

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

**MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE**



UNIVERSITE SALAH BOUBNIDER, CONSTANTINE 03

FACULTE DE GENIE DES PROCEDES

DEPARTEMENT DE GENIE DES PROCEDES DE L'ENVIRONNEMENT

N° d'ordre :.... ..

Série :.... ..

Mémoire

PRESENTE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME DE MASTER

EN GENIE DES PROCEDES

OPTION : GENIE DES PROCEDES DE L'ENVIRONNEMENT

**UTILISATION DE L'AGAR-AGAR COMME
BIOCOAGULANT POUR LE TRAITEMENT DES
LIXIVIATS DU CET D'EL HERIA**

Présenté par :

BENLAMERI Amina

LABIOD Amina

Dirigé par :

Dr. ARRIS Sihem

Session : Juillet

2018-2019

Remerciements

*Nous tenons à remercier tout d'abord
DIEU le tout puissant qui nous a donné,
durant toutes ces années, la santé, le
courage et la foi pour arriver à
ce jour.*

*Nous tenons d'abord à exprimer notre sincère
gratitude à notre encadreur **M^{me} Arris Sihem**
pour son suivi, ses orientations éclairées et ses
spécieux conseils.*

*Nous tenons à remercier, Monsieur le président
du jury de ce mémoire.*

*Tous nos remerciements vont aux membres du
jury, pour avoir accepté d'examiner ce mémoire.*

*Nos remerciements vont également aux doctorantes
Asma et Halima qui nous ont beaucoup aidé aux cours
des expériences.*

*Enfin, nous exprimons également nos
remerciements les plus sincères à
toutes les personnes qui ont
contribué de près ou
de loin à l'élaboration de ce mémoire.*



Dédicace

*Merci ALLAH de m'avoir donné la force et la patience afin d'atteindre
mon objectif tant recherché.*

Je dédie ce mémoire :

***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 cotés pour me consoler
quand il fallait.*

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

***A** mon père, Tu as su te montrer patient, compréhensif et encourageant.
Ta chaleur paternelle a été et sera toujours pour moi d'un grand réconfort.*

***A** mes frères : Walid, Mohammed et Achref*

***A** ma sœur : Malak*

***A** toute ma grande famille*

***A** mes amies et amis : Imene, Soumia, Noudjoud, Dounia, Meryem, Zakaria*

Amina. B

Dédicace

Merci ALLAH de m'avoir donné la force et la patience afin d'atteindre mon objectif tant recherché.

Je dédie ce mémoire :

***A** la mémoire d'une personne qui m'a été très cher et qui n'a pas pu être présente avec moi aujourd'hui : ma mère*

***A** mon père, qui trouvera ici le résultat de longues années de sacrifices et de privations pour m'aider à avancer dans la vie, à l'éducation reçue et aux valeurs nobles inculquée ; je lui dis Merci*

***A** ma tante Saliha, qui a oeuvré pour ma réussite, de par son amour, son soutien, ses sacrifice , pour son assistance et sa présence dans ma vie.*

***A** mes frères :Farid, Abd el aziz, Abd el ali, Khaled et soufiane*

***A** mes sœurs :Ghania, Nafissa et Meriem*

A toute ma grande famille

***A** mes amies et amis : Imene, Soumia ,Noudjoud, Dounia, Walid, Djabir et Mohammed que je remercie pour leurs soutiens pendant toutes ces années.*

Amina . L

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| INTRODUCTION GENERALE | 1 |
| CHAPITRE I : GENERALITES SUR LES CET ET LES METHODES DE TRAITEMENT DES LIXIVIATS | 3 |
| I-1- LE CENTRE D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE | 3 |
| I-2- LIXIVIATS DES CENTRES D'ENFOUISSEMENT DES DÉCHETS URBAINS | 3 |
| I -2-1-DEFINITION | 3 |
| I -2-2-MECANISME DE FORMATION DE LIXIVIATS | 4 |
| I -2-3- PHENOMENE MIS EN JEU LORS DE LA PRODUCTION DE LIXIVIAT | 4 |
| I -2-4- TYPE DES LIXIVIATS | 5 |
| I -2-5-PRINCIPAUX FACTEURS INFLUENÇANT LA PRODUCTION DES LIXIVIATS | 6 |
| I -2-6- CARACTERISTIQUE DES LIXIVIATS | 6 |
| I -2-6-1- PARAMETRE PHYSIQUE | 6 |
| I -2-7-TYPES DES POLLUANTS PRESENTS DANS LES LIXIVIATS | 9 |
| I -2-8- IMPACT DU LIXIVIAT SUR L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTE HUMAINE | 10 |
| I -2-9- PROCEDES DE TRAITEMENT LIXIVIAT | 11 |
| CHAPITRE II : LA COAGULATION-FLOCULATION | 15 |
| INTRODUCTION | 15 |
| II-1- LA COAGULATION | 15 |
| II-1-1- CARACTERISTIQUE DES MATIERES POLLUANTES A ELIMINER | 15 |
| II-2- LA THEORIE DE DOUBLE COUCHE | 17 |
| II-3- POTENTIEL ZETA | 18 |
| II-4- LES MODES DE DESTABILISATION DES PARTICULES | 18 |
| II-4-1- COMPRESSION DE LA DOUBLE COUCHE | 19 |
| II-4-2- ADSORPTION ET NEUTRALISATION DES CHARGES | 19 |
| II-4-3- EMPRISONNEMENT DES PARTICULES DANS UN PRECIPITE | 20 |
| II-4-4- ADSORPTION ET PONTAGE | 20 |
| II-5- LES PRINCIPAUX COAGULANTS UTILISES | 21 |
| II-5-1-SELS D'ALUMINIUM | 21 |
| II-5-2-SELS DE FER | 21 |
| II-6- FACTEURS INFLUENÇANT LA COAGULATION | 22 |
| II-7- LA FLOCULATION | 23 |
| II-8- LES INCONVENIENTS DES COAGULANTS ET FLOCLANTS CHIMIQUES | 25 |
| II-9- LES COAGULANTS ET FLOCLANTS NATURELS | 25 |
| II-9-1- EXTRAIT DE GRAINES DE MORINGA OLEIFERA | 26 |
| II-9-2- EXTRAIT DE CACTUS | 26 |
| II-9-3-CHITOSANE | 27 |
| II-10- REVUE BIBLIOGRAPHIQUES SUR LES TRAVAUX REALISES AVEC DES BIOMATERIAUX | 27 |

| | |
|---|-----------|
| CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES | 30 |
| INTRODUCTION | 30 |
| III-1-PRODUIT ET MATERIELS UTILISES | 30 |
| III-1-1-LES PRODUITS UTILISES | 30 |
| III-1-2-MATERIEL UTILISE | 31 |
| III-2-CARACTERISATION DES LIXIVIATS | 35 |
| III-2-1-LES ORTHOPHOSPHATES (PO_4^{3-}) | 35 |
| III-2-2-NITRATE (NO_3^-) | 36 |
| III-2-3-AZOTE AMMONIACAL | 36 |
| III-2-4-CHLORURE (CL^-) | 36 |
| III-2-5-DCO | 36 |
| III-2-6- DBO_5 | 36 |
| III-2-7-PHENOL | 37 |
| III-3-CARACTERISATION DE L'AGAR-AGAR | 38 |
| III-3-1-IDENTIFICATION ET DOSAGE DES FONCTIONS DE SURFACE PAR LA METHODE DE BOEHM | 38 |
| III-3-2-PH AU POINT ZERO CHARGE (pH_{pzc}) | 40 |
| III-3-3-INDICE IODIQUE | 41 |
| III-3-4-L'INDICE DE BLEU DE METHYLENE | 42 |
| III-3-5-L'INDICE DE PHENOL | 43 |
| CHAPITRE IV : RESULTATS ET DISCUSSION | 45 |
| INTRODUCTION | 45 |
| IV-1-CARACTERISATION DES LIXIVIATS | 45 |
| IV-1-1-Site d'étude | 45 |
| IV-1-2- Compagne d'échantillonnage | 46 |
| IV-1-3- Caractérisation des lixiviats d'EL HERIA | 46 |
| IV-1-4-Discussion | 47 |
| IV-2- TRAITEMENT DES LIXIVIATS PAR COAGULATION-FLOCCULATION | 49 |
| IV-2-1- L'influence de la dose du coagulant | 50 |
| IV-2-2- L'influence du pH sur la coagulation | 55 |
| IV-2-3- Effet du floculant sur la coagulation | 62 |
| IV-3- CARACTERISATION DU LIXIVIAT APRES TRAITEMENT | 68 |
| CONCLUSION GENERALE | 69 |

Liste des figures

| N° figure | Titre de figure | N° page |
|---------------------|--|---------|
| Chapitre II | | |
| Figure II-1 | Processus de coagulation, floculation et de décantation | 15 |
| Figure II-2 | Distribution ionique autour d'une particule colloïdale (d'après le modèle de Gouy-Chapman-Stern) | 18 |
| Figure II-3 | Variation du potentiel de répulsion en fonction de la distance qui sépare deux particules. | 19 |
| Figure II-4 | Représentation schématique de neutralisation des charges. | 20 |
| Figure II-5 | Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation | 20 |
| Figure II-6 | Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère. | 21 |
| Figure II-7 | Feuille de Moringa | 26 |
| Figure II-8 | Feuille de cactus | 27 |
| Chapitre III | | |
| Figure III-1 | Chlorure ferrique poudre | 30 |
| Figure III-2 | Agar-agar poudre. | 31 |
| Figure III-3 | Turbidimètre. | 32 |
| Figure III-4 | pH mètre avec thermomètre intégré. | 32 |
| Figure III-5 | pH mètre 3505 JANWAY | 33 |
| Figure III-6 | Conductimètre (HANNA instrument HI 8820 N). | 33 |
| Figure III-7 | Spectrophotomètre UV-1601. | 34 |
| Figure III-8 | Jar test (wisestir jar tester). | 35 |
| Figure III-9 | spectrophotomètre (HACH Lange DR 3900). | 36 |
| Figure III-10 | Réacteur CR1100. | 37 |
| Figure III-11 | Mesure de la DBO5. | 37 |
| Figure III-12 | Balayage pour déterminer la longueur d'onde de phénol. | 38 |
| Figure III-13 | Courbe d'étalonnage de phénol. | 38 |
| Figure III-14 | Détermination des fonctions basiques et acides de surface. | 40 |
| Figure III-15 | pH du point de charge zéro de l'agar-agar. | 41 |
| Figure III-16 | Indice d'iode | 42 |
| Figure III-17 | Indice de bleu de méthylène. | 43 |
| Figure III-18 | Indice de phénol. | 44 |
| Chapitre IV | | |
| Figure IV-1 | CET d'EL HERIA sur Google maps | 45 |
| Figure IV-2 | Lagune N°1 | 46 |
| Figure IV-3 | Lagune N°2 | 46 |
| Figure IV-4 | effet de la dose du coagulant sur la turbidité | 50 |
| Figure IV-5 | effet de la dose du coagulant sur le rendement | 51 |
| Figure IV-6 | effet de la dose du coagulant sur la DCO | 51 |
| Figure IV-7 | effet de la dose du coagulant sur le rendement | 52 |
| Figure IV-8 | effet de la dose du coagulant sur le pH | 53 |

| | | |
|--------------|---|----|
| Figure IV-9 | effet de la dose du coagulant sur la conductivité | 53 |
| Figure IV-10 | effet de la dose du coagulant sur le phénol | 54 |
| Figure IV-11 | Dégradation de la couleur après optimisation de la masse de FeCl ₃ | 55 |
| Figure IV-12 | Dégradation de la couleur après optimisation de la masse d'agar-agar | 55 |
| Figure IV-13 | effet du pH sur la turbidité | 56 |
| Figure IV-14 | effet du pH sur le rendement | 56 |
| Figure IV-15 | Diagramme de répartition des espèces de fer en fonction du pH | 57 |
| Figure IV-16 | effet du pH sur la DCO | 58 |
| Figure IV-17 | effet du pH sur le rendement | 59 |
| Figure IV-18 | effet du pH sur le Ph | 60 |
| Figure IV-19 | effet du pH sur la conductivité | 60 |
| Figure IV-20 | effet du pH sur le phénol | 61 |
| Figure IV-21 | Dégradation de la couleur en fonction du pH initiale pour le FeCl ₃ | 62 |
| Figure IV-22 | Dégradation de la couleur après optimisation de pH de l'agar-agar | 62 |
| Figure IV-23 | effet de la dose du flocculant sur la turbidité | 63 |
| Figure IV-24 | effet de la dose du flocculant sur le rendement | 64 |
| Figure IV-25 | effet de la dose du flocculant sur la DCO | 65 |
| Figure IV-26 | effet de la dose du flocculant sur le rendement | 65 |
| Figure IV-27 | effet de la dose de flocculant | 66 |
| Figure IV-28 | Dégradation de la couleur après l'optimisation de la masse de flocculant avec FeCl ₃ | 67 |
| Figure IV-29 | Dégradation de la couleur après l'optimisation de la dose de flocculant avec l'agar- agar | 67 |

Liste des tableaux

| N° figure | Titre de figure | N° page |
|---------------------|---|----------------|
| Chapitre I | | |
| Tableau I-1 | Caractéristiques principales des différents types de lixiviats. | 06 |
| Chapitre II | | |
| Tableau II-2 | Nature et la taille des particules polluantes dans l'eau | 16 |
| Tableau II-2 | Le temps de décantation naturelle de certaines particules | 16 |
| Chapitre III | | |
| Tableau III-1 | Détermination des fonctions de surface.: Détermination du pH _{pzc} . | 40 |
| Tableau III-2 | Capacité d'adsorption de bleu de méthylène. | 41 |
| Tableau III-3 | Caractérisation des lixiviats d'EL HERIA | 43 |
| Chapitre IV | | |
| Tableau IV-1 | valeurs des paramètres mesurés avant traitement | 47 |
| Tableau IV-2 | valeurs des paramètres mesurés avant traitement | 50 |
| Tableau IV-3 | Récapitulatif des résultats | 56 |
| Tableau IV-4 | valeurs des paramètres mesurés avant traitement | 62 |
| Tableau IV-5 | effet de la dose du flocculant sur la turbidité et le rendement | 63 |
| Tableau IV-6 | effet de la dose du flocculant sur la DCO et le rendement | 64 |
| Tableau IV-7 | variation de la concentration de phénol | 66 |
| Tableau IV-8 | Caractérisation des lixiviats après traitement | 67 |
| Tableau IV-9 | valeurs des paramètres mesurés avant traitement | 68 |

Liste des abréviations

| abréviation | Sens complet |
|--------------------|--|
| AGV | Acides Gras Volatils |
| CET | Centre d'enfouissement technique. |
| DBO | Demande Biochimique en Oxygène |
| DBO ₅ | Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours |
| DCO | Demande Chimique en Oxygène |
| MES | Matière en suspension |
| pH | Potentiel hydrogène |
| pH _{PZC} | Potentiel hydrogène au point zéro charge |



Introduction
générale

Introduction générale

Avec l'évolution démographique, l'urbanisation forcée et l'amélioration du niveau de vie de chaque pays, la quantité de déchets urbains produits ne cesse de croître. La gestion de ces déchets urbains est actuellement l'un des problèmes majeurs rencontrés surtout dans les pays en développement.

La mise en décharge est devenue le moyen le plus économique et donc le plus utilisé pour l'élimination des déchets non dangereux comparativement à d'autres méthodes. Cette dernière présente l'avantage d'éliminer d'importants volumes à des coûts raisonnables. Mais par contre, elle engendre des risques potentiels de dégradation de l'environnement. En effet et quelque soit son mode d'exploitation, une décharge peut être à l'origine de plusieurs sources de nuisances : dégagement d'odeurs, risques d'incendies, production de biogaz (CO_2 , CH_4) et surtout de lixiviat ou « jus de décharge ».

La principale source de pollution est néanmoins constituée par les lixiviats qui sont à l'origine de la contamination des sols, des eaux de surface et souterraines grâce à leurs charges polluantes élevées (matières organiques, minérales et pollution bactériologique marquée par le développement des bactéries, virus et algues). Ces jus, de décharge doivent subir un traitement d'épuration avant d'être rejetés vers le milieu naturel.

Des techniques nouvelles de traitement des lixiviats ont fait leurs apparitions telles que les procédés membranaires, les procédés biologiques et les procédés physico-chimiques. Toutefois, l'efficacité de ces processus à l'échelle industrielle est limitée, principalement à cause de la forte charge polluante des lixiviats concernés. Un prétraitement approprié est nécessaire pour surmonter ces limitations.

Parmi les procédés les plus utilisés, on cite l'opération de coagulation-floculation qui est le procédé par excellence pour l'élimination de matières en suspension. Les résultats sont toujours satisfaisants. Mais l'utilisation des réactifs chimiques comme le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique posent des inconvénients sur le plan environnemental et la santé humaine. Premièrement, ils génèrent des boues considérables contenant ces métaux qui doivent être gérés et traités avant de les rejeter dans l'environnement. Deuxièmement, leur utilisation génère inévitablement une accumulation des résidus métalliques, et enfin l'utilisation de ces coagulants conventionnels nous fait exposer au risque élevé des maladies d'Alzheimer.

Dans le cadre du développement social et humain et pour une vraie stratégie de développement durable de l'environnement; on doit rassembler nos efforts pour la valorisation des bio ressources.

En vue de la valorisation des ressources naturelle et l'élimination ou la diminution des sources de pollution à moindre coût et par des procédés simples utilisant des produits végétaux disponibles, nous avons travaillé sur le traitement des lixiviats en utilisant un coagulant naturel à savoir ; «l'agar-agar», qui semble utile dans le traitement physico-chimique « coagulation-floculation » des effluents liquides, vu ses propriétés.

L'objectif de notre travail est de caractériser les lixiviats issus de centre d'enfouissement technique d'EL HERIA de la région de Constantine et la mise en évidence de l'efficacité de ce nouveau coagulant naturel pour leur traitement.

Notre travail purement expérimental de mémoire de Master commence par une introduction générale et se subdivise en quatre chapitres :

- **Le premier chapitre :** comprend des généralités sur les CET et les méthodes de traitement des lixiviats.
- **Le deuxième chapitre :** est une revue bibliographique sur la technique de coagulation-floculation, et une synthèse des travaux de recherche réalisés dans ce domaine qui s'est vue importante afin d'avoir une idée sur les progrès et les nouveautés apportés à une telle thématique, et situer le travail proposé par rapport à ces derniers.
- **Le troisième chapitre :** est consacré aux matériels et méthodes d'analyses que nous avons utilisées et adoptées.
- **Le quatrième chapitre :** est un recueil de tous les résultats expérimentaux et leurs discussions.

Enfin, ce manuscrit est suivi d'une conclusion générale.

A detailed illustration of an unrolled scroll with a textured, aged parchment surface. The scroll is held in place by four wooden rollers at the corners. The text is centered on the scroll in a bold, red, serif font.

Chapitre I

**Généralités sur les CET et les méthodes de
traitement des lixiviats**

Chapitre I : Généralités sur les CET et les méthodes de traitement des lixiviats

I-1- Le centre d'enfouissement technique :

Un centre d'enfouissement technique (CET) est un ensemble composé de casiers, indépendants sur le plan hydraulique, ou chaque casier est considéré un site d'élimination des déchets par dépôt des déchets dans la terre (sous-sol), cette terre est protégée en assurant le drainage des lixiviats, «jus des déchets», dans des conduits vers des bassins spécifiques, qui a pour but aussi de protéger la nappe phréatique contre la contamination par la charge polluante (organique) contenue dans les lixiviats (1).

Il existe trois types de CET :

- **CET de classe I :** pour les déchets dangereux (ex : boues de station d'épuration industrielles, déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE),...)
- **CET de classe II :** pour les déchets ménagers et assimilés (ordures ménagères, encombrants, déchets verts, déchets industriels banals, etc.) regroupent les déchets d'activités économiques.
- **CET de classe III :** pour les déchets inertes qui sont principalement des déchets minéraux produits par l'activité de construction (BTP, industrie de fabrication de produits de construction : béton, tuiles et briques, agrégats d'enrobés, vitrage, etc.) (1).

Un centre d'enfouissement technique constitue un réacteur complexe avec des flux de solides, de liquides et de gaz. Les déchets, les lixiviats et les biogaz constituent les trois compartiments du système. Ils sont indissociables et interagissent tout au long de la dégradation des déchets (2).

I-2- LIXIVIATS DES CENTRES D'ENFUISSMENT DES DÉCHETS URBAINS :

I-2-1-définition :

La législation européenne définit le lixiviat comme étant « tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci ». Plus communément, le lixiviat provient de l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement en substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension.

La compréhension de la genèse des lixiviats implique non seulement la connaissance de la nature des déchets enfouis et le mode d'exploitation du centre de stockage des déchets (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage...) mais aussi l'étude des interactions

entre l'eau et les déchets. Les mécanismes de la genèse des lixiviats sont très complexes, ils sont de natures biologique et physico-chimique (3).

I -2-2-mécanisme de formation de lixiviats :

D'une manière générale, la formation du lixiviat à partir des déchets met en jeu une grande diversité de phénomènes, résultant essentiellement du mode d'exploitation des centres de stockage (hauteur de déchets, nature et qualité des déchets, surface exploitée, compactage, âge des déchets et de l'infiltration des eaux).

Ces différents phénomènes peuvent se répartir en deux catégories :

- **Les mécanismes physico-chimiques :** l'évolution du PH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydoréduction des solutions percolant à travers les déchets. Ces solutions mettent en œuvre des mécanismes chimiques de solubilisation, de complexation, d'oxydoréduction, d'adsorption, de neutralisation et de transfert de matière (4).
- **Les processus biologique :** les processus biologiques aérobies et anaérobies jouent un rôle prépondérant dans la genèse des lixiviats. En effet, les déchets enfouis servent de substrats aux micro-organismes hétérotrophes (bactéries, levures, champignons) responsables de la dégradation de la fraction organique fermentescible. Les effets de cette activité microbiologique peuvent être multiples, directs ou indirects et déclencher des phénomènes physico-chimiques secondaires. Il en résulte alors une modification des conditions du milieu (PH, température, potentiel d'oxydoréduction) (4).

I -2-3- phénomène mis en jeu lors de la production de lixiviat :

Il existe cinq étapes caractéristiques de l'évolution d'une décharge (5) :

– **L'hydrolyse :** les composés organiques complexes sont hydrolysés sous l'action d'enzymes extracellulaires produites par des microorganismes aérobies et aérobies facultatifs. Une fois la matière organique hydrolysée, les substances peuvent pénétrer à l'intérieur des cellules.

–**Dégradation aérobie :** étape de courte durée pendant laquelle les molécules hydrolysées sont utilisées par les bactéries aérobies. Ces réactions conduisent à l'épuisement rapide de l'oxygène des vides interstitiels et provoquent le passage en dégradation anaérobie.

–**L'acidogénèse :** la décharge entre progressivement en dégradation anaérobie. Les produits solubilisés au cours de l'étape précédente (sucres, acides aminés...) sont dégradés en alcools et en acides gras volatils. Le pH des lixiviats chute, ce qui provoque une solubilisation accrue des minéraux contenus dans les déchets.

–**L'acétogénèse :** les acides gras volatils sont transformés sous l'action de micro-organismes acétogénèse en acétates, hydrogène et bioxyde de carbone. Le pH du lixiviat augmente.

-La méthanogénèse : par biotransformation, l'acide acétique, l'acide formique, le méthanol, le dihydrogène et le CO₂ sont transformés en méthane.

Cette phase est suivie d'une maturation finale de la décharge (6). Les phénomènes de dégradation anaérobie disparaissent progressivement, la matière organique se stabilise, la production de gaz diminue et l'oxygène réapparaît dans le milieu. Les produits moins dégradables peuvent être métabolisés très lentement avec la production possible de molécules de haut poids moléculaire, de type substances humiques et fulviques.

I -2-4- Type des lixiviats :

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

I -2-4-1- Les lixiviats jeunes (<5 ans) :

Ces lixiviats se caractérisent par une charge organique élevée relativement biodégradable (seuil de biodégradabilité DBO₅/DCO>0.3) constituée principalement d'acides gras volatils. Ces lixiviats peuvent être chargés en métaux (jusqu'à 2 g/L) du fait de leur pH relativement bas (<6.5) (7).

I -2-4-2- Les lixiviats intermédiaires

Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue et les acides gras volatils se raréfient (20 à 30% de la charge du lixiviat) au profit de composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat. De ce fait, le pH est voisin de la neutralité et la charge en métaux devient négligeable. (7)

I -2-4-3- Les lixiviats stabilisés (> 10 ans)

Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement des substances humiques (acides fulviques et humiques) de hauts poids moléculaire (la DCO dépasse 3000 mg/L) qui sont réfractaires à la biodégradation (DBO₅/DCO < 0,1). Ces lixiviats stabilisés correspondent à la phase de maturation de la décharge (7).

Tableau I-3: Caractéristiques principales des différents types de lixiviats. (7)

| | Lixiviats Jeunes | Lixiviats Intermédiaires | Lixiviats stabilisés |
|---|-----------------------------|-------------------------------------|---------------------------------|
| Age de la décharge | < 5 ans | 5 à 10 ans | > 10 ans |
| PH | < 6,5 | 6,5 à 7,5 | > 7,5 |
| DCO (g/L) | 10 à 20 | 5 à 10 | < 5 |
| DBO₅/DCO (biodégradabilité) | >0,3 Bonne | 0,1 à 0,3 Assez faible | <0,1 Très faible |
| AGV* (%du COT) | > 70 | 5 à 30 | < 5 |

I -2-5-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 (8). Leur intensité gouverne 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.
- De la température. (9)

I -2-6- Caractéristique des lixiviats :

I -2-6-1- Paramètre physique :

➤ La température :

Il est important de connaître la température de l'eau avec une bonne précision. En effet, celle-ci joue un rôle dans la solubilité des sels et surtout des gaz, dans la dissociation des sels dissous donc sur la conductivité électrique, dans la détermination du pH, pour la connaissance de l'origine de l'eau et des mélanges éventuels,...etc (10).

➤ **La matière en suspension (MES) :**

La pollution particulaire est due à la présence des particules de grande taille, supérieure à $10\mu\text{m}$, en suspension dans l'eau, et que l'on peut assimiler aux matières en suspension (MES).

