

Université Mohamed Khider – Biskra  
Faculté des Sciences et de la technologie  
Département : Chimie Industrielle



جامعة محمد خيضر بسكرة  
كلية العلوم و التكنولوجيا  
قسم: الكيمياء الصناعية

Mémoire présentée en vue de l'obtention  
Du diplôme de Master en : Génie des Procédés  
Option : Génie de l'environnement

## L'effet des sels minéraux sur l'élimination du phénol par coagulation –floculation

Présentée par :

Hadef Besma

Devant le jury composé de :

Président : M<sup>me</sup> Youcef Leila

Encadreur : M<sup>me</sup> Seghairi Nora

Examineur : M<sup>me</sup> Bennedjai Nassima

Promotion Juin 2015

# *Remerciements*

**Nous tenons à dire que nous avons réussie à réaliser ce modeste travail grâce à  
‘Dieu’**

**Qui nous à donner le pouvoir, la santé, la volonté et le courage d’être arrivé jusqu’au là.**

**Nous remercions en particulier notre encadreur**

**‘M<sup>me</sup> Seghairi Nora’**

**Qui nous a honoré par son encadrement, sa direction, son orientation, sa modestie, sa  
patience, ses conseils et toutes ces remarques constructives pour le bon déroulement de  
notre travail.**

**Mes remerciements vont également à tous les membres du jury pour l’honneur qu’ils  
me font en acceptant de participer au jury,  
En l’occurrence :**

**M<sup>me</sup> Youcef Leila**

**M<sup>me</sup> Bennedjai Nassima**

**Je remercier M<sup>elle</sup> ghacham Fatima Zohra qui ma donnée les conseils pour mon travail.**

**Par la même occasion, je remercie l’ensemble de laboratoire chimie industrielle :  
Narimane, Zaki, Ilyas, et chef de labo : « M<sup>me</sup> Naili Radia»**

**Je remercier M<sup>elle</sup> khansa qui ma donnée les conseils pour mon travail.**

**Toutes mes chères amies de laboratoire: Yasmina, Souad, Amina, samiha, Nasim et  
Ibrahim et Ahmed amine.**

**A toute la promotion de Master 2 Génie de l’Environnement**

**Nous adressons aussi un grand merci à tous le personnel de département de chimie  
industrielle.**

**Enfin, nous remercions tous ceux qui ont contribué de près  
Ou de loin à la réalisation de ce travail.**



# DEDICACE

*Au nom de dieu le clément et le miséricordieux*

*Je dédie ce modeste travaille à*

*A mes parents les plus chères au monde :*

*Ma très chère mère Farida, et à*

*Mon Très chère père Messaoud Qui ma donné*

*Force pour continuer Mais études. Mes très chers*

*Frères Amine et surtout mes très chères sœurs*

*Ismahane et Houriya et Souad*

*Qui ma aider beaucoup dans mes études.*

*Et à toute la famille hadef et ben Slimane*

*A tous mes amis surtout Laïb Sabrina et Laked Ines et Nesib*

*Sana et Guidouam Samiha et Femmam Yasmîna et Okbi Mariem*

*et Boutchic Latîfa et Rouane Islam*

*Et mes collègues sons exception.*

*Ainsi qu'a tous mes professeurs et Enseignants.*

**BESMA HADEF**

# Liste des figures

<b>Figure1</b> : Structure du phénol.	6
<b>Figure 2</b> : Schéma classique d'une station de potabilisation des eaux de surface.	14
<b>Figure 3</b> : Essai de coagulation dans une usine de traitement des eaux.	16
<b>Figure 4</b> : Schéma de la principale filière de traitement d'eau potable.	19
<b>Figure 5</b> : Potentiel électrique de particules colloïdales.	22
<b>Figure 6</b> : Coagulation floculation.	24
<b>Figure 7</b> : Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la Coagulation.	31
<b>Figure 8</b> : Courbes d'étalonnage de phénol en eau distillée ; eau Chaiba et eau manbaa algezlane et eau fontaine des Gazelles ( $\lambda=270$ nm).	39
<b>Figure 9</b> : Evolution des rendements d'élimination de teneurs variables en phénol En fonction de la dose de coagulant (Figures a, b et c).	45
<b>Figure 10</b> : Influence du pH sur le pourcentage d'élimination du Phénol à ( $C_0= 5$ mg/l).	47
<b>Figure 11</b> : Influence de la teneur en calcium sur l'élimination du phénol.	48
<b>Figure 12</b> : Influence de la teneur en magnésium sur l'élimination du phénol.	48
<b>Figure 13</b> : Effet de la dose de coagulant sur le pourcentage d'élimination de phénol ( $C= 10$ mg/l) dans les eaux minéralisées et distillée.	50
<b>Figure 14</b> : Effet de la dose de coagulant sur le pourcentage d'élimination de phénol ( $C= 10$ mg/l) dans l'eau du barrage.	52
<b>Figure 15</b> : Evolution des paramètres physico-chimique en fonction de La dose de sulfate d'alumine.	54

# Liste des tableaux

<b>Tableau 1</b> : Rejets industriels de phénol et de composés phénoliques totaux, en 1996.	7
<b>Tableau 2</b> : La relation entre la conductivité et la minéralisation des eaux naturelles.	11
<b>Tableau 3</b> : Les étapes de l'agrégation.	23
<b>Tableau 4</b> : Dérivés des sels d'aluminium et de fer.	30
<b>Tableau 5</b> : Caractéristiques de composé organique étudié (phénol).	36
<b>Tableau 6</b> :Caractéristiques physico-chimiques des eaux minéralisées de dilution.	37
<b>Tableau 7</b> :Conditions expérimentales des essais de floculation des solutions du phénol pour tous les milieux de dilution.	42
<b>Tableau 8</b> : caractéristiques physico chimiques l'eau de barrage (fontaine des Gazelles).	51
<b>Tableau 9</b> : Essai de coagulation floculation au laboratoire (jar-test).	52

# Liste des abréviations

**CAG** : Charbon actif granulé.

**CAP**: Charbon actif en poudre.

**DBO<sub>5</sub>** : La demande biochimique en oxygène à 5 jours.

**DCO** : La demande chimique en oxygène.

**EDTA** : Acide Ethylène Diamine Tétra Acétique.

**MES** : Matières en suspension.

**pH** : Potentiel de hydrogéné.

**S** : Soufre.

**SH** : Substances humiques.

**SPD** : Sous produits de désinfection.

**TA** : Titre alcalimétrique.

**TAC** : Titre alcalimétrique totale complet.

**TH** : Le titre hydrotimétrique.

**THM** : Trihalométhanes.

# ***SOMMAIRE***

# SOMMAIRE

<i>Introduction générale</i>	1
------------------------------	---

## *Première partie : Etude bibliographique*

### **Chapitre I Caractéristiques générales des eaux de surface et leurs traitements**

<b>I.1 INTRODUCTION</b>	4
<b>I.2 CARACTERISTIQUES DES EAUX DE SURFACE</b>	4
<b>I.2.1 SUBSTANCE D'ORIGINE NATURELLE</b>	4
<b>I.2.2 SUBSTANCE D'ORIGINE ARTIFICIELLE</b>	5
<b>I.2.3 LES PHENOLS</b>	6
<b>1. Définition</b>	6
<b>2. Origines des phénols</b>	6
<b>3. Propriétés physique et chimiques du phénol</b>	7
<b>4. Utilisations des phénols</b>	8
<b>5. Toxicité</b>	8
<b>I.3 PARAMETRES GLOBAUX DE QUALITE</b>	9
<b>I.3.1 PROPRIETES ORGANOLEPTIQUES</b>	9
<b>I.3.1.1 Turbidité et couleur</b>	9
<b>I.3.1.2 Gout-Odeur</b>	9
<b>I.3.2 PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES</b>	10
<b>I.3.2.1 Température</b>	10
<b>I.3.2.2 pH</b>	10
<b>I.3.2.3 Conductivité électrique</b>	11
<b>I.3.2.4 Dureté(TH)</b>	11
<b>I.3.2.5 Alcalinité</b>	12
<b>I.3.2.6 Teneur en matière organiques</b>	12
<b>I.3.3 INDICATEURS DE QUALITE BACTERIOLOGIQUE</b>	13
<b>I.4 PROCEDES DE POTABILISATION DES EAUX DE SURFACE</b>	13



<b>I.4.1 LES PHASES DE TRAITEMENT</b>	<b>14</b>
<b>I.4.1.1 Prétraitement</b>	<b>14</b>
<b>I.4.1.2 Préoxydation</b>	<b>15</b>
<b>I.4.1.3 Traitement de clarification</b>	<b>16</b>
<b>I.4.2 EVALUATION DES FILIERES DE TRAITEMENT</b>	<b>18</b>
<b>I.5 CONCLUSION</b>	<b>20</b>

## **Chapitre II      coagulation –floculation et ses effets sur l'élimination de la matière organique**

<b>II.1 INTRODUCTION</b>	<b>21</b>
<b>II.2 THEORIE DE LA COAGULATION FLOCULATION</b>	<b>21</b>
<b>II.2.1 DEFINITION DE COAGULATION-FLOCULATION</b>	<b>23</b>
<b>II.2.2 MECANISMES DE LA COAGULATION –FLOCULATION</b>	<b>24</b>
<b>II.2.3 PARAMETRES LIES A LA COAGULATION-FLOCULATION</b>	<b>25</b>
<b>II.2.3.1 L'influence du paramètre pH</b>	<b>25</b>
<b>II.2.3.2 L'influence de la dose de coagulant</b>	<b>25</b>
<b>II.2.3.3 L'influence de la température</b>	<b>25</b>
<b>II.2.3.4 L'influence de la turbidité</b>	<b>26</b>
<b>II.2.3.5 L'influence des conditions de mélange</b>	<b>26</b>
<b>II.3 LES DIFFERENTS COAGULANTS ET FLOCULANTS</b>	<b>27</b>
<b>II.3.1 LES COAGULANTS</b>	<b>27</b>
<b>II.3.1.1 Les sels d'aluminium</b>	<b>27</b>
<b>II.3.1.2 Les sels de fer</b>	<b>27</b>
<b>II.3.2 Les différents floculants</b>	<b>28</b>
<b>II.3.2.1 La bentonite</b>	<b>28</b>
<b>II.3.2.2 Le charbon actif</b>	<b>28</b>
<b>II.4 MIS EN ŒUVRE DES PRINCIPAUX COAGULANTS</b>	<b>29</b>
<b>II.5 ELIMINATION DE LA MATIERE ORGANIQUE SUR DIFFERENTS COAGULANTS</b>	<b>31</b>
<b>II.5.1 Elimination de substances humiques</b>	<b>31</b>
<b>II.5.2 Elimination de substances non humiques</b>	<b>32</b>

<b>II.6 INFLUENCE DES TRAITEMENTS PARALLELES A LA COAGULATION –FLOCCULATION</b>	<b>33</b>
<b>II.6.1 EFFET DES ADJUVANTS</b>	<b>33</b>
<b>II.6.1.1 La bentonite.</b>	<b>33</b>
<b>II.6.1.2 La chaux hydratée Ca (OH) <sub>2</sub></b>	<b>33</b>
<b>II.6.1.3 Carbonates de sodium <math>\text{Na}_2\text{CO}_3</math></b>	<b>34</b>
<b>II.6.2 EFFET LA PRECHLORATION</b>	<b>34</b>
<b>II.7 CONCLUSION</b>	<b>34</b>

## *Deuxième partie : Etude expérimentale*

### **Chapitre I          Procédures expérimentales**

<b>I.1 INTRODUCTION</b>	<b>36</b>
<b>I.2 PREPARATION DES REACTIFS</b>	<b>36</b>
<b>I.2.1 PREPARATION DES SOLUTIONS DE COMPOSES ORGANIQUES</b>	<b>36</b>
<b>I.2.2 MILIEUX DE DILUTION</b>	<b>36</b>
<b>I.2.3 PREPARATION DU COAGULANT</b>	<b>37</b>
<b>I.3 METHODES ANALYTIQUES</b>	<b>37</b>
<b>I.3.1 DOSAGE DU PHENOL</b>	<b>37</b>
<b>I.3.1.1 Spectrophotométrie</b>	<b>37</b>
<b>I.3.1.2 Etalonnage</b>	<b>38</b>
<b>I.3.2 DETERMINATION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX</b>	<b>39</b>
<b>I.4 DESCRIPTION DES ESSAIS DE FLOCCULATION</b>	<b>40</b>
<b>I.5 CONCLUSION</b>	<b>43</b>

### **Chapitre II          Effet de sels minéraux sur l'élimination du phénol par coagulation flocculation**

<b>II.1 INTRODUCTION</b>	<b>44</b>
--------------------------	-----------

<b>II.2 INFLUENCE DE LA DOSE DE COAGULANT ET LA CONCENTRATION INITIALE DU PHENOL</b>	<b>44</b>
<b>II.3 INFLUENCE DU PH SUR LE RENDEMENT D'ELIMINATION DU PHENOL</b>	<b>46</b>
<b>II.4 INFLUENCE DE LA TENEUR EN SELS MINERAUX</b>	<b>47</b>
<b>II.5 L'INFLUENCE DE LA MINERALISATION</b>	<b>49</b>
<b>II.6 APPLICATION DU PROCEDE COAGULATION- FLOCCULATION A UNE EAU DE SURFACE</b>	<b>51</b>
<b>II.6.1 CARACTERISTIQUES PHYSICOCHIMIQUE EAU DE BARRAGE FONTAINE DES GAZELLES</b>	<b>51</b>
<b>II.6.2 DETERMINATION DE LA DOSE OPTIMALE DE COAGULANT</b>	<b>51</b>
<b>II.6.3 EVOLUTION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUE EN FONCTION DE LA DOSE DE SULFATE D'ALUMINE</b>	<b>52</b>
<b>II.7 CONCLUSION</b>	<b>54</b>
<i>Conclusion Générale</i>	<b>56</b>
<i>Références Bibliographiques</i>	<b>59</b>
<i>Annexes</i>	<b>67</b>

# Introduction générale

The title 'Introduction générale' is rendered in a bold, italicized, sans-serif font. The letters are filled with a yellow-to-gold gradient. Below the main text, there is a shadow effect consisting of multiple, slightly offset and semi-transparent copies of the text, creating a 3D appearance. The entire graphic is centered on a white background.

Les eaux à visée de potabilisation pour la consommation humaine sont de différentes natures. Elles peuvent être souterraines ou superficielles. Les eaux de surface se répartissent en eaux courantes ou stockées (stagnantes). Elles sont généralement riches en gaz dissous, en matières en suspension et organiques, ainsi qu'en plancton. Elles sont également très sensibles à la pollution minérale et organique. La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains traversés par ces eaux durant leurs parcours dans l'ensemble des bassins versants. Ces eaux sont le siège, dans la plupart des cas, d'un développement d'une vie microbienne à cause des déchets rejetés de dans et de l'importante surface de contact avec le milieu extérieur. C'est à cause de cela que ces eaux sont rarement potables sans aucun traitement (**Kattab ,1992**) (**Beadry J.P ,1984**).

La matière organique dissoute des eaux naturelles constitue un milieu très hétérogène, comprenant des molécules à structures très complexes (de masses moléculaires élevées) mais aussi des composés organiques simples (phénols, acides aminés, ...) difficiles à analyser car généralement présents à l'état de traces (**Lefebvre et Croue, 1995**). Il paraît donc essentiel d'éliminer au mieux cette matière organique responsable de l'instabilité de la qualité de l'eau. Les substances organiques présentes dans les eaux de surface engendrent des problèmes qui sont globalement représentés par :

- Une détérioration de la qualité organoleptique
- Un développement bactérien dans les conduites du réseau de distribution (**Le Chevalier, 1990; Clark et al. ,1993**).
- Une interférence de la matière organique lors des traitements de déminéralisation par échange d'ions sur résines ou membranes (**Lacey et Loeb, 1972**) ou lors des procédés d'oxydation visant l'élimination d'éléments minéraux tels le fer ou le manganèse (**Oldham et Gloyna, 1969**).
- Une consommation importante de chlore pouvant aboutir à la formation de composés organohalogénés potentiellement toxiques (**Achour et Moussaoui, 1993**).

Les composés phénoliques dans l'environnement et dans l'eau résultent de la dégradation de substances naturelle ainsi que des activités industrielles et pratiques agricole. La plupart de ces composés sont toxiques. Dans les filières classiques de traitement d'eaux potable, la coagulation-floculation peut réduire d'une façon notable ces substances organiques malgré leur état dissous (**Achour S, 2001**).

La coagulation-floculation apparaît de plus en plus comme non seulement un procédé de clarification mais également comme un traitement d'élimination spécifique de la matière organique dissoute. Elle permet d'éliminer les particules colloïdales qui sont des sources de contamination par la suite (**Guesbaya, 1998 ; Achour et Guesbaya, 2005**). Ces colloïdes peuvent aussi protéger et cacher certaines bactéries des traitements de désinfection (**Beadry J.P, 1984**). La dose de coagulant à injecter est la variable principale utilisée pour conduire une unité de coagulation. Actuellement, le dosage est le plus souvent déterminé par une analyse chimique effectuée en laboratoire appelée « Jar-test ». Un sur dosage de coagulant amène à des surcoûts accrus de traitement, tandis qu'un sous-dosage conduit à un non-respect des spécifications en termes de qualité de l'eau produite en sortie de la station.

L'objectif de notre travail est donc d'étudier l'efficacité de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium sur des molécules organiques simples de type aromatique hydroxylé (phénol). Nous avons entrepris d'évaluer au cours de cette étude l'efficacité de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium sur des molécules organiques simples de type aromatique hydroxylé (phénol) dans des milieux de dilutions variables.

Dans cet objectif, la première étape a consisté à observer l'effet de teneurs croissantes en divers sels minéraux, pris individuellement, sur le rendement d'élimination de phénol dissout en eau distillée. La seconde étape, a consisté à réaliser des essais de coagulation floculation en considérant comme milieux de dilution de phénol, des eaux de minéralisation variable (eaux souterraines). Enfin, la dernière étape des essais s'est déroulée dans un milieu aqueux de composition plus complexe, à savoir une eau de surface riche en constituants minéraux et organiques en phases dispersées ou dissoutes.

Cette étude se présente en deux parties :

La première partie comporte deux chapitres est consacrée à une synthèse bibliographique ou sont présentées, dans un premier chapitre, les principales caractéristiques des eaux de surface et leur traitement. Le deuxième chapitre présente La coagulation –floculation et ses effets sur l'élimination de la matière organique.

La seconde partie de l'étude est axée sur l'expérimentation, et elle sera présentée en deux chapitres. Nous décrivons dans le premier chapitre les différents protocoles expérimentaux mis en œuvre au cours de cette étude. Dans le second chapitre, nous présentons les résultats des essais de floculation du phénol dissous en eau distillée en nous intéressant à l'effet du pH, de la dose de coagulant ainsi que de la concentration initiale en phénol ainsi que les résultats

des essais de coagulation-floculation en différents milieux de dilution. Dans des milieux naturellement minéralisés (eaux de forages de la région de Biskra et une eau de barrage).

***Première partie***

***Etude bibliographique***



# CHAPITRE I

## *Caractéristiques générales des eaux de surface et leurs traitements*

## **I.1 INTRODUCTION**

Les eaux de surface représentent une source très importante pour l'alimentation en eau potable. Elles ne sont pratiquement jamais potables sans aucun traitement du fait de la présence des substances d'origine naturelle ou apportée par la pollution. Toutes ces substances et les produits de leurs dégradations ou transformations ultérieures dans le milieu s'y trouvent sous divers états physiques, soit en suspension, soit sous forme colloïdale, soit encore en solution. Ainsi les eaux de surface devraient subir des modifications physiques, chimiques et biologiques qui les rendent potable. La détermination du traitement demande une étude analytique préalable tendant à la connaissance, d'une part de la nature et de la quantité des corps indésirables à éliminer et d'autre part, de l'environnement physicochimique qui peut influencer sur les méthodes à utiliser pour cette élimination.

Au cours de ce chapitre nous allons présenter les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux de surface et leur traitement.

## **I.2 CARACTERISTIQUES DES EAUX DE SURFACE**

### **I.2.1 SUBSTANCES D'ORIGINE NATURELLE**

Les constituants naturels des eaux superficielles sont représentés par :

- Des gaz dissous provenant de l'atmosphère (oxygène et gaz carbonique) qui jouent un rôle fondamental dans la vie aquatique et pour le traitement de ces eaux.
- Des matières dissous, sous forme d'ions, provenant de roches traversées ou lessivées. Leur teneur est généralement entre quelques milligrammes à quelques centaines de milligrammes par litre. Pour les cations : essentiellement calcium, magnésium, sodium, potassium. Pour les anions : essentiellement bicarbonates, sulfates, chlorures, nitrates.
- Des particules sableuses en suspension et fines particules d'argile maintenues en équilibre dans l'eau sous l'effet de charges électriques (état colloïdal).
- Elles donnent à l'eau sa turbidité et peuvent adsorber dans leurs pores des bactéries et des matières minérales ou organiques.
- Des bactéries non pathogènes de l'eau qui prolifèrent dans le milieu aquatique en utilisant pour leur métabolisme soit l'oxygène dissous (bactéries aérobies), soit l'oxygène d'anions tels que les sulfates ou les nitrates (bactéries anaérobies). Leur présence en grand nombre assure la capacité d'auto-épuration du cours d'eau.

- Des matières organiques, provenant du cycle de décomposition des végétaux ou métabolites de bactéries .Parmi ces matières organiques, les substances humiques jouent un rôle important. Ces sont de grosses molécules sous forme colloïdal ou dissous et qui peuvent complexer différents éléments minéraux. Elles confèrent à l'eau en partie sa couleur. **(Degremont, 1990 ; Tardat Et Beaudry, 1984; Gomella., Guerree, 1978).**

### I.2.2 SUBSTANCE D'ORIGINE ARTIFICIELLE

Les constituants dus à l'activité humaine proviennent de rejets domestiques, de rejets industriels ou activité agricole, on y trouve :

- Des germes pathogènes (bactéries, virus, parasites) qui proviennent de rejets d'eaux usées urbaines. L'eau n'est pas leur milieu naturel et il n'ya peuvent s'y reproduire mais ils constituent une pollution fondamentale des eaux de surface.
- Les dérivés azotés (ammoniaque et azote organique) à des teneurs atteignant plusieurs milligrammes par litre et les détergent provenant de rejets urbains insuffisamment ou non traités.
- Des produits divers rejetés par les établissements industriels ; leurs teneurs dans la rivière sont généralement faibles mais suffisants pour donner à l'eau des saveurs désagréables ou inhiber l'activité épuratoire du biotope aquatique.
- L'activité agricole apporte des nitrates et des phosphates qui peuvent conduire à une eutrophisation des cours d'eau et donc détruire l'équilibre écologique .Bien qu'en faibles concentration (quelques microgrammes par litre ) ,les pesticides dont l'usage s'est largement développé peuvent se retrouver dans les eaux .

