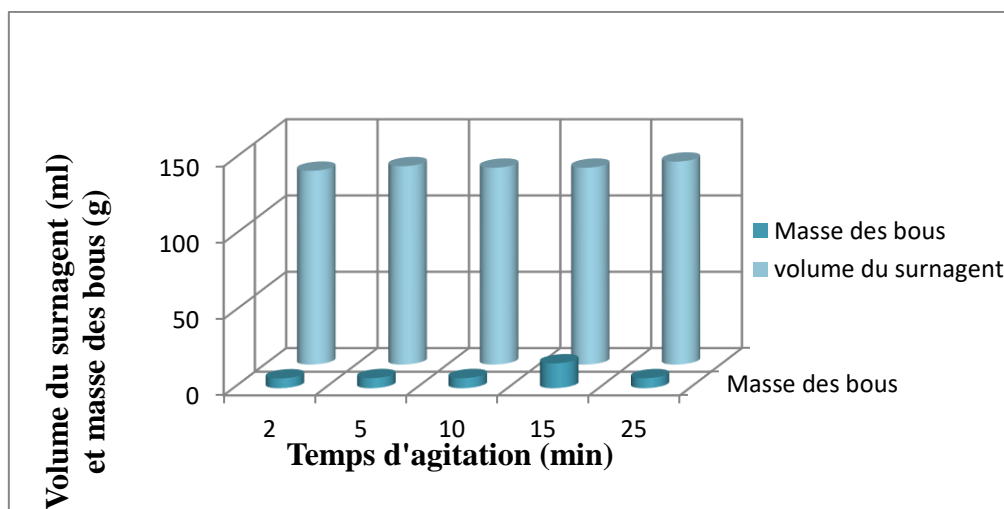


Figure IV.15 : Variation de la masse de floes et le volume de surnageant en fonction du temps d'agitation.

VI.5. Effet du rapport ($V_{\text{Coagulant}} / V_{\text{Lixiviat}}$)

Afin d'améliorer l'efficacité du traitement des lixiviats, nous avons opté à varier un autre paramètre qui est le rapport $V_{\text{coagulant}} / V_{\text{lixiviat}}$. Les rapports considérés sont : (0, 5, 1 et 2).

Pour ce faire nous avons appliqué des conditions opératoires tenant compte des optimums trouvés en terme de : pH de la solution d'alimentation (lixiviat) ajusté, coagulant avec concentration de (10%), vitesse d'agitation égale à (150 tr/min) et temps d'agitation de (5 minutes). Les résultats sont donnés dans le **tableau VI.1**

-D'après le tableau (IV.1), on s'aperçoit que le rapport ($V_{\text{coagulant}} / V_{\text{lixiviat}}$) égale à **1** donne une meilleure efficacité de traitement d'où une turbidité minimale de (1,11 NTU)

Tableau IV.1 : Résultats d'analyse physicochimique des lixiviats traités par le coagulant naturel (l'alun) en variant le rapport ($V_{\text{coagulant}} / V_{\text{lixiviat}}$).

Rapport ($V_{\text{Coagulant}} / V_{\text{Lixiviat}}$)	0,5	1	2
Turbidité(NTU)	1,56	1,11	1,92
MES (g/l)	0,55	1,46	0,75
pH	7,81	8,12	7,73
Conductivité (ms)	43,5	49,4	50,0
Masse des boues (g)	7,45	6,561	19,06
Volume du surnagent (ml)	83	130	84
TA	0	0	0
TH (F°)	5	3,75	1,25

Les résultats figurants dans le tableau ci-dessus, montrent que le rapport d'étude ($V_{\text{Coagulant}}/V_{\text{Lixiviat}}$) est de 1, la turbidité a diminué jusqu'à une valeur minimale de (1,11 NTU) étant donné que ce rapport va entraîner plus de cations métalliques qui vont neutraliser les particules colloïdales.

- ✚ Les valeurs de pH, montrent une variation légèrement basique.
- ✚ La masse des boues augmente chaque fois avec le rapport ce qui assure une bonne séparation.
- ✚ Les conductivités montrent que les surnageants sont composés des minéraux ceci a été prouvé via les valeurs de : TH (présence des cations de calcium et magnésium), les hydroxydes et les carbonates sont absents car les valeurs de TA sont nulles).
- ✚ Les surnageants obtenus ont une faible teneur en matière en suspension ceci reflète une bonne clarté.

VI.6. Résultats des analyses bactériologiques

Les analyses bactériologiques ont été effectuées au niveau du laboratoire de biologie de l'université de Khenchela, et consiste à la recherche des flores totales.

• Milieu gélose nutritive (GN)

Tableau IV.2 : Recherche et dénombrement des flores totaux pour l'échantillon

($V_{\text{Coagulant}} / V_{\text{Lixiviat}}$).

Rapport ($V_{\text{Coagulant}}/V_{\text{Lixiviat}}$)		0,5	1	2
Solution mère		Nappe	188	Nappe
Les dilutions	10^{-1}	Nappe	120	53
	10^{-2}	Nappe	90	12
	10^{-3}	22	72	7
	10^{-4}	9	12	5

- **Discussions**

Les résultats d'analyse de la qualité bactériologiques des lixiviats traité par le di sulfate d'aluminium et de potassium $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ ont montré la présence des flores totales.

VI.7. Conclusion

Le traitement des lixiviats par procédé de coagulation-floculation a été mis en évidence par l'optimisation des conditions opératoires à savoir pH du milieu, dose et nature de coagulant, temps d'agitation, vitesse d'agitation et rapport volume coagulant /volume lixiviats. La multitude des analyses physicochimiques et bactériologiques nous a permis d'évaluer l'efficacité de ce traitement.

CONCLUSION GENERALE

Conclusion générale

La coagulation-floculation a montré une grande efficacité d'élimination de la pollution dans le traitement des effluents. Ce processus peut être appliqué directement sur les lixiviats pour éliminer les matières organiques avec les matières en suspension. Au cours des dernières années, un large éventail d'expériences de laboratoire pour évaluer l'effet de plusieurs coagulants. Les plus couramment utilisés dans le traitement des eaux usées sont les sels d'aluminium dans l'application du traitement par coagulation-floculation pour les lixiviats, une grande quantité de boue est générée. Cet aspect est à prendre en considération lors du choix du coagulant.

Les objectifs de cette étude sont donc l'examen de l'efficacité des processus de coagulation-floculation pour le traitement de lixiviat. Les conditions optimales pour l'application efficace ce traitement ont été réalisées en utilisant le disulfate d'aluminium et de potassium $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ comme coagulant.

Dans cette étude, le traitement du lixiviat provenant du centre d'enfouissement technique (C.E.T) de Khenchela par un procédé de coagulation floculation a été évalué. Pour ce faire plusieurs expériences ont été effectuées en vue de déterminer les conditions optimales.

A partir des résultats et discussions présentés, nous avons pu conclure que :

- Les conditions optimales donnant un meilleur traitement de lixiviat sont basées sur un **ajustement de pH** de la solution d'alimentation avant et après ajout de coagulant. Une **dose de 10%**.

Une vitesse de rotation des pâles de l'agitateur de **150 tr/min** et un temps d'agitation de l'ordre de **5 min**. Le rapport optimal de Volume coagulant/Volume lixiviat est égal à **1** donnant une turbidité de **1,11NTU**.

- Les résultats d'analyse de la qualité bactériologique des lixiviats traités par le disulfate d'aluminium et de potassium $KAl(SO_4)_2 \cdot 12H_2O$ ont montré la présence des germes totaux.

