

N° d'ordre :

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

UNIVERSITE MOULOUD MAMMARI DE TIZI-OUZOU
FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DE CHIMIE



MEMOIRE

Présentée pour obtenir le Grade de

MASTER

Filière : Chimie

Spécialité : Chimie de l'Environnement

Par

Mlle HADDAD Lyasmine & Mlle BOUKHEDIMI Khadidja

Thème

**TRAITEMENT D'UN REJET GRAISSEUX DE L'ONA PAR
COAGULATION-FLOCCULATION**

Soutenu le 03/07/2013 devant le jury composé de :

Mr **KADOUCHE Slimane**
Mlle **CHEIKH Assira**
Mlle **MESBAHI Naima**
Mlle **BAAZIZ Bahia**
Mlle **ALI Oumessaad**

MCA - UMMTO
MAA - UMMTO
Doctorante
MAA - UMMTO
MAA - UMMTO

Président
Rapporteur
Co-rapporteur
Examinatrice
Examinatrice

2012 - 2013

Remerciements

Ce travail a été réalisé au laboratoire de Master Chimie de l'Environnement de l'Université Mouloud Mameri de Tizi Ouzou,

On tiens à remercier vivement notre promotrice Mlle CHEIKH Assira, Maître Assistante (A) à l'Université de Tizi Ouzou qui nous a proposé ce sujet de recherche si passionnant et intéressant, et à qui on témoigne notre profonde reconnaissance pour le suivi constant, ses suggestions pertinentes dans la recherche, sa rigueur pour le travail bien fait et les conseils dont on a pu bénéficier au cours de ce travail. On ne la remerciera jamais assez pour ses différentes orientations.

On remercie également notre Co-promotrice Mlle MESBAHI Naima pour ses précieux conseils sur la manière de rédiger notre mémoire.

On remercie Mr KADOUCHE Slimane, Maître de Conférence (B) à l'Université de Tizi ousou, pour l'honneur qu'il nous fait en acceptant de présider le jury de notre soutenance.

Nos remerciements s'adressent également à Mlle ALI Oumesssad et Mlle BAAZIZ Bahia Maîtres Assistantes (A) à l'Université de Tizi Ouzou, pour l'intérêt qu'elles ont porté à notre travail et pour avoir accepté de l'examiner.

On remercie les responsables de la station d'épuration ONA pour nous avoir permis de prélever nos échantillons.

On remercie infiniment les ingénieurs du laboratoire chimie de l'environnements et chimie pharmaceutique : Rabiaa et les aides responsables Samiha et Ismail.

Enfin, on tient également à remercier tous les camarades du laboratoire de chimie de l'environnement et chimie pharmaceutique pour la bonne humeur et les bons moments passés ensemble et on est spécialement reconnaissant envers nos familles qui ont toujours été présentes.



Dédicaces



Je dédie ce modeste travail

A la mémoire de mon honorable père, qui représente pour moi le symbole de la bonté parexcellencela source de tendresse et l'exemple du dévouement qui n'a pas cessé de m'encourager .que dieu bénit son âme.

A ma très chère mère à qui je témoigne ma profonde gratitude pour tous les sacrifices qu'elle me contente, toute la confiance qu'elle m'accorde et tout l'amour dont elle m'entoure.

A mes chers frères et sœurs Katia, Nacera, Thinhinaïne, Mouhande ou Blaïde Aghiles et le petit Rayane a qui je ne trouverais jamais assez de mots pour leurs exprimer mon amour, En leurs souhaitant plein de succès.

A toute ma famille côté maternelle et paternelle.

A mon binôme Khadidja et à toute sa famille.

A mes chères amies que je remercie pour leur soutien et leurs encouragements, à tous mes camarades du Master II, et à tous ceux qui me sont chers.



Lyasmine



Remerciements

Ce travail a été réalisé au laboratoire de Master Chimie de l'Environnement de l'Université Mouloud Mameri de Tizi Ouzou,

On tiens à remercier vivement notre promotrice Mlle CHEIKH Assira, Maître Assistante (A) à l'Université de Tizi Ouzou qui nous a proposé ce sujet de recherche si passionnant et intéressant, et à qui on témoigne notre profonde reconnaissance pour le suivi constant, ses suggestions pertinentes dans la recherche, sa rigueur pour le travail bien fait et les conseils dont on a pu bénéficier au cours de ce travail. On ne la remerciera jamais assez pour ses différentes orientations.

On remercie également notre Co-promotrice Mlle MESBAHI Naima pour ses précieux conseils sur la manière de rédiger notre mémoire.

On remercie Mr KADOUCHE Slimane, Maître de Conférence (B) à l'Université de Tizi ousou, pour l'honneur qu'il nous fait en acceptant de présider le jury de notre soutenance.

Nos remerciements s'adressent également à Mlle ALI Oumesssad et Mlle BAAZIZ Bahia Maîtres Assistantes (A) à l'Université de Tizi Ouzou, pour l'intérêt qu'elles ont porté à notre travail et pour avoir accepté de l'examiner.

On remercie les responsables de la station d'épuration ONA pour nous avoir permis de prélever nos échantillons.

On remercie infiniment les ingénieurs du laboratoire chimie de l'environnements et chimie pharmaceutique : Rabiaa et les aides responsables Samiha et Ismail.

Enfin, on tient également à remercier tous les camarades du laboratoire de chimie de l'environnement et chimie pharmaceutique pour la bonne humeur et les bons moments passés ensemble et on est spécialement reconnaissant envers nos familles qui ont toujours été présentes.

Résumé

La station d'épuration des eaux usées urbaines de la wilaya de Tizi-Ouzou nommée l'ONA a été mise en place afin d'épurer l'eau usée récoltée à l'aide des réseaux d'assainissements, sauf que lors de ces traitements, il a été constaté la génération d'effluents graisseux non biodégradables qui sont très nocifs pour l'environnement.

Dans ce contexte notre étude a été focalisée sur le traitement de ces rejets graisseux. A cet effet deux prélèvements ont été effectués, l'un au niveau de la benne après le dégraisseur et l'autre à la surface de ce dégraisseur.

L'analyse a mis en évidence, l'existence d'une forte concentration des matières en suspension, les matières organiques présentent une teneur élevée en graisses.

Sur la base de ces résultats, la dégradation de ces matières grasses s'avère donc nécessaire.

Nous avons traité à base de la coagulation et la floculation les deux échantillons sauf que pour le premier il a été au préalable d'éliminer des déchets solides.

Suite à l'application des différents procédés coagulation, floculation, décantation et filtration, ont permis de réduire considérablement la charge graisseuse pour les deux rejets.

Alors il est devenu impératif de lutter contre la pollution par les graisses, il ne s'agit pas seulement de déplacer celle-ci mais de l'éliminer.

Mots clés : Pollution, eau usée urbaine, rejet graisseux, Coagulation-floculation.

Abstract

The Urban waste water treatment plant of the Wilaya of Tizi-Ouzou named ONA is set up to clean the wasted water collected with the help of sanitation networks. Yet, during the treatment we have found the generation of non-biodegradable waste grease that are very harmful to the environment.

In this context our study was focused on the treatment of these greasy wastes. For that purpose, two samples were taken, one at the level of the dump after the degreaser and the other on the surface of the degreaser.

The analysis revealed the existence of a high concentration of suspended solids, organic materials have a high grease content.

Based on these results, the degradation of these grease is therefore necessary.

We have based our treated with coagulation and flocculation, both samples except for the first which has been previously cleared of solid waste.

Following the application of various methods of coagulation, flocculation, sedimentation and filtration, it has significantly reduced the grease load for both releases.

So it has become imperious to fight against the pollution caused by grease, it is not only a matter of moving it but to eliminate it.

Keywords: Pollution, urban waste water, grease rejection, coagulation-flocculation.

Sommaire

Introduction:	1
----------------------------	----------

Partie théorique

Chapitre I : Etude bibliographique

I. Généralités sur les eaux usées	3
I.1. Définition	3
I.2. les types des eaux usées	3
I.2.1. Les eaux domestiques	3
I.2.2. Les eaux industrielles	3
I.2.3. Les eaux pluviales	4
I.3. Méthode de traitement des eaux usée	4
I.4. La station d'épuration l'ONA	4
I.4.1 Les différents traitements effectués à L'ONA	5
I.4.2. Risque de pollution	6
I.5. Le problème des graisses	7
I.5.1. le réseau d'assainissement	7
I.5.2. La station d'épuration	7
I.5.3. Le milieu naturel	8
II. Les graisses	8
II.1. Définition des graisses	8
II.2. Définition des acides gras	9
II.3. Principales caractéristiques physico-chimiques des lipides	9
II.3.1. L'insolubilité	9
II.3.2. La biodégradabilité	9
II.3.3. le point de fusion	9
II.3.4. la densité	10
II.4. Recommandations concernant la caractérisation du déchet graisseux	10
II.4.1. L'échantillonnage et le stockage	10
II.4.2. Analyse des lipides	10
II.4.3. Le ratio DCO/lipides	11
II.5. Traitements des graisses	12
II.5.1. L'incinération	12
II.5.2. La revalorisation	12
II.5.3. Le procédé NOVOX	12
II.5.4. Compostage	12

II.5.5. Les procédés biologiques	13
II.5.6. Le procédé physico-chimique coagulation floculation	13
III. La Coagulation-Floculation	14
III.1. Définition	14
III.2. Les colloïdes en solution	14
III.3. Mécanisme de coagulation et floculation	17
III.3.1. Mécanisme de déstabilisation des suspensions colloïdales	17
III.3.2. Mécanisme d'action des flocculants	18
III.3.2.1. Mécanisme de neutralisation des charges électriques	18
III.3.2.2. Mécanisme d'adsorption et de réticulation	18
III.4. Cinétique de la coagulation et de la floculation	20
III.4.1. Floculation péricinétique	20
III.4.2. Floculation orthocinétique	20
III.4.3. Temps de contact des réactions de coagulation et de floculation	21
III.5. Les agents coagulants et flocculants	21
III.5.1. Les coagulant	21
III.5.2. Les flocculants	22
III.6. Les principaux facteurs influençant la coagulation	23
III.6.1. La température	23
III.6.2. Le pH	24
III.6.3. La concentration du coagulant	24
III.6.4. La vitesses et temps d'agitation	25

CHAPITRE II : Matériels et méthodes

II.1. Echantillonnage	27
II.1.1. Rejet 1	27
II.1.2. Rejet 2	27
II.2. Prétraitement des rejets	28
II.2.1. Rejet 1	28
II.2.2. Rejet 2	28
II.3. Caractérisation des rejets	29
II.4. Essai de traitement	29
II.4.1. Réactifs	30
II.4.2. Appareillage	30
II.4.3. Mode opératoire	31
II.4.3.1. Procédure de la coagulation	31
II.4.3.2. Procédure de la floculation	31
II.4.3.3. Procédure de la coagulation – floculation	32

Partie Expérimentale

CHAPITRE III : Résultats et discussion

III.1. Caractérisation des rejets	33
III.1.1. Interprétation des paramètres importants	34
III.1.1.1. L'odeur	34
III.1.1.2. Le pH	34
III.1.1.3. La Conductivité électronique	34
III.1.1.4. Les matières en suspension MES	34
III.1.1.5. Les matières volatiles sèches MVS	34
III.1.1.6. La demande chimique en oxygène (DCO)	35
III.1.1.7. La demande biologique en oxygène DBO ₅	35
III.1.1.8. Rapport DCO/DBO ₅	35
III.1.1.9. Les lipides totaux	35
III.1.1.10. Rapport DCO/lipides	36
III.1.1.11. Les nitrates et les phosphates	36
III.2. Essai de traitement par Coagulation - Flocculation.....	36
III.2.1. Rejet 1	36
III.2.1.1. Etape de Coagulation	37
III.2.1.1.1 Optimisation de la dose du coagulant AL ₂ (SO ₄) ₃	37
III.2.1.1.2 Optimisation du pH de la dose du coagulant AL ₂ (SO ₄) ₃	38
III.2.1.1.3. L'optimisation de la dose du coagulant FeCl ₃	38
III.2.1.1.4. L'optimisation du pH optimal du coagulant FeCl ₃	40
III.2.1.1.5. Comparaison entre les deux coagulants.....	41
III.2.1.2. Etape de la coagulation-flocculation	41
III.2.2. Rejet 2	43
III.2.2.1. Etape de Coagulation	43
III.2.2.1.1 Optimisations des doses du AL ₂ (SO ₄) ₃ et FeCl ₃	43
III.2.2.1.2 Optimisations du pH pour les deux coagulants AL ₂ (SO ₄) ₃ et FeCl ₃	44
III.2.1.2. Etape de Coagulation-flocculation	45
III.2.1.2.1. effet des quatre flocculants dans l'étape de flocculation	45
III.2.1.2.2. effet des quatre flocculants sur l'étape de la coagulation - flocculation	46
a) Cas de l'alginate de sodium	46
b) Cas du flocculant de la station de baraki	46
c) Cas du flocculant Sedipur AF400	47
d) Cas du flocculant Sedipur NF102	48
Conclusion	50
Références bibliographiques.....	52
Annexe	

Liste des figures

- Figure 1** : Vue générale de la station d'épuration de T.O (page 5)
- Figure 2** : schéma de la structure de colloïde (Cabana H., 2011) (page 15)
- Figure 3** : Schéma des différentes couches d'un colloïde selon la théorie de la double couche [Buffle, J. et al.(1998)] (page 16)
- Figure 4** : Les différentes étapes de floculation (page 19)
- Figure 5** : Les conditions hydrodynamiques des processus coagulation-floculation (page 25)
- Figure 6** : Image de la grille de récupération (page 27)
- Figure 7** : Image de récupération du déshuileur (page 27)
- Figure 8** : Image du rejet 1 (déchet obtenu après chauffage et tamisage) (page 28)
- Figure 9** : Jar test du laboratoire (page 29)
- Figure 9** : Variation de la DCO et masse de boue en fonction des doses du coagulant $Al_2(SO_4)_3$. (Page 37)
- Figure 10**: Optimisation du pH avec la dose optimale du coagulants $Al_2(SO_4)_3$. (page 38)
- Figure 11**: Variation de la DCO, pH et la masse de bous en fonction des doses du coagulant $FeCl_3$ (page.39)
- Figure 12**: Variation de la DCO en fonction des différentes valeurs de pH (page 40)
- Figure 13** : Comparaison entre les deux coagulants (page 41)
- Figure 14** : variation du taux d'abattement de la DCO en fonction des doses du floculant alginate de sodium (page 42)
- Figure 15** : variation du taux d'abattement de la DCO en fonction des doses des deux coagulants (page 43)
- Figure 16** : Evolution du taux d'abattement de la DCO en fonction du pH des deux coagulants (page 44)
- Figure 17** : Optimisation de la dose du floculant alginate (page 45)
- Figure 18** : comparaison des rendements de DCO en utilisant l'alginate de sodium seul et avec les deux coagulants (page 46)
- Figure 19** : Rendements d'élimination de la DCO en utilisant le floculant de la station de baraki seul et avec les deux coagulants (page 47)
- Figure 20** : Rendements d'élimination de la DCO en utilisant le floculant sedipur AF440 seul et avec les deux coagulants. (page 47)
- Figure 21** : variation de la DCO en fonction des doses du floculant sedipur NF102 (page 48)
- Figure 22** : Rendements d'élimination de la DCO en utilisant le floculant sedipur NF102 seul et avec les deux coagulants. (page 49)

Liste des tableaux

Tableau 1 : Principales analyses effectuées à l'ONA (page 6)

Tableau 2: liste des principaux coagulants (page 21)

Tableau 3 : liste des principaux flocculants (page 22)

Tableau 4 : principe et références des méthodes d'analyse. (page 29)

Tableau 5: Caractéristiques des flocculants utilisés (Dégremont, 2007) (page 30)

Tableau 6 : Teneurs moyennes et limites des différents paramètres caractérisant les rejets 1 et 2 (page 33)



INTRODUCTION

Introduction générale

Dans tout l'univers, l'eau est une molécule que l'Homme recherche avidement, car sa découverte à la surface ou dans l'atmosphère d'une planète lointaine libérerait aussitôt les rêves les plus fous de l'humanité. Élément majeur du monde minérale et biologique, l'eau est aussi le vecteur privilégié de la vie et de l'activité humaine, à l'heure actuelle, l'utilisation globale de l'eau, en additionnant les usages domestiques, industriels et agricoles, représente le chiffre impressionnant de 250 m³ par an et par habitant. Ces eaux usées qu'elles soient domestiques ou industrielle, sont collectées par un réseau d'assainissement complexe pour être traitées dans une station d'épuration avant d'être rejetées dans un milieu naturel. En station, les traitements varient en fonction de la nature de ces eaux usées et de la sensibilité à la pollution du milieu récepteur.

L'épuration des eaux usées urbaines s'inscrit dans une démarche de protection de notre environnement et de préservation de nos ressources en eau. Elle est concrètement mise en œuvre par les collectivités locales, selon une réglementation abondante et en fonction de critères tenant compte du milieu naturel local.

Nous nous sommes donc intéressé du cas de la station d'épuration de Tizi Ouzou « ONA » renommée dans le domaine de l'épuration des eau usées domestiques. Après traitement, les eaux épurées par la station sont destinées à être déversées dans l'oued SEBAOU. Seulement, le problème qui se pose, c'est que cette unité produit sur son site d'épuration au niveau des unités de dégraissage mises en place dans le cadre du prétraitement des eaux brutes différents sous-produits dont les déchets graisseux mélangés à d'autres déchets solides. Les graisses, qui sont difficilement biodégradables en l'état et peuvent poser divers problèmes au niveau des stations de traitement des eaux usées (boules graisseuses inesthétiques, diminution des transferts d'oxygène, apparition de bactéries filamenteuses... etc) font donc, pour leur partie la plus concrète, l'objet d'une séparation lors du prétraitement des eaux brutes.