Le nombre et la diversité des polluants contenus dans les eaux naturelles rendent l'analyse exhaustive d'un échantillon difficile.

De ce fait, une analyse sommaire suffit bien souvent pour mettre en évidence les principales caractéristiques. **(Degremont, 1990 ; Tardat et Beaudry, 1984;Gomella., Guerree, 1978).**

## I.2.3 LES PHENOLS

### 1. Définition

Les phénols sont des composés aromatiques dans lesquels au moins un groupement **OH** est lié directement au cycle aromatique. Ce groupement étant fixé sur un radical aryle, on peut le représenter d'une façon générale par : **Ar-OH**, (Mc Neely et al ., 1979). Comme illustré dans la (figure 1).

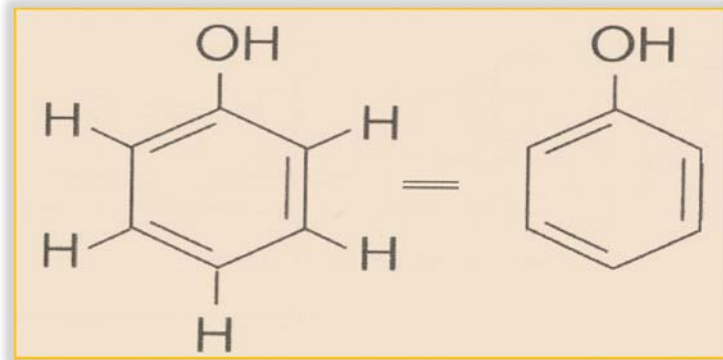


Figure 1: Structure du phénol.

### 2. Origines des phénols

En 1650 Johann Rudolf Glauber Découvert le phénol à l'état impur à partir de la distillation du goudron de houille. Il le décrit comme " une huile vive et rouge de sang qui assèche et guérit tous les ulcères humides " Environ deux siècles plus tard son concitoyen Friedrich Ferdinand Runge parvient à l'isoler pour la première fois le phénol. Le phénol à cette époque est connu sous le nom d'acide phénique, d'hydroxybenzène ou d'acide carbolique, il est de la famille des alcools aromatiques (Moamer Ehtash ,2011).

#### a) Sources naturelles

Le phénol peut être naturellement présent dans l'eau et sol en tant que produit de la décomposition des végétaux ainsi que des animaux (Dobbins et Al ., 1987).

Les phénols monovalents forment dans la nature de nombreuses substances odorantes (par exemple vanille, thymol dans le thym, carvacrol, zingivérone dans le gingembre, aldéhyde salicylique). Il est libéré dans l'environnement par ces sources naturelles, la plupart de temps en traces de substances phénoliques (CCREM, 1987). Les incendies de forêt peuvent en augmenter les concentrations naturelles

#### b) Sources anthropiques

Le phénol est un obtenu par distillation du goudron de houille, Cependant, la méthode de synthèse qui prévaut à l'heure actuelle est la dissociation de l'hydroperoxyde de cumène,

avec comme sous-produit l'acétone.

Le phénol est aussi parfois produit à partir du benzène en passant par l'acide sulfonique de benzène ou par le chlorobenzène. Des émissions sont produites par la combustion incomplète d'essence et de goudron de houille, dans les effluents des cokeries ainsi que sous la forme de métabolites dans la photolyse du benzène et de chlorobenzène (Tableau 1 (Bougdah N, 2007)).

**Tableau 1 :** Rejets industriels de phénol et de composés phénoliques totaux, en 1996 (Environnement Canada, 1997).

Secteur industriel	Rejets (tonnes)			
	Atmosphère	eau	Autre milieux <sup>2</sup>	Rejets totaux
Pates papier et bois	205.6	44.3	6.5	256.4
Minéraux (non métalliques)	62.7	0.0	1.3	64.0
Chimie	22.9	0.0	15.4	38.3
Acier et métaux	23.3	9.2	2.0	34.5
Raffinage du pétrole	1.8	5.0	6.5	13.3
Autre	5.5	0.0	2.7	8.2
<b>Total</b>	<b>321.8</b>	<b>58.5</b>	<b>34.4</b>	<b>414.7</b>

### 3. Propriétés physique et chimiques du phénol

Les produits phénoliques constituent un ensemble de composés hydrolysés du benzène. On peut séparer du goudron de houille d'importantes quantités de phénol. Les procédés les plus employés consistent à sulfoner ou à chlorer le benzène puis introduire le groupement hydroxyle par substitution nucléophile au moyen d'une base forte (Besnard E, 1999). Le phénol pur est un solide à 20°C qui se présente sous forme d'une masse cristalline. En présence d'impuretés ou sous l'influence de l'humidité, de la lumière, de l'air et de certains catalyseurs comme le cuivre et le fer, ce produit peut se teinter en jaune ou en rouge (Bourrelrier P-H et Berthelin J, 1998).

La solubilité du phénol dans l'eau est de 90g/l à 20°C. IL est également très soluble dans de nombreux solvants organiques usuels. Notamment l'éthanol, l'éther et l'oxyde de diéthyle. Les principales caractéristiques du phénol sont (Besnard E, 1999) :

- Masse molaire : 94.11g/mole
- pKa : 9.9 à 20°C

- point de fusion : 41°C
- point d'ébullition : 182°C sous pression atmosphérique
- Densité (liquide) : 1.049
- Densité (solide) : 1.071
- p H : environ 5 pour une solution aqueuse à 50g/l (20°C)
- par chauffage vers 800°C. Le phénol est entièrement décomposé en oxyde de carbone, hydrogène et carbone.
- IL peut réagir vivement avec les oxydants puissants.
- La réduction du phénol en présence du zinc conduit au benzène.
- A chaud, le phénol liquide attaque l'aluminium, le magnésium, le plomb et le zinc  
(Lamy I et Al., 2005).

#### 4. Utilisations des phénols

Le phénol est utilisé dans la production ou la fabrication d'explosifs, de coke, d'engrais, de gaze d'éclairage, de peinture et décapants à peinture, de caoutchouc, de produits en amiante, de produits de préservation pour le bois, de résines synthétiques, de textiles, de médicaments, de préparations pharmaceutiques, de parfums, de bakélite et d'autre plastiques (Deichmann et Keplinger, 1981). Il est aussi utilisé pour faire le caprolactame qui sert à la production de nylon 6 et d'autre fibres synthétiques, et le bisphénols A qui sert à la production d'époxy et d'autres résines (ATSDER, 1989). Le phénol est utilisé comme anesthésique, antiseptique et désinfectant général. Il est présent dans un certain nombre de produits pharmaceutiques, tels les onguents, les gouttes pour les oreilles et le nez, les lotions pour les feux sauvages, l'eau dentifrice, les gargarismes, les gouttes pour les maux de dent, les crèmes analgésiques, les pastilles pour la gorge et les lotions antiseptiques. Environ 93% du phénol produit au Canada est utilisé dans la production de résines phénoliques qui servent comme liant dans les matériaux d'isolation, les planchettes porte-papiers, les peintures et dans les fonderies de moulage de sable (OMS, 1994).

#### 5. Toxicité

Le phénol est un produit dangereux pour tous les organismes vivants :

**Pour l'homme :** le phénol est rapidement absorbé par toutes les voies d'exposition. Le foie, les poumons et la muqueuse gastro-intestinale sont les principaux sites de métabolisation du phénol. Ce polluant est essentiellement éliminé par voie urinaire.

La gravité de l'intoxication cutanée dépend du temps de contact, de l'étendue de la zone exposée, de la concentration du phénol et de la successibilité individuelle du sujet. Les symptômes apparaissant très rapidement à savoir : maux de tête, faiblesse musculaire,

troubles de la vision, respiration rapide et irrégulière. Les effets locaux rapportés sont des érythèmes ou des dépigmentations cutanées et, dans les cas les plus sévères, des lésions ou corrosions pouvant même atteindre le stade de nécrose. En plus de l'effet toxique sur le tube digestif, des troubles neurologiques, cardio-vasculaires et une cytolysse hépatique sont observés.

Plusieurs études réalisées en milieu professionnel rapportent des cas d'intoxication chronique qui se caractérisent par des troubles digestifs (vomissements, ptyalisme, diarrhées), des troubles nerveux (vertiges, maux de tête) et des troubles cutanés (érythèmes, eczémas). Ces symptômes sont connus sous le nom de marasme phénique. Dans le cas sévère, on note une atteinte hépatique et rénale **(Yousef L et Achour S ,2004)**

**Pour l'animal :** le phénol réduit l'activité enzymatique, des concentrations variant de 5 à 25 mg sont mortelles pour les poissons. Parmi les effets sensibles observés chez les animaux de laboratoire, des transformations histopathologiques du foie et du thymus, la réduction du nombre de certaines cellules du sang, la suppression de la réaction immunitaire et des effets sur le système nerveux **(Bouazza F, 2012 ; Ayari F, E. Srasraet E, Trabelsi-Ayadi M,2004).**

## **I.3 PARAMETRES GLOBAUX DE QUALITE**

### **I.3.1 PROPRIETES ORGANOLEPTIQUES**

#### **I.3.1.1 Turbidité et couleur**

Ce sont les deux propriétés optiques les plus importantes des eaux naturelles .Les eaux de ruissellement apportent des particules argileuses et des substances humiques et rendent les eaux de surface turbides et colorée. Les algues, souvent très fines, participent également à la turbidité. En Algérie, les turbidités sont très variables selon la nature de l'eau de surface et selon les saisons .Ainsi, les eaux de barrage sont souvent moins turbides que le cours d'eau du fait d'une sédimentation naturelle des matières en suspension vraies .Les oueds présentent des turbidités et colorations importantes en période de crue **(Lazergui et Boughedaoui, 1987 ; Rehi et Gaïd, 1984).**

#### **1.3.1.2 Gout-Odeur**

D'après les normes. Les eaux de consommation doivent posséder un gout et une odeur non désagréable la plupart des eaux qu'elles soient ou non traitées, dégagent une odeur plus au moins perceptible et on une certaine saveur. Ces deux propriétés, purement

organoleptiques sont extrêmement subjectives et il n'existe aucun appareil pour les mesurer. Les odeurs sont causées par la présence dans l'eau de substances relativement volatiles. Ces substances peuvent être inorganiques comme le chlore, les hypochlorures, le bioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) ou le sulfure d'hydrogène (H<sub>2</sub>S) ou organique comme les esters, les alcools. Les dérivés aromatiques et des composés plus ou moins bien identifiés résultant de la décomposition de matières animales ou végétaux, comme les algues, encore due à la pollution.

Certaines substances donnent du goût à l'eau sans lui communiquer d'odeur et inversement. Le plus souvent, il est très difficile d'isoler et d'identifier la ou substances responsables. Dans le cas d'une eau potable ; l'apparition ou changement de goût et d'odeur peuvent être signe d'activité microbienne et de lacunes dans le traitement ou de contamination dans le réseau de distribution. Par ailleurs, une eau traitée peut avoir un goût plus prononcé qu'une eau non potable du chlore résiduel ou de la formation de certains dérivés chlorés. En outre, une eau soigneusement bouillie si elle est stérile, n'en est pas moins très fade et de goût peut être agréable en l'absence de CO<sub>2</sub> et d'oxygène dissous (**Tardat et Beaudry, 1984**).

### **I.3.2 PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES**

#### **I.3.2.1 Température**

Pour l'eau potable la température maximale acceptable est de 15°C, car on admet que l'eau doit être rafraîchissante. Dans les eaux naturelles et au-dessus de 15°C, il y a un risque de croissance accélérée de micro-organismes, d'algues, entraînant des goûts et des odeurs désagréables ainsi qu'une augmentation de couleur et de turbidité. De plus, comme la solubilité des gaz diminue quand la température augmente, la teneur en oxygène dissous diminue (**Degremont, 1978**). Inversement, une eau très froide se prête moins bien aux divers traitements en vue de la rendre potable, ainsi la chloration est moins efficace à basse température et le temps de contact entre l'eau et l'agent désinfectant doit être prolongé. La température est l'un des paramètres à mesurer et noter sur place, au moment du prélèvement et cela quelles que soient les analyses à effectuer par suite (**Tardat et Beaudry, 1984**).

#### **I.3.2.2 pH**

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau c'est-à-dire de la concentration en ions d'hydrogène (H<sup>+</sup>).  $pH = -\log [H^+]$ . Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction



de la nature acide ou basique des Terrains traversés. Dans le domaine de l'eau, le pH joue un rôle primordial à la fois dans :

- Les propriétés physico-chimiques (acidité, agressivité).
- Les processus biologiques dont certains exigent des limites très étroites de pH.
- L'efficacité et les mécanismes de certains traitements (coagulation, adoucissement, contrôle de la corrosion, chloration) (Rodier, 2005).

### I.3.2.3 Conductivité électrique

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution. Dans le contrôle de l'eau potable, la détermination en continu de cette mesure permet de déceler des variations de composition ionique de l'eau pouvant traduire des arrivées d'eaux parasites. Le tableau ci-dessous donne une relation entre la conductivité et la minéralisation des eaux naturelles.

**Tableau 2 :** La relation entre la conductivité et la minéralisation des eaux naturelles.

Conductivité en S/cm	Minéralisation de l'eau
CE < 100 S/cm	Minéralisation très faible
100 < CE < 200 S/cm	Minéralisation faible
200 < CE < 333 S/cm	Minéralisation moyenne
333 < CE < 666 S/cm	Minéralisation moyenne accentuée
666 < CE < 1000 S/cm	Minéralisation importante
CE > 1000 S/cm	Minéralisation élevée

En traitement conventionnels d'eau potable, il n'existe pas de procédé de modification de la conductivité. Par contre, en production d'eau industrielle ou en dessalement des eaux de mers ou des eaux saumâtres, l'élimination des ions ne se fera pas des traitements d'échange ionique ou de séparation membranaire (Roland, 2000).

### I.3.2.4 Dureté (TH)

Elle indique la teneur globale de l'eau en sels de calcium et magnésium. Les eaux algériennes sont mi-dures avoisinant les 30F° en dureté dans le nord (Lamrous R, 1980 ;

**Achour S et Moussaoui K ,1993)** et sont considérées comme dures (TH supérieurs à 40 et 50 F°) au sud du pays (**Seghairi N et Achour S, 1994**).

### I.3.2.5 Alcalinité

L'alcalinité d'une eau correspond à sa capacité de réagir avec les ions  $H^+$  qui est due à la présence des constituants alcalins  $HCO_3^-$ ,  $CO_3^{2-}$ ,  $OH^-$ . On distingue deux types d'alcalinité:

-Alcalinité totale (ou titre alcalimétrique totale complet)

$$TAC = [OH^-] + [CO_3^{2-}] + [HCO_3^-]$$

-Alcalinité composite (ou titre alcalimétrique)

$$TA = [OH^-] + (1/2) [CO_3^{2-}]$$

Le TA est déterminé par neutralisation avec un acide fort ( $H_2SO_4$ ) en présence d'un indicateur coloré (phénophtaléine, coloration rose après titrage devient incolore).

$$pH < 8,3 \text{ alors le } TA = 0; TAC = [HCO_3^-]$$

$$pH > 8,3 \text{ alors le } TA \neq 0$$

De la même façon que TA, le TAC est déterminé par neutralisation de tout l'alcalinité avec un acide fort en présence d'hélianthine coloration rouge. Pour les eaux naturelles non polluées, le pH est toujours inférieur à 8,3 ce qui implique que l'acidité forte est nulle ( $TA = 0$ ), l'acidité faible est représentée par le  $CO_2$ . Il n'existe pas de normes européennes ni françaises concernant l'alcalinité est un paramètre important car sa valeur peut donner à l'eau un caractère agressif ou incrustant (**Roland, 2000**).

### I.3.2.6 Teneur en matière organiques

La teneur d'une eau en matière organique est généralement estimée au moyen de Paramètres globaux suivants :

#### ➤ Oxydabilité au permanganate de potassium ( $KMnO_4$ )

L'oxydabilité (ou indice de permanganate) correspond à l'oxydation des matières organiques par du permanganate de potassium de concentration connue en milieu acide selon un protocole normalisé (10 minutes à ébullition). Le résultat est exprimé en  $mg/l$  d' $O_2$ . Les eaux de surface présentent en général une oxydabilité comprise entre 3 et 12  $mg/l$  d' $O_2$ . C'est une analyse dont la mise en œuvre est simple. Le seul inconvénient de  $KMnO_4$  est qu'il est moins puissant que  $K_2Cr_2O_7$  (**Tardat-Henry et Beaudry, 1984**).

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

La DCO est une mesure de toutes les matières organiques (ou presque) contenues dans les Eaux naturelles ou usées, qu'elles soient ou non biodégradables. Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour dégrader la totalité de la matière organique par voie chimique. Elle se fait sous l'action d'un oxydant puissant (bichromate de potassium) en milieu acide fort (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) et au reflux pendant 2 heures. **(Rodier, 2005)**.

La demande biochimique en oxygène à 5 jours **(DBO5)** : Elle correspond à la quantité d'oxygène qu'il faut fournir à un échantillon d'eau pour minéraliser la matière organique par voie biologique. La durée d'incubation de l'échantillon est de 5 jours à une température de 20°C .La mesure de cette DBO permet d'évaluer le contenu d'une eau en matières organiques biodégradables **(Tardat-Henry et Beaudry, 1984)**

### **I.3.3 INDICATEURS DE QUALITE BACTERIOLOGIQUE**

Comme la recherche de tous les germes pathogènes serait impossible en exploitation, la norme s'attache à faire contrôler les germes tests qui accompagnent toujours les germes pathogènes et sont plus résistants qu'eux aux traitements. Ce sont les Escherichia coli, les streptocoques fécaux et les bactéries sulfitoréductrices **(Degremont, 1990 ; Gomella et Guerree, 1978)**. La numération totale de germes banaux n'a pas une grande signification sanitaire mais peut nous renseigner sur certains inconvénients d'ordre organoleptique.

En Algérie la qualité bactériologique des eaux est souvent déterminée et suivie par des campagnes épidémiologiques compte tenu du danger potentiel des maladies à transmission hydrique notamment en milieu rural. Les maladies les plus fréquentes sont choléra, la typhoïde et la dysenterie bacillaire **(Aissat et Azzoug, 1988)**.

### **I.4 PROCEDES DE POTABILISATION DES EAUX DE SURFACE**

Les eaux de surface se répartissent en eaux courantes ou stockées (stagnantes). Elles sont généralement riches en gaz dissous, en matières en suspension et organiques, ainsi qu'en plancton. Elles sont très sensibles à la pollution minérale et organique. Le principal objectif d'une station de production d'eau potable est de fournir un produit qui satisfait à un ensemble de normes de qualité à un prix raisonnable pour le consommateur.

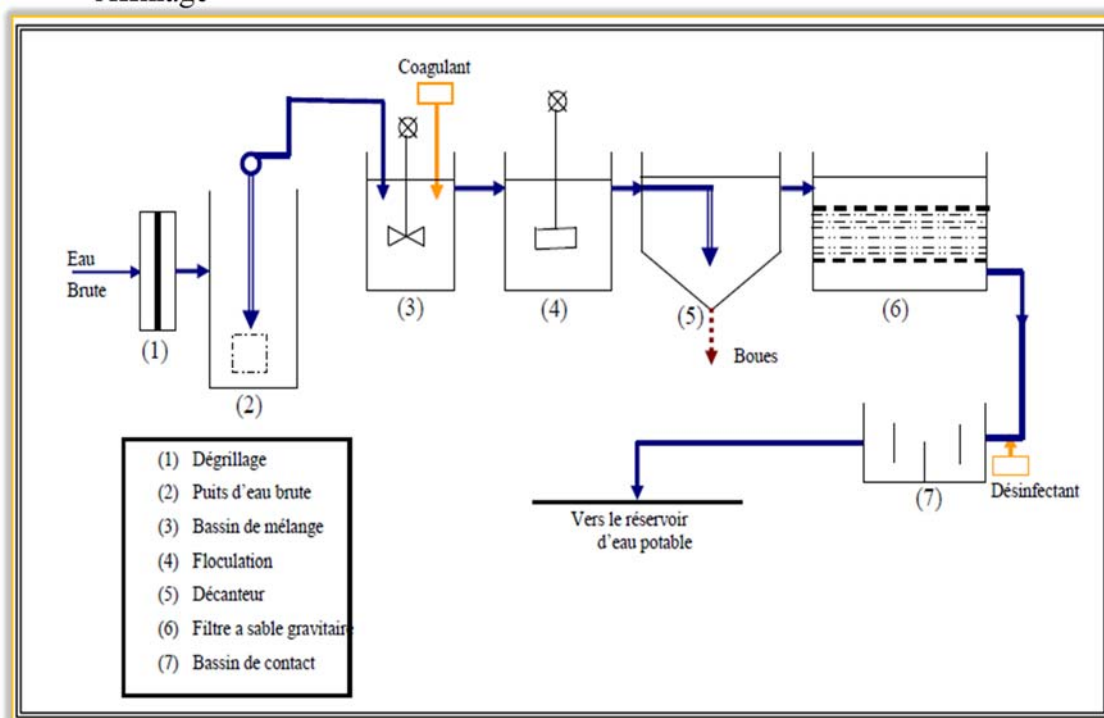
L'efficacité du traitement adopté dépendra de la façon dont sera conduite l'exploitation de L'usine de traitement. Pour atteindre l'objectif souhaité, l'exploitant devra d'une part respecter Certains principes élémentaires pour assurer le contrôle du processus de traitement et le

contrôle de l'eau traitée, et d'autre part disposer d'un certain nombre de moyens technique et humains. (Valentin, 2000).