En fonction de la taille des particules, on distingue les matières grossières ou décantables (diamètre supérieur à $100\mu\text{m}$) et les matières en suspension. On peut également prendre en compte une partie des matières colloïdales, de dimension inférieure, qui constitue la limite entre la phase solide et la phase dissoute (entre 1 et $10^{-2}\mu\text{m}$) (10).

I -2-6-2-Paramètre organoleptique :

➤ **La 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 matières non dissoutes. Elle est causée, dans les eaux, par la présence de matières en suspension (MES) fines, comme les argiles, les limons, les grains de silice et les microorganismes. Une faible part de la turbidité peut être due également à la présence de la matière colloïdale d'origine organique ou minérale. Les unités utilisées pour exprimer la turbidité proviennent de la normalisation ASTM (American Society For Testing Material) qui considère que les trois unités suivantes sont comparables :

Unité JTU (Jackson Turbidity Unit) = unité FTU (Formazine Turbidity Unit) = unité NTU (Nephelometric Turbidity Unit) (11).

➤ **La couleur :**

Une eau pure observée sous une lumière transmise sur une profondeur de plusieurs mètres émet une couleur bleu clair car les longueurs d'ondes courtes sont peu absorbées alors que les grandes longueurs d'onde (rouge) sont absorbées très rapidement.

La coloration d'une eau est dite vraie ou réelle lorsqu'elle est due aux seules substances en solution. Elle est dite apparente quand les substances en suspension y ajoutent leur propre coloration (11).

I -2-6-3-Paramètre chimique :

➤ **Le potentiel hydrogène (pH) :**

L'acidité, la neutralité ou l'alcalinité d'une solution aqueuse peut s'exprimer par la concentration en H_3O^+ (noté H^+ pour simplifier). De manière à faciliter cette expression ; on utilise le logarithme décimal de l'inverse de la concentration en ion H^+ : c'est le pH (11).

pH = $\log(1/ [H^+])$

➤ **La conductivité :**

La conductivité est la propriété que possède une eau de favoriser le passage d'un courant électrique. Elle est due à la présence dans le milieu d'ions qui sont mobiles dans un champ électrique. Elle dépend de la nature de ces ions dissous et de leurs concentrations.

La conductivité électrique d'une eau est la conductivité d'une colonne d'eau comprise entre deux électrodes métalliques de 1cm^2 . L'unité de conductivité est le siemens par mètre (S/m) (10).

➤ **L'oxygène dissous :**

L'oxygène dissous est un composé essentiel de l'eau car il permet la vie de la faune et il conditionne les réactions biologiques qu'ont lieu dans les écosystèmes aquatiques.

La solubilité de l'oxygène dans l'eau dépend de différents facteurs, dont la température, la pression et la force ionique du milieu. La concentration en oxygène dissous est exprimée en $\text{mg O}_2.\text{l}^{-1}$ (11).

➤ **La demande chimique en oxygène (DCO) :**

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existantes dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présentes dans l'eau, quelles que soient leurs origines organiques ou minérales. La DCO est la concentration, exprimée en mg.L^{-1} . Sa valeur dépend des caractéristiques des matières présentes, de leurs proportions respectives et de leurs possibilités de l'oxydation. (12)

➤ **Nitrites :**

Les ions nitrites (NO_2^-) sont un stade intermédiaire entre l'ammonium (NH_4^+) et les ions nitrates (NO_3^-). Les bactéries nitrifiantes (nitrosomonas) transforment l'ammonium en nitrites. Cette opération, qui nécessite une forte consommation d'oxygène, est la nitritation. Les nitrites constituent un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. La toxicité augmente avec la température. (13)

➤ **Nitrates :**

Les nitrates (NO_3^-) constituent le stade final de l'oxydation de l'azote organique dans l'eau. Les bactéries nitrifiantes (nitrobacters) transforment les nitrites en nitrates. Ils ne sont pas toxiques; mais des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération algale qui contribue à l'eutrophisation du milieu.

➤ Les phosphores :

Le phosphore peut exister dans les eaux en solution ou en suspension, à l'état minéral ou organique. Les composés phosphorés qui, sans hydrolyse ou minéralisation, répondent au test spectrophotométrique sont considérés comme étant des orthophosphates. L'hydrolyse en milieu acide fait apparaître le phosphore hydrolysable et le phosphore organique. Chaque fraction (phosphore en solution ou en suspension) peut être séparée analytiquement en orthophosphates, phosphore hydrolysables et phosphore organique. Suivant les cas, la teneur en phosphates peut être exprimée en mg/L de PO_4 ou de P_2O_5 . (12)

I -2-6-4- Paramètres bactériologiques :

La détermination de la flore aérobie mésophile totale, des coliformes totaux, coliformes fécaux, staphylocoque, streptocoque, salmonelles et les shigelles, ainsi que certains pathogènes peuvent donner une indication sur les risques liés à l'utilisation de certains types d'eaux (14).

I -2-7-Types des polluants présents dans les lixiviats :**I -2-7-1-Acides gras :**

Les acides gras sont d'importants constituants du monde animal et végétal. Ils se répartissent en grandes familles selon le nombre de double liaisons éthyléniques qu'ils possèdent : les acides gras saturés (aucune double liaison) ramifiés ou non, monoinsaturés (une seule double liaison) et polyinsaturés (au moins deux doubles liaisons).

I -2-7-2-Composés ligno-cellulosiques :

Les composés ligno-cellulosiques (cellulose, hémicelluloses et lignine) retrouvés en décharge sont principalement dus aux 12 % de déchets verts (bois, herbe, feuilles) et aux 25% de papiers, cartons et journaux entreposés (15) . Leur présence est un très bon indicateur du règne végétal.

I -2-7-3-Composés associés aux matières plastiques :

Les matières plastiques se définissent comme le mélange d'un polymère (ou résine) et de divers additifs donnant un produit fini. Les déchets ménagers se composent d'environ 11% (poids humide) de matières plastiques particulièrement réfractaires à la dégradation en décharge (15). Cependant, l'appauvrissement en substrats et le lessivage permanent des déchets permettent tout de même la libération de certains constituants de ces matières.

Les plastifiants et les stabilisants sont les principaux composés ajoutés aux résines pour leur conférer diverses propriétés chimiques, physiques et mécaniques. Néanmoins, le

simple greffage de ces additifs sur la structure du polymère les rend potentiellement mobilisables et fait d'eux des polluants. Ces additifs peuvent donc être présents aussi dans les eaux naturelles. De la même manière, les lixiviats de décharges peuvent capter ces composés en lessivant les déchets.

I -2-7-4-Les phénols :

Les phénols sont principalement utilisés en tant qu'intermédiaires :

- Dans l'industrie des matières plastiques (résines phénoliques, bisphénol A...).
- Pour la fabrication de plastifiants, d'adhésifs, de durcisseurs, de dissolvants et d'isolants.

Ils sont également utilisés dans une moindre mesure en tant que composant dans les cosmétiques et les médicaments. Les phénols ont été identifiés dans plusieurs lixiviats (16) (17) (15).

I -2-7-5-Les pesticides :

Les pesticides sont utilisés en quantité considérable depuis plus d'un demi-siècle par l'agriculture intensive. On retrouve des résidus de pesticides partout même dans les lixiviats comme le lindane, le bentazone, le 2,6- dichlorobenzamide, l'atrazine (17)...

I -2-7-6-Les métaux lourds :

Plusieurs métaux lourds ont été identifiés dans les lixiviats à de faibles concentrations comme le Mg, Fe, As, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Ni et le Zn. Les métaux lourds existants dans les déchets migrent pendant plusieurs années dans les décharges (18). Cette capacité de migration peut être améliorée par la formation de complexes très stables avec la matière organique ainsi que la matière colloïdale existante dans les lixiviats (19) (20).

I -2-8-Impact du lixiviat sur l'environnement et la santé humaine :

L'eau traverse la couche de déchets va se charger en substances polluantes telles que la matière organique soluble résultant de l'activité biologique de la décharge, des constituants inorganiques comme les métaux lourds (provenant notamment des piles) et des germes qui peuvent être dangereux pour la santé et l'environnement.

➤ Sur l'environnement :

Les lixiviats sont chargés bactériologiquement et surtout chimiquement de substances tant minérales qu'organiques. Ils peuvent se mélanger aux eaux de surface comme aux eaux souterraines et donc constituer un élément polluant tant par leur aspect quantitatif que qualitatif.

Le plus grand risque lié à la production de lixiviats est la contamination de la nappe phréatique. Cela aurait pour conséquence de polluer les puits d'eau de consommation et donc de priver la population d'un élément vital à sa survie. Signalons également que la pollution des réserves d'eau potable par des micro-organismes pathogènes est susceptible de provoquer des épidémies. (21)

➤ **Sur la santé humaine :**

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

Les lixiviats peuvent également être absorbés par les plantes et entrer par ce canal dans la chaîne alimentaire. Des composés cancérigènes tels que le benzène et les chlorures de polyvinyle peuvent aussi être présents donc les risques sanitaires sont graves. (21)

I -2-9- Procédés de traitement lixiviat :

I -2-9-1- Méthodes biologique :

Grâce à sa fiabilité, sa simplicité et son rapport coût-efficacité élevé, le traitement biologique est couramment utilisé pour le traitement des lixiviats contenant des concentrations élevées de DBO (22) (23). La biodégradation des composés organiques est effectuée par le biais de micro-organismes pour donner du dioxyde de carbone et des boues, dans les conditions aérobies, et du biogaz (un mélange composé principalement de CO₂ et CH₄) dans les conditions anaérobies (24). Les traitements biologiques se sont révélés très efficaces pour éliminer les matières organiques et azotées des jeunes lixiviats lorsque le DBO/DCO a une valeur élevée (>0,3). Avec le temps, la présence importante de composés réfractaires (principalement des acides humiques et fulviques) tend à limiter l'efficacité du processus.

➤ **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) dans les stations d'épuration de type "boues activées". Les bactéries peuvent être libres (boue activée, lagunage) (25) (26) ou fixées (lit bactérien, filtres plantés, filtres à sable, bio-filtre) (27) 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 (28).
- La haute demande énergétique et l'excès de la production de boues (29).
- Une inhibition microbienne due à la haute teneur en azote ammoniacal (24).

➤ **Traitement anaérobies :**

Contrairement au traitement aérobie, la digestion anaérobie consomme peu d'énergie et produit très peu de matières solides. En outre, il est possible d'utiliser le CH₄ produit pour réchauffer le digesteur qui travaille habituellement à 35 °C. Le principal inconvénient de ce procédé est sa sensibilité aux substances toxiques (30).

I -2-9-2- Méthodes membranaires:

I -2-9-2-1- La nanofiltration :

En raison de ses propriétés uniques entre l'ultrafiltration et l'osmose inverse, la nanofiltration a montré ses preuves dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds provenant des lixiviats (31) (32). Ce procédé a la capacité d'éliminer les particules d'un poids moléculaire supérieur à 300 Da ainsi que les substances inorganiques par le biais des interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. La nanofiltration utilise généralement des membranes en polymère moléculaire de coupure entre 200 et 2000Da (33). Elle a été utilisée en combinaison avec des méthodes physiques et il s'est avéré que les résultats obtenus sont satisfaisants. En effet, le taux d'abattement de la DCO obtenu est de l'ordre de 70-80% (34). Toutefois, la réussite de la technologie des membranes nécessite un bon contrôle contre le colmatage. En effet, lors du traitement des lixiviats, les composés présents dans la matrice comme la matière organique et inorganique dissoute et les particules en suspension peuvent colmater la membrane.

I -2-9-2-2- L'osmose inverse :

L'osmose inverse semble être l'une des méthodes les plus prometteuses 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 (35) (36). Les taux d'abattement de la DCO et des métaux lourds peuvent atteindre les 99%.

En dépit de ses avantages, l'osmose inverse présente plusieurs inconvénients qui sont : la faible rétention des petites molécules qui passent à travers la membrane et la possibilité de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane (37).

Autre limitation de l'osmose inverse est la forte consommation d'énergie. Peters (38) a précisé que le coût de la consommation d'énergie représentait environ 60-80% du coût de traitement.

I -2-9-3- Les méthodes physico-chimiques:

I -2-9-3-1- Précipitation chimique :

Grâce à son efficacité, sa simplicité et les équipements peu coûteux utilisés, la précipitation chimique a été utilisée pour l'élimination des composés organiques bio-récalcitrants, de l'azote ammoniacal et des métaux lourds à partir des lixiviats (39) (40) (41). Au cours de la précipitation chimique, les ions dissous dans la solution se transforment en composés insolubles par des réactions chimiques. De la même manière, les métaux présents dans la solution précipitent sous forme d'hydroxydes. La struvite (phosphate d'ammonium magnésien (MAP)) ou la chaux sont généralement employées comme précipitant en fonction de la nature de la cible ($\text{NH}_3\text{-N}$ ou métaux lourds).

Les inconvénients de la précipitation chimique sont : la forte dose de précipitant nécessaire, la sensibilité du processus au pH, la production de boues et la nécessité de poursuivre l'élimination des boues (42).

I -2-9-3-2- 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 (43). Cependant, jusqu'à ce jour, très peu d'études ont été consacrées à l'application de la flottation pour le traitement des lixiviats. Récemment, Zouboulis et al. (44) ont étudié l'utilisation d'une colonne de flottation comme une étape de post-traitement pour éliminer l'acide humique résiduel (composés non biodégradables) des lixiviats de décharges. Sous les conditions optimales, près de 60% d'acide humique a été éliminé.

I -2-9-3-3- Adsorption :

L'adsorption des polluants sur charbon actif, en colonne (45) (46) (47), 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 (47) (48) (49) Rodriguez et al. (50) ont étudié l'efficacité de

différentes résines pour l'élimination de la matière organique bio-récalcitrante et ont montré que le charbon actif présente la plus forte capacité d'adsorption.

Les principaux inconvénients de ce procédé sont la nécessité de régénérer fréquemment les colonnes ainsi que la forte consommation de charbon actif (51).

I -2-9-3-4- Coagulation-Floculation :

La coagulation-floculation a été utilisée pour éliminer les composés organiques non biodégradables et les métaux lourds du lixiviat de décharge. Ainsi, la coagulation-floculation a été proposée principalement comme méthode de prétraitement pour les lixiviats frais ou comme technique de post-traitement pour les lixiviats partiellement stabilisés. Le processus de coagulation déstabilise les particules colloïdales par l'addition d'un agent coagulant. La coagulation est généralement suivie d'une floculation des particules instables en flocons volumineux pour faciliter leur fixation. Cette technique facilite l'élimination des solides en suspension et des particules colloïdales d'une solution (52).

A detailed illustration of an unrolled scroll with a textured, aged appearance. The scroll is held open by four wooden rollers, one at each corner. The text is centered on the scroll in a bold, red, serif font.

Chapitre II

La coagulation-Floculation

Chapitre II : La coagulation-Floculation

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. Ces colloïdes sont généralement chargés négativement et se repoussent mutuellement.

II-1- La coagulation :

La coagulation est la neutralisation de la charge superficielle négative, par l'ajout des cations qui forment une couche autour du colloïde favorisant le rapprochement des particules.

La compréhension de ce phénomène nécessite une connaissance approfondie de l'état colloïdal, de la structure chimique des coagulants utilisés ainsi que leur mode d'action (53) (54).

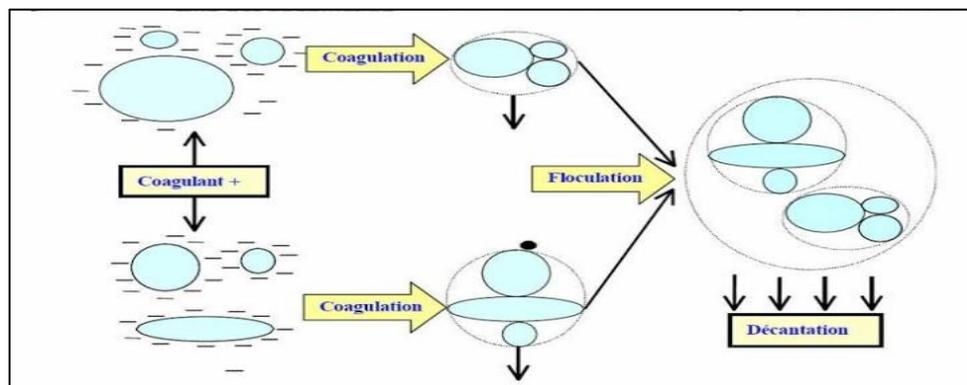


Figure II-1 : Processus de coagulation, floculation et de décantation

II-1-1- Caractéristique des matières polluantes à éliminer :

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.

II-1-1-1- Les matières en suspension :

Elles sont des matières d'origine organique (débris d'animaux et de végétaux) ou minérale (sables, limons,...). Elles représentent la DCO, la DBO₅, de l'azote de kjeldahl et du phosphore total, sa taille varie de 1µm à 1mm et plus (55).

II-1-1-2- Les matières colloïdales :

Elles sont de même d'origine que les matières en suspension. Elle représente une fraction (fraction colloïdale) de la DCO, de la DBO₅, de l'azote de kjeldahl et du phosphore total non particulaire, sa taille varie de 50 à 500 nm. La décantation naturelle de ces matières est extrêmement lente, puisqu'on estime qu'il faut de 2 à 200 ans (extrapolation) pour sédimenter dans une colonne de 1 mètre d'eau. Il faudra donc provoquer leur insolubilisation pour pouvoir les éliminer par décantation (55).

II-1-1-3- Les matières dissoutes :

Elles sont d'origine organique (la matière vivante, polymères, ...etc.) ou minérales (phosphore, azote,...etc). Elles représentent la fraction dissoute de la DCO, de la DBO₅, de l'azote kjeldahl du phosphore total. Sa taille varie de 0.5 à 100 nm pour les matières organiques et de 0.1 à 1 nm pour les minéraux. La décantabilité naturelle de ces matières est nulle, on comptera donc sur le réactif chimique pour la favoriser leur passage de la phase dissoute à la phase gazeuse ou pour favoriser leur passage de la phase dissoute à la phase insoluble (55).

Tableau II-1: Nature et la taille des particules polluantes dans l'eau (55)

| Diamètre des particules (micromètre) | Etat | Exemple |
|---|---------------------|--|
| <0.001 | Etat dissous | Matière vivante, polymère |
| 0.001 à 1 | Etat colloïdal | Oxydes et hydroxydes, Argile huiles et graisses, Bactéries |
| >1 | Solides décantables | Limon, Sables, pollen |

Tableau II-2: Le temps de décantation naturelle de certaines particules (55)

| Type | Diamètre des particules (micromètre) | Temps de décantation |
|-------------------------|---|-----------------------------|
| Gravier | 10000 | 1 s |
| Sables grossiers | 1000 | 10 s |
| Sables fins | 100 | 2 min |
| Argile | 10 | 2 h |
| Bactéries | 1 | 8 j |
| Colloïdes | 0.1 à 0.001 | 2 à 200 ans |

Pour leur étude, les colloïdes sont classés, arbitrairement, en deux groupes principaux :

- **Les colloïdes hydrophiles :** ils proviennent de substances solubles présentant une affinité pour l'eau, et qui adsorbent une couche d'eau liée, protectrice. Dans ce groupe se trouvent les protéines, les carbohydrates et, d'une façon générale, les produits organiques.
- **Les colloïdes hydrophobes :** généralement plus gros et n'ont pas de couche protectrice. Ils proviennent de substances peu ou pas soluble tels que les métaux. Plus généralement, ce sont des produits minéraux (55).

II-2- La théorie de double couche :

Pour expliquer la grande stabilité des colloïdes, on fera appel à la théorie de la double couche électrique émis en 1879 par HELTMOLTZ et développées ensuite par plusieurs chercheurs dont STERN et GOUY (56) (57) (58).

Elle se résume ainsi :

- **Théorie de Helmholtz :** une couche d'ion positif recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée) (11) (59).
- **Théorie de Gouy Chapman :** la couche d'ion positif est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse) (11).
- **La théorie de Stern :** est un compromis des deux précédentes. 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 (11) (59).

Un colloïde caractérise par deux potentiels :

- **Potentiel thermodynamique :** appelé potentiel de Nernst présent à la surface même du colloïde (60).
- **Potentiel électrocinétique :** ce potentiel mesuré au plan de cisaillement est appelée potentiel de Zêta (60).

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 (60).

Pour une particule hydrophobe ce plan est situé à la limite de la couche liée, alors que pour une particule hydrophile, il est situé à la limite extérieure de la couche d'eau liée à la particule (61).

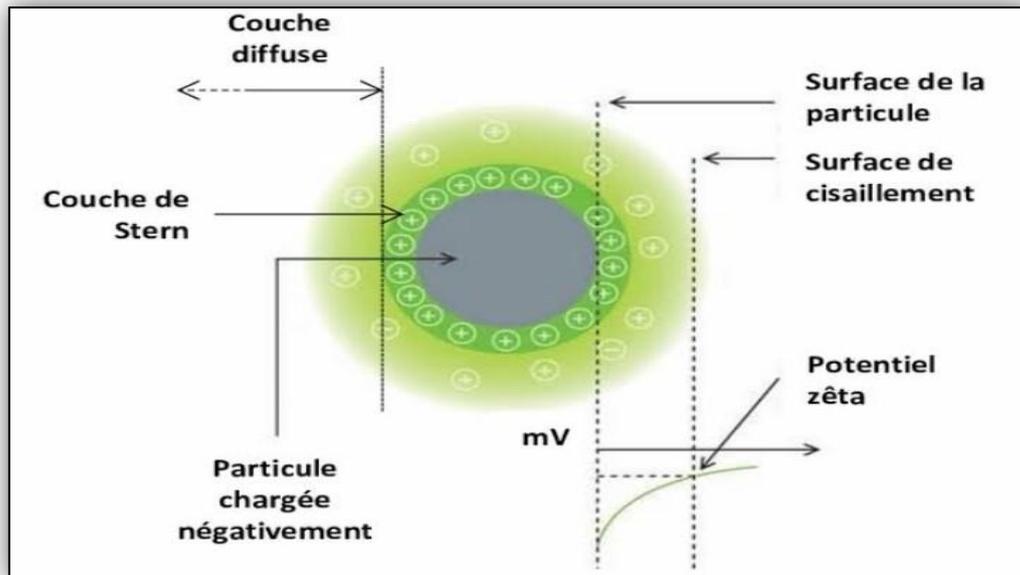


Figure II-2: Distribution ionique autour d'une particule colloïdale (d'après le modèle de Gouy-Chapman-Stern)

II-3- Potentiel Zêta :

Le potentiel Zêta se situe à la limite extérieure de la couche liée. Ce potentiel est responsable du comportement électrocinétique de la particule colloïdale dû à la charge effective de l'ensemble particule-double couche. Quand la charge effective diminue, le potentiel Zêta et la stabilité diminuent. L'annulation du potentiel Zêta est l'objectif de la coagulation. Cela permet de déstabiliser les particules et de favoriser leur agglomération.

Pour mesurer la puissance de charge de la particule, on utilise un Zétamètre. Cet appareil permet d'évaluer la charge des particules grâce à la mesure du potentiel Zêta qui régit la manière dont les colloïdes se déplacent et interagissent.

II-4- Les modes de déstabilisation des particules :

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

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

II-4-1- Compression de la double couche :

Lorsqu'on rapproche deux particules colloïdales semblables, leur couches diffuses interagissent et génèrent une force de répulsion. La (figure II-3) illustre la variation du potentiel de répulsion, E_r , en fonction de la distance qui sépare deux particules.

Il existe par ailleurs un potentiel d'attraction, ou force d'attraction, E_a , entre les particules. Ces forces, appelées de van der Waals, dépendent des atomes qui constituent les particules et la densité de ces dernières.

Pour réduire le potentiel de répulsion entre les particules, on peut augmenter la force ionique de la solution. On a observé que l'addition d'ions de charges opposées à la charge initiale était d'autant plus efficace que la charge de ces ions était élevée. Ainsi, les concentrations de Na^+ , Ca^{+2} , Al^{3+} requises pour déstabiliser une suspension de particules colloïdales négatives varient approximativement dans des rapports de 1, 10^{-2} , 10^{-3} . Par ailleurs, en augmentant la force ionique d'une eau, on comprime la couche diffuse vers la particule. Dans la zone située près de la particule, les forces de van der Waals sont alors importantes pour neutraliser la force de répulsion.

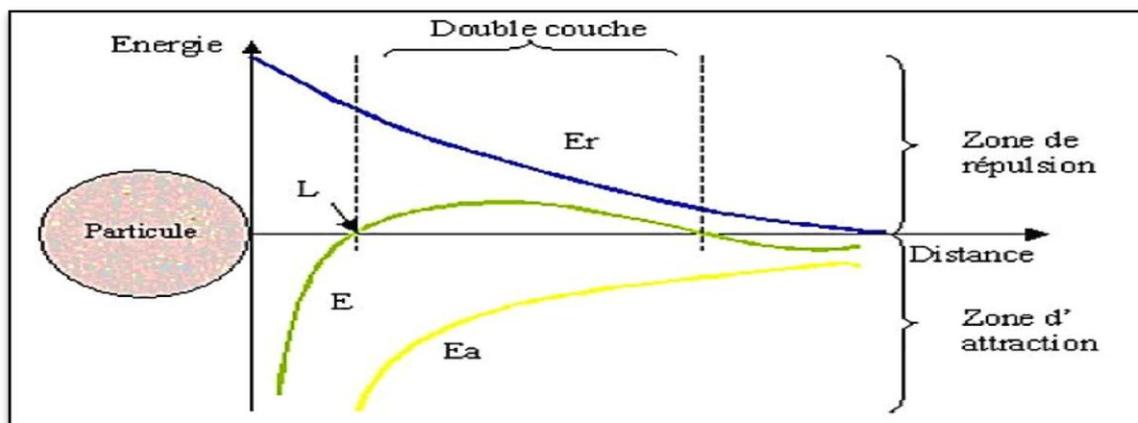


Figure II-3: Variation du potentiel de répulsion en fonction de la distance qui sépare deux particules (62).

II-4-2- Adsorption et neutralisation des charges :

On peut toutefois expliquer la restabilisation des particules colloïdales en posant l'hypothèse que des charges issues d'un surplus de coagulant sont adsorbées à la surface des particules. Les particules colloïdales ainsi restabilisées possèdent alors une charge inversée, ce qui est contraire au but recherché (62).