Nous avons eu l'opportunité de soulever ce problème au niveau de l'ONA et de proposer un traitement par procédé physico-chimique de rejets graisseux ce qui permet de minimiser la pollution et ses conséquences sur l'environnement et l'homme en particulier

notre travail consiste dans un premier temps, en la caractérisation et le traitement d'un rejet généré par la station ONA de Tizi Ouzou qui est un effluent fortement chargé en graisse et qui est mélangé à des déchets solides. Ce mélange est stocké dans des bennes sans aucun traitement. Cette démarche sera donc notre premier objectif.

Le second objectif se résume sur l'étude de l'efficacité de procédé de la coagulation-floculation sur l'élimination des graisses d'un deuxième rejet graisseux plus dilué prélevé directement de la surface du dégraisseur et ce en optimisant les différents paramètres pouvant influencer cette technique

Pour cela notre mémoire se répartit en trois parties :

La première sera consacrée à une recherche bibliographique où l'on donnera quelques notions sur les eaux usées ainsi que les méthodes de traitement notamment la coagulation floculation après avoir décrit la station d'épuration de l'ONA en évoquant la problématique.

La deuxième partie portera sur la description des expériences menées au laboratoire pour l'élimination des graisses présentes dans les rejets de l'ONA.

Les résultats obtenus seront ensuite exposés dans la troisième partie suivie d'une conclusion générale et perspective



Chapitre I Bibliographique

I. Généralités sur les eaux usées

I.1. Définition

Les eaux usées sont toutes les eaux issues des activités domestiques, agricoles et industrielles chargées en substances toxiques qui parviennent dans les canalisations d'assainissement. Elles englobent également les eaux de pluies et leurs charges polluantes ce qui engendre au milieu récepteur toutes sortes de pollution et de nuisance (Dugniolle, 1980 ; Glanic et Benneton, 1989)

I.2. les types des eaux usées

On distingue trois grandes catégories d'eaux usées : les eaux domestiques, les eaux industrielles et les eaux pluviales.

I.2.1. Les eaux domestiques

Elles proviennent des différents usages domestiques de l'eau. Elles sont essentiellement porteuses de pollution organique. Elles se répartissent en eaux ménagères, qui ont pour origine les salles de bains et les cuisines, et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, et en eaux "vannes" ; il s'agit des rejets des toilettes, chargés de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux.

I.2.2. Les eaux industrielles

Elles sont très différentes des eaux usées domestiques. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus de matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques, des hydrocarbures. Certaines d'entre elles doivent faire l'objet d'un prétraitement de la part des industriels avant d'être rejetées dans les réseaux de collecte. Elles sont mêlées aux eaux domestiques que lorsqu'elles ne présentent plus de danger pour les réseaux de collecte et ne perturbent pas le fonctionnement des usines de dépollution.

I.2.3. Les eaux pluviales

Elles peuvent, elles aussi, constituer la cause de pollutions importantes des cours d'eau, notamment pendant les périodes orageuses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes (huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds ...).

I.3. Méthode de traitement des eaux usée

Les eaux usées sont habituellement un milieu complexe chargé de matières présentes sous différentes formes : physiques (en suspension, en solution colloïdales), chimiques (minérales et organiques) et biologiques. Pour les éliminer, les techniques de dépollution ou d'épuration des eaux usées ont recours à des processus simple dans leur principe. Ils reposent sur des séparations physiques, des transformations biologiques, des corrections chimiques. En Algérie, l'organisme qui s'occupe de cette tâche est l'Office Nationale d'Assainissement ONA

I.4. La station d'épuration l'ONA

Placé sous la tutelle du Ministère des Ressources en Eau, l'Office National de l'Assainissement « ONA » est un établissement public national, à caractère industriel /et commercial, créé par décret exécutif n°01-102 du 21 avril 2001. Dans la wilaya de Tizi-Ouzou il existe deux stations d'épuration, l'une située à l'Est, l'autre à l'Ouest.

La station d'épuration Est de la ville de Tizi-Ouzou a été conçue au début des années 90 et a été mise en marche en Août 2001. Elle est implantée sur la berge de l'Oued à Sebaou à l'endroit du Pont de Bougie situé à 3 Km à l'est de la ville de Tizi-Ouzou, avec une altitude moyenne du site de 70 m.

L'ONA s'est engagée dans une démarche de management de l'environnement selon la norme ISO 14001. Elle est la première station certifiée en Algérie et en Afrique par l'obtention de la norme ISO 14001 en 2007.

Chargée de l'exploitation et de la maintenance des ouvrages et infrastructures d'assainissement, l'ONA assure :

- La protection et la sauvegarde des ressources hydriques, et d'environnement ;
- La lutte contre toute forme de pollution hydrique ;
- La préservation de la santé publique.

La station d'épuration a pour but le traitement des effluents de la partie est de la commune de Tizi-Ouzou selon le procédé « boues activées », pour un volume journalier théorique de 18000 m³/jour, et une densité de 120000 Equivalent-Habitants. Les eaux usées qui sont exclusivement d'origine domestique arrivent à la station par un réseau unitaire par voie gravitaire.

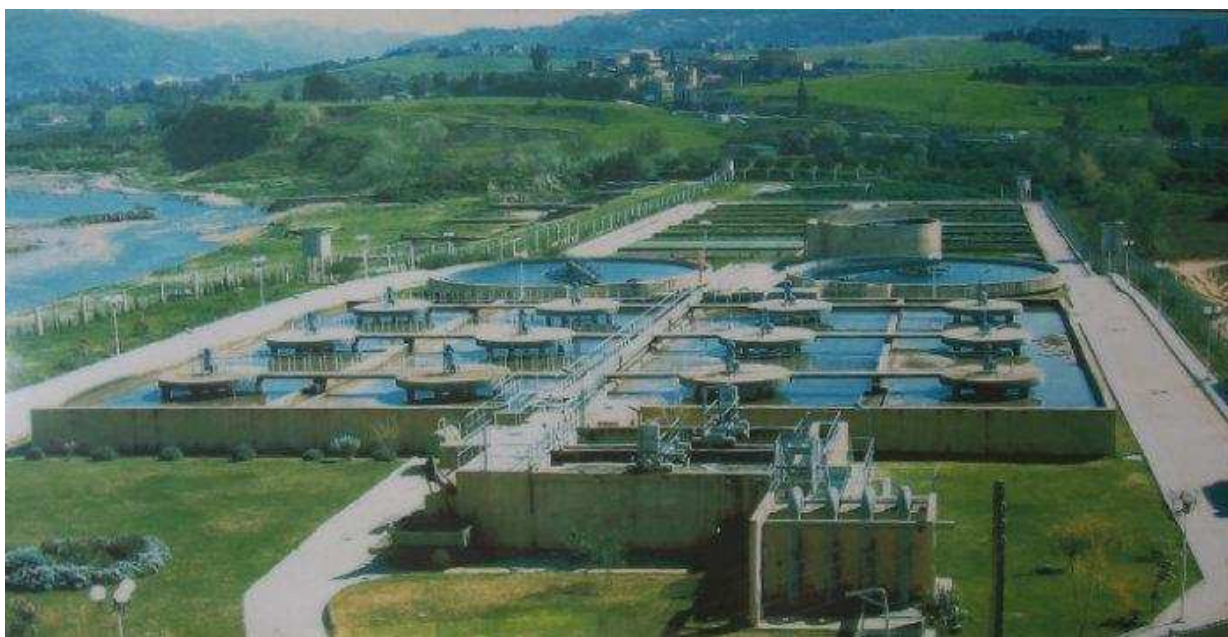


Figure 1 : Vue générale de la station d'épuration de T.O

I.4.1 Les différents traitements effectués à L'ONA

Les traitements appliqués aux eaux usées dépendent bien sûr de leur degré de pollution, mais aussi des exigences de qualité du milieu naturel dans lequel l'eau épurée sera rejetée. Il existe trois niveaux de traitement :

- ❑ **Le traitement primaire** : pour éliminer les gros déchets et les matières solides en suspension, déchets volumineux (dégrillage), sable (dessablage) et corps gras (dégraissages, déshuilage).

- ❑ **Le traitement secondaire** : pour réduire les polluants dissous dans l'eau par des procédés biologiques ou physico-chimiques. La station utilise le traitement biologique par « boue activée ».

- ❑ **Le traitement tertiaire** : pour obtenir une qualité d'effluents supérieur à celle des précédents procédés. Ce traitement n'existe pas dans la station.

A l'ONA deux principales analyses sont effectuées, elles sont résumées dans le tableau suivant. Le rendement épuratoire de cette station peut atteindre 90% d'élimination des produits dissous et 95% de matière organique.

Tableau 1 : Principales analyses effectuées à l'ONA.

Analyse complète	Analyse quotidienne
-Mesure de la DCO.	- Mesure du pH
-Mesure de la DBO ₅ .	- Mesure de la température.
-Mesure des nitrates (NO ₃ ⁻) et nitrites (NO ₂ ⁻).	- Mesure de la conductivité
-Mesure des orthophosphates (PO ₄ ³⁻).	- Mesure de MES.
-Mesure de l'azote ammoniacal NH ₄ ⁺	

I.4.2. Risque de pollution

Malgré les différents traitements et analyses réalisés, il a été constaté l'absence de traitement des graisses. L'ONA est face à un problème qui se situe au niveau du dégraisseur où la récupération et le stockage des graisses après dégraissage se fait dans des bennes à ordures. Ainsi en évitant de polluer l'oued Sebaou, la pollution des graisses est déplacée vers le sol (les terres)

Les matières grasses (matières lipidiques ou graisses) dans les eaux usées posent un certain nombre de problèmes. Ce qui nécessite leur élimination afin de rendre opérationnelles et efficaces toutes les étapes nécessaires à l'épuration (notamment les étapes de traitement biologique) et d'atteindre en sortie des eaux respectant les normes de rejets (notamment en terme de demande en oxygène, de DCO) et des boues respectant les normes d'épandage (Décret n° 971133 du 8 décembre 1997). En effet, le caractère "pâteux" des graisses lié à leur solidification à température ambiante associée au fait qu'elles soient insolubles, font qu'elles présentent un risque de colmatage des canalisations. Leur présence occasionne des nuisances olfactives.

I.5. Le problème des graisses

Les problèmes causés par les graisses peuvent intervenir à différents niveaux.

I.5.1. le réseau d'assainissement

Du fait de leur solidification à température ambiante, les graisses entraînent des problèmes d'obstruction des réseaux d'assainissement. De plus, ces dépôts graisseux créent des zones anaérobies où prolifèrent des micro-organismes générateurs de deux types de composés :

- L'hydrogène sulfuré (H_2S), hautement toxique pour le personnel égoutier, dangereux pour l'environnement et extrêmement inflammable. En effet, les sulfates et le soufre élémentaire peuvent être réduits en H_2S . Ce processus, connu sous le nom de sulfatoréduction, est le fait de micro-organismes appartenant à différents genres dont *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum* et *Desulfomonas*. On note également des problèmes d'odeurs causés par le dégagement de H_2S (odeur « d'œuf pourri ») ;
- L'acide sulfurique, très corrosif est donc responsable des phénomènes de dégradation des matériaux et des ouvrages :

I.5.2. La station d'épuration

Dans un premier temps, les graisses causent les mêmes problèmes qu'en réseau d'assainissement, à savoir le colmatage des canalisations et des pompes, ou des nuisances olfactives. De plus, au niveau du traitement biologique, un film graisseux peut se former à la surface de l'ouvrage, réduisant ainsi les échanges entre l'effluent et l'air, empêchant une bonne oxygénation du milieu ce qui pourra entraîner une baisse d'activité des bactéries aérobies lors de la nitrification par exemple. (Un ajout de 10 mg/L de lipides dans un bassin d'aération abaisse la dissolution de l'oxygène de 10%). Enfin, l'apport de lipides engendre une augmentation non négligeable de la charge polluante en station d'épuration, puisque 35% de la DCO d'un effluent type serait composé de déchets graisseux.

I.5.3. Le milieu naturel

Les graisses rejetées en milieu naturel vont provoquer une consommation de l'oxygène dissout entraînant des problèmes localisés d'anoxie. En effet, si nous calculons la Demande théorique en oxygène (DTO) de l'acide stéarique (acide gras saturé à 18 atomes de carbone), nous trouvons une demande de 2,92 mg d'O₂/mg d'acide stéarique (par comparaison, la DTO de l'éthanol est de 2,08 mg d'O₂/mg d'éthanol). Il est donc nécessaire de réduire très en amont les rejets graisseux. Pour cela, des dispositifs spécifiques ont été mis au point, à savoir les Séparateurs à graisses (SAG). Ces ouvrages de prétraitement vont permettre la récupération d'une partie des graisses et des Matières en suspension (MES).

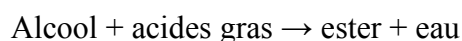
Nous nous sommes proposé d'étudier la possibilité de traitement des graisses avec la méthode de coagulation-floculation. Néanmoins avant de donner un aperçu sur ce procédé, il s'avère nécessaire de présenter les caractéristiques des graisses.

II. Les graisses

On note que les graisses sont nommées aussi matière grasse ou les lipides ou encore corps gras.

II.1. Définition des graisses

Les lipides sont des esters composés d'alcool et d'acides gras à plus ou moins longue chaîne qui peuvent dans certains cas se combiner avec d'autres éléments. La réaction d'estérification est la suivante :



L'hydrolyse d'un lipide correspond à la réaction inverse. Elle peut être biologique par l'intermédiaire d'enzymes ou chimique (saponification) par ajout d'une base.

On parlera :

- de lipides simples : esters d'acides gras et de divers alcools,
- de lipides complexes : di- ou triesters auxquels s'ajoutent divers groupements phosphorés.

À l'entrée des stations d'épuration, les lipides sont essentiellement d'origine animale ou végétale. On les nomme aussi matière grasse ou graisses, et sont principalement composés de triglycéride (Entressangles, 1987).

II.2. Définition des acides gras

Tous les acides gras sont constitués d'une chaîne hydrocarbonée comprenant un groupement méthyle (CH_3 -) à l'une de ses extrémités et un groupement carboxyle ($-\text{COOH}$) à l'autre extrémité (Entressangles, 1987). Les acides gras se différencient entre eux par la longueur de la chaîne carbonée et le degré de saturation.

À l'entrée d'une station d'épuration, le déchet graisseux est composé d'acides gras libres (Hydrolysés) et d'acides gras estérifiés. Ainsi, un déchet graisseux moyen obtenu après analyses de nombreux échantillons aux origines divers (bacs à graisses, entrée de station d'épuration, réseau) révèle une très grande hétérogénéité dans sa composition.

II.3. Principales caractéristiques physico-chimiques des lipides

La longueur de leur chaîne carbonée, le degré de saturation de cette chaîne et l'isomérisation vont avoir une influence importante sur les propriétés des acides gras, et par conséquent des lipides.

II.3.1. L'insolubilité

L'insolubilité dans l'eau des acides gras saturés augmentent avec le nombre d'atomes de carbone constituant la molécule et le caractère « gras » n'apparaît qu'à partir de six à huit atomes de carbone (Beture, 1996).

II.3.2. La biodégradabilité

Des corps gras sont assimilés lorsqu'ils comportent des acides gras insaturés (Beture, 1996). À l'opposé, les acides gras saturés présentent une plus grande stabilité et leur assimilation est plus difficile.

II.3.3. Le point de fusion

Il augmente avec la longueur de la chaîne carbonée, diminue avec le nombre de doubles liaisons, lui-même étant dépendant de l'isomérisation. Les températures de solidification des corps gras alimentaires varient en fonction de leur composition en acides gras (Entressangles, 1987)

Les acides gras saturés sont le plus souvent solides à la température ordinaire. En revanche, les acides gras insaturés sont liquides à ces mêmes températures, c'est le cas des huiles. Les lipides sont généralement présents dans la phase aqueuse sous une forme dispersée. Les gouttelettes d'huile sont entourées de matières facilitant l'émulsion :

protéines, phospholipides, détergents, amidon et ses dérivés. La matière grasse émulsionnée présente une surface de contact avec l'eau plus élevée que la matière grasse non émulsionnée. Le substrat est donc plus accessible aux micro-organismes.

Cette émulsion facilite le transport de la matière grasse car elle évite les dépôts, mais elle diminue l'efficacité des séparateurs. (Thonart, 1997).

II.3.4. La densité

Elle est inférieure à celle de l'eau donc a titre indicatif, voici les masses volumiques de quelques corps gras : 910 kg/m³ pour le beurre, 917 kg/m³ pour l'huile d'olive, 922 kg/m³ pour l'huile de tournesol.

II.4. Recommandations concernant la caractérisation du déchet graisseux

Les graisses récupérées au niveau des dégraisseurs situés en tête des stations d'épuration proviennent des eaux résiduaires (ménagères et vannes) et des matières de vidange réceptionnées (industries, restaurants, habitations disposant d'assainissement individuel).

II.4.1. L'échantillonnage et le stockage

Le prélèvement des produits graisseux pose d'importantes difficultés de représentativité compte tenu de la nature même du produit (Duchène, 1980)

Une attention toute particulière devra donc être apportée au prélèvement. L'automatisation du prélèvement est rarement envisageable, voire très fortement déconseillée, la charge journalière est souvent approchée par le stockage du déchet graisseux dans une bache appropriée où une agitation intense devra être envisagée lors du prélèvement.

En l'absence de stockage, l'échantillon ponctuel n'est pas représentatif et ne peut être retenu en raison d'une très forte variabilité de la nature et de la concentration du produit au cours de la journée. Dans ce cas, le stockage des graisses raclées dans la goulotte de récupération, renouvelé plusieurs fois au cours de la journée, peut être envisagé avec la mise en place d'une agitation artificielle lors des prélèvements. Le flux de graisses à traiter pourra aussi être estimé par la production de boues du réacteur biologique des graisses.