#### I.4.1 LES PHASES DE TRAITEMENT

Le schéma classique d'une station de potabilisation d'une eau de surface est généralement Constitué des phases suivantes (figure 2) :

- ✓ Prétraitement
- ✓ Préoxydation
- ✓ Traitement de clarification
- ✓ Traitement de désinfection
- ✓ Affinage



**Figure 2 :** Schéma classique d'une station de potabilisation des eaux de surface (Desjardins, 1997).

##### I.4.1.1 Prétraitement

Les eaux brutes doivent généralement subir, avant leur traitement proprement dit, un prétraitement comportant un certain nombre d'opérations physiques ou mécaniques. Il est dessiné à extraire de l'eau brute la plus grande quantité possible d'éléments, dont la nature ou la dimension constituerait un gêne pour les traitements ultérieurs. Les opérations de prétraitement peuvent comporter un dégrillage, un dessablage ou un tamisage, un débouage, un déshuilage. Selon la qualité de l'eau brute, une station de traitement peut comporter une ou plusieurs de ces opérations. (Degrement, 1989 ; Beaudry, 1984 ; Valiron, 1984).

### I.4.1.2 Préoxydation

L'oxydation est une opération essentielle à tout traitement des eaux. Elle est toujours incluse en fin de filière au niveau de désinfection. A l'issue du prétraitement, on a une eau relativement propre mais qui contient encore des particules colloïdales en suspension. Celles-ci n'ont en elles –mêmes rien de dangereux. Il nous arrive souvent de consommer de l'eau en contenant: le thé, le café ou le lait qui sont chargés en matières organiques, mais qui s'oxydent spontanément en présence d'air. On va les détruire dans la mesure du possible par une oxydation. Celle-ci peut être faite de trois façons différentes:

- ✓ Ajout du chlore (préchloration).
- ✓ Ajout du dioxyde de chlore.
- ✓ Ajout d'ozone (préozonation).

La préchloration est effectuée avant le procédé de clarification. Le chlore est le plus réactif et le plus économique, mais il a comme inconvénient de former avec certains micropolluants des composés organochlorés du type chloroforme ou des composés complexes avec les phénols du type chlorophénol dont le goût et l'odeur sont désagréables. **(CIDF-L. DES EAUX, 2000)** Le chlore ou ses dérivés sont fréquemment utilisés afin d'assurer la désinfection de l'eau potable. Malgré la production de sous-produits de désinfection (SPDS) tels que les THMS, la chloration représente un progrès majeur dans le traitement de l'eau et la protection de la santé publique. En effet, le chlore assure la destruction ou l'inactivation de nombreux microorganismes pathogènes.

De plus, sa rémanence dans le réseau de distribution prévient l'apparition de maladies d'origine hydrique **(Galal-Gorchev, 1996)**. En raison de la forte réactivité du chlore, l'utilisation de ce réactif comme désinfectant induit également la transformation d'un certain nombre de micropolluants tels que les pesticides ou les cyanotoxines. Les SPDS générés et leur toxicité potentielle doivent donc être examinés avec attention.

Enfin, depuis quinze à vingt ans, on utilise comme oxydant l'ozone, qui non seulement à l'avantage de détruire les matières organiques en cassant les chaînes moléculaires existantes, mais également à une propriété virulicide très intéressante, propriété que n'a pas le chlore.

Généralement utilisé en désinfection finale, cette technique peut être mise en œuvre en oxydation. Elle peut aussi être employée pour l'amélioration de la clarification. L'un des avantages d'une préozonation est l'oxydation des matières organiques, et une élimination plus importante de la couleur.

Un autre avantage est la diminution du taux de traitement (taux de coagulant) dans les procédés de clarification. En somme, la préozonation est une solution de substitution à la préchloration. On évite ainsi les problèmes liés aux sous-produits de la chloration. Néanmoins ce procédé ne résout pas tous les problèmes car certaines algues résistent à l'ozone. De plus, son coût reste beaucoup plus élevé que celui du chlore. (Nalco, 1993).

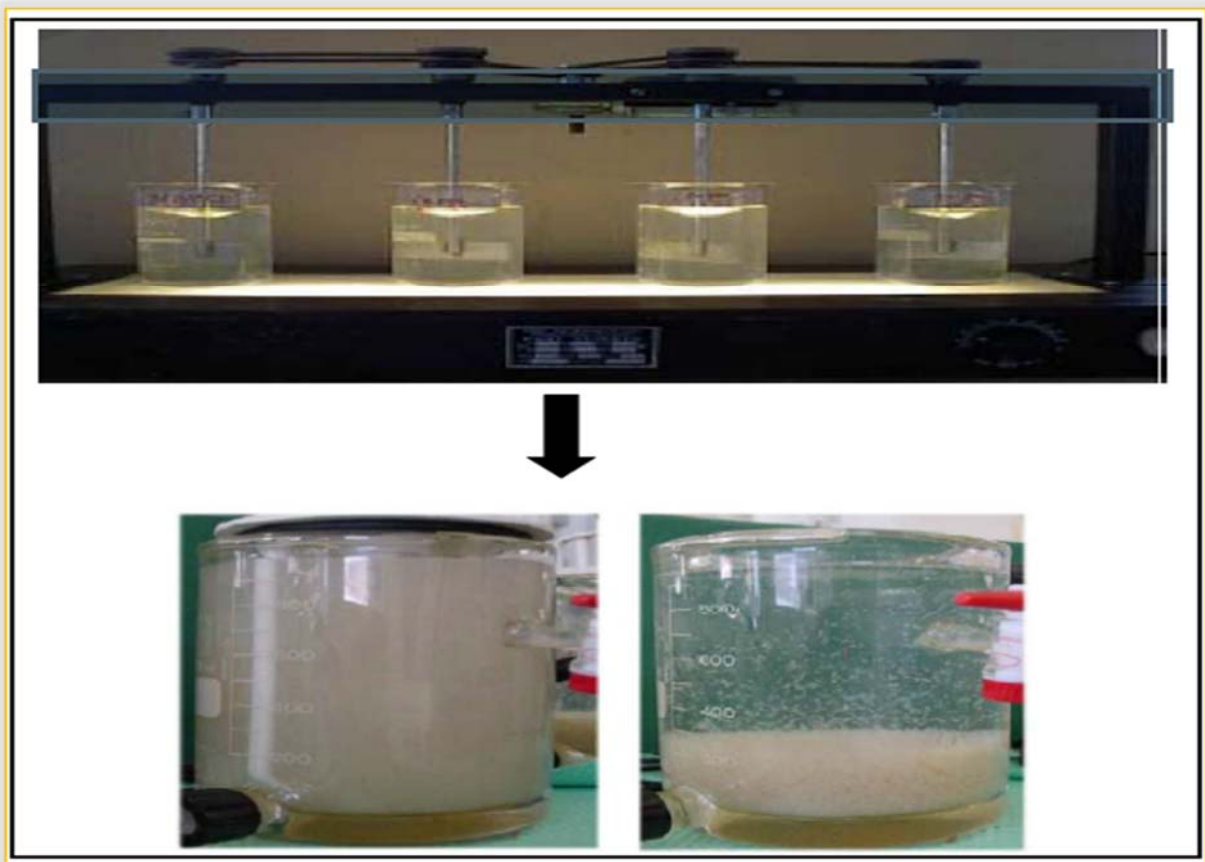
#### I.4.1.3 Traitement de clarification

Clarifier une eau, c'est la débarrasser de toutes les particules colloïdales et en suspension qui ont échappé au prétraitement et qui communiquent à l'eau une turbidité et une couleur indésirable. Elle s'effectue par : Coagulation-floculation, décantation et filtration.

##### a) Coagulation-floculation

###### 1. Définition

Le procédé de coagulation floculation consiste à ajouter à l'eau un électrolyte permettant de transformer la suspension colloïdale en des particules plus importantes et aptes à sédimenter. Cette transformation est le résultat de deux actions distinctes : (Degrement, 1989 ; Packham et Ratnayayka, 1992)



**Figure 3** : Essai de coagulation dans une usine de traitement des eaux.

- ✓ La déstabilisation des particules par neutralisation de leurs charges électriques, connue sous le nom de « coagulation ».
- ✓ La formation de flocons, dépendante du transport et de la mise en contact des particules déstabilisées constitue « la floculation » (**Edeline, 1992 ; Desjardins et al ., 1991 ; Vigouret, 1985 ; Bettero et Lartiges, 1992**).

#### **b) La décantation**

La décantation est la méthode de séparation la plus fréquente des MES et des colloïdes (rassemblé sous forme de floc après une étape de coagulation floculation). Il est bien connu que les particules en suspension sédimentent en fonction de leur taille, donc pour obtenir une bonne décantation, il est nécessaire d'augmenter le diamètre des particules d'où l'utilité impérieuse du phénomène de coagulation-floculation. (**Degremont, 1989**).

La technique de décantation a évolué depuis les décanteurs statiques (circulaires ou rectangulaires, raclés ou non raclés...) jusqu'aux appareille modernes qui possèdent une zone de réaction où l'on met en contact l'eau brute et ses réactifs avec les boues déjà existante : on trouve là les appareils à circulation des boues et les appareils à lit de boues. (**Mouchet, 1991**) Les derniers développements dans ce domaine ont abouti au cyclofloc, au lit fluidisé et à actifloc, dernier-né de la technique et qui permet de produire 40 m<sup>3</sup> d'eau par m<sup>2</sup> et par Heure (**Edeline, 1992**).

#### **c) La filtration**

La filtration est un procédé de séparation solide/liquide qui utilise le passage à travers un milieu poreux (filtre ; la plus courante est le sable) qui retient les particules en suspension dans l'eau brute ou l'eau prétraité (floculée et décantée). A mesure que les particules solides atteignent la couche filtrante, elles se déposent et absorbent les matières minérales ou organiques qui arrivent ultérieurement (**Kemmer, 1984**). Ceci peut conduire à la formation d'un film biologique. Avec le temps, il y a diminution du diamètre des pores du filtre, on dit qu'il y a colmatage. Pour la filtration à grand débit, on utilise les matériaux granuleux (sable, anthracite) ; on distingue deux grands types de filtration qui se différencie par la vitesse de filtration.

$$V = Q/S = \text{Débit qui passe au travers du filtre} / \text{Surface horizontale du filtre}$$

- ✓ Filtration lente qui a l'avantage d'être une opération facile mais présente plusieurs inconvénients tels que la nécessité d'une grande surface et l'exigence d'une eau dont la turbidité est faible, la vitesse de filtration et environ 7 m/j et ne dépasse pas 10 m/j.

- ✓ Filtration rapide : où la vitesse est supérieure à 3 m/h (72m/j), avec environ de 5 m/h (120 m/j).

#### **d) Traitement de désinfection**

L'objectif de cette phase de traitement est la destruction des germes pathogènes en vue de l'obtention d'une eau bactériologiquement pure. On procède physiquement par l'addition de réactifs tels que le chlore et ses dérivés, l'ozone, le brome et l'iode (**Degremont, 1978**).

Le chlore est le plus fréquemment utilisé comme désinfectant final, avant refoulement de l'eau dans le réseau ; il permet d'achever la désinfection de l'eau et de protéger le réseau contre les développements bactériens vu sont effet rémanent. (**Mouchet, 1991, Desjardins, 1991**).

Le chlore présente en outre l'intérêt d'éliminer l'ion ammonium lorsque le taux de traitement atteint ce qu'on appelle le point critique ou break point. Il a donc été longtemps utilisé en prétraitement, mais cette pratique tend maintenant à être abandonnée car, en réagissant avec les substances organiques présentes dans l'eau, le chlore conduit à la formation de composés organohalogénés indésirables (chlorophénols, trihalométhanes). (**Delaat et Al ., 1982 ; Mouchet, 1991 ; Achour et Moussaoui, 1993**)

#### **e) Affinage**

Pour un perfectionnement de la qualité de l'eau traitée, on procède à l'affinage visant à éliminer les micropolluants qui existent déjà dans l'eau ou qui se sont formés au cours du traitement (cas des halométhanes) et qui n'ont pas été totalement abattus par la coagulation – floculation. Cet affinage est réalisé par le phénomène d'adsorption, généralement sur du charbon actif. Celui-ci est mis en œuvre soit en poudre au cours de la floculation et sera par la suite évacué avec la boue, soit sur lit sous forme de grains, habituellement utilisé après filtration sur sable (**Degremont, 1978 ; Beaudry, 1984**).

### **I.4.2 EVALUATION DES FILIERES DE TRAITEMENT**

Le choix de la technique de potabilisation la mieux appropriée dépend simultanément des ressources en eau brute et des impératifs de qualité des eaux destinées à la consommation humaine. A l'état actuel des choses, les traiteurs d'eau se trouvent en mesure de créer de nouvelles armes visent surtout à l'abattement des matières organiques (**Thebault ,1978 ; Edeline M.F ,1992 ; Vigouret J ,1985**).



La figure 1 schématise les principales chaînes de traitement que l'on peut rencontrer (Mouchet P, 1991), en allant du traitement le plus simple (ligne 1), jusqu'à des traitements plus complexes, incluant les étapes d'adsorption et/ ou d'oxydation (ligne 5 et 6), et ce suivant la qualité de l'eau brute.

Certaines des étapes de traitement de ces diverses filières ont un effet biologique (ligne 7) : dès qu'on procède de traitement met en œuvre une interface solide - liquide, celle-ci permet si les conditions physico-chimiques du milieu sont par ailleurs favorables, le développement de microorganismes dont l'effet peut être bénéfique pour l'eau traitée. Il faut noter que la tendance générale, au cours des années 1980, a été d'abandonner la préchloration qui donnait naissance à des composés indésirables (Mouchet P, 1991) et de faire travailler les divers appareils, en particulier les filtres à sable ou à charbon actif granulé (CAG), en mode biologique. Cette filtration sera de préférence précédée d'une ozonation du fait que l'ozone rend biodégradables certains composés organiques (Legub B, 1983; Mouchet P, 1991).

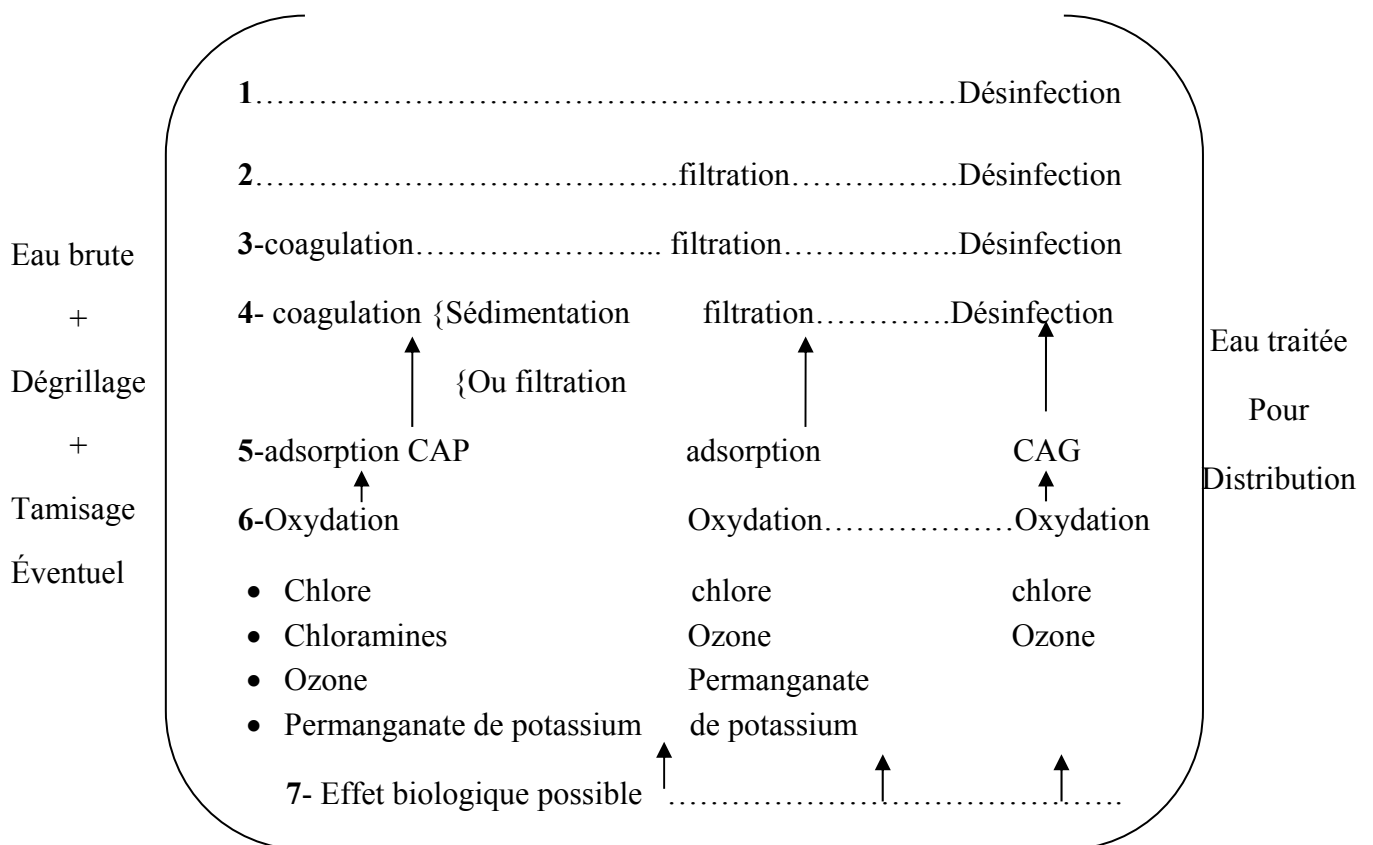


Figure 4 : Schéma de la principale filière de traitement d'eau potable

(Mouchet P, 1991).

## **I.5 CONCLUSION**

Au cours de ce chapitre nous avons présenté les principales caractéristiques des eaux de surface. Les caractéristiques physico-chimiques et biologiques sont généralement variables dépendent souvent des saisons et des rejets existant dans la région. Dans une eau de surface, une caractéristique essentielle est la présence de matières organiques en teneurs importantes et souvent à l'état dissous. Dans tout traitement appliqué aux eaux superficielles, le but escompté est élimination des polluants dans une très large gamme, sinon en totalité ; nous voyons donc l'importance que revêt la recherche de la nature des corps contenus dans l'eau puisqu'il en découlera une différence essentielle dans les installations.

Nous allons donc, au cours du chapitre suivant étudié l'incidence de procédés de coagulation –floculation sur l'élimination des composés organiques.

# CHAPITRE II

*la coagulation -floculation et ses effets  
sur l'élimination de la matière organique*

## II.1 INTRODUCTION

La coagulation-floculation permet, par un processus physico-chimique, de transformer la suspension colloïdale ainsi que la matière organique dissoute en des particules plus importantes aptes à sédimenter. L'efficacité de cette étape de traitement est liée au pH, au type et au dosage du coagulant ainsi qu'à la nature des particules et des matrices minérales et organiques. Les principales études publiées ont porté surtout sur l'effet du pH et de la dose de Coagulant (**Lefebvre, 1990 ; Semmens et Field, 1980 et Vanbreemen et al ., 1979**).

La nature des interactions entre la matière organique et les coagulants a été expliquée par des réactions de complexation entre les matières à éliminer et les formes hydrolysées solubles des métaux ou par des réactions de complexation ou d'adsorption des matières organiques sur des hydroxydes métalliques formés par l'hydrolyse.

Au cours de ce chapitre, nous allons présenter d'une part des généralités sur le procédé de coagulation floculation et d'autre part les principaux travaux réalisés en solutions synthétiques sur l'élimination des composés organiques simples par coagulation-floculation.

## II.2 THEORIE DE LA COAGULATION FLOCULATION

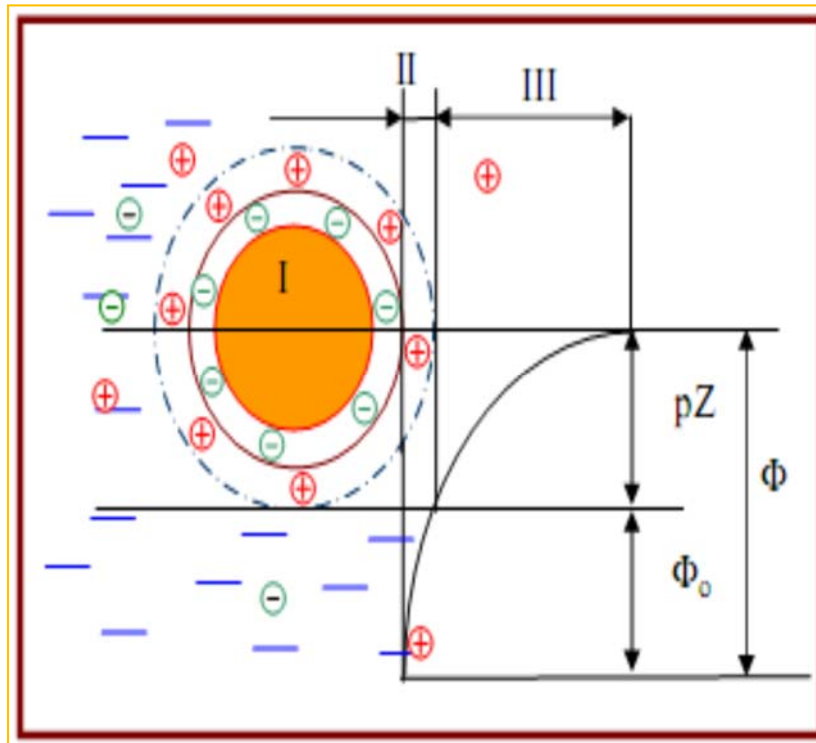
Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Diverses théories expliquent ce phénomène (**Buffle, J. et al., 1998**)

**1- théorie de Helmholtz** : une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche fixée) ;

**2- 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) ;

**3 - théorie de Stern** qui 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 5) (courbe 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 5 montre les différentes couches et le potentiel électrique des particules colloïdales.



**Figure 5:** Potentiel électrique de particules colloïdales.

**I :** Particule colloïdale

**II :** Couche adhérente de Stern

**III :** Couche diffuse de Gouy-Chapman

**$\Phi$  :** Potentiel total à l'interface

**$\Phi_0$  :** Potentiel différentiel dans la couche adsorbée

**pZ :** Potentiel zéta

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

- Potentiel thermodynamique ou potentiel de Nernst ;
- Potentiel zéta ou potentiel électrocinétique.

La potentielle thermodynamique est présente à la surface même du colloïde mais est Malheureusement non mesurable par des méthodes simples (**Van de Ven, T. G. M. 1989**).