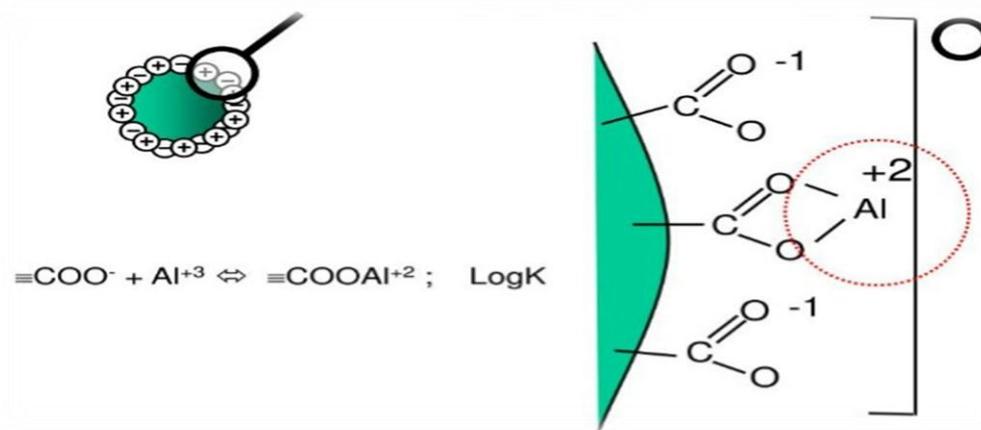


Figure II-4 : Représentation schématique de neutralisation des charges.

II-4-3- Emprisonnement des particules dans un précipité :

Pour déstabiliser les particules colloïdales, on peut en outre les emprisonner dans une particule de floc. Lorsqu'on ajoute en quantité suffisante des coagulants, habituellement des sels de métaux trivalents $Al_2(SO_4)_3$ 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 $Al(OH)_3$ ou de $Fe(OH)_3$, possède habituellement une charge positive. La présence de certains anions de particules colloïdales accélère la formation du précipité. Les particules colloïdales entraînent une relation inverse entre la turbidité et la quantité du coagulant requise. En d'autres mots, une concentration importante de particules en suspension peut entraîner une diminution de la quantité de coagulant nécessaire (62).

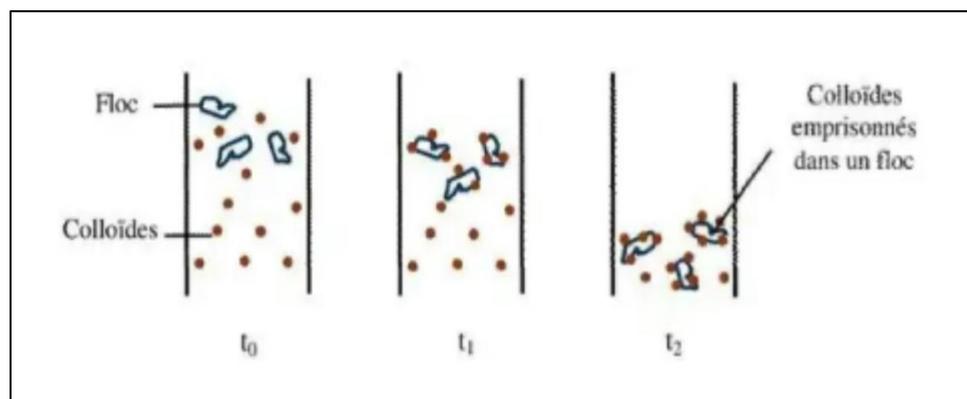


Figure II-5 : Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation

II-4-4- Adsorption et pontage :

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 polymères, très longues, contiennent des groupes chimiques qui peuvent

adsorber des particules colloïdales. La molécule de polymère peut ainsi adsorber une particule colloïdale à une de ses extrémités alors que d'autres sites sont libres pour adsorber d'autres particules. On dit alors que les molécules de polymère forment des ponts entre les particules colloïdales. Il peut y avoir restabilisation de la suspension, restabilisation imputable à une concentration excessive de polymère. Dans ces conditions, les sites libres de plusieurs molécules de polymères s'accrochent à une même particule colloïdale. Cet ensemble particule-molécules de polymère ne peut plus par la suite adsorber d'autres particules colloïdales, ce qui est encore contraire au but recherché (62).

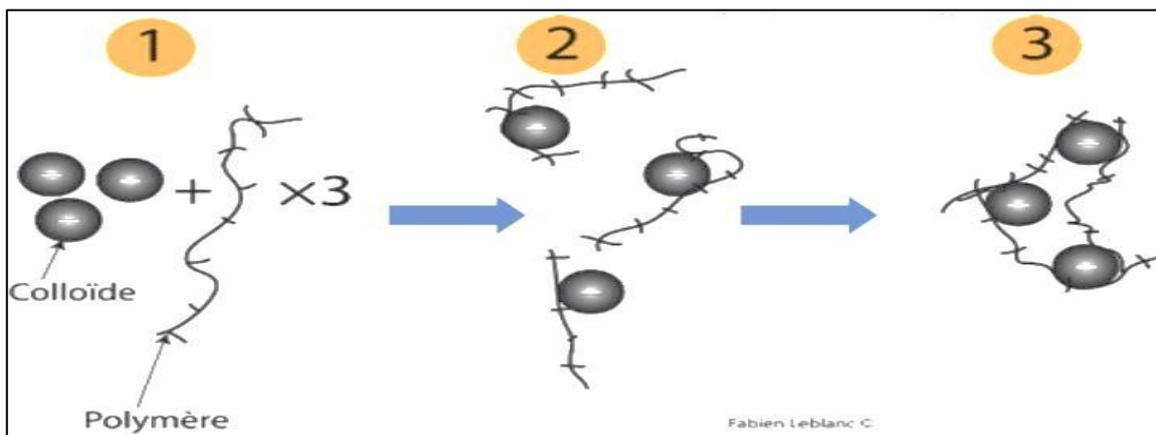


Figure II-6: Adsorption et pontage à l'aide d'un polymère.

II-5- Les principaux coagulants utilisés :

Les coagulants sont des produits capables de neutraliser les charges des colloïdes présents dans l'eau. Le choix du coagulant pour le traitement de l'eau de consommation doit tenir compte de l'innocuité du produit, de son efficacité et de son coût (63) (64) (65).

Les coagulants principalement utilisés sont à base de sels d'aluminium ou de fer :

II-5-1-Sels d'aluminium :

- Sulfate d'aluminium : $Al_2(SO_4)_3 + 6HCO_3^- \rightarrow 2Al(OH)_3 \downarrow + 3SO_4^{2-} + 6CO_2$
- Alumine de sodium : $NaAlO_2 + Ca(HCO_3)_2 + H_2O \rightarrow Al(OH)_3 + CaCO_3 + CO_2$
- Chlorure d'aluminium : $2AlCl_3 + 3Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2Al(OH)_3 + 3CaCl_2 + 6CO_2$

II-5-2-Sels de fer :

- Sulfate ferrique : $Fe_2(SO_4)_3 + Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2Fe(OH)_3 + 3CaSO_4 + 6CO_2$
- Chlorure ferrique : $2FeCl_3 + 3Ca(HCO_3)_2 \rightarrow 2Fe(OH)_3 + 3CaCl_2 + 6CO_2$
- Sulfate ferreux : $Fe_2(SO_4)_3 + Ca(HCO_3)_2 \rightarrow Fe(OH)_2 + CaSO_4 + 2CO_2$

II-6- Facteurs influençant la coagulation :

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables comme le pH, les sels dissous, la température de l'eau, la nature du coagulant utilisé, les conditions de mélange, la turbidité et la couleur. Ces derniers interagissent entre eux en donnant lieu à des interactions complexes, qui interdisent actuellement toute approche théorique permettant de prédire quelle sont les concentrations optimales de coagulants.

II-6-1-Influence de la température :

Nous savons qu'une baisse de température ralentit la cinétique des réactions chimiques. L'équation d'Arrhenius décrit bien l'effet de la température sur les constantes cinétiques (66). Une baisse de température se traduit par une réduction de la constante de vitesse k :

$$K=A e^{-\frac{E_a}{RT}}$$

Où :

A : constante de réaction propre aux produits concentrés.

E_a : énergie d'activation.

R : constante des gaz parfaits.

T : température.

Les premières études sur la coagulation-floculation en eau froide remontent à près de cinquante ans, en effet, (67) expliquent le problème en eau froide de deux façons :

- 1) La solubilité des coagulants est plus faible.
- 2) L'augmentation de la viscosité de l'eau ralentit la décantation des floes.

II-6-2-Influence du pH :

Le pH est le facteur le plus important. Il faut toujours le prendre en considération au moment de la coagulation pour chaque eau. Il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation a lieu rapidement, plage qui fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et la composition de l'eau à traiter. Lorsque la coagulation se produit hors de cette plage optimale, il faut soit augmenter la quantité de coagulant, soit de se contenter d'une eau de moins bonne qualité (62).

II-6-3- Influence des sels dissous :

Dans la coagulation et la floculation, les sels dissous dans une eau modifient la plage de pH optimale, le temps, la quantité de coagulant, la quantité de floculant et aussi la nature des boues produites (62).

II-6-4- Vitesse et temps 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

II-6-5- Influence de la dose de coagulant :

La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. Une surdose de polymère produit inévitablement une restabilisation des particules colloïdales qui sont susceptibles de la charge de surface. Aussi les sites d'adsorption des particules colloïdales ne seraient plus disponibles pour la formation des ponts interparticulaires (68).

Un traitement avec une coagulation mal ajusté peut donc conduire à une dégradation rapide de la qualité de l'eau et à des dépenses d'exploitation non justifiées. Bien souvent, la dose de coagulant conditionne le fonctionnement des ouvrages de séparation et il se trouve tout simplement impossible de réaliser la clarification si cette dose est mal ajustée (68).

II-7- La floculation :

La floculation est le phénomène de formation de flocons de taille plus importante (agglomération des colloïdes déchargés dans un réseau tridimensionnel). Pour cela on utilise des floculants ou adjuvants de floculation. Contrairement à l'étape de coagulation, la floculation nécessite une agitation lente (63) (64) (65).

Les floculants ou adjuvants sont, dans leur grande majorité, des polymères de poids moléculaires très élevé. Ils peuvent être de nature minérale, organique naturelle ou organique de synthèse (63) (64) (65).

La floculation a justement pour but d'augmenter la probabilité de contact des particules, ces collisions sont provoquées par la différence de vitesse entre ces particules, qui peut être imputable :

- a) Au mouvement brownien des particules (floculation péricinétique).
- b) Au déplacement d'une partie du fluide (floculation orthocinétique) (62).

❖ Floculation péricinétique :

En cas de floculation péricinétique, F_p , les contacts entre particules sont causés par le mouvement aléatoire de celles-ci, dit mouvement brownien. N peut exprimer le taux de variation de la concentration des particules à l'aide de l'équation suivante (62):

$$F_p = \frac{dN}{dt} = -\frac{4\Gamma N\Theta}{3\eta}$$

Où :

N : concentration totale des particules en suspension au temps t (nombre de particules).

Γ : facteur qui rend compte de l'efficacité des collisions (nombre de collision effective/ nombre de collision totales, une collision effective étant une collision qui entraîne l'agrégation des deux particules).

K : constante de Boltzmann ($1,38.10^{-23} \text{J.K}^{-1}$).

Θ : température absolue (k).

η : viscosité dynamique de l'eau (pa.s).

❖ Floculation orthocinétique :

On appelle floculation orthocinétique, F_0 , la floculation provoquée par l'agitation de l'eau. L'agitation facilite l'agrégation en augmentant la probabilité des collisions entre les particules. La vitesse du fluide varie dans l'espace et dans le temps. On caractérise la variation de la vitesse du fluide dans l'espace à l'aide d'un gradient de vitesse, G. on peut alors décrire le taux de la floculation à l'aide de l'équation suivante :

$$F_0 = \frac{dN}{dt} = -\frac{2\Gamma G d^3 N^2}{3}$$

Où :

d : diamètre des particules (m).

G : gradient de vitesse (S^{-1}).

II-7-1- Les floculants :

Les floculants sont des composés agissant par pontage. Il s'agit de polymères à haut poids moléculaire présentant des groupes réactionnels de charge inverse de celle de la suspension à traiter. On distingue des floculants naturels et synthétiques.

II-7-1-1- Les floculants minéraux :

Le principal agent floculant d'origine minérale employé dans le domaine du traitement des eaux est la silice activée. Ce composé offre de bons rendements lorsqu'il est associé au sulfate d'aluminium en eau froide. Un inconvénient accompagne l'utilisation de la silice, elle doit être préparée juste avant son utilisation, vu sa faible stabilité (69).

II-7-1-2- Les polymères d'origine biologique :

- **Alginates** : Les alginates de sodium sont extraits de l'acide alginique, un composé provenant d'algues marines. Ces produits sont particulièrement employés en combinaison avec les sels ferriques, mais peuvent donner de bons résultats avec les sels d'aluminium (69).

- **Amidons** : obtenus de la pomme de terre, du tapioca ou d'autres végétaux, ces polymères de glucopyranose non linéaires ramifiés sont utilisés de préférence avec les sels d'aluminium. Une fois dilués leur biodégradation peut-être rapide (69).
- **Autre composés** : plusieurs polysaccharides naturels ont des propriétés floculantes (cellulose, gommés, tanins, xanthanes), mais ils sont très peu utilisés dans le traitement des eaux.

II-8- Les inconvénients des coagulants et floculants chimiques :

Plusieurs avantages et inconvénients accompagnent l'utilisation des agents chimiques les plus utilisés tel que les sels d'aluminium et fer (70) (71). Il faut noter que ces sels métalliques peuvent être utilisés seuls ou combinés. Généralement, on les utilise avec un floculant afin d'augmenter l'efficacité du procédé.

Les inconvénients des coagulants chimiques sont :

- Puisque il y'a plusieurs réactions en compétition dans ce type de système chimique et plusieurs degrés d'alcalinité en plus des autres facteurs influençant le procédé, il est particulièrement difficile d'établir les bons dosages. Beaucoup d'essais à l'échelle laboratoire sont donc nécessaires pour trouver un traitement optimal. Une surdose de coagulant chimique peut diminuer l'efficacité du système ;

- Les coagulants utilisés sont souvent corrosifs, des normes de sécurité doivent être respectées afin que les travailleurs manipulent ces substances avec précaution ;

- La présence d'aluminium résiduel peut entraîner des problèmes importants pour la santé comme l'Alzheimer et autres pathologies de ce genre. Il est donc toxique pour les écosystèmes. Le fer aussi est toxique pour la faune. Cette toxicité génère plusieurs inquiétudes au niveau du grand public ;

- L'utilisation de l'aluminium à cause de son interaction avec les substances alcalines provoque une réduction importante du pH ;

- En eau froide, le processus est peu efficace ;

II-9- Les coagulants et floculants naturels :

L'utilisation des agents chimiques comme coagulants présentent plusieurs inconvénients sur la santé humaine et l'environnement. Cela a donc poussé les chercheurs à investiguer la possibilité d'utiliser des composés d'origine naturelle pour réaliser le procédé de coagulation floculation.

Afin d'essayer de minimiser aux problèmes engendrés par les coagulant et floculants chimiques, les recherches en cours portent principalement sur ceux qui sont d'origine végétale (Moringaoleifera, indupa...) et les polymères d'origine animale (chitine, chitosane).

II-9-1- Extrait de graines de MoringaOleifera :

Le MoringaOleifera, ou «arbre miracle » est originaire de l'Inde, dans les vallées au sud de l'Himalaya. Aujourd'hui, on le retrouve tout le long de la zone tropicale et subtropicale.

Moringa est plein de nutriments et de vitamines A et C, un complexe de vitamines B, du fer, du calcium, des protéines, du zinc, du sélénium ; c'est un phénomène assez rare pour une plante.

Les graines du MoringaOleifera, une fois transformées en poudre, deviennent un floculant naturel qui peut clarifier les eaux troubles, dissipant de ce fait 90 à 99% des bactéries. En effet, il a été démontré que ce mélange de graines constitue un coagulant de premier ordre pour le traitement de l'eau des rivières possédant un haut niveau de matière solide en suspension. (>100 NTU). Le mélange de graines broyées peut être préparé à partir des graines mais aussi des résidus pressés (tourteaux) obtenus lors de l'extraction de l'huile des graines (72).



Figure II-7: Feuilles de Moringa

II-9-2- Extrait de Cactus :

Plantes originaires du Mexique et du sud des États-Unis, les cactus sont des plantes succulentes. Ce sont des plantes qui se sont adaptées aux conditions extrêmes du désert et qui stockent dans leurs tissus des réserves de sucre ou de liquides pour faire face aux périodes de sécheresse plusieurs études ont montré que le cactus peut être utilisé comme adjuvant de la coagulation et floculant naturel biodégradable pour le traitement des rejets liquides industriels. Il peut remplacer donc certains coagulants inorganiques largement appliqués et ayant des inconvénients sur l'environnement et en particulier sur la santé humaine (73).



Figure II-8: Feuille de cactus

II-9-3-Chitosane :

Le chitosane est un polysaccharide provenant de la désacétylation de la chitine, un composé grandement similaire à la cellulose. On retrouve la chitine dans plusieurs écosystèmes puisqu'elle est une composante fondamentale de l'exosquelette des invertébrés marins (crabe, crevette, homard,...etc.) et des insectes. Après la cellulose, la chitine c'est le composé organique le plus abondant dans la nature.

Plusieurs études démontrent que le chitosane est un agent coagulant et flocculant efficace dans le traitement des eaux usées industrielles (production de volailles, d'œufs, de fromage, de viande, de gâteaux aux fruits, de fruits de mer, etc.). Des réductions de 70 à 98 % de la teneur en MES et de 55 à 80 % la demande chimique en oxygène (DCO) ont été observées pour ces eaux usées. Le chitosane peut être utilisé seul ou en combinaison avec d'autres coagulants, tels les sels métalliques d'aluminium ou de fer (74).

II-10- Revue bibliographiques sur les travaux réalisés avec des biomatériaux:

❖ Substitution des flocculants chimiques par le cactus dans le procédé de traitement par coagulation-floculation des rejets industriels de textile (75):

A. Abid et A. Zouhri et al se sont intéressés à la valorisation de jus de cactus (*Opuntia ficus indica*) en tant que substance naturelle utilisée dans ce genre de traitement. Le procédé coagulation-floculation a été choisi pour introduire le jus de cactus comme un flocculant biodégradable (bio-flocculant) pour le traitement des eaux chargées en colorant. Le traitement a été réalisé en deux étapes principales. L'ajustement de pH avec la chaux et/ou l'acide sulfurique puis la floculation avec le jus de cactus. Les paramètres qui ont été étudiés au cours de ce travail sont le pH, la turbidité, la DCO et l'absorbance des colorants de rejets textiles. Les résultats obtenus ont permis d'obtenir un taux d'élimination des colorants de 90%, un pourcentage d'abattement de la turbidité de 97 % et une élimination de DCO d'ordre 66 %.

❖ **PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU D'OPKARA TRAITEE PAR LES GRAINES DE *MORINGA OLEIFERA* (76) :**

Jacques K. Fatombi, Roger Gérard Jossé, et al avaient pour objectif de mettre au point une technologie simple et endogène de traitement des eaux brutes en vue de les rendre potables.

Les échantillons d'eau du fleuve Okpara ont été traités par la poudre de graines de *Moringaoleifera*. Pour deux différents échantillons d'eau brute de turbidités respectives 57,50 NTU et 6,23 NTU traités, les doses optimales du coagulant naturel sont respectivement de 150 mg/L et 160 mg/L du coagulant naturel avec des turbidités résiduelles correspondantes 1,67 NTU et 2,38 NTU pour les eaux filtrées. Ils ont observé une réduction de 99 % environ des concentrations du fer, du cuivre, d'aluminium et du plomb dans l'eau filtrée par rapport à leur concentration dans l'eau brute. L'eau obtenue après ce traitement a des caractéristiques physico-chimiques d'une eau potable.

❖ **TRAITEMENT DES EAUX DE SURFACE PAR LES COAGULANTS A BASE DE COCO (77):**

Jacques K. Fatombi, Roger Gérard Jossé, et al ont essayé de clarifier les échantillons d'eau de surface par les coagulants à base de coco. Pour une eau brute de turbidité 32 NTU, les doses efficaces minimales obtenues sont de 5ml/L pour le lait de coco et 22,5 ml/L pour l'eau de coco avec des turbidités résiduelles respectives de 2 NTU et 7,56 NTU. Les tourteaux de coco à 220 mg/L ont donné une turbidité résiduelle de 2,98 NTU pour une eau brute de turbidité 7,43 NTU. L'analyse physicochimique et bactériologique des eaux traitées par le lait de coco a révélé que le traitement n'a aucune influence sur la température, le pH, la conductivité mais fait augmenter légèrement la dureté et l'indice de permanganate. De plus, la diminution de la turbidité s'accompagne d'une réduction de 90 à 98 % des bactéries (coliformes fécaux, *Escherichia coli*, *Streptocoques* fécaux et spores de *Clostridium* sulfito-réducteurs).

❖ **Evaluation de la pollution des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement (78):**

R.Lessoued, F.Souahi. et al se sont intéressés au traitement des lixiviats générées par le site d'enfouissement d'Ouled Fayet. Les lixiviats générés par ces décharges d'ordures ménagères, sont de variables compositions. Selon la saison, la pluviométrie et le type de déchets solides, ils peuvent avoir des propriétés biologiques et chimiques très différentes.

L'objectif principal de cette étude était d'analyser les lixiviats et essayer de les traiter par la bentonite de Maghnia pour diverses raisons d'efficacité, de disponibilité et de faible coût.

❖ ELIMINATION DES COMPOSES ORGANIQUE PHENOLIQUES PAR COAGULATION-FLOCCULATION AU SULFATE D'ALUMINIUM (79):

HECINI L., ACHOUR S. et al avaient pour objectif d'observer l'efficacité de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium sur l'élimination de composés organiques à fonctions phénoliques (phénol et catéchol). Les essais de Jar-Test ont été réalisés sur des composés phénoliques dissous dans l'eau distillée et différents paramètres réactionnels ont été variés (pH, dose de coagulant, teneur initiale en composés organiques). Les résultats obtenus indiquent que l'efficacité du procédé dépend du nombre et de la position des groupements phénoliques sur les molécules. Les principaux mécanismes seraient soit une adsorption physique, soit un échange de ligand ou une complexation à la surface des floes d'hydroxydes d'aluminium.

Conclusion :

Beaucoup d'études ont fait recours aux biocoagulant, car ils présentent des avantages intéressants à savoir :

- Ils n'affectent pas significativement le pH,
- Ils sont moins corrosifs;
- Le volume des boues produites est moins important à comparer par celles produites avec les sels métalliques.
- Les boues produites ne sont pas toxiques,
- Les boues produites sont biodégradables et peuvent donc être valorisées facilement ;
- Le coût d'utilisation est beaucoup plus bas que les traitements chimiques.

C'est donc une alternative envisageable tant pour les pays en voie de développement que pour les pays développés. Car elle entre dans le cadre du développement durable et la valorisation des ressources naturelles.

Dans cette étude nous nous sommes intéressés à la réduction de la pollution des lixiviats issus du centre d'enfouissement technique d'EL HERIA dans la région de constantine par un matériau naturel qui est L'Agar-Agar.



Chapitre III

Matériel et méthodes

Chapitre III : Matériel et méthodes

Introduction :

Ce chapitre est consacré à la présentation de la méthodologie expérimentale, l'ensemble de l'appareillage et les réactifs utilisés, ainsi que la caractérisation des lixiviats du CET d'EL HERIA et le biocoagulant l'Agar-agar.

III-1-Produit et matériels utilisés :

III-1-1-les produits utilisés :

III-1-1-1-Chlorure ferrique :

Le chlorure de fer (III) également appelé chlorure ferrique ou perchlorure de fer, est un sel de fer de formule chimique $FeCl_3$. C'est un composé très hygroscopique, qui émet des vapeurs dans l'air humide sous l'effet de l'hydrolyse.

Il est employé dans le traitement des eaux usées et dans la production d'eau potable pour l'abattement du phosphore, des matières en suspension, des colloïdes et de la DCO. Il est également utilisé pour lutter contre les problèmes d'odeurs.



Figure III-1 : Chlorure ferrique poudre

III-1-1-2-L'Agar-agar:

Le biocoagulant utilisé dans notre étude est l'Agar-agar (Agar bactériologique européenne). Les agars sont des extraits d'algues marines purifiés et séchés. L'extraction en solution acide est suivie de purification successive de façons à obtenir des géloses limpides, dépourvues de précipités après autoclavages et exemptes de substances inhibitrices. L'agar est essentiellement constitué d'agarose (70%) et d'agaropectine (30%) qui forment ensemble un gel solide après chauffage et refroidissement.



Figure III-2 : Agar-agar poudre.

III-1-2-Matériel utilisé :

III-1-2-1 Turbidimètre :

Afin d'apprécier l'efficacité de la coagulation, floculation et décantation le paramètre à mesurer et sans doute la turbidité de l'eau finale. La turbidité se mesure par turbidimètre et elle est exprimée en NTU.



Figure III-3 : Turbidimètre.

III-1-2-2-Thermomètre :

La température de l'eau est un paramètre de confort pour les usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyses dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment). La température doit être mesurée in situ. Les appareils de mesure de la conductivité ou pH possèdent généralement un thermomètre intégré.



Figure III-4 : pH mètre avec thermomètre intégré.

III-1-2-3- Le pH mètre:

Parmi tous les paramètres physico-chimiques analysés sur le terrain, c'est un des plus importants influant la coagulation/floculation.

Le pH de l'eau doit être impérativement mesuré sur le terrain à l'aide d'un pH mètre.