II.4.2. Analyse des lipides :

Plusieurs méthodes sont actuellement utilisées. Elles se différencient par le solvant et par la technique de mesure utilisée. Les plus courantes sont :

- une mesure d'absorbance de la solution extraite par les infrarouges ;
- ou une mesure gravimétrique (donc une pesée) avant et après évaporation du solvant.

On observe des rendements d'extraction différents suivant les solvants retenus. De nombreux travaux ont révélé que les rendements d'extraction les plus importants sont obtenus avec le chloroforme.

La classification des résultats moyens, par rapport au tétrachlorure de carbone (CCl₄), est la suivante :

- chloroforme: 10 % en plus de lipides ;
- hexane : 10 % en moins de lipides.

II.4.3. Le ratio DCO/lipides

D'après la réaction stœchiométrique théorique d'oxydation des lipides, 1 g de lipides Apporte 2,89 g de DCO. Or, les ratios issus de la caractérisation réelle des déchets graisseux obtenus sur plusieurs sites sont différents et tendent vers une valeur se situant entre 2,3 et 2,5. Ces différences peuvent s'expliquer :

- ☐ par les rendements d'extraction différents en fonction des solvants utilisés : a titre d'exemple, pour un même échantillon graisseux analysé, les principaux résultats obtenus sont les suivants :

DCO		23 g/L
Lipides	chloroforme	10 g/L
	CCl ₄	09 g/L
	Hexane	08 g/L

Les variations du ratio DCO/lipides selon la méthode d'extraction sont ainsi :

- Avec le chloroforme ~ 2,30
- Avec le CCl₄ ~ 2,56
- Avec l'hexane ~ 2,88

- ☐ et par la difficulté d'oxydation complète de la molécule lors de l'analyse de la DCO

Dans tous les cas de figures, le ratio DCO/ lipides devra être supérieur à 2,3. Des valeurs plus faibles sont des indicateurs d'erreurs analytiques importantes. Après hydrolyse, la quantité massique de lipides obtenue est plus faible en raison de la perte de la

molécule de glycérol, par contre la DCO est équivalente entre le triglycéride et le produit l'hydrolyse, ce qui aboutit à l'augmentation du ratio DCO/lipides.

II.5. Traitements des graisses

Les déchets graisseux sont des produits très fermentescibles pouvant générer une pollution importante du milieu naturel et des nuisances olfactives. Différentes solutions existent pour traiter ou éliminer les déchets graisseux collectés.

II.5.1. L'incinération

L'incinération est réalisée dans certain nombre de sites. On procède à un mélange d'ordures ménagères et de graisse en proportion de $\frac{2}{3}$ / $\frac{1}{3}$. Un égouttage et déshydratation préalable sont obligatoires, pour atteindre les 60% d'humidité indispensables à une incinération correcte.

II.5.2. La revalorisation

Dans l'industrie des corps gras, les savonneries et les cosmétiques, a été tentée il y a quelque année. L'utilisation des résidus dans l'alimentation animale est désormais impossible en raison des coûts de traitement qui atteignent plus de 150 euros la tonne. En effet, la législation préconise un chauffage à 120 °C pendant une heure afin d'assurer l'innocuité de produit.

II.5.3. Le procédé NOVOX

Il permet l'élimination des graisses en utilisant des peroxydes d'hydrogène à une température de 150°C sous une pression de 2 à 2.5 bars avec un catalyseur ferreux à pH acide. Cette méthode, encore à l'étude, est extrêmement onéreuse.

II.5.4. Le Compostage

Les déchets graisseux sont mélangés à un support (végétaux ou sciures par exemple) et moyennant un apport de nutriments (N et P) on obtient au bout de quelques mois, après une phase de maturation, un produit stable et non odorant pouvant être utilisé en compost. Ce sont généralement les techniques en andains ou en tas qui sont utilisées. Le compostage permet une diminution de 40 % du volume brut initial, une diminution de

l'humidité de 30 % et l'hygiénisation du produit final par la chaleur. On obtient un résidu riche en matières humifiables, en sels minéraux et en micro-organismes.

II.5.5. Les procédés biologiques

- Le traitement biologique anaérobie qui comporte trois phases : hydrolyse et solubilisation puis action des bactéries dans l'acétogénèse et la méthanogénèse. Les charges volumiques appliquées se situent entre 5 et 10 kg de DCO/m³.j et les conditions optimales sont un pH entre 6 et 8, une température entre 30 et 40 °C et un potentiel redox inférieur à - 350 mV. Il permet de bonnes performances mais il est difficile à contrôler du fait du faible taux de renouvellement de la population bactérienne. En exploitation, on peut redouter la formation d'une croûte surnageante et l'acidification du milieu (ANRED, 1989, M. Defaye).

Les rendements d'élimination varient de 50 à 60 % pour les MES et la DCO totale. Les volumes de gaz produits sont de l'ordre de 0,5 m³ de gaz/kg de DCO éliminé dont 60 à 65 % de méthane et 30 à 35 % de CO₂ (AESN, 1994).

- Traitement biologique aérobie Cette technique présente l'avantage d'être facile à mettre en oeuvre. Elle peut être associée à un conditionnement chimique (saponification) ou à l'utilisation de bioadditifs.

II.5.6. Le procédé physico-chimique coagulation floculation

La coagulation-floculation est une technique de prétraitement physico-chimique, qui consiste à injecter des produits chimiques appelés « coagulant » ou « floculant » à des eaux brutes pour agglomérer les particules en suspension entre elles et favoriser leur décantation. Cette dernière méthode va faire l'objet de la prochaine section.

III. La Coagulation-Floculation

La couleur et la turbidité d'une eau de surface sont dues à la présence de particules de très faible diamètre appelées les colloïdes, dont l'élimination ne peut se baser sur la simple décantation, car, leur vitesse de sédimentation est extrêmement faible. La coagulation et la floculation sont les processus qui permettent l'élimination de ces particules de manière efficace (Cardot C. 2010).

III.1. Définition

La coagulation-floculation facilite l'élimination des MES (Matières En Suspension) et des colloïdes en les rassemblant sous forme de floccs dont la séparation s'effectue par décantation, flottation ou filtration. C'est donc un traitement physico-chimique qui permet d'éliminer tous ou une partie des polluants des effluents notamment la fraction particulaire inertes ou vivantes, les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, les micropolluants associés aux MES et les macromolécules colloïdales (Adamczyk Z. 2003).

- **La coagulation :** elle a pour but la déstabilisation des colloïdes et leur agglomération ainsi que celle des particules fines en suspension. Elle agit également par adsorption sur les substances dissoutes et les grosses molécules organiques hydrophiles en suspension stable (Godart H.).
- **La floculation :** elle a pour objectif de favoriser le contact entre les particules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former des floccs qui peuvent être éliminés par décantation, flottation ou filtration (Cardot C. 2010).

III.2. Les colloïdes en solution

Les colloïdes sont des particules qui ne décantent pas naturellement, en raison de leur grande surface spécifique et de leur très faible densité. Leur origine est très diverse, on peut citer la dissolution des substances minérales, la décomposition des matières organiques, le déversement des eaux (urbain et industrielles). Ces particules se distinguent par un comportement hydrophile / hydrophobe et une dispersion stable due à la présence de charges à la surface de la particule et à l'hydratation de la surface par des molécules d'eau (figure 2).

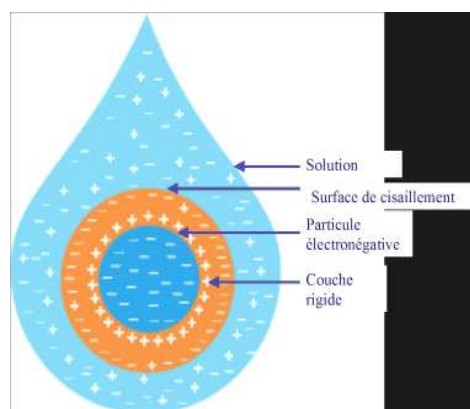


Figure 2 : schéma de la structure de colloïde (Cabana H., 2011)

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

- ❑ **Théorie de Helmholtz** : une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée).
- ❑ **Théorie de Gouy-Chapman** : la couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité est obtenue à une plus grande distance (couche diffuse).
- ❑ **Théorie de Stern** : celle-ci combine les deux théories précédentes et considère la formation d'une double couche : la première formée d'ions du liquide mais adhérente au colloïde, la Seconde diffuse dans le liquide environnant. Comme illustré sur la figure 3, le potentiel subit une première chute significative dans la couche fixée, puis diminue plus lentement à mesure que la distance augmente jusqu'à son annulation au point A (point isoélectrique).

La figure 3 montre les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales (Buffle, J. et al.1998).

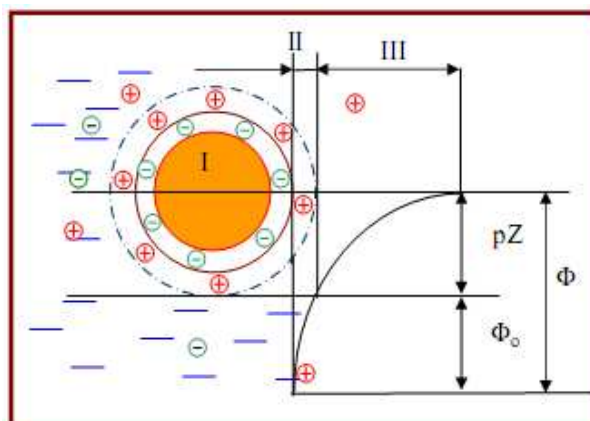


Figure 3: Schéma des différentes couches d'un colloïde selon la théorie de la double couche (Buffle, J. et al. 1998).

(**I** : Particule colloïdale, **II** : Couche adhérente de Stern, **III** : Couche diffuse de Gouy-Chapman, Φ : Potentiel total à l'interface, Φ_0 : Potentiel différentiel dans la couche adsorbée, pZ : Potentiel Zeta).

Un colloïde se caractérise par deux potentiels (Van de Ven, T. G. M. 1989) :

- Potentiel thermodynamique ou potentiel de Nernst : il est présent à la surface même du colloïde mais il est malheureusement non mesurable par des méthodes simples
- Potentiel zêta ou potentiel électrocinétique : il reste négatif comme la charge générale des colloïdes. Il donne le niveau de l'interaction mutuelle des colloïdes et se mesure par l'électrophorèse (Verwey, E. J.W. and Overbeek, J. T. G.1948).

Les solutions théoriquement possibles pour annuler le potentiel Zêta, sont nombreuses :

- Ajuster le pH pour atteindre le point de charge nulle des colloïdes
- Augmenter la salinité pour comprimer la couche diffuse
- Neutraliser la charge de surface par des cations polyvalents
- Piéger les colloïdes dans des précipités
- Adsorber les colloïdes sur des polymères chargés à longue chaîne.

III.3. Mécanisme de coagulation et floculation

III.3.1. Mécanisme de déstabilisation des suspensions colloïdales

L'élimination de la pollution colloïdale suppose l'agglomération mutuelle des particules qui nécessite :

- la rencontre de deux ou plusieurs particules, dont la probabilité détermine la cinétique du phénomène ;
- l'adhésion des particules mises ainsi en présence, ce qui suppose l'élimination ou la réduction du facteur de stabilité prépondérant (Boeglin J.C.2002).

Les colloïdes sont soumis à deux types de force de directions opposées (Derjaguin, B. V. and Landau, L. D. 1941) :

- Force d'attraction gravitationnelle de VAN DER WAALS (**FA**) liée à la surface spécifique et à la masse des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu. Ces forces attractives diminuent avec l'augmentation de la distance séparant les particules, ainsi que l'énergie potentielle attractive qui en résulte. (Dickinson, E. and Eriksson, L. 1991)
- Force de répulsion électrostatique (**FR**) , liée aux charges superficielles des colloïdes et donc à leur potentiel zêta (**pZ**) (Dickinson, E. and Eriksson, L. 1991).

Selon le rapport entre ces deux types de forces on a l'agrégation si $FA > FR$, et principalement la répulsion entre les particules colloïdales dans le cas contraire. On peut donc dire que les systèmes colloïdaux qui ont une grande énergie d'activation et une faible énergie cinétique coagulent très lentement par contre les colloïdes avec une faible énergie d'activation et/ou une grande énergie cinétique coagulent rapidement (Mejia, A. et al. 200)

Pour assurer donc l'adhésion des particules il faut :

- Augmenter l'énergie cinétique des particules par élévation de la température,
- Abaisser la barrière de répulsion par l'annulation du potentiel zêta.

Le taux de coagulation dépend de la grandeur de la barrière d'énergie cinétique qui anime les particules colloïdales. Pour les systèmes colloïdaux contenant des concentrations ioniques élevées dans la solution chargée, l'interaction répulsive est plus petite que celle des systèmes contenant une faible force ionique (Degrémont 2005, Aguilar M.I. et al. 2004).

La coagulation est la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique, le coagulant, qui apporte au milieu des cations multivalents, libres ou liés à une macromolécule organique. Ces cations sont attirés et adsorbés sur la couche de Stern (Everet, D. H. 1988, Fiessinger, F.1978). Le potentiel zêta s'annule ou avoisine le zéro avec la neutralisation de toutes les charges avoisinantes (Ghidaglia, C.1994). Il faudra donc que le coagulant se disperse dans l'eau pour obtenir une répartition homogène avant toute précipitation d'hydroxyde. Cela demande une forte agitation en un temps court ou, en d'autres termes, utiliser un gradient de vitesse très élevé (Cathalifaud G. 1998).

III.3.2. Mécanisme d'action des flocculants

On peut distinguer fondamentalement deux modes d'action qui peuvent se conjuguer dans certains cas.

III.3.2.1. Mécanisme de neutralisation des charges électriques

Les polyélectrolytes cationiques, par l'intermédiaire de leurs groupements ammoniums quaternaires, provoquent la décharge électrique des colloïdes chargées négativement en venant s'adsorber à l'interface solide-liquide, selon une réaction irréversible très voisine de celle mise en jeu dans la coagulation par les électrolytes minéraux.

L'agglomération de particules finement dispersées interviendra lorsque pour des adjonctions croissantes de polymères cationiques, on annule le potentiel zêta des colloïdes, réunis par une agitation modérée du milieu réactionnel (Boeglin J.C. 2002).

III.3.2.2. Mécanisme d'adsorption et de réticulation

C'est le mécanisme exclusif de la floculation des particules négatives par les polymères non ioniques et anioniques où aucune neutralisation de charge électrique ne peut être espérée (BRATBY J. 1985). Leur mode d'action ne peut s'expliquer qu'en faisant intervenir un processus d'adsorption d'une fraction de la chaîne polymérique sur un emplacement déterminé de la surface des particules, conformément, en première approximation, à une loi du type isotherme de Langmuir (Boeglin J.C , 2002). L'adsorption, qui s'effectue probablement par l'intermédiaire de liaisons hydrogène entre un groupement actif de la chaîne macromoléculaire (en l'occurrence un radical amide) et un site électronégatif à la surface des particules, ne représente cependant qu'un premier stade nécessaire du processus de floculation.

Elle doit être suivie d'une phase d'agglomération consistant, par l'intermédiaire de la formation de « ponts » ou liaisons interparticulaires entre colloïdes, en la création d'un réseau tridimensionnel ou floc (Boeglin J.C. 2002).

Cette seconde phase sera grandement favorisée par la taille (masse moléculaire du réactif) et une configuration linéaire des macromolécules, dans la mesure où un étalement maximal de la chaîne polymérique permettra son adsorption sur plusieurs particules contiguës rassemblées ainsi par pontage (figure 4).

Cette description assez schématique, décomposant la floculation en deux phases intimement liées, permet d'expliquer dans une certaine mesure l'activité floculante que manifestent certains polymères anioniques présentant un degré d'ionisation bien défini (de l'ordre de 25 à 30 %), responsable du déploiement de la macromolécule.

Les paramètres intervenant au cours de la floculation seront donc, en ce qui concerne le floculant : sa nature chimique, le signe des charges électriques qu'il porte, son degré d'ionisation et sa masse moléculaire qui impose la longueur de la chaîne (Boeglin J.C. 2002).

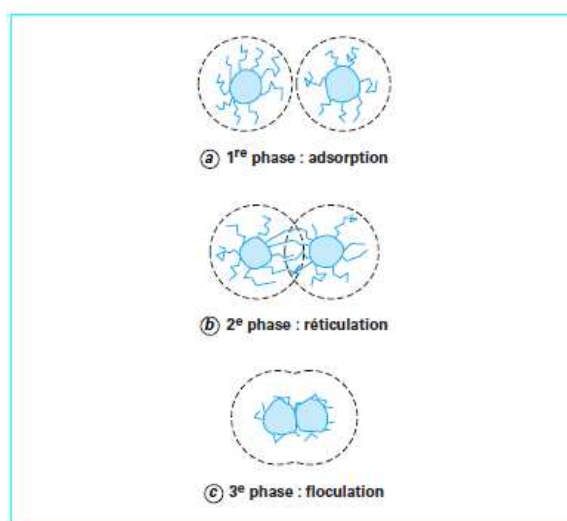


Figure 4 : Les différentes étapes de floculation

III.4. Cinétique de la coagulation et de la floculation

Pour que l'adhésion des particules colloïdales, il est nécessaire que les particules entrent en contact, c'est-à-dire se rapprochent au-dessous d'une distance limite d , qui est le diamètre de la sphère d'attraction entourant les particules supposées identiques.

Le mécanisme de transport, en agissant sur les probabilités de rencontre des particules, joue un rôle capital dans l'agglomération des particules. Il existe deux modes de transport et de mise en contact des particules à agglomérer (Edeline F.1988 et Bratby J. 1985).