Le potentiel zéta reste négatif comme la charge générale des colloïdes. Il donne le Niveau de l'interaction mutuelle des colloïdes et se mesure par électrophorèse (**Verwey, E. J. W. and Overbeek, J. T. G.1948**)

$$pZ = \frac{k \cdot \mu}{\varepsilon} \times me \quad (1)$$

pZ : potentiel Zéta (V)

K : fonction du diamètre de la particule et de l'épaisseur de la double couche

$\mu$ : viscosité dynamique (Pa.s)

$\epsilon$ : constante diélectrique du milieu

Cette relation simple existe entre l'électrophorèse et le potentiel zêta permettant de déterminer ce dernier. Un appareil de mesure directe du potentiel existe et est appelé zêtamètre. (**Buffle, J. et al ., 1998**)

### II.2.1 DEFINITION DE COAGULATION-FLOCCULATION

Le mot coagulation vient du latin coagulare qui signifie « agglomérer » (**Ruthve D.M ,1984**).

La couleur et la turbidité d'une eau de surface sont dues à la présence de particules de très faible diamètre : les colloïdes. Leur élimination ne peut se baser sur la simple décantation. En effet, leur vitesse de sédimentation est extrêmement faible.

La coagulation et la floculation sont les processus qui permettent l'élimination des colloïdes (Tableau 3).

**Tableau 3** : Les étapes de l'agrégation (**Degremont ,1989**).

Stade	Phénomènes	Terminologie
Ajout du coagulant	Réaction avec l'eau : Ionisation, hydrolyse, Polymérisation.	Hydrolyse
déstabilisation	Compression de la double couche électrique.	Coagulation
	Adsorption spécifique d'ion du coagulant à la surface de la particule.	
	Inclusion du colloïde dans un précipité d'hydrolyse.	
	Liaison interparticulaire par des espèces polymériques du coagulant	
Transport de la particule (contact entre les particules)	Mouvement brownien	Floculation Précipitation
	Energie dissipée (gradient de vitesse)	Floculation Orthocinétique.

- a) **La coagulation** La coagulation consiste à déstabiliser les colloïdes. Il s'agit de neutraliser leurs charges électrostatiques de répulsion pour permettre leur rencontre par addition d'un réactif chimique, le coagulant.

### b) La floculation

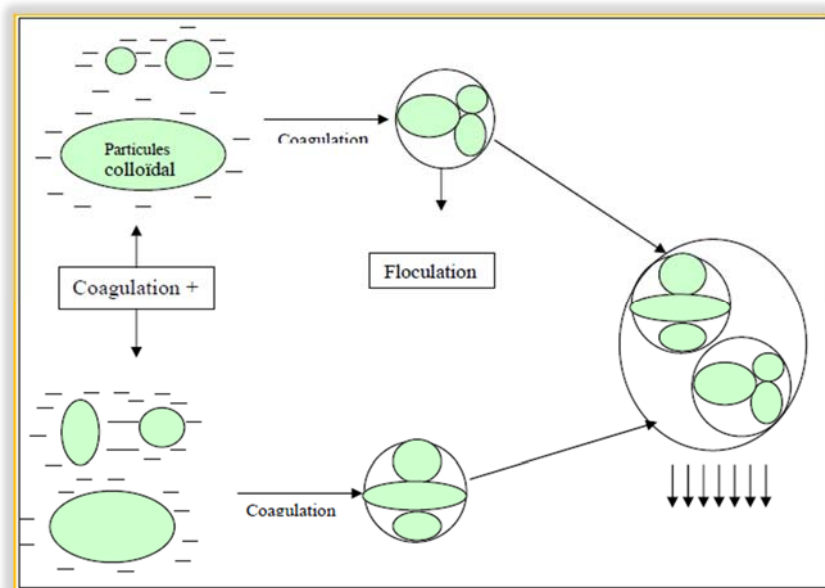
C'est l'agglomération de ces particules déchargées en micro-floc, puis en flocons volumineux et décantables. Cette floculation peut être améliorée par l'ajout d'un autre réactif le floculant ou adjuvant de floculation. Deux phénomènes de transport régissent la floculation (**Bazer-B, 1990 ; Linda C, 1994**) :

-La floculation péricinétique liée à la diffusion brownienne (agitation thermique)

-La floculation orthocinétique est liée à l'énergie dissipée. L'efficacité de cette floculation qui permet d'obtenir le floc volumineux séparable est donné dans la pratique par le gradient de vitesse  $G$  correspondant au régime turbulent.

## II. 2.2 MECANISMES DE LA COAGULATION –FLOCULATION

On peut considérer qu'il existe quatre grands mécanismes qui agissant individuellement ou ensemble dans la coagulation floculation (figure 6) (**Edeline, 1992 ; Desjardins, 1991 ; Vigouret, 1985 ; Bettero Et Lartiges, 1992**).



**Figure 6 : Coagulation floculation (Hernandez De Leon, 2006).**

- ✓ Réduction de l'épaisseur de la couche ionique : transportée par les particules, par augmentation de la force ionique de la solution.
- ✓ Neutralisation des charges ioniques : par ajout d'un réactif chimique contenant des contre ions du colloïde.

- ✓ Pontage entre les particules : par utilisation des polymères de haut poids moléculaire.
- ✓ Piégeage des particules : par formation de polymères d'hydroxydes minéraux volumineux.

### **II.2.3 PARAMETRES LIES A LA COAGULATION-FLOCULATION**

Pour optimiser Le procédé de coagulation-floculation, il faut tenir compte de plusieurs variables en relation, comme le pH, la dose de coagulant, les conditions de mélange et la température.

#### **II.2.3.1 L'influence du paramètre pH**

Le pH a une influence primordiale sur la coagulation. Il est d'ailleurs important de remarquer que l'ajout d'un coagulant modifie souvent le pH de l'eau. Cette variation est à prendre en compte afin de ne pas sortir de la plage optimale de précipitation du coagulant. La plage du pH optimal est la plage à l'intérieur de laquelle la coagulation a lieu suffisamment rapidement.

En effet, une coagulation réalisée à un pH non optimal peut entraîner une augmentation significative du temps de coagulation. En général, le temps de coagulation est compris entre 15 secondes et 3 minutes. Le pH a également une influence sur l'élimination des matières organiques.

#### **II.2.3.2 L'influence de la dose de coagulant**

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

#### **II.2.3.3 L'influence de la température**

La température joue un rôle important. En effet, une température basse, entraînant une augmentation de la viscosité de l'eau, crée une série de difficultés dans le déroulement du processus : la coagulation et la décantation du floc sont ralenties et la plage du pH optimal diminue. Pour éviter ces difficultés, une solution consiste à changer de coagulant en fonction des saisons.



### II.2.3.4 L'influence de la turbidité

La turbidité est, elle aussi, un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant. Quand la turbidité de l'eau est trop faible, on peut augmenter la concentration en particules par addition d'argiles. Dans le cas de fortes pluies, l'augmentation des MES favorise une meilleure décantation. Enfin, pour grossir et alourdir le floc, on ajoute un adjuvant de floculation (**Lind C, 1994 ; Lind C, 1994 ; CIDF Centre International De Formation, 2000**).

### II.2.3.5 L'influence des conditions de mélange

Les deux étapes de formation du floc consistent en une phase d'agitation rapide suivie d'une phase d'agitation lente permettant la maturation du floc. Néanmoins, il faut éviter que l'agitation soit trop intense car elle empêche l'agrégation, ni trop prolongée car elle entraîne la restabilisation des colloïdes (**Kemmer F.N, 1984**)

La notion de gradient hydraulique a été émise pour la première fois en 1943 par **CAMP et STEIN (Cornet J.L ,1981)**:

$$G = (P/\mu V)^{1/2}$$

**G** : gradient hydraulique ( $s^{-1}$ ).

**$\mu$**  : viscosité dynamique du liquide ( $kg\ m^{-1}\cdot s^{-1}$ ).

**V** : volume du liquide ( $m^3$ ).

**P** : puissance dissipée dans le liquide (W).

Dans le cas où l'agitation est mécanique, la puissance est exprimée par la relation :

$$P = 1/2 C_t A \rho v_r^3$$

**$C_t$**  : coefficient de trainée (il est égal à 1.8 pour des pales plates)

**A** : surface de la pale ( $m^2$ ).

**$\rho$**  : masse volumique du liquide ( $kg/m^3$ ).

**$v_r$**  : vitesse relative de la pale par rapport à la vitesse du liquide qui l'entoure.

Soit  $\approx 0.75 \times$  vitesse périphérique de la pale ( **$v_p$** ) ;

$$v_p = 2\pi d N/60$$

Où "d" représente la distance de l'extrémité de la pale à l'axe de rotation.

Les valeurs généralement admises pour G sont :

-En coagulation : jusqu'à 100 voire 500  $s^{-1}$

-En floculation de l'ordre de 20 à 60  $s^{-1}$

L'expérience démontre que produit adimensionnel  $Gt_s$  ( $t_s$  est le temps de séjour de l'eau dans le flocculateur) doit se situer entre  $10^{+4}$  et  $10^{+5}$  pour une floculation bien réalisée (agitation lente).

## II.3 LES DIFFERENTS COAGULANTS ET FLOCCULANTS

Dans la séparation liquide/solide par coagulation-floculation le choix des coagulants et/ ou flocculants est très large et son influence est grande sur les procédés envisagés pour effectuer la séparation (sédimentation, flottation, filtration) et pour limiter la quantité des boues produites. Des coagulants flocculants minéraux et organiques sont disponibles. La connaissance de leur chimie, leur structure et des mécanismes d'interaction avec les minéraux sont nécessaires afin d'optimiser les procédés (**Bottero J.Y, Lartiges B, 1992**).

### II.3.1 LES COAGULANTS

Les principaux types de coagulant employés sont à base de sels d'aluminium ou de fer (**Thebault P, 1978**).

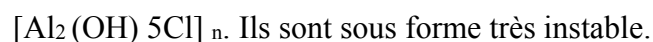
#### II.3.1.1 Les sels d'aluminium

Le sulfate d'aluminium est disponible en poudre ou hydraté, ou en solution commerciale diluée au demi. Les doses sont toujours exprimées en poids de poudre dont la formule chimique est :  $(Al_2(SO_4)_3, 18H_2O)$ . Sa masse molaire est de 666. Le dosage et consommation de ce coagulant s'expriment communément en fonction de cette formule. Lors de l'addition de sels d'aluminium, ce cation réagit avec la molécule d'eau selon les réactions d'hydrolyse.

- Le W.A.C est un polychlorure d'aluminium dont la formule générale est :



- Les PCBA sont des Polychlorures basiques d'aluminium dont la formule est :



#### II.3.1.2 Les sels de fer

Les sels de fer sont généralement plus coûteux que le sulfate d'aluminium, ce qui explique leur emploi plus restreint. Par ailleurs, ils se révèlent plus efficaces comme coagulants quant à l'abattement des substances humiques (**Lefebvre E, 1990 ; Seghiri R, 1996**). On peut citer le chlorure ferrique ( $FeCl_3, 6H_2O$ ) peut induire une coloration de l'eau traitée, le chlorosulfate ferrique (liquide) est de formule  $FeSO_4Cl$  et le sulfate ferreux est peu utilisé et de formule :  $Fe_2(SO_4)_3 \cdot 9H_2O$ .

### II.3.2 Les différents flocculants

Pour une meilleure efficacité du procédé de coagulation-floculation, on utilise parfois des adjuvants de floculation qui sont des colloïdes de même charge que les particules à flocculer, ajoutés pour en augmenter la concentration et de là le nombre de chocs entre les particules. Les plus utilisés sont la silice activée, les polyélectriques, le charbon actif, la bentonite,...

#### II.3.2.1 La bentonite

L'argile est un excellent adsorbant, dont les propriétés de rétention sont bien connues en agriculture. Elle fixe à la surface de ses microcristaux. Les roches argileuses sont formées de mélange de minéraux argileux auxquels viennent s'ajouter des minéraux tels que les feldspaths, du quartz, du mica,... Du point de vue chimique, les argiles sont des silicates d'aluminium contenant entre autres des cations alcalins, alcalino-terreux et du fer. Ces argiles, et en particulier les bentonites, sont utilisées actuellement pour la décoloration des huiles végétales et animales ainsi que pour la clarification des vins par élimination des protéines.

Dans le domaine des eaux potables, la bentonite est utilisée essentiellement comme adjuvant de floculation dans le but de recharger artificiellement une eau contenant trop peu de matières en suspension, ceci afin d'obtenir une meilleure décantation (**Degremont, 1989; Beaudry J.P, 1984**). Dans la plupart des études sur la floculation des argiles, il s'agit en fait de considérer les suspensions d'argile (kaolinite, bentonite,...) comme une représentation synthétique des particules colloïdales présentes dans les eaux de rivière, ceci afin de mieux comprendre les mécanismes mis en jeu autour de la coagulation.

En Algérie, les gisements de bentonite les plus importants économiquement se trouvent dans l'Oranie (ouest algérien). On relève en particulier la carrière de Maghnia (Hammam Bouhrara) dont les réserves sont estimées à un million de tonnes et de celle de Mostaganem avec des réserves de deux millions de tonnes (**Abdelouhab et al., 1988**).

En parallèle, des études (**Cousin, 1980 ; Mohellebi, 1983 ; Abdelouhab et al., 1987**) ont mis en évidence l'affinité de la bentonite vis-à-vis de polluants métalliques grâce à sa grande capacité d'échange d'ions. En phase liquide, la bentonite peut présenter une grande sélectivité d'adsorption de certains composés organiques (**Meier. M et al., 1999 ; Bouras O, 2003 ; Seghairi N, 1998**) Tout ceci laisse envisager d'utiliser cette argile dans l'affinage des eaux de consommation

#### II.3.2.2 Le charbon actif

Dans le traitement des eaux, il est produit surtout à partir de charbon minéral, du coke et du lignite. C'est une substance carbonée amorphe, activée de façon à posséder un très haut degré de porosité (**Degremont, 1989**). Grâce à son importante surface développée, le charbon actif

peut enlever de l'eau la plupart des matières organiques solubles. Il est beaucoup moins efficace vis-à-vis des polluants minéraux. Lorsqu'il est utilisé en poudre, il est injecté directement dans la floculo-décanteur et sa mise en œuvre ne nécessite qu'un investissement assez faible puisqu'elle ne bouleverse pas la conception des installations déjà existantes. Lorsque le charbon est en granulés, l'adsorption est réalisée sur des filtres, en traitement tertiaire, pour piéger une pollution spécifique ayant traversé les traitements antérieurs. La combinaison du charbon actif avec l'ozone s'avère actuellement le meilleur procédé en nature d'affinage (**Mouchet P, 1991**). L'usage du charbon actif en poudre demeure une technique très répandue du traitement de l'eau potable.

L'utilisation du CAP améliore le goût et l'odeur de l'eau. C'est aussi un adjuvant de floculation pour la phase finale de la coagulation. Les particules de charbon qui sont dispersées dans l'eau peuvent être considérées comme plus grosses que la matière en suspension ordinaire. Le charbon peut être injecté soit juste avant la filtration, soit durant la floculation. Cette deuxième possibilité permet au charbon de contribuer à la coagulation par pontage.

- Le choix du coagulant : Il est effectué après une étude de l'eau en laboratoire, ou à l'aide de la technique des essais de jar-test.
- On utilise pour le mélange des réactifs la seule turbulence créée par un déversoir mais il est souhaitable de disposer d'un système permettant ce mélange rapide, système appelé mélangeur rapide ou coagulateur (**Degremont, 1984**).

On distingue plusieurs types de mélangeurs :

- Mélangeurs statiques Il s'agit de dispositif mis en place à l'intérieur d'une tuyauterie (système hélicoïdal, diaphragme, cône ...) qui crée une turbulence suffisante pour permettre la diffusion instantanée du coagulant très efficaces au débit nominal.
- Mélangeurs rapides Agitateurs rapides de type à hélice ou à pales (turbine) mis en place dans une chambre spéciale. (**Beaudry J.P, 1984 ; Masschelein W.J, 1999**)

## **II.4 MIS EN ŒUVRE DES PRINCIPAUX COAGULANTS**

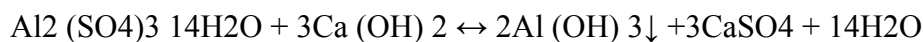
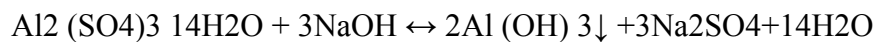
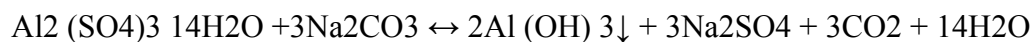
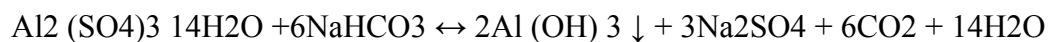
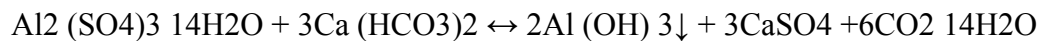
L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les coagulants les plus efficaces sont des sels de métaux, à bases d'aluminium ou de fer. Ils sont cités dans le tableau 4 Les produits les plus utilisés sont l'alun et le chlorure ferrique. Ces coagulants, une fois introduits dans l'eau, forment des produits d'hydrolyse qui déterminent l'efficacité de la

coagulation. Par exemple, lorsque l'alun est utilisé, plusieurs radicaux hydroxyalumineux monomères ou polymères sont formés (Lengo, 1994).

Ces produits complexes ont une solubilité qui varie avec le pH. Dans le cas de l'alun. Les réactions suivantes décrivent comment est formé le précipité (Desjardins, 1997):

**Tableau 4 :** Dérivés des sels d'aluminium et de fer.

Sels d'aluminium	Formule chimique	Sels de	Formule chimique
Sulfate d'aluminium	$Al_2(SO_4)_3$	Chlorure ferrique	$FeCl_3$
Chlorure d'aluminium	$AlCl_3$	Sulfate ferrique	$Fe_2(SO_4)_3$
Aluinate de sodium	$NaAlO_2$	Sulfate ferreux	$FeSO_4$



L'hydrolyse de l'alun se traduit par la formation d'espèces différentes susceptibles d'intervenir dans la coagulation. Ces espèces interviennent selon différents mécanismes tels que représentés dans la figure 7 (Tardat-Henry, 1989). Ce schéma décrit les quatre différents mécanismes de la coagulation. En effet, l'hydrolyse de l'alun permet de former des radicaux hydroxy-alumineux (monomères) qui à leur tour forment le précipité  $Al(OH)_3$  ou des espèces polycationiques.

Les espèces polycationiques agissent sur les particules colloïdales par compression, neutralisation et adsorption ce qui permet la formation de floccs. La formation de précipités  $Al(OH)_3$ , voie principale en coagulation, implique des doses élevées d'alun et favorise l'emprisonnement des particules dans un précipité. Parallèlement à la formation de radicaux hydroxy-alumineux, il y a complexation avec des ligands contenus dans l'eau s'ils sont en quantité suffisante. Le degré de complexation varie en fonction du pH.

La complexation avec des ligands expliquerait, dans plusieurs cas, la présence d'aluminium résiduel dans l'eau décantée. Les précipités à base de fer sont formés de la même façon. Ils forment la base des floccs qui emprisonnent les particules colloïdales. L'efficacité de ces coagulants avec ou sans aide coagulant, selon le pH et la température de l'eau (Julien, 1983).

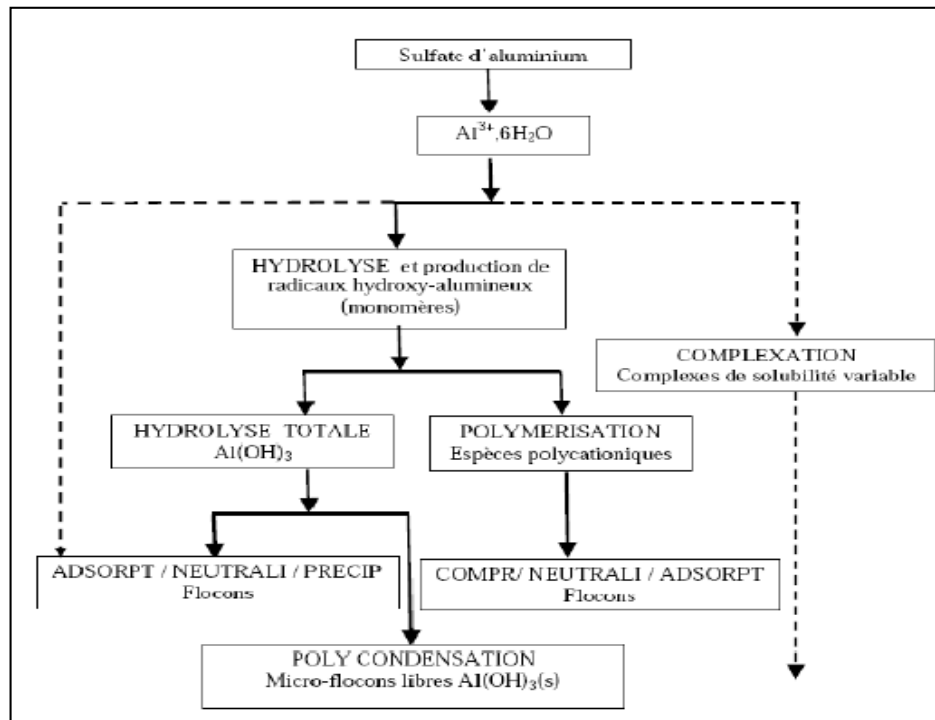


Figure 7 : Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la Coagulation.

## II.5 ELIMINATION DE LA MATIERE ORGANIQUE SUR DIFFERENTS COAGULANTS

### II.5.1 Elimination de substances humiques

Les recherches conduites sur des solutions synthétiques utilisant des SH commerciales ou naturelles, ont montré que :

- Le pH optimal pour l'élimination des SH est acide, plus acide pour le fer que pour l'aluminium.

Van Breemen et al (1979) soulignent que le meilleur abattement des SH est obtenu pour un pH de 4 à 5 avec le fer tandis qu'avec l'aluminium, il se situe à un pH de 5 à 6.

- La structure chimique des SH joue un rôle important dans la coagulation-floculation.

Babcock et Singer (1979) ont rapporté que les acides fulviques sont plus difficilement éliminés que les acides humiques lesquels se caractérisent par des masses moléculaires plus élevées rendant plus rapide leur précipitation.

Hall et Pakham, (1965) ont réalisé que les SH réagissent par leurs groupements carboxyliques et OH-phénoliques avec les espèces hydrolysées d'aluminium chargées positivement pour former des complexes d'humates ou de fulvates de sodium insolubles. Van

**Breemen et al (1979)** ont constaté que les acides fulviques comportant beaucoup de groupements carboxyliques sont préférentiellement éliminés par la coagulation. Il y'a souvent une relation entre la concentration initiale en SH et la dose optimale en coagulant. La valeur de cette stœchiométrie dépend du pH, du type du coagulant et de l'origine de la matière organique.