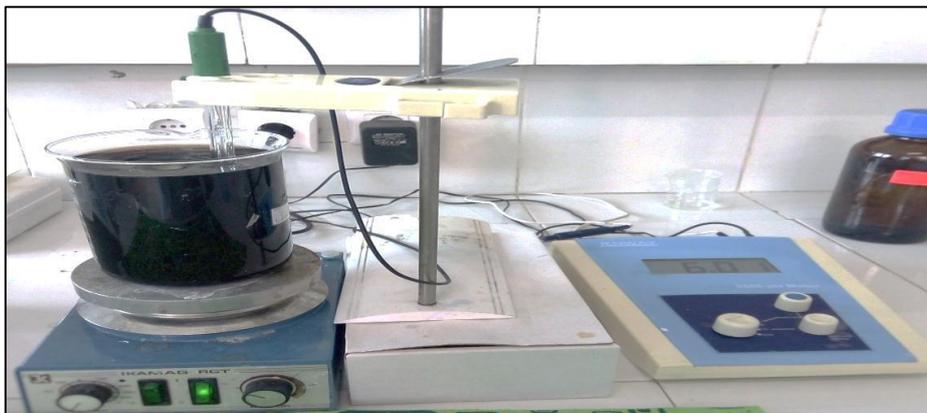


Figure III-5 : pH mètre 3505 JANWAY

III-1-2-4-conductimètre :

La conductivité est également fonction de la température de l'eau ; elle est importante lorsque la température augmente. Ce paramètre nous renseigne sur la constitution de l'eau.



Figure III-6 : Conductimètre (HANNA instrument HI 8820 N).

III-1-2-4-Spectrophotométrie UV-Visible :

L'analyse par spectrophotomètre est fondée sur l'étude du changement d'absorption de la lumière par un milieu, en fonction de la variation de la concentration d'une constituions d'une substance en mesurant l'absorbance relative de la lumière par rapport à celle d'une substance de concentration connue.

Un spectrophotomètre comprend quatre parties essentielles :

- ❖ Source lumineuse.
- ❖ Cuve.
- ❖ Monochromateur.
- ❖ Détecteur.

Lorsque la solution est placée dans un spectroscope, elle reçoit un rayonnement d'intensité I_0 , elle en diffuse une partie et absorbe l'autre. L'intensité (I) du rayonnement issu de la cuve est donc inférieure à l'intensité du rayonnement initial (I_0). A partir de ces intensités on définit l'absorbance A ; qui est fonction de la concentration du soluté comme montre la loi de Beer Lambert ;

$$A = \log \frac{I_0}{I} = \varepsilon \cdot \lambda \cdot C$$

- A : absorbance.
- I_0 : intensité lumineuse incidente.
- I : intensité lumineuse transmise.
- ε : coefficient spécifique d'absorption molaire (L/mol.cm).

- λ : longueur de trajet optique (cm).
- C : concentration du soluté.



FigureIII-7 : Spectrophotomètre UV-1601.

III-1-2-5-Le Jar-test :

Le mode de travail de cet appareil se fait selon le protocole générale bien connu ‘‘Jar-Test’’ sur un flocculateur wisestir jar tester, muni de six béciers de 1 litres, dans lequel la vitesse d’agitation est identique, selon les étapes suivantes :

1. Mettre le flocculateur dans un endroit protégé de la lumière, de la chaleur, des courants d’air et des vibrations. Opérer à une température la plus proche possible de l’eau à traiter.
2. Prendre un volume de 500 ml dans chaque bécier ; mesure les paramètres initiale (turbidité, température, pH, conductivité, DCO, phénol).
3. Eventuellement, ajouter la soude ou l’acide sulfurique permettant de travailler à pH désiré.
4. Au temps 0, ajouter le coagulant (FeCl_3 par exemple) de façons identique dans chaque bécier. Les doses sont croissantes de façons à encadrer la dose optimale présumée.
5. Agiter rapidement pendant 5 minutes (160 tours/minute).
6. Ajouter des différentes doses de l’adjuvant (la chaux ou l’amidon) dans chaque bécier, et laisser agiter pendant 20 minutes (45 tours/min).
7. Après 25 minutes d’agitation au total ; on relève les hélices une à une tout en respectant un décalage de 30 seconde entre chaque relève.
8. Attendre 30 minutes de décantation.
9. Prélever par pipette le surnageant de chacun des béciers.

10. Sur les échantillons prélevés, on effectue les mesures de la turbidité, pH, conductivité, DCO et phénol.



Figure III-8 : Jar test (wisestir jar tester).

III-2- Caractérisation des lixiviats :

La caractérisation des lixiviats est une étape importante afin de quantifier la pollution avant et après le traitement. Parmi les paramètres considérés dans cette étude certains ont été réalisés à la station d'épuration STEP Ferdjioua à savoir : les nitrates, les orthophosphates, l'azote ammoniacal, la DBO₅ et les phénols, la DCO et les chlorures dans la laboratoire de l'université.

Suivant les moyens disponibles nous avons considérés les paramètres suivants :

III-2-1- Les orthophosphates (PO₄³⁻) :

Dans les échantillons de lixiviat, les orthophosphates ont été dosés par colorimétrie (méthode molybdate/acide ascorbique) à une longueur d'onde de 880 nm avec un spectrophotomètre (HACH Lange DR 3900).



Figure III-9 : spectrophotomètre (HACH Lange DR 3900).

III-2-2-Nitrate (NO_3^-) :

Dans les échantillons de lixiviat les ions NO_3^- ont été dosés par colorimétrie à une longueur d'onde de 415 nm avec spectrophotomètre (HACH Lange DR 3900).

III-2-3-Azote ammoniacal :

Le dosage de l'azote ammoniacal est réalisé par distillation puis un titrage acido-basique.

III-2-4-Chlorure (Cl^-) :

La détermination de concentration de chlorure dans les échantillons se fait par la méthode de Mohr.

Le taux élevé des ions chlorure a provoqué une interférence sur la mesure de la valeur exacte de la DCO, ce qui nous a guider après plusieurs essais à les précipités avant la mesure de la DCO. (Annexe 4)

III-2-5-DCO :

La mesure de la DCO a été évaluée afin de quantifier la charge polluante des lixiviats issues du CET d'EL HERIA avant et après le traitement.

On évaluer la quantité d'oxygène (mg/L), utilisé par les réactions d'oxydation, à partir de la mesure du résidu de réactifs au bout de 2 h. L'oxydation s'effectue à chaud, en milieu acide, en présence d'un excès d'oxydant. (Annexe 3)



Figure III-10 :Thermo-réacteur.

III-2-6-DBO₅ :

La mesure de la DBO₅ se fait selon la méthode manométrique basée sur le principe du respiromètre de WARBURG au cours duquel la respiration de la biomasse est directement mesurée par l'oxymètre (Oxytop IS 6).

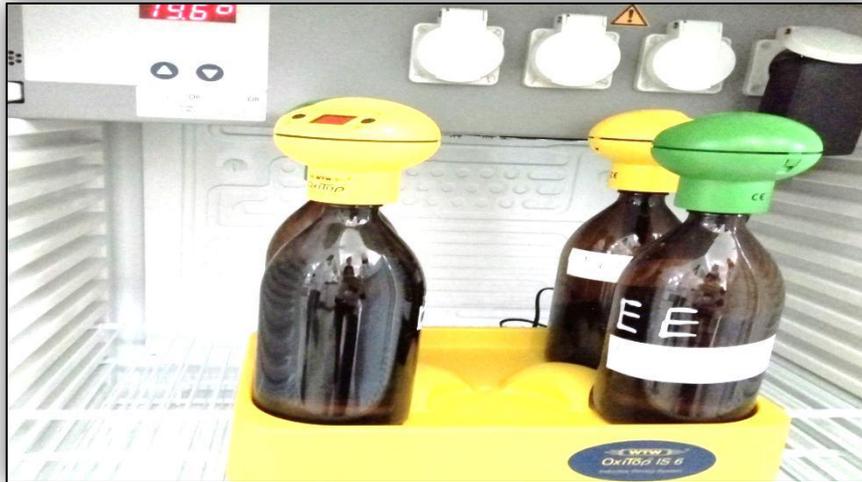


Figure III-11 : Mesure de la DBO₅.

III-2-7-Phénol :

La mesure de phénol se fait par la lecture à une longueur d'onde de 270 nm à l'aide d'un spectrophotomètre (UV-1601).

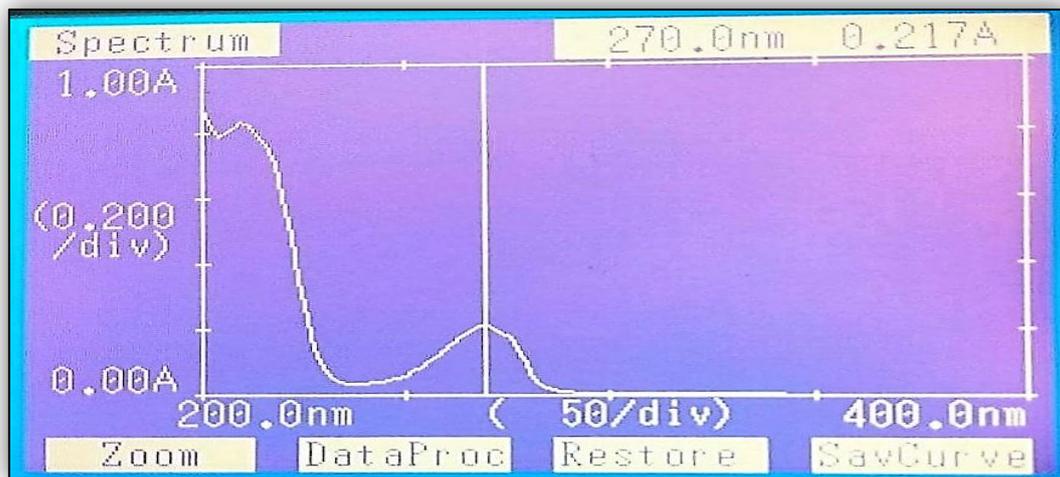


Figure III-12 : Balayage pour déterminer la longueur d'onde de phénol.

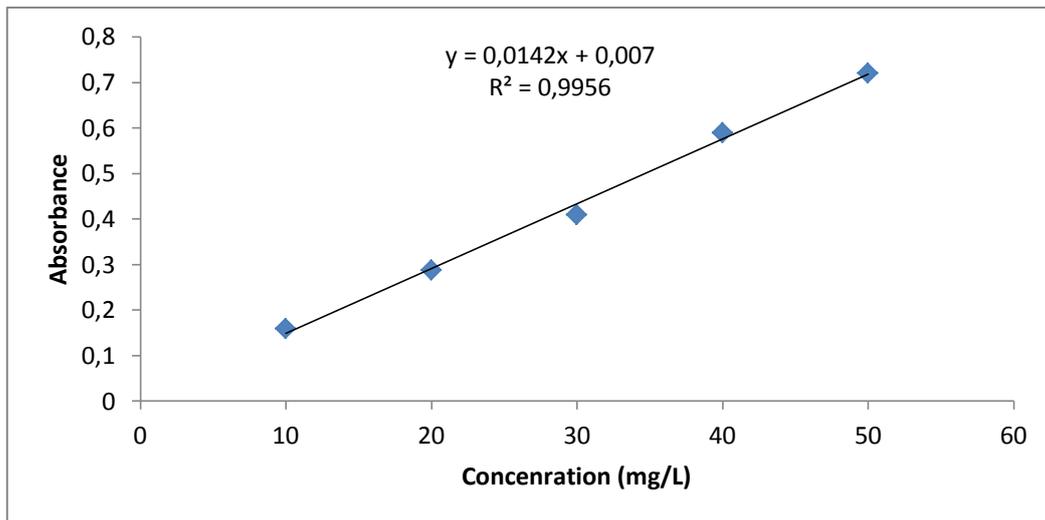


Figure III-13 : Courbe d'étalonnage de phénol.

III-3-Caractérisation de l'Agar-agar :

Une caractérisation de notre biomatériau s'est avéré nécessaire afin d'avoir une idée sur ses fonctions, son pH, ses capacités de rétentions afin de comprendre le phénomène mis en jeu. Pour cela nous avons considéré certains paramètres tels que :

Les fonctions de surface par la méthode de Boehm.

- Le pH charge zéro pH_{pzc} .
- L'indice d'iode.
- L'indice de phénol.
- L'indice de bleu de méthylène.

III-3-1-identification et dosage des fonctions de surface par la méthode de Boehm :

Le dosage des fonctions de surface a été effectué selon la méthode de Boehm qui correspond au titrage acido-basique des groupements fonctionnels de surface. Pour cela nous avons procédé comme suit :

- 1- des échantillons de 1 g de l'agar-agar mis en contact avec quatre solutions de Na_2CO_3 , $NaHCO_3$, $NaOH$ et HCl de concentration égale à 0.1 M. (80)
- 2- Mettre les solutions sous une agitation à 150 trs/min pendant 96 heures.
- 3- après l'agitation nous avons centrifugés les solutions considérées.
- 4- titrage de 10ml du filtrat par une base forte ou un acide fort (HCl ou $NaOH$) avec l'ajout de quelques gouttes de phénolphtaléine ou méthyle orange, afin de doser l'excès de base ou l'acide. (81)

La méthode permet de calculer l'acidité ou l'alcalinité totale d'un matériau, on en met la somme respective des groupements fonctionnels acides et basiques. Le nombre de sites des divers fonctions acides est calculé en considérant que :

NaHCO₃ neutralise les groupes carboxyliques.

NaCO₃ neutralise les groupes carboxyliques et lactones.

NaOH neutralise les groupes carboxyliques, lactones et phénoliques. (81)

La méthode de calcul utilisé pour la détermination de la fonction à la surface varie en fonction de la méthode de titrage utilisée, nous avons utilisé la méthode de titrage volumique.

Après le titrage on note le volume puis on calcule le nombre des fonctions par l'équation suivante (81):

$$\text{groupe fonctionnel (mmol/g)} = \frac{(N \times V)_{\text{titr}}}{M} \times \frac{V_{\text{initial}}}{V_f}$$

Avec :

N_{titr} : Normalité de la solution utilisée pour le titrage direct.

V_{titr} : volume de la solution utilisée pour le titrage.

V_f : le volume des filtrats pris du volume de la solution (10 ml).

V_{initial} : volume de la solution mélangée avec le solide 50 ml.

Lors de la quantification des groupements acides et basiques à la surface de notre matériau, nous avons obtenu les résultats représentés sur le tableau ci dessous :

Tableau III-1 : Détermination des fonctions de surface.

| Type de fonction | Concentration (mmol/g) |
|-------------------------|------------------------|
| Groupement basique | 0.0986 |
| Groupement acide | 0.1062 |
| Groupement carboxylique | 0.0375 |
| Groupement phénolique | 0.0598 |
| Groupement lactonique | 0.0089 |

D'après les résultats du tableau (III-1) il peut être remarqué que l'agar-agar utilisé a un caractère acide, car le nombre de groupement acide à la surface de l'agar-agar (0.1062mmol/g) est supérieur à celui du groupement basique (0.0986mmol/g).

Pour les groupements acides, il est remarqué que les groupements phénoliques constituant la plus grande partie par rapport aux groupements carboxyliques et lactoniques dont la présence est assez faible.



Figure III-14 : Détermination des fonctions basiques et acides de surface.

III-3-2-pH au point zéro charge (pH_{pzc}) :

Le pH au point zéro charge, pour un matériau, est défini comme étant le pH où les charges positives sont égales aux charges négatives (c'est à dire que la charge de surface est nulle pour un pH du milieu égal au pH_{pzc}). Pour cela nous avons réalisé les étapes suivantes :

- Préparé une solution de NaCl à une concentration de 0.1 mol/L.
- Ajuster pH pour chaque solution à 2, 4, 6, 10 et 12 puis introduire 0.1g de l'agar-agar.
- Agiter pendant 24 h à une température ambiante.
- Mesure pH final dans chaque solution. (82)

Tableau III-2 : Détermination du pH_{pzc} .

| | | | | | |
|---------------|-----|-----|----|-------|------|
| pH_i | 2 | 4 | 6 | 10 | 12 |
| $pH_f - pH_i$ | 0.2 | 2.3 | -2 | -2.25 | -0.3 |

Les résultats obtenus sont représentés sur la figure (III-2).

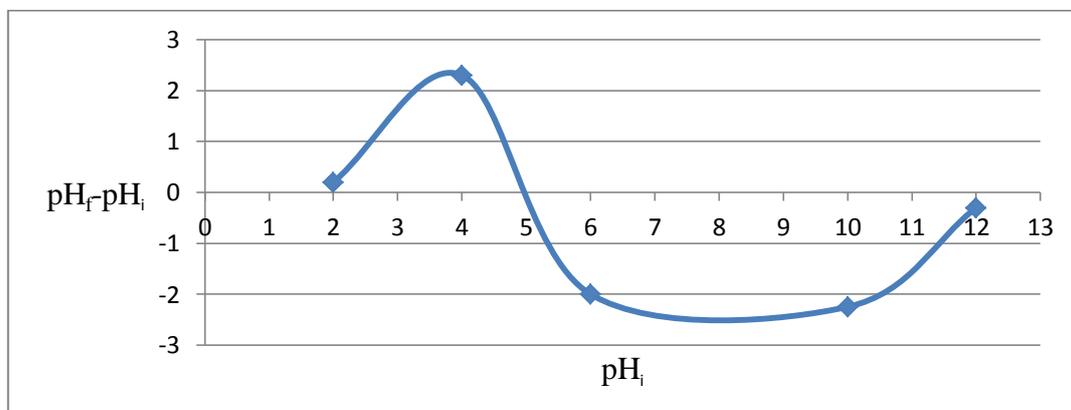


Figure III-15 : pH du point de charge zéro de l'agar-agar.

D'après cette figure le $\Delta pH=0$ est presque égal à pH 5, donc $pH_{pzc}=5$.

Cette valeur confirme le caractère légèrement acide, résultat obtenue par la méthode de bohème pour le dosage des fonctions de surface (fonction acides avec 0.1062mmol/g supérieures aux fonctions basiques avec 0.0986mmol/g).

III-3-3-indice iodique :

La quantité de mono chlorure d'iode, exprimée en grammes d'iode adsorbée par g du support. Dans le cas du l'agar-agar l'indice d'iode permet de mesurer son contenu de micropores. Selon la méthode retrouvée dans la littérature (78), nous avons réalisée deux essais :

-Le premier à blanc où on met 10ml d'une solution d'iode de 0.1N dans un bécher et on dose d'une solution de thiosulfate de sodium 0.1N, en présence de quelques gouttes d'une solution d'amidon comme indicateur jusqu'à la disparition de la couleur.

- Le deuxième essai consiste à ajouter 0.2 g de l'agar-agar à un bécher qui contient 15 ml d'une solution d'iode de 0.1 N avec agitation pendant 4 min. après on centrifuge et on dose 10 ml du filtrat à la solution de thiosulfate de sodium de 0.1 N en présence de deux gouttes d'une solution d'amidon.

L'indice d'iode peut être calculé par la formule suivante (83) :

$$I_d = \frac{(V_b - V_s)N(126.9)\left(\frac{15}{10}\right)}{m}$$

$(V_b - V_s)$: Différence du résultat de titrage de l'essai blanc et de l'essai avec l'agar-agar en (ml) de thiosulfate de sodium 0.1N.

N : normalité de la solution de thiosulfate de sodium (N).

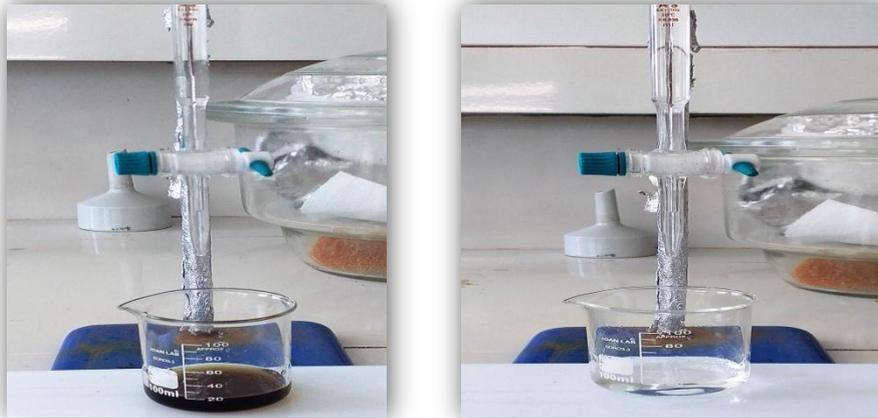
126.9 : la masse atomique d'iode.

m : la masse de l'Agar Agar en(g).

D'après le calcule:

$$I_d=95.175\text{mg/g}$$

D'après le résultat, on peut dire que l'Agar-agar a un caractère structural microporeux non négligeable.



Avant titrage

Après titrage

Figure III-16 : Indice d'iode**III-3-4-l'indice de bleu de méthylène :**

L'indice de bleu de méthylène (MB) exprimé en mg/g, peut être mesuré pour quantifier les mésopores et les macropores. L'indice de bleu est défini comme étant le volume, en millilitre, de solution standard de bleu de méthylène décoloré par 1 g de l'Agar-agar. Il est calculé à l'aide de la relation ci-après. (84)

$$Q_{BM} = \frac{(C_i - C_f)V}{m_{BM}}$$

C_i : concentration initiale de la solution de bleu de méthylène (BM) qui est de 50 mg /l.

C_e : concentration résiduelle de la solution de BM.

V : volume de la solution de BM (50ml).

m_{CA} : masse du agar-agar utilisée (1g).

Les résultats sont présentés sur le tableau suivant :

Tableau III-3 : Capacité d'adsorption de bleu de méthylène.

| | | | | | | | |
|------------------|-------|--------|-------|--------|--------|-------|--------|
| t(min) | 5 | 10 | 15 | 30 | 60 | 90 | 120 |
| Absorbance | 0.097 | 0.0744 | 0.02 | 0.0335 | 0.0678 | 0.063 | 0.1147 |
| $C_{rés}$ (mg/l) | 0.758 | 0.639 | 0.361 | 0.431 | 0.608 | 0.585 | 0.849 |
| q (mg/g) | 2.462 | 2.468 | 2.481 | 2.478 | 2.469 | 2.470 | 2.457 |
| R% | 98.48 | 98.72 | 99.72 | 99.13 | 98.78 | 98.83 | 98.30 |

D'après les résultats on remarque que il y'a eu une bonne rétention de bleu de méthylène par l'agar-agar. Le rendement atteint **99.72%**, son indice est donné par la valeur de la capacité d'équilibre :

$$I_{\text{bleu de méthylène}} = 2.481 \text{ mg/g}$$



Figure III-17 : Indice de bleu de méthylène.

III-3-5-l'indice de phénol :

Ce paramètre de rétention permet d'évaluer l'existence de mésopores ou non sur la surface de l'agar-agar le phénol est la molécule modèle pour considérer la mésoporosité. (85)

Pour cela nous avons procédé comme suit :

- Dans un bécher, on met 1g de l'agar-agar.
- On ajoute 500 ml d'une solution de phénol de 200mg/l.
- On agite pendant 2 heures.
- Après l'agitation, on procède à la centrifugation de l'échantillon pour la séparation des 2 phases liquide-solide.
- on mesure l'absorbance des filtrats contenant la quantité du phénol résiduelle.
- on calcule la concentration finale du phénol.

D'après la courbe d'étalonnage, on trouve que :

$$C_f = 195.915 \text{ mg/l}$$

$$195.915 \text{ mg/l} < 200 \text{ mg/l}$$

$C_f < C_i$, donc l'agar-agar est adsorbé le phénol.

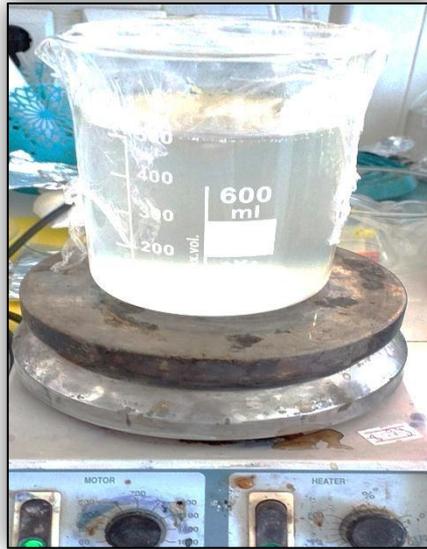


Figure III-18 : Indice de phénol.



Chapitre IV

Résultats et discussion

Chapitre IV : Résultats et discussion

Introduction :

Dans ce chapitre et en premier lieu, nous avons fait une caractérisation des lixiviats du centre d'enfouissement technique d'EL HERIA dans la région de Constantine. En deuxième lieu nous avons essayé de traiter ces lixiviats par coagulation-floculation en utilisant un coagulant conventionnel qui est le chlorure ferrique. Ensuite nous avons procédé au traitement alternatif avec un produit vert à savoir l'agar-agar comme bio coagulant. Nous avons évalué sa capacité de réduire la turbidité (les matières colloïdales), la DCO et la teneur en phénol sous l'effet de certains paramètres tel que : le pH, et la dose d'adjuvant considérés pour chaque cas. L'influence des deux derniers paramètres sur la conductivité et le pH final ont été aussi examinée.

IV-1-Caractérisation des lixiviats :

IV-1-1-Site d'étude :

Le centre d'enfouissement technique d'EL HERIA est situé dans la Daïra d'Ain Abid, Commune Ibn Badis wilaya de Constantine.

Il est situé au **NORD-EST** de l'ancienne décharge sauvage au lieu-dit Ghachgouch, à 05 Km à l'Est de la commune d'Ibn Badis. Il est éloigné de la ville de Constantine d'environ 40 km (86).

| | |
|-------------------------------|------------|
| Superficie du CET | 78 Ha |
| Superficie de la zone d'étude | 41Ha |
| Nombre de casiers prévus | 10 casiers |
| Durée de vie du CET | 30 ans |



Figure IV-1: CET d'EL HERIA sur Google maps

IV-1-2- Campagne d'échantillonnage :

Pour réaliser la présente étude, une campagne d'échantillonnage a été effectuée le : 11/04/2019 (Après une période pluviale) au CET d'EL HERIA.

Les échantillons ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène de capacité 20L, préalablement lavées à l'acide nitrique et l'eau distillée puis à l'échantillon à prélever. Les prélèvements de lixiviats ont été réalisés au niveau de l'entrée de lagune N°01 et la sortie de lagune N°03.



Figure IV-2: Lagune N°1



Figure IV-3: Lagune N°2

IV-1-3- Caractérisation des lixiviats d'EL HERIA :

Suivant les moyens disponibles nous avons considéré les paramètres d'analyses physico-chimiques suivants : La couleur, l'odeur, pH, température, conductivité, oxygène dissous, potentiel redox, turbidité, DCO, DBO₅, nitrates, l'azote ammoniacal, orthophosphates, le chlorure et le phénol.