III.4.1. Floculation péricinétique

Le mouvement brownien régit ce que l'on nomme la floculation péricinétique avec une agitation désordonnée des particules de petite taille en fonction de la température du milieu. En effet, l'énergie thermique est stockée par le fluide sous la forme d'énergie cinétique des particules. le mouvement brownien favorisera surtout la rencontre des particules de plus petite taille.

III.4.2. Floculation orthocinétique

L'existence d'un gradient de vitesse (agitation du milieu) favorise ce que l'on nomme la floculation orthocinétique est liée à l'énergie dissipée. Ce mode de transport pourra rapprocher et mettre en contact les particules situées dans des couches parallèles se déplaçant à des vitesses différentes.

On peut considérer qu'au début de l'agglomération (particules petites), le mouvement brownien jouera un rôle prépondérant (influence fondamentale de la température). Au contraire, quand l'agglomération se poursuivra c'est l'agitation du milieu qui sera prépondérante (influence fondamentale du gradient de vitesse).

On doit considérer que le gradient de vitesse est un paramètre fondamental agissant sur la probabilité de rencontre des particules. Cependant il n'est pas possible cependant de l'augmenter exagérément car risque de cisaillement mécanique du floc entraînant sa destruction (Boeglin(2002)).

III.4.3. Temps de contact des réactions de coagulation et de floculation :

L'obtention d'une bonne agglomération des particules nécessite des temps de contact bien déterminés. La cinétique des réactions mises en jeu est influencée par les caractéristiques physico-chimiques et la nature des suspensions aqueuses, la température, la concentration en colloïdes, la présence d'inhibiteurs, etc. D'une manière générale, on peut considérer que la coagulation nécessite des durées de réaction relativement brèves, n'excédant pas 5 min, alors que pour l'étape de floculation pour favoriser l'agglomération du floc, on a besoin de 15 à 30 min (Boeglin J.C. 2002).

III.5. Les agents coagulants et floculants

III.5.1. Les coagulant

Les coagulants Ce sont des produits qui neutralisent ou inversent les charges de surface des matières en suspension. il existe certains nombre de coagulants qui soit de nature organique ou minérale dont les principaux sont représentés dans le tableau suivant.

Tableau 2: liste des principaux coagulants

Coagulants minéraux	Coagulant organiques
<u>Sels métalliques simples</u>	Polyamines
Sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3, 18H_2O$	Résines dicyandiamides
Chlorure ferrique $Fe(Cl)_3, 6 H_2O$	formaldéhydes
Sulfate ferrique $Fe(SO_4)_3, 18 H_2O$	
Sulfate ferreux $Fe(SO_4), 7 H_2O$	
<u>Sels métalliques polymérisés</u>	
Polychlorures basiques d'aluminium	
Polychlorosulfates basiques d'aluminium	

III.5.2. Les flocculants

Les flocculants sont des produits chimiques utilisés comme adjuvants. Ils favorisent l'agglomération des floccs. Leur emploi conduit à améliorer la qualité de l'eau interstitielle et la concentration des boues produites. On distingue des flocculant naturels et synthétique (buffle, I. et al 1998)

Tableau 3 : liste des principaux flocculants

Flocculats minéraux	Flocculats naturels	Flocculant synthétiques
La silice activée	Les dérivés amylicés	Les polyacrylamides
Les argiles colloïdales	Les polysaccharides	Les polyamines
Les hydroxydes métalliques	Alginate	

Il est extrêmement important de noter que l'on ne peut pas procéder au choix du meilleur conditionnement chimique et fixer avec rigueur les dosages des réactifs à mettre en oeuvre, sans procéder à des tests de contrôle au stade du laboratoire.

On a recours essentiellement aux essais traditionnels du type « **Jar-test** » consistant à introduire dans une série de béchers contenant l'eau à traiter divers réactifs à des dosages croissants, dans des conditions d'agitation bien déterminées. On juge visuellement de la qualité de la coagulation et de la flocculation (dimensions des floccs) et l'on apprécie, par des mesures de turbidité et de la teneur des matières en suspension résiduelles dans le surnageant, la qualité de la clarification.

On peut utiliser, avec succès également, la **technique d'électrophorèse** (emploi du Zeta-meter), qui permet de suivre l'évolution progressive du potentiel zêta en particules en fonction d'un dosage croissant de coagulant introduit dans le milieu réactionnel. La coagulation se produisant théoriquement lorsqu'on atteint le point isoélectrique, on peut très aisément procéder au choix des meilleurs réactifs (sels métalliques, flocculant cationique) et définir rigoureusement les dosages (Boeglin J.C. 2002).

III.6. Les principaux facteurs influençant la coagulation

Le processus de coagulation est complexe et peut être influencé par plusieurs facteurs. Dans cette partie, nous discuterons brièvement de l'effet de la température, du pH et de la dose du coagulant ainsi que la vitesse et temps d'agitation. Dans un souci de concision, seuls ces paramètres sont abordés dans le cadre de notre projet de recherche. Toutefois, il convient de préciser que d'autres paramètres tels que la concentration des particules colloïdales, la couleur, la présence d'anions et cations et le potentiel Zéta sont importants.

III.6.1. La température

Nous savons qu'une baisse de la température ralentit la cinétique des réactions chimiques. Les premières études sur la coagulation-floculation en eau froide remontent à près de cinquante ans. En effet, Camp et al. (1940) expliquent le problème de coagulation-floculation en eau froide de deux façons :

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

Les solutions proposées par ces auteurs consiste à augmenter l'intensité du mélange afin que le coagulant soit mieux dispersé et qu'un floc de meilleure qualité soit obtenu. Une autre solution proposée est d'ajuster le pH en eau froide afin que la solubilité des coagulants soit minimale. Cette dernière solution a été supportée par plusieurs chercheurs dans les années subséquentes (Maulding et Harris. 1968, Van Benschoten et Edzwald, 1990, Hanson et Cleasby, 1990, Van Benschoten et al.. 1992, Kang et al. 1995). Par contre, plusieurs de ces chercheurs ont conclu que certains coagulants sont moins affectés par de températures basses.

Plusieurs recherches ont montré que la plage du pH optimal varie avec la température de l'eau. Pour l'aluminium, le pH optimal augmente d'environ 0.6-0.8 unités lorsque la température de l'eau passe de 20°C à 4°C, alors que pour le chlorure ferrique, l'augmentation du pH optimal est d'environ 0,4 unité (Kang et al.. 1995) . Une diminution de température cause une diminution du produit ionique de l'eau.

III.6.2. Le pH

Le pH est un des paramètres qui affecte beaucoup plus la coagulation-floculation. Son contrôle est donc conseillé. Selon les caractéristiques d'une eau, il existe un pH optimal permettant la meilleure coagulation (Julien, 1983). Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant utilisé est minimale, ce qui donne une meilleure précipitation. Le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation lorsque la température de l'eau est faible.

Les taux de réactif à mettre en œuvre sont déterminés par des essais de floculation. L'ajustement du pH par ajout d'acide ou de base est parfois nécessaire pour obtenir le pH optimal de coagulation-floculation des réactifs employés : 6,0 à 7,4 pour Al^{3+} et 5 à 8,5 pour Fe^{3+} .

III.6.3. La concentration du coagulant

La détermination de la concentration du coagulant est un paramètre essentiel pour la déstabilisation des colloïdes. Une surdose du 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 (Gallard H. and Gunten U.V. 2002)

Un traitement de 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 de fonctionnement des ouvrages de séparation et il se trouve tout simplement impossible de réaliser la clarification si cette dose est mal ajustée (Gallard H. and Gunten U.V. 2002)

Les réactifs coagulants (sels métalliques) sont injectés dans les eaux résiduaires sous forme de solutions concentrées (à 13-14 % de fer pour les sels ferriques) à l'aide de pompes doseuses à débit variable. L'alcalinisation, si nécessaire, du milieu réactionnel est assurée généralement par de la soude ou de la chaux (introduite sous forme de lait de chaux à 10 % de $Ca(OH)_2$ (Boeglin J.C. 2002).

Pour les floculants (à l'état sec sous forme de poudre ou granulés), on réalise tout d'abord par dissolution dans l'eau, la préparation de solutions mères de 2 à 5 g/L amenées à maturation. Ces dernières sont ensuite injectées par pompes doseuses volumétriques dans les effluents, après passage dans un hydroéjecteur où l'on pratique une dilution secondaire par de l'eau propre pour les amener à une activité maximale sous la forme d'une solution diluée de 0,5 à 1 g/L

III.6.4. La vitesses 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, tandis qu'une agitation prolongée, permet l'effraction des liaisons entre coagulant et la surface des particules, et le rabattement ultérieur des segments étendus sur la surface des particules.

La neutralisation des charges des colloïdes (coagulation) nécessite un mélange homogène des réactifs coagulants (sels métalliques ou polyélectrolytes cationiques) avec l'eau à traiter, ce qui implique une agitation rapide de forte intensité, pendant une période relativement brève. L'addition du coagulant doit être réalisée dans une zone de turbulence (Boeglin J.C. 2002) .

L'étape de floculation nécessite des conditions d'agitation plus modérées pour favoriser l'agglomération des colloïdes en un floc dont il convient d'assurer la croissance en évitant de le briser. Il est particulièrement important par ailleurs, de prévoir des points d'injection des réactifs chimiques de façon à obtenir un décalage optimal entre l'introduction des coagulants et celle des floculants, injectés toujours après. Suivant les débits à traiter et les réactifs mis en oeuvre, ce décalage pourra varier entre 1 à 3 min (figure.5).

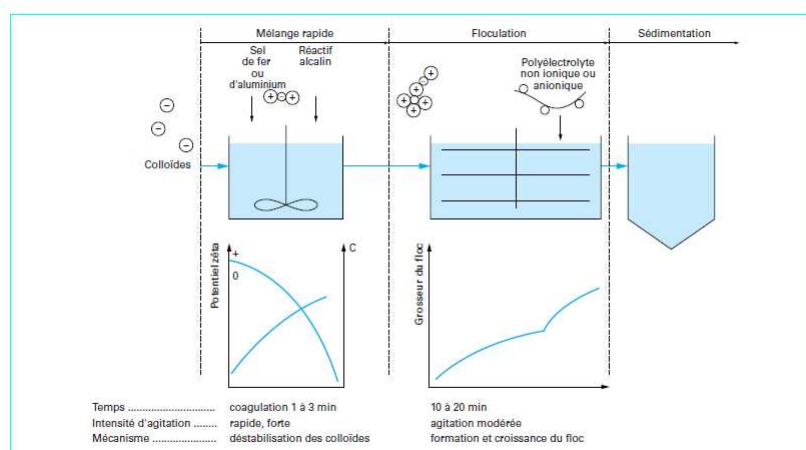


Figure 5 : Les conditions hydrodynamiques des processus coagulation-floculation



*Chapitre II Méthode et
Matériel*

Afin d'évaluer dans quelle mesure le traitement par coagulation - floculation peut effectivement apporter une solution vis à vis de la problématique de l'élimination des graisses issues de la station d'épuration de l'ONA de la commune de Tizi-Ouzou, notre travail va s'articuler de la façon suivante.

Dans un premier temps, il s'agira de soulever un problème qui se présente au niveau de la station d'épuration de l'ONA qui est la séparation des matières grasses des déchets solides après déshuilage et dégrillage d'une part et de proposer un traitement d'élimination du déchet liquide graisseux que nous appelons **Rejet 1**, d'autre part.

Dans un second temps, nous nous intéresserons aux traitements des graisses flottantes au niveau du déshuileur, que nous considérons comme **Rejet 2**, par le procédé coagulation – floculation et ce en utilisant divers coagulants et flocculants.

Ces deux parties ont comme but de déterminer les conditions optimales permettant un meilleur rabattement de la pollution. Ainsi, au cours de ces manipulations seront déterminées :

- le taux de traitement pour chaque réactif ;
- le pH optimal ;
- l'efficacité des coagulants ;
- le rôle du flocculant ;
- la masse de la boue formée.

L'efficacité de ce traitement sera estimée en suivant la DCO de l'effluent après 20min de décantation. Ces indications peuvent être complétées avec d'autres renseignements (pH, masse de la boue, rendement d'élimination)

L'objectif de ce chapitre est donc de présenter le matériel et les méthodes utilisés au cours de cette étude.

II. Matériels et méthodes :

II.1. Echantillonnage :

II.1.1. Rejet 1 :

Après le dégrillage l'eau usée passe au niveau du déshuileur tout en amenant avec elle quelques déchets solides qui n'ont pas été retenus par le dégrilleur comme les restes alimentaires, les débris des sachets en plastiques, les seringues, les emballages alimentaires ...etc. Le racleur racle les matières grasses, les déchets solides ou ils sont récupérés dans une grille en aval du déshuileur (figure 6). La récupération du rejet 1 se fait dans des bidons de capacité 5 litre.

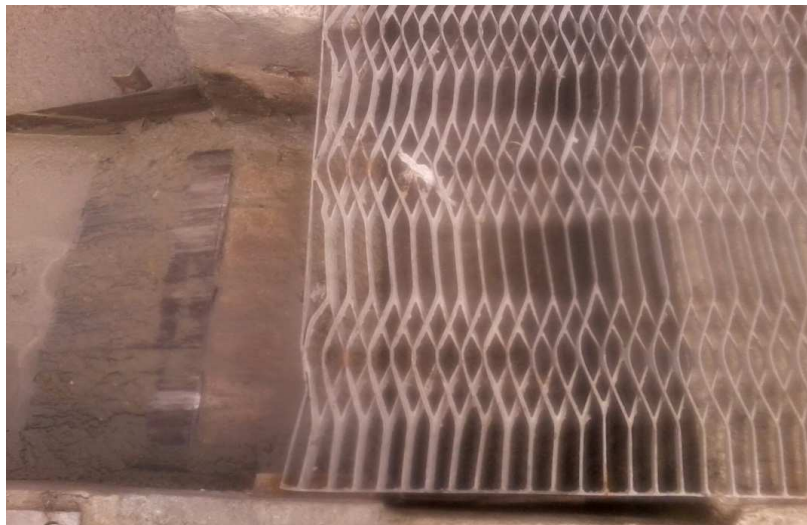


Figure 6 : Image de la grille de récupération

II.1.2. Rejet 2 :

Le prélèvement du rejet 2 s'effectue à la surface du bassin de dessablage – déshuilage pour la récupération des huiles (figure 7).



Figure 7 : Image de récupération du déshuileur

II.2. Prétraitement des rejets :

II.2.1. Rejet 1 :

Après transfert de l'échantillon au niveau du laboratoire de master chimie de l'environnement de U.M.M.T.O, nous avons procédé aux étapes suivantes :

- Vu la composition du rejet 1 (débris plastique, seringues, emballages alimentaires, ...), nous avons chauffé l'échantillon à haute température afin de faire fondre les graisses ;
- Verser le bouillon sur un tamis dans le but de récupérer tous les déchets solides.
- Récupération du surnageant graisseux après décantation.
- Conservation du surnageant à une température de congélation de manière à limiter toutes les activités biologiques



Figure 8 : Image du rejet 1 (déchet obtenu après chauffage et tamisage)

II.2.2. Rejet 2 :

Comme le rejet 2 est exempt de déchet solide, aucun prétraitement ne lui est nécessaire, cependant étant donné la variabilité des caractéristiques des graisses en fonction du temps, l'échantillon est stocké à une température de congélation de manière à limiter toutes les activités biologiques.

II.3. Caractérisation des rejets :

Les paramètres d'analyses pour caractériser les deux rejets, les méthodes et les normes sont portées en annexes et résumées dans le tableau 4.

Tableau 4 : principe et références des méthodes d'analyse.

Paramètres	Méthodes	Normes
Température	Mesure directe avec thermomètre	-
pH	pH-mètre	NFT 90-008
Conductivité	Mesure directe avec conductimètre	NFT 90-008
MES	Filtration et séchage à 105°C	NFT 90-015
MVS	Clacination à 550°C	NFT 90-015
DCO	Oxydation par le bichromate	ISO 6060-1989
DBO ₅	Respirometrie	
Ammoniac NH ₄ ⁺	Colorimétrique	ISO 7150/1-1984
Nitrates NO ₃ ⁻	Colorimétrique	NF T 90 012
Nitrites NO ₂ ⁻	Colorimétrique	NF T 90 013
Sulfates SO ₄ ²⁻	Méthode turbidimétrique	-
Phosphates PO ₄ ³⁻	Colorimétrique	-
Chlorures Cl ⁻	Méthode de MOHR	NF T 90 014
Graisses	Extraction liquide-liquide	-

II.4. Essai de traitement :

Lors des essais de coagulation floculation, nous avons utilisé un jar test à quatre postes (figure4). Les essais sont réalisés dans des béchers contenant 500 ml d'échantillon, une quantité inférieure pourrait porter préjudices sur les résultats finaux. Le pH est ajusté par ajout du NaOH (1N) et HCl (1N).



Figure 9 : Jar test du laboratoire

II.4.1. Réactifs :

Les divers réactifs utilisés dans nos essais se regroupent comme suit :

a) Effluents à traiter : Liquides graisseux : Rejet 1 et Rejet 2 ;

b) Coagulants utilisés : Chlorure ferrique FeCl_3 ;

Sulfate d'aluminium $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$;

c) Floculants utilisés:

Les floculants utilisés dans notre étude sont des polymères et copolymères d'acrylamide de charges variables et de masses moléculaires élevées. Ils ont été offerts par la société allemande BASF. Leurs propriétés sont regroupées dans le tableau suivant :

Tableau 5: Caractéristiques des floculants utilisés (Dégremont, 2007)

Floculant	SedipurAF400	SedipurNF102
Caractère ionique	Anionique	Non-ionique
Poids moléculaire (dalton)	Très haut (5-10 millions)	Très haut (15 millions)

Nous avons utilisés aussi le polymère qui est utilisés par les exploitants de la station d'épuration de Baraki et Reghaia. C'est un polymère de nature cationique.