**Randtke et Jespen (1981)** suite à des essais réalisés sur différents SH avec deux coagulants  $Fe_2(SO_4)_3$  et  $Al_2(SO_4)_3$  à pH=6, ont confirmé que les acides humiques requièrent moins de coagulant que les acides fulviques.

### **II.5.2 Elimination de substances non humiques**

Bien que la part des micropolluants soit minime (du type phtalates, pesticides, hydrocarbures etc.) en comparaison à la charge organique des eaux de surface, leur élimination a fait l'objet de plusieurs études mais qui sont moins approfondies que celles portant sur la coagulation des SH. Au cours de ces différentes études, les pesticides sont généralement faiblement éliminés par la coagulation-floculation : moins de 10 % vis à vis de l'aldrine, la dieldrine, le lindane (**Semmens, 1979**), entre 50% à 30% pour les herbicides de type phénylamide et ne dépassant pas les 30% pour les pesticides biodégradables de type malathion (**Whitehouse, 1967**). **Thébault(1978)** a testé l'élimination par coagulation, en utilisant différents coagulants (Sulfate d'aluminium, chlorure ferrique, WAC et PCBA) de composés de type phtalate.

Ses résultats ont abouti à des rendements qui ne dépassaient pas les 30%. Alors qu'en coagulant par le sulfate d'aluminium le même type de composés (dibutylphtale et di-2-éthylhexyl phtalates), **Morita (1974)** observe une élimination qui peut être parfois importante (30% à 80%) sur des eaux qu'il avait artificiellement polluées.

**Julien et al (1994)** ont comparé l'élimination de quelques molécules organiques (caféine, acide benzoïque, phénol, naphtol, acide salicylique,...) par coagulation-floculation et par adsorption sur floccs préformés. Les résultats montrent que les molécules qui n'ont pas de groupement fonctionnel ou un seul groupement fonctionnel faiblement ionisé au pH des essais (5,4 pour le fer et 6,8 pour l'aluminium) ne sont pas éliminées par coagulation-floculation ni par adsorption sur floccs préformés d'hydroxyde métallique. Les molécules qui possèdent au moins deux groupements fonctionnels principalement en ortho sont plus ou moins éliminées par les deux techniques.

**Guesbaya (1998) et Achour (2001)**, d'après des essais conduits en eau distillée sur l'élimination du phénol et du résorcinol par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium, mentionnent que les composés organiques simples testés sont apparus comme faiblement éliminés quelque soit la dose de coagulant et la concentration initiale du composé. Une

meilleure élimination a été observée entre un pH 5 et 7 lorsque les composés ne sont pas dissociés, favorisant un phénomène d'adsorption sur les floes d'hydroxydes d'Aluminium.

Les fonctions OH et leur position en méta expliqueraient les faibles rendements d'élimination.

**Rezeg (2004)** a étudié l'élimination de plusieurs acides organiques en eau distillée par coagulation au sulfate d'aluminium.

Les résultats obtenus indiquent que l'élimination d'une molécule organique dépend de la nature, du nombre et de la position des groupements acides l'un par rapport à l'autre. Le comportement des composés aromatiques éliminables semble être fonction du pH et de leur concentration initiale.

**Hecini et Achour (2008)** suggèrent que l'efficacité de l'élimination des composés organiques à fonctions phénoliques (phénol et catéchol) par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium en eau distillée dépend du nombre et de la position des groupements phénoliques sur les molécules. Les principaux mécanismes seraient ou bien une adsorption physique, ou bien un échange de ligands ou encore une complexation à la surface des floes d'hydroxydes d'Aluminium.

## **II.6 INFLUENCE DES TRAITEMENTS PARALLELES A LA COAGULATION –FLOCCULATION**

### **II.6.1 EFFET DES ADJUVANTS**

Nous avons testé trois types d'adjuvant, selon le rôle que peut jouer chacun d'eux .Il s'agit de la bentonite, la chaux et le carbonate de sodium.

#### **II.6.1.1 La bentonite**

C'est une dénomination de la Montmorillonite, qui est une argile provenant de la transformation naturelle de cendres volcanique. Sous sa forme brute ; la bentonite est une roche tendre. Sa formule brute est  $\text{Si}_8\text{Al}_4(\text{OH})_4$ , avec une teinte blanche gris ou légèrement teinté de jaune. Les microcristaux sont de très petites tailles, de diamètre de 0.1 à 1  $\mu\text{m}$ , elle comprend trois feuillets : un feuillet octaédrique ; deux feuillets tétraédriques

#### **II.6.1.2 La chaux hydratée $\text{Ca}(\text{OH})_2$**

Identique à la chaux vive, utilisée pour la neutralisation, précipitation et décarbonations en traitement des eaux sous forme de poudre. Elle est essentiellement composée d'hydroxyde de calcium, d'hydroxyde de magnésium et d'impuretés (carbonates de calcium et silice). La masse volumique apparente de la chaux varie entre 400 et 600  $\text{kg/m}^3$ . Sa solubilité dans l'eau décroît avec la température.



### **II.6.1.3 Carbonates de sodium $\text{Na}_2\text{CO}_3$**

Il est utilisé pour réajuster le titre alcalimétrique, sous forme de poudre blanche anhydre, soluble dans l'eau, de masse volumique apparente variant entre 500 et 700 kg/m<sup>3</sup>. Sa solubilité est assez faible, 100g/l environ à 20°C, Il est facilement décomposable par la plupart des acides (**Degremont, 1978**).

### **II.6.2 EFFET LA PRECHLORATION**

Dans la plupart des stations de potabilisation, la coagulation –floculation est précédée par un pré chloration, dont le rôle est réduire l'ammoniaque  $\text{NH}_4^+$  de l'eau, prévenir la formation des algues dans les ouvrages et effectuer une première désinfection. Le taux de chlore introduit correspond au break- point de façon à satisfaire la demande de chlore de l'eau considérée (**Rodier J, 1984**).

Il est à présent admis que l'optimisation de la coagulation – floculation au cours de la clarification d'une eau de surface peut contribuer d'une façon notable à éliminer la matière organique aussi bien sous forme colloïdale (turbidité) que dissoute. Nombre de recherches portent encore sur les conditions optimales de floculation (**Guesbaya et Achour, 1996 ; Lefebvre et Legube, 1990**) mais plus particulièrement sur l'influence du pH et la dose de coagulant. Toutefois, peu d'études se sont intéressées à l'incidence des traitements en amont ou en aval de cette floculation et notamment les procédés utilisés dans un but oxydatif et désinfectant.

Dans leur revue bibliographique, (**Lefebvre et Legube, 1991**) soulignent ainsi que l'effet des traitements d'oxydation sur la coagulation-floculation est peu étudié et n'est pas bien documenté. Parmi les oxydants les plus utilisés, le chlore a constitué pendant très longtemps l'oxydant universel. Il a une action germicide remarquable, un pouvoir d'oxydation très puissant et permet l'élimination de certains composés réducteurs tels que l'ammoniac (**Dore, 1989**). Compte tenu du rôle joué par l'oxydation et la coagulation-floculation vis-à-vis de la matière organique, nous nous sommes intéressés dans ce travail à étudier l'incidence d'une préchloration sur l'élimination, par coagulation-floculation, de substances humiques représentatives de la charge organique d'une eau naturelle.

## **II.7 CONCLUSION**

Au vu de cette synthèse bibliographique, il s'avère que l'optimisation de la coagulation – floculation en vue de l'élimination des matières organiques, surtout à l'état dissous, est un sujet qui occupe une large place dans les recherches actuelles, cette optimisation est basée sur l'étude de l'influence de paramètres réactionnels tels que le pH, la dose et types de coagulant.

Par ailleurs, l'intérêt des chercheurs s'oriente de plus en plus vers l'étude d'autres paramètres tels que les sels minéraux, la température et aussi le mode d'action des coagulants. En particulier l'influence de la présence des cations bivalents de la dureté mérite une attention accrue. En effet, cette catégorie d'éléments minéraux pourrait intervenir dans le processus de coagulation –floculation de la matière organique des eaux.

Notre étude expérimentale aura ainsi pour objectif d'étudier l'effet des sels minéraux sur l'élimination de phénols par coagulation floculation.

***Deuxime partie***

***Etude expérimentale***

# CHAPITRE I

## *Procédures expérimentales*

## I.1 INTRODUCTION

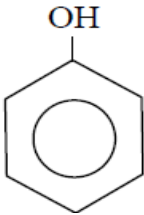
Nous allons au cours de ce présent chapitre décrire les différentes méthodes expérimentales mises en œuvre au cours de cette étude. Le composé organique choisis pour l'expérimentation sera identifié ainsi que les milieux de leur dilution. Nous présenterons également, les méthodes de dosage de différents paramètres physicochimiques, ainsi que le protocole expérimental de la méthode de coagulation-floculation par les essais de jar-test.

## I. 2 PREPARATION DES REACTIFS

### I. 2.1 PREPARATION DES SOLUTIONS DE COMPOSES ORGANIQUES

Pour chaque milieu de dilution, nous avons préparé une solution mère de 0.1 g/l de Chacun de composé organique testé (phénol). Celles-ci ont servi d'une part dans la préparation des solutions étalons et d'autre part lors des essais en solutions synthétiques.

**Tableau 5:** Caractéristiques de composé organique étudié (phénol)

Composé organique	Structure chimique	Masse molaire (g)	pKa (20°C)
Phénol <b>C<sub>6</sub>H<sub>5</sub>OH</b>		94	9,89

Ces solutions sont reproduites dans les différents milieux minéralisés et elles sont maintenues sous agitation magnétique pendant une heure. A partir des solutions mères, des solutions filles, ont été à chaque fois préparées pour le tracé des courbes d'étalonnage.

### I. 2. 2 MILIEUX DE DILUTION

Tous les essais de coagulation-floculation ont été conduits sur des solutions préparées par dissolution de composé organique préalablement choisis dans de l'eau distillée. Pour étudier l'impact de la minéralisation sur le rendement de la coagulation-floculation, nous avons utilisé eau minéral commercial (manbaa algezlane) et eau de source (Chaiba) et eau de surface (eau du barrage fontaine des Gazelles). Les principales caractéristiques physico-chimiques de différentes eaux sont récapitulées dans le tableau 6.

**Tableau 6:** Caractéristiques physico-chimiques des eaux minéralisées de dilution.

<b>Eau de dilution</b> <b>Caractéristiques</b>	<b>Manbaa alghezlane</b>	<b>Chaiba</b>	<b>Fontaine des Gazelles</b>
<b>Température (°C)</b>	18.5	17.7	17.5
<b>pH</b>	7.6	7.90	8.03
<b>TH (°F)</b>	32.01	32.3	73
<b>TAC (°F)</b>	19	7	19.42
<b>Conductivité (µs/cm)</b>	548	992	1522
<b>Oxydabilité (mg O<sub>2</sub> /l)</b>	–	–	13.38

### I.2.3. PREPARATION DU COAGULANT

Nous avons utilisé le réactif sulfate d'aluminium ( $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ ) comme coagulant pour tous les essais de coagulation-floculation. Une solution mère est périodiquement préparée par dissolution de 10 g/l de ce réactif dans de l'eau distillée.

## I.3 METHODES ANALYTIQUES

### I.3.1 DOSAGE DU PHENOL

#### I.3.1.1 Spectrophotométrie

Le dosage de composé organique testé (phénol) a été réalisé sur un appareil Perkin ELMER UV/Vis spectromètre Landa 25, le trajet optique étant de 10 mm avec des cuves en quartz. Les longueurs d'ondes utilisées sont de 270 nm (Seghairi N, 1998 ; Rezeg, 2010)

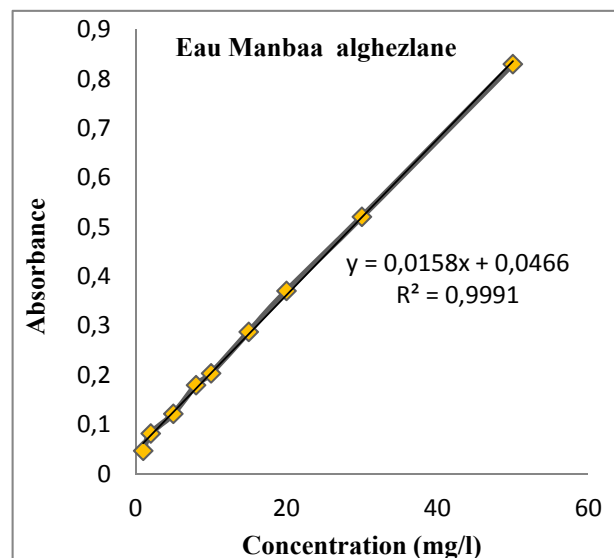
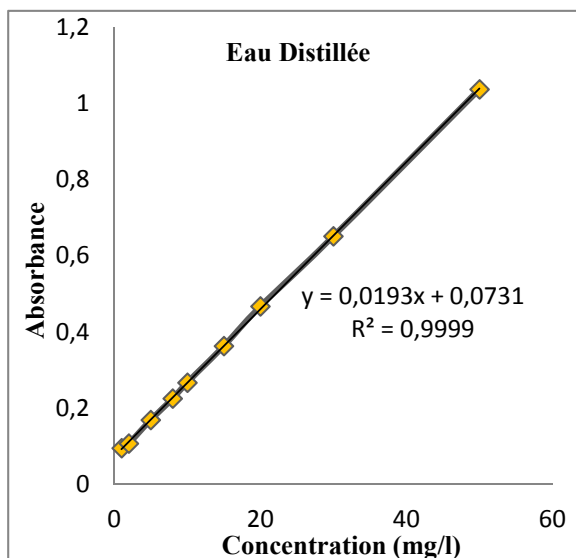


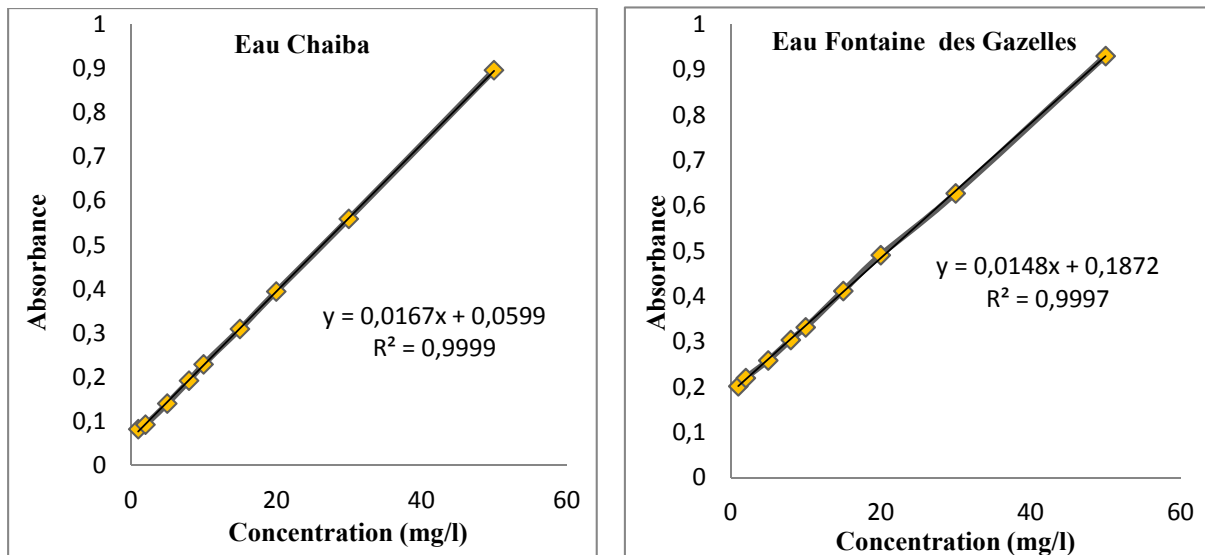
## Spectrophotométrie

### I.3.1.2 Etalonnage

Pour le composé testé et pour tous les milieux de dilution, des solutions filles ont été préparées à partir des solutions mères et ce pour pouvoir tracer les courbes d'étalonnage nécessaires pour l'exploitation des résultats expérimentaux.

L'étalonnage est refait avant chaque série d'essais. La (figures 8) représente l'étalonnage du phénol en eau distillée et en eaux minéralisées.





**Figure 8:** Courbes d'étalonnage de phénol en eau distillée ; eau Chaiba et eau manbaa algezlane et eau fontaine des Gazelles ( $\lambda=270$  nm)

### I.3.2 DETERMINATION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX

Les méthodes de dosage utilisées au cours de notre travail sont décrites par **Rodier (1996,2005 et Tardat et Beaudry. 1984)** ou par les catalogues de l'appareillage utilisé.

- ✚ **Le pH :** est mesuré par un pH mètre (HANNA), l'étalonnage est effectué avant chaque essai avec des solutions tampon 4,00 et 7,00.



**pH mètre**



- ✚ La **conductivité** est mesurée par un conductimètre électrique de model DDSJ-308A donnant des mesures en  $\mu\text{s}/\text{cm}$  et  $\text{ms}/\text{cm}$ .



### Conductimètre

- ✚ **Alcalinité** : le titre alcalimétrique complet (TAC) déterminé selon **Rodier (1996,2005)** :

TAC : Neutralisation de l'échantillon par  $\text{H}_2\text{SO}_4$  en présence de méthyle orange.

## I.4 DESCRIPTION DES ESSAIS DE FLOCCULATION

Tous les essais de coagulation-floculation ont été conduits selon le protocole de « Jar- Test » sur un flocculateur à 6 agitateurs (WiseStir Jar tester) avec une vitesse de rotation Individuelle variant entre 0 et 200 tr / min. Cet appareil permet d'agiter simultanément le liquide contenu dans une série de béciers remplis chacun de 500 ml d'eau. Un essai de floculation comporte 3 phases (**Hecini, 2008 ; Rezeg, 2010**) :

1- Phase d'agitation rapide de 200 tr / min pendant 3 minutes durant laquelle on introduit le Coagulant.

2 - Phase d'agitation lente de 60 tr / min pendant 30 minutes.

3 - Phase de décantation pendant 30 minutes après laquelle le surnageant est récupéré pour être filtré sous vide sur membrane OSMONICS INC de porosité  $0,45 \mu\text{m}$ . Le filtrat est ensuite dosé par analyse au spectrophotomètre.

En tenant compte de l'influence de la dose de coagulant et le paramètre pH sur les rendements

D'élimination de composé organique, nos essais ont été conduits dans un premier temps en eau distillée. Pour essayer d'établir des corrélations entre la teneur initiale en ce composé Organique et la dose de coagulant à appliquer, chacun de composé, organique a été dissous à raison de (5, 10 et 15) mg / l d'eau distillée puis coagulés par des doses croissantes en sulfate d'aluminium.

Le pH est ensuite ajusté aux valeurs (4, 6, 7, 8,10 et11), par ajout de solution de soude ou d'acide chlorhydrique (0,1 N). Les rendements d'élimination sont ensuite évalués.

L'influence de la minéralisation a été étudiée, dans un second temps, dans des solutions synthétiques en chacun de composé organique dissous à raison de (5 ,10 et 15) mg/l en eaux commercial (Manbaa Alghezlane) et eau de source (Chaïba) et eau de surface (Eau de barrage fontaine des Gazelles) puis coagulées avec des doses croissantes de sulfate d'aluminium.

Des mesures du pH, de la dureté totale et de l'alcalinité, exprimées respectivement par le titre hydrotimétrique « TH » et le titre alcalimétrique complet « TAC » et de la conductivité ont été réalisées en fin de réaction.

Le pourcentage d'abattement de composés organiques lors des essais en solutions synthétiques est évalué par le rendement qui est exprimé par :

$$R = \frac{c_0 - c_f}{c_0} \times 100$$

$C_0$  et  $C_f$  représentent respectivement les concentrations initiales et finales en composé organique exprimées en mg/l.

Les concentrations finales des composés organiques sont déduites à partir des courbes, d'étalonnage qui a été établies préalablement pour chaque composé dans les différents milieux de dilution. Le tableau 7, récapitule les conditions expérimentales pour tous les milieux de dilution



Floculateur du laboratoire

**Tableau 7 :** Conditions expérimentales des essais de floculation des solutions du phénol pour tous les milieux de dilution.

Composé organique	Milieux de dilution	Paramètres		
		Concentration initiale $C_0$ (mg/l)	Dose de sulfate d'aluminium (mg/l)	pH
phénol	Eau distillé	5 à 15	0 à 150	4 à 11
	Eau Chaiba	10	0 à 150	—
	Eau du barrage fontaine des Gazelles	10	0 à 150	—
	Eau de manbaa alghezlane	10	0 à 150	—

## **I.5 Conclusion**

Dans ce chapitre, nous avons présenté les principales méthodes expérimentales et les étapes suivies au cours de l'étude en laboratoire. Nous avons décrit ainsi la préparation des réactifs et les différents procédés analytiques nécessaires à nos essais. Nous avons également défini les conditions expérimentales pour la technique de jar-test par laquelle nous avons réalisé, au cours des différentes étapes, nos manipulations de coagulation-floculation.

# CHAPITRE II

*Effet des sels minéraux sur l'élimination  
du phénol par coagulation floculation*

## **II.1 INTRODUCTION**

A différents stades du traitement, la coagulation-floculation suivie d'une clarification est le procédé le plus efficace dans les usines de traitement d'eau potable. L'efficacité de ce procédé dépend de la composition des milieux aqueux, de la nature du coagulant introduit ainsi que de la structure des composés organiques à éliminer notamment les groupements fonctionnels, dont ils sont porteurs.

Nous avons entrepris d'évaluer au cours de cette étude l'efficacité de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium sur des molécules organiques simples de type aromatique hydroxylé (phénol) dans des milieux de dilutions variables.