Certains d'entre eux ont été effectués au laboratoire de la STEP de Ferdjioua wilaya de Mila. Les teneurs des différents paramètres caractérisant les lixiviats du CET d'EL HERIA ainsi que la norme Algérienne sont résumées dans le tableau IV-1.

Tableau IV-1: Caractérisation des lixiviats d'EL HERIA

| Paramètre | Unité | Lagune 01 | Lagune 03 | Norme (87) |
|-------------------------------|-------|--------------|--------------|------------|
| Couleur | — | Marron foncé | Marron foncé | — |
| Odeur | — | Nauséabonde | Nauséabonde | — |
| pH | — | 8.04 | 8.59 | 6.5 à 8.5 |
| Température | °C | 14.6 | 14.9 | 30 |
| Conductivité | ms/cm | 10.08 | 10.34 | — |
| Oxygène dissous | mg/L | 7.31 | 8.15 | — |
| Potentiel redox | mV | -91.6 | -103.4 | — |
| Turbidité | NTU | 120 | 28.5 | — |
| DCO | mg/L | 11000 | 3000 | 120 à 130 |
| DBO ₅ | mg/L | 90 | 70 | 35 |
| DBO ₅ /DCO | — | 0.008 | 0.023 | — |
| NO ₃ ⁻ | mg/L | 1.64 | 0.88 | — |
| NH ₄ ⁺ | mg/L | 10.08 | 435.6 | — |
| PO ₄ ³⁻ | mg/L | 1.31 | 1.04 | 10 |
| Cl ⁻ | g/L | 6.21 | 5.7 | — |
| Phénol | g/L | — | 1.5 | — |

IV-1-4-Discussion :

➤ Odeur et couleur :

Sur la base des résultats du tableau IV.1, les lixiviats étudiés présentent une couleur brunâtre et une odeur nauséabonde indiquant l'influence des déchets sur la qualité des eaux.

➤ pH :

Nous constatons que le pH des lixiviats est basique, il varie de 8,04 à 8,59. Ceci est lié à la faible concentration de composés organiques volatiles. En effet, lors de la fermentation acide, première phase de la décomposition anaérobie des déchets, les percolats jeunes sont riches en composés organiques volatiles. Au cours de cette phase, les valeurs de pH enregistrées sont généralement inférieures à 4, et au fur et à mesure du vieillissement du CET,

les lixiviats s'appauvrissent en composés organiques volatiles entraînant une augmentation du pH (88). Ceci confirme la stabilité des lixiviats pour un CET qui a été mis en service en 2010.

➤ **Conductivité :**

Les valeurs de la conductivité enregistrées sont très élevées. Les fortes valeurs de la conductivité ont été enregistrées en été et au printemps, périodes secs, par contre les faibles valeurs en automne et en hiver. Cela pourrait être expliqué par la précipitation répétée lors de l'échantillonnage suite à le phénomène de dilution. En effet, pendant la saison des pluies, les lixiviats reçoivent une quantité importante d'eau entraînant une dilution considérable des éléments chimiques en présence.

➤ **Potentiel redox :**

Les valeurs faibles du potentiel redox (Eh) comprises entre -103,4 et -91,6 mV montrent que ces effluents liquides se trouvent dans les conditions réductrices (baisse de l'oxygène).

➤ **DCO :**

L'analyse de ce paramètre indique une charge organique très élevée et dépasse largement la norme (120 à 130 mg/L). Les deux valeurs celle de l'entrée de la lagune 1 et celle de la sortie de la lagune 3 sont de 11000 et 3000 mg/L respectivement indiquant des lixiviats stabilisés (≥ 3000 mg/L).

➤ **DBO₅ :**

Les valeurs enregistrées montrent la présence d'une concentration importante en matière organique biodégradable. La chute de la DBO₅ entre la première et la troisième lagune (de 90 à 70mg/L) indiquent la dégradation aérobie d'une fraction de la matière organique.

➤ **Rapport DBO₅/DCO :**

Le rapport DBO₅/DCO qui évolue dans le temps de 0,008 pour la première lagune au 0,023 pour la troisième lagune, indique le caractère organique d'un milieu, et son degré de biodégradabilité, il donne des informations sur l'âge du CET. À la base de nos résultats, nous sommes dans le cas de lixiviats stabilisés (DBO₅/DCO <0.1).

➤ **Nitrates (NO₃⁻) :**

Les teneurs enregistrées oscillent entre 0.88 mg/L et 1.64 mg/L. Ces valeurs sont largement inférieures à la concentration maximale admise par l'OMS (1980) qui est 50 mg/L.

➤ **Azote ammoniacal (NH_4^+) :**

Les teneurs des deux lagunes varient entre 10.08 mg/ L et 435.6 mg/ L. Cet élément chimique est le principal agent réducteur dans les lixiviats de décharge et il constitue à long terme un polluant important (88).

➤ **Orthophosphates (PO_4^{3-}) :**

Pour ce paramètre, l'analyse des résultats montre que les concentrations en PO_4^{3-} des deux lagunes sont faibles elles sont de 1,31 et 1,04mg/L pour la première et la troisième lagune respectivement, et sont inférieures à celle indiquée dans la norme Algérienne (10mg/l).

➤ **Chlorure :**

Les teneurs en ions chlorures dans les deux lagunes sont très élevées. Ce qui a provoqué une importante interférence lors de la mesure de la DCO. Après une revue bibliographique approfondie et beaucoup d'essais, nous sommes arrivés à déterminer sa teneur avec précision.

➤ **Phénol :**

L'analyse de ce paramètre indique une forte concentration dans les lixiviats dans lagune 3.

Conclusion :

La caractérisation des lixiviats générés par le CET d'EL HERIA a montré qu'il s'agit des lixiviats stabilisés, état qui est confirmé par son pH basique et le rapport : $\text{DBO}_5/\text{DCO} < 0,1$. Ces lixiviats sont ainsi caractérisés par une forte charge organique avec une DCO qui dépasse la valeur de référence et une charge minérale traduite par la valeur élevée de NH_4^+ . On peut donc dire que ces lixiviats qui ne répondent pas aux normes de rejets, peuvent causer des nuisances pour la santé humaine et pour l'environnement. Surtout que la commune d'ELHERIA, zone de l'implantation du CET est une région d'agriculture d'excellence. Pour cela un traitement d'appoint complémentaire à celui existant actuellement s'avère plus que nécessaire.

IV-2- Traitement des lixiviats par coagulation-floculation :

Nous avons proposé un traitement par coagulation-floculation pour les lixiviats de sortie de la lagune 3. Afin d'examiner la faisabilité du traitement et cerner toutes les conditions opératoires possibles nous avons utilisé un coagulant chimique conventionnel : le chlorure ferrique et pour rentrer dans une démarche de valorisation des ressources naturelles et du développement durable nous opté pour une substance naturelle comme biocoagulant à savoir L'Agar-agar.

IV-2-1- L'influence de la dose du coagulant:

Les valeurs des paramètres mesurés initialement, avant le traitement sont représentées dans le tableau IV-2.

Tableau IV-2: valeurs des paramètres mesurés avant traitement

| | Date de prélèvement | pH | Température °C | Conductivité ms/cm | Turbidité NTU | DCO mg/L | Phénol g/L |
|-------------------|---------------------|------|----------------|--------------------|---------------|----------|------------|
| FeCl ₃ | 08/04/2019 | 6 | 17.6 | 10.85 | 28.1 | 3000 | 1.5 |
| Agar-agar | 15/04/2019 | 8.59 | 19.5 | 10.40 | 28.2 | 2880 | 1.67 |

Afin d'examiner l'effet de la quantité du coagulant considéré (chlorure ferrique ou Agar-agar) sur la dépollution des lixiviats en terme de turbidité et DCO, nous avons choisi les valeurs suivantes : 0.1, 0.2, 0.6, 1.2, 1.6, 2, 3, 4, 5, 6 g/L pour le chlorure ferrique et 0.02, 0.1, 0.2, 1, 2, 4, 5, 6 g/L pour l'Agar-agar.

Les résultats obtenus sont représenté sur les figures suivantes :

2-1- 1- Sur la turbidité :

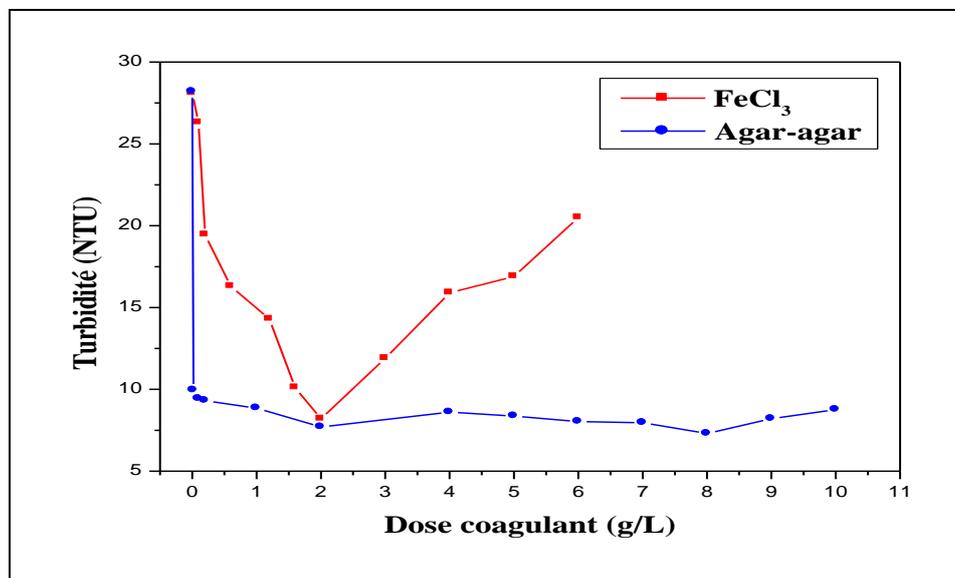


Figure IV-4: effet de la dose du coagulant sur la turbidité

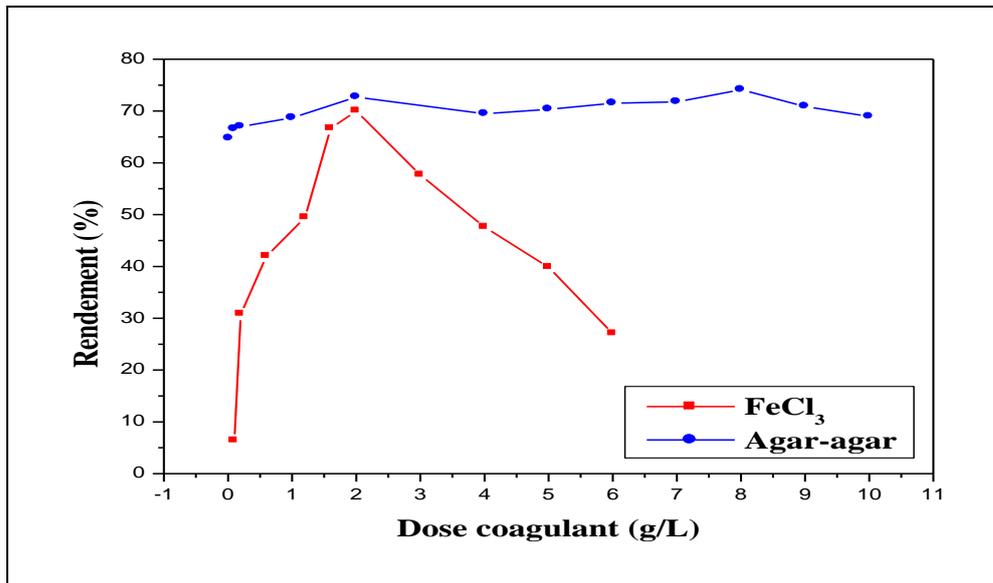


Figure IV-5: effet de la dose du coagulant sur le rendement

D'après les figures précédentes les résultats montrent que l'addition de 2g/L de chaque coagulant (FeCl₃, l'agar-agar) provoque la diminution de la turbidité de 28,1 NTU à 8,2 NTU avec un rendement de 70,01% pour FeCl₃ et de 28,2 NTU à 7,7 NTU avec un rendement de 72,7% pour l'agar-agar.

L'augmentation de la turbidité observée au delà de la dose optimale de 2g/L pour l'Agar-agar s'explique par le remplacement de la turbidité colloïdale par une turbidité particulière due à la présence de la matière organique dans le biocoagulant utilisé (89).

2-1- 2-Sur la DCO :

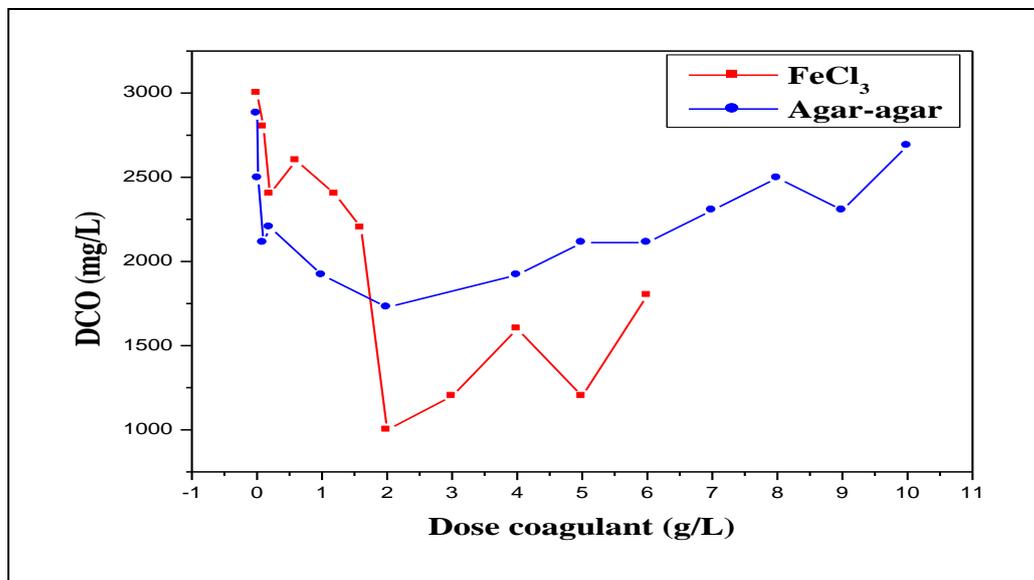


Figure IV-6: effet de la dose du coagulant sur la DCO

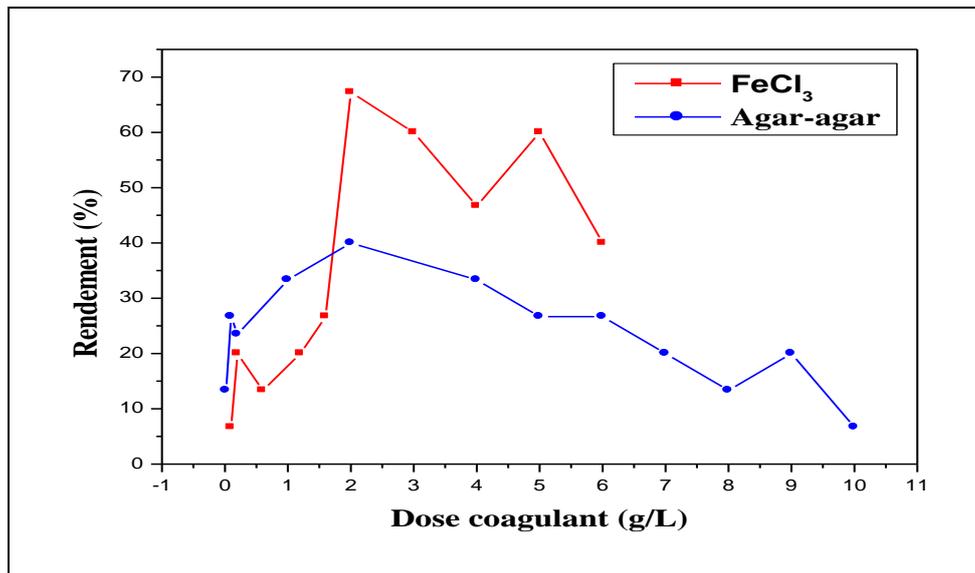


Figure IV-7: effet de la dose du coagulant sur le rendement

Les courbes précédentes montrent que la dose de **2g/L** a permis aussi de diminuer la DCO de **3000 mg/L** à **1000 mg/L** avec un rendement de **67,25%** pour FeCl_3 et de **2880 mg/L** à **1728mg/L** avec un rendement de **40%** pour l'agar-agar.

D'après la bibliographie (90) (91) (92), La DCO présente quasiment tout ce qui est susceptible de consommer de l'oxygène dans l'eau, par exemple les sels minéraux et les composés organiques, l'introduction des particules du coagulant qui piègent ces matières, fait diminuer la demande en oxygène. Au delà de la dose de 2g/L, on a remarqué une augmentation de la DCO qui arrive à **1800 mg/L** et à **2112mg/L** pour **6g/L** de FeCl_3 et l'agar-agar. La surdose des particules des coagulants entraîne une demande d'oxygène supplémentaire, mais qui reste faible par rapport à celle des matières initiales. Cela confirme bien notre choix pour la dose optimale du coagulant se situe bien autour de **2g/L**.

A ce stade on peut conclure que le traitement avec les coagulants choisis ne satisfait pas encore les normes exigées pour la DCO :

$$\text{DCO}_{\text{FeCl}_3} = 1000 \text{ mg/L} \geq 130 \text{ mg/L}$$

$$\text{DCO}_{\text{Agar-agar}} = 1728 \text{ mg/L} \geq 130 \text{ mg/L}$$

2-1-3- Sur le pH final et la conductivité :

Les résultats sont représentés dans les figures suivantes :

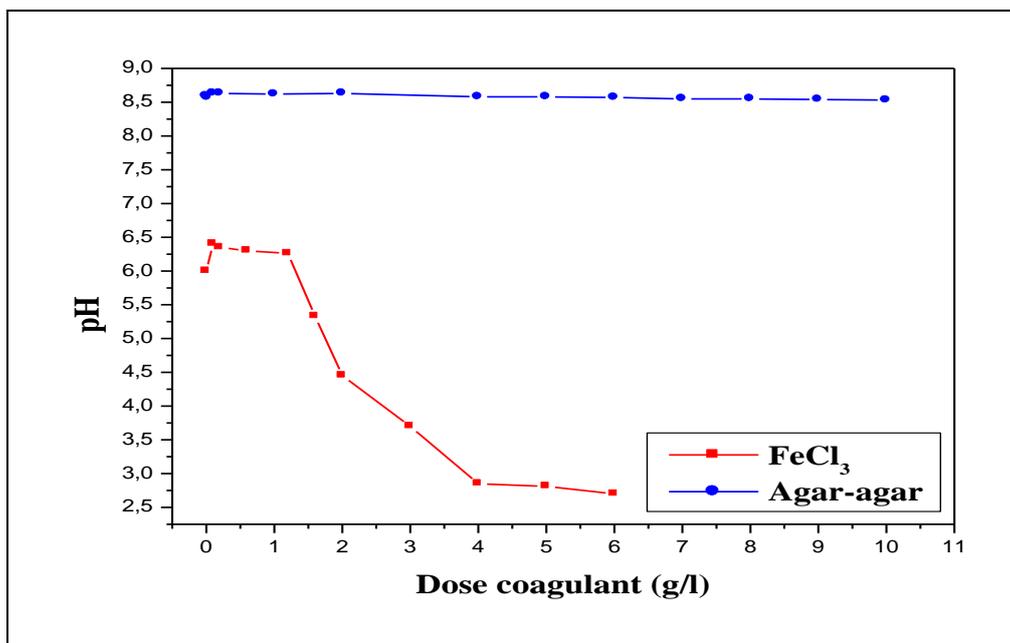


Figure IV-8: effet de la dose du coagulant sur le pH

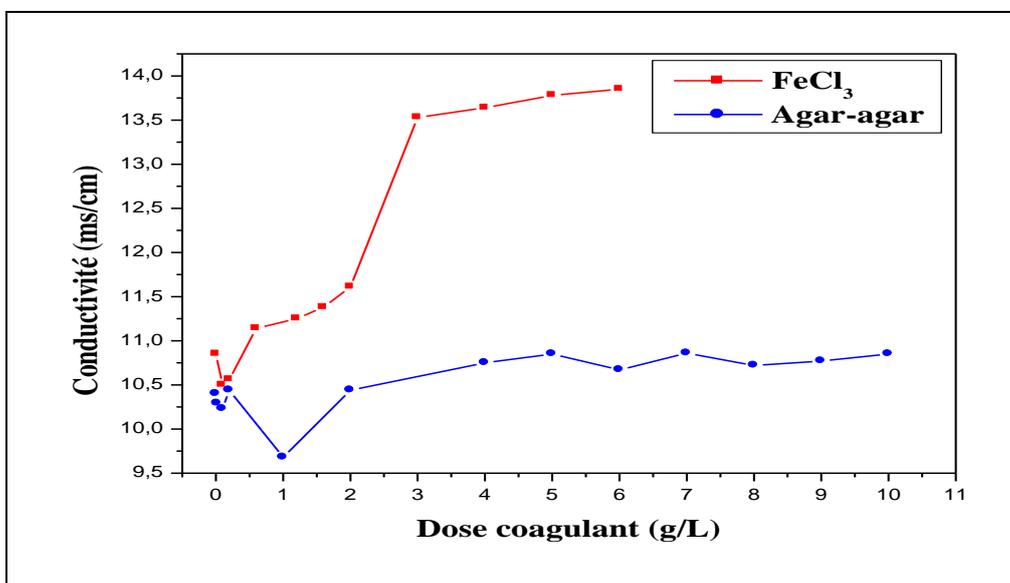


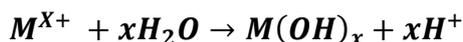
Figure IV-9: effet de la dose du coagulant sur la conductivité

À partir de ces courbes, on remarque que l'augmentation de la dose du coagulant est accompagnée par une diminution du pH et une augmentation de conductivité.

Cette dernière varie suivant deux étapes distinctes; la première importante qui se situe entre 1 et 3g/L pour le chlorure ferrique et entre 1 et 4g/L pour l'Agar-agar. Au delà de ces valeurs la conductivité devient presque stable et atteint un maximum de **13.85 ms/cm** pour l'échantillon traité avec le chlorure ferrique et **10.85 ms/cm** pour l'échantillon traité avec l'Agar-agar.

Les résultats obtenus confirment les données bibliographiques obtenues par FLETCHER I, LAMRINI B, C. LIND et al (93) (94) (95) concernant l'ajout du coagulant

qui entraîne la formation d'hydroxyde du métal avec libération d'une certaine acidité (hydrolyse) ce qui explique la diminution de la valeur du pH.



2-1- 4- Sur le phénol :

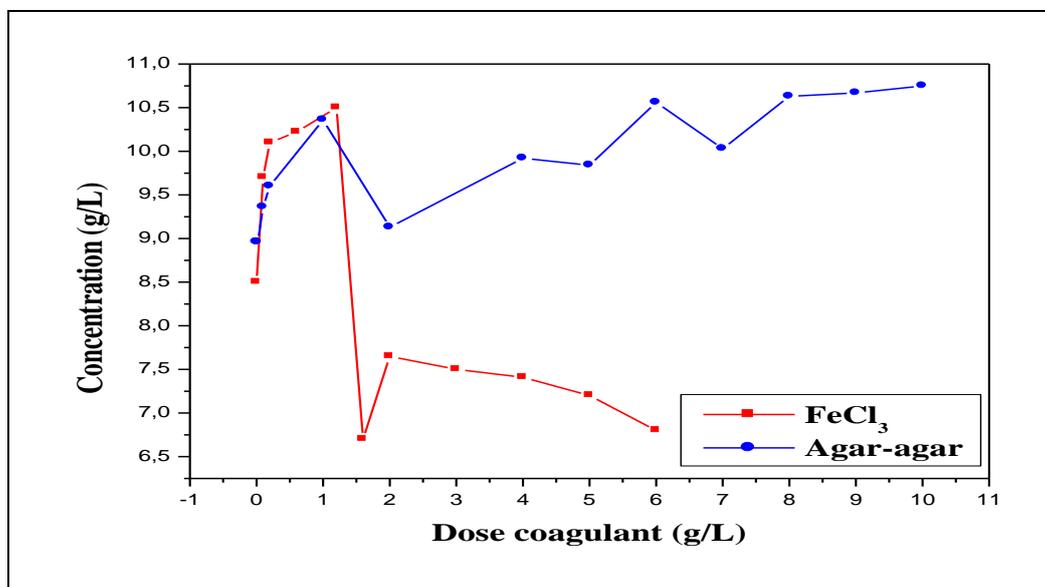


Figure IV-10: effet de la dose du coagulant sur le phénol

On remarque que, quelque soit la dose du coagulant, l'élimination de phénol reste faible. Ce composé présente un optimum d'élimination pour les faibles ou moyennes doses de coagulant (≤ 2 g/L), Car la concentration en phénol passe de **1.5 mg/L** à **0.95 mg/L** donnant un rendement de **36.66%** pour FeCl₃ et de **1.63mg/L** à **1.54mg/L** avec un rendement de **5.52%** pour l'agar-agar. En se référant aux données bibliographiques, les molécules aromatiques n'ayant pas de groupements fonctionnels ou ayant un seul groupement fonctionnel non ionisé (ou très peu ionisé) ne sont pas (ou très peu) éliminées par coagulation-floculation. Dans le cadre de cette étude, il s'agit du phénol (96). Une forte augmentation de la concentration en phénol a été observée après la dose optimale pour l'Agar-agar, effectivement la composition de la molécule d'Agar-agar contient du phénol comme toute substance végétale verte, ce qui fait augmenter le taux de ce dernier libéré en solution.

2-1- 3- Sur la couleur :

D'après les figures ci-dessous nous avons observé que l'augmentation de la dose des deux coagulants considérés, a fait réduire l'intensité de la couleur des lixiviats bruts ayant une couleur marron foncée initialement.

Dans le cas du chlorure ferrique pour la dose optimale la couleur est complètement disparue et elle s'est éclaircie en jaune clair pour les doses voisines de **2g/L**.