Un dernier polymère a été utilisé aussi, il s'agit d'un floculant organique naturel polysaccharide de marque SIGMA: Alginate de sodium.

d) Réactifs pour ajuster le pH : solution HCL 1N et NaOH 1N.

II.4.2. Appareillage :

- Jar test
- Spectrophotomètre
- Balance de précision
- pH-mètre
- Système de filtration et papier filtre
- Verrerie courante de laboratoire.

II.4.3. Mode opératoire :

Lors des essais de coagulation - floculation, nous avons suivi le même protocole expérimental pour les deux rejets ainsi que pour les deux coagulants utilisés.

II.4.3.1. Procédure de la coagulation :

a) Détermination de la dose optimale du coagulant FeCl_3 et $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$:

Dans une série de béchers (jar test) :

- Introduire 500 ml de liquide graisseux ;
- Ajouter alors des doses croissantes du coagulant ;
- Agiter rapidement (120t/min) pendant 2 min ;
- Réduire l'agitation à (40t/min) et laisser le mélange sous agitation lente pendant 20 min ;
- Arrêter l'agitation et laisser décanter pendant 20 min ;
- Prélever à l'aide d'une pipette volume d'environ 10 ml du surnageant sur lequel différentes mesures seront effectuées (DCO, pH) ;
- Déterminer la quantité de boue obtenue après filtration.

b) Détermination du pH optimal :

Suivre le même protocole expérimental utilisé précédemment en fixant la dose optimale du coagulant et en variant le pH selon la plage du coagulant utilisé.

II.4.3.2. Procédure de la floculation :

a) Effet du floculant

Dans une série de béchers (jar test) :

- introduire 500 ml de liquide graisseux ;
- ajuster le pH (pH optimum) à l'aide de la solution HCL ou NaOH
- Régler l'agitation à (40t/min)
- Ajouter des doses croissantes du floculant ;
- Laisser le mélange sous agitation lente pendant 20 min ;
- Arrêter l'agitation et laisser décanter pendant 20 min ;
- Prélever à l'aide d'une pipette volume d'environ 10 ml du surnageant sur lequel différentes mesures seront effectuées (DCO, pH).
- Déterminer la quantité de boue obtenue après filtration.

NB : la même procédure a été effectuée pour les quatre floculants utilisés.

II.4.3.3. Procédure de la coagulation – floculation :

a) Optimisation de la dose du floculant :

Dans une série de béchers (jar test) :

- Introduire 500 ml de liquide graisseux ;
- Ajuster le pH (pH optimum) à l'aide de la solution HCL ou NaOH
- Agiter rapidement (120t/min) pendant 2 min ;
- Ajouter la dose optimale du coagulant déterminée par l'essai de coagulation ;
- Réduire l'agitation à (40t/min) et ajouter pendant la floculation des doses croissantes du floculant
- Laisser le mélange sous agitation lente pendant 20 min ;
- Arrêter l'agitation et laisser décanter pendant 20 min ;
- Prélever à l'aide d'une pipette volume d'environ 10 ml du surnageant sur lequel différentes mesures seront effectuées (DCO, pH).
- Déterminer la quantité de boue obtenue après filtration

NB : la même procédure a été effectuée pour les quatre floculants utilisés.



*Chapitre III Résultats
et Discussion*

Les échantillons de la station d'épuration de l'ONA se composent de nombreux contaminants organiques et minéraux souvent très toxiques. Leur composition varie ainsi en fonction de la nature du rejet, la technique d'exploitation et les conditions climatiques. Nous nous attacherons dans ce chapitre, à caractériser ces deux rejets graisseux à travers la détermination des paramètres globaux (pH, conductivité, MES, MVS, DCO, DBO₅, DBO₅/DCO, PO₄³⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, Cl⁻ et matières grasses), et à traiter ces derniers par le procédé de coagulation floculation.

III.1. Caractérisation des rejets

Afin de caractériser ces échantillons, des analyses physico-chimiques ont été effectuées. Les résultats sont regroupés sur le tableau suivant

Tableau 6 : Teneurs moyennes et limites des différents paramètres caractérisant les rejets

1 et 2

Paramètres	Rejet 1	Rejet 2	Les valeurs limitent
Date de prélèvement	Avril	Mais	-
Quantité (L)	200	90	-
Odeur	Nauséabonde	désagréable	-
pH	5,54	6,55	6,5 – 8,5
Conductivité (mS/cm)	4,11	2,35	2
MES (mg/L)	37830	4090	35
MVS (mg/L)	27050	2470	-
DCO (mg O ₂ /L)	17500	9500	120
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	25400	3847,5	35
(DCO/DBO ₅)	0,68	2,46	-
NO ₃ ⁻ (mg/L)	112,06	9,52	-
NO ₂ ⁻ (µg/L)	7,199	0,85	-
NH ₄ ⁺ (mg/L)	27,56	74,65	20
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	517,474	172,440	-
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	35,46	84,30	-
Cl ⁻ (mg/L)	150	172,5	-
Lipides totaux (mg/L)	5250	3200	30

III.1.1. Interprétation des paramètres importants

III.1.1.1. L'odeur : Les échantillons dégagent une odeur désagréable caractéristique d'une eau usée qui est très prononcée pour le rejet 1.

III.1.1.2. Le pH : le pH des deux échantillons est à caractère acide cela est dû à la présence d'acide gras.

III.1.1.3. La Conductivité électrique

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes, elle nous permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau. la valeur des conductivités retrouvées au cours de notre analyse sont égales à 4,11mS/cm et 2,35 mS/cm. Ceci montre que les échantillons traités sont riches en substances minérales et en sels dissous.

III.1.1.4. Les matières en suspension MES

Ces produits peuvent être d'origine minérale (sables, limons, argiles, ...) ou organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ou fulviques par exemple). A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que bactéries, plancton, algues et virus. Vu que la prise d'échantillon a été faite au premier stade du traitement à l'ONA, cela justifie les valeurs obtenues en MES

III.1.1.5. Les matières volatiles sèches MVS

On entend par matières volatiles sèches la partie des matières en suspension susceptibles d'être volatilisées à 565° C. Les MVS sont généralement assimilées aux matières organiques en suspension. D'après notre analyse le taux de MVS du rejet 1 et du rejet 2 sont 27050 mg/L et 2470 mg/L respectivement. Mais on remarque que les quantités sont très notable par rapport au deuxième rejet et cela revient aux quantités de boue réinjecter dans le déshuileur venu du clarificateur secondaire. Ce qui explique la quantité finale du rejet 1 obtenue après décantation qui est de 20L.

III.1.1.6. La demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO exprime la quantité d'oxygène -fournie par le dichromate de potassium- nécessaire à l'oxydation des substances organiques dégradables et biodégradables présentes dans les eaux résiduaires. Sachant que la DCO moyenne des eaux urbaines est de l'ordre de 160 mg d'O₂/L, la valeur de la DCO initiale est de l'ordre de 17500mg/L pour le rejet 1, ce qui indique la richesse de ce dernier en matières organiques oxydables et qui est beaucoup plus supérieur à celle du rejet 2 qui est de l'ordre de 9500mg/L.

III.1.1.7. La demande biologique en oxygène DBO₅

Elle indique la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation des matières organiques d'une eau par l'intermédiaire des microorganismes. Pour notre cas la valeur obtenue est de 25400 mg d'O₂/L pour le premier rejet et 3847,5 mg d'O₂/L pour le second. Nous remarquons que ces valeurs sont élevées par rapport à la norme qui est de 35 mg/L. Ces teneurs indiquent la présence d'une concentration importante en matière organique biodégradable.

III.1.1.8. Rapport DCO/DBO₅

Le rapport DCO/DBO₅ donne une première estimation de la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent donné ; on convient généralement des limites suivantes :

- DCO/DBO₅ < 2 : l'effluent est facilement biodégradable;
- 2 < DCO/DBO₅ < 3 : l'effluent est biodégradable avec des souches sélectionnées;
- DCO/DBO₅ > 3 : l'effluent n'est pas biodégradable.

Dans notre cas le rapport = 0,68 pour le rejet 1 ce qui veut dire que notre effluent est facilement biodégradable, ceci est tout à fait logique, vu la quantité de MVS qu'il contient (riche en micro-organismes).

Alors que pour le rejet 2, le rapport DCO/DBO₅ = 2,46, c'est une valeur caractéristique des eaux résiduaires urbaines.

III.1.1.9. Les lipides totaux

Les deux rejets de la station d'épuration sont constitués de 5250 mg/L pour le rejet 1, et 3200 mg/L pour le rejet 2. Cette forte concentration qui est largement supérieure à la norme (30 mg/L) s'explique par le fait que la prise d'échantillon a été faite à la surface du bassin où la concentration en graisse est à son maximum.

Les graisses récupérées au niveau des dégraisseurs proviennent des eaux résiduaires (ménagères et vannes) et des matières de vidange réceptionnées (industries, restaurants, habitations disposant d'assainissement individuel).

III.1.1.10. Rapport DCO/lipides

D'après la réaction stoechiométrique théorique d'oxydation des lipides 1 g de lipides apporte 2,89 g de DCO. Dans tous les cas de figures, le ratio DCO/lipides devra être supérieur à 2,3. Des valeurs plus faibles sont des indicateurs d'erreurs analytiques importantes. Dans notre cas, les rapports DCO/lipides du rejet 1 et 2 sont 3,33 et 2,96 respectivement.

III.1.1.11. Les nitrates et les phosphates

Le premier rejet de la station d'épuration ONA est composé de 112 mg/L de NO_3^- et 517,474 mg/L de PO_4^{3-} . Ces substances sont généralement dues aux activités de l'homme tel que l'agriculture et les rejets domestiques.

III.2. Essai de traitement par Coagulation - Flocculation:

III.2.1. Rejet 1

Rappelons que l'objectif de notre étude est de traiter un rejet graisseux fortement chargé en matière dégradable et biodégradable qui se traduit par une forte concentration en DCO (19500 mg/L) et en lipides (5250 mg/L). Afin de réduire ces deux paramètres, nous proposons un traitement par coagulation dans un premier temps où nous allons essayer de déterminer la dose optimale du coagulant qui éliminera un maximum de DCO ainsi que le pH optimal du coagulant. Une fois ces deux paramètres optimisés, nous entamerons la partie coagulation – flocculation, où nous allons étudié l'efficacité d'un flocculant naturel (Alginate de sodium) sur l'abattement de la DCO.

III.2.1.1. Etape de Coagulation

III.2.1.1.1 Optimisation de la dose du coagulant $Al_2(SO_4)_3$

Dans le but d'étudier l'effet de la dose du coagulant $Al_2(SO_4)_3$ sur le processus de coagulation-floculation, des séries d'essais ont été effectuées à plusieurs doses du coagulant (0.2 à 1,6 g/L). La variation de la DCO en fonction des différentes doses appliquées, est représentée sur le graphe suivant :

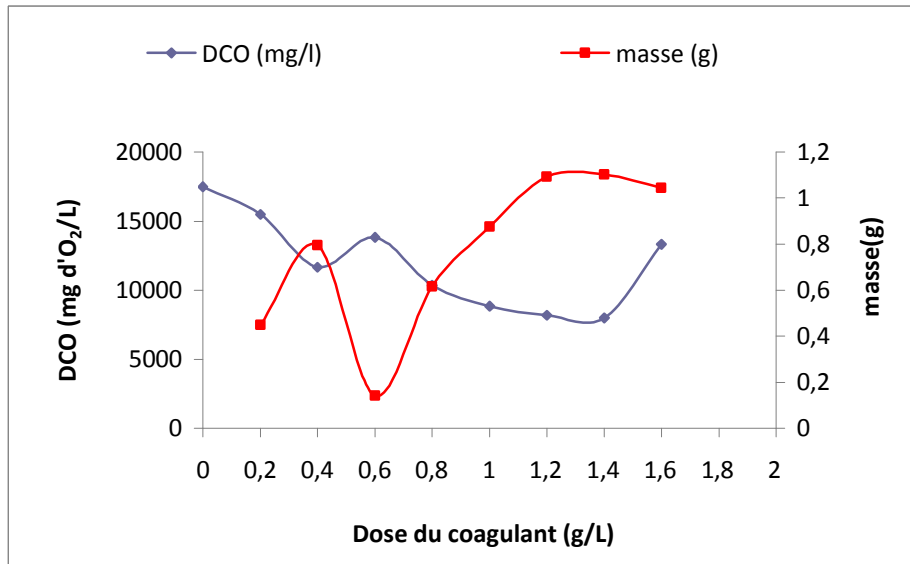


Figure 9 : Variation de la DCO et masse de boue en fonction des doses du coagulant $Al_2(SO_4)_3$.

Il ressort de la figure 9 que la valeur initiale de la DCO dans l'échantillon prélevé est de 17500 mg d'O₂/L et l'addition progressive des doses de coagulant a entraîné une diminution de cette valeur jusqu'à 8000 mg d'O₂/L correspondant à une concentration de 1.4 g/l de coagulant qui se traduit par un taux d'abattement de 54,45%. Cela est dû à l'introduction des particules du coagulant qui piègent les matières organiques et font diminuer par conséquent la demande en oxygène. Au delà de 1,4 g/L, la valeur de la DCO augmente de nouveau à 13333 mg d'O₂/L cela revient à la surdose des particules qui entraîne une demande d'oxygène qui reste faible par rapport à celle des matières initiales. Parallèlement, l'addition progressive des doses de coagulant entraîne une production de boue ayant une masse 1.1031g, ce est due au fait que les colloïdes sont piégés et décantés ce qui explique la diminution de la valeur de la DCO (8000 mg d'O₂/L).

III.2.1.1.2 Optimisation du pH de la dose du coagulant $Al_2(SO_4)_3$

Sachant que la variation du pH influe sur la coagulation - floculation, il nous a paru utile d'étudier l'influence de ce paramètre sur notre procédé. Pour cela une série d'expérience a été effectuée en fixant la dose optimale du coagulant à 1.4 g/L et en variant le pH de (5.2 à 7.2).les mesures de la DCO qui sont illustrées sur la figure suivante, nous montre que cette dernière diminue en augmentant le pH jusqu'à une valeur minimale qui est 3667mg d'O₂/L pour un pH optimale de 6.2 et une masse de boue assez importante de valeur 1.6081g. Cela revient à 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 ce qui induit à la formation des précipités $Al(H_2O)_3OH$ ainsi que l'importante masse de la boue. On constate aussi que le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation puisque le taux d'abattement est de l'ordre de 79%.

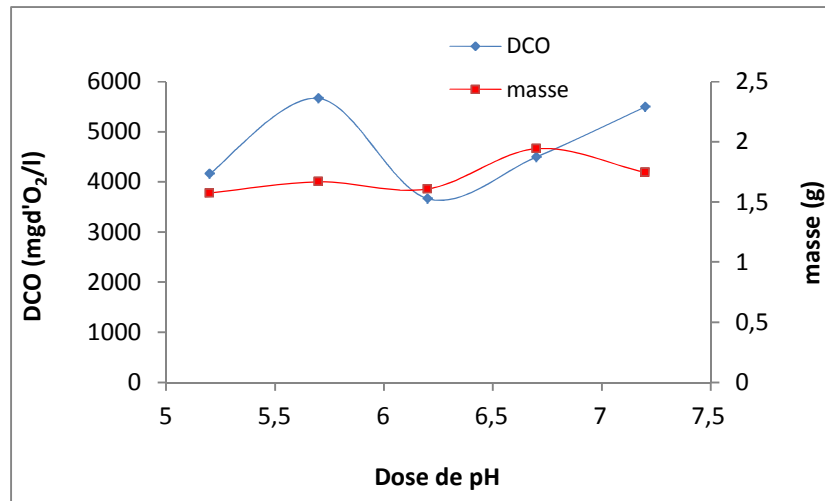


Figure 10: Optimisation du pH avec la dose optimale du coagulants $Al_2(SO_4)_3$.

III.2.1.1.3. L'optimisation de la dose du coagulant $FeCl_3$

De même, nous avons voulu étudier l'effet de la dose du coagulant $FeCl_3$ sur le processus de coagulation-floculation. Donc des séries d'essais ont été effectuées à plusieurs doses de coagulant (0.2 à 0.8 g/L). La variation de la DCO, du pH et de la masse de boue formée en fonction des différentes doses appliquées sont représentées sur la figure suivante :

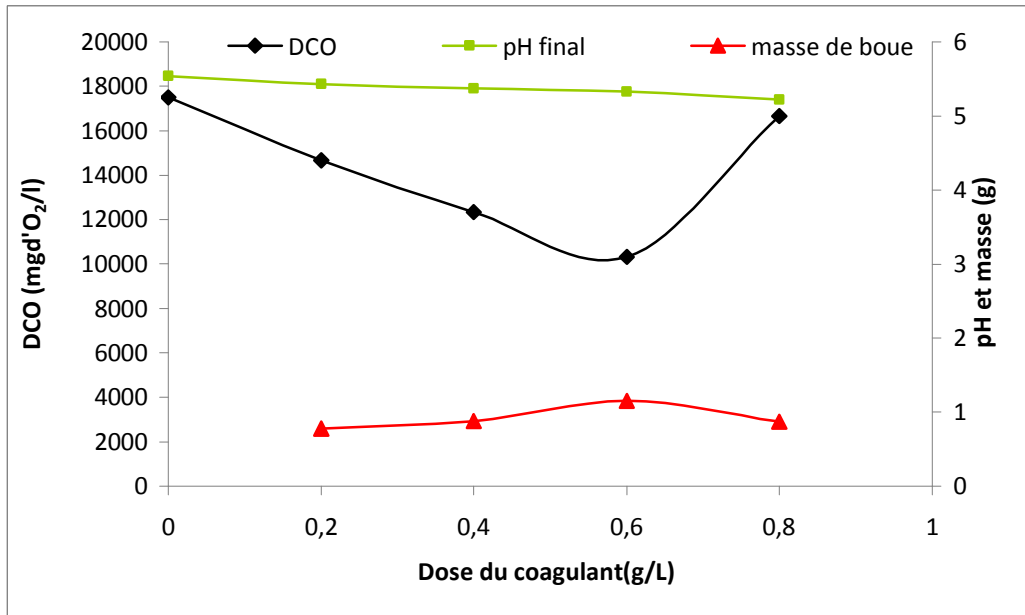


Figure 11: Variation de la DCO, pH et la masse de bous en fonction des doses du coagulant FeCl_3 .