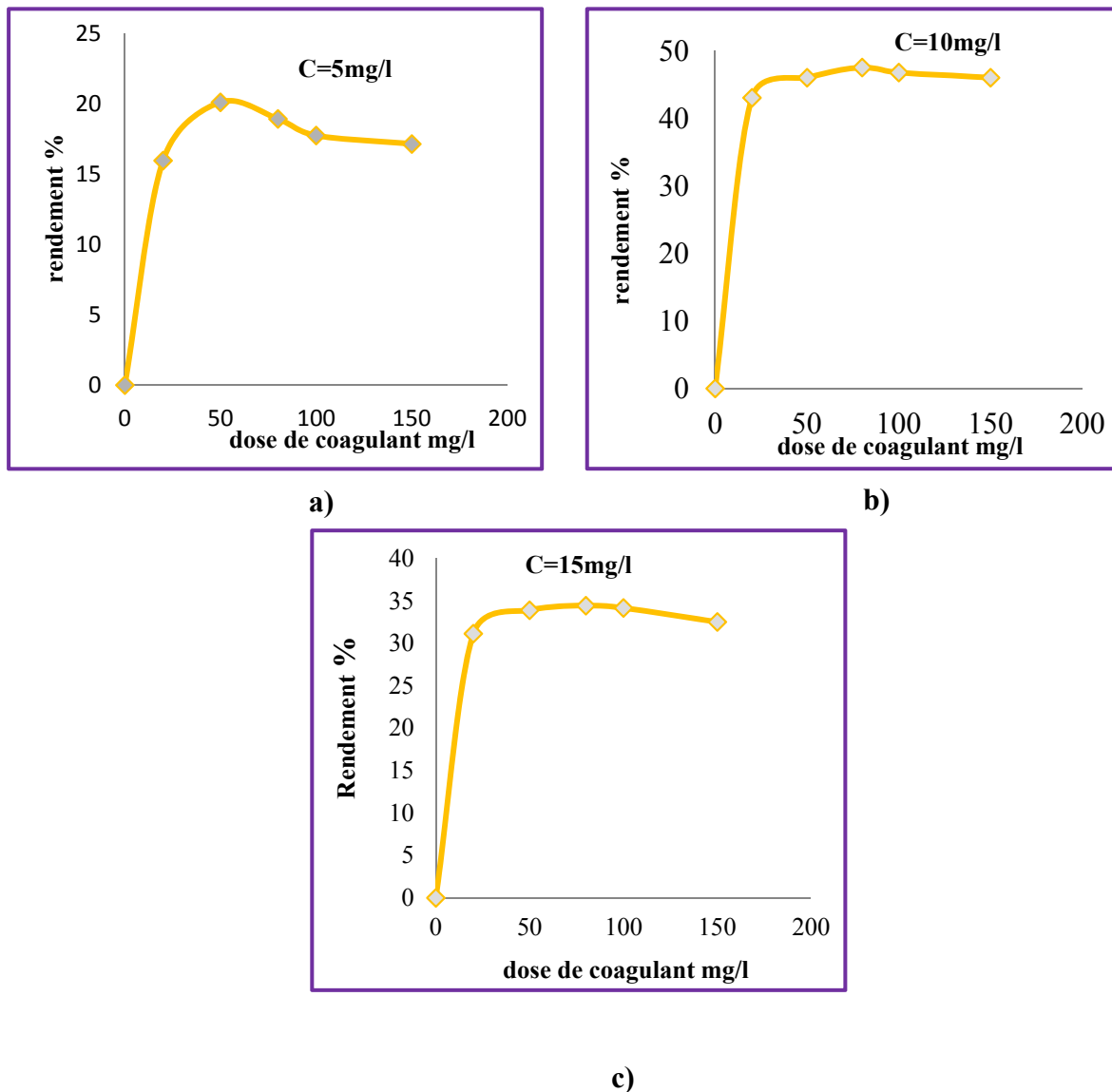
Dans cet objectif, la première étape a consisté à observer l'effet de teneurs croissantes en divers sels minéraux, pris individuellement, sur le rendement d'élimination de phénol dissout en eau distillée.

La seconde étape, a consisté à réaliser des essais de coagulation floculation en considérant comme milieux de dilution de phénol, des eaux de minéralisation variable (eaux souterraines). Enfin, la dernière étape des essais s'est déroulée dans un milieu aqueux de composition plus complexe, à savoir une eau de surface riche en constituants minéraux et organiques en phases dispersées ou dissoutes.

Nous précisons que les conditions des essais correspondent aux conditions optimales déterminées en eau distillée. Les résultats obtenus pourront faire l'objet d'une discussion concernant les mécanismes réactionnels possibles et les lois stœchiométriques ainsi établies

## **II.2 INFLUENCE DE LA DOSE DE COAGULANT ET LA CONCENTRATION INITIALE DU PHENOL**

L'eau distillée est enrichie par des concentrations croissantes en phénol cités précédemment (5, 10 et 15) mg/l et coagulée par des doses variables en sulfate d'aluminium. Les résultats obtenus sont illustrés sur la figure 9



**Figure 9:** Evolution des rendements d'élimination de teneurs variables en phénol  
En fonction de la dose de coagulant (Figures a, b et c).

A partir des résultats de coagulation- floculation de toutes les concentrations testées en phénol, nous pouvons faire les observations suivantes :

- La même allure des courbes d'évolution du rendement est obtenue pour chaque concentration en phénol. Toutefois les doses optimales de coagulant augmentent avec la concentration initiale des composés choisis et les rendements optima sont variables non seulement en fonction des concentrations initiales mais selon le pH du milieu.

Le rendement ainsi que la demande en coagulant augmentent avec l'accroissement de la concentration initiale en composés organiques.

● Il y'a lieu de remarquer que pour toutes les concentrations initiales testées, il existe une dose optimale de coagulant au-delà de laquelle les rendements se stabilisent. Néanmoins, les doses de coagulant nécessaires pour obtenir les meilleurs rendements sont plus importants en passant de 50mg/l à 80mg/l.

Il en ressort que, quelque soit la concentration initiale des composés simples et la dose de coagulant, l'élimination du phénol reste faible et les rendements d'élimination varient entre 20.11 et 47.56% respectivement pour une concentration de 5 et de 15 mg/l pour le phénol.

### **II.3 INFLUENCE DU pH SUR LE RENDEMENT D'ELIMINATION DU PHENOL**

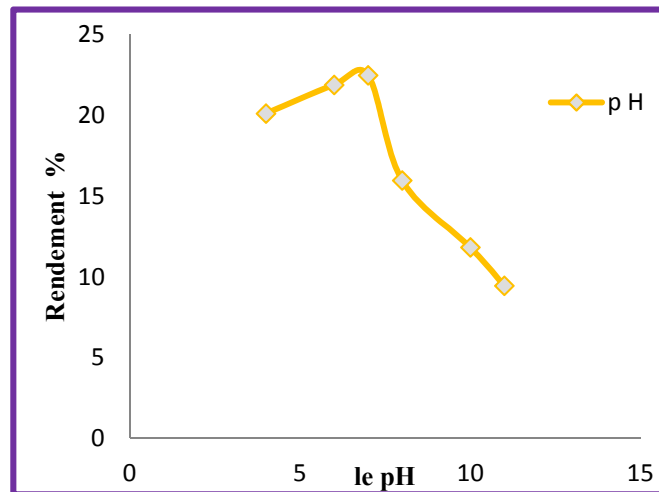
L'étude du paramètre pH s'avère importante du fait qu'il conditionne d'une part la dissociation des groupements fonctionnels existant dans la structure des composés organiques en fonction de leur pKa et d'autre part la spéciation du coagulant (forme solubles ou insolubles, chargées ou neutres).

La coagulation du phénol (5mg/l) par une dose de coagulant de 50 mg/l de sulfate d'aluminium a été réalisée pour une gamme de pH entre 4 et 11.

La figure 10 récapitule les résultats obtenus et présente l'évolution du rendement d'élimination du phénol en fonction du pH. Nous pouvons observer que l'optimum de l'élimination de ce composé correspond à des pH 6 entre 7

Les résultats obtenus confirment les données bibliographiques (**Jekel, 1986; Rahni, 1994; Achour, 2001; Rezeg, 2004**) concernant l'élimination de molécules organiques pour des pH se situant globalement entre 5 et 7 selon la structure du composé ainsi que la nature du coagulant.





**Figure 10:** Influence du pH sur le pourcentage d'élimination du Phénol à ( $C_0 = 5$  mg/l).

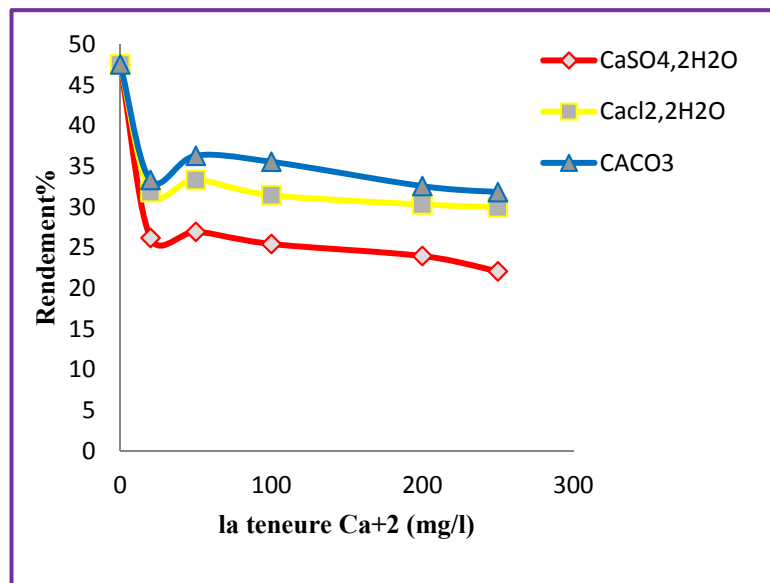
Au cours de nos essais, cela pourrait s'appliquer plus particulièrement à la coagulation-floculation du phénol. Une complexation de ce composé à l'aluminium est donc peu probable et certains auteurs (Jekel, 1986; Semmens et Ayers, 1985; Achour et Guesbaya, 2005) suggèrent qu'ils pourraient être essentiellement éliminés par un phénomène d'adsorption physique. Ceci peut être argumenté par ailleurs par la forme neutre non dissociée du phénol ( $pK_a = 9,89$ ) lorsque l'élimination est optimale.

De même, nous avons pu observer que le pH optimal est inférieur aux  $pK_a$  des composés testés. Nous avons pu ainsi observer qu'à des pH basiques supérieurs à 7, les rendements d'élimination décroissent pour le phénol. Ceci peut s'expliquer par une complexation compétitive des  $OH^-$  du milieu avec l'aluminium.

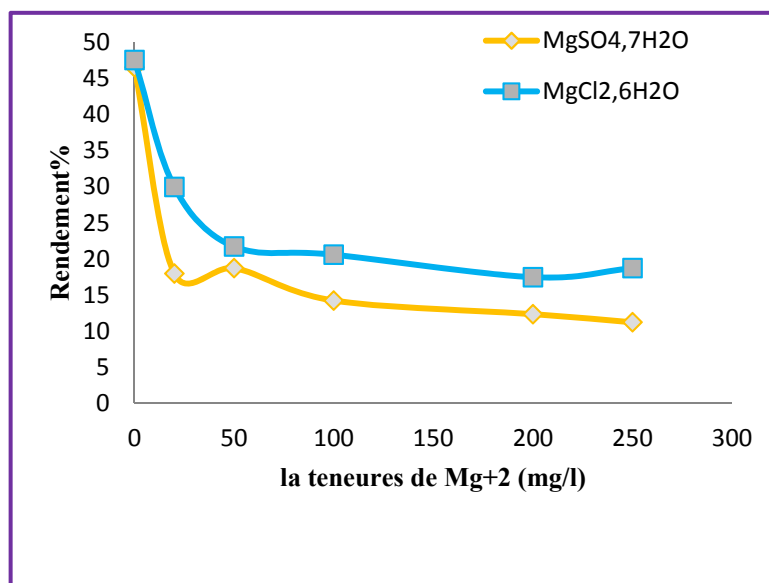
#### II.4 INFLUENCE DE LA TENEUR EN SELS MINÉRAUX

Des essais de floculation ont été conduits sur des solutions synthétiques de composé déjà testé contenant une concentration fixe (10mg /l) sur différents échantillons d'eau distillée, dans lesquels nous avons ajouté des quantités croissantes de  $Ca^{2+}$  ou  $Mg^{2+}$  allant de 20 à 250 mg et coagulés par une dose constante de sulfate d'aluminium correspondant à celle aboutissant au meilleur rendement. Cette phase de l'étude a eu pour but de tester l'effet de teneurs croissantes de  $Ca^{2+}$  ou de  $Mg^{2+}$  sur l'élimination de phénol en eau distillée.

Les figures (11 et 12) permettent d'apprécier les effets variables de ces sels sur le rendement d'élimination du phénol.



**Figure 11:** Influence de la teneur en calcium sur l'élimination du phénol.



**Figure 12 :** Influence de la teneur en magnésium sur l'élimination du phénol.

Pour expliquer l'effet bénéfique du calcium et par extension celui du magnésium, diverses hypothèses sont avancées (Jekel, 1986 ; Achour S, 2001). Les ions calcium sont ainsi susceptibles d'inverser la charge négative des espèces hydrolysées de l'aluminium même à des pH basiques lorsque la force ionique du milieu est maintenue constante. De plus, la formation de complexes Ca-composé organique peut aboutir directement à la formation d'une forme insoluble pouvant précipiter.

La formation en quantité notable d'hydroxyde d'aluminium peut avoir lieu. Il favorise alors un phénomène d'adsorption physique ou un échange de ligand avec les ions  $\text{OH}^-$  à la surface de cet hydroxyde. Les formes hydrolysées cationiques sont négligeables du fait du pH élevé de ces solutions. De plus, les anions minéraux peuvent fortement entrer en compétition avec les hydroxydes vis à vis de la complexation de l'ion aluminium. Par ailleurs, l'effet inhibiteur des sulfates et des bicarbonates pourrait être expliqué par l'adsorption de ces anions sur les hydroxydes métalliques en abaissant ainsi la charge de surface ou même à la limite la faire changer de signe.

Dans nos conditions expérimentales, les anions suivants sont classés dans l'ordre croissant du pouvoir inhibiteur vis à vis de l'élimination du phénol  $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{CO}_3^{2-}$

L'addition des anions tels que les sulfates ou les bicarbonates se traduit par une baisse importante du potentiel zêta, une compétition entre ces ions négatifs et les formes dissociées des composés organiques simples intervient lors de l'agitation.

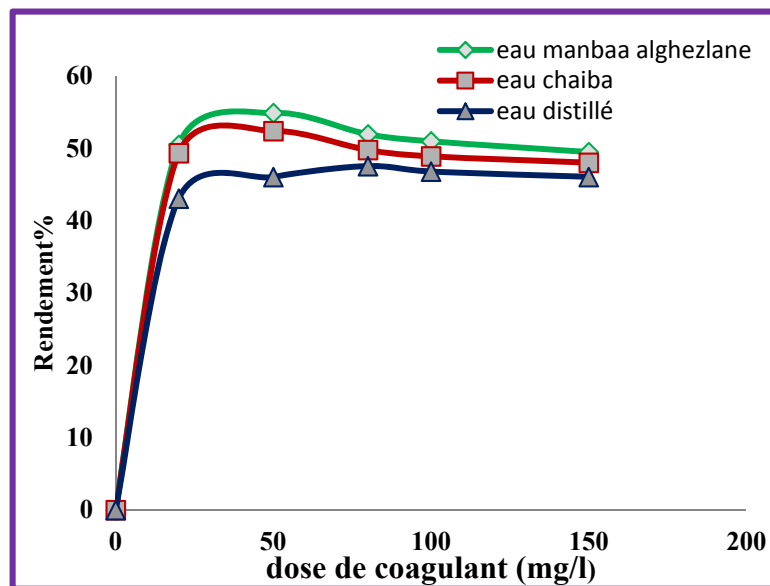
Divers auteurs (**Achour, 2001 ; Ben Alia et Amrane, 2002 ; Guesbaya, 1998 ; Hecini et Achour, 2008**) ont étudié les effets individuels ou synergiques d'espèces minérales sur la floculation de la matière organique et ont rapporté que la présence des sels minéraux et leurs proportions relatives entre éléments promoteurs ou inhibiteurs influencent l'efficacité de la coagulation- floculation

## **II.5 L'influence de la minéralisation**

Les eaux minéralisées utilisées consistent en une eau minérale commerciale (Eau Manbaa Alghezlane) et en eaux de forage de la région de Biskra (Chaiba). Les essais de coagulation réalisés sur les deux types d'eaux de minéralisation variable, nous ont permis d'aboutir aux résultats illustrés par la figure 13.

Ils concernent l'évolution des rendements d'élimination de phénol. Comparés aux résultats en eau distillée, nous pouvons constater que la minéralisation des milieux de dilution semble modifier l'élimination du phénol par coagulation-floculation et augmente les rendements d'élimination.

Les pourcentages d'élimination du phénol varient d'une eau à l'autre selon l'ordre : Manbaa Alghezlane > eau Chaiba. Nous pouvons également remarquer que les doses de coagulant nécessaires à l'obtention de l'optimum sont beaucoup plus importantes en eaux minéralisées qu'en eau distillée.



**Figure 13 :** Effet de la dose de coagulant sur le pourcentage d'élimination de phénol ( $C=10$  mg/l) dans les eaux minéralisées et distillée.

Dans les eaux minéralisées fortement tamponnées et dont les pH sont voisins de la neutralité, la formation en quantité notable d'hydroxyde d'aluminium peut avoir lieu. Il favoriserait alors un phénomène d'adsorption physique ou un échange de ligand avec les ions  $\text{OH}^-$  à la surface de cet hydroxyde. **Clément et al. (1983)** ainsi que **Guesbaya (1998)** ont montré que le déplacement ou l'élargissement de la zone optimale du pH de coagulation est principalement lié à l'affinité de l'anion minéral considéré envers les sels d'aluminium.

Ces anions minéraux tels que les sulfates, les phosphates ou les chlorures peuvent être considérés comme des ligands concurrents des ions hydroxydes. Ils peuvent interférer sur la précipitation des hydroxydes d'aluminium en déplaçant les ions  $\text{OH}^-$ .

Cet effet est d'autant plus important que la concentration en sel augmente et peut expliquer les demandes en coagulant plus élevées en milieux minéralisés. La présence de quantités appréciables en calcium et en magnésium constituant la dureté des eaux peut par ailleurs contribuer à l'amélioration de l'élimination des composés organiques phénoliques. Le mécanisme prédominant dans ce cas est la complexation entre les ions  $\text{Ca}^{2+}$  ou  $\text{Mg}^{2+}$  et les espèces hydrolysées de l'aluminium.

La structure chimique des composés organiques, notamment de type aromatique sera également déterminante dans l'optimisation de son élimination. La réactivité des composés phénoliques vis à vis du coagulant pourrait donc être dépendante non seulement de la structure chimique de ces composés, de l'importance des groupements fonctionnels dans cette

structure mais aussi de la composition minérale de l'eau et donc des interactions des sels minéraux avec les groupements fonctionnels de ces composés (Rezég, 2004 ; Hecini et Achour, 2008).

## II.6 Application du procédé coagulation- floculation à une eau de surface

L'eau de surface testée (eau de barrage de fontaine des Gazelles) a des qualités physico-chimiques pouvant être représentatives de celles de la région de Biskra. Des essais préliminaires comparatifs ont montré que le sulfate d'aluminium était le coagulant le mieux adapté à la qualité d'eau.

### II.6.1 CARACTERISTIQUES PHYSICOCHIMIQUE EAU DE BARRAGE FONTAINE DES GAZELLES

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau de barrage fontaines des Gazelles sont regroupées dans le tableau suivant :

**Tableau 8** : Caractéristiques physico chimiques l'eau de barrage (Fontaine des Gazelles).

Paramètres	Eau de barrage fontaine des Gazelles
Température (°C)	17.5
pH	8.03
TH (°F) mg/l	73
TAC (°F)	19.42
Conductivité (µs/cm)	1522
Oxydabilité (mg/l O <sub>2</sub> )	13.38

### II.6.2 DETERMINATION DE LA DOSE OPTIMALE DE COAGULANT

Les résultats obtenus par les essais de jar-test réalisés, ainsi que les caractéristiques de l'eau traitée en laboratoire, sont regroupés dans le tableau 8. Les Figures présentant l'élimination de la matière organique en fonction de la dose de sulfate d'alumine, sont illustrées respectivement sur les figures 14.

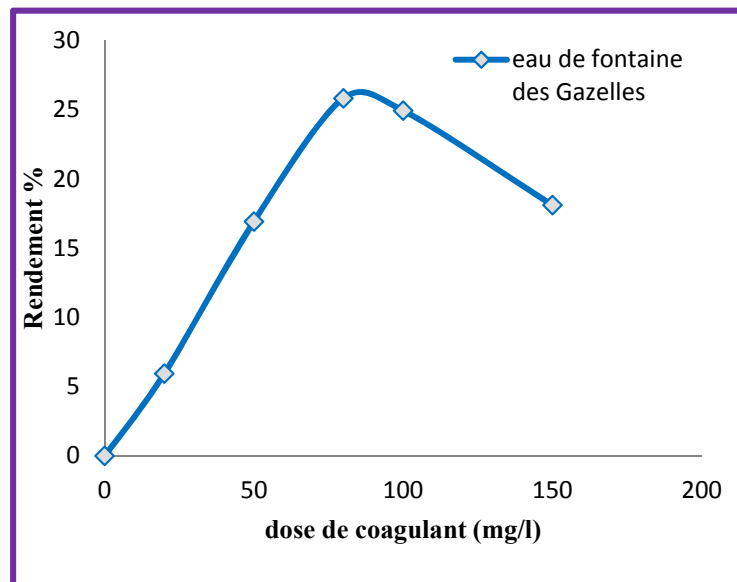


Figure 14 : Effet de la dose de coagulant sur le pourcentage d'élimination de phénol (C= 10 mg/l) dans l'eau de barrage.