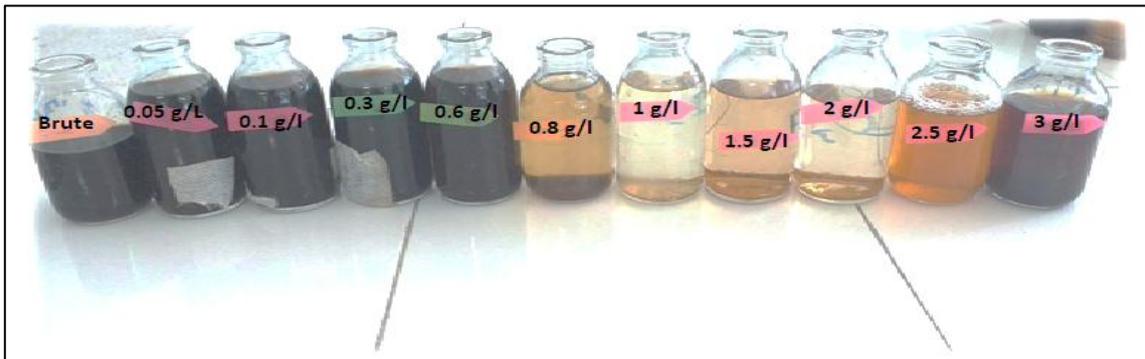


Figure IV-11: Dégradation de la couleur après optimisation de la masse de FeCl_3

Pour l'Agar-agar la réduction de la couleur a été détectée mais le taux de réduction de cette dernière est moins marquant que le cas du chlorure ferrique.



Figure IV-12: Dégradation de la couleur après optimisation de la masse d'agar-agar

IV-2-2- L'influence du pH sur la coagulation:

Le pH est un paramètre clé pour l'optimisation du processus de coagulation floculation, vu son influence sur les charges de surface. Il est d'ailleurs important de remarquer que l'ajout d'un coagulant modifie souvent le pH de l'eau. Cette variation est à prendre en compte afin de ne pas sortir de la plage optimale de précipitation du coagulant. La plage du pH optimal est la plage à l'intérieur de laquelle la coagulation a lieu suffisamment rapidement. En effet, une coagulation réalisée à un pH non optimal peut entraîner une augmentation significative du temps de coagulation.

En général, le temps de coagulation est compris entre 15 secondes et 3 minutes. Le pH a également une influence sur l'élimination des matières organiques (97).

Afin d'examiner son effet nous l'avons varié de 2 à 12, en considérant la dose de 2g/L pour les deux coagulants.

La caractérisation des lixiviats bruts est représentée sur le tableau ci-dessous :

Tableau IV-2: valeurs des paramètres mesurés avant traitement

| | Date de prélèvement | pH | Température °C | Conductivité ms/cm | Turbidité NTU | DCO mg/L | Phénol mg/L |
|-------------------|---------------------|----|----------------|--------------------|---------------|----------|-------------|
| FeCl ₃ | 09/04/2019 | / | 17,5 | 10.80 | 28.0 | 2880 | 1.54 |
| Agar-agar | 17/04/2019 | / | 21,2 | 10.90 | 28.5 | 2880 | 1.63 |

2-2-1- Sur turbidité :

Les résultats montrant l'influence du pH sur la turbidité sont représentés dans les figures 13 et 14 :

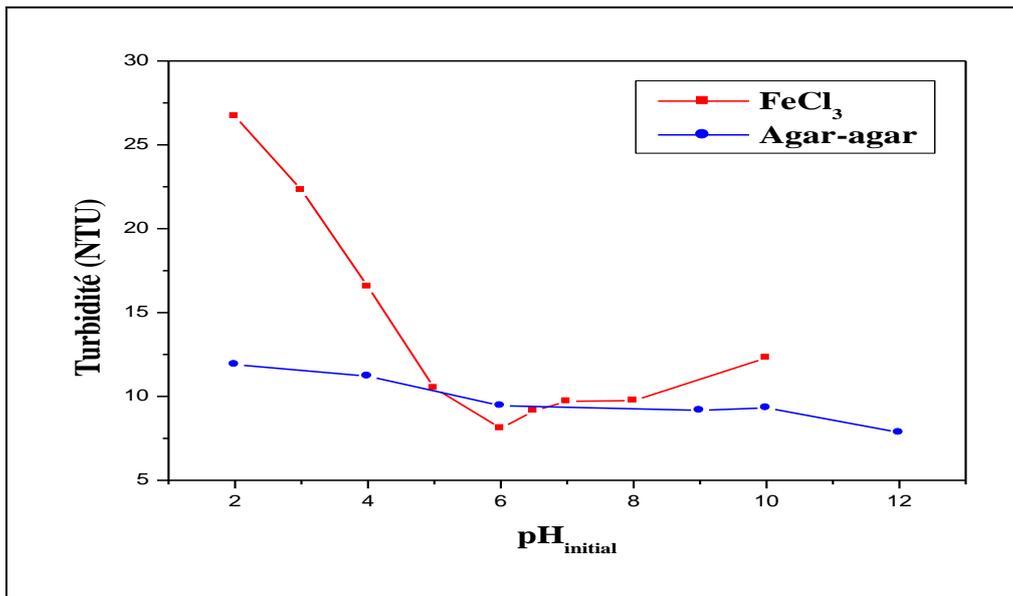


Figure IV-11: effet du pH sur la turbidité

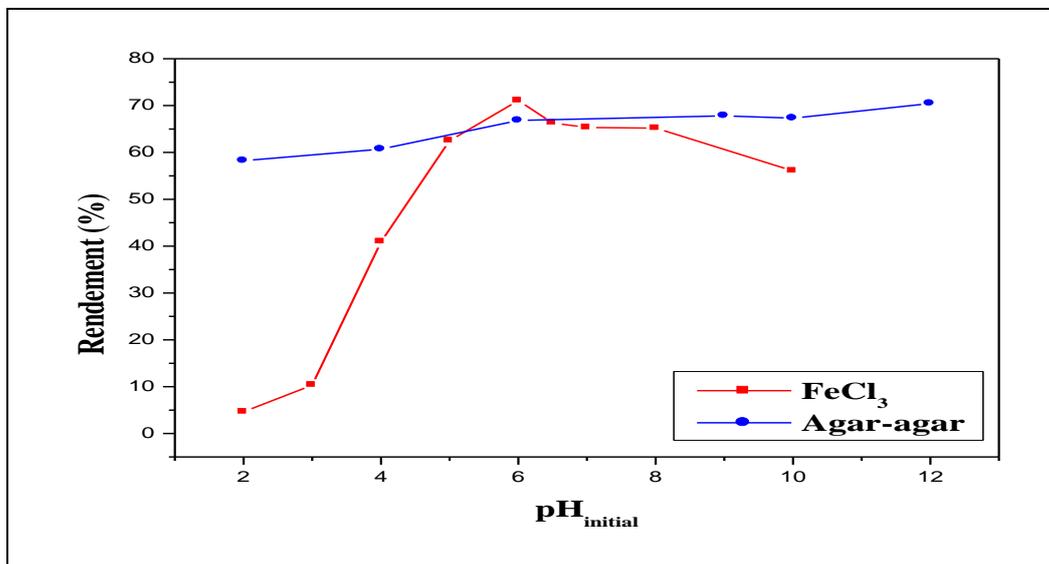


Figure IV-12: effet du pH sur le rendement

Il en ressort de ces résultats que, pour un **pH =6**, la turbidité atteint son minima, elle a diminuée de **28 NTU** à **8,1 NTU** avec un rendement de **71,07%** pour FeCl_3 .

Dans le phénomène de coagulation, il existe, pour chaque eau, et pour chaque coagulant une plage déterminée de pH, pour laquelle se déroule plus rapidement la clarification. Ceci est directement relatif à l'espèce prédominante de chlorure ferrique en solution, en fonction du pH. Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant utilisé est minimale (98).

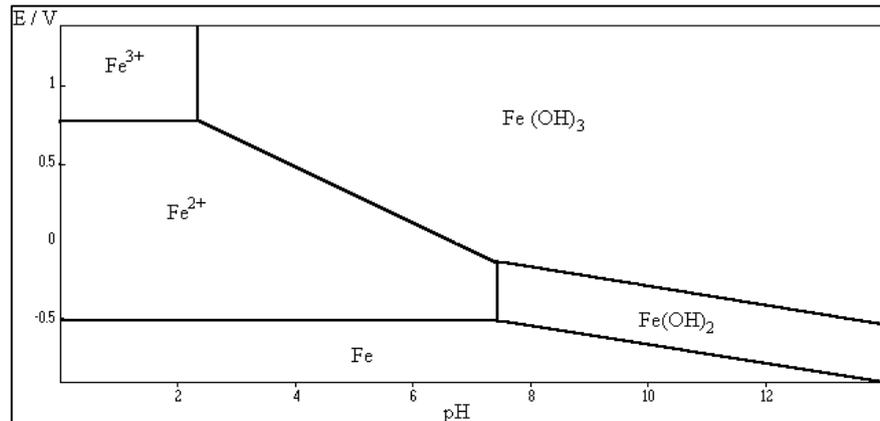


Figure IV-13 : Diagramme de répartition des espèces de fer en fonction du pH

Pour les sels de fer, la plage de pH optimale s'étend de 4 à 6 et de 5 à 7. Lorsque le pH est optimal, les produits solubles de fer sont pratiquement inexistant. Ce qui explique le meilleur rendement de précipitation au alentour de pH=5 d'après le diagramme de répartition des espèces de Fer en fonction du pH. D'après la figure précédente notre pH optimal est égal à 6. A $\text{pH} < 6$ on enregistre une turbidité considérable.

Le chlorure ferrique en contact avec l'eau s'hydrolyse, suivant le pH et la concentration de fer, en monomères solubles. du type $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$, $\text{Fe}(\text{OH})_6^-$ et $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ (98). Les monomères chargés positivement se forment à $\text{pH} < 7$ et ceux chargés négativement à $\text{pH} > 7$. Les formes intermédiaires chargées positivement formées à $\text{pH} < 7$, $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ et $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ sont très efficaces pour neutraliser la charge des colloïdes. Ces formes coagulantes déstabilisent les particules chargées négativement, et après précipitation elles décantent sous forme de complexes hydroxydes de fer-polluant.

Ce changement s'explique par la dissolution des hydroxydes ferriques en milieu acide provoquant la coloration foncée du surnagent et ainsi l'augmentation de la turbidité.

Pour l'agar-agar, la figure précédente on peut remarquer l'existence de 3 phases :

$2 \leq \text{pH} \leq 6$: le taux de diminution est élevé

$6 \leq \text{pH} \leq 10$: ou le taux de diminution devient presque constant

$10 \leq \text{pH} \leq 12$: le taux de diminution augmente considérablement

Ceci peut être justifié par un comportement amphotère de l'agar-agar possédant deux valeurs de pH de charge nulle : $pH_{PZC1}= 4$ et $pH_{PZC2}=12$ et vu la complexité du milieu réactionnel on ne peut s'affirmer sur ces conclusions qu'après une caractérisation plus approfondie.

La figure montre qu'un milieu fortement basique est très favorable pour la réduction de la turbidité. Elle a diminué de **28.5NTU** à **7.85 NTU** pour un **pH= 12** avec un taux d'élimination de **72.46%**.

2-2-2- Sur la DCO :

Les résultats sont représentés sur les figures 16,17 :

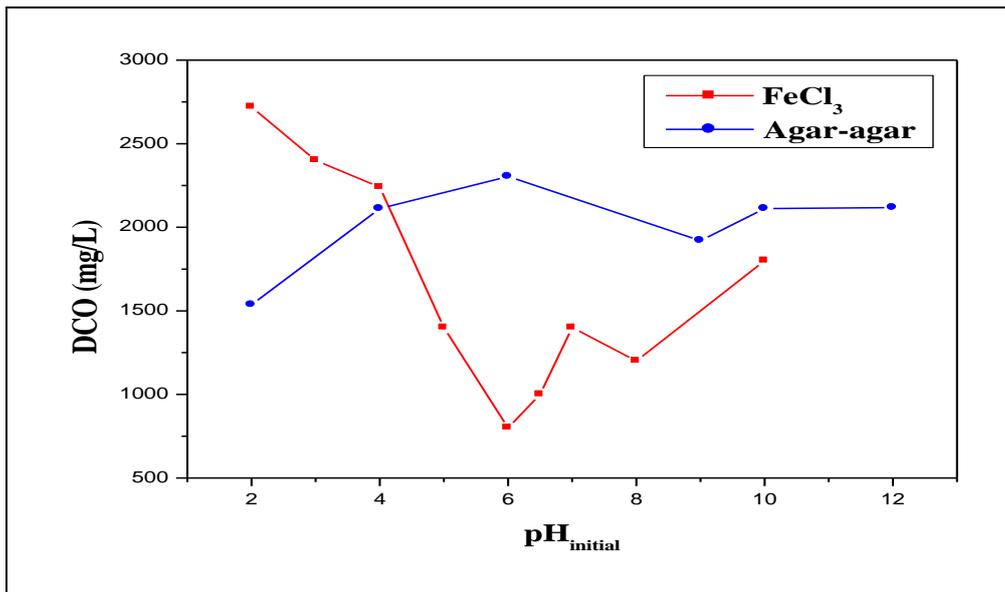


Figure IV-14: effet du pH sur la DCO

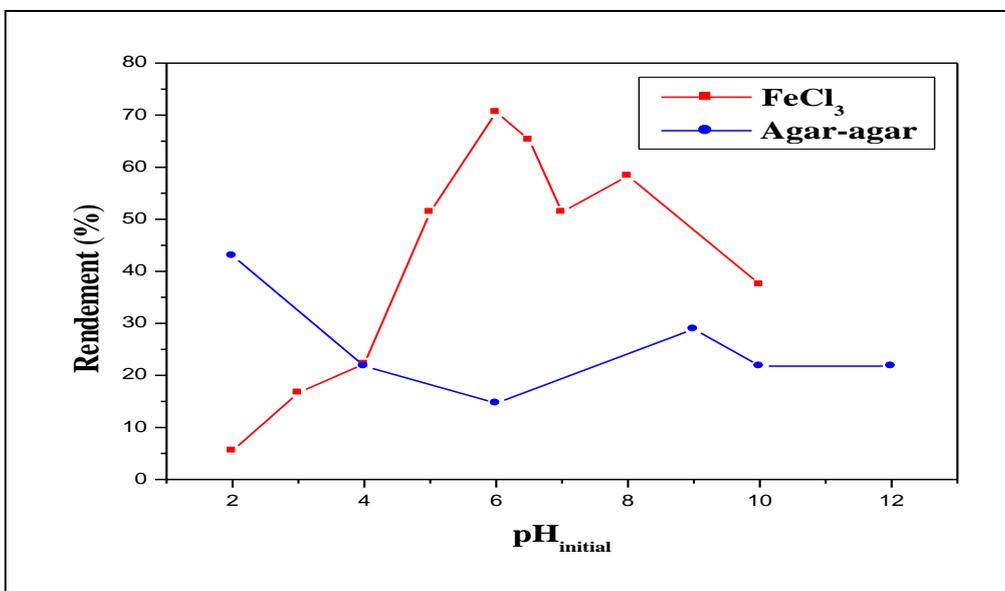


Figure IV-15: effet du pH sur le rendement

Pour unedose de FeCl_3 de **2g/L** et un **pH=6**, la DCO a diminué de **2880 mg/L** à **800mg/L** avec un rendement de **70.59%**, elle est à son maximum. Au delà de ce pH, la DCO a augmenté jusqu'à une valeur de **1800 mg/L** à **pH 10**.

Par ailleurs, une dose d'agar-agar de 2 g/L et:

La DCO est à son minimum pour un pH 2, et à fur et à mesure que le pH augmente la DCO diminue jusqu'à une valeur de **2304 mg/L** à pH 6, après ce pH la DCO diminue jusqu'à une valeur de **2112 mg/L** à pH 10.

A **pH=2** la DCO passe de **2880 mg/L** à **1536 mg/L** avec **R= 43%**

A **pH=10** la DCO passe de **2880 mg/L** à **2112 mg/L** avec **R= 21.78%**

Finalement on peut conclure que le pH optimal pour l'agar-agar est un pH acide qui se situ alentour de pH 2.

2-2-3- Sur le pH final et la conductivité :

Ici nous avons examiné les valeurs du pH et de la conductivité en variant le pH initial. Les résultats obtenus nous ont permis de tracer les courbes suivantes :

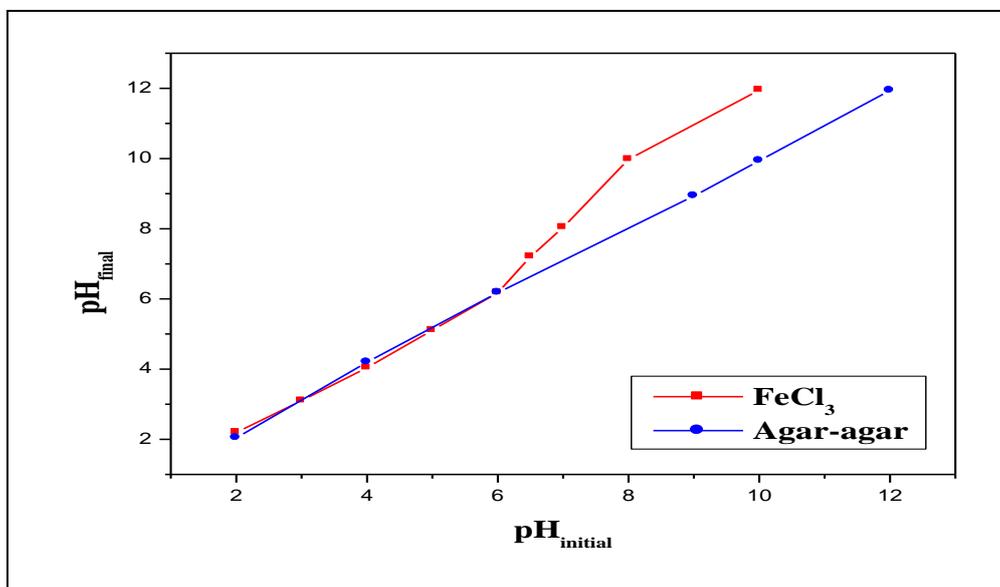


Figure IV-16: effet du $\text{pH}_{\text{initial}}$ sur le pH_{final}

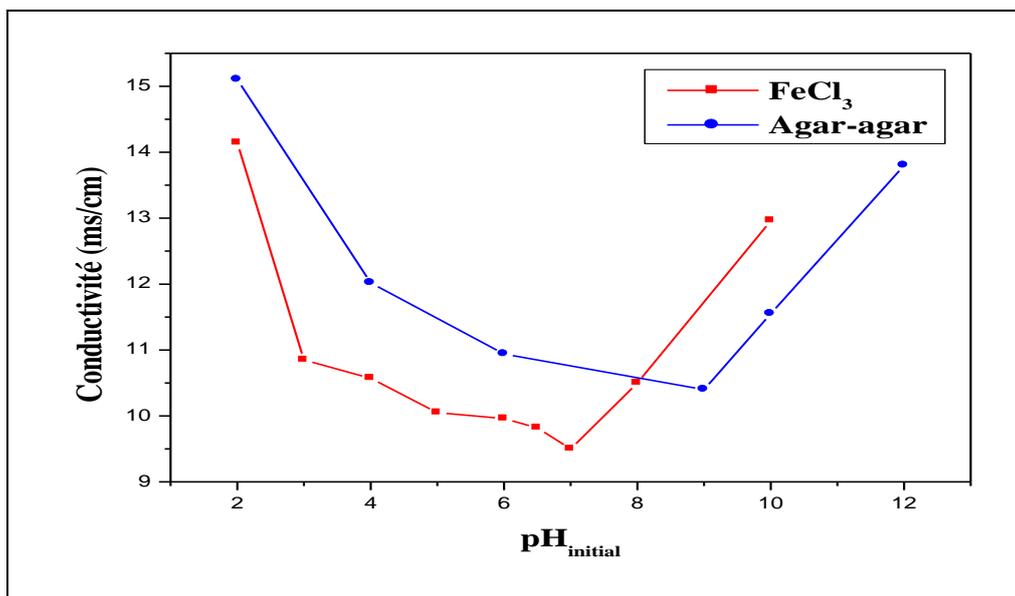


Figure IV-17: effet du pH sur la conductivité

A pH acide la conductivité est à son maximum elle est de **14.14 ms/cm** pour les deux coagulant, en augmentant le pH elle diminue considérablement, en atteignant la valeur la plus basse qui est de **9.5 ms/cm** à pH 7 pour le FeCl₃ et qui est de **10.4 ms/cm** à un pH 9 pour l'Agar-agar. Au delà des pH qui se situent dans la zone de neutralité, la conductivité augmente.

La courbe 18 montre que l'agar-agar ne modifie pas le pH du milieu ce qui confirme son caractère amphotère avec deux pKa (99). Pour le chlorure ferrique, on remarque qu'après un pH de 6 pH de neutralité l'augmentation du pH initial engendre une augmentation du pH final en faveur de ce dernier C'est-à-dire :

Pour : pH initial=6 → pH final = 6

Pour : pH initial=9 → pH final = 10

Pour : pH initial=10 → pH final = 12

Ceci peut être expliqué par premièrement l'existence des monomères solubles du fer du type $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ libérés qui s'ajoute au ions H^+ en milieu acide augmentant ainsi la force ionique et par conséquent la conductivité. Après la neutralité des monomères solubles du fer du type $\text{Fe}(\text{OH})_6^-$ et $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ libérés font place au précédents en milieux basique en augmentant la conductivité du milieu (98).

2-2-4- Sur le phénol :

L'influence du pH sur l'élimination du phénol est représentée sur la figure 20:

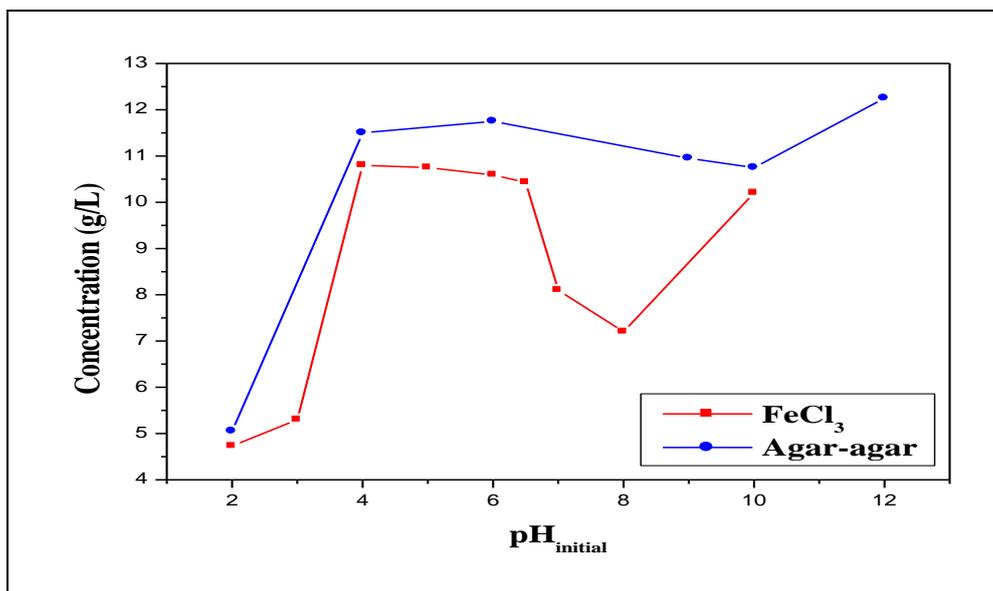


Figure IV-18: effet du pH sur le phénol

La figure montre que, pour un $\text{pH}=2$ la concentration de phénol diminue de $1,54 \text{ g/L}$ à $0,99 \text{ g/L}$ pour FeCl_3 avec un rendement de $35,71\%$ et de $1,63 \text{ g/L}$ à $0,77 \text{ g/L}$ pour l'agar-agar avec un rendement de $52,76\%$. L'élimination de ce composé diminue au cours de l'augmentation du pH.

Nous pouvons observer que l'optimum d'élimination de ce composé correspond à des pH acides $\text{pH}= 2$ à 3 pour les deux coagulant. A pH acide le phénol est sous sa forme neutre favorisant sa précipitation, mais a pH basique il existe une répulsion électrostatique entre le phénol sous forme d'ions phénolates chargées négativement et les ions : hydroxyle, et manomètres de fer chargés négativement réduisant ainsi la précipitation

2-2-4- Sur la couleur :

Après traitement des lixiviats par coagulation-floculation utilisant une dose optimale de 2 g/L pour les deux coagulants considérés on voit clairement que le pH a un grand effet sur la couleur.

Après le traitement, on remarque une dégradation de la couleur des lixiviats du marron foncé au jaune clair ceci pour un pH optimal de 6 pour le chlorure ferrique et un pH de 2 pour l'agar-agar.



Figure IV-19: Dégradation de la couleur en fonction du pH initiale pour le FeCl_3



Figure IV-20: Dégradation de la couleur après optimisation de pH de l'agar-agar

Donc on peut dire que pour un $\text{pH}=2$ l'élimination de la DCO, le phénol et la couleur est plus importante que celle à $\text{pH}=12$. Pour la turbidité, on remarque l'inverse.

La majorité des paramètres sont éliminés à $\text{pH}=2$. Alors, le pH optimal dans notre cas égale à 2.

Tableau IV-3: Récapitulatif des résultats

| | $\text{pH}=2$ | $\text{pH}=12$ |
|------------------------|---------------|----------------|
| Turbidité (NTU) | 11.9 | 7.85 |
| DCO (mg/l) | 1536 | 2118 |
| Phénol (mg/l) | 0.77 | 1.78 |
| Couleur | Jaune clair | Marron foncé |

IV-2-3- Effet du flocculant sur la coagulation :

L'amélioration de la coagulation-floculation exige l'ajout de flocculant. En premier lieu nous avons testé l'amidon, et après plusieurs essais les résultats ont montré qu'il n'a aucun effet sur l'amélioration du processus utilisant l'agar-agar. Alors, nous l'avons remplacé par la chaux.

La caractérisation des lixiviats bruts a donnée les résultats représentés sur le tableau IV-5.

Tableau IV-4: valeurs des paramètres mesurés avant traitement

| | Date de prélèvement | pH | Température °C | Conductivité ms/cm | Turbidité NTU | DCO mg/L | Phénol mg/L |
|-------------------|---------------------|------|----------------|--------------------|---------------|----------|-------------|
| FeCl ₃ | 30/04/2019 | 6 | 17,5 | 10.80 | 28.2 | 2880 | 8.6 |
| Agar-agar | 28/05/2019 | 2/12 | 21,2 | 10.90 | 28.5 | 2880 | 9.05 |

En prenant en compte les paramètres optimaux obtenus précédemment nous avons varié la masse de flocculant (l'amidon et la chaux) afin de déterminer celle qui donne le meilleur rendement sur l'élimination de la turbidité, la DCO et le phénol. L'examen de l'influence de celle-ci sur le profil de la conductivité, pH final et la couleur a été aussi examiné.

Les résultats obtenus sont représentés sur les figures suivantes :

2-3-1- Sur turbidité :

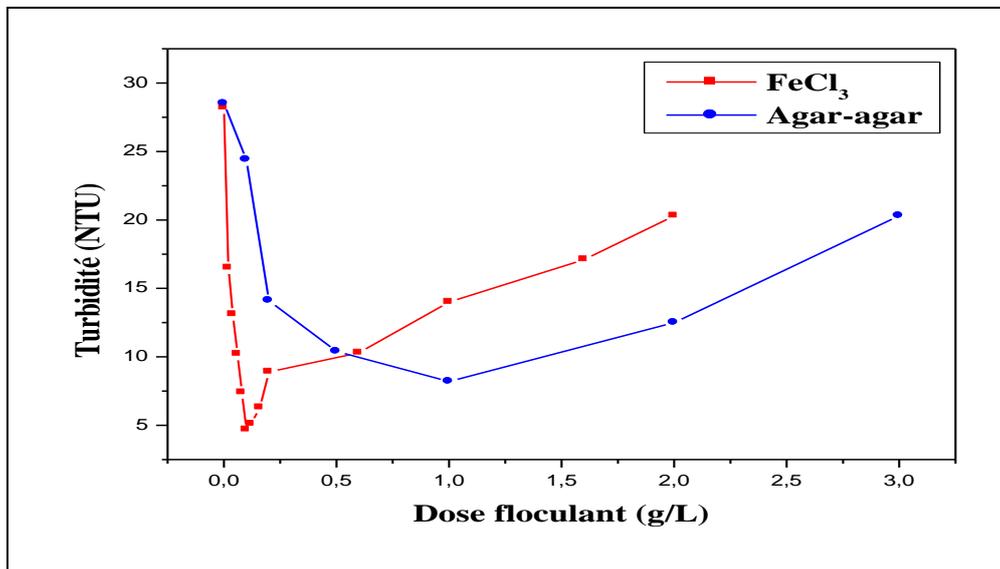


Figure IV-21: effet de la dose du flocculant sur la turbidité

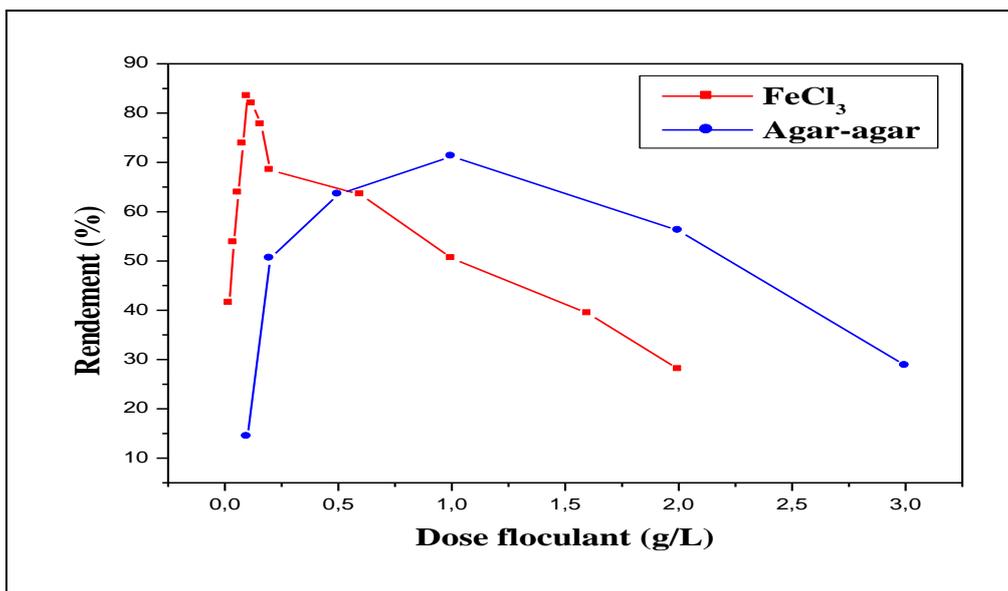


Figure IV-22: effet de la dose du floculant sur le rendement

La turbidité initiale mesurée de ce prélèvement est de **28,5 NTU**. D'après les résultats précédentes, on remarque qu'en cas de traitement sans ajout de floculant, la turbidité diminue pour une dose du coagulant de **2g/L** pour atteindre **8,2 NTU** pour de FeCl₃ et **7,7 NTU** pour l'agar-agar. Cependant dans le cas où nous avons ajouté le floculant, l'élimination est plus efficace et à la dose optimale **0,1g/L** de l'amidon elle atteint **4,68 NTU** pour FeCl₃ et avec une dose de **1g/L** de la chaux, elle atteint **6,2 NTU** pour l'agar-agar. Donc on peut dire que le floculant améliore bien le traitement.

Tableau IV-6: effet de la dose du floculant sur la turbidité et le rendement

| Dose floculant (g/L) | FeCl ₃ | | Dose floculant (g/L) | Agar-agar | |
|----------------------|-------------------|---------------|----------------------|-----------------|---------------|
| | Turbidité (NTU) | Rendement (%) | | Turbidité (NTU) | Rendement (%) |
| 0 | 28.2 | ---- | 0 | 28.5 | ---- |
| 0.06 | 10.2 | 63.83 | 0.1 | 24.4 | 14.38 |
| 0.1 | 4.68 | 83.4 | 0.2 | 14.1 | 50.52 |
| 0.2 | 8.9 | 68.44 | 0.5 | 10.4 | 63.51 |
| 0.6 | 10.3 | 63.44 | 1 | 6.2 | 78.24 |
| 1 | 14 | 50.53 | 2 | 12.5 | 56.14 |
| 2 | 20.3 | 28.01 | 3 | 20.3 | 28.77 |

2-3-2- Sur la DCO :

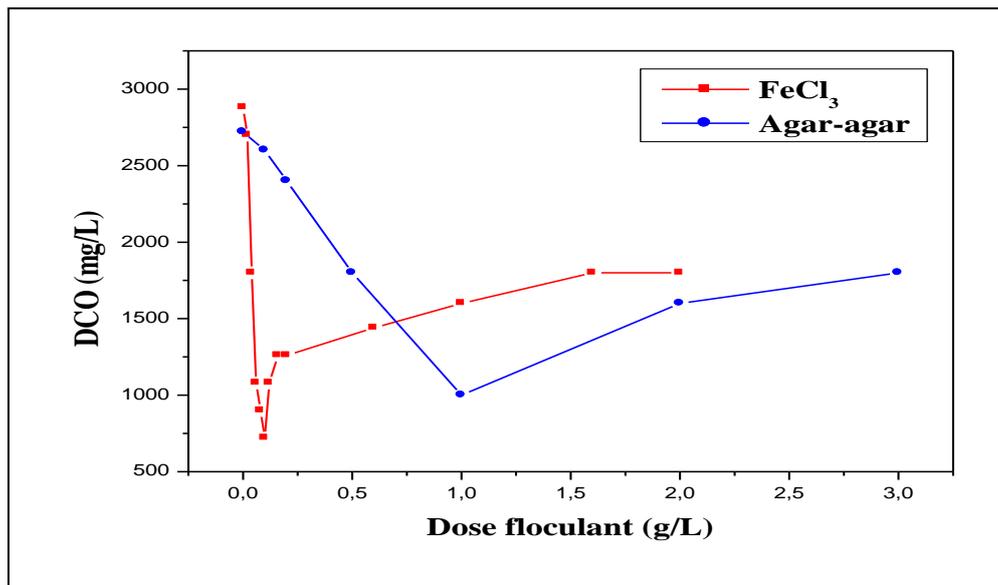


Figure IV-23: effet de la dose du flocculant sur la DCO

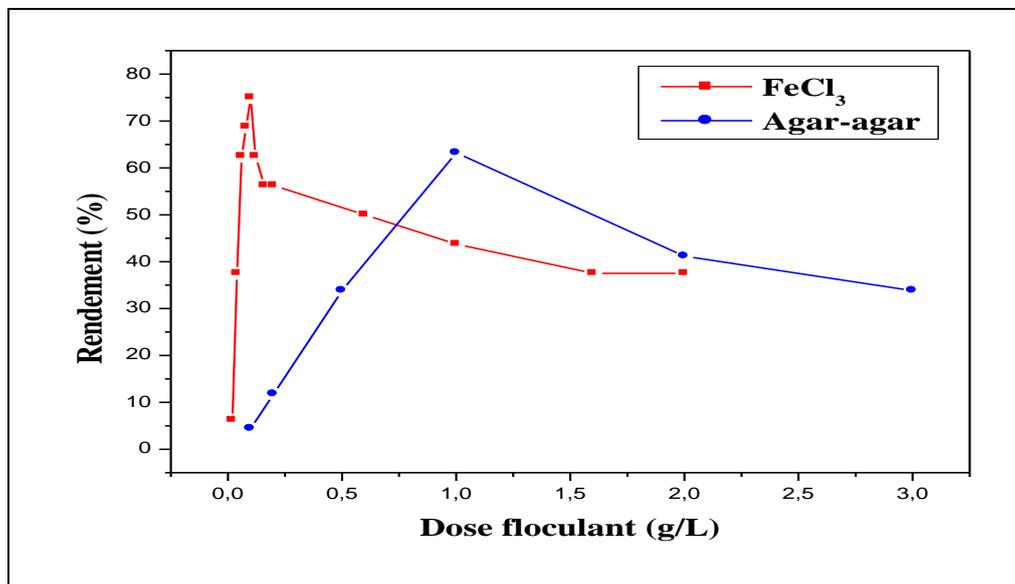


Figure IV-24: effet de la dose du flocculant sur le rendement

Comme pour la turbidité, la DCO a été réduite en augmentant la dose du flocculant ajouté. Elle a diminué de **2880 mg/L** à **720 mg/L** avec un taux d'élimination maximal de **75%** pour FeCl₃ et avec une dose de **0,1 g/L** de l'amidon, et de **2720 mg/L** à **1000 mg/L** avec un taux d'élimination maximal de **63,23%** pour l'agar-agar et avec une dose de **1 g/L** de la chaux.

Tableau IV-7: effet de la dose du floculant sur la DCO et le rendement

| Dose floculant (g/L) | FeCl ₃ | | Dose floculant (g/L) | Agar-agar | |
|----------------------|-------------------|---------------|----------------------|------------|---------------|
| | DCO (mg/L) | Rendement (%) | | DCO (mg/L) | Rendement (%) |
| 0 | 2880 | ---- | 0 | 2720 | ---- |
| 0.06 | 1080 | 62.5 | 0.1 | 2600 | 4.41 |
| 0.1 | 720 | 75 | 0.2 | 2400 | 11.76 |
| 0.2 | 1260 | 56.25 | 0.5 | 1800 | 33.82 |
| 0.6 | 1440 | 50 | 1 | 1000 | 63.23 |
| 1 | 1600 | 43.75 | 2 | 1600 | 41.17 |
| 2 | 1800 | 37.5 | 3 | 1800 | 33.82 |

2-3-3- Sur le phénol :

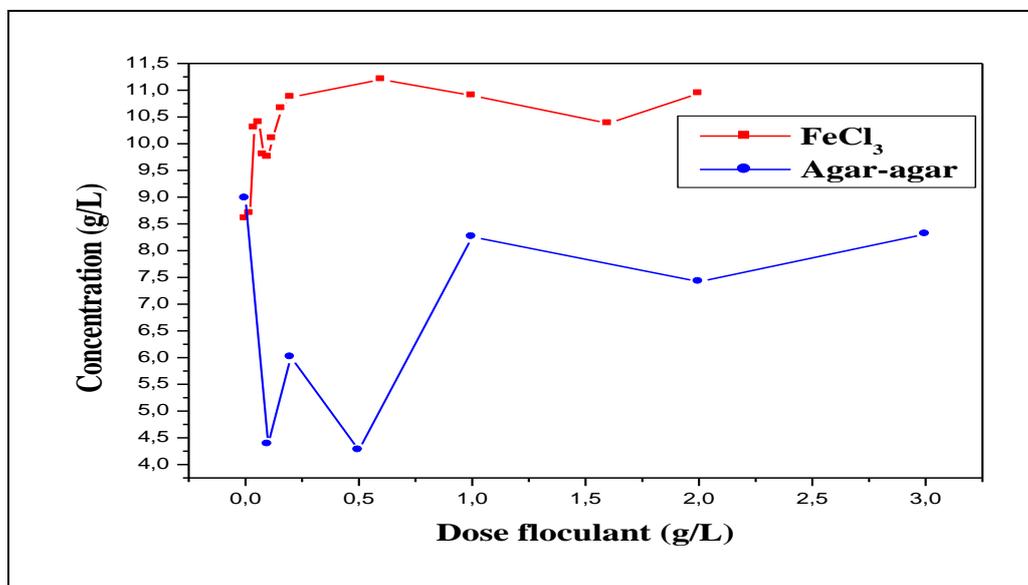


Figure IV-25: effet de la dose de floculant

D'après la figure, on ne remarque aucune élimination de phénol pour FeCl₃. Par contre, une diminution de 1.63 g/L à 0.61 g/L avec un rendement de **62.57%**, est observée avec l'agar-agar pour une dose de la chaux égale à **3g/L**.

Tableau IV-8 : variation de la concentration de phénol

| | FeCl ₃ | | Agar-agar | |
|-------------------------------|-------------------|------------------|------------------|------------------|
| | Avant traitement | Après traitement | Avant traitement | Après traitement |
| Concentration de phénol (g/L) | 1.5 | 1.51 | 1.64 | 0.61 |

IV-2-3-3- Sur la couleur :

Après le traitement avec le flocculant, on a remarqué une dégradation remarquable de la couleur, elle a viré du de marron foncé au presque transparent. Il est à noter que le degré de transparence est plus prononcé pour les échantillons traité avec du chlorure ferrique.

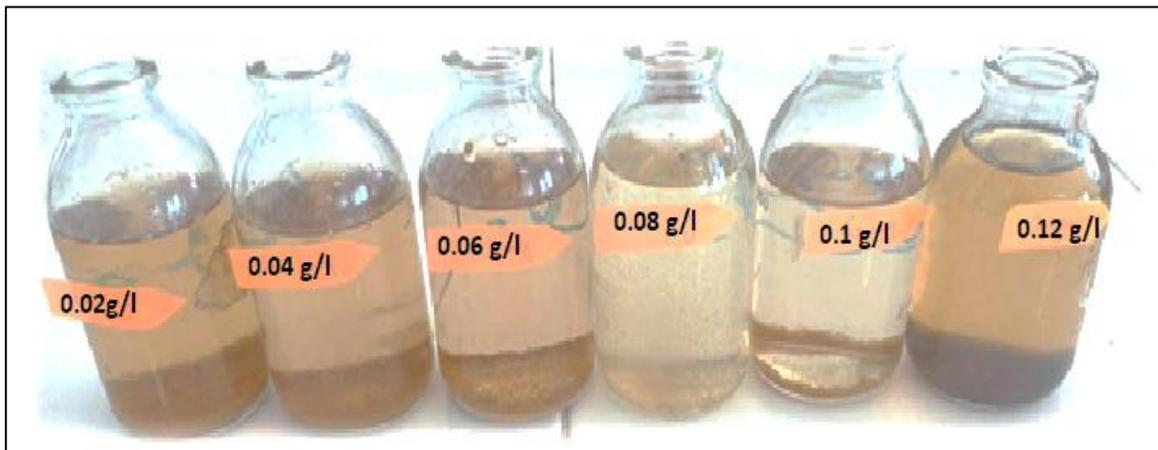
Figure IV-26: Dégradation de la couleur après l'optimisation de la masse de flocculant avec FeCl₃

Figure IV-27: Dégradation de la couleur après l'optimisation de la dose de flocculant avec l'agar- agar

IV-3- Caractérisation du lixiviat après traitement :

Les résultats sont représentés dans le tableau IV-8:

Tableau IV-9 : Caractérisation des lixiviats après traitement

| Paramètre | Unité | Avant traitement | Traitement sans floculant | Traitement avec floculant |
|-------------------------------|-------|------------------|---------------------------|---------------------------|
| Couleur | — | Marron foncé | Jaune claire | Jaune claire |
| Odeur | — | Nauséabonde | Faible odeur | Faible odeur |
| pH | — | 8.59 | 2 | 2 |
| Température | °C | 14.9 | | — |
| Conductivité | ms/cm | 10.34 | 15.1 | 11.69 |
| Oxygène dissous | mg/L | 8.15 | — | — |
| Potentiel redox | mV | -103.4 | — | — |
| Turbidité | NTU | 28.5 | 11.9 | 6.2 |
| DCO | mg/L | 3000 | 1536 | 1000 |
| DBO ₅ | mg/L | 70 | — | — |
| DBO ₅ /DCO | — | 0.023 | — | |
| NO ₃ ⁻ | mg/L | 0.88 | — | 7.7 |
| NH ₄ ⁺ | mg/L | 435.6 | — | |
| PO ₄ ³⁻ | mg/L | 1.04 | — | |
| Cl ⁻ | g/L | 5.7 | — | — |
| Phénol | g/L | 1.5 | 0.77 | 0.61 |



**Conclusion
générale**

Conclusion générale :

Le traitement des lixiviats de décharge ne peut pas être abordé de manière globale tant la nature de ces effluents est variable en fonction des déchets collectes et de la façon dont la décharge est exploitée.

Dans cette étude, le traitement des lixiviats provenant de la décharge publique d'EL HERIA par un procédé de coagulation-floculation a été évalué. Plusieurs expériences jar-test ont été effectuées en vue de déterminer les conditions optimales pour réduire la pollution engendrée par ces lixiviats.

Pour cela nous avons testé un nouveau bio coagulant organique qui est l'agar-agar. Nous l'avons aussi comparé au coagulant chimique le plus utilisé dans les industries de traitement des eaux à savoir le chlorure ferrique.

Au terme de cette étude, il ressort que :

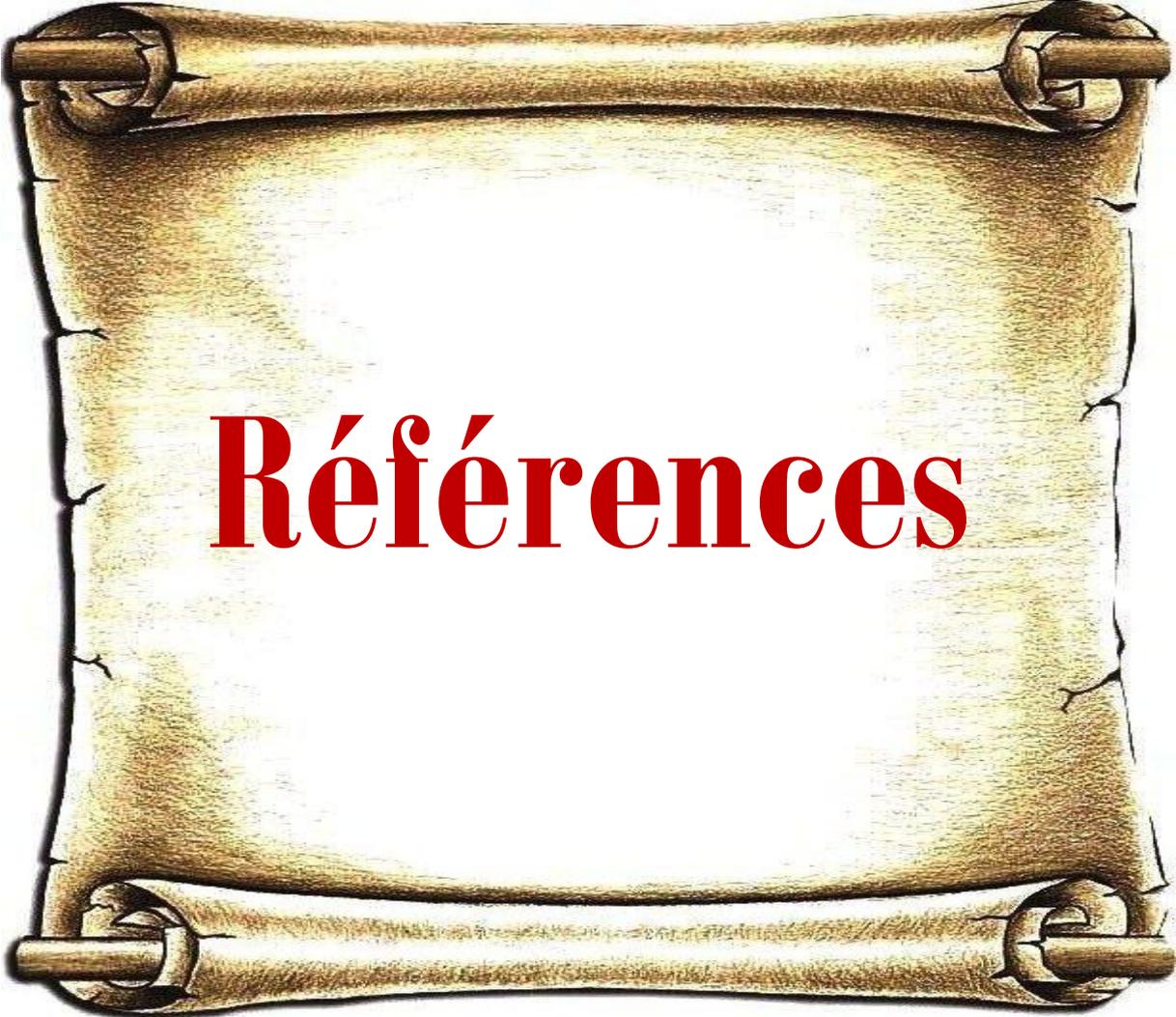
- Après plus de 09 ans d'exploitation de la décharge d'EL HERIA, elle est considérée comme décharge stabilisée, état qui est confirmé par un pH basique et un faible seuil de biodégradabilité ($DBO_5/DCO < 0.3$).
- Son lixiviat est ainsi caractérisé par une forte charge organique avec une DCO qui dépasse la valeur de référence, charge non ou faiblement dégradable composée essentiellement de substances humiques (acides fulviques et humiques). Quant à la charge minérale, elle est traduite par les valeurs élevées de la conductivité et l'azote ammoniacal.
- Ce bio coagulant agar-agar, nous a permis de réduire la turbidité des lixiviats, en passant de **28.5 NTU** à **6.2 NTU**, le rendement est (**78.24%**). la DCO est ainsi réduite de **3000 mg/L** à **1000 mg/L** avec un rendement de **66.67%** pour une valeur optimale de bio coagulant égale à **2g/L** et à pH optimal égale à **2**.
- $FeCl_3$ permet une élimination de la turbidité de **28.5 NTU** à **4.68 NTU**, le taux d'élimination est **83.58%**. Pour la DCO, elle passe de **3000 mg/L** à **720 mg/L**, le rendement est de **76%**.
- Le traitement des lixiviats par l'agar-agar a une faible influence sur le pH et la conductivité.
- Le phénol est faiblement éliminé quelque soit la dose de coagulant. L'influence du pH a révélé une meilleure élimination à **pH= 2 à 3** pour les deux coagulants.
- Pour la dose de **2g/L** de chaque coagulant, le lixiviat est sujet à une décoloration importante.

Les résultats obtenus sont très encourageants car ils montrent que l'agar-agar donne des rendements très importants dans le processus de coagulation-floculation. Mais l'efficacité de ce traitement reste insuffisante pour la DCO qui reste supérieure à la norme de rejet ($DCO > 130$ mg/L). L'étude d'un traitement de filtration sur sol pourrait compléter l'opération

comme traitement de finition pour rendre nos lixiviats satisfaisant aux normes d'admission dans un milieu récepteur.

L'utilisation de l'agar-agar présente plusieurs avantages, parmi eux :

- Ce produit vert peut remplacer certains coagulants inorganiques largement appliqués dans le domaine de traitement des eaux (le chlorure ferrique et le sulfate d'aluminium) ayant des effets néfastes sur l'environnement et la santé humaine.
- On peut éviter des modifications relatives aux propriétés physico-chimiques de l'échantillon traité ainsi que la boue récupérée sera biodégradable et exempte de fer ou d'aluminium et de polymère chimique.
- Valorisation des ressources naturelles qui entrent dans le cadre du développement durable.

A scroll of parchment with the word "Références" written in red. The scroll is unrolled, showing a central rectangular area with a light beige background. The word "Références" is written in a bold, red, serif font, centered horizontally and vertically. The scroll has a textured, aged appearance with some creases and a slightly darker border. The word "Références" is the only text on the scroll.