D'après la figure 11, on remarque que l'addition du coagulant a provoqué une diminution de la valeur de la DCO de 17500 mg d'O₂/L à 10333 mg d'O₂/L 99,98 mg d'O₂/L et ce en augmentant la concentration du coagulant. Cela est dû à ce que les particules du coagulant déstabilisent les colloïdes négativement chargés présents dans l'eau à traiter, en neutralisant les charges qui génèrent les forces de répulsion entres colloïdes. Arrivant à une concentration de 0,6 mg/L de coagulant, nous avons remarqué que la valeur de la DCO a atteint sa valeur la plus faible avec un taux d'abattement de 41%. Donc, on peut dire que cette valeur (0,6mg/L) est la concentration optimale de ce coagulant dans ce rejet, les cations apportés par le coagulant ont englobé presque la totalité des suspensions colloïdes dans le liquide ce qui entraîne élimination maximale.

Nous remarquons aussi que la courbe associée à la formation des boues est inversement proportionnelle à celle de la DCO. En effet l'élimination de la DCO se traduit par la formation de flocons denses et la masse la plus importante est pour la dose du coagulant 0,8 g/L.

Quant au pH on remarque qu'il diminue en fonction de l'augmentation des doses du coagulant et il atteint la valeur 5.22 pour 0.8 g/L, cela revient aux particules du coagulant qui sont chargées positivement ce qui contribue ainsi à la diminution de la valeur du pH.

III.2.1.1.4. L'optimisation du pH optimal du coagulant FeCl₃

Dans cette partie nous avons fait la variation du pH du milieu réactionnel de 2.5 à 8.3 en gardant la dose du coagulant FeCl₃ fixée à la valeur déduite précédemment (0,8 g/L), la figure suivante présente la variation de la DCO en fonction du pH initial de la dose du coagulant :

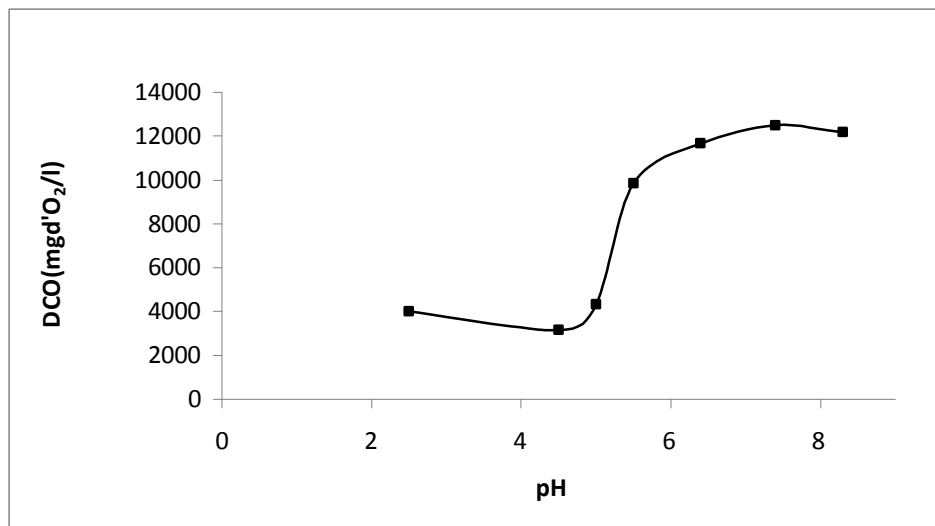


Figure 12: Variation de la DCO en fonction des différentes valeurs de pH

La figure qui représente la variation de la DCO en fonction des différentes valeurs de pH montre une diminution de la demande chimique en oxygène et ce en augmentant le pH jusqu'à une valeur minimale qui est 3167mg/L pour un pH optimal de 4,5. Cela revient à 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 ce qui induit à la formation des précipités.

III.2.1.1.5. Comparaison entre les deux coagulants

Nous avons voulu faire une comparaison entre les deux coagulants utilisés afin de voir quel celui qui nous donnera un meilleur abattement de la DCO, le résultat est représenté sur la figure suivante :

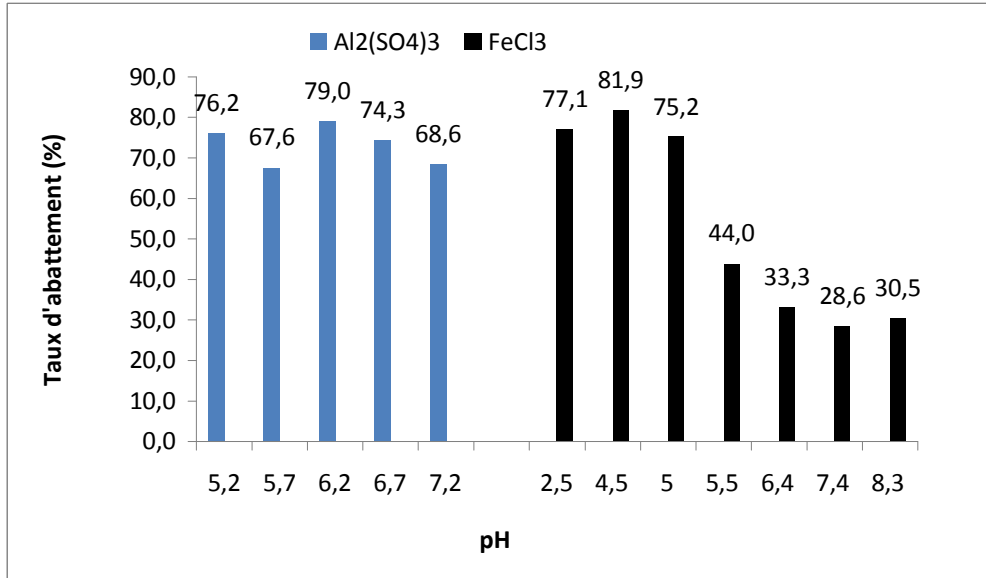


Figure 13 : Comparaison entre les deux coagulants

La figure 13 illustre la variation des rendements de DCO en fonction des valeurs de pH pour les deux coagulant étudiés. Le meilleur rendement est observé au sein de la dose du pH 6.2 pour une dose optimale du coagulant Al₂(SO₄)₃ avec un maximum d'abattement de la DCO de 79.04 % et de 81.4 % pour le coagulant FeCl₃ avec la dose de 0.6 g/L et un pH optimal de 4,5.

III.2.1.2. Etape de la coagulation-floculation

Afin d'améliorer l'abattement de la DCO, plusieurs floculants ont été choisi pour l'étude de la coagulation-floculation. Cependant, vu la quantité limitée de notre rejet, nous ne pouvons pas utilisé tous les floculant. Nous avons choisi donc d'étudier qu'un seul floculant naturel qui est l'Alginate de sodium. Les doses de ce dernier ont été variées de 0,2 à 0,8 g/L, tout en fixant la dose optimale des deux coagulants et la valeur du pH optimal. La figure suivante présentera le taux d'abattement de la DCO en fonction des différentes doses du floculant Alginate.

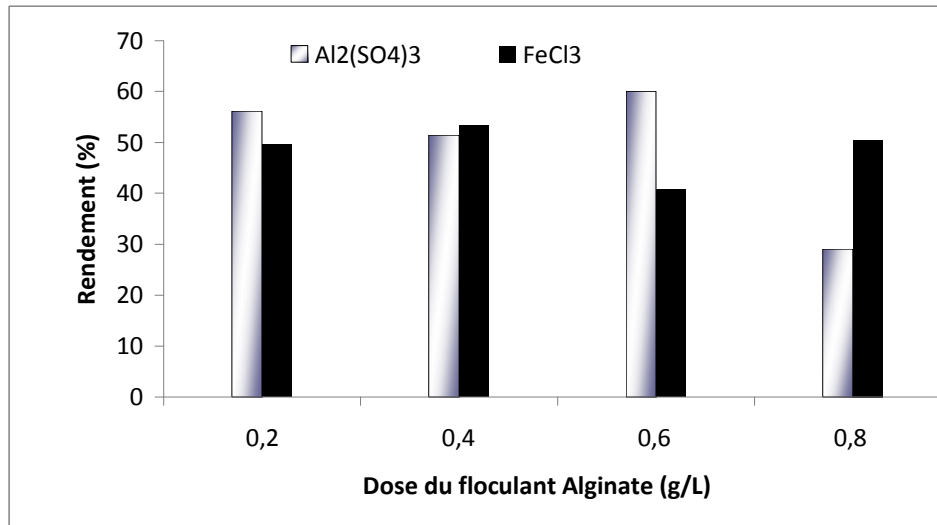


Figure 14 : variation du taux d'abattement de la DCO en fonction des doses du flocculant alginate de sodium

Comme le montre la figure 14, la combinaison de $Al_2(SO_4)_3$ avec le flocculant d'alginate nous permet de avoir une DCO avec un taux d'abattement de 60% (7000mg/l). On constate que cette diminution est importante par rapport à l'utilisation du coagulant seul, et ce pour une dose de 0.6g/L et cela revient bien sûr aux aides coagulant qui permettent d'améliorer les performances du procédé de coagulation floculation et décantation, car ils agissent par adsorption et pontage entre les particules colloïdales. Alors que la combinaison de $FeCl_3$ avec le flocculant d'alginate a permis d'avoir un abattement de 50% (8167mg/l) de la DCO.

On peut dire que l'utilisation de l'alginate comme aide-coagulant ne permet pas d'améliorer le taux d'abattement de la DCO et qu'il convient donc de chercher d'autre flocculant qui permettent d'atteindre ce but.

III.2.2. Rejet 2

De même que pour le rejet 1, nous nous sommes intéressé au traitement d'un rejet graisseux prélevé à la surface du dégraisseur ayant une DCO inférieure à celle du rejet 1 (9500 mg d'O₂/L) et une concentration en lipide de l'ordre de 3200 mg/L. Dans cette partie, nous allons suivre les mêmes étapes que le rejet 1, seulement nous allons étudié aussi l'influence de l'étape de floculation sans qu'elle soit précédée par la coagulation. Cependant, tout d'abord, nous allons essayer d'optimiser les doses des coagulants ainsi que leur pH optimal.

III.2.2.1. Etape de Coagulation

III.2.2.1.1 Optimisations des doses du Al₂(SO₄)₃ et FeCl₃

Dans le but d'étudier l'effet de la dose du coagulant Al₂(SO₄)₃ et FeCl₃ sur le processus de coagulation-floculation, des séries d'essais ont été effectuées a plusieurs doses du coagulant du 0,5 à 1,2 g/L pour le Al₂(SO₄)₃ et de 0,2 à 1,6 g/L pour le FeCl₃. Les taux d'abattement de la DCO sont regroupés sur la figure suivante.

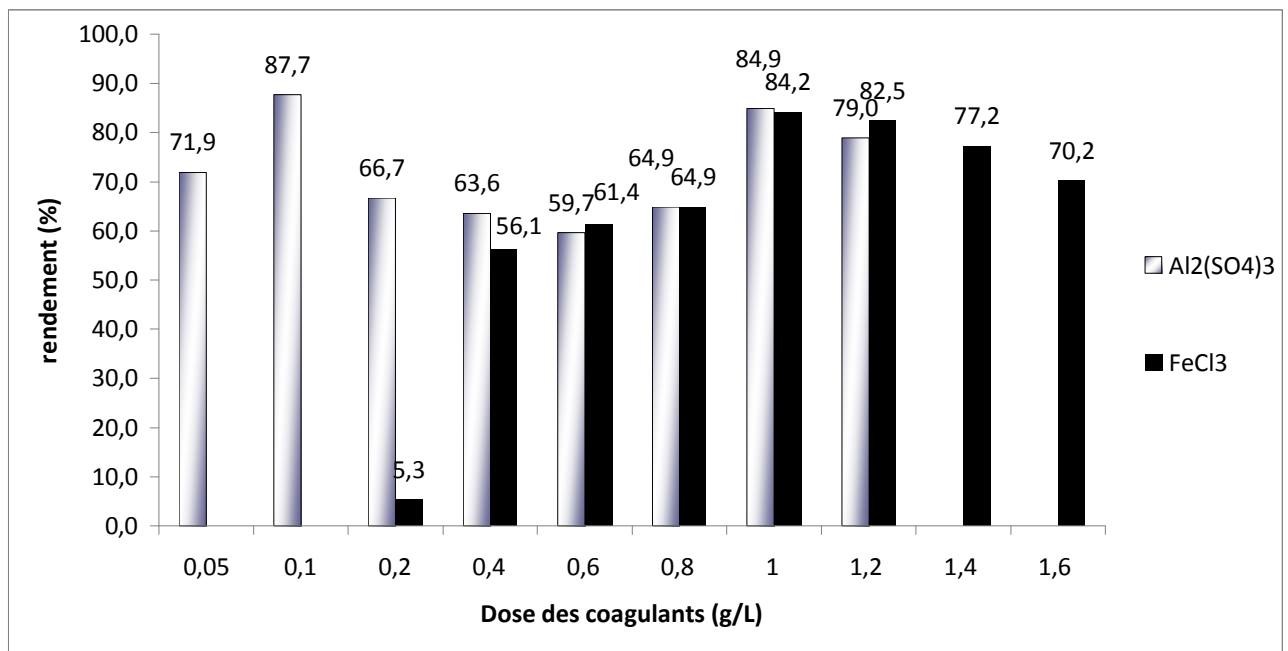


Figure 15 : variation du taux d'abattement de la DCO en fonction des doses des deux coagulants

D'après la figure 15, le meilleur rendement est observé pour le coagulant Al₂(SO₄)₃ avec la dose de 0,1 g/L avec un maximum d'abattement de la DCO de 87,71%(1167mg/l) et 56,56 %(1390mg/l) des lipides. Alors que pour le FeCl₃ une diminution 84,21 %(1500mg/l) de DCO et de 41%(1900mg/l) de lipides a été observée et ce pour la dose de 1 g/L.

III.2.2.1.2 Optimisations du pH pour les deux coagulants $Al_2(SO_4)_3$ et $FeCl_3$

Comme le pH est la variable la plus importante à prendre en considération au moment de la coagulation. Pour chaque eau, il existe une plage de pH pour laquelle la coagulation est optimale, elle est fonction du coagulant utilisé, de la concentration et de la composition de l'eau à traiter. Les floccs sont des précipités d'hydroxydes de métaux. Leur formation et leur stabilité dépendent donc du pH. Les zones de prédominance des hydroxydes de fer sont de 5,5 à 8,3 et celles des oxydes d'aluminium sont de 5,8 à 8,2. Pour cela, une série d'expérience a été effectuée en fixant la dose du coagulant $FeCl_3$ à 1 g/L (dose optimale) et du coagulant $Al_2(SO_4)_3$ à 0,1 g/L et en variant le pH. Les résultats obtenus sont figurés sur le graphe suivant :

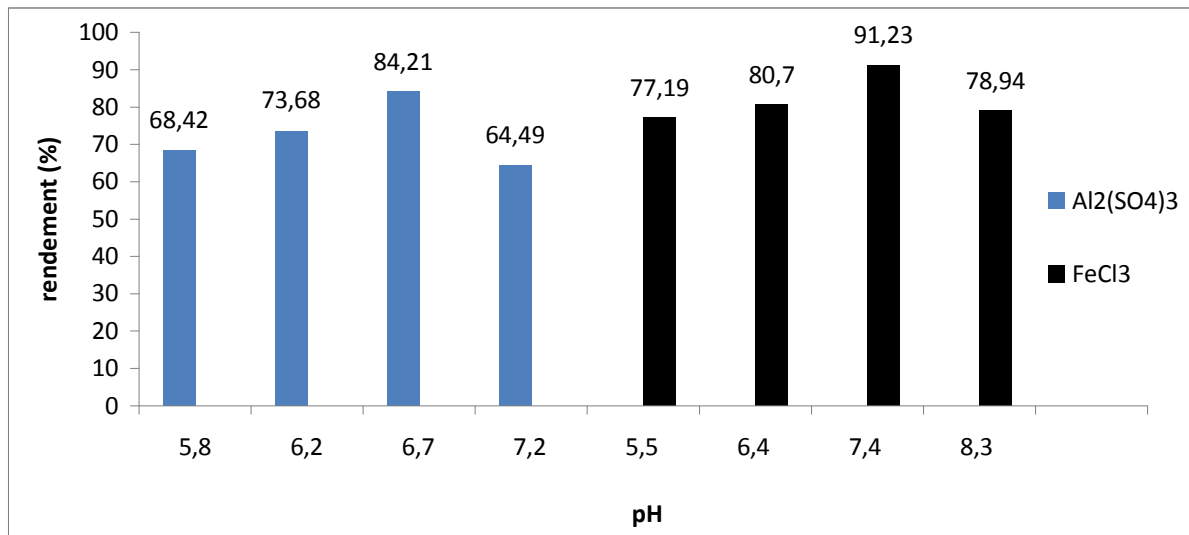


Figure 16 : Evolution du taux d'abattement de la DCO en fonction du pH des deux coagulants

D'après cette figure nous pouvons observer que pour le coagulant $Al_2(SO_4)_3$, l'optimum de l'élimination de la DCO correspond à des pH acides. Mattson a été l'un des premiers à noter que l'ion Al^{3+} , pouvait provoquer une inversion de charge de la suspension à certaines valeurs du pH. Il suggère alors que ce sont les produits d'hydrolyse de l'aluminium qui sont responsables de ce phénomène.