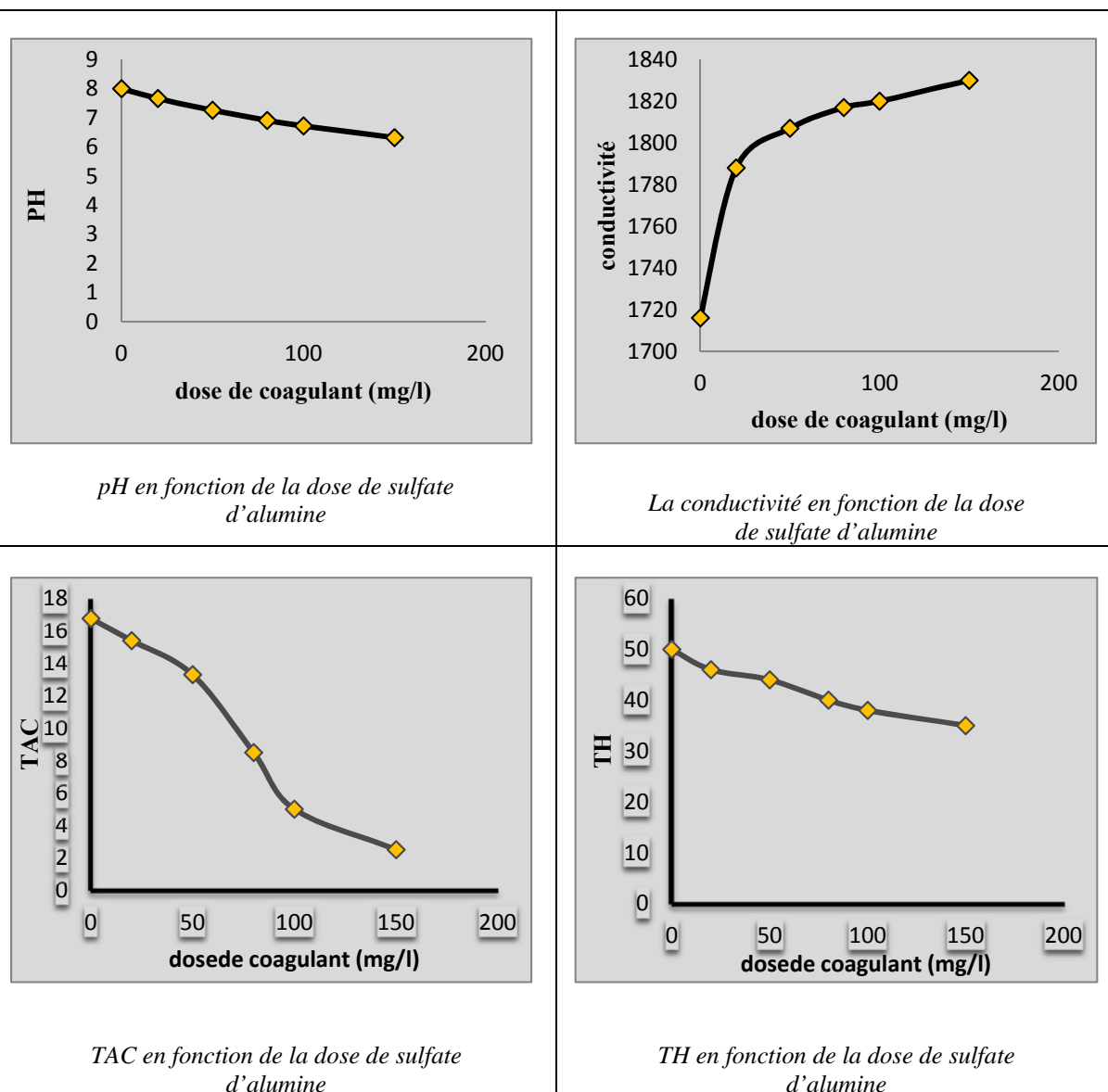
### II.6.3 EVOLUTION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUE EN FONCTION DE LA DOSE DE SULFATE D'ALUMINE

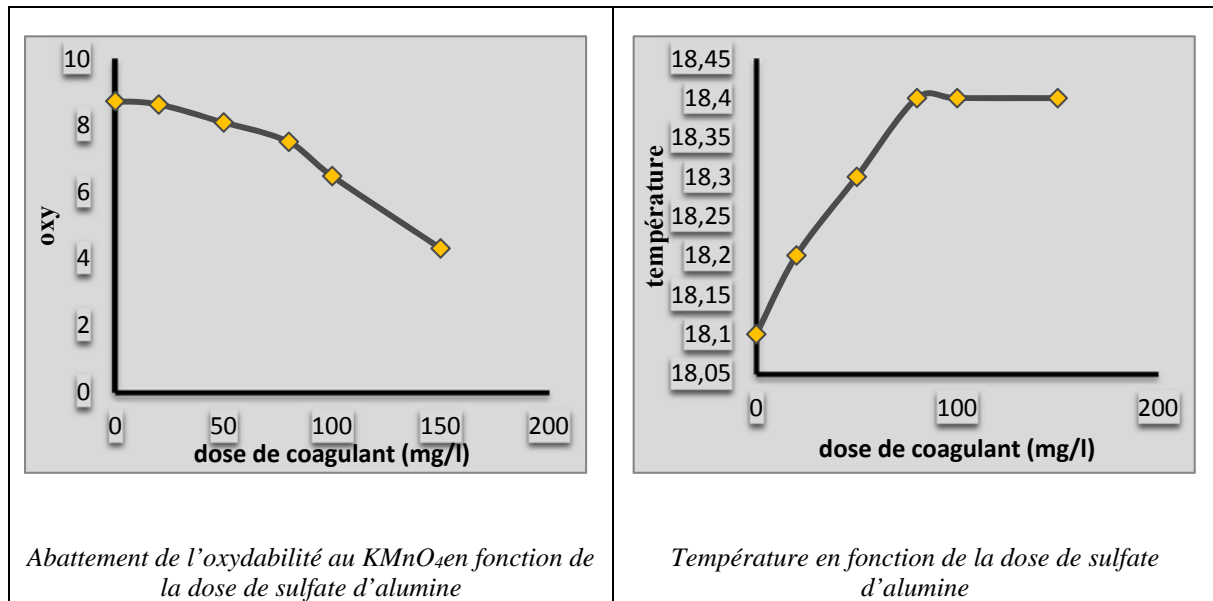
Tableau 9: Essai de coagulation floculation au laboratoire (jar-test).

paramètres	La dose injectée de sulfate d'alumine (mg/l)						
	L'eau brute	0	20	50	80	100	150
Température (°C)	17.5	18.1	18.2	18.3	18.4	18.4	18.4
pH	8.03	8.00	7.66	7.26	6.91	6.72	6.32
Cond (µs/cm)	1522	1716	1788	1807	1817	1820	1830
Oxy.KMnO <sub>4</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	13.38	8.73	8.63	8.09	7.51	7.48	5.31
TAC (°F)	19.42	16.76	15.4	13.3	8.5	5	2.5
TH (°F)	73	50	46	44	40	38	35

Partant du fait que les eaux minéralisées sont fortement tamponnées et les pH sont voisins de la neutralité, la formation en quantité notable d'hydroxyde d'aluminium peut avoir lieu. Il favoriserait alors un phénomène d'adsorption spécifique et/ou non spécifique à la surface de cet hydroxyde.

La littérature montre que l'élargissement de la zone optimale du pH de coagulation en eaux minéralisées est surtout liée à l'affinité des anions minéraux envers les sels d'aluminium entre autres , les sulfates , les phosphates et les chlorures qui peuvent être considérés comme des ligands concurrents des ions hydroxydes , ils peuvent interférer sur la précipitation des hydroxydes d'aluminium en déplaçant les ions OH<sup>-</sup> (Clément et al., 1983 ; Guesbaya , 1998 ; Bacha., ....). Cet effet est d'autant important que la concentration en sels minéraux augmente d'où la demande en coagulant plus élevée en milieux minéralisés.



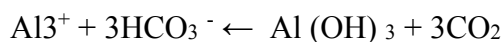


**Figure 15 :** Evolution des paramètres physico-chimique en fonction de La dose de sulfate d'alumine

La diminution de la dureté totale (TH) au cours de nos manipulations, laisse penser qu'il est fort probable que ce paramètre a joué un rôle important lors de la coagulation- floculation du Phénol. Ceci laisse penser qu'en plus de la coagulation par le sulfate d'aluminium, une coagulation par les ions de calcium ou magnésium existe. Ceci a été prouvé par **(Jeckel, 1986)** qui a observé en eau distillée que l'ajout des ions  $\text{Ca}^{2+}$  entraîne une diminution de la demande en coagulant.

Par ailleurs, nous pouvons constater que la coagulation entraîne une diminution du pH et du (TAC) (figures 15). Elle serait due à la contribution des ions  $\text{OH}^-$  provenant des ions bicarbonates  $\text{HCO}_3^-$  dans la formation de l'hydroxyde d'aluminium ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ).

Toutes ces hypothèses concordent avec celles de **Letterman et Vanerbrook (1983)** qui mentionnent que les ions bicarbonates, en plus de leur pouvoir tampon, favorisent la formation de l'hydroxyde de l'aluminium selon la réaction :



## II.7 CONCLUSION

L'étude expérimentale que nous avons menée a été consacrée à l'élimination, par floculation au sulfate d'aluminium, du phénol en eau distillée enrichie par les sels minéraux et dans des eaux minéralisées de la région de Biskra. Les résultats obtenus ont indiqué que l'élimination d'une molécule organique dépend de la nature et du nombre de groupements fonctionnels ainsi que de leur position. Ainsi, conformément à la bibliographie, le phénol a été très peu



éliminé, quelle que soit la dose de coagulant. Cependant, en eau distillée, l'élimination optimale du phénol est apparue à un  $\text{pH} = 6$  à  $7$ . Les mécanismes prédominants seraient essentiellement des mécanismes de surface, représentés par une complexation avec les espèces hydrolysées cationiques ou anioniques de l'aluminium aboutissant à des formes organo-aluminiques solubles ou insolubles selon le  $\text{pH}$  des solutions et selon la structure du composé organique. En eaux minéralisées, le rendement d'élimination de phénol est étroitement lié aux paramètres de minéralisation, et plus particulièrement à la proportion de la dureté par rapport à la minéralisation totale. La réactivité de composée organique (phénol) vis à vis du coagulant pourrait donc être dépendante non seulement de la structure chimique de ces composés, de l'importance des groupements fonctionnels dans cette structure mais aussi de la composition minérale de l'eau et donc des interactions des sels minéraux avec les groupements fonctionnels de composés organiques.

# Conclusion générale

The image features the text "Conclusion générale" in a large, bold, yellow font with a slight shadow effect. The text is centered horizontally and has a 3D appearance as if it's floating above a surface, with a dark, textured shadow cast beneath it. The shadow is composed of many fine, parallel lines, giving it a woven or mesh-like texture. The entire graphic is set against a plain white background.

La coagulation-floculation présente un intérêt qui va au-delà de la simple clarification d'une eau puisqu'elle peut éliminer, si elle est optimisée, un pourcentage important de la matière organique dissoute et rivaliser ainsi avec les traitements plus coûteux et de mise en œuvre plus complexe (adsorption, ozonation,....).

L'objectif de notre travail a été d'apprécier l'effet des sels minéraux, au cours de l'élimination de la matière organique par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. Le composé testé est une molécule organique aromatique hydroxylée (phénol).

Deux grandes parties ont été nécessaires pour présenter notre travail, une partie bibliographique et une autre expérimentale.

L'étude bibliographique divisée en deux chapitres présentés dans la première partie, nous a permis d'effectuer un état des connaissances sur les caractéristiques générales des eaux de surface et leurs traitement. Les différents aspects théoriques et pratiques de la coagulation-floculation et ses effets sur l'élimination de la matière organique ont aussi été exposés. L'influence de plusieurs paramètres sur les mécanismes d'élimination du phénol a été évoquée.

La seconde partie a porté sur l'expérimentation et elle a été présentée en deux chapitres.

Dans cette étude expérimentale nous avons décrit dans le premier chapitre les différents protocoles expérimentaux mis en œuvre au cours des essais. Ces essais ont été réalisés sur des solutions synthétiques des composés organiques précédemment cités et dissous dans des milieux de minéralisation variable (eau distillée et eaux naturelles minéralisées de la région de Biskra) et une application sur une eau de surface (eau de barrage fontaine de gazelle) pour déterminer la dose optimale pour l'élimination du phénol au sulfate d'aluminium par coagulation floculation.

La première étape a consisté à effectuer des essais de coagulation-floculation du phénol en eau distillée. L'influence de plusieurs paramètres réactionnels a été prise en compte (dose de coagulant, pH, teneur initiale du composé organique, effet des sels minéraux).

Les essais réalisés en eau distillée, nous ont permis de conclure que les pourcentages d'élimination de phénol s'améliorent lorsque la concentration initiale de ces substances et les doses de coagulant augmentent.

Le meilleur rendement d'élimination de phénol est obtenu à une concentration initiale du phénol ( $C_0=10\text{mg/l}$ ) qui de l'ordre de 47.56% avec une dose optimale de 80 mg/l de coagulant par apport aux ( $C_0=5\text{ mg/l}$  et  $C_0=15\text{mg/l}$ ).

- ❖  $C_0=5\text{mg/l}$  ———→ dose optimale de coagulant 50mg/l.
- ❖  $C_0=15\text{mg/l}$  ———→ dose optimale de coagulant 80mg/l.

L'influence du pH a révélé une meilleure élimination à pH entre 6 et 7 lorsque les composés ne sont pas dissociés, favorisant un phénomène d'adsorption sur les floes d'hydroxyde d'aluminium. Les fonctions OH et leur position en méta expliqueraient les rendements d'élimination observés.

Nous pouvons observer que les ions  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  améliorent l'élimination du phénol à des pesés comprises entre 20 et 250 mg des teneurs en calcium ou en magnésium. Cependant, dans le cas du phénol, les ions  $\text{SO}_4^{2-}$  induisent un effet inhibiteur qui est d'autant plus important que la concentration en sel augmente. Dans nos conditions expérimentales, les anions suivants sont classés dans l'ordre croissant du pouvoir inhibiteur vis à vis de l'élimination des composés phénoliques  $\text{SO}_4^{2-} > \text{Cl}^- > \text{CO}_3^{2-}$ . Le sel  $\text{CaCO}_3^{2-}$  a donné le meilleur rendement d'élimination de phénol par apport d'autres sels.

La seconde phase de l'étude expérimentale a eu pour tester le procédé de coagulation – Flocculation en présence de phénol dissous dans des eaux minéralisées afin de mieux cerner ce procédé dans les eaux naturelles.

Les résultats obtenus ont montré que la minéralisation de ces eaux pouvait notablement influencer sur le processus de coagulation-flocculation de ce composé. Comparé aux résultats des essais en eau distillée, ils ont montré que la minéralisation de l'eau pouvait avoir un effet promoteur ou inhibiteur selon la structure du composé organique testé et la qualité de l'eau de dilution.

Au vu des résultats obtenus, il est évident que les ions de la dureté de l'eau peuvent jouer un rôle important lors de la coagulation-flocculation des composés organiques phénoliques. La présence de sels minéraux semble affecter la gamme du pH optimal de coagulation. La présence des cations  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  serait bénéfique car ces ions contribuent aux mécanismes d'interaction entre les composés phénoliques et les formes de l'aluminium présent.

Les éléments constitutifs de la dureté (calcium, magnésium) peuvent provoquer un effet promoteur de la flocculation grâce à des phénomènes de pontage ou de complexation avec les composés organiques.

En milieux aqueux minéralisés, la coagulation-flocculation par le sulfate d'aluminium de phénol montre que les doses de coagulant requises en ces milieux sont beaucoup plus importantes.

La diminution de la dureté totale (TH) au cours de nos manipulations, laisse penser qu'il est fort probable que ce paramètre a joué un rôle important lors de la coagulation- flocculation du

phénol. Par ailleurs, nous pouvons constater que la coagulation entraîne une diminution du pH et du (TAC). Elle serait due à la contribution des ions  $\text{OH}^-$  provenant des ions bicarbonates  $\text{HCO}_3^-$  dans la formation de l'hydroxyde d'aluminium ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ). Il semble donc que l'efficacité d'élimination du phénol et les dosages de coagulant à adopter soient en rapport direct avec les paramètres minéraux des eaux testées.

**Références**

***bibliographiques***

- ✓ **Achour S., Moussaoui K. (1993)**, La chloration des eaux de surface algériennes et son incidence sur la formation de composés organohalogénés. *Environment Technology*, 14, 885-890
- ✓ **Achour S. (2001)**, Incidence des procédés de chloration, de floculation et d'adsorption sur l'évolution de composés organiques et minéraux des eaux naturelles, Thèse de Doctorat, Université de Tizi-Ouzou
- ✓ **Achour, S., Guesbaya, N., (2005)**. Coagulation floculation par le sulfate d'aluminium de composés organiques phénoliques et de substances humiques, *Larhyss journal*, 4, 153-168.
- ✓ **Aissat M., Azzoug O. (1988)**, Contribution à l'étude des maladies à transmission hydrique dans la Wilaya de Tizi-Ouzou, Thèse DES, Université de Tizi-Ouzou.
- ✓ **ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry),(1989)**. Toxicology profile for phenol .U.S. Department of Health and Human Services, U.S. Public Health Services, Atlanta, G A
- ✓ **Ayari F., E. Srasraet E., Trabelsi-Ayadi M. (2004)**, Application des modèles de Langmuir et Freundlich aux isothermes d'adsorption des métaux lourds par l'argile purifiée, *J. Phys. IV France* 122, Hammam-Lif, Tunisie.
- ✓ **Babcock D B, singer P C. (1979)**, Chlorination and coagulation of humic and fulvic acids, *J. Am. Water. Wks. Ass.*, 71, 3, 149-152.
- ✓ **Bazer-Bachi. (1990)**, Modélisation mathématique du taux de coagulant dans une station de traitement d'eau, *Revue des sciences de l'eau*, 3, 4,377-397.
- ✓ **Beaudry J.P. (1984)**, Traitement des eaux, Ed. Le Griffon d'Argile, Quebec.
- ✓ **Beaudry J.P. (1984)**, Traitement des eaux, Ed. Le Griffon d'Argile INC, Canada.
- ✓ **Ben Alia Y., Amrane N. (2002)**, Influence de la dureté de l'eau sur l'élimination de composés organiques par floculation, Mémoire d'ingénieur en Hydraulique, Université de Biskra.
- ✓ **Besnard E. (1999)**, Influence d'amendements organiques sur la rétention du cuivre dans les sols des vignobles de champagne : conséquences environnementales. Thèse. Université de Reims Champagne-Ardenne.
- ✓ **Bettero J. Y., Lartiges B. (1992)**, Séparation liquide-solide par coagulation floculation : Les coagulants/floculant, mécanismes d'agrégation, structure et densité Des floes, mines et carrières-Industrie minérale- *Les Techniques*, 10, 37-43.

- ✓ **Bottero J Y, Lartiges B. (1992)**, Séparation liquide-solide par coagulation floculation : les coagulants/floculant, mécanismes d'agrégation, structure et densité des floes, Mines et carrières Industrie minérales Les Techniques, 37-44.
- ✓ **Bougdah Nabil. (2007)**, Etude de l'adsorption de micropolluants organiques sur la bentonite. Université 20 Aout 55, Skikda, Faculté des Sciences et Sciences de l'Ingéniorat, Département des Sciences Fondamentales, Spécialité Chimie, Option pollution chimique et environnement.
- ✓ **Bouras O. (2003)**, Propriétés adsorbantes d'argiles pontées organophiles : Synthèses et caractérisation, Thèse de doctorat, université de Limoges.
- ✓ **Bourrelier, P-H., Berthelin, J. (1998)**, Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion Académie des sciences, rapport n°42.Ed. Technique&Documentation.
- ✓ **Bouazza F, (2012)**. Elimination des polluants organiques par des argiles naturelles et modifiées, mémoire de magistère université Abou Berk Belkaid Tlemcen, pp 9-11.
- ✓ **Buffle, J., Altman, R. S., Vilella, M., and Tessier, A. (1990)**, Complexation by natural heterogeneous compounds: site occupation distribution functions, a normalized description of metal complexation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54, 1535- 1553.
- ✓ **Buffle, J., Wilkinson, K. J., Fillella, M., and Zang, J. (1998)**, A generalized description of aquatic colloidal interactions: the three-colloidal component approach. *Environmental Science & Technology*, 32, 2887-2899.
- ✓ **CCMRE, (1987)**. (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement) .Recommandation pour la qualité des eaux .Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux.
- ✓ **CIDF Centre International De Formation. (2000)**, Principes généraux de traitement Des eaux, Lyonnaise des Eaux.
- ✓ **CIDF-Ldeseaux. (2000)**, CIDF Centre International De Formation. Principes Généraux de traitement des eaux, Lyonnaise des Eaux.
- ✓ **Clark R.M., Goodrich J.A., Wymer L.J. (1993)**. Effect of the distribution system on drinking water quality, *J. Water SRT-Aqua*, 42, 1, 30-38.
- ✓ **Clément M., Seux R., Moussa B. (1983)**. Etude des facteurs déterminant la fuite en aluminium dans les eaux d'alimentation préparées à partir d'eaux clarifiées par des sels de ce métal, *Trib. Cebedeau*, 480, 336, 469-481.