Références

Références

1. *établissement public de gestion des centres d'enfouissement technique et traitement des déchets de la wilaya de Constantine (présentation d'un centre d'enfouissement technique d'IBN BADIS). EPIC EPWG - C.E.T de Constantine 01/03/2010.*
2. **P. PINEL-RAFFATIN.** Suivi des métaux et métalloïdes dans les effluents de centres de stockage de déchets: spéciation et devenir des composés de l'arsenic et de l'étain dans les lixiviats et les biogaz. *thèse de doctorat, environnement et matériaux, université de Pau et des pays de l'Adour.* 2006.
3. **Kulikowska D., Klimiuk E.** *The effect of landfill age on municipal leachate composition.* s.l. : Bioresource. Technol. 99, 5981-5985, 2008.
4. *Institut de Veille Sanitaire, Stockage des Déchets et santé publique. Synthèse et recommandation. rapport rédigé à la demande des ministères respectivement chargés de l'environnement et de la santé française.* 2004.
5. **Wagner G., Vassel J.-L.** Tests de lixiviation/percolation en colonnes sur ordures ménagères en vue de la caractérisation des lixiviats d'un centre d'enfouissement technique, *Tribune de l'Eau.* 1997. 590/591, pp 35-48.
6. **N, Millot.** Les lixiviats de décharge concolée, caractérisation analytique, étude des filières de traitement, Thèse de doctorat en gestion et traitement des déchets. Université de Lyon : s.n., 1986.
7. **Pronost R, Matejka G.** *Les lixiviats de décharge d'ordures ménagères. production, caractérisation, traitement, Environnement & technique, 196(2000) 25-29.*
8. **G.J, FARQUHAR.** *Leachate : production and characterization. Can J.Eng., 16(3).317-325.* 1989.
9. **J.P, Deunevy.** *les lixiviats de décharges, Approche méthodologie de leur toxicité aiguë en fonction des différents modes de traitement. Thèse de troisième cycle INSA Lyon 333p.* 1987.
10. **Dgremont.** *mémento technique de l'eau, tome 1, édition technique et documentation.* 1989.
11. **B, Lakhdari.** Effet de la coagulation-floculation sur la qualité des eaux épurées de la STEP de Ain El Hourtz. Mémoire de magister en chimie inorganique et environnement; Département de chimie; faculté des sciences, université AbouBekerBekaid, Telemcen. 2011.
12. **Rodier J., Bazin C., Chanbon P., Broutin J.P, Champsaur H., et Rodi L.** *l'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer.* s.l. : 8ème Ed. Dunod, Paris : 1383p, 1996.
13. **J, Rodier.** *l'analyse de l'eau.* s.l. : 9ème édition, Dunod, Paris, 2009.
14. **F, Colin.** Etude des mécanismes de la genèse des lixiviats. Inventaire et examen critique des tests de laboratoire, Nancy IRH(1989). Rapport RH 84-136.
15. **ADEME.** Déchets municipaux. ADEME (Ed), 2ème édition, Paris, p 11. 2000.
16. **Sillet A.A., Royer S., Coque Y., Thomas O.** *Les lixiviats de décharges d'ordures.*

17. **Öman C.B., Hynning P.A.** *Identification of organic compounds in municipal landfill leachates*, *Environ.Pollut.* 80 (1993) 265-271.
18. **Jensen D.L., Ledin A., Christensen T.H.** *Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater*, *Water Res.* 33 (1999) 2642-2650.
19. **Christensen J.B., Jensen D.L., Christensen T.H.** *Effect of dissolved organic carbon on the mobility of cadmium, nickel and zinc in leachate polluted groundwater*, *Water Res.* 30 (1996) 3037–3049. .
20. **Gounaris V., Anderson P.R., Holsen T.M.** *Characteristics and environmental significance of colloids in landfill leachate*, *Environ. Sci. Technol.* 27 (1993) 1381–1387. .
21. **S.I, Thonart P.et Diabate.** *guide pratique sur la gestion des déchets ménagers et des sites d'enfouissement technique dans les pays du sud*. s.l. : institut de l'énergie et de l'environnement de la francophonie (IEPF), Québec, Canada, 2005.
22. **Kargi F., Pamukoglu M.Y.** *Aerobic biological treatment of pre-treated landfill leachate by fed-batch operation*, *Enzyme. Microb.Tech.* 33 (2003) 588-595. .
23. **Gálvez A., Giusti L., Zamorano M., Ramos-Ridao A.F.** *Stability and efficiency of biofilms for landfill leachate treatment*, *Bioresource. Technol.* 100 (2009) 4895-4898.
24. **Lema J.M., Mendez R., Blazquez R.** *Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review*, *Water. Air. Soil. Pollut.* 40 (1988) 223-250. .
25. **Mehmood M.K., Adetutu E., Nedwell D.B., Ball A.S.** *In situ microbial treatment of landfill leachate using aerated lagoons*, *Bioresource. Technol.* 100 (2009) 2741-2744. .
26. **Bae B.U., Jung E.S., Kim W.R., Shin H.S.** *Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation*, *Water Res.* 33 (1999) 2669-2673.
27. **Kornaros M., Lyberatos G.** *Biological treatment of wastewaters from a dye manufacturing company using a trickling filter*, *J. Hazard. Mater.* 136 (2006) 95-102.
28. **Loukidou M.X., Zouboulis A.I.** *Comparaison of two biological treatment process using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment*, *Environ. Pollut.* 111 (2001) 273–281.
29. **Hoilijoki T.H., Kettunen R.H., Rintala J.A.** *Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature*, *Water Res.* 34 (2000) 1435-1446. .
30. **Sung Sung M., Chang D., Lee H.Y.** *Performance improvement of an unstable anaerobic leachate treatment system in an industrial waste landfill*, *Water. Sci. Technol.* 36 (1997) 333–340 .
31. **Linde K., Jönsson A.S.** *Nanofiltration of salt solution and landfill leachate*, *Desalination.* 103 (1995) 223–232. .
32. **Chaudhari L.B., Murthy Z.V.P.** *Treatment of landfill leachates by nanofiltration*, *J. Environ. Manage.* 91 (2010) 1209-1217. .
33. **Kanga K H., Shinb H.S., Parka H.** *Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications*, *Water Res.* 36 (2002) 4023–4032. .

34. **Trebouet D., Schlumpf J.P., Jaouen P.** Quemeneur F., Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration process, *Water Res.* 35 (2001) 2935–2942.
35. **Linde K., Jönsson A.S., Wimmerstedt R.** Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis, *Desalination.* 101 (1995) 21-30.
36. **Ushikoshi K., Kobayashi T., Uematsu K., Toji A., Kojima D., Matsumoto K.** Leachate treatment by the reverse osmosis system, *Desalination.* 150 (2002) 121-129. .
37. **Choo K.H., Lee C.H.** Membrane fouling mechanism in the membrane-coupled anaerobic bioreactor, *Water Res.* 30 (1996) 771–1780. .
38. **T.A, Peters.** Past and future of membrane filtration for the purification of landfill leachate, *Proceedings of the 7th International Landfill Symposium Sardinia, Italy* (1999) 335–344. .
39. **Ozturk I., Altinbas M., Koyuncu I., Arikan O., Gomec-Yangin C.** Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates, *Waste. Manage.* 23 (2003) 441–446. .
40. **Li X.Z., Zhao Q.L.** Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium–nitrogen as pretreatment, *Chemosphere.* 44 (2001) 37–43. .
41. **Çeçen F., Gürsoy G.** Characterization of landfill leachates and studies on heavy metal removal, *J. Environ. Monit.* 2 (2000) 436–442. .
42. **Kurniawan T.A., Lo W.H., Chan G.YS.** Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, *J. Hazard.Mater.* 28 (2006) 80-100. .
43. **Rubio J., Souza M.L., Smith R.W.** Overview of flotation as a wastewater treatment technique, *Miner. Eng.* 15 (2002) 139–155.
44. **Zouboulis A., Jun W., Katsoyiannis A.** Removal of humic acids by flotation, *Colloids Surf. A, Physicochem. Eng. Aspects.* 231 (2003) 181–193. .
45. **Lim Y.N., Ghazaly Shaaban M., Yin C.Y.** Treatment of landfill leachate using palm shell activated carbon column: Axial dispersion modeling and treatment profile, *J. Chem. Eng.* 146 (2009) 86-89. .
46. **Agha mohammadi N., bin Abdul Aziz H., Isa M.A., Zinatizadeh A.A.** Powdered activated carbon augmented activated sludge process for treatment of semi-aerobic landfill leachate using response surface methodology, *Bioresource. Technol.* 98 (2007) 3570-3578. .
47. **Li W., Hua T., Zhou Q., Zhang S., Li F.** Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption, *Desalination.* 264 (2010) 56-62. .
48. **Morawe B., Ramteke D.S., Vogelpohl A.** Activated carbon column performance studies of biologically treated landfill leachate, *Chem. Eng. Process.* 34 (1995) 299–303. .
49. **Bu L., Wang K., Zhao Q.L., Wei L.L., Zhang J., Yang J.C.** Characterization of dissolved organic matter during landfill leachate treatment by sequencing batch reactor, aeration corrosive cell-Fenton, and granular activated carbon in series, *J. Hazard. Mater.* 179 (2010) 1096-1105. .

50. **Rodriguez J., Castrillon L., Maranon E., Sastre H., Fernandez E.** Removal of nonbiodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption, *Water Res.* 38 (2004) 3297–3303. .
51. **Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P.** Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *J. Hazard. Mater.* 150 (2008) 468-493. .
52. **Fatima Boumechhour, .et Al.** Treatment of landfill leachate using Fenton process and coagulation-flocculation. 2012.
53. **Tata-Ducruf.** Centre de Montpellier; Dessalement de l'eau de mer : bilan des dernières avancées technologiques; bilan économique; analyse critique en fonction des contextes; comptecb@orange.fr. s.l. : Agence Française de Développement:ENGREF, janvier 2009.
54. **Eaux souterraines saumâtres au Maroc, potentialités en tant que ressources alternatives.** Marrekch Direction de la recherche et de la planification de l'eau
55. **Dr Arris Sihem.** Cours master 1 génie de l'environnement.
56. **Beaudry, Jean Paul.** Traitement des eaux, Ed. le Griffon d'argile INC, CANADA. 1984.
57. **J, Vigouret.** Le potentiel Zeta et son application dans le domaine de l'eau potable. (*TECHNIQUES ET SCIENCES MUNICIPALES* 75 (1980) NR 3). 1985.
58. **Christophe, Labarre.** Université de Lorraine, <http://web04.inpl-nancy.fr/ENSAIA/marie/web/ntic/pages/2006/labar.html>(consulté le 06/04/2013).
59. **Ecylopeadi, Universalis En ligne.** <http://www.universalis.fr/encyclopedie/colloides/>(consulté le 02/05/2013).
60. **olivier, cuisset.** le potentiel électrocinétique des argiles. influence de la salinité, Département de géotechnique Laboratoire central.
61. **Desjardins R, 1997.** Traitement des eaux; Edition de l'école polytechnique de Montréal, 2ème édition revue et améliorée.
62. **Desjardins.** *le traitement des eaux 2ème édition revue Raymond Desjardins.* 1997.
63. **F, Valiron.** *gestion des eaux: alimentation en eau - assainissement, Presses de l'école nationale des ponts et chaussées.* Paris : s.n., 1989.
64. **J, Vigouret.** *le potentiel zêta et son application dans le domaine de l'eau potable, TSM, p: 91,95.* 1985.
65. **F, Fiessinger.** *la coagulation: errements anciens et nouveaux, TSM, 1976,p:147-162.*
66. **R, Hogg.** *flocculation and dewatering.international journal of mineral processing,58, (2000) 223-236.*
67. **Camp T.R, Rost D.K and Bhosta B.V.** *effects of temperature on the rate of floc formation, journal A mA (1940) 893-901.*

68. **Gallard H, U.V. Gunten.** *chlorination of natural organic matter: kinetics of chlorination and of THM formation, water Res.36 (2002) 65- 74.*
69. **Degrémont.** Mémento technique de l'eau. Dégremont.France. 2005.
70. **Ndabigengesere, A and K.S Narasiah.** *quality of water treated by coagulation using Moringa oleifera,Wat, Res, 32 (3): 781-791. 1998.*
71. **Semerjin, L. et G.M. Ayoub.** *High-pH-magnesium coagulation-floculation in wastewater treatment. Adv. Env. Res. 7:389_403. . 2003.*
72. www.fondationensemble.org.
73. **A.Zuhri, A.Abid et.** revue des Energies renouvelables. Vol. 20, 1 (2017) 61 - 67.
74. Évaluation d'un procédé de coagulation floculation au chitosane pour l'enlèvement u phosphore dans les effluents piscicoles. rue Notre-Dame Ouest Montréal (Québec) H3C 1K3 Février 2008 : École de Technologie Supérieure (ÉTS) 1100.
75. **A, Abid. A et Zouhri.** Substitution des flocculants chimiques par le cactus dans le procédé de traitement par coagulation-floculation des rejets industriels de textile. s.l. : Laboratoire d'Ingenierie des procédés et optimisation des systèmes industriels. Laboratoire des procédés de Valorisation des ressources Naturelles, des matériaux et Environnement.
76. **Jacques K. Fatombi, Roger Gérard Jossé, Valentin Wotto, Taofiki Aminou, Bruno Coulomb.** Paramètre physico-chimiques de l'eau d'Okpara traitée par les graines de Moringa Oleifera. s.l. : Laboratoire d'Expertise et de recherche en Chimie de l'Environnement et de l'eau (LERCEE) Faculté des sciences et techniques/ Département de chimie: Université d'Abomey-calavi. Laboratoire de chimie et Environnement: Université de Provence, Marseille.
77. **Jacques K. Fatombi, Roger Gérard Jossé, Boniface Yehouenou, Valentin Wotto, Taofiki Aminou.** Traitement des eaux de surface par les coagulants a base de COCO. s.l. : Laboratoire d'Expertise et de recherche en Chimie de l'Environnement et de l'Eau (LERCEE/ FAST/ CHIMIE/ UAC), Laboratoire d'Etude et de recherche en Chimie Appliquée (LERCA/ EPAC/ UAC).
78. **Lessoued. R, Souahi. F.** Evaluation de la pollution des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement. s.l. : Département de Génie Chimique, Ecole Nationale Polytechnique, Alger.
79. **Hecini I, Achour S.** Elimination des composés organiques phenoliques par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. s.l. : Laboratoire de recherche en hydraulique et de surface- LARHYSS. Université de Biskra, BP 145 RP, 07000, Algérie.
80. **Zhang, B, Xiong,B,Yu,D, et Jia, X,.** Mechanism of waste wage sludge polyysis in a turbularfurnace. International journal of hydrogenergy. P36(1)335-363 . 2011.
81. **Meysam Farahania, Siti Rozaimah Sheikh Abdullaha ,Soraya Hosseinib, Shahed Shojaeipourc & Mehdi Kashisaza.** Adsorption-based Cationic Dyes using the Carbon Active Sugarcane Bagasse. 2011.

82. **Ayral, C.** Elimination de polluant aromatique par oxydation catalitique sur charbon actif, thèse de doctorat, université de toulouse, France.
83. **Gregorio Cirini, Pierre-Marie Badot.** Traitement et épuration des eaux industrielles polluées. 2007.
84. **BA, Mouhamed Lamine.** ADSORPTION DE METAUX LOURDS DANS DES EAUX USEES PAR DES CHARBONS ACTIFS PREPARES A PARTIR DE BIOMASSES LOCALES. 2008.
85. **Zohra, Belkbir.** valorisation des déchets agro-alimentaires cas des grignons d'olives. mémoire de magister. 2007.
86. *Rapport: "Présentation du centre d'enfouissement technique d'EL HERIA".* Aout 2006.
87. **Fatima Boumechhour, Kerbachi Rabah, Chikbouni Lamine et Benmenni Med Said.** treatment of landfill leachate using Fenton process and coagulation/ flocculation . s.l. : Department of Environmental Engineering, National Polytechnic School 10, El Harrach, Algiers, Algeria and department of EnvironmentalEngineering, University of Boumerdes, Boumerdes, Algeria.
88. **A.E, Kouassi et Koffi Y.B et Kouame I.K, S.** Caractérisation physico-chimique du lixiviat d'une decharge de l'Afrique de l'ouest: cas de la decharge d'Akouedo(Abidjan- Cote-d'Ivoire). 2014. pp. 63-74.
89. **Jacques K. Fatombi, Roger Gérard Jossé, Boniface Yehouenou, Valentin Wotto et Taofiki Aminou.** traitement des eaux de surface par les coagulants a base de COCO. s.l. : J. Soc. Ouest-Afr. Chim. (2007) 023; 75 - 79.
90. **C, Cardot.** *les traitements de l'eau. Procédés physico-chimiques et biologiques.* s.l. : ELLIPS EDITION Marketing S.A., 1999.
91. **C, LIND.** Coagulation control and Optimization: Part 2, Public Works. Nov 1994.
92. **W.M., CHOW.** Behavipur of aluminium and its ecological significance in natural waters, water supply. 1992. 1-10.
93. **FLETCHER I., ADGAR A., COX C.S., BOEHME T.J.** Neutral Network applications in water industry. London, UK : s.n., 2001.
94. **LAMRINI B., LE LANN M-V., BENHAMMOU A., LAKHAL K.,.** Detection of functional states by the "LAMDA" classification technique: application to a coagulation process in drinking water treatment. Elsevier, C.R. Physique. 2005. 1161-1168.
95. **C, LIND.** Coagulation Control and Optimization: Part 1. s.l. : Public works, Oct 1994.
96. **Linda HECINI, Samia ACHOUR.** Coagulation-flocculation au sulfate d'aluminium de composés organiques phénoliques et effet de sels de calcium et magnésium. s.l. : Revue des sciences de l'eau, 27(3), 271–280, 2014. Vol. 27, 3.
97. **Rodier J., Bazin C, Chanbon P, Broutin J.P, Champsaur H., et Rodi L.** L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires et eau de mer. s.l. : 8ème Ed. Dunod, Paris: 1383.

98. **Desjardins, Raymond.** le traitement des eaux. s.l. : 2ème édition, Presses internationales polytechnique .

99. <http://foodb.ca/compounds/FDB016843>.



Annexes

ANNEXE 1

Fiche technique de Chlorure ferrique

- Formule chimique : $\text{FeCl}_3, 6\text{H}_2\text{O}$.
- Poids moléculaire 270.30 g/mol.
- Etat physique : solide.
- Apparence : poudre de couleur orange à brun noir.
- Point de fusion : 306C° .
- Point d'ébullition : 315C° .
- Densité : 2.9.
- Densité spécifique de vapeur : 5.61.
- Solubilité : soluble dans l'eau (réaction exothermique), soluble avec l'alcool, l'acétone et l'éther.

ANNEXE 2

Fiche technique de l'Agar-agar

- Apparence : poudre fine de couleur beige clair.
- Point de fusion : 83-93C°.
- Point de gélification : 35C°.
- pH final (1.5%) : 7.0±0.2 à 25C°.
- force de gel (1.5%) : 850g/cm².
- Solubilité : total à 1.5% dans l'eau déminéralisé à température supérieure à 90C°.

ANNEXE 3

Détermination de la demande chimique (DCO)

Principe :

Dans des conditions opératoires bien définies, certaines matières sont oxydées par le dichromate de potassium en milieu acide et en présence de catalyseurs. Un agent masquant permet d'éviter l'interférence éventuelle des chlorures.

L'excès de dichromate introduit est dosé par un réducteur, sel de Mohr, on peut ainsi remonter à la quantité de dichromate consommé par les matières oxydables. Un indicateur approprié permet de détecter la fin du dosage.

Appareillage :

-Thermo-réacteur.

Réactif :

-Solution de digestion :

- 10.2 g de dichromate de potassium.
- 83.3 g de sulfate de mercure.
- 140 ml d'acide sulfurique concentré.
- 500ml d'eau distillé.
- Agiter et compléter jusqu'à 1000ml.

-Réactif acide :

- Introduire 10.1 g de sulfate d'argent dans 1000 ml d'eau distillé.

-Solution de Mohr (la solution de sulfate de fer(II) et d'ammonium) de 0.1M.

-Solution de ferroïne.

Mode opératoire :

-Introduire dans les tubes de DCO :

- 2 ml d'échantillon (pour le blanc 2 ml d'eau distillé).
- 1.2 ml de la solution de digestion.
- 2.8 ml du réactif acide.

-Après fermeture et homogénéisation, mettre dans le thermo-réacteur pendant 2 heures à 148C°.

-Enlever avec précaution le bouchon d'un tube contenant l'échantillon digéré. Rincer les parois internes avec moins d'1 ml d'eau ou, en alternative, transvaser quantitativement dans un autre récipient approprié.

-Tout en agitant, ajouter une goutte de solution d'indicateur ferroïne.

-Titrer en agitant la solution de sel de Mohr jusqu'à ce que la couleur de l'échantillon vire brusquement du bleu verdâtre à l'orange-marron. Noter le volume nécessaire (V_2 ml) de la solution de sel de Mohr (Titrer également l'essai à blanc).

La demande chimique en oxygène exprimée en mgO_2/l est donnée par la formule suivante :

$$DCO = \frac{8000 \times C_{\text{sel de Mohr}} \times (V_1 - V_2)}{V_0}$$

V_0 : le volume, en ml, de la prise d'essai avant dilution éventuelle

V_1 : le volume, en ml, de la solution de sel de Mohr pour l'essai à blanc

V_2 : le volume, en ml, de la solution de sel de Mohr utilisé pour la détermination.



Figure 9 : Changement de couleur durant le titrage.

ANNEXE 4

Détermination de chlorure

(Méthode de Mohr)

Principe :

Quand les chlorures réagissent avec le nitrate d'argent en forment un précipité blanc de chlorure d'argent qui ne indique la présence de chlorure.

Les nitrate d'argent et en présence de dichromate de potassium comme indicateur forment un précipité rouge qui indique se rendre au point final de l'évaluation.

Réactifs :

-Dichromate de potassium 5%.

-Nitrate d'argent 1N.

Mode opératoire :

-Prendre 10 ml d'échantillon à analysé.

-Ajouter 50ml d'eau distillé.

-Ajouter 3ou 4 goutte de dichromate de potassium.

La teneur en Chlorure est donnée par l'expression :

$$Cl^{-} \left(\frac{g}{l} \right) = \frac{(V \times N \times f)_{AgNO_3} \times 0.0355 \times 1000}{V_{\text{échantillon}}}$$

ANNEXE 5

Courbe d'étalonnage de bleu de méthylène

Une série d'échantillons a été préparé en vue d'établissement de la courbe d'étalonnage à partir de la solution mère, cette dernière comprendra les concentrations suivantes :

1 mg/L, 2 mg/L, 3 mg/L, 4 mg/L, 5 mg/L

L'analyse par UV à une longueur d'onde 270 nm a donné les résultats suivants :

| Concentration (mg/L) | Absorbance |
|----------------------|------------|
| 1 | 0.2286 |
| 2 | 0.4151 |
| 3 | 0.6694 |
| 4 | 0.9014 |
| 5 | 1.1575 |

Ces résultats nous mènent à tracer les courbe suivante :

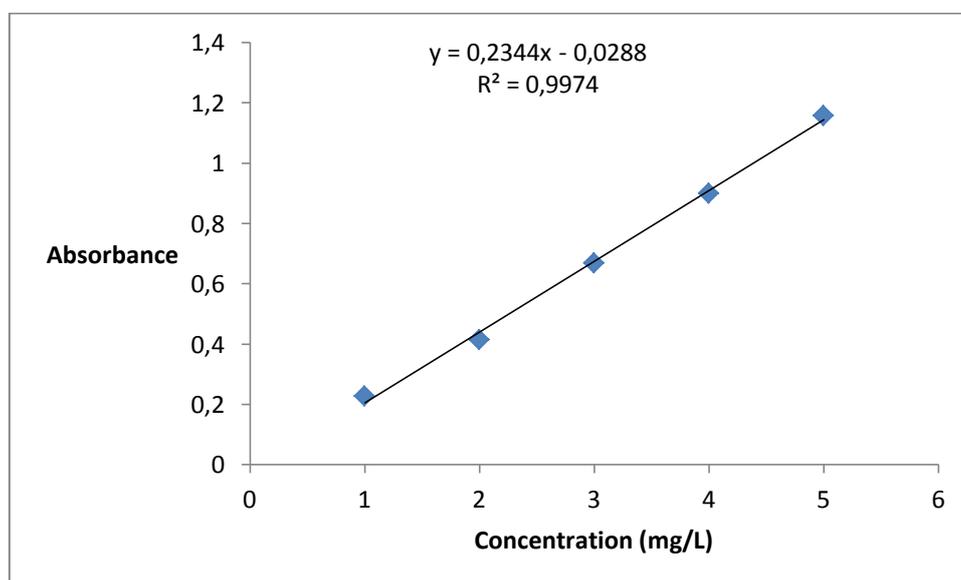


Figure 10 : Courbe d'étalonnage de bleu de méthylène.

Résumé :

L'étude de la caractérisation des lixiviats issues du CET d'EL HERIA a montré qu'ils s'agissent des lixiviats stabilisés avec un rapport DBO_5/DCO faible, ce qui indique la nécessité et la difficulté de son traitement. L'objectif principal de ce travail était d'examiner l'efficacité de l'agar-agar comme coagulant naturel pour l'élimination de la turbidité, la DCO et la teneur en phénol sous l'effet de certains paramètres tel que : le pH et la dose d'adjuvants considérés.

L'analyse physico-chimique des lixiviats traités par l'agar-agar a révélé que le traitement aboutit à des résultats satisfaisantes en terme de l'abattement de la turbidité et la DCO (78.24% et 63.23% respectivement). Aussi, il a une faible influence sur le pH et la conductivité.

Mots-clés :lixiviats, agar-agar, coagulant naturel, turbidité, DCO.

الملخص:

أوضحت دراسة خصائص العصارة الناتجة عن مركز الردم التقني للهرية لولاية قسنطينة أن هذه الأخيرة مستقرة السن وأن نسبة الطلب الحيوي للأكسجين/الطلب الكيميائي ضعيفة، مما يشير إلى ضرورة و صعوبة علاجها. الهدف الرئيسي من هذه الدراسة هو اختبار فعالية اجار-اجار كمخثر طبيعي لإزالة المواد العالقة، التلوث و الفينول تحت تأثير عدة عناصر. منها: الكمون الهيدروجيني وكمية المواد المخثرة. وكشف التحليل الفيزيوكيميائي للمياه المرشحة التي تم معالجتها بواسطة اجار-اجار أن العلاج أدى الى نتائج مرضية من حيث الحد من التعكر و التلوث (78.24% و 63.23% على التوالي) وأن له تأثير ضعيف على الكمون الهيدروجيني و الناقلية.

الكلمات المفتاحية: اجار-اجار، مخثر طبيعي، التعكر، التلوث.

Abstract :

The study of the characterization of landfill leachates from EL HERIA showed that they are stabilized leachates with a low BOD_5/COD ratio, indicating the necessity and difficulty of its treatment. The main objective of this work was to examine the efficacy of agar-agar as a natural coagulant for the removal of turbidity, COD and phenol content under the effect of certain parameters such as : pH and the dose of adjuvant considered. The physiochemical analysis of the agar-agar treated leachates revealed that the treatment resulted in satisfactory results in terms of turbidity reduction and COD (78.24% and 63.23% respectively) and it has a small influence on pH and conductivity.

Key words : Landfill leachates, Agar-agar, natural coagulant, turbidity, COD