En effet, la réaction des sels d'aluminium avec l'eau donne lieu à la formation de différentes espèces dont la charge électrique est fonction du pH et dont l'influence est déterminante sur la coagulation. La figure 16, montre que le pH le plus favorable se situe entre 5,8 et 6,7, domaine qui correspond à l'existence de l'hydroxyde $Al(OH)_3$.

Nous remarquons aussi que le taux d'abattement de la DCO pour le coagulant chlorure ferrique est de 91% (1000mg/l) et une réduction de 60% (2330mg/l) de matière grasse.

III.2.1.2. Etape de Coagulation-floculation

Afin d'améliorer l'abattement de la DCO, quatre types de flocculant ont été choisis pour cette étude à savoir : alginate de sodium, Sedipur NF 102, Sedipur AF400 et quatrième polymère utilisée dans la station de traitement d'eau potable de Baraki. Les doses de ces derniers ont été variées de 2 à 8 g/L, tout en fixant la dose optimale du coagulant et la valeur du pH optimal. Cependant avant d'entamer l'étape de la coagulation-floculation nous avons testé nos quatre flocculants dans une série d'expérience afin de voir leur comportement vis-à-vis de la dégradation de la matière organique et lipidique.

III.2.1.2.1. effet des quatre flocculants dans l'étape de floculation : La figure 17 met en évidence l'influence de la dose des flocculants sur l'élimination de la DCO

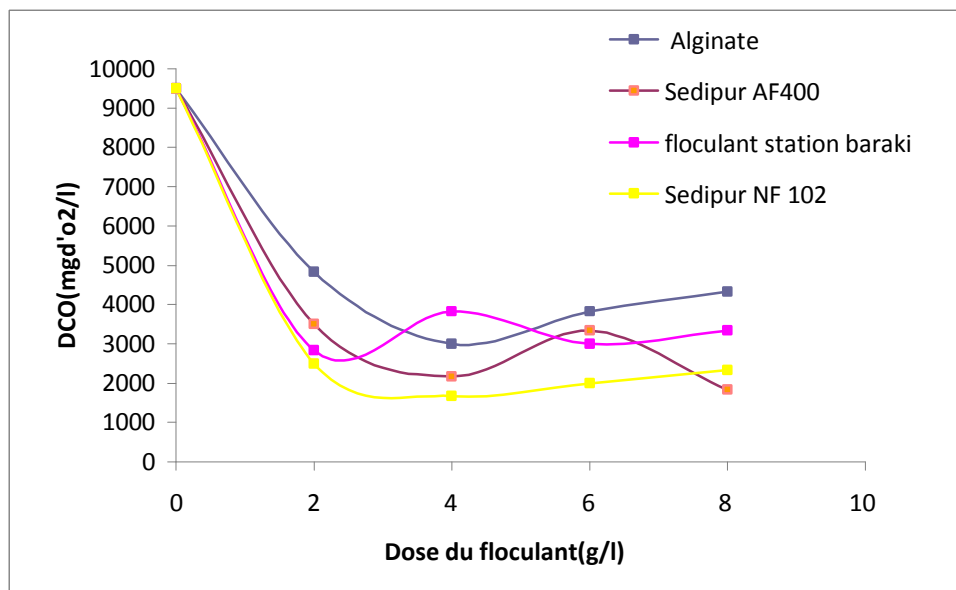


Figure 17 : Optimisation de la dose du flocculant alginate

Nous remarquons d'après la figure 17, qu'il y a effectivement une élimination de la DCO et ce quelque soit le flocculant utilisé. Ces derniers agissent par adsorption et pontage entre les particules colloïdales qui vont s'agglomérer en micro flocs puis en flocons décantables. Notons toute fois qu'une nette diminution de la DCO est observée pour le flocculant Sedipur NF 102, un flocculant non ionique.

Nous avons calculé aussi le taux d'abattement des matières grasses pour les flocculants utilisés, il est de l'ordre de 6% (4833mg/l) pour l'Alginate de sodium, de

25%(2833mg/l) pour le floculant utilisé à la station de baraki, de 43,75%(1833mg/l) pour sedipur AF400 et 66,43%(1667mg/l) pour sedipur NF102. Donc l'élimination de la DCO se traduit par la dégradation des matières grasses.

III.2.1.2.2.effet des quatre floculants sur l'étape de la coagulation - floculation :

a) Cas de l'alginate de sodium : La figure 18 met en évidence l'influence de la dose de floculant sur l'élimination de la DCO et ce pour les deux coagulants utilisés :

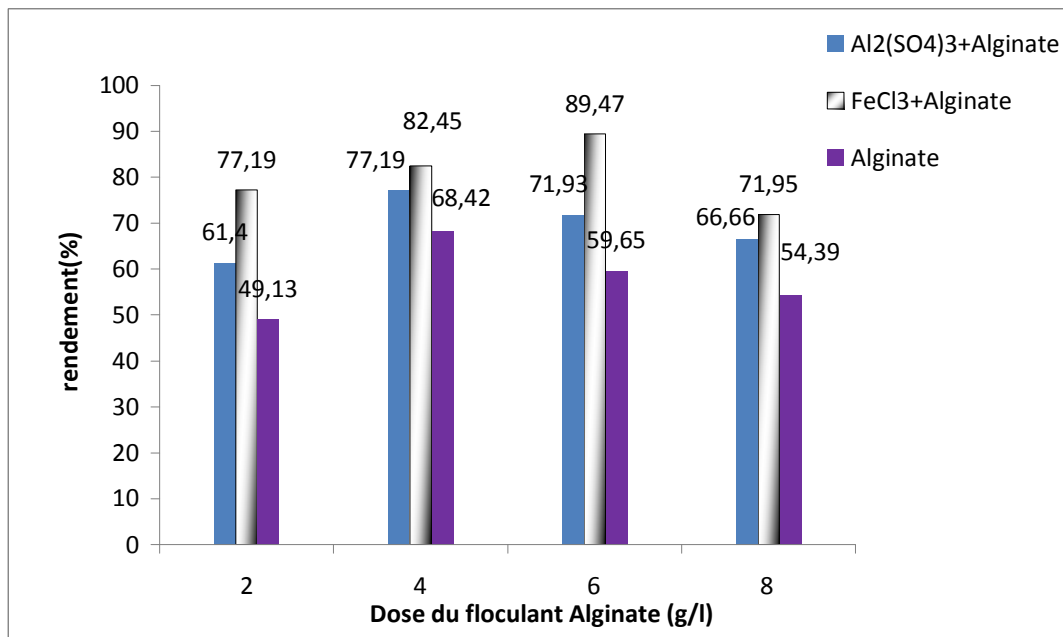


Figure 18 : comparaison des rendements de DCO en utilisant l'alginate de sodium seul et avec les deux coagulants

La figure 18 qui illustre la variation des rendements de DCO en fonction des doses du floculants (alginate, alginate+Al₂(SO₄)₃ et alginate +FeCl₃) montre que le meilleur rendement est observé pour une dose de floculant 6 g/l avec la dose optimale du coagulant FeCl₃ a une valeur de 1 g/l et cela par un maximum d'abattement de la DCO de 89.47%(1000mg/l) et 62%(1340mg/l) pour les graisses. Ces rendements sont beaucoup plus importants que ceux de la floculation par l'alginate de valeur 68.42 % (3000mg/l)de DCO et 6%(2980mg/ l) de graisses ou celle de la coagulation floculation par l'alginate et le Al₂(SO₄)₃ avec la valeur de 77.19%(2167mg/l) de DCO et 17%(2640 mg/l)de graisses.

b) Cas du floculant de la station de baraki :

Les taux d'abattement de la DCO lors des essais de coagulation floculation avec le floculant utilisé par la station de traitement d'eau potable de baraki sont présentés sur la figure 19

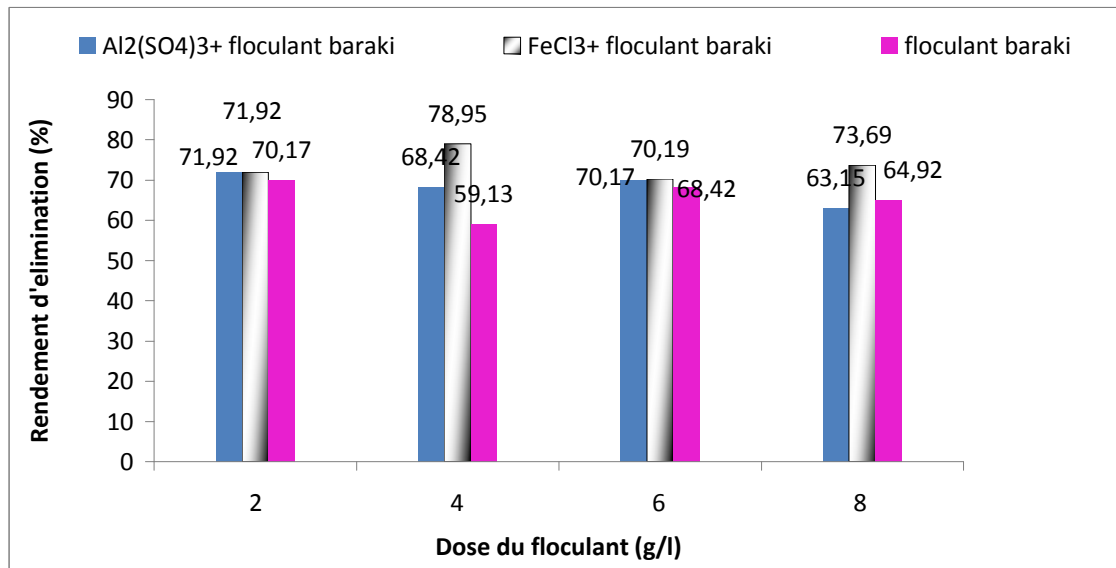


Figure 19 : Rendements d'élimination de la DCO en utilisant le flocculant de la station de baraki seul et avec les deux coagulants

Comme le montre cette figure, un combinaison FeCl₃ avec le flocculant de la station de baraki a amélioré nettement l'élimination de la DCO (78.95%)(2000mg/l), par rapport à l'utilisation du flocculant seul ou combiné au coagulant Al₂(SO₄)₃.

Concernant le taux d'abattement des lipides, les analyses montrent un rendement de 25%(1800mg/l) pour l'étape de la floculation et la coagulation floculation avec Al₂(SO₄)₃ comme coagulant. Alors qu'en utilisant le FeCl₃, une amélioration du taux de 30%(1420mg/l) a été observée. Ce qui confirme que la combinaison de FeCl₃ et flocculant de la station de baraki offre un traitement efficace.

c) Cas du flocculant Sedipur AF400 : La variation de la DCO en fonction des doses croissantes du flocculant sedipur NF400 pour tous les cas de figure est représentée sur la figure 20.

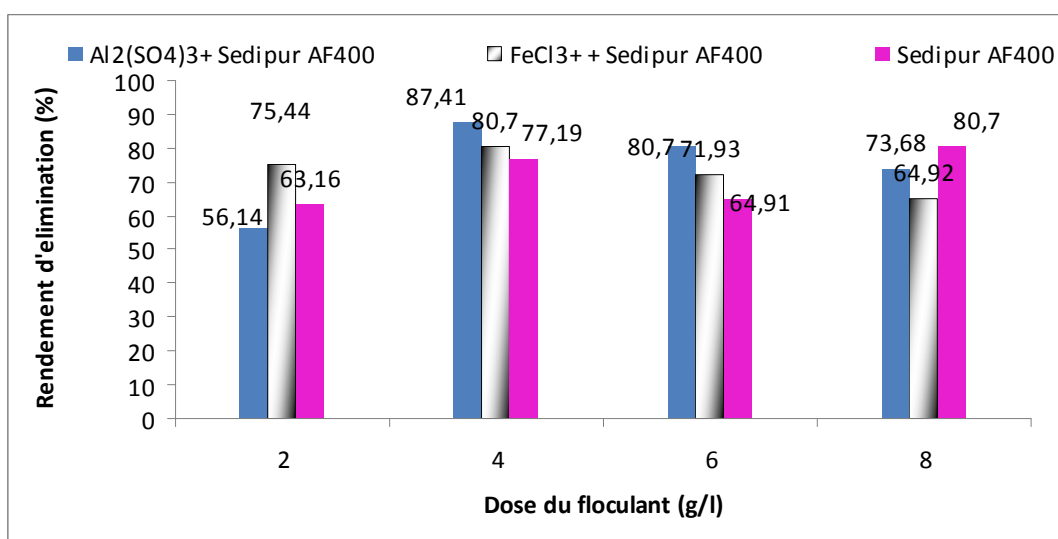


Figure 20 : Rendements d'élimination de la DCO en utilisant le floculant sedipur AF440 seul et avec les deux coagulants.

Selon la figure 20 illustre la variation des rendement de DCO en fonction des doses du floculants (sedipur, sedipur+ $\text{Al}_2(\text{SO}_4)$ et sedipur + FeCl_3), le meilleur rendement est observé pour la dose du floculant 3g/l avec la dose optimale du coagulant $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ a une valeur de 0.1 g/l et cela par un maximum d'abattement de la DCO de 87.41%(1167mg/l) et de 55,6%(1220mg/l) de lipide. Ce rendement est plus important que celui de la floculation seule avec une valeur de 80.7%.(1833mg/l) en DCO et 43,75%(1790mg/l) en lipide. Ou encore celle de la coagulation floculation par chlorure ferrique.

d) Cas du floculant Sedipur NF102 :

La variation de la DCO en fonction des doses croissantes du floculant sedipur NF102 pour tous les cas de figure est représentée sur la figure 21.

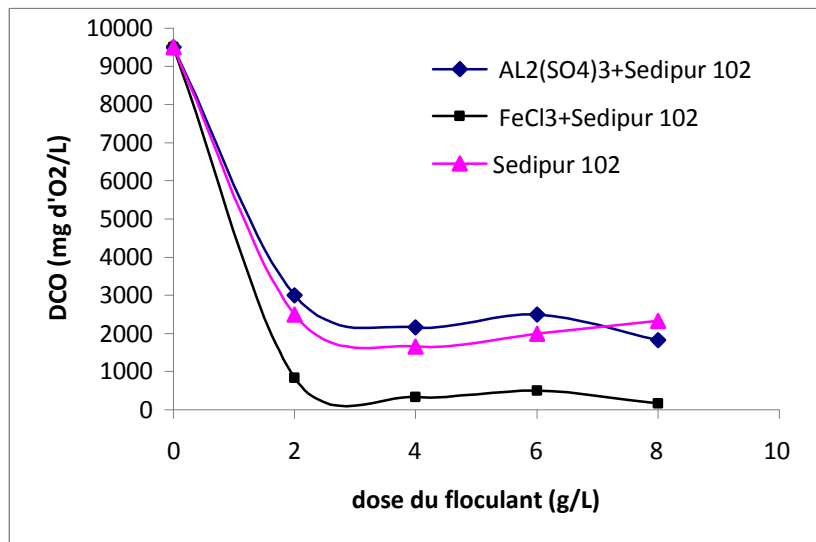


Figure 21 : variation de la DCO en fonction des doses du floculant sedipur NF102

Nous constatons d'après la figure 21, qu'il y a une diminution de la DCO et quelque soit la combinaison effectuée. Cependant, un décalage s'est établie entre la courbe représentant l'élimination de la DCO en présence de chlorure ferrique et sedipur NF102 et les deux autres courbe. Cela revient bien sûr aux coagulants qui permettent d'améliorer les performances du procédé de coagulation floculation et décantation. Après avoir déstabiliser les particules colloïdales par ajout d'un coagulant soit par compression de la double-couche, soit par adsorption, la floculation va permettre l'agglomération des particules préalablement « déchargées » en micro flocs puis en flocons décantables

On déduit donc que la combinaison de FeCl_3 et du polymère sedipur NF102 donne des résultats satisfaisants vis-à-vis de ceux obtenus avec le coagulant et le floculant séparément.

Pour confirmer, nous avons calculé les rendements d'élimination de la DCO. Le résultat est le suivant :

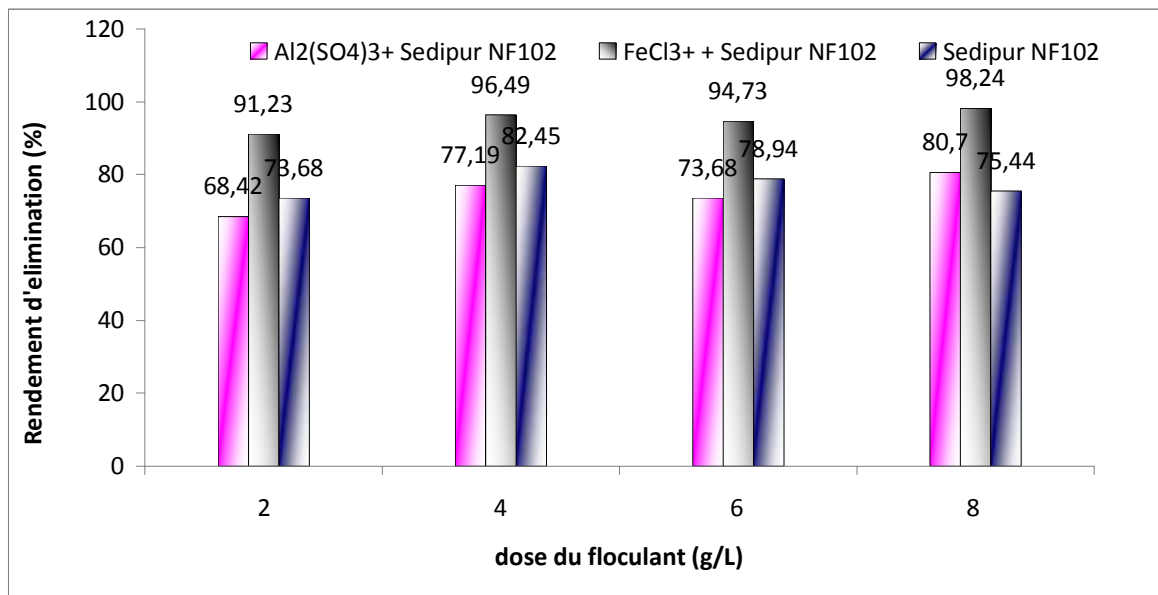


Figure 22 : Rendements d'élimination de la DCO en utilisant le floculant sedipur NF102 seul et avec les deux coagulants.