- ✓ **Cornet J. L. (1981)**, Détermination des gradients hydrauliques dans les différentes phases du traitement des eaux, technique de l'eau et de l'assainissement.
- ✓ **De Laat J. Merlet N, Dore M. (1982)**, Chloration de composés organiques : Demande en chlore et réactivité vis-à-vis de la formation de trihalométhanés, Wat. Res., 16, 1437-1450.
- ✓ **Degremont. (1978)**, Mémento technique de l'eau, Ed. Degremont, Paris.
- ✓ **Degremont. (1989)**, Mémento Technique De L'eau, 9<sup>ème</sup> Ed., Ed. Lavoisier, Paris, Tome 1, 575-581.
- ✓ **Degremont. (1989)**, Mémento technique de l'eau, Technique et documentation, tome 1, 1989, P : 5, 24,25.
- ✓ **Degremont. (1990)**, Mémento technique de l'eau, 9<sup>ème</sup> Edition, Ed. Degremont, Paris, Tome 1.
- ✓ **Desjardins R. (1997)**, Le traitement des eaux. Éditions de l'cole Polytechnique de Montréal, 2<sup>e</sup> édition revue et améliorée. 304.
- ✓ **Desjardins R., Lavoie J., Lafrance P., Et Prevoste M. (1991)**, Comparaison de l'évolution de la qualité de l'eau dans deux réseaux de distribution. Science et Technique de l'eau, vol 24 N° 04. pp 321-331.
- ✓ **Deichmann, W .B. Et M.L. Keplinger, (1981)**. Phenol and phenolic compounds, dans Patty's industrial hygiene and toxicology, G.D. Clayton E F.E. Clayton, éd. John Wiley and Sons, New York.
- ✓ **De Laat J. Merlet N, Dore M. (1982)**, Chloration de composés organiques : Demande en chlore et réactivité vis-à-vis de la formation de trihalométhanés, Wat. Res., 16, 1437-1450.
- ✓ **Dobbins, D. C., J Thornton-Manning, D.D .Jones et T.W. Federle, (1987)**. (Mineralization potential for phenol in subsurface soils.) J Environ Qual.16:54-58.IPCS (International Programme on Chemical Safety/Programme international sur la sécurité des substances chimique) 1994a Environmental Heath Criteria 161 : phenol. Organisation mondiale de la santé, Genève. 151p.
- ✓ **Doré M. (1989)**, Chimie des oxydants- traitement des eaux, Ed. Lavoisier, Paris
- ✓ **Edeline M F. (1992)**, Epuration physico-chimique des eaux, 2<sup>ème</sup> édition, Ed. Cebedoc, France.
- ✓ **Environnement Canada, (1997)** ,Résultats des enquêtes industrielles effectuées sous le régime de l'article 16 de la LCPE concernant la deuxième liste des substances d'intérêt

- prioritaire et di (2-éthylhexyle) phthalate, Section des méthodes d'utilisation, Direction de l'évaluation des produits chimiques commerciaux, Hull(Québec)
- ✓ **Galal-Gorchev, H. (1996)**, Chlorine in water disinfection, Pure & Applied Chemistry 68, pp.1731- 1735.
  - ✓ **Gomella C., Guerree H. (1978)**, Le traitement des eaux publiques industrielles et privées, Ed. Eyrolles, Paris.
  - ✓ **Guesbaya N. (1998)**, Elimination des composés organiques par le procédé de coagulation floculation, Thèse de magister, Université de Biskra.
  - ✓ **Hall E S, Packham R F. (1965)**, Coagulation of organic color with hydrolyzing coagulants, j. am. Water. Wks. A ss., 57, 9, 1149-1166.
  - ✓ **Hernandez De Leon. (2006)**, Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable, thèse de doctorat en Sciences Appliquées, Toulouse.
  - ✓ **Hecini L., Achour S. (2008)**, Elimination des composés organiques phénoliques par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium, Larhyss Journal, 07, 47-57. Biskra, Algérie.
  - ✓ **Jeckel M. (1986)**, Interaction of humic acids and aluminum salts in the flocculation process-water, 20, 12, 1535-154.
  - ✓ **JULIEN R. (1983)**, 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, 157
  - ✓ **Julien f, Gueroux b, Mazet m. (1994)**, Comparaison de l'élimination de molécules organiques par coagulation-floculation et par adsorption sur floes d'hydroxyde métallique préformés, Water. Res. 28, 12, 2567-2574.
  - ✓ **Kattab, (1992)**.Traitement des eaux « les eaux potables », O.P.U., Alger.
  - ✓ **Kemmer F. N. (1984)**, Manuel de l'eau, Edition technique et documentation, Lavoisier, Paris.
  - ✓ **Kemmer F. N. (1984)**, Manuel de l'eau, Ed. NALCO.
  - ✓ **Lacey R.E., Loeb S. (1972)**. Industrial processing with membranes, Wiley Interscience, New York.
  - ✓ **Lamy, I., Sterckeman, T., Cambier, P., Jaffrezic, A., van Oort, F., Baize, D., Chaussod, R., Denaix, L., Cornu, S. (2005)**. Chap. 21 : Présence et impact des éléments traces dans les sols .Dans Girard, M-C., Walter, C., Rémy, J-C., Berthelin, J.Morel, J-L. Sols et environnement- cours, exercices et études de cas. Ed .Dunod.

- ✓ **Lazergui A., Boughedaoui M. (1987)**, Etude de la substitution de l'ASP 6 par la silice activée et la bentonite dans traitement du barrage Ghrib, Thèse Ingénieur, ENP, Alger.
- ✓ **Le Chevalier M.W. (1990)**. Coliform regrowth in drinking water: a Review, J. Am. Water Works Assoc., 82, 11, 74-86.
- ✓ **Legube B. (1983)**, Contribution à l'étude de l'ozonation de composés aromatiques en solution aqueuse, thèse de doctorat ES-Sciences Physiques, Université de Poitier.
- ✓ **Lefebvre E. (1990)**, Coagulation des substances humiques aquatiques par le fer ferrique en milieu aqueux. Effet de la Préoxydation, Thèse de Doctorat, université de Poitiers.
- ✓ **Lefebvre E., Legube B. (1990)**, Coagulation par Fe(III) de substances humiques Extraites d'eaux de surface : Effet du pH et de la concentration en substances humiques, Wat. Res., 24(5), 591-606.
- ✓ **Lefebvre, E., Legube, B. (1991)**, Influence de la préoxydation sur la coagulation par le chlorure ferrique de la matière organique, Rev. Sci. Eau, 4, 499-520.
- ✓ **Lefebvre E., et Croue J.P., (1995)**. Modification de la matière organique lors des traitements conventionnels de potabilisation, Rev. Sci. Eau, 463-479, 8
- ✓ **Lengo K M . (1994)**, Effets comparés de divers coagulants sur l'enlèvement de la matière organique des eaux à potabiliser - influence de la préhydrolyse. Mémoire de maîtrise - Département de Génie Civil. École Polytechnique de Montréal. 120.
- ✓ **Letterman R.D., vanerbrook S.G. (1983)**, Effect of solution chemistry on coagulation with hydrolyzed Al (III) signification of sulfate ion and pH, Wat. Res., 17, 195-204.
- ✓ **Lind C. (1994)**, Coagulation Control and Optimization: Part 1, Public Works, Oct.
- ✓ **Lind C. (1994)**, Coagulation Control and Optimization: Part 2, Public Works, Nov
- ✓ **Masschelein W J. (1999)**, Processus unitaires du traitement de l'eau potable. Editeur: Cebedoc.
- ✓ **McNeely, R., V.P. Neimanis et L.Dwyer. (1979)**, Composés phénoliques, dans références sur la qualité des eaux ; Guide des paramètres de la qualité des eaux Environnement Canada, Direction générale des eaux intérieures, Direction de la qualité des eaux Ottawa.
- ✓ **Meier M, Namjesnik K, Maurice P Et AIKEN G R. (1999)**, Fractionation of aquatic natural organic matter upon sorption to goethite and kaolinite. Chemical geology, 157,275-284
- ✓ **Moamer Ehtash .le lundi 11 juillet 2011**.Purification des eaux polluées par phénol dans un pertracteur a disques tournants, Institut national des sciences appliquées de Rouen.
- ✓ **Morita, H. (1974)**, Phtallic acid ester in water, Water. Res, 781-792.

- ✓ **Mouchet P. (1991)**, les modalités de traitement des eaux brutes : quelle qualité d'eau ? Quels procédés ?, S.T.P, PHARMA PRATIQUE 1 ? Page 136-148.
- ✓ **Mouchet P. (1991)**, Les modalités de traitement des eaux brutes. STP. Pharmapratiques, 138-147.
- ✓ **Moussaoui S. (2012)**, Valorisation des plans secs dattiers dans le traitement des eaux contaminées par phénol, Mémoire de master, université d'Ouargla, pp 9-11.
- ✓ **Nalco. (1993)**, Manuel de l'eau. Edt, Tec et Doc. ISBN 9782852062207.
- ✓ **Oldham W.F., Gloyne E.F. (1969)**. Effect of colored organics on iron removal, J. Am. Water Works Assoc., 64, 7, 590-595.
- ✓ **OMS (Organisation mondiale de la santé).1994**. Phenol. Critère d'hygiène de l'environnement 161.Genève.
- ✓ **Packham R. F., Ratnayayka, D .D. (1992)**, Water clarification with aluminium Coagulants, Water supply, 10, 4, 35-47.
- ✓ **Rahni M. (1994)**. Coagulation-floculation de quelques composés organiques par le fer ferreux en milieu aqueux : Etude de mécanisme et comparaison avec l'adsorption, Thèse de Doctorat, Université de Poitiers, France.
- ✓ **Randtke S J, Jespen C P. (1981)**, Chemical pre-treatment for actived carbon adsorption. J. am. Water. Wks. ass, 73, 8,411-419.
- ✓ **Rohi R., Gaïd A. (1987)**, Optimisation du traitement physico-chimique d'une eau de surface .Cas de l'oued Kessir alimentant la ville de Jijel, T.S.M L'eau, 4,169-171.
- ✓ **Rezeg A. (2010)**, Etude des mécanismes d'élimination de la matière organique par un Procédé combiné floculation-adsorption en présence de sels et d'oxydes métalliques. Thèse de Doctorat en sciences hydrauliques .Université de Biskra.
- ✓ **Rezeg A. (2004)**, Elimination d'acides organiques hydroxylés et carboxylés par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. Thèse de Magister en sciences hydrauliques. Université de Biskra.
- ✓ **Rodier, J. (1984)**, L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 7eme édition, Ed. Dunod.
- ✓ **Rodier J. (1996)**, L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 8ème Ed .Dunod, Paris.
- ✓ **Rodier, J. (2005)**, L'analyse de l'eau : Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, 9eme édition, Ed. Dunod. Paris
- ✓ **Roland(2000)**, Environnement et santé publique.

- ✓ **Ruthve. D.M. (1984)**, Principles of adsorption and adsorption processes. John Wiley and Sons.
- ✓ **Seghairi, N. (1998)**, Possibilités de rétention des matières organiques par adsorption sur la bentonite, Thèse de Magister en Sciences Hydrauliques, Université de Biskra, 134 p.
- ✓ **Seghiri R. (1996)**, Elimination des substances humiques extraites de l'eau de la retenue de Hammam-Ghrouz par coagulation-floculation avec le fer ferrique et les sels d'aluminium, Thèse de Magister, université de Constantine.
- ✓ **Semmens, M.J., Field, T.K. (1980)**, Coagulation: Experiences in organics removal, j. am. Water. Wks. A ss. , 72, 8, 476-483.
- ✓ **SEMMENS M.J., AYERS K. (1985)**. Removal by coagulation of trace organics From Mississippi River, Journal AWWA, 77, 5, 79-84.
- ✓ **Tardat et Henry M ; Beaudry J.P. (1984)**, Chimie des Eaux, Ed. de Griffon d'argile, INC, Canada.
- ✓ **Tardat-Henry M. (1989)**, Évolution des dérivés de l'aluminium utilisés comme agents de coagulants. Sciences et Techniques de l'Eau. 297-304.
- ✓ **Thebault P. (1978)**, Elimination des matières organiques et des micropolluants contenus dans les eaux de surface : Role et efficacité des coagulants, thèse de Docteur-ingénieur, I.N.P.L, Nancy, France.
- ✓ **Valiron F. (1984)**, Gestion des eaux. Alimentation en eaux, assainissement, presse de l'école nationale des ponts et chaussées, France.
- ✓ **Valentin. (2000)**, Construction d'un capteur logiciel pour le contrôle automatique du procédé de coagulation en traitement d'eau potable. Thèse de doctorat, UTC/Lyonnaise des Eaux/CNRS, 2000.
- ✓ **Van Breemen, An., Nieuwstad, T.J., Van Der Meent-Olieman. (1979)**, The fate of Fulvic acids during water treatment, Wat. Res., 13, 8, 771-780.
- ✓ **Van De Ven, T. G. M. (1989)**, Colloidal hydrodynamics. London: Academic Press.
- ✓ **Verwey, E. and Overbeek, J. (1948)**, Theory of the stability of lyophobic colloids', Elsevier, Amsterdam, New York.
- ✓ **Vigouret J. (1985)**, Le potentiel zêta et son application dans le traitement de l'eau Potable, T.S.M, 3, 91-95.
- ✓ **Whitehouse J.D. (1967)**, A study of the removal of pesticides from water-These, university of Kentucky, Lexington U.S.A.

- ✓ **Yousef L., Achour S. (2004)**, Etude de l'élimination des fluorures des eaux de boisson par adsorption sur bentonite, Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, N° 03, Université de Biskra.

# Annexes

<b>Concentration initial du phénol : 5 mg/l</b>						
<b>coagulant (mg/l)</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>50</b>	<b>80</b>	<b>100</b>	<b>150</b>
<b>Absorbance</b>	0.169	0.142	0.135	0.137	0.139	0.140
<b>C<sub>f</sub></b>	5.05	3.63	3.26	3.36	3.47	3.52
<b>Rendement %</b>	0	15.97	20.11	18.93	17.75	17.15
<b>pH</b>	5.94	4.93	4.53	4.36	4.20	4.15
<b>Conductivité (µs/cm)</b>	741	801	851	886	944	1025
<b>Concentration initial du phénol : 10 mg/l</b>						
<b>coagulant (mg/l)</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>50</b>	<b>80</b>	<b>100</b>	<b>150</b>
<b>Absorbance</b>	0.267	0.152	0.144	0.140	0.142	0.144
<b>C<sub>f</sub></b>	10.21	4.15	3.73	3.52	3.63	3.73
<b>Rendement %</b>	0	43.07	46.06	47.56	46.81	46.06
<b>pH</b>	6.15	5.88	5.7	5.5	5.2	4.32
<b>Conductivité (µs/cm)</b>	35.8	100	250	368	442	572
<b>Concentration initial du phénol : 15 mg/l</b>						
<b>coagulant (mg/l)</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>50</b>	<b>80</b>	<b>100</b>	<b>150</b>
<b>Absorbance</b>	0.363	0.250	0.240	0.238	0.239	0.245
<b>C<sub>f</sub></b>	15.26	9.31	8.78	8.68	8.73	9.05
<b>Rendement %</b>	0	31.12	33.38	34.43	34.15	32.50
<b>pH</b>	5.25	5.15	4.90	4.53	4.40	4.12
<b>Conductivité (µs/cm)</b>	39.4	121.4	249	357	417	559

**Tableau 1 :** Influence de la dose de coagulant sur l'élimination du phénol à des concentrations différentes (C<sub>f</sub> concentration finale).

<b>Dose de coagulant (mg/l)</b>	<b>50</b>					
<b>pH</b>	4	6	7	8	10	11
<b>Absorbance</b>	0.135	0.132	0.131	0.142	0.149	0.153
<b>C<sub>f</sub></b>	3.26	3.10	3.05	3.63	4	4.21
<b>Rendement %</b>	20.11	21.89	22.48	15.97	11.83	9.46

**Tableau 2 :** Influence de pH sur l'élimination du phénol.



<b>CaSO<sub>4</sub>, 2H<sub>2</sub>O</b>						
<b>Concentration du sel (mg/l)</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>200</b>	<b>250</b>
<b>Absorbance</b>	0.140	0.197	0.195	0.199	0.203	0.208
<b>C<sub>r</sub></b>	3.52	6.52	6.42	6.63	6.84	7.10
<b>Rendement %</b>	47.56	26.21	26.96	25.46	23.97	22.09
<b>pH</b>	4.37	4.32	4.31	4.35	4.37	4.40
<b>Ca Cl<sub>2</sub>, 2H<sub>2</sub>O</b>						
<b>Concentration du sel (mg/l)</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>200</b>	<b>250</b>
<b>Absorbance</b>	0.140	0.182	0.178	0.183	0.186	0.187
<b>C<sub>r</sub></b>	3.52	5.73	5.52	5.78	5.94	6
<b>Rendement %</b>	47.56	31.83	33.33	31.46	30.33	19.96
<b>pH</b>	4.19	4.27	4.24	4.22	4.12	4.33
<b>CaCO<sub>3</sub></b>						
<b>Concentration du sel (mg/l)</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>200</b>	<b>250</b>
<b>Absorbance</b>	0.140	0.177	0.169	0.180	0.192	0.196
<b>C<sub>r</sub></b>	3.52	5.47	5.05	5.63	6.26	6.47
<b>Rendement %</b>	47.56	33.33	36.32	35.58	31.58	31.83
<b>pH</b>	4.51	4.23	4.20	4.71	5.03	5.15
<b>MgSO<sub>4</sub>, 7 H<sub>2</sub>O</b>						
<b>Concentration du sel (mg/l)</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>200</b>	<b>250</b>
<b>Absorbance</b>	0.140	0.219	0.217	0.229	0.234	0.237
<b>C<sub>r</sub></b>	3.52	7.68	7.57	8.21	8.47	8.63
<b>Rendement %</b>	47.56	17.97	18.72	14.23	12.35	11.23
<b>pH</b>	4.45	4.39	4.38	4.44	4.54	4.60
<b>MgCl<sub>2</sub>, 6 H<sub>2</sub>O</b>						
<b>Concentration du sel (mg/l)</b>	<b>0</b>	<b>20</b>	<b>50</b>	<b>100</b>	<b>200</b>	<b>250</b>
<b>Absorbance</b>	0.140	0.211	0.209	0.212	0.215	0.217
<b>C<sub>r</sub></b>	3.52	7.26	7.15	7.31	7.47	7.57
<b>Rendement %</b>	47.56	29.97	21.72	20.59	17.47	18.72
<b>pH</b>	4.87	4.60	4.47	4.50	4.55	4.70

**Tableau 3** : Influence des sels minéraux sur le pourcentage d'élimination du phénol en eau distillée.

Paramètres	Eau Chaiba					
	Dose de coagulant (mg/l)					
	0	20	50	80	100	150
Absorbance	0.229	0.116	0.109	0.115	0.117	0.119
C <sub>f</sub>	10.12	3.35	2.94	5.69	3.41	8.32
Rendement %	0	49.34	52.4	49.78	48.9	48.03
pH	7.54	7.43	7.19	7.01	6.99	6.78
TH	50	42	26.7	20	14.5	7.8
TAC	18.5	15.8	8.3	5.3	4.9	1.44
Paramètres	Eau manbaa alghezlane					
	Dose de coagulant (mg/l)					
	0	20	50	80	100	150
Absorbance	0.204	0.201	0.092	0.098	0.100	0.103
C <sub>f</sub>	9.96	9.77	2.87	3.25	3.37	3.56
Rendement %	0	50.49	54.9	51.96	50.98	49.5
pH	7.84	7.16	7.38	7.16	7.11	7.64
TH	36	35	26	15	4.1	4
TAC	5.7	5.1	4.7	4.5	4.1	3.1

**Tableau 4** : Influence de la dose de coagulant sur l'élimination du phénol en eaux Minéralisées.

Paramètres	Eau fontaine des Gazelles C=10mg/l					
	Dose de coagulant (mg/l)					
	0	20	50	80	100	150
Absorbance	0.337	0.317	0.280	0.250	0.253	0.276
C <sub>f</sub>	10.12	8.77	6.70	4.24	4.44	5.39
Rendement %	0	5.93	16.91	25.81	24.92	18.1
pH	8.12	7.66	7.26	6.91	6.72	6.32
TH	73	50	46	44	40	38
TAC	19.42	16.76	15.4	13.3	8.5	5
Oxy.KMnO <sub>4</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	8.73	6.63	8.09	7.51	7.48	5.31

**Tableau 5** : Influence de la dose de coagulant sur l'élimination du phénol en eau de barrage.

## Résumé :

L'objectif de l'étude est d'observer l'efficacité de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium sur l'élimination du phénol. Les essais de Jar-Test ont été réalisés sur de composé phénolique dissous dans l'eau distillée et différents paramètres réactionnels ont été variés (pH, dose de coagulant, teneur initiale en phénol). Les essais se sont déroulés d'une part sur des solutions synthétiques de composé organique d'eau distillée enrichies par les ions de calcium et de magnésium introduits sous différentes forme ( $\text{CaCl}_2, 2\text{H}_2\text{O}$  ;  $\text{CaSO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$  ;  $\text{CaCO}_3$  ;  $\text{MgCl}_2, 6\text{H}_2\text{O}$  ;  $\text{MgSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$ ). L'ajout de sels minéraux semble améliorer les rendements d'élimination du phénol. L'application de ce procédé à des eaux minéralisées (eaux de forage), aboutit à une amélioration des rendements comparés à ceux de l'eau distillée. La réactivité du phénol vis à vis du coagulant pourrait donc être dépendante non seulement de la structure chimique de ce composé, de l'importance des groupements fonctionnels dans cette structure mais aussi de la composition minérale de l'eau et des interactions des sels minéraux avec les groupements fonctionnels de composés organiques.

**Mots clés :** Phénol, sels minéraux, coagulation -floculation, sulfate d'aluminium, mécanismes.

## المخلص:

الهدف من هذه الدراسة هو مراقبة فعالية التخثر -التكتل بواسطة كبريتات الألومونيوم لإزالة الفينول حيث أجريت عدة تجارب للمركب الفينولي الذائب في الماء المقطر وذلك بتغيير عدة عوامل تفاعلية ( درجة الحموضة ، تركيز مخثر، تركيز الأولي للفينول ) وجرت الاختبارات على المحاليل الاصطناعية من المركبات العضوية الماء المقطر الغني بأيونات الكالسيوم و المغنيسيوم التي أدخلت في أشكال مختلفة ( $\text{CaCl}_2, 2\text{H}_2\text{O}$  ;  $\text{CaSO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$  ;  $\text{CaCO}_3$  ;  $\text{MgCl}_2, 6\text{H}_2\text{O}$  ;  $\text{MgSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$  ) عند إضافة الأملاح المعدنية يظهر تحسين مردود إزالة المركب الفينولي التي تم اختبارها. تطبيق هذه الطريقة على مياه المعدنية ( مياه الآبار ) ، أعطت مردود أحسن مقارنة بالماء المقطر. و تفاعل الفينول مع المخثر قد يكون لا يعتمد فقط على التركيب الكيميائي لهذا المركب، أهمية المجموعات الوظيفية في هذا الهيكل وكذلك التركيب المعدني للماء و تفاعلات الأملاح المعدنية مع المجموعات الوظيفية للمركبات العضوية .

**الكلمات المفتاحية :** الفينول ، الأملاح المعدنية ، التخثر -التكتل ، كبريتات الألومونيوم ، آليات .

**Abstract:**

The objective of the study is to observe the effectiveness of the coagulation-flocculation by aluminum sulphate on the elimination of phenol. Trials of Jar- Test Tests were carried out on phenolic compound dissolved in distilled water and various reaction parameters were varied (pH, coagulant dose, initial phenol content). The tests took place one hand on synthetic solutions organic compound of distilled water enriched with calcium and magnesium ions introduced in different form ( $\text{CaCl}_2, 2\text{H}_2\text{O}$ ;  $\text{CaSO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$ ;  $\text{CaCO}_3$ ;  $\text{MgCl}_2, 6\text{H}_2\text{O}$ ;  $\text{MgSO}_4, 7\text{H}_2\text{O}$ ).The addition of minerals salts appears to improve removal efficiencies of phenol. The application of this method to mineralized water (well water) results in improved yields compared to those of distilled water. The reactivity of the phenol with respect to the coagulant may be dependent not only on the chemical structure of this compound, the importance of functional groups in this structure but also to the mineral composition of the water and the interactions of mineral salts with the functional groups of organic compounds.

**Key words:** Phenol, minerals salts, coagulation –flocculation, aluminum sulphate, mechanisms.