Le meilleur rendement est obtenu pour la dose sedipur NF 102 de 8g/L avec la dose optimale du coagulant FeCl_3 de 1 g/L et cela par un maximum d'abattement de la DCO de 98.24 %(167mg/l) et concentration finale en graisse de 330 mg/L, soit une élimination de 90%.



Conclusion

Conclusion générale

Les déchets gras issus des ouvrages de pré-traitement des stations d'épuration traitant principalement des effluents domestiques présentent une pollution assez concentrée en matière organique et graisse dont la seule issue est l'évacuation vers une benne transférant ainsi le rejet vers le milieu naturel (les terres). Différentes techniques de traitement de ces déchets peuvent être envisagées dont le procédé par coagulation-floculation.

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

Notre étude a porté sur la caractérisation et le traitement de deux rejets gras issus de l'Office National de l'Assainissement (ONA) de la wilaya de Tizi-Ouzou. Après analyse, la quasi-totalité des paramètres de pollution dépassent les normes de rejet dans un milieu récepteur, d'où la nécessité de traiter et de diminuer au maximum tous les polluants, ce qui ne pourrait être obtenu que par une combinaison de procédés de traitement.

L'étude expérimentale que nous avons menée a été consacrée à l'élimination, par coagulation-floculation en utilisant deux coagulants (sulfate d'aluminium et chlorure ferrique) et plusieurs floculants additionnés (alginate de sodium, sedipur NF102, sedipur AF400, et le floculant utilisés dans la station de traitement des eaux potables de Baraki) des matières grasses générées par le pré-traitement effectué à la station d'épuration l'ONA.

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

Par rapport au premier rejet nous avons pu aboutir à une solution qui permettra à la station d'épuration ONA de soulever le problème du gisement gras généré en plaçant un processus de séparation des graisses des boues et des déchets solides afin de les traiter par la méthode de coagulation-floculation. Et ce en utilisant le coagulant FeCl_3 à la dose optimale de 0,6 g/L et en ajustant le pH à 4,5 car une meilleure élimination de la matière organique a été observée à cette dose avec une valeur de 3167 mg/l, soit un abattement de 82%.

L'ajout du flocculant naturel alginate de sodium n'a pas amélioré le traitement. Ceci dit, il serait intéressant d'étudier d'autres flocculants et voir leur effet sur l'abattement de la DCO et des graisses.

Quant au deuxième rejet, plusieurs combinaisons ont été effectuées entre coagulant et flocculant afin de trouver le meilleur couple (coagulant – flocculant) qui aboutira au meilleur taux d'abattement et de la DCO et de la matière grasse. Dans tous les cas de figure la coagulation associée à la floculation permet d'aboutir à un taux d'abattement de la DCO supérieur à 60% et une dégradation satisfaisante des matières grasses. L'application du coagulant FeCl_3 en association avec le flocculant Sedipur NF102 s'est avérée être la formule la plus performante avec une DCO finale de 167 mg d' O_2 /L et une concentration résiduelle en graisse de 330 mg/L, soit un abattement de 90%.

Autrement dit le dosage effectué sur les doses optimales des échantillons afin de calculer le taux d'élimination de ces graisses nous a permis de vérifier la justesse de nos résultats car la meilleure élimination des graisses a été observée effectivement dans le dernier résultat avec une concentration de 0.33 g/l qui est très inférieure par rapport au taux initial du rejet avant traitement avec une valeur de 3.2 g/L de lipides totaux.

Cependant la station d'épuration pourra toujours penser à d'autres perspectives intéressantes comme la revalorisation du déchet graisseux par procédés de saponification, ou encore compostage, épandage etc...



Références Bibliographiques

Les references

ADAMCZYK Z. Article adsorption and deposition: role of electrostatic interactions.

Advances in Colloid and Interface Science, (2003) 100-102, 267-347

Aguilar M.I., J. Saez, M. Llorens, A. Soler, J.F. Ortuno, V. Meseguer, A. Fuentes
Improvement of coagulation–flocculation process using anionic polyacrylamide as
coagulant aid. September 2004 47-56.

BUFFLE, J., WILKINSON, K. J., FILLELLA, M., AND ZANG, J.A
generalized description of aquatic colloidal interactions: the three-colloidal component
approach. Environmental Science & Technology, 32 (1998) , 2887-2899.

BETURE-CEREC, AGENCE DE L’EAU LOIRE-BRETAGNE, Étude technico-
économique des différentes filières de traitement des graisses, Rapport de synthèse,
Décembre 1996, 54 p

BOEGLIN J.C. « Traitements physico-chimiques de la pollution insoluble »
G1270 © Editions Technique de l’ingénieur. 2002

BRATBY J. “ *Coagulation and Flocculation.*” Upland Press LTD, Croydon CR9, 11
LB England. 1985

CANABA hugues . usin de traitement des eaux potable . Autonome. (2011) 720. Avril

CATHALIFAUD G, AYELE J . ET MAZET M., Etude de la complexation des ions
aluminium par des molécules organiques : constant et stoechiométrie des complexes-
application en traitement de potabilisation des eaux, water research (1998) 2325-2334.

DERJAGUIN, B. V. AND LANDAU, D. Acta. Physicochim. URSS 1941. 733.

DICKINSON, E. AND ERIKSSON, L. Particle flocculation by adsorbing polymers
. Advances in Colloid and Interface Science, 34, (1991) 1-29.

DUCHENE Ph., L’efficacité des dégraisseurs de stations d’épuration. Premiers
résultats. Tribune Cebedeau (Cebedoc Éditeur, Liège, Belgique), n° 444, 1980, p. 489-
496.

DUGNIOLLE H , l’assainissement des eaux résiduaires domestique CSTC revue
n°3 –septembre , pp, 44, 52 (1980)

Degrémont SUEZ , mémento technique de l’eau, dixième édition, tomp 1 et 2 (2005)

ENTRESSANGLES B., ZWOBADA F., « Lipides et santé. Quelles vérités? », LESIEUR (Informations aux Médecins), 1987, Chapitre 1, Des acides gras aux matières grasses alimentaires, p. 2-23.

EDELIN F. « *L'épuration physico-chimique des eaux résiduaires. Théorie et technologie.* » Co-édition Cebedo (1988).

EVRET, H. Basic principles of colloid science. Piccadilly, London: The Royal Society of Chemistry, Burlington house (1988).

FIESSINGER, F. coagulation and flocculation Part I: Coagulation. Congress of International Water Supply Association [Kyoto, Japan, Special subject N° 3] 1978.

JULIEN, R. Étude de la coagulation-floculation-décantation d'une eau colorée fioide de faible alcalinité. Mémoire de maîtrise - Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal, (1983) 157.

GHIDAGLIA, C. 'Filtration en profondeur des particules', Physique des liquides, Université Paris VI, 1994 184

GLANIC R et BENNETON J-P, (1989) caractérisation d'effluents d'assainissement individuel et essais de matériels d'assainissement autonome-TSM-l'eau-84 année – N11-pp.573-584

GODART hugues .Eaux de distribution clarification .Technique de l'ingénierie. (2000) c51999.

HANSON. A.T., CLEASBY, I.L. The effects of temperature on turbulent flocculation : fluid dynamics and chemistry. Journal A WA, (1990) 56-73.

JULIEN, R. Étude de la coagulation-floculation-décantation d'une eau colorée fioide de faible alcalinité. Mémoire de maîtrise - Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal, (1983) 157.

KANG, L.S., CLEASBY, J.L. Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant. Journal of Environmental Engineering, décembre (1995) 893- 901.

MAULDMG, J.S., HARRIS, R.H. Effect of ionic environment and temperature on the coagulation of color-causing organic compounds with fenc sulfate. Journal AWA. Avril (1968) 460-476.

MEJIA, A., Cisneros, B., Particle size distribution (PSD) obtained in from an advanced primary treatment process using diterent coagulants. Chem. Water Waste-water Treat. VI, Proc. Gothenburg Symp., 9th, 2000 257–268.

THONARD P., DESTAIN J., ANTOINE P. et al., « La problématique de la matière grasse : aspect théorique » Tribune del'eau, volume 50, n° 586/2, mars-avril 1997, p. 3-9

VAN BENSCHOTEN, S.E., EDZWALD, S.K. Chemical aspects of coagulation using alurninum salts-1. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride.Euter Research, (1990) 1519-1526.

VAN BENSCHOETEN, J.E., EDZWALD, J.K., RAHMAN, M.A. Effects of temperature and pH on residuaialuminium for alum and polyaluminium coagulants. Waters Suppiy, (1992) 49-54.

VAN DE VEN, T. G. M. Colloidal hydrodynamics. London: Academic Press (1989).

VERWEY, E. AND OVERBEEK, J. Theory of the stability of lyophobic colloids', Elsevier, Amsterdam, New York 1948 .



Annexes

Annexe

TECHNIQUES ANALYTIQUES

I. Dosage des nitrates : Méthode au réactif Sulfophénique

(Norme AFNOR NF 90 012)

Le dosage des nitrates se fait par colorimétrie dans le visible.

I.1. Réactifs :

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

I.2. Préparation du réactif sulfophénique :

Dissoudre 12 grammes de phénol dans 140ml d'acide sulfurique dans un bain marie.

I.3. Appareillage :

- Un photomètre UV visible, pour travailler à 440nm

I.4. Mode opératoire :

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

II. Dosage des nitrites : Méthode au réactif de Diazotation

(Norme AFNOR NF T 90 013)

II.1. Réactif de diazotation :

- Acide orthophosphorique (H_3PO_4).
- Sulfaniamide ($C_6H_8O_2N_2S$).
- Dichlorure de N-(1-naphty) éthylène diamine ($C_{10}H_7NHCH_2CH_2, 2HCl$).

II.2. Préparation du réactif de diazotation :

- A 800 ml d'eau distillée, ajouter 100ml d'acide orthophosphorique concentré, et 40g de Sulfaniamide.
- Après dilution, ajouter 2g de dichlorure de N-(1-naphty) éthylène diamine
- Compléter à 1000ml avec de l'eau distillée.

II.3. Appareillage :

- Un photomètre UV visible, pour travailler à 537nm.

II.4. Mode opératoire :

1. Prendre 50ml de l'échantillon à analyser.
2. Ajouter 1ml de réactif de diazotation.
3. Attendre 10minutes pour le développement de la couleur rose.
4. Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 537nm$
5. La teneur en nitrites de l'échantillon est déduite à partir de la courbe d'étalonnage.

III. Dosage des chlorures : Méthode de MOHR (Norme AFNOR NF T 90 014)

III.1. Principe :

On fait agir un milieu neutre, une solution de nitrate d'argent sur une prise d'essai connue en présence de chromate de potassium comme indicateur.

III.2. Réactifs :

- Solution de nitrates d'argent à 4,79 g/l.
- Solution de chromate de potassium à 50 g/l.

III.3. Mode opératoire :

- Essai à blanc : le volume de nitrates d'argent nécessaire pour produire des virages sur une eau déminéralisée.
- Prélever 10 ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 0,1 ml de solution chromate de potassium.
- Doser avec le nitrate d'argent jusqu'à virage de la coloration jaune à une faible teinte brunâtre.

III.4. Expression du résultat :

La teneur en chlorures de l'échantillon est donnée en milligramme d'ion Cl^-/l , suivant l'expression :

$$[(v - b) \times 1000] / (V \times K)$$

v : volume de solution de nitrate d'argent utilisé (ml)

b : volume de solution de nitrate d'argent consommé par l'essai à blanc (ml)

V : volume de la prise d'essai (10 ml)

K : facteur dépendant de la dilution

IV. Dosage des sulfates : Méthode turbidimétrique

IV.1. Principe :

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

IV.2. Réactifs :

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

IV.3. Mode opératoire :

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

V. Dosages des orthophosphates :

Le dosage des orthophosphates se fait par colorimétrie dans le visible.

V.1. Réactifs :

- Acide sulfurique pur ($d = 1.84$) à 15% environ en volume.
- Acide ascorbique : solution à 50g/l.
- Tartrate de potassium et d'antimoine solution à 2.8g/l.
- Paramolibdate d'ammonium : solution à 40g/l.

V.2. Préparation des réactifs :

- Tartrate de potassium et d'antimoine : solution à 2.8g/l :

Dissoudre 0,28g de tartrate de potassium et d'antimoine ($K(SbO)$, $C_4H_4O_6$, $4H_2O$) dans de l'eau distillée et compléter à 100ml avec celle –ci.

- Paramolibdate d'ammonium : solution à 40g/l :

Dissoudre 20g de Paramolibdate d'ammonium ($(NH_4)_6 Mo_7O_{24}$, $4H_2O$) dans de l'eau distillée et compléter à 500ml avec celle –ci. Filtrer éventuellement. La solution obtenue peut être conservé à 4°C dans un flacon de polyéthylène.

- Acide ascorbique : solution à 50g/l.

Dissoudre 5g d'acide ascorbique dans de l'eau distillée et compléter à 100ml avec celle-ci. Préparer cette solution chaque jour.

- Réactif combiné :

Dans une fiole jaugée de 100ml, mélanger :

- 50ml d'acide sulfurique.
- 5ml de la solution de tartrate.
- 15ml de la solution de paramolybdate d'ammonium

Compléter au volume avec de l'eau distillée, Ce réactif peut être conservé à 4°C.

V.3. Appareillage :

- Un photomètre UV visible, pour travailler à 700nm
- Cellule de dosage.
- Verrerie courante de laboratoire : doit être lavée à l'acide chlorhydrique et rincée à l'eau distillée.

V.4. Mode opératoire :

1. Vérifier le pH de l'échantillon qui doit être compris entre 2 à 7, l'ajuster si nécessaire.
2. Introduire 20ml de d'échantillon à analyser ou solution étalon dans une fiole jaugée de 25ml.
3. Ajouter 1ml de solution d'acide ascorbique, agiter, puis ajouter 4ml de réactif combiné, mélanger soigneusement.
4. Attendre 30minutes le développement et la stabilisation de la coloration bleue.
5. Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda=700$ ou 880nm.
6. La teneur en orthophosphates de l'échantillon est déduite à partir de la courbe d'étalonnage, et exprimée en milligramme par litre de phosphore.

VI. Dosage de la demande chimique en oxygène DCO :

VI.1. Appareillage :

- Un photomètre UV visible, pour travailler à 600 nm.

VI.2. Réactif de digestion :

- Dissoudre 10.216g de $K_2Cr_2O_7$, préalablement chauffé à $103^\circ C$ pendant 2h, dans 500 ml d'eau distillée.
- Ajouter 167 ml de H_2SO_4 concentré + 33.3 $HgSO_4$, dissoudre à température ambiante et diluer à 1000 ml avec de l'eau distillée.

VI.3. Réactif d'acide sulfurique :

Ajouter Ag_2SO_4 à H_2SO_4 concentré avec un taux de 5.5g de Ag_2SO_4 /kg H_2SO_4 .

VI.4. Mode opératoire :

1. Prendre 1.5 ml de réactif de digestion + 3.5 ml de d'acide sulfurique dans des tubes spécifiques, après le mélange les tubes doivent être immédiatement bien fermés afin d'éviter toute évaporation suite à un fort échauffement dû à une réaction exothermique.
2. Bien mélange les tubes au vortex, et les laisser refroidir.
3. Mettre le bloc chauffant en marche à $148^\circ C$,
4. Ajouter 2,5 ml de l'échantillon à analyser pour le tube déjà préparé, fermer le tube et agiter ;
5. Positionner le tube dans le bloc chauffant probablement préchauffé, régler le minuteur sur 120 min.
6. Après minéralisation des tubes échantillon, le bloc s'arrête automatiquement de chauffer.
7. Sortir les tubes, les laisser refroidir ;
8. Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 600nm$.
9. La DCO de l'échantillon est déduite de la courbe d'étalonnage.

VII. Dosage des graisses : Extraction liquide - liquide

Le taux de matière grasse est déterminé par extraction liquide – liquide.

VII.1. Mode opératoire :

- Utiliser une ampoule à décompter de 500ml, y introduire 250ml d'eau usée
- Ajouter 30ml d'hexane ou d'éther de pétrole, boucher l'ampoule et bien mélanger (3 à 5mn) le contenu en dégazant de temps à autre en mettant l'ampoule bouchonnée à l'envers et en ouvrant le robinet orienté vers le haut.
- Laisser sur une potence jusqu'à séparation des deux phases puis évacuer l'eau dans un bécher et mettre en réserve l'hexane chargé de matière grasse.
- Sur cette même eau refaire l'extraction avec 2x15 ml d'hexane pour épuiser la matière grasse.
- Regrouper les 30+15+15ml d'hexane et faire évaporer le solvant dans un rotavapeur jusqu'à ce qu'il ne sente plus l'hexane.
- Le ballon utilisé doit être taré pour pouvoir calculer le % de MG. Le mettre avec son contenu pendant une heure dans une étuve pour finaliser l'évaporation, puis peser et calculer le taux de MG.

VII.2. expression du résultat :

$$MG = (m_1 - m_0) * 100 / 250 \text{ml} \quad (\text{g}/100\text{ml}).$$

m_1 : masse du ballon contenant la matière grasse;

m_0 : masse du ballon